

TEXTE

83/2023

Abschlussbericht

Ermittlung der Klimaschutzpotentiale in der Kreislaufwirtschaft für Deutschland und die EU

Teilbericht Deutschland

von:

Regine Vogt, Noora Harju, Andreas Auberger
ifeu Heidelberg

Winfried Bulach, Cornelia Merz, Günter Dehoust, Hartmut Stahl
Öko-Institut e.V.

Jürgen Gonser, Volker Küchen
ARGUS Berlin

Herausgeber:

Umweltbundesamt

TEXTE 83/2023

Ressortforschungsplan des Bundesministeriums für
Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit

Forschungskennzahl 3718 41 305
FB001100

Abschlussbericht

Ermittlung der Klimaschutzpotentiale in der Kreislaufwirtschaft für Deutschland und die EU

Teilbericht Deutschland

von

Regine Vogt, Noora Harju, Andreas Auberger
ifeu Heidelberg

Winfried Bulach, Cornelia Merz, Günter Dehoust,
Hartmut Stahl
Öko-Institut e.V.

Jürgen Gonser, Volker Küchen
ARGUS Berlin

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Impressum

Herausgeber

Umweltbundesamt
Wörlitzer Platz 1
06844 Dessau-Roßlau
Tel: +49 340-2103-0
Fax: +49 340-2103-2285
buergerservice@uba.de
Internet: www.umweltbundesamt.de

■ [/umweltbundesamt.de](http://umweltbundesamt.de)

🐦 [/umweltbundesamt](https://twitter.com/umweltbundesamt)

Durchführung der Studie:

Institut für Energie- und Umweltforschung - ifeu
Wilckensstraße 3
69120 Heidelberg

Abschlussdatum:

Februar 2023

Redaktion:

Fachgebiet III 2.4
Dr. Julia Vogel

Publikationen als pdf:

<http://www.umweltbundesamt.de/publikationen>

ISSN 1862-4804

Dessau-Roßlau, Juni 2023

Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autorinnen und Autoren.

Kurzbeschreibung: Ermittlung der Klimaschutzpotentiale in der Kreislaufwirtschaft für Deutschland und die EU – Teilbericht Deutschland

Klimaschutzpotentiale der Kreislaufwirtschaft sind in dieser Studie mittels Ökobilanzmethode der Abfallwirtschaft ganzheitlich ermittelt. Es ist die Gesamtheit der Emissionen aus der Abfallbehandlung umfasst sowie auch die Leistungen durch die Erzeugung von Sekundärrohstoffen und Energie und die damit mögliche Substitution von Primärprodukten.

Für Deutschland und die EU wird das gegebene Treibhausgas-Minderungspotenzial für das Basisjahr 2017 aufgezeigt und für das Zieljahr 2030 dargelegt wie auch künftig Beiträge erzielt werden können. Neben Siedlungsabfällen sind Lebensmittelabfälle als Sonderbilanzraum eingehender und Produktions- und Gewerbeabfälle sowie Bau- und Abbruchabfälle überschlägig betrachtet. Betrachtet sind zudem Möglichkeiten die Vorbereitung zur Wiederverwendung sowie die Abfallvermeidung einzubeziehen. Dieser Teilbericht stellt die Ergebnisse für Deutschland vor.

Alle Bilanzräume zeigen im Nettoergebnis THG-Entlastungspotenziale. In den Szenarien 2030 sind diese aufgrund der Defossilisierung des Energiesystems rückläufig. Diesem Effekt, der notwendigerweise mit zunehmender Umsetzung der dringlich zu erreichenden Klimaschutzziele eintritt, wirken abfallwirtschaftliche Optimierungsmaßnahmen entgegen. Fazit ist, es bestehen weiter wichtige Klimaschutzpotenziale. Es bedarf gemeinsamer Anstrengungen, um ambitionierte Ziele zur Steigerung der getrennten Erfassung und des Recyclings zu unterstützen. Dies gilt verstärkt auf EU-Ebene begleitend zu Maßnahmen für eine schnelle Beendigung der Deponierung.

Abstract: Determining climate protection potentials in the circular economy for Germany and the EU – Partial report Germany

Climate protection potentials of the circular economy are determined holistically by means of the life cycle assessment method of waste management in this study. It includes emissions from all waste treatments as well as the benefits from the generation of secondary raw materials and energy and the resulting possible substitution of primary products.

For Germany and the EU, the given greenhouse gas mitigation potential is shown for the base year 2017, and for the target year 2030, it is outlined how contributions can also be achieved in the future. In addition to municipal solid waste, food waste is considered in more detail as a special balance, and commercial and industrial waste as well as construction and demolition waste are considered roughly. Also considered are possibilities to include preparation for re-use and waste prevention. This partial report presents the results for Germany.

All balance areas show GHG emission savings potentials in the net result. In the 2030 scenarios, these are declining due to the defossilisation of the energy system. This effect, which necessarily occurs with increasing implementation of the climate protection targets that urgently need to be achieved, is counteracted by waste management optimisation measures. Conclusion is that important climate protection potentials still exist. Joint efforts are needed to support ambitious targets for increasing separate collection and recycling. This applies to a greater extent at the EU level, in parallel with measures for a rapid end to landfilling.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis.....	11
Tabellenverzeichnis.....	12
Abkürzungsverzeichnis.....	17
Zusammenfassung.....	19
Summary.....	40
1 Einleitung und Untersuchungsrahmen.....	61
2 Hintergrund und Ziele.....	62
3 Vorgehensweise Mengendatenerhebung.....	63
3.1 Methodologie und Datenquellen.....	63
3.2 Abgrenzung der 4 Abfallbilanzräume.....	63
4 Grundlagen der THG-Bilanzierung.....	64
4.1 Methode.....	64
4.1.1 Ökobilanz der Abfallwirtschaft.....	64
4.1.2 Weitere Randbedingungen, Konventionen.....	66
4.1.3 Wirkungsabschätzung Treibhauseffekt.....	68
4.2 Vorgehen Bilanzierung.....	68
4.2.1 Einordnung gegenüber Vorgängerstudien.....	69
4.2.2 Sammlung und Transport.....	69
4.2.3 Deponierung.....	70
4.2.4 Thermische Behandlung.....	70
4.2.5 Mechanisch biologische Behandlung.....	72
4.2.6 „Mischabfallsortierung“.....	74
4.2.7 Recycling trockene Wertstoffe.....	75
4.2.7.1 Glas.....	75
4.2.7.2 PPK.....	75
4.2.7.3 Kunststoffe.....	77
4.2.7.4 Metalle.....	78
4.2.7.5 Strombedarf und Ausbeuten Aufbereitung.....	79
4.2.7.6 LVP & StNVP.....	80
4.2.8 Recycling organische Wertstoffe.....	82
4.2.8.1 Kompostierung und Vergärung organische Wertstoffe aus Siedlungsabfall.....	82
4.2.8.2 Kompostprodukte und -anwendung.....	84
4.2.9 Altholz.....	85

5	Siedlungsabfälle.....	87
5.1	Abfallaufkommen und -verbleib	87
5.1.1	Einleitung	87
5.1.2	Aufkommen nach Destatis (2019b)	87
5.1.3	Exportierte Mengen nach Destatis (2019b).....	88
5.1.4	Aufkommen nach Einzeltabellen aus FS19, R1 (Destatis 2019b).....	89
5.1.5	Auswertung der Sondertabellen (Destatis 2019b)	89
5.1.5.1	Thermische Abfallbehandlungsanlagen.....	90
5.1.5.2	Feuerungsanlagen.....	90
5.1.5.3	Biologische Behandlungsanlagen	90
5.1.6	Verpackungsabfälle.....	91
5.1.7	Output Behandlungsanlagen	92
5.1.7.1	Thermische Abfallbehandlung	92
5.1.7.2	Mechanisch biologische Abfallbehandlung	93
5.1.8	Weitere Behandlungsanlagen.....	95
5.1.9	Aufkommen und Verbleib für die Bilanzierung	95
5.1.10	Eigenkompostierung.....	102
5.1.11	Neue Verfahren.....	103
5.1.11.1	Pyrolyse biogener Rest- und Abfallstoffe	104
5.1.11.2	Hydrothermale Carbonisierung (HTC) biogener Rest- und Abfallstoffe.....	105
5.1.11.3	Soldatenfliegenlarve zur Behandlung von biogenen Rest- und Abfallstoffen.....	106
5.2	Abfallzusammensetzung Restmüll und Kenndaten	106
5.3	Beschreibung der THG-Bilanzszenarien 2030	109
5.3.1	Leitszenario 2030.....	111
5.3.1.1	Annahmen zur gesteigerten getrennten Erfassung und Verwertung von Wertstoffen.....	111
5.3.1.2	Annahmen zur Erstbehandlung im Leitszenario 2030.....	113
5.3.1.3	Annahmen zu technischen Optimierungen	116
5.3.2	Szenario mit Eigenkompostierung in der RC-Rate	118
5.3.3	Szenarien, Sensitivität Emissionsfaktoren Strom, Wärme.....	121
5.3.4	Methodischer Ansatz zur Einbindung der Vorbereitung zur Wiederverwendung und der Abfallvermeidung	122
5.3.4.1	Einbindung Vorbereitung zur Wiederverwendung.....	125
5.3.4.2	Einbindung Abfallvermeidung	129

5.4	Ergebnisse THG-Bilanzen	130
5.4.1	Basisvergleich.....	131
5.4.2	Vergleiche mit Szenarien und Sensitivitäten	134
5.4.2.1	Sensitivität „business as usual“	135
5.4.2.2	Szenario mit Eigenkompostierung in der RC-Rate.....	136
5.4.2.3	Szenarien, Sensitivität Emissionsfaktoren Strom und Wärme	139
5.4.2.4	Sensitivität mit Vorbereitung zur Wiederverwendung und Abfallvermeidung.....	141
6	Sonderbilanzraum Lebensmittelabfälle	144
6.1	Abfallaufkommen und -verbleib	144
6.1.1	Einleitung	144
6.1.2	Stoffströme in Deutschland	146
6.1.2.1	Abfallaufkommen und -verbleib nach Destatis	146
6.1.2.2	Datenbasis Destatis und Thünen (2019a).....	153
6.1.3	Aufkommen und Verbleib für die Bilanzierung	153
6.2	Vorgehen Bilanzierung und Kenndaten Abfallfraktionen	155
6.3	Beschreibung der THG-Bilanzszenarien 2030	158
6.3.1	Leitszenario „LMA 2030 LS“	159
6.3.2	Szenario mit Abfallvermeidung „LMA 2030 V“	160
6.4	Ergebnisse THG-Bilanzen	163
6.4.1	Basisvergleich.....	163
6.4.2	Szenario Emissionsfaktoren Strom und Wärme EU27.....	166
6.4.3	Szenario mit Abfallvermeidung.....	166
7	Produktions- und Gewerbeabfälle	169
7.1	Abfallaufkommen und -verbleib	169
7.1.1	Herangehensweise.....	169
7.1.2	Ergebnisse nach EAK-Stat-Schlüssel.....	171
7.1.2.1	Aufkommen und Verbleib im Überblick	172
7.1.2.2	Analyse der relevanten EAV-Schlüssel sowie des Verbleibs.....	177
7.1.3	Aufkommen und Verbleib für die Bilanzierung	187
7.2	Vorgehen Bilanzierung und Kenndaten Abfallfraktionen	190
7.3	Beschreibung der Szenarien.....	193
7.3.1	Szenario 1 „P&G 2030 SZ1“	193
7.3.2	Szenario 2 „P&G 2030 SZ2“	194
7.4	Ergebnisse THG-Bilanzen	195

8	Bau- und Abbruchabfälle.....	199
8.1	Abfallaufkommen und -verbleib	199
8.1.1	Aufkommen von Bau- und Abbruchabfällen	199
8.1.2	Verbleib von Bau- und Abbruchabfällen.....	200
8.1.2.1	Mineralische Abfälle	204
8.1.2.2	Getrennt berichtete Wertstoffe	207
8.1.3	Aufkommen und Verbleib für die Bilanzierung	208
8.2	Vorgehen Bilanzierung und Kenndaten Abfallfraktionen	210
8.3	Beschreibung der Szenarien – Öko-Institut	211
8.3.1	Szenario 1 „B&A 2030 SZ1“	212
8.3.2	Szenario 2 „B&A 2030 SZ2“	213
8.4	Ergebnisse THG-Bilanzen	214
9	Ergebnisse Deutschland im Überblick.....	218
10	Schlussfolgerungen und Empfehlungen.....	220
10.1	Datenlagen Abfallaufkommen und -verbleib.....	220
10.2	THG-Bilanz und Szenarien.....	221
11	Quellenverzeichnis	226
A	Anhang	233
A.1	Datenquellen: Daten der deutschen Abfallstatistik - Destatis.....	233
A.1.1	Abfallbilanz (Quelle Destatis 2019a).....	233
A.1.2	Abfallentsorgung, Fachserie 19, Reihe 1 (Destatis 2019b)	234
A.1.3	Sondertabellen nach Anlagenart (Destatis 2019c)	234
A.1.4	Zusätzliche Berechnungen des Statistischen Bundesamtes (Destatis 2020).....	235
A.2	Datenquellen: Weitere Quellen	235
A.3	Siedlungsabfälle - Vergleich Verpackungsabfallmengen Destatis – GVM	236
A.4	Siedlungsabfälle - Eigenkompostierung.....	237
A.5	Lebensmittelabfälle – Berücksichtigte EAV-Schlüssel und Lebensmittelabfall-Anteile.....	241
A.6	Lebensmittelabfälle – Aufkommen nach Destatis ((2019a) & (2019b)) und Anteil an Lebensmittelabfällen für die einzelnen EAV-Schlüssel (exkl. NACE A-Mengen).....	243
A.7	Aufkommen zur Erstbehandlung der Lebensmittelabfallströme	245
A.8	Gegenüberstellung des Abfallaufkommens nach Destatis und Thünen (2019a)	247
A.9	Weiterverarbeitung von ehemaligen Lebensmitteln zur Nutzung als Futtermittel	248
A.9.1	Abgrenzung der Behandlung von Lebensmittelabfällen von der Nutzung als Futtermittel.....	248

A.9.2	Mengenströme für Futtermittel aus ehemaligen Lebensmitteln.....	250
A.10	EAK-Stat-Schlüssel und die darin per Definition jeweils enthaltenen EAV-Schlüssel.....	251
B	Anhang	254
B.1	Rechtliche Vorgaben	254
B.2	Online-Workshops mit Verbänden	254
B.3	Kenndaten und spezifische Emissionswerte THG-Bilanz	256
B.3.1	Kenndaten Abfallarten.....	256
B.3.2	Spezifische Emissionswerte Recycling	256
B.4	Vergleich Ergebnisse Siedlungsabfall 2017 mit Vorgängerstudie.....	258
B.4.1	Vergleich Aufkommen Erstbehandlung und Parameter.....	258
B.4.2	Gegenüberstellung THG-Bilanzergebnisse.....	260

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Sankey-Diagramm Siedlungsabfall Deutschland 2017	22
Abbildung 2:	Sankey-Diagramm Lebensmittelabfall Deutschland 2017.....	29
Abbildung 3:	Sankey-Diagramm P&G-Abfälle Deutschland 2017.....	32
Abbildung 4:	Sankey-Diagramm B&A-Abfälle Deutschland 2017.....	35
Abbildung 5:	Auswertung Destatis-Daten (in 1.000 Mg)	96
Abbildung 6:	Sankey-Diagramm Siedlungsabfall Deutschland 2017	101
Abbildung 7:	Aufkommen Siedlungsabfall Deutschland 2017 nach Abfallarten.....	102
Abbildung 8:	Ökobilanz der Abfallwirtschaft im Kontext der Abfallhierarchie	123
Abbildung 9:	Basisvergleich Siedlungsabfall Deutschland	131
Abbildung 10:	Sensitivität „business as usual“ Siedlungsabfall Deutschland – absolute Nettoergebnisse Abfallfraktionen	135
Abbildung 11:	Szenario mit Eigenkompostierung in der RC-Rate Siedlungsabfall Deutschland – Vergleich Aufkommen Erstbehandlung mit dem Leitszenario 2030.....	137
Abbildung 12:	Szenario mit Eigenkompostierung in der RC-Rate Siedlungsabfall Deutschland – absolute Nettoergebnisse Abfallfraktionen.....	138
Abbildung 13:	Sensitivität Wiederverwendung und Abfallvermeidung – Aufkommen Siedlungsabfall Deutschland.....	142
Abbildung 14:	Sensitivität Wiederverwendung und Abfallvermeidung Siedlungsabfall Deutschland – absolute Nettoergebnisse Abfallfraktionen.....	143
Abbildung 15:	Sankey-Diagramm Lebensmittelabfall Deutschland 2017.....	154
Abbildung 16:	Aufkommen Erstbehandlung Lebensmittelabfälle Deutschland 2017	155
Abbildung 17:	Basisvergleich Lebensmittelabfall Deutschland	164
Abbildung 18:	Szenario LMA Abfallvermeidung – Aufkommen Deutschland	167
Abbildung 19:	Szenario mit Abfallvermeidung LMA Deutschland – absolute Nettoergebnisse Abfallfraktionen	168
Abbildung 20:	Sankey-Diagramm P&G-Abfälle Deutschland 2017.....	189
Abbildung 21:	Aufkommen Letztbehandlung P&G-Abfälle Deutschland 2017	190
Abbildung 22:	Szenarienvergleich P&G-Abfälle Deutschland.....	196
Abbildung 23:	Aufteilung von Mineralischen Abfällen (W121) und NE- Metallen (W062) auf EAV-Schlüssel	200
Abbildung 24:	Sankey-Diagramm B&A-Abfälle Deutschland 2017.....	209
Abbildung 25:	Aufkommen Letztbehandlung B&A-Abfälle Deutschland 2017	210

Abbildung 26:	Szenarienvergleich B&A-Abfälle Deutschland.....	215
Abbildung 27:	Abfälle Deutschland – absolute THG-Nettoergebnisse nach Herkunftsbereich und Abfallfraktionen.....	219
Abbildung 28:	Aufkommen Erstbehandlung Siedlungsabfall Deutschland 2017 und 2006.....	259
Abbildung 29:	Absolute Nettoergebnisse THG-Bilanz Siedlungsabfall Deutschland im Zeitvergleich	261

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Absolute und spezifische Nettoergebnisse nach Abfallfraktionen – Basisvergleich Siedlungsabfälle Deutschland: Basisjahr 2017 und Leitszenario 2030	25
Tabelle 2:	Absolute und spezifische Nettoergebnisse nach Abfallfraktionen – Lebensmittelabfälle Deutschland Ist- Situation 2017 und Leitszenario 2030	31
Tabelle 3:	Absolute und spezifische Nettoergebnisse nach Abfallfraktionen – P&G-Abfälle Deutschland Ist-Situation 2017 und Vergleichsszenarien 2030.....	34
Tabelle 4:	Absolute und spezifische Nettoergebnisse nach Abfallfraktionen – B&A-Abfälle Deutschland Ist-Situation 2017 und Vergleichsszenarien 2030.....	36
Tabelle 5:	Abfälle Deutschland – Mengen sowie absolute und spezifische Nettoergebnisse nach Herkunftsbereichen, 2030 ambitioniertere Szenarien.....	37
Tabelle 6:	Emissionsfaktoren Strom, Wärme in g CO ₂ -Äq/kWh Endenergie	67
Tabelle 7:	Treibhausgaspotenzial der wichtigsten Treibhausgase.....	68
Tabelle 8:	Transportentfernungen Siedlungsabfälle.....	69
Tabelle 9:	Transportentfernungen P&G- und B&A-Abfälle.....	70
Tabelle 10:	Nutzungsgrade thermische Abfallbehandlung und BMKW.....	71
Tabelle 11:	Wirkungsgrade für Verbrennungsanlagen für die EU- Bilanzräume.....	72
Tabelle 12:	Technische Kenngrößen MBAs	73
Tabelle 13:	Substitutionsmix recycelte Kunststoffabfälle	77
Tabelle 14:	Aufteilung gemischte Metalle in Fe- und NE-Metalle	78
Tabelle 15:	Ausbeuten Aufbereitung trockene Wertstoffe	80
Tabelle 16:	LVP & StNVP zu Wertstoffsortieranlagen, diese Studie	80
Tabelle 17:	Kenndaten für die LVP-Sortierung und Ausbeuten Aufbereitung	81
Tabelle 18:	Kenndaten energetisch verwertete Fraktionen	82
Tabelle 19:	Parameter und Kenndaten biologische Behandlung.....	83
Tabelle 20:	Kenndaten Biogaserzeugung.....	84

Tabelle 21:	Rechenwerte für Metalle aus Verbrennungsrückständen	93
Tabelle 22:	Abschätzung Verbleib 2017 nach MBA-Typen	94
Tabelle 23:	Basistabelle: Aufkommen und Verbleib für die Bilanz Deutschland (in 1.000 Mg)	99
Tabelle 24:	Standardwerte für Abfallfraktionen	107
Tabelle 25:	Abfallzusammensetzung Restmüllfraktionen und berechnete Zusammensetzung Restmüll 2017 diese Studie	109
Tabelle 26:	Übersicht Szenarien und Sensitivitäten für Siedlungsabfall Deutschland.....	111
Tabelle 27:	Mengen für gesteigerte getrennte Erfassung im Leitszenario 2030.....	112
Tabelle 28:	Zusammensetzung Restmüll 2017 und 2030 im Basisvergleich	113
Tabelle 29:	Aufkommen Erstbehandlung 2017 und 2030 im Basisvergleich	115
Tabelle 30:	Optimierung Nutzungsgrade thermische Anlagen im Leitszenario 2030.....	116
Tabelle 31:	Aufteilung Sortierfraktionen LVP-Sortierung	116
Tabelle 32:	Optimierung Ausbeuten im Leitszenario 2030.....	117
Tabelle 33:	Mengen für gesteigerte getrennte Erfassung im Szenario 2030 mit Eigenkompostierung in der RC-Rate	119
Tabelle 34:	Zusammensetzung Restmüll 2017 und 2030 im Szenario mit Eigenkompostierung in der RC-Rate (Szenario EK 2030).....	119
Tabelle 35:	Aufkommen Erstbehandlung 2017 und 2030 im Szenario mit Eigenkompostierung in der RC-Rate (Szenario EK 2030).....	120
Tabelle 36:	Daten zu den Warengruppen für die verkauften Produkte im Sozialkaufhaus Stilbruch in Hamburg im Jahr 2015	125
Tabelle 37:	Zusammensetzung wiederverwendeten Güter in Hamburg und im Kreis Herford.....	127
Tabelle 38:	Zusammensetzung der Möbelfraktion	127
Tabelle 39:	Wiederverwendete Güter nach Art und Masse	127
Tabelle 40:	Kenndaten zur THG-Bewertung der Wiederverwendung	129
Tabelle 41:	Absolute und spezifische Nettoergebnisse nach Abfallfraktionen – Basisvergleich Siedlungsabfälle Deutschland: Basisjahr 2017 und Leitszenario 2030	132
Tabelle 42:	Regionale Emissionsfaktoren im Basisvergleich für Siedlungsabfälle: Absolute Nettoergebnisse mit Emissionsfaktoren EU27 und DE für Strom und Wärme	140
Tabelle 43:	Sensitivität Vermeidungsfaktoren für Strom aus biogenem Abfall im Basisjahr 2017	141
Tabelle 44:	Übersicht des Aufkommens an Lebensmittelabfällen.....	148
Tabelle 45:	Verteilung des Verbleibs der Lebensmittelabfälle	149
Tabelle 46:	Lebensmittelabfälle zur Müllverbrennung.....	149

Tabelle 47:	Lebensmittelabfälle zur Verwertung in Feuerungsanlagen ...	150
Tabelle 48:	Lebensmittelabfälle zur biologischen Behandlung.....	151
Tabelle 49:	Lebensmittelabfälle zur sonstigen Behandlung	152
Tabelle 50:	Endverbleib von Lebensmittelabfällen im Überblick (1.000 Mg)	152
Tabelle 51:	Basistabelle: Aufkommen und Verbleib LMA für die Bilanz Deutschland 2017.....	153
Tabelle 52:	Wesentliche Kenndaten für die Vergärung	156
Tabelle 53:	Letztverbleib LMA aus P&G-Abfällen der verschiedenen Bilanzräume im Überblick.....	159
Tabelle 54:	Aufteilung der Vermeidung auf die verschiedenen Lebensmittel für Haushalte und Außer-Haus-Verzehr	160
Tabelle 55:	THG-Emissionswerte für Lebensmittel.....	162
Tabelle 56:	Absolute und spezifische Nettoergebnisse nach Abfallfraktionen – Lebensmittelabfälle Deutschland Ist- Situation 2017 und Leitszenario 2030	165
Tabelle 57:	Absolute Nettoergebnisse für LMA mit Emissionsfaktoren EU27 für Strom und Wärme	166
Tabelle 58:	Aufkommen von Produktions- und Gewerbeabfällen nach EAK- Stat-Kategorie und Wirtschaftszweig, 2017, in 1000 Mg	173
Tabelle 59:	Letztbehandlung von Produktions- und Gewerbeabfällen, 2017, in 1 000 Mg.....	174
Tabelle 60:	Übersicht über die wichtigsten EAV-Schlüssel des EAK-Stat- Schlüssels W05	178
Tabelle 61:	Übersicht über die wichtigsten EAV-Schlüssel des EAK-Stat- Schlüssels W06	178
Tabelle 62:	Übersicht über die wichtigsten EAV-Schlüssel des EAK-Stat- Schlüssels W071	180
Tabelle 63:	Übersicht über die wichtigsten EAV-Schlüssel des EAK-Stat- Schlüssels W074	182
Tabelle 64:	Übersicht über die wichtigsten EAV-Schlüssel des EAK-Stat- Schlüssels W075	182
Tabelle 65:	Übersicht über die wichtigsten EAV-Schlüssel des EAK-Stat- Schlüssels W091	183
Tabelle 66:	Übersicht über die wichtigsten EAV-Schlüssel des EAK-Stat- Schlüssels W092	184
Tabelle 67:	Übersicht über die wichtigsten EAV-Schlüssel des EAK-Stat- Schlüssels W124	185
Tabelle 68:	Übersicht über die wichtigsten EAV-Schlüssel des EAK-Stat- Schlüssels W12B	186
Tabelle 69:	Basistabelle: Letztbehandlung von Produktions- und Gewerbeabfällen, 2017 Deutschland in Mg.....	188

Tabelle 70:	Prozentuale Verschiebungen zwischen den Verwertungsendpunkten für die Szenarien 1 und 2193
Tabelle 71:	Absolute und spezifische Nettoergebnisse nach Abfallfraktionen – P&G-Abfälle Deutschland Ist-Situation 2017 und Vergleichsszenarien 2030.....197
Tabelle 72:	Aufkommen von Bau- und Abbruchabfällen in Deutschland (Destatis (2019b))199
Tabelle 73:	Verbleib von Bau- und Abbruchabfällen in den Anlagenarten in 1000 Mg.....202
Tabelle 74:	Verbleib von Asphalt (EAV 17 03 02, Bitumengemische) in Mio. Mg.....205
Tabelle 75:	Abschätzung des endgültigen Verbleibs aus Anlagen zur Zwischenbehandlung – generische Anteile208
Tabelle 76:	Basistabelle: Letztbehandlung von Bau- und Abbruchabfällen, 2017 Deutschland (in 1000 Mg)209
Tabelle 77:	Prozentuale Verschiebungen zwischen den Verwertungsendpunkten für die Szenarien 1 und 2212
Tabelle 78:	Absolute und spezifische Nettoergebnisse nach Abfallfraktionen – B&A-Abfälle Deutschland Ist-Situation 2017 und Vergleichsszenarien 2030.....217
Tabelle 79:	Abfälle Deutschland – Mengen sowie absolute und spezifische Nettoergebnisse nach Herkunftsbereichen, 2030 ambitioniertere Szenarien219
Tabelle 80:	Vergleich „Verwertung“ nach Destatis versus GVM – 2017, bei GVM ohne Anteile in die Müllverbrennung ohne R1; Mitverbrennung und sonstige (GVM 2019)236
Tabelle 81:	Zusammenfassung der CH ₄ - und N ₂ O-Emissionen aus Studien zur Eigenkompostierung.....238
Tabelle 82:	Lebensmittelabfälle – Berücksichtigte EAV-Schlüssel und Lebensmittelabfall-Anteile241
Tabelle 83:	Lebensmittelabfälle – Aufkommen nach Destatis ((2019a) & (2019b)) und Anteil an Lebensmittelabfällen für die einzelnen EAV-Schlüssel (exkl. NACE A-Mengen)243
Tabelle 84:	Aufkommen zur Erstbehandlung der Lebensmittelabfallströme245
Tabelle 85:	Gegenüberstellung der Lebensmittelabfälle in Biotonne und Restmüll248
Tabelle 86:	EAK-Stat-Schlüssel und die darin per Definition jeweils enthaltenen EAV-Schlüssel251
Tabelle 87:	Recyclingquoten für Verpackungsabfälle254
Tabelle 88:	Übersicht Rechenwerte für Heizwert und fossiler C-Gehalt ..256
Tabelle 89:	Spezifische Nettoemissionswerte Recycling trockene Wertstoffe diese Studie für 2017257

Tabelle 90: Parameter und Kenndaten 2006 und 2017259

Abkürzungsverzeichnis

B&A-Abfälle	Bau- und Abbruchabfälle
BHKW	Blockheizkraftwerk
BMKW	Biomasseheizkraftwerk
CO₂-Äq	Kohlendioxid-Äquivalente
DE	Deutschland
E	Einwohnerinnen und Einwohner
EEA	European Environment Agency (Europäische Umweltagentur)
EAK	Europäischer Abfallkatalog (max. 4-stellige EAK-Stat-Schlüssel)
EAV	Europäisches Abfallverzeichnis (6-stellige EAV-Schlüssel)
EBS	Ersatzbrennstoff
EF	Emissionsfaktor
EU27	Europäische Union (Stand 2020 ohne UK)
EU28	Europäische Union (vor 2020 mit UK)
Fe	Eisen
FKN	Flüssiggetränkarton
FS19, R1	Fachserie 19, Reihe 1 (Abfallstatistik, Destatis)
GPF	Garten-, Park- und Friedhofsabfälle
GWP	Global Warming Potential
HTC	Hydrothermale Carbonisierung
kWh	Kilowattstunden (Maßeinheit Energie)
KWK	Kraft-Wärme-Kopplung
LMA	Lebensmittelabfälle
LVP	Leichtverpackungsabfälle
LVP & StNVP	Leichtverpackungsabfälle und stoffgleiche Nichtverpackungsabfälle
MBAs	Mechanisch-biologische Behandlungsanlagen (auch MPS und MBS)
MBS	Mechanisch-biologische Stabilisierung
MK	Mischkunststoff
MPS	Mechanisch-physikalische Stabilisierung
MVA	Müllverbrennungsanlage
NE	Nichteisenmetalle
NIR	Nationaler Inventarbericht
P&G-Abfälle	Produktions- und Gewerbeabfälle
PE	Polyethylen
PO	Polyolefine
PP	Polypropylen
PPK	Papier, Pappe, Kartonagen
PS	Polystyrol

RC-Rate	Recyclingrate
SiAbf.	Siedlungsabfälle
TAB	Thermische Abfallbehandlungsanlage
THG	Treibhausgas

Zusammenfassung

Klimaschutz ist eine der größten globalen Herausforderungen des 21. Jahrhunderts. Mit dem Übereinkommen von Paris vom Dezember 2015 haben sich in Nachfolge des Kyoto-Protokolls erneut Mitgliedsstaaten verpflichtet, die anthropogenen Treibhausgas (THG-) Emissionen zu reduzieren und die globale Erwärmung auf deutlich unter 2 °C gegenüber vorindustriellen Werten zu beschränken. Dazu sind eingehende Anstrengungen notwendig über alle klimarelevanten Sektoren und Quellgruppen hinweg, so auch im Abfallbereich.

Der Sektor Abfall ist nach den allgemeinen Berichterstattungspflichten des Kyoto-Protokolls auf direkte und nicht-energetische THG-Emissionen beschränkt, um eine Doppelberichterstattung zu vermeiden. Dadurch bildet sich der Beitrag der Abfallwirtschaft vor allem durch die Abkehr von der Deponierung ab. Jedoch sind hierbei weder künftig anfallende THG-Emissionen der Deponierung umfasst, noch die darüber hinaus durch die Abfallwirtschaft ausgelösten weiteren THG-Minderungspotenziale, die sich aus der stofflichen und energetischen Verwertung ergeben. Die Gesamtheit der dadurch erzielten und erzielbaren Beitragsleistungen zum Klimaschutz kann mit Hilfe der Ökobilanzmethode der Abfallwirtschaft demonstriert werden (z. B. dokumentiert in (Dehoust et al. 2010), (Vogt et al. 2015)).

In diesem Vorhaben ist die abfallwirtschaftliche Situation zum Stand 2017 untersucht und vor dem Hintergrund der weiterentwickelten politischen und rechtlichen Rahmenbedingungen der potenzielle Klimaschutzbeitrag der Kreislaufwirtschaft für das Zieljahr 2030 aufgezeigt. Betrachtet sind zudem Möglichkeiten die Vorbereitung zur Wiederverwendung (für Gebrauchsgüter bei Siedlungsabfällen) sowie die Abfallvermeidung (bei Lebensmittelabfällen) einzubeziehen.

Der Teilbericht Deutschland dokumentiert die Arbeiten und Ergebnisse des Projektes „Klimaschutzpotentiale der Kreislaufwirtschaft - Deutschland, EU“¹ für Deutschland. Die Ergebnisse für die EU sind in einem eigenen Teilbericht veröffentlicht („Teilbericht EU“). Beide Berichte beschreiben die abfallwirtschaftliche Situation untergliedert nach den folgenden Abfallarten:

- ▶ Siedlungsabfälle (SiAbf)
- ▶ Lebensmittelabfälle (LMA, als Sonderbilanzraum)
- ▶ Produktions- und Gewerbeabfälle (P&G-Abfälle)
- ▶ Bau- und Abbruchabfälle (B&A-Abfälle)

Für jede dieser Abfallarten wurde eine eigene Mengenerhebung und THG-Bilanzierung durchgeführt. Methodisch bilden dabei die Bilanzräume für Siedlungsabfälle, P&G- und B&A-Abfälle komplementäre Bilanzräume, während die Lebensmittelabfälle als Sonderbilanzraum die LMA aus dem Siedlungsabfallbereich und dem Bereich der P&G-Abfälle umfassen.

Für Siedlungsabfälle und LMA sind detailliertere THG-Bilanzen abgebildet, für P&G- und B&A-Abfälle erfolgt eine überschlägige Betrachtung. Für Siedlungsabfälle und LMA ist die Ist-Situation im Basisjahr 2017 für Deutschland, für die aktuelle EU27, die vorige EU28 (mit UK) und zudem für zwei aus den EU-Mitgliedsländern definierte Cluster untersucht. Für P&G- und B&A-Abfälle beschränkt sich die Untersuchung auf Deutschland und die EU27. Künftige THG-Minderungspotenziale für das Zieljahr 2030 sind für die Siedlungsabfälle und LMA mit je zwei

¹ Langtitel: Ermittlung der Klimaschutzpotentiale in der Kreislaufwirtschaft für Deutschland und die EU als Beitrag zur Erreichung der Ziele nationaler und internationaler Klimaschutzverpflichtungen.

Szenarien für Deutschland, die EU27 und die beiden EU-Cluster umfassender analysiert. Für P&G- und B&A-Abfälle sind es zwei Szenarien für Deutschland und ein Szenario für die EU27.

Datenlage, Vorgehen Mengendatenerhebung

Für die vier Abfallarten bzw. Systemräume werden nur nicht-gefährliche Abfälle ausgewertet und bilanziert, gefährliche Abfälle sind aus dieser Studie ausgenommen. Die Studie bezieht sich soweit als möglich auf Daten zum Jahr 2017. Hauptquelle ist die offizielle deutsche Abfallstatistik. Weitere Quellen wie Verbände, Interviews mit Fachkundigen und einschlägige Studien wurden genutzt, um die statistischen Daten auszuwerten und bei Bedarf zu ergänzen. Soweit in dieser Studie für 2017 Abfallmengen pro Kopf genannt werden, wird der Bevölkerungsstand von 82.792.351 vom 31.12.2017 gemäß Destatis herangezogen².

Die Abgrenzung der Abfallmengen für die vier Systemräume ist im Teilbericht EU detailliert beschrieben. Für die Bilanzen der Siedlungsabfälle und der B&A-Abfälle erfolgt sie über die Festlegung der relevanten EAK-Stat-Schlüssel³ in Verbindung mit den darunter zugeordneten EAV-Schlüsseln. Dabei entsteht keine Überschneidung der Systemräume. Für die Bilanz der P&G-Abfälle würden sich aufgrund der in den betrachteten EAK-Stat-Schlüsseln enthaltenen EAV-Schlüssel Überschneidungen sowohl mit der Siedlungsabfallbilanz als auch mit der Bilanz der B&A-Abfälle ergeben. Die entsprechenden Mengen wurden demnach von den für die Bilanz der P&G-Abfälle zu berücksichtigenden Mengen abgezogen. Die Sonderbilanz Lebensmittelabfälle stellt eine Teilmenge der Siedlungsabfall- und der P&G-Abfallbilanz dar. Sie ist nicht additiv.

Grundlagen der THG-Bilanzierung

Die Ermittlung der Klimaschutzpotentiale der Kreislaufwirtschaft erfolgt mittels der Ökobilanzmethode der Abfallwirtschaft in Anlehnung an ISO 14040/44. Die Methode wurde bereits vielfach in Studien angewendet und ausführlich beschrieben (z. B. (Dehoust et al. 2010), (Vogt et al. 2015)). Sie erlaubt eine ganzheitliche Betrachtung des Sektors Abfall, da neben den direkten Emissionen der Abfallbehandlung (Belastungen) auch die potenziell vermiedenen Emissionen (Gutschriften) durch die Substitution von Primärprodukten und konventionell erzeugter Energie einbezogen werden. Zur Bewertung der Klimawirkung von THG-Emissionen werden die Charakterisierungsfaktoren für den 100-Jahreshorizont (GWP100) nach IPCC (2013) verwendet.

Für die Ökobilanzmethode der Abfallwirtschaft gelten bestimmte Regeln, wie z. B. dass Systemvergleiche nur für gleiche Gesamtabfallmengen und -qualitäten durchgeführt werden dürfen. In die Bilanzierung werden alle Emissionen einbezogen, die bei der Behandlung einer definierten Abfallmenge anfallen und damit auch die über mehrere Jahrzehnte entstehenden Emissionen aus der Deponierung. Ein weiterer relevanter Aspekt ist, dass für die stoffliche Verwertung das technische Substitutionspotenzial angerechnet wird und nicht das Substitutionspotenzial nach Marktmix. Bei der Mitverbrennung von Abfällen in Zement- oder Kohlekraftwerken wird die Substitution fossiler Regelbrennstoffe berücksichtigt. Die Erzeugung von Strom und Wärme aus Abfall in thermischen Abfallbehandlungsanlagen (TAB) wird durch Substitution der durchschnittlichen Strom- und Wärmeerzeugung angerechnet, um die Dynamik aus der Energiewende in Zukunftsszenarien nachvollziehen zu können. Eine Ausnahme bildet die Möglichkeit der flexiblen Stromerzeugung; für diese ist die Substitution fossiler Reservekraftwerke berücksichtigt.

² <https://www-genesis.destatis.de/genesis//online?operation=table&code=12411-0001&bypass=true&levelindex=0&levelid=1611656806242#abreadcrumb> (letzter Zugriff 29.06.2021)

³ Bei Bau- und Abbruchabfällen sind in der Statistik zudem alle relevanten Schlüssel vollständig dem NACE-Sektor F zugeordnet.

Für den getrennt betrachteten Bilanzraum Deutschland werden nationale Emissionsfaktoren für Strom und Wärme verwendet. Für die Zusammenführung mit dem Bilanzraum der EU27 (und EU28) sind die Bilanzen für Deutschland aus Konsistenzgründen zusätzlich mit den EU27 Emissionsfaktoren berechnet. Die sich ergebenden Unterschiede werden gezeigt. Als Sensitivität für das Basisjahr 2017 ist zudem am Beispiel der Siedlungsabfälle betrachtet, wie sich die Verwendung der UBA Vermeidungsfaktoren für erneuerbare Energieträger als Gutschrift für Strom aus Abfall auf die Bilanz auswirkt. Die allgemein verwendeten durchschnittlichen Emissionsfaktoren sind für die 2030-Szenarien an einen veränderten Energieträgermix angepasst. Da sich veränderte Emissionsfaktoren für Strom auch auf die Primärproduktion auswirken, wurde auch ein entsprechend reduziertes Substitutionspotenzial für stromintensive Primärprozesse (Aluminium, Papier) abgeschätzt. Grundsätzlich werden wie in der Vorgängerstudie (Vogt et al. 2015) harmonisierte Emissionsfaktoren für substituierte Primärprozesse verwendet.

Die Bilanzierung für die einzelnen Abfallarten und Bilanzräume ist in der Studie ausführlich beschrieben. Sie beruht auf eigener Expertise, auf aktuellen Studien und zudem dem Austausch mit der Fachwelt. Für Deutschland wurden zwei Fachgespräche mit Verantwortlichen der Wissenschaft und aus Verbänden durchgeführt. Die Ergebnisse für Siedlungsabfälle Deutschland für 2017 sind zudem gegenüber denen der Vorgängerstudie (Dehoust et al. 2010) eingeordnet.

Siedlungsabfälle

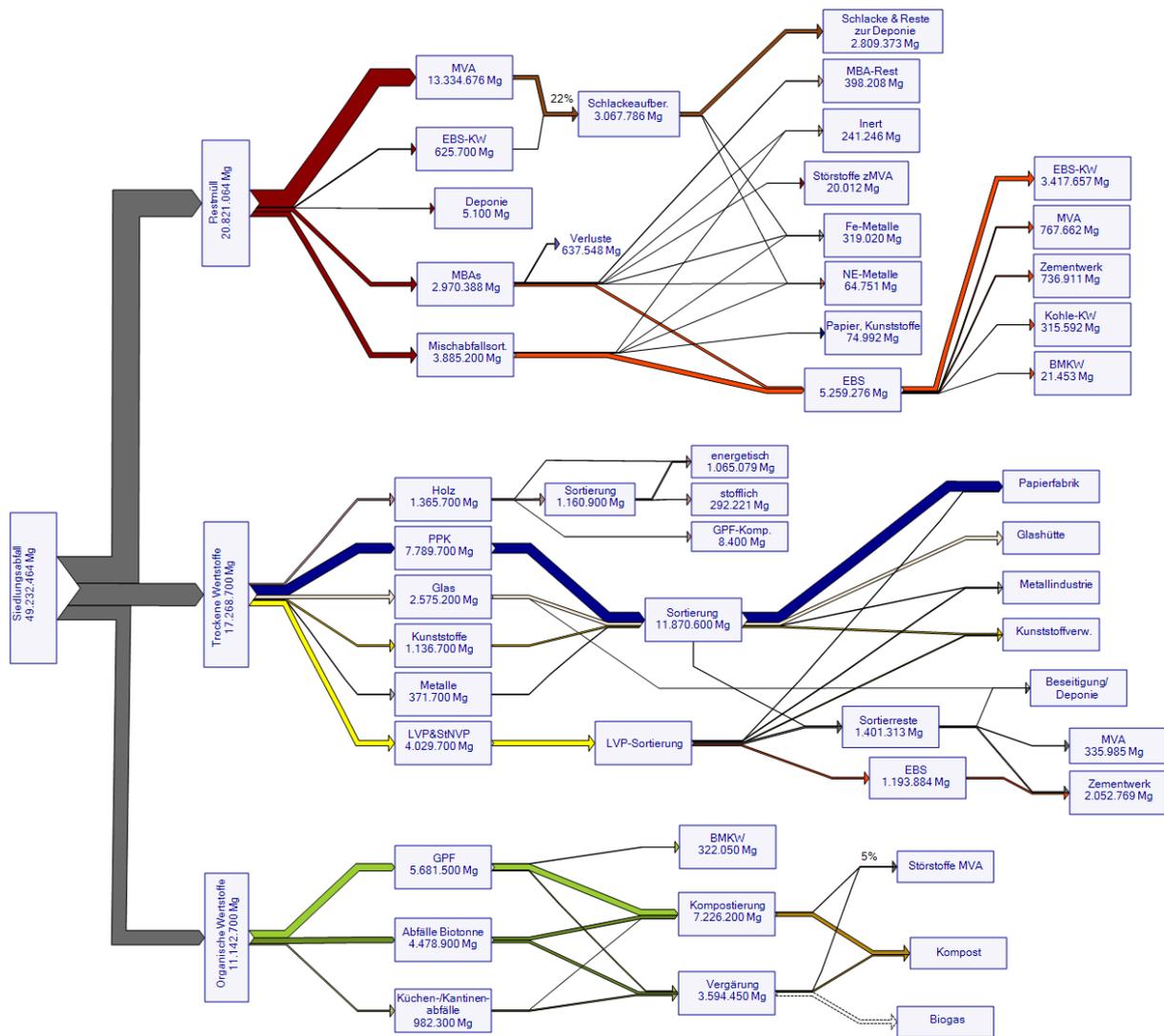
Der Fokus dieser Studie für **Aufkommen und Verbleib** der Abfälle liegt auf allen inländischen Abfallmengen, inklusive derer aus dem eigenen Betrieb, berücksichtigt aber keine Mengen, die aus dem Ausland angeliefert werden. Die Exporte werden hinzugerechnet. Als Quelle für die Exporte nach Abfallart wird die Aufstellung des Umweltbundesamts zur grenzüberschreitenden Verbringung von zustimmungspflichtigen Abfällen herangezogen (UBA 2017).

Als Siedlungsabfälle werden gemäß Destatis-Definition alle Abfälle, die unter den EAV-Schlüsseln 20 und 15 01 aufgeführt werden, eingestuft. Insgesamt waren dies für 2017 unter EAV-Schlüssel 20 rund 40,5 Mio. Mg, davon 634.400 Mg aus dem Ausland, so dass die Ausgangsmenge für diese Studie bei rund 39,85 Mio. Mg liegt. Hinzu kommen rund 12,2 Mio. Mg unter EAV-Schlüssel 15 01 (Verpackungsabfälle), von denen 472.800 Mg aus dem Ausland angeliefert wurden, so dass ein Ausgangswert von rund 11,68 Mio. Mg verbleibt bzw. in Summe mit dem EAV-Schlüssel 20 rund 51,5 Mio. Mg für Siedlungsabfälle insgesamt.

Hieraus werden gefährliche Abfälle, Textilien, Speiseöle und -fette, Farben, Druckfarben, Klebstoffe und Kunstharze, Reinigungsmittel, Arzneimittel, Batterien und Akkumulatoren, Boden und Steine, Straßenkehrschutt sowie sonstige Fraktionen, Fäkalschlamm und Abfälle der Kanalreinigung ausgeschlossen, was zu einem Gesamtaufkommen von 49,47 Mio. Mg Siedlungsabfälle führt. Werden die Exporte ergänzt beträgt das Aufkommen 49,7 Mio. Mg.

Die Menge an Aufkommen wird mit der in Anlagen behandelten Menge abgeglichen und es wird eine Differenz von 2,7 % festgestellt, welche auf Datenschutzgründe (Destatis weist nur Werte aus, wenn mehr als 3 Einzelanlagen im Datensatz enthalten sind) zurückzuführen ist. Zur Schließung dieser Lücke werden Annahmen für Verpackungen aus Glas, Hausmüll und hausmüllähnliche Gewerbeabfälle sowie für Bioabfälle, welche in die Klärschlammkompostierung oder sonstige biologische Behandlung gehen, getroffen. Für thermische Abfallbehandlungsanlagen, Feuerungsanlagen sowie biologische Behandlungsanlagen werden Sondertabellen überprüft, deren Daten aber mit Ausnahme der biologischen Behandlungsanlagen für die weitere Betrachtung verworfen. Für das Stoffstrommodell werden weitere Quellen gesammelt und in das Modell eingespeist. In Abbildung 1 ist das finale Stoffstrommodell für die Siedlungsabfälle vom Aufkommen bis zum finalen Verbleib dargestellt.

Abbildung 1: Sankey-Diagramm Siedlungsabfall Deutschland 2017



Quelle: eigene Darstellung, ifeu

Das Sankey-Diagramm zeigt, dass in Deutschland bereits eine umfassende getrennte Erfassung etabliert ist. Die getrennt erfassten trockenen Wertstoffe (inkl. Holz) nehmen 35 % des Gesamtaufkommens ein und die getrennt erfassten organischen Abfälle 23 %. Es verbleibt ein Restmüllstrom von 42 %, der zur Erstbehandlung überwiegend thermischen Abfallbehandlungsanlagen (MVA, EBS-KW) zugeführt wird (67 %).

Für die **Szenarien 2030** ist die rechtliche Zielvorgabe einer Recyclingquote in Höhe von 60 % für Siedlungsabfälle maßgeblich. Der wichtigste Hebel zur Erreichung dieser Quote liegt in einer Steigerung der getrennten Erfassung von Wertstoffen durch Entnahme aus der Restmüllmenge. Für 2017 ergibt sich der recycelte Anteil der in dieser Studie betrachteten Siedlungsabfallmenge zu 48 %. Diese Recyclingrate (RC-Rate) ist systembedingt nicht zu verwechseln mit der offiziellen Recyclingquote, stellt aber eine gute Näherung für diese dar. Für die Szenarien 2030 ist die RC-Rate entsprechend auf 60 % zu steigern. Ausgangsbasis für die Steigerungsmöglichkeiten bildet die Abfallzusammensetzung des Restmülls in 2017. Diese ist gut dokumentiert für Hausmüll (Dornbusch et al. 2020). Für hausmüllähnliche Gewerbeabfälle und für Sperrmüll mussten auf Basis orientierender Werte plausible Abschätzungen vorgenommen werden. Um die 60 % zu erreichen müssen dem Restmüll bis 2030 etwa 6 Mio. Mg Wertstoffe entnommen werden (entspricht 29 % der Restmüllmenge in 2017). Auch wenn seit 2017 von

einer weitergehenden Steigerung der getrennten Erfassung auszugehen ist, ist die rechnerisch erforderliche Steigerung bis 2030 sehr ambitioniert. Sowohl die Machbarkeit als auch die erreichbaren Qualitäten recycelbarer getrennt erfasster Fraktionen stehen in Frage.

Da ein weniger ambitioniertes Szenario die rechtlichen Zielvorgaben verfehlen würde, werden für die Betrachtung der künftigen Szenarien 2030 folgende zwei Ansätze verfolgt, die auch im Rahmen der Fachgespräche diskutiert wurden:

- ▶ Basisvergleich: Vergleich Basisjahr 2017 mit einem Leitszenario 2030, das sich auf eine vergleichsweise valide Datenbasis bezieht, aber sehr ambitioniert ist.
- ▶ Vergleich mit Eigenkompostierung in der RC-Rate: Szenario bei dem eine Eigenkompostierungsmenge auf die RC-Rate angerechnet ist; dadurch sinkt das Ambitionsniveau, aber es bestehen sehr hohe Datenunsicherheiten.

Die Anrechnung der Eigenkompostierung ist eine modell-theoretische Lösung, um die Spannweite unterschiedlicher Ambitionsniveaus diskutieren zu können. Es ist in der Studie weder beabsichtigt noch möglich potenzielle Wechselwirkungen zwischen einer getrennten Erfassung von nativ-organischen Abfällen und einer Eigenkompostierung zu untersuchen.

Eine Eigenkompostierungsmenge für Deutschland ist nicht bekannt, sie wurde zu 7,9 Mio. Mg (95 kg/(E*a)) abgeschätzt. Diese Menge ist sowohl dem Basisjahr 2017 als auch im Szenario 2030 zuaddiert (Bedingung gleicher Gesamtmengen bei der Ökobilanz der Abfallwirtschaft; entsprechend ist ein Vergleich zwischen den beiden 2030-Szenarien nur qualitativ und auf spezifischer Ebene möglich). Der Ambitionsgrad der Steigerung der getrennten Erfassung wird etwa halbiert. Mit der eigenkompostierten Menge berechnet sich die RC-Rate für 2017 zu 55 % und die zusätzlich bis 2030 getrennt zu erfassende Menge zu rd. 2,7 Mio. Mg (entspricht 13 % der Restmüllmenge in 2017). Neben der Menge bestehen erhebliche Datenunsicherheiten auch bezüglich der THG-Emissionen aus der Eigenkompostierung. Nach ausgewerteter Studienlage ist tendenziell mit Nettobelastungen zu rechnen. Die Eigenkompostierung ist in dieser Studie mit Null bewertet, um den Einfluss auf die THG-Bilanz möglichst neutral zu halten und so möglichst wenig die eigentliche Fragestellung des Szenarios zu beeinflussen. Bei allen weiteren Annahmen (Abfallmengenbehandlung, technische Optimierungen) entspricht das Szenario mit Eigenkompostierung in der RC-Rate dem Leitszenario 2030.

Die Annahmen im Leitszenario 2030 sind folgende (Mengenangaben etwa halbiert im Szenario mit Eigenkompostierung in der RC-Rate):

- ▶ Für die Hauptmenge der gesteigerten getrennten Erfassung, ca. 3,2 Mio. Mg nativ-organische Abfälle (2017 mit 30 % Hauptfraktion im Restmüll), ist eine Erfassung über die Biotonne mit anschließender Vergärung angenommen; wohl wissend, dass auch dies sehr ambitioniert ist und z. B. bei 30.000 Mg/a Behandlungskapazität den Zubau von rd. 100 Anlagen bedeutet; zu kleinen Anteilen ist die Behandlung mit Soldatenfliegenlarve und mit hydrothermaler Carbonisierung (HTC) als neuen Verfahren angesetzt.
- ▶ Die zusätzlich getrennt erfassten trockenen Wertstoffe (Kunststoffe, PPK, Glas, Metalle) werden dem Recycling zugeführt.
- ▶ Das für 2017 ermittelte Aufkommen an Leichtverpackungsabfällen (LVP) ist konstant gehalten, da keine geeignete Zuordnung zu den Unterfraktionen möglich ist. Im Leitszenario 2030 werden LVP wie Szenario 1 für 2030 in Dehoust et al. (2016b) bilanziert.

- ▶ Für die zusätzlich getrennt erfasste Menge Altholz ist die Altholzaufbereitung angenommen und zu einem kleinen Mengenanteil eine Pyrolyse als neues Verfahren.
- ▶ Die dem Restmüll entnommene Menge ist gleichverteilt über die Erstbehandlungsanlagen (TAB, MBA, „Mischabfallsortierung“⁴) reduziert (je 29 % der Behandlungsmenge in 2017); die Aufteilung zwischen MVA und EBS-KW ist unverändert; für MBA ist angenommen, dass die Inputmenge in MBS und der prozentuale Anteil in MPS bleibt, die Differenz ist gleichverteilt bei MBA Rotte und MBA Vergärung abgezogen.
- ▶ Für die neue Restmüllzusammensetzung in 2030 sind die Kenndaten, Heizwert, fossiler und biogener Kohlenstoffgehalt, neu berechnet. Sie unterscheiden sich moderat (beim Leitszenario etwas deutlicher geringerer fossiler C-Gehalt).
- ▶ Für Garten-, Park- und Friedhofsabfälle (GPF) erfolgt eine Umlenkung von 10 % der bisher kompostierten Mengen hin zu einer Vergärung; Küchen-/Kantinenabfälle werden in 2030 ausschließlich vergoren und nicht mehr kompostiert.
- ▶ Bisläng in Kohlekraftwerken mitverbrannte Sekundärabfälle (v. a. EBS, Rejects aus PPK-Verwertung) werden in TAB eingesetzt.
- ▶ Technische Optimierungsmaßnahmen sind:
 - Steigerung der Nutzungsgrade bei thermischen Anlagen,
 - Steigerung der Ausbeuten bei der Aufbereitung trockener Wertstoffe,
 - Steigerung von Metallausbeuten aus Restmüllbehandlung,
 - Steigerung der anteiligen Erzeugung von Biomethan.

Neben den beiden Szenarien wurden folgende Szenarien und Sensitivitäten berechnet:

- ▶ Sensitivität 2030 „business as usual“,
- ▶ Basisvergleich mit Strom- und Wärmeemissionsfaktoren der EU27,
- ▶ Sensitivität 2017 mit Vermeidungsfaktoren für Strom aus biogenem Abfall,
- ▶ Sensitivität mit Vorbereitung zur Wiederverwendung und Abfallvermeidung.

Die **Ergebnisse der THG-Bilanz im Basisvergleich** zeigt Tabelle 1. Die Ergebnisse sind nach Abfallarten aufgeführt. Für Restmüll umfasst das Ergebnis die THG-Bilanzierung über die verschiedenen Behandlungspfade, die im Sankey-Diagramm dargestellt sind. Analog sind unter „Organikabfall“, die Behandlungspfade für die organischen Wertstoffe Abfälle aus der Biotonne, GPF und Küchen-/Kantinenabfälle zusammengefasst. Die Ergebnisse für die getrennt erfassten trockenen Wertstoffe sind einzeln nach Abfallarten aufgeführt.

Insgesamt weisen beide Szenarien, das Basisjahr 2017 und das Leitszenario 2030, Nettoentlastungspotenziale auf (negative Werte, Gutschriften höher als Belastungen). Das absolute Nettoentlastungspotenzial 2017 liegt bei -12,6 Mio. Mg CO₂-Äq. Hauptbeiträge bilden PPK, LVP & StNVP und Restmüll, die nach Masse 66 % einnehmen. Im Leitszenario 2030 liegt das absolute Nettoentlastungspotenzial mit -10,9 Mio. Mg CO₂-Äq niedriger. Ursache ist vor allem die Defossilisierung des Energiesystems (niedrigere Emissionsfaktoren für Strom und Wärme). Zum einen sinken die THG-Belastungen aus dem Energiebedarf, zum anderen aber auch die Substitutionspotenziale für Energie und die Primärprodukte, deren stromintensive

⁴ Sortierung von gemischten Siedlungsabfällen in verschiedenen Anlagentypen nach Abfallstatistik wie „Sortieranlagen“, „sonstige Behandlungsanlagen“.

Herstellung mit dem Stromemissionsfaktor 2030 angepasst wurde (Aluminium, PPK). Dem entgegen stehen die Optimierungen: gesteigerte getrennte Erfassung, technische Optimierungen.

Tabelle 1: Absolute und spezifische Nettoergebnisse nach Abfallfraktionen – Basisvergleich Siedlungsabfälle Deutschland: Basisjahr 2017 und Leitszenario 2030

Abfallfraktion	absolut		spez. pro Kopf ¹		spez. pro Tonne	
	2017	2030 LS	2017	2030 LS	2017	2030 LS
	Mio. Mg CO ₂ -Äq		kg CO ₂ -Äq/E		kg CO ₂ -Äq/Mg	
Restmüll	-2,37	-0,71	-28,6	-8,6	-114	-48
Organikabfall	-0,60	-0,72	-7,3	-8,3	-54	-50
PPK	-3,35	-1,48	-40,4	-17,9	-430	-171
Glas	-1,20	-1,43	-14,4	-17,3	-464	-460
Kunststoffe	-0,49	-1,43	-5,9	-17,3	-431	-692
LVP & StNVP	-3,31	-3,57	-39,9	-43,1	-820	-886
Metalle	-0,66	-0,98	-7,9	-11,8	-1.769	-1.616
Holz	-0,65	-0,59	-7,8	-7,2	-474	-358
Summe/Durchschnitt	-12,6	-10,9	-152	-132	-256	-222

1) berechnet mit Bevölkerungszahl von 82.792.351 in 2017 (Statistisches Bundesamt (Destatis) 2017)

Auf spezifischer Ebene pro Tonne zeigen vor allem die Metalle hohe Nettoentlastungspotenziale. Die Herstellung von Roheisen und Aluminium ist mit vergleichsweise hohen THG-Emissionen verbunden. Im Leitszenario 2030 sinkt die Nettoentlastung wegen der angepassten Primärherstellung von Aluminium. Auch hohe spezifische Nettoentlastungen zeigen sich bei LVP & StNVP und bei Kunststoffabfällen. Letztere haben 2017 noch ein geringeres Nettoentlastungspotenzial das in 2030 deutlicher ansteigt. Ursache ist die geringere THG-Belastung für den Strombedarf (bei reinen Kunststoffabfällen deutlicher als beim LVP-Gemisch). Die Entlastungspotenziale für Kunststoffabfälle sind wenig verändert. Diese könnten durch bessere Qualitäten und damit stärkere Substitution von Kunststoff-Neuware statt von Anwendungen als Holz- und Betonerersatz gesteigert werden.

Die Nettoentlastungspotenziale pro Tonne für PPK, Glas und Holz liegen 2017 etwa in ähnlicher Höhe. Für PPK und Glas sind diese durch die stoffliche Verwertung geprägt, für Holz durch die energetische Verwertung. Die Spanplattenverwertung von Holz ist mit einer vergleichsweise niedrigen spezifischen Nettoentlastung verbunden. Im Leitszenario 2030 verringert sich das spezifische Nettoentlastungspotenzial für PPK v. a. durch die angepasste Primärherstellung. Zudem spielen die energetisch verwerteten Rejects eine Rolle, die statt zur Mitverbrennung in Kohlekraftwerken in 2030 den TAB zugeordnet sind. Die für TAB angenommenen höheren Nettowirkungsgrade kompensieren dies nur anteilig. Bei Holzabfällen geht das reduzierte spezifische Nettoentlastungspotenzial vor allem auf die Defossilisierung zurück, der höher angesetzte Wärmenutzungsgrad für BMKW kompensiert dies nur anteilig. Die kleinere Menge, für die eine Pyrolyse angenommen ist, hat kaum einen Einfluss. Spezifisch liegt die Nettoentlastung dafür niedriger als bei der energetischen Verwertung.

Für die Organikabfälle ergibt sich im Basisjahr 2017 eine spezifische Nettoentlastung, die vor allem durch die anteilige Vergärung und Biogasnutzung erreicht wird. Bei den GPF spielt auch die anteilige energetische Verwertung in Biomassekraftwerk eine Rolle. Im Leitszenario 2030 liegt die spezifische Nettoentlastung für Organikabfälle etwas niedriger. In Summe der drei Abfallfraktionen überwiegen die Effekte der Defossilisierung gegenüber der Steigerung der Vergärung. Das spezifische Ergebnis für die Kompostierung ist weitgehend unverändert. Die für Abfälle aus der Biotonne zusätzlich betrachteten neuen Verfahren haben mit den kleinen Mengen kaum einen Einfluss auf das Ergebnis. Bei höheren Mengen würde sich eine Verschlechterung ergeben. Sowohl das HTC-Verfahren und noch deutlicher die Behandlung mit Soldatenfliegenlarve bedingen Nettobelastungen.

Die Entsorgung von Restmüll ist im Basisjahr 2017 ebenfalls mit spezifischen Nettoentlastungspotenzialen verbunden. Dabei ist die spezifische Entlastung höher, wenn erzeugte EBS anteilig auch in Kohle- und Zementwerken mitverbrannt werden und fossile Brennstoffe ersetzen. Für das Ergebnis für Restmüll bestehen für den Anteil, der über „Mischabfallsortierung“ behandelt wird (19 %), hohe Datenunsicherheiten. Sowohl in Bezug auf die Zusammensetzung des Inputmaterials als auch in Bezug auf Menge, Qualität und Verbleib der erzeugten EBS fehlen Informationen. Hier mussten Annahmen getroffen werden und ist die anteilige Nettoentlastung eventuell überschätzt. Im Leitszenario 2030 reduzieren sich die Nettoentlastungspotenziale der Restmüllbehandlung. Hauptgrund ist auch hier die Defossilisierung des Energiesystems. Zudem spielt die EBS-Umlenkung von der Mitverbrennung in Kohlekraftwerken zu einer Behandlung über TAB eine Rolle. Im Mittel betrifft dies 10 % der EBS. Dem entgegen wirken die für das Szenario 2030 angenommenen höheren energetischen Nutzungsgrade für TAB. Die durch die gesteigerte getrennte Erfassung veränderte Restmüllzusammensetzung hat kaum einen Einfluss auf das Ergebnis.

In der **Sensitivität des „business as usual Szenario 2030“** wird deutlich, dass ohne abfallwirtschaftliche Maßnahmen die möglichen Nettoentlastungspotenziale bedingt durch die Defossilisierung viel deutlicher abnehmen würden. Unter diesen Umständen würde die Behandlung von Siedlungsabfällen in Deutschland im Jahr 2030 ein absolutes Nettoentlastungspotenzial von -6,5 Mio. Mg CO₂-Äquivalente erreichen. Das heißt, der potenzielle Klimaschutzbeitrag gegenüber dem Basisjahr 2017 würde sich fast halbieren und gegenüber dem Leitszenario 2030 liegt der Beitrag um 40 % niedriger. Die dem Leitszenario 2030 zugrunde gelegten abfallwirtschaftlichen Maßnahmen liefern einen relevanten weiteren Klimaschutzbeitrag, auch wenn das Nettoentlastungspotenzial gegenüber dem Basisjahr 2017 niedriger liegt.

Im **Szenario mit Eigenkompostierung in der RC-Rate** liegt das absolute Nettoentlastungspotenzial im Bilanzjahr 2017 („SiAbf EK 2017“) bei -12,6 Mio. Mg CO₂-Äquivalente. Ein Vergleich auf absoluter Ebene mit dem Basisvergleich ist aufgrund der unterschiedlichen Gesamtabfallmengen (49,2 Mio. Mg im Basisvergleich und 57,1 Mio. Mg im Szenario mit Eigenkompostierung in der RC-Rate) methodisch grundsätzlich nicht zulässig. Da die Eigenkompostierung selbst jedoch in der THG-Bilanz mit Null bewertet ist, ergibt sich im absoluten Ergebnis für 2017 kein Unterschied zum Ergebnis der Basisbilanz 2017. Für das Jahr 2030 („SiAbf EK 2030“) liegt das absolute Nettoentlastungspotenzial bei knapp -10 Mio. Mg CO₂-Äquivalente. Wiederum gilt, dass ein Vergleich mit dem Basisvergleich, dem Leitszenario 2030, auf absoluter Ebene grundsätzlich methodisch nicht zulässig ist. Wäre es korrekt, dass die Eigenkompostierung quasi neutral ist und damit keinen Einfluss auf die Klimagasbilanz hat, könnte ausgesagt werden, dass ein Szenario mit etwa halb so hohem Ambitionsgrad für die gesteigerte getrennte Erfassung als das Leitszenario 2030 zu einem um etwa 1 Mio. Mg CO₂-Äquivalente reduzierten Nettoentlastungspotenzial führt.

Ein qualitativer Vergleich für 2030 ergibt, dass insbesondere die Verwertung der trockenen Wertstoffe geringere absolute Nettoentlastungspotenziale erzielt, bedingt durch die reduzierten getrennt erfassten Mengen. Umgekehrt zeigt sich nur ein geringer Einfluss bei der Behandlung der im Restmüll verbleibenden Mengen. Dass das absolute Nettoentlastungspotenzial nicht noch deutlich niedriger ausfällt als im Leitszenario 2030 hängt damit zusammen, dass der Hauptteil der gesteigerten getrennten Erfassung bei den Organikabfällen liegt, deren spezifische Nettoentlastungspotenziale im Vergleich zu denen des Recyclings von trockenen Wertstoffen gering sind.

Im spezifischen Ergebnis nach Abfallarten bestehen Unterschiede zum Basisvergleich nur für 2030 und nur bei den Abfallfraktionen Restmüll und Organikabfälle (Abfälle aus der Biotonne). Bei Restmüll liegt die spezifische Nettoentlastung etwas geringer (andere Restmüll-zusammensetzung und keine Umverteilung bei MBAs). Bei den Organikabfällen ist die spezifische Nettoentlastung für Abfälle aus der Biotonne etwas geringer, aufgrund der geringeren zusätzlichen Mengen zur Vergärung gegenüber dem Leitszenario 2030. Der deutlichste Unterschied auf spezifischer Ebene ergibt sich bezogen auf die Gesamtabfallmengen. Die spezifischen Nettoentlastungspotenziale insgesamt sind deutlicher geringer, da sich die Ergebnisse auf rund 57 Mio. Mg beziehen (inkl. der 7,9 Mio. Mg Eigenkompostierung):

- ▶ SiAbf EK 2017: -221 kg CO₂-Äq/Mg Siedlungsabfall (14 % niedriger als Basisbilanz 2017)
- ▶ SiAbf EK 2030: -175 kg CO₂-Äq/Mg Siedlungsabfall (21 % niedriger als Leitszenario 2030)

Bei dem **Basisvergleich mit Strom- und Wärmeemissionsfaktoren der EU27**, die gegenüber den nationalen Emissionsfaktoren jeweils niedriger liegen, sind die absoluten gesamten Nettoentlastungspotenziale sowohl für 2017 als auch für 2030 um 3 % reduziert. Hier bestehen gegenläufige Effekte. Abfallfraktionen mit einem hohen Strombedarf für die Abfallaufbereitung, und bei denen Aufbereitungsreste überwiegend in die Mitverbrennung (v. a. in Zementwerke) gehen, weisen mit dem niedrigeren EU27 Emissionsfaktor für Strom geringere Belastungen auf und zeigen mitunter höhere Nettoentlastungspotenziale als im Ergebnis mit den deutschen Emissionsfaktoren für Strom und Wärme (Kunststoffe, LVP, PPK). Bei den meisten Abfallfraktionen reduzieren sich jedoch die Nettoentlastungspotenziale durch die Bewertung von Energie aus Abfall mit den niedrigeren EU27 Emissionsfaktoren. Besonders deutlich zeigt sich dies bei Restmüll im Jahr 2030.

Die **Sensitivität für 2017 mit Vermeidungsfaktoren für Strom aus biogenem Abfall** bezieht sich ausschließlich auf die Entlastungseffekte. Der Strombedarf ist davon nicht berührt. Mit Anrechnung der Vermeidungsfaktoren für Strom aus biogenem Abfall würde das absolute gesamte Nettoentlastungspotenzial für 2017 um 8 % höher ausfallen. Da die Sensitivität sich ausschließlich auf die Gutschrift für Strom aus Abfall bezieht hat sie kaum Auswirkungen auf das Ergebnis für die trockenen Wertstoffe, da diese durch das Recycling geprägt werden und energetisch verwertete Aufbereitungsreste überwiegend in die Mitverbrennung gehen. Beiträge zur höheren Nettoentlastung resultieren aus der energetischen Verwertung von Abfällen (Restmüll, Holz) und aus der Vergärung und Biogasnutzung der Organikabfälle.

Die **Sensitivität mit Vorbereitung zur Wiederverwendung und Abfallvermeidung** zeigt einen methodischen Ansatz, diese Aspekte in die Ökobilanz der Abfallwirtschaft einzubinden. Für die Vorbereitung zur Wiederverwendung wurden Studien und Daten von Gebrauchtgüterkaufhäusern ausgewertet und eine wiederverwendete Pro-Kopf-Menge abgeleitet. Für die THG-Bewertung wurden Annahmen zur Lebensdauererlängerung mit Emissionsfaktoren der Primärherstellung von Gebrauchtgütern verknüpft. Die Abfallvermeidung wurde am Beispiel der Lebensmittelabfälle im Sonderbilanzraum Lebensmittelabfälle abgeleitet.

Das Ergebnis ist für die Sensitivität in die Siedlungsabfallbilanz einbezogen. Die betrachteten wiederverwendbaren bzw. vermeidbaren Mengen ergeben sich zu:

- ▶ 75.210 Mg Gebrauchtwaren für die Vorbereitung zur Wiederverwendung, die beim Sperrmüll (Restmüll) abgezogen sind,
- ▶ 1.258.669 Mg Lebensmittelabfälle aus Haushalten und aus Außer-Haus-Verzehr, die bei den Organikabfällen abgezogen sind.

Die absolut betrachtete Abfallmenge entspricht der im Basisvergleich. Die Sensitivität basiert auf dem Leitszenario 2030. Für die THG-Bewertung sind folgende aggregierte Vermeidungsfaktoren ermittelt worden:

- ▶ -0,61 kg CO₂-Äq/kg Gebrauchtware für deren Lebensdauererlängerung,
- ▶ -1,61 kg CO₂-Äq/kg Lebensmittel für deren Abfallvermeidung.

Für die Sensitivität mit Wiederverwendung und Abfallvermeidung ergibt sich für das Bilanzjahr 2030 ein absolutes Nettoentlastungspotenzial von rund -13 Mio. Mg CO₂-Äquivalente (+18 % gegenüber dem Leitszenario 2030). Die Steigerung wird dabei v. a. durch die Menge vermiedene Lebensmittelabfälle geprägt, die zum einen deutlich höher ist und zum anderen mit einem höheren Vermeidungsfaktor verbunden ist. Allerdings bezieht sich die für die Wiederverwendung identifizierte Menge nicht auf Alttextilien und Elektro(alt)geräte, die in dieser Studie nicht untersucht wurden. Auch ist insgesamt mit einem höheren Potenzial zu rechnen als bisher über Gebrauchtwarenkaufhäuser gehandelt wird. Zudem gilt für die Vorbereitung zur Wiederverwendung, dass das Entlastungspotenzial zusätzlich anfällt, da die Gebrauchtwaren nach Lebensdauerende zu einem späteren Zeitpunkt recycelt oder energetisch verwertet werden.

Sonderbilanzraum Lebensmittelabfälle

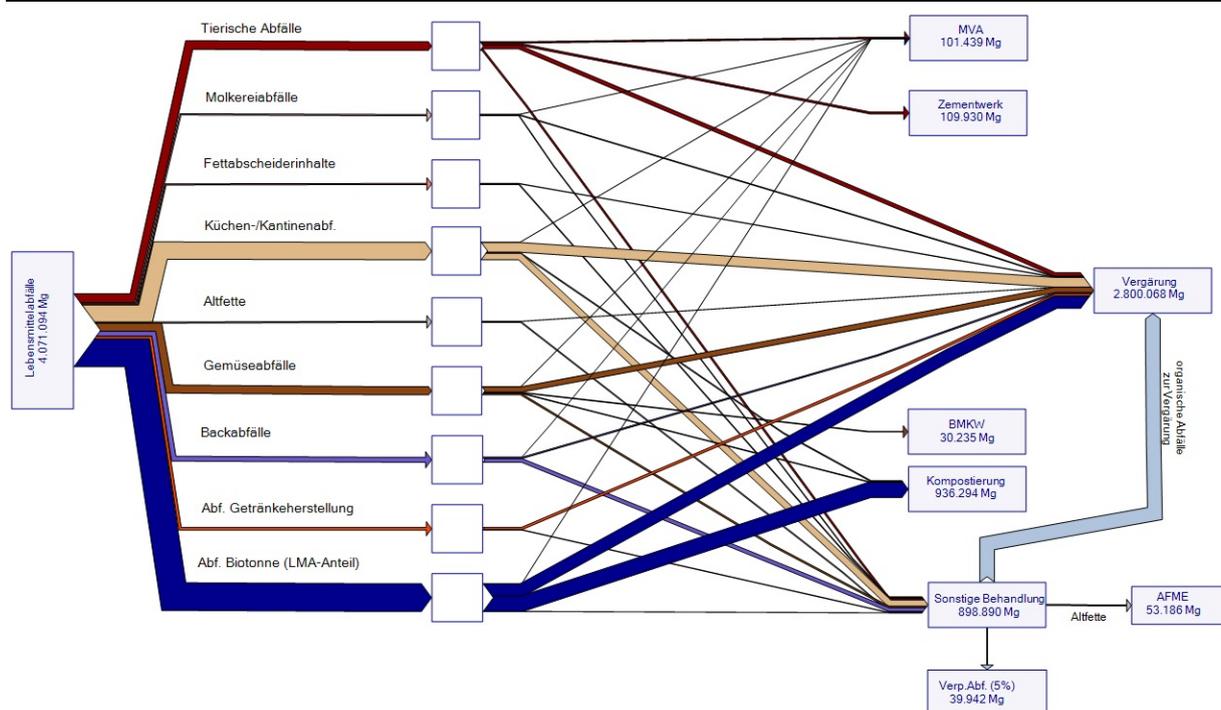
Der Sonderbilanzraum LMA umfasst die Lebensmittelanteile in den organischen Abfällen der Siedlungsabfälle und der P&G-Abfälle. Die Herkunftsbereiche wurden bei der Erhebung der Basisdaten unterschieden bzw. wurde insbesondere für die EU versucht, hiernach eine Differenzierung zu erhalten. Für die EU wird nur der EWC-Stat-Schlüssel W091+W092 (animal and mixed food waste; vegetal waste) berichtet. Eine Differenzierung in W091, W092 für die EU erfolgt nach Fachwissen. Für die EU-Bilanzräume wurde die deutsche Statistik detaillierter ausgewertet, um basierend darauf plausible Annahmen für die EU treffen zu können.

Die Auswertung für das **Aufkommen und den Verbleib** erfolgte in folgenden vier Schritten: 1. Berücksichtigung aller EAV-Schlüssel, die Lebensmittelabfälle enthalten können; 2. Abzug der Abfallmengen aus der Primärproduktion (Land-, Forstwirtschaft, Fischerei); 3. Berücksichtigung des Anteils der Lebensmittelabfälle in den organischen Abfällen; 4. Auswertung des Verbleibs unter der Annahme, dass die von Destatis (2019b und c) ausgewiesene Aufteilung auf Anlagentypen für die betrachtete Teilmenge konstant bleibt. Daraus ergibt sich, dass von den Siedlungsabfällen nur folgende Ströme für den Sonderbilanzraum Lebensmittelabfälle betrachtet werden: Abfälle aus der Biotonne (20 03 01 04), Marktabfälle (20 03 02) und Küchenabfälle (20 01 08).

Für die weitere Analyse des Verbleibs zur Erstbehandlung wird das LMA-Aufkommen ohne Restmüll betrachtet, das sich auf insgesamt gut 4 Mio. Mg beläuft. LMA im Restmüll werden aus methodischen Gründen nicht betrachtet. Ferner hat die Auswertung ergeben, dass Lebensmittelabfälle hauptsächlich in folgenden vier Anlagentypen behandelt werden: Zu kleineren Anteilen in thermische Behandlungsanlagen (MVA) und Feuerungsanlagen (Zementwerk) und überwiegend in biologischen und sonstigen Behandlungsanlagen. Für

letztere wurde angenommen, dass es sich um überlagerte Lebensmittelabfälle handelt, die in diesen Anlagen entpackt und anschließend einer Vergärung zugeführt werden. In Abbildung 2 ist das finale Stoffstrommodell für die Lebensmittelabfälle vom Aufkommen bis zum finalen Verbleib dargestellt.

Abbildung 2: Sankey-Diagramm Lebensmittelabfall Deutschland 2017



Quelle: eigene Darstellung, ifeu

Den Hauptstrom bilden mit 62 % die LMA aus Siedlungsabfällen – Abfälle aus der Biotonne und Küchen-/Kantinenabfälle – wobei der LMA-Anteil bei den Abfällen aus der Biotonne mit 34 % angesetzt ist. Den Abfällen aus der Biotonne sind zudem Marktabfälle zuaddiert (kleine Menge). Bei den einzelnen Abfallarten aus den P&G-Abfällen handelt es sich häufig um nicht näher bestimmbare Abfälle. 66 % der Menge sind in der Statistik als „für Verzehr oder Verarbeitung ungeeignete Stoffe“ ausgewiesen.

Für die THG-Bilanzierung werden neben dem Status quo **zwei Szenarien** für die Entwicklung der Recyclingaktivitäten bis 2030 betrachtet.

Für das Leitszenario sind folgende Annahmen getroffen:

- ▶ Küchen-/Kantinenabfälle werden im Jahr 2030 nicht mehr kompostiert, sondern ausschließlich vergoren.
- ▶ Der gesteigerte Anteil für Abfälle aus der Biotonne zur Vergärung wird berücksichtigt, im Jahr 2030 werden 22 % mehr vergoren, zu Lasten der Kompostierung (Anteil Vergärung Biotonne 2017 44 % steigt auf 66 % im Jahr 2030).
- ▶ Bisher noch kompostierte Mengen der P&G-Abfälle werden im Jahr 2030 ebenfalls vergoren (betrifft nur Gemüseabfälle).
- ▶ Bisher vergorene Altfette werden im Jahr 2030 zu Altfettmethylester aufbereitet (Dieselsubstitut).

Das **Einbeziehen der Abfallvermeidung** ist für die Ökobilanzmethode der Abfallwirtschaft nur möglich, wenn die vermiedenen Produkte bekannt sind und deren vermiedene Herstellung

angerechnet werden kann. Für Lebensmittelabfälle bedeutet das, dass nur Verzehrprodukte betrachtet werden können. Für Schlämme, Schlempen, Schälreste, o. ä. bzw. die bei P&G-Abfällen überwiegenden „für Verzehr oder Verarbeitung ungeeigneten Stoffe“ lassen sich keine ursprünglichen Produkte identifizieren. Entsprechend erfolgen Betrachtungen zur Abfallvermeidung nur für die LMA aus Siedlungsabfall (Abfälle aus der Biotonne, Küchen-/Kantinenabfälle). Für diese Abfälle wird, der Nationalen Strategie zur Reduzierung der Lebensmittelverschwendung folgend, bis 2030 eine Halbierung angenommen. Auf Basis von Warenkörben für vermeidbare LMA aus Haushalten und aus dem Außer-Haus-Verzehr konnte in Verbindung mit THG-Emissionsfaktoren für die Herstellung der vermiedenen LMA der durchschnittliche Vermeidungsfaktor von -1,61 kg CO₂-Äq/kg Lebensmittel abgeleitet werden.

Die **THG-Bilanzierung für die LMA** erfolgt nach den im Sankey-Diagramm gezeigten Abfallarten. Die Bilanzierung für Küchen-/Kantinenabfälle und für Abfälle aus der Biotonne entspricht der bei den Siedlungsabfällen. Bei den Küchen-/Kantinenabfällen ist dies eindeutig (Lebensmittelabfallanteil 100 %). Bei den Abfällen aus der Biotonne mit nur anteiligem LMA-Anteil besteht keine repräsentativ sinnvolle Möglichkeit diese von den nicht-LMA-Anteilen bilanziell abzugrenzen. Für die Bilanzierung der LMA aus P&G-Abfällen waren aufgrund der mangelnden Datenlage vielfach Annahmen nötig. Überwiegend werden diese einer Vergärung zugeführt für die Kenndaten abgeschätzt wurden. Durch die gegebenen Unsicherheiten in Bezug auf die Art der Abfälle sind die THG-Ergebnisse als orientierend zu verstehen.

Die **Ergebnisse der THG-Bilanz im Basisvergleich** zeigt Tabelle 2. Insgesamt weisen beide Szenarien Nettoentlastungspotenziale auf. Für 2017 liegt das absolute Nettoentlastungspotenzial bei -0,8 Mio. Mg CO₂-Äq. Hierzu tragen vor allem die tierischen Abfälle und Altfette bei. Bei den LMA aus den Siedlungsabfällen liegen die Entlastungen nur wenig über den Belastungen, woraus sich die geringere Nettoentlastung ergibt. Für das Leitszenario 2030 ergibt sich das absolute Nettoentlastungspotenzial zu -0,7 Mio. Mg CO₂-Äquivalente. Auch hier geht der leichte Rückgang vor allem auf die Defossilisierung des Energiesystems zurück. Dem entgegen stehen die Optimierungen für 2030, die gesteigerte Vergärung statt Kompostierung und die vollständige Aufbereitung von Altfett zu Altfettmethylester.

Auf spezifischer Ebene pro Tonne zeigt vor allem Altfett ein hohes Nettoentlastungspotenzial bedingt durch die (2017 anteilige) Substitution von Dieselmotoren. Im Weiteren ergeben sich höhere Nettoentlastungspotenziale bei tierischen Abfällen bedingt durch hohe Gasausbeuten bei der Vergärung und deren anteilige Mitverbrennung im Zementwerk (Tiermehl). Die thermische Nutzung von LMA zeigt ebenfalls höhere spezifische Nettoentlastungspotenziale. Dies ist allerdings nur repräsentativ, wenn der vergleichsweise hohe Heizwert von 20,4 MJ/kg bei gleichzeitig 0 % fossilem C-Gehalt in der Praxis annähernd zutrifft. Die spezifischen Nettoergebnisse der weiteren Abfallarten werden vor allem durch die Vergärung geprägt und dabei ob es sich um Material mit hohem oder niedrigem Wassergehalt handelt. Bei niedrigem Wassergehalt (Molkerei-, Backabfälle) ergeben sich höhere Gasausbeuten und entsprechend ein höheres Nettoentlastungspotenzial.

Die Sonderbilanz Lebensmittelabfälle wurde ebenfalls 1:1 in die Bilanz für die EU27 überführt und entsprechend auch zusätzlich mit den Strom- und Wärmeemissionsfaktoren der EU27 berechnet. Gegenüber den Ergebnissen mit Emissionsfaktoren für Deutschland liegen die absoluten Nettoentlastungspotenziale in Summe damit für 2017 um 13 % niedriger und für 2030 um 5 %.

Tabelle 2: Absolute und spezifische Nettoergebnisse nach Abfallfraktionen – Lebensmittelabfälle Deutschland Ist-Situation 2017 und Leitszenario 2030

Abfallfraktion	absolut		spez. pro Kopf ¹		spez. pro Tonne	
	2017	2030 LS	2017	2030 LS	2017	2030 LS
	1.000 Mg CO ₂ -Äq		kg CO ₂ -Äq/E		kg CO ₂ -Äq/Mg	
LMA	-82	-74	-1,0	-0,9	-810	-728
LMA zur MVA	-82	-74	-1,0	-0,9	-810	-728
Abf. Biotonne (LMA-Anteil)	-63	-77	-0,8	-0,9	-41	-50
Küchen-/Kantinenabfall	-66	-46	-0,8	-0,6	-68	-48
Fettabscheiderinhalte	-2	0	0,0	0,0	-33	-2
Altfette	-151	-167	-1,8	-2,0	-2.514	-2.771
Tierische Abfälle	-273	-240	-3,3	-2,9	-675	-593
Molkereiabfälle	-29	-11	-0,3	-0,1	-408	-160
Gemüseabfälle	-18	-9	-0,2	-0,1	-41	-19
Backabfälle	-117	-34	-1,4	-0,4	-429	-124
Abf. Getränkeherstellung	-10	-4	-0,1	0,0	-65	-26
Summe/Durchschnitt	-811	-662	-9,8	-8,0	-199	-163

1) berechnet mit Bevölkerungszahl von 82.792.351 in 2017 (Statistisches Bundesamt (Destatis) 2017)

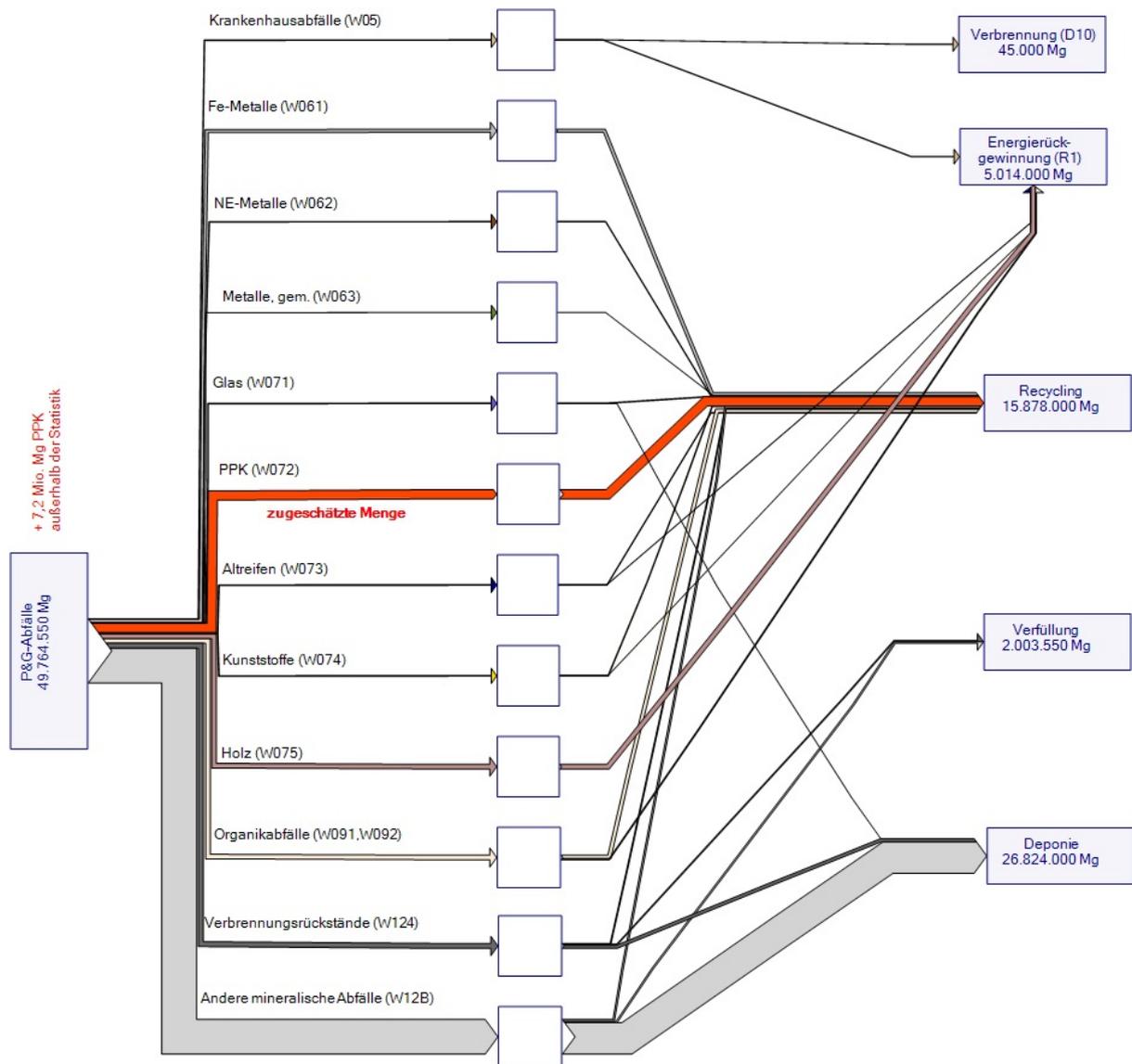
Das **Szenario mit Abfallvermeidung** basiert auf dem Leitszenario 2030 für das zusätzlich die vermiedene Lebensmittelabfallmenge von 1.258.669 Mg berücksichtigt und entsprechend bei Abfällen aus der Biotonne und Küchen-/Kantinenabfällen abgezogen ist. Die gesamt betrachtete Menge entspricht der im Basisvergleich. Mit der Abfallvermeidung ergibt sich für 2030 ein absolutes Nettoentlastungspotenzial in Höhe von -2,6 Mio. Mg CO₂-Äquivalente (knapp Faktor 4 höher als im Leitszenario 2030). Die deutlich höhere Nettoentlastungsleistung ergibt sich durch die Relevanz der Lebensmittelabfallvermeidung. Zum einen ist diese für 31 % der gesamten LMA angesetzt. Zum anderen ist der spezifische Vermeidungsfaktor vergleichsweise hoch und wird nur durch die Verwertung von Altfett als Dieselerersatz übertroffen.

Produktions- und Gewerbeabfälle

Die P&G-Abfälle entstammen einem sehr breiten Spektrum unterschiedlicher Branchen und enthalten damit verbunden sehr unterschiedliche Abfallströme. So sind mögliche Beiträge quasi über alle Kapitel der europäischen Abfallstatistik verteilt. Die Erhebung der Mengen zur späteren Bilanzierung der mit ihrer Entsorgung verbundenen THG-Emissionen erfolgt nur orientierend. Im ersten Schritt zur Ermittlung von **Aufkommen und Verbleib** werden dafür die zu analysierenden EAK-Stat-Schlüssel festgelegt, sowie die für die Bilanzierung relevanten Herkunftssektoren (über NACE-Kategorisierung). Zur Eingrenzung der relevanten EAK-Stat-Schlüssel werden folgende grundlegende Festlegungen berücksichtigt: Ausgeschlossen werden die Kapitel W033, W103, W128, W13, W08 und W11; P&G-Abfälle, die als Siedlungsabfall erfasst werden, werden vollständig dem Stoffstrom „Siedlungsabfälle“ zugerechnet; Textilien werden auch hier ausgeschlossen, Bau- und Abbruchabfälle werden separat betrachtet und für P&G-Abfälle ausgeschlossen. Im Ergebnis werden damit für die Bilanz der P&G-Abfälle die folgenden

EAK-Stat-Schlüssel analysiert: W012, W02A⁵, W032, W05, W06, W071, W072, W073, W074, W075, W091, W092, W101, W102, W124, W12B⁶. Zudem wird der Verbleib für die relevanten EAV-Schlüssel basierend auf Destatis (2019b und c) analysiert. Als Ergebnis dieser Analyse werden die Kapitel W012, W02A, W032, W101 und W102 ausgeschlossen, sowie die Ströme der Kapitel W071, W074 und W072 modifiziert. Zusätzlich zu diesen Mengen wurde eine Menge für Papierabfälle in Höhe von 7,2 Mio. Mg zugeschätzt. Diese ergibt sich aus einer Differenz zwischen den Zahlen der Statistik und der nach Verbandsangaben berichteten Menge. Für diese ist angenommen, dass sie nicht an Abfallbehandlungsanlagen, sondern direkt an Papierwerke angeliefert wird. In Abbildung 3 ist das finale Stoffstrommodell für die P&G-Abfälle vom Aufkommen bis zum finalen Verbleib dargestellt.

Abbildung 3: Sankey-Diagramm P&G-Abfälle Deutschland 2017



Quelle: eigene Darstellung, ifeu

⁵ Das Aggregat W02A „Chemische Abfälle“ enthält die EAK-Stat-Schlüssel W014 Verbrauchte chemische Katalysatoren, W02 Abfälle chemischer Zubereitungen und W031 Chemische Ablagerungen und Rückstände.

⁶ Das Aggregat W12B „Andere mineralische Abfälle“ enthält die EAK-Stat-Schlüssel W122 Asbestabfälle (ausnahmslos als gefährlich eingestuft), W123 Abfälle von natürlich vorkommenden Materialien und W125 Verschiedene mineralische Abfälle.

Die Darstellung zeigt, dass die P&G-Abfälle nach Masse durch „andere mineralische Abfälle“ (W12B) geprägt sind. Diese Abfallfraktion nimmt über 50 % der Gesamtmenge ein. Es folgt die zugeschätzte PPK-Menge mit 14 % Massenanteil. Bei den weiteren Abfallfraktionen nehmen Eisenmetalle, Holz, Organikabfälle und Verbrennungsrückstände zwischen 5 % und 7 % an der Gesamtmenge ein. Der Prozentanteil der restlichen Abfallfraktionen liegt jeweils etwa um bzw. < 1%.

Für die THG-Bilanzierung werden neben dem Status quo **zwei Szenarien** für die Entwicklung bis 2030 betrachtet. Hierbei werden die einzelnen Abfallströme analysiert und für jeden Strom das Optimierungspotenzial festgestellt. Auf dieser Basis wird ein ambitioniertes und ein weniger ambitioniertes Szenario abgeleitet. Für die P&G-Abfälle werden Optimierungspotenziale für die Abfallströme Altreifen (W073), Kunststoff (W074), Holz (W075) und Organikabfälle (W091, W092) gesehen, die in Summe eine Verschiebung von 290.080 Mg in Richtung Recycling für das wenig ambitionierte und eine Verschiebung von 692.330 Mg für das ambitionierte Szenario bewirken.

Die **THG-Bilanzierung** erfolgt auch hier nach den im Sankey-Diagramm gezeigten Abfallarten. Da es sich bei denen aus der europäischen Statistik abgeleiteten Zahlen zum Verbleib um den Letztverbleib handelt sind Sortieraufwendungen, insofern sie aus der Erstbehandlung relevant sind und abgebildet werden können, berücksichtigt. Hierzu sind die Inputmengen anhand der Sortierverluste rückgerechnet. Die Bilanzierung der trockenen Wertstoffe und von Holz erfolgt analog der Bilanzierung bei den Siedlungsabfällen. Unterschiede in spezifischen Ergebnissen pro Tonne ergeben sich zum einen durch teils abweichend angenommene Ausbeuten aus der Aufbereitung, da für P&G-Abfälle eine höhere Sortenreinheit unterstellt ist. Zum anderen kommen teilweise unterschiedliche Behandlungssplits zum Tragen. Die Bilanzierung des Recyclings für die Organikabfälle wurde aus der Bilanzierung für Lebensmittelabfälle abgeleitet, es wurden spezifische Emissionswerte ermittelt. Die Entsorgung von Verbrennungsrückständen und anderen mineralischen Abfällen ist aufgrund deren inerten Charakters mit keinen THG-Emissionen verbunden. Transportaufwendungen sind berücksichtigt. Krankenhausabfälle und Altreifen sind auf Basis eigener Expertisen berechnet.

Die **Ergebnisse der THG-Bilanz** für 2017 und die beiden Szenarien 2030 (SZ1, SZ2) zeigt Tabelle 3. Für die Ist-Situation 2017 ergibt sich ein absolutes Nettoentlastungspotenzial in Höhe von -13,6 Mio. Mg CO₂-Äquivalente. Hierzu tragen vor allem die trockenen Wertstoffe bei. Die Hauptmassen der anderen mineralischen Abfälle und auch die Verbrennungsrückstände haben aufgrund ihres inerten Charakters keinen Einfluss auf das Ergebnis. Die Vergleichsszenarien 2030 unterscheiden sich im absoluten Ergebnis nur wenig. Zum einen sind Unterschiede nur für vier Abfallarten angenommen. Zum anderen sind die prozentualen Verschiebungsanteile für diese insgesamt und zwischen den beiden Szenarien mit 2-5 % (Szenario 1) bzw. 5-10 % (Szenario 2) moderat. Für beide Vergleichsszenarien 2030 ergibt sich gerundet das absolute Nettoentlastungspotenzial zu -10,3 Mio. Mg CO₂-Äquivalente. Auch hier ist die Defossilisierung des Energiesystems relevante Ursache für die verminderte Nettoentlastung.

Auf spezifischer Ebene pro Tonne zeigen vor allem die Metalle hohe Nettoentlastungspotenziale. Ähnlich hoch wie für Fe-Metalle liegt auch das Nettoentlastungspotenzial für Altreifen. Erreicht wird dies durch das stoffliche Recycling, obwohl nur zu 50 % eine hochwertige Anwendung mit Substitution von fossilen Thermoplasten angenommen ist. Die weiteren Abfallfraktionen weisen überwiegend Nettoentlastungspotenziale in ähnlicher Höhe auf. Eine Ausnahme bilden die Krankenhausabfälle, die im Nettoergebnis eine Belastung zeigen. Die Ergebnisse für die inerten Fraktionen Verbrennungsrückstände und mineralische Abfälle beinhalten die Transportaufwendungen, die trotz hohem Massenanteil eine vergleichsweise geringe Bedeutung

haben. In den Vergleichsszenarien 2030 sind die spezifischen Nettoergebnisse verändert, die von der Defossilisierung betroffen sind und/oder für die Optimierungen angenommen sind.

Tabelle 3: Absolute und spezifische Nettoergebnisse nach Abfallfraktionen – P&G-Abfälle Deutschland Ist-Situation 2017 und Vergleichsszenarien 2030

Abfallfraktion	absolut			spez. pro Kopf ¹			spez. pro Tonne		
	2017	2030 SZ1	2030 SZ2	2017	2030 SZ1	2030 SZ2	2017	2030 SZ1	2030 SZ2
	Mio. Mg CO ₂ -Äq			kg CO ₂ -Äq/E			kg CO ₂ -Äq/Mg		
Krankenhausabf.	0,06	0,09	0,09	0,8	1,0	1,0	180	241	241
Fe-Metalle	-3,63	-3,63	-3,63	-43,8	-43,8	-43,8	-1.538	-1.538	-1.538
NE-Metalle	-1,97	-1,33	-1,33	-23,8	-16,0	-16,0	-5.029	-3.398	-3.398
Metalle	-0,10	-0,08	-0,08	-1,2	-1,0	-1,0	-2.035	-1.803	-1.803
Glas	-0,19	-0,19	-0,19	-2,3	-2,3	-2,3	-464	-459	-459
PPK	-3,16	-1,25	-1,25	-38,1	-15,1	-15,1	-438	-174	-174
Altreifen	-0,75	-0,79	-0,79	-9,0	-9,6	-9,6	-1.311	-1.389	-1.393
Kunststoffe	-0,27	-0,44	-0,50	-3,3	-5,3	-6,1	-515	-831	-958
Holz	-2,21	-1,64	-1,56	-26,6	-19,8	-18,8	-608	-451	-429
Organikabfälle	-1,60	-1,28	-1,24	-19,3	-15,4	-15,0	-451	-360	-349
Verbr.rückstände	0,04	0,04	0,04	0,4	0,4	0,4	9	9	9
Andere min. Abf.	0,17	0,17	0,17	2,1	2,1	2,1	6	6	6
Summe/Mittel	-13,59	-10,33	-10,28	-164,1	-124,8	-124,2	-273	-208	-207

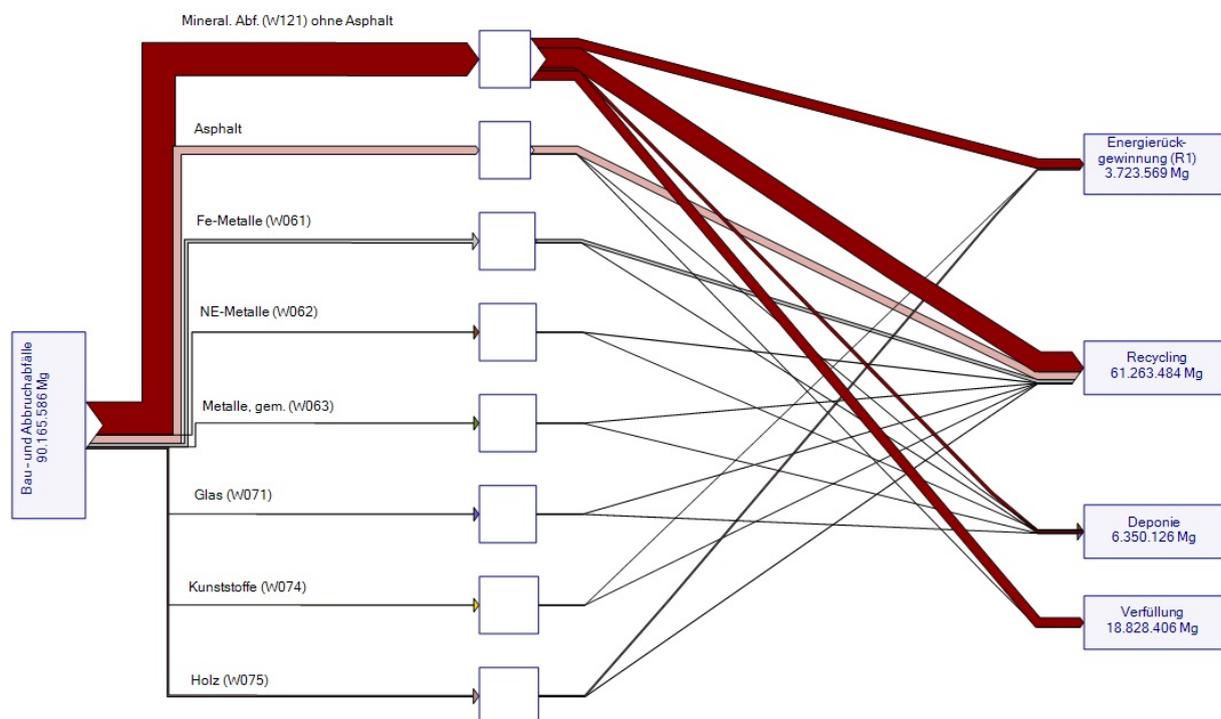
1) berechnet mit Bevölkerungszahl von 82.792.351 in 2017 (Statistisches Bundesamt (Destatis) 2017)

Bau- und Abbruchabfälle

Bau- und Abbruchabfälle sind im Rahmen dieser Studie als alle nicht-gefährlichen Ströme des Kapitels 17 des Europäischen Abfallverzeichnisses definiert, mit Ausnahme der Schlüssel für „Boden und Steine“ (EAV 17 05 04) und „Baggergut“ (EAV 17 05 06). Für diese Schlüssel wurden die Informationen aus der Destatis Fachserie 19, Reihe 1 zum **Aufkommen⁷ und Verbleib** in den verschiedenen Behandlungsanlagen in Deutschland ausgewertet (Destatis 2019b). Da Daten für Bauschuttzubereitungsanlagen und Asphaltmischanlagen im zweijährigen Turnus erhoben werden, liegen keine Daten für das Referenzjahr 2017 vor, weshalb hierfür im Weiteren auf die Datengrundlage des Jahres 2016 zurückgegriffen wird. In Abbildung 4 ist das finale Stoffstrommodell für die B&A-Abfälle vom Aufkommen bis zum finalen Verbleib dargestellt.

⁷ Das Aufkommen ist dabei definiert als die Summe aller Abfallströme, die im Referenzzeitraum an Abfallbehandlungsanlagen in Deutschland aus dem Inland angeliefert werden (Input insgesamt aus dem Inland, Tab 1.1 Destatis 2019b). Abfallströme, die direkt in Produktionsanlagen wiedereingesetzt oder direkt ins Ausland exportiert werden, werden somit von der Statistik nicht erfasst.

Abbildung 4: Sankey-Diagramm B&A-Abfälle Deutschland 2017



Quelle: eigene Darstellung, ifeu

Die Darstellung zeigt, dass die B&A-Abfälle nach Masse durch „Mineralische Abfälle“ (W121) geprägt sind. Diese Abfallfraktion nimmt 70 % der Gesamtmenge ein. Es folgt die von den „Mineralischen Abfällen“ gesondert betrachtete Menge an Asphalt mit 18 % Massenanteil. Bei den weiteren Abfallfraktionen nehmen Eisenmetalle und Holz 7 % bzw. 3 % an der Gesamtmenge ein. Der Prozentanteil der restlichen Abfallfraktionen liegt jeweils etwa um bzw. < 1 %.

Für die THG-Bilanzierung werden neben dem Status quo **zwei Szenarien** für die Entwicklung der Recyclingaktivitäten bis 2030 betrachtet. Hierbei werden die einzelnen Abfallströme analysiert und für jeden Strom das Optimierungspotenzial festgestellt. Auf dieser Basis wird ein ambitioniertes und ein weniger ambitioniertes Szenario abgeleitet. Für die B&A-Abfälle werden im wenig ambitionierten Szenario Optimierungspotenziale für die Abfallströme Glas (W071), Kunststoff (W074) und Holz (W075) gesehen, die in Summe eine Verschiebung von 70.399 Mg in Richtung Recycling bewirken. Für das ambitionierte Szenario kommen zusätzlich noch Optimierungspotenziale für die mineralischen Abfälle mit und ohne Asphalt (W121), Fe-Metalle (W061), NE-Metalle (W062) und gemischte Metalle (W063), hinzu, sodass dort eine Verschiebung von 7,05 Mio. Mg (v.a. mineralische Abfälle) bewirkt wird.

Die **THG-Bilanzierung** erfolgt auch hier nach den im Sankey-Diagramm gezeigten Abfallarten. Die Bilanzierung erfolgt analog der Beschreibung für P&G-Abfälle. Sortieraufwendungen werden rückgerechnet, trockene Wertstoffe und Holz wie für Siedlungsabfälle bilanziert. Abweichungen in spezifischen Ergebnissen pro Tonne ergeben sich hier durch teilweise unterschiedliche Behandlungssplits (z.B. anteilige Energierückgewinnung bei Kunststoffen). Die Entsorgung von mineralischen Abfällen ist aufgrund deren inerten Charakters mit keinen THG-Emissionen verbunden. Transportaufwendungen sind berücksichtigt.

Die **Ergebnisse der THG-Bilanz** für 2017 und die beiden Szenarien 2030 (SZ1, SZ2) zeigt Tabelle 4. Für die Ist-Situation 2017 ergibt sich ein absolutes Nettoentlastungspotenzial in Höhe

von -12,4 Mio. Mg CO₂-Äquivalente. Hierzu tragen vor allem die Metalle bei. Die Hauptmasse der mineralischen Abfälle hat aufgrund ihres inerten Charakters kaum Einfluss auf das Ergebnis. Die Nettobelastung resultiert aus Transportaufwendungen und der anteiligen Kunststoffverbrennung (Sortierfraktion aus Bauschuttzubereitung). Für die Vergleichsszenarien 2030 zeigen sich in Summe etwas reduzierte Nettoentlastungspotenziale. Hier ist der Einfluss der Defossilisierung geringer als bei den Siedlungsabfällen und den P&G-Abfällen, da das Ergebnis durch Eisenmetalle geprägt wird. Im Szenario 1 ergibt sich ein absolutes Nettoentlastungspotenzial von -11,5 Mio. Mg CO₂-Äquivalente. Im Szenario 2 liegt es bei -11,8 Mio. Mg CO₂-Äquivalente.

Tabelle 4: Absolute und spezifische Nettoergebnisse nach Abfallfraktionen – B&A-Abfälle Deutschland Ist-Situation 2017 und Vergleichsszenarien 2030

Abfallfraktion	absolut			spez. pro Kopf ¹			spez. pro Tonne		
	2017	2030 SZ1	2030 SZ2	2017	2030 SZ1	2030 SZ2	2017	2030 SZ1	2030 SZ2
	Mio. Mg CO ₂ -Äq			kg CO ₂ -Äq/E			kg CO ₂ -Äq/Mg		
Min. Abf. (ohne Asphalt)	0,37	0,49	0,38	4,5	5,9	4,6	6	8	6
Asphalt	-0,19	-0,19	-0,20	-2,3	-2,3	-2,4	-12	-12	-12
Fe-Metalle	-8,98	-8,98	-9,17	-108,5	-108,5	-110,8	-1.355	-1.355	-1.384
NE-Metalle	-1,65	-1,20	-1,22	-19,9	-14,4	-14,7	-3.540	-2.571	-2.625
Metalle	-0,28	-0,27	-0,27	-3,4	-3,2	-3,3	-1.497	-1.434	-1.464
Glas	-0,11	-0,11	-0,11	-1,3	-1,3	-1,3	-433	-438	-448
Kunststoffe	-0,02	-0,05	-0,07	-0,3	-0,6	-0,8	-195	-481	-604
Holz	-1,54	-1,18	-1,11	-18,5	-14,3	-13,5	-511	-393	-371
Summe/Mittel	-12,38	-11,49	-11,77	-149,6	-138,7	-142,2	-137	-127	-131

1) berechnet mit Bevölkerungszahl von 82.792.351 in 2017 (Statistisches Bundesamt (Destatis) 2017)

Auf spezifischer Ebene pro Tonne zeigen auch hier vor allem die Metalle hohe Nettoentlastungspotenziale. Die Abfallfraktionen Glas und Holz weisen Nettoentlastungspotenziale in ähnlicher Höhe auf. Das Nettoentlastungspotenzial für Asphalt ist vergleichsweise gering. Die Entsorgung der mineralischen Abfälle (ohne Asphalt) zeigt eine geringe Nettobelastung. Bei den Kunststoffabfällen liegt die Nettoentlastung 2017 vergleichsweise niedrig bedingt durch die anteilige thermische Behandlung (Energierückgewinnung R1). In den Vergleichsszenarien 2030 liegt das spezifische Nettoentlastungspotenzial für Kunststoffe höher aufgrund der Umlenkung von Energierückgewinnung (R1) zum Recycling und zudem wie schon bei den Siedlungsabfällen und P&G-Abfällen durch die geringeren THG-Belastungen für den Strombedarf (Defossilisierung). Allgemein sind in den Vergleichsszenarien 2030 die spezifischen Nettoergebnisse verändert, die von der Defossilisierung betroffen sind und/oder für die Optimierungen angenommen sind.

Ergebnisse im Überblick

Die Ergebnisse für die verschiedenen Herkunftsbereiche für Deutschland sind im Überblick in Tabelle 5 dargestellt. Für Siedlungsabfälle sind die Ergebnisse aus dem Basisvergleich

verwendet, für P&G- und B&A-Abfälle für 2030 die Ergebnisse der Szenarien 2, die auch für die EU27-Bilanzen verwendet wurden. In Summe ergibt sich für Deutschland für das Bilanzjahr 2017 ein gesamtes absolutes Nettoentlastungspotenzial von rund -38,6 Mio. Mg CO₂-Äquivalente. Für die gewählten Vergleichsszenarien für 2030 ergibt sich ein gesamtes absolutes Nettoentlastungspotenzial von rund -32,9 Mio. Mg CO₂-Äquivalente. Nach Systemräumen weisen alle Herkunftsbereiche ähnliche relevante Nettoentlastungspotenziale auf. Nach Abfallaufkommen liegt das der Siedlungsabfälle und der P&G-Abfälle ähnlich hoch (jeweils 26 %). Die B&A-Abfälle nehmen 48 % ein, bestehen aber zu 88 % aus mineralischen Abfällen (inkl. Asphalt), die nur geringe THG-Effekte beitragen.

Tabelle 5: Abfälle Deutschland – Mengen sowie absolute und spezifische Nettoergebnisse nach Herkunftsbereichen, 2030 ambitioniertere Szenarien

Bilanzraum	Aufkommen	THG absolut		spez. pro Kopf ¹		spez. pro Tonne	
		2017	2030	2017	2030	2017	2030
	Mio. Mg	Mio. Mg CO ₂ -Äq		kg CO ₂ -Äq/E		kg CO ₂ -Äq/Mg	
Siedlungsabfälle	49,2	-12,6	-10,9	-152	-131	-256	-221
P&G-Abfälle	49,8	-13,6	-10,3	-164	-124	-273	-207
B&A-Abfälle	90,2	-12,4	-11,8	-150	-142	-137	-131
Summe/Mittel	189,2	-38,6	32,9	-466	-398	-204	-174

1) berechnet mit Bevölkerungszahl von 82.792.351 in 2017 (Statistisches Bundesamt (Destatis) 2017)

Fazit und Empfehlungen

Die durchgeführte Studie ist eine umfassende Untersuchung sowohl hinsichtlich der Abfallströme als auch der THG-Bilanzierung. Die Daten der Abfallstatistik wurden mit Verbandsdaten und anderen Datenquellen abgeglichen. Die Bilanzierung erfolgte nach den einzelnen Abfallfraktionen für jeden der vier Bilanzräume. Zudem ist eine Vorgehensweise entwickelt und angewendet worden, wie die Vorbereitung zur Wiederverwendung und die Abfallvermeidung in die Ökobilanz der Abfallwirtschaft integriert werden können. Für die EU wurde eine gesonderte umfassende Studie durchgeführt. Insgesamt wurde eine Vielzahl von Szenarien und Sensitivitäten betrachtet. Allerdings bleiben auch für Deutschland relevante Datenunsicherheiten und die Ergebnisse insbesondere für Lebensmittelabfälle, P&G-Abfälle und B&A-Abfälle sind als orientierend zu verstehen. Ungeachtet dessen konnten wichtige Erkenntnisse gewonnen und die komplexen Zusammenhänge und gegensätzlichen Einflüsse für die THG-Bilanzierung analysiert werden. Relevante Erkenntnisse und Empfehlungen aus der Studie sind:

- ▶ Mit der Umsetzung der Energiewende und anderer Maßnahmen des Pariser Abkommens sinken die Klimaschutzpotentiale durch die Kreislaufwirtschaft notwendigerweise, da in Folge der Defossilisierung des Energiesektors auch die Substitutionspotentiale für Strom- und Wärmeerzeugung aus Abfall abnehmen. Dies zeigt sich für die Siedlungsabfälle bereits im geringeren Nettoentlastungspotenzial für 2017 verglichen mit der Vorgängerstudie und tritt in den Szenarien für das Jahr 2030 noch deutlicher zutage. Der Einfluss der Defossilisierung besteht auch bei der Primärherstellung von Produkten und dem damit

einhergehenden Substitutionspotenzial für das Recycling (diese Studie Abschätzung für stromintensive Herstellung von Aluminium sowie von Holz- und Zellstoff).

- ▶ Die Studie zeigt, dass die Kreislaufwirtschaft durch Maßnahmen zur gesteigerten getrennten Erfassung von Wertstoffen, Steigerung des Recyclings und technische Optimierungen von Anlagen trotzdem weiterhin wichtige zukünftige Klimaschutzbeiträge leisten kann. Deutlich wird dies in der Sensitivitätsbetrachtung „business as usual“ für 2030 für Siedlungsabfälle. Ohne Maßnahmen würde sich der potenzielle Klimaschutzbeitrag gegenüber dem Basisjahr 2017 fast halbieren, gegenüber dem Leitszenario 2030 liegt der Beitrag um 40 % niedriger.
- ▶ Im Leitszenario 2030 für Siedlungsabfälle ist die Zielerreichung der rechtlich geforderten Recyclingquote von 60 % durch eine gesteigerte getrennte Erfassung berücksichtigt. Sowohl die Autorinnen und Autoren dieser Studie als auch Teilnehmende der beiden Online-Workshops mit Verbänden sehen diese Steigerung als sehr ambitioniert an. Hier ist die Politik gefordert gemeinsam mit den abfallwirtschaftlichen Akteuren flankierend unterstützende Maßnahmen zu identifizieren und umzusetzen.
- ▶ Insbesondere die Steigerung des Recyclings trockener Wertstoffe erzielt hohe Nettoentlastungspotenziale. Die Erreichung entsprechender Klimaschutzbeiträge kann nur gelingen, wenn die Datenlage und Kenntnis zu Mengenpotenzialen verbessert wird, z.B. durch Beauftragung von Analysen der Ist-Situation bei den trockenen Wertstoffen auf Kreisebene, Untersuchungen zur Optimierung der Sammelsysteme⁸, Entwicklung eines Fahrplans für die weitere Steigerung der getrennten Erfassung unter der Prämisse guter Trennqualitäten, ökologisch begleitete Pilotprojekte, finanzielle Anreize für Akteure.
- ▶ Die Ergebnisse der Studie basieren gezwungenermaßen für bestimmte Abfallarten auf Annahmen oder eingeschränkt belastbaren Daten. Für eine bessere Einschätzung des Recyclings und dessen weitere Steigerungsmöglichkeit sollte die Zusammensetzung und Qualität der hausmüllähnlichen Gewerbeabfälle, des Sperrmülls und der gemischten Verpackungsabfälle (v. a. der nicht dem Recycling zugeführten Fraktionen) analysiert werden. Für LVP sollten für eine bessere Datenverfügbarkeit und Transparenz die bundesweiten Mengenstromdaten detailliert auf der Webseite der Stiftung Zentrale Stelle Verpackungsregister veröffentlicht werden.⁹
- ▶ Für Abfälle aus der Biotonne und GPF zeigt sich im Ergebnis, dass diese ebenfalls einen, wenn auch kleineren, Klimaschutzbeitrag leisten. Fossil-basierte kunststoffhaltige Fehlwürfe wirken sich nachteilig auf das Ergebnis aus. Zur Erreichung weiterer Klimaschutzbeiträge sind Maßnahmen nötig, damit bei der Steigerung der getrennten Erfassung von Organikabfällen, die Fehlwurfrate nicht noch ansteigt. Eine erfolgreiche Umsetzung benötigt z. B. die Kooperation der Bürgerinnen und Bürger. Vielfach bestehen noch Unsicherheiten was in die Biotonne darf, vielfach ist die Entsorgung noch kostenpflichtig. Hier sollte die Politik weiterhin ihre Unterstützung für eine bundesweite Harmonisierung und Intensivierung der Öffentlichkeitsarbeit anbieten.
- ▶ Der Klimaschutzbeitrag durch Abfälle aus der Biotonne ist bei einer Vergärung (kombinierte stoffliche und energetische Verwertung) höher. Um weitere Klimaschutzbeiträge zu erreichen muss deren Anteil gesteigert werden und müssen entsprechende Anlagen zugebaut werden. Planung und Aufbau der Infrastruktur benötigen organisatorische und finanzielle Unterstützung, auch sollten Fragen der Sektorenkopplung und Systemdienlichkeit

⁸ Z. B. flächendeckende Wertstofftonne, welche Infrastruktur ist nötig, welche Qualitätsvorgaben, welche Kontrollmechanismen.

⁹ Mengenangaben für FKN, sonstige PPK-Verbunde, Weißblech, Aluminium, Folien, Mischkunststoffe, Kunststoffarten (idealerweise weiter untergliedert) und Angabe zu EBS-Mengen und Sortierresten.

für Biogas beachtet werden. Mit der Kommunalrichtlinie besteht ein Instrument zur Förderung emissionsarmer und effizienter Vergärungsanlagen, das weiter ausgebaut oder durch weitere Förderungen ergänzt werden könnte. Weitere wichtige Maßnahmen liegen in der Verbesserung der Datenlage für die Vergärung durch weitere Messprogramme und Optimierungsmöglichkeiten zu THG-Emissionen.

- ▶ Der Klimaschutzbeitrag durch die Vergärung gewerblicher organischer Abfälle (Küchen-/Kantinenabfälle, gewerbliche Speisereste, überlagerte Lebensmittelabfälle) kann nur orientierend ermittelt werden. Zur belastbaren Einschätzung bedarf es der Verbesserung der Datenlage durch Projekte zur Erhebung von Daten und THG-Emissionen bei den auf die Behandlung dieser Abfallarten spezialisierten Vergärungsanlagen. Entsprechende Projekte könnten auch helfen Möglichkeiten zur Lebensmittelabfallvermeidung besser einzuschätzen.
- ▶ Die Studie zeigt, dass auch die Restmüllbehandlung weiterhin einen Klimaschutzbeitrag leisten kann. Zur Erreichung dieser weiteren Klimaschutzbeiträge sind Optimierungsmaßnahmen unerlässlich. Für die thermische Abfallbehandlung betrifft dies die für 2030 angenommenen Steigerungen der Nutzungsgrade. Diese sind kein Selbstläufer. Sowohl für MVAs und EBS-Kraftwerke als auch für Biomassekraftwerke sind Möglichkeiten der Optimierung weiter zu prüfen und die Umsetzung zu unterstützen (v. a. Wärmenutzung). Die Mitverbrennung von Ersatzbrennstoffen in Zementwerken bietet einen relevanten – und gegenüber der Energierückgewinnung höheren – Klimaschutzbeitrag so lange noch Kohle als Regelbrennstoff eingesetzt werden darf, die durch EBS substituiert werden kann. Insofern gilt es auch MBAs in Optimierungsbemühungen weiter zu unterstützen.
- ▶ Die Einbindung der Abfallvermeidung und der Vorbereitung zur Wiederverwendung in die Ökobilanz der Abfallwirtschaft wurde in dieser Studie gezeigt. Das entwickelte Vorgehen kann auch für andere Abfallarten angewendet werden.
 - Bei der Abfallvermeidung ist die Voraussetzung dafür, dass die vermiedenen Produkte bekannt sind. Hierzu bedarf es analoger Daten wie für die Lebensmittelabfälle bezüglich der Zusammensetzung, der vermeidbaren Abfallmenge und deren THG-Belastung aus der Herstellung.
 - Für die Vorbereitung zur Wiederverwendung bedarf es einer Verbesserung der Datengrundlage. Für ein dauerhaftes Monitoring sollten Abfallmengenströme, die zur Vorbereitung zur Wiederverwendung geeignet sind (wie Möbel, Textilien, Elektro(alt)geräte), statistisch erfasst werden, um Potenziale besser erkennen und steuern zu können. Zudem werden zur besseren Einschätzung der tatsächlich möglichen Lebensdauerverlängerung weitergehende Untersuchungen benötigt.
- ▶ Abschließend wird für künftige Untersuchungen empfohlen, neben den Klimaschutzpotenzialen auch die Ressourcenschonung zu berücksichtigen. Die Klimaschutzpotenziale in der Kreislaufwirtschaft sinken notwendigerweise mit zunehmender Umsetzung der Klimaschutzziele, die erreicht werden müssen, um die Klimakatastrophe abzuwenden. THG-Nettoentlastungspotenziale müssen für eine Klimaneutralität Null werden. Allerdings geht das Ziel der Klimaneutralität mit einem Rohstoffbedarf einher, insbesondere für Anlagen zur Erzeugung von Erneuerbaren Energien, den es im Blick zu behalten gilt. Der Aspekt der Ressourcenschonung ist wesentlich mit dem Beitrag der Kreislaufwirtschaft verbunden. In künftigen Vorhaben sollte zunächst ermittelt werden, welche Bereiche bzw. Ressourcen für eine Untersuchung der Ressourcenschonung relevant sind und wie diese zu bewerten sind.

Summary

Climate protection is one of the greatest global challenges of the 21st century. With the Paris Agreement of December 2015, following the Kyoto Protocol, member states have once again committed to reducing anthropogenic greenhouse gas (GHG) emissions and limiting global warming to well below 2 °C compared to pre-industrial levels. This requires in-depth efforts across all climate-relevant sectors and source groups, including the waste sector.

The waste sector is limited to direct and non-energy GHG emissions under the general reporting requirements of the Kyoto Protocol to avoid double reporting. As a result, the contribution of the waste sector is mainly represented by diversion from landfill. However, this does not include future GHG emissions from landfilling, nor the additional GHG emission savings potentials triggered by waste management that result from material and energy recovery. The overall contribution to climate protection that is achieved and achievable in this way can be demonstrated with the help of the life cycle assessment method of waste management (e.g. documented in (Dehoust et al. 2010), (Vogt et al. 2015)).

In this project, the waste management situation as of 2017 is examined and the potential climate protection contribution of the circular economy for the target year 2030 is shown against the background of the further developed political and legal framework conditions. Furthermore, the possibilities of preparation for re-use (for used goods in the case of MSW) and waste prevention (in the case of food waste) are considered.

This partial report documents the work and results of the project "Climate Protection Potentials in the Circular Economy - Germany, EU"¹⁰ for Germany. The results for the EU are published in a separate partial report ("Partial Report EU"). Both partial reports examine the situation of waste management by the following types of waste:

- ▶ Municipal solid waste (MSW)
- ▶ Food waste (special balance)
- ▶ Commercial and industrial waste (C&I waste)
- ▶ Construction and demolition waste (C&D waste)

A separate quantity survey and GHG balancing was carried out for each waste type.

Methodologically, the balancing areas for MSW, C&I waste, and C&D waste are complementary areas, while food waste is investigated as a special balancing area. This includes food waste from the MSW sector as well as from the C&I waste sector.

For the MSW and food waste, detailed GHG balances are presented, whereas only a rough assessment is conducted for C&I and C&D waste. For MSW and food waste, the actual situation in the base year 2017 is analysed for Germany, for the current EU27, the previous EU28 (including the UK) and for two clusters defined from the EU member states. For C&I and C&D waste, the analysis is limited to Germany and the EU27. The future GHG emission savings potentials for the target year 2030 are also analysed more comprehensively for the MSW and the food waste with two scenarios for each: Germany, the EU27 and the two EU clusters. For the C&I and the C&D waste, there are two scenarios for Germany and one scenario for the EU27.

Data situation, procedure for collecting data

For the four waste types or system areas, only non-hazardous waste is evaluated and balanced; hazardous waste is excluded from this study. As far as possible, the study refers to data for 2017.

¹⁰ Long title: Determining climate protection potentials in the circular economy for Germany and the EU as a contribution to achieving the goals of national and international climate protection commitments.

The main source is the official German waste statistic. Other sources such as associations, interviews with experts and relevant studies were used to evaluate the statistical data and supplement it where necessary. As far as waste quantities per capita are mentioned in this study for 2017, the population of 82,792,351 from 31.12.2017 according to Destatis is used¹¹.

The differentiation of the waste quantities for the four system areas is described in detail in the partial report EU. For the balances of MSW and C&D waste, it is carried out by defining the relevant EWC-Stat codes¹² in connection with the LoW-codes assigned to them. There is no overlap between the system areas. For the C&I waste balance, there would be overlaps with both the MSW balance and the C&D waste balance due to the LoW-codes contained in the EWC-Stat codes considered. The corresponding quantities were accordingly deducted from the quantities to be considered for the C&I waste balance. The special balance food waste represents a subset of the MSW balance and the C&I waste balance. It is not additive.

Background for the GHG balances

The climate protection potentials of the circular economy are determined using the Life Cycle Assessment (LCA) method of waste management based on ISO 14040/44 44, which has already been applied and described in detail in many studies (e.g. Dehoust et al. (2010) and Vogt et al. (2015)). It permits a holistic approach, since it includes not only the direct emissions from waste treatment (debits) but also the potentially avoided emissions through the substitution of primary products and conventionally generated energy (credits). To evaluate the impact from GHG emissions on climate change the global warming potential for the 100 year horizon (GWP100) according to IPCC (2013) was used.

Certain rules apply to the LCA method of waste management, such as that system comparisons may only be carried out for the same absolute waste quantities and qualities. The balancing includes all emissions arising from the treatment of a defined amount of waste, and thus also those that occur over several decades in the future when landfilled. Another relevant aspect for LCA of waste management is that the technical substitution potential is taken into account for material recycling, not the substitution potential according to the market mix. In case of co-incineration of waste in cement kilns or coal power plants the substitution of standard fossil fuels is accounted for. The generation of electricity and heat from waste by thermal treatment is credited by substituting the average electricity and heat generation in order to be able to understand the dynamics from the energy transition in future scenarios. One exception is the possibility of flexible power generation; for this, the substitution of fossil reserve power plants is taken into account.

For the separately considered balance area Germany, national emission factors are used for electricity and heat. For the consolidation with the balancing area of the EU27 (and EU28), the balances for Germany are additionally calculated with the EU27 emission factors for consistency reasons. The resulting differences are shown. In addition, as a sensitivity for the base year 2017, the use of the UBA avoidance factors for renewable energy sources as a credit for electricity from waste is considered for the example of MSW. The generally used average emission factors are adjusted to a changed energy source mix for the 2030 scenarios. Since changed emission factors for electricity also affect primary production, a correspondingly reduced substitution potential for electricity-intensive primary processes (aluminium, paper) was also estimated. Basically, as in the previous study (Vogt et al. 2015), harmonised emission factors are used for substituted primary processes.

¹¹ <https://www-genesis.destatis.de/genesis//online?operation=table&code=12411-0001&bypass=true&levelindex=0&levelid=1611656806242#abreadcrumb> (date of access 29.06.2021)

¹² In the case of construction and demolition waste, all relevant codes are fully assigned to NACE sector F in the statistics.

The balancing for the individual waste streams and balancing areas is described in detail in the study. It is based on own expertise, on current studies and on exchange with experts. For Germany, two expert discussions were held with representatives from the science community and from associations. The results for MSW in Germany for 2017 are also compared to those of the previous study (Dehoust et al. 2010).

Municipal solid waste

The focus of this study for the generation and destination of waste is on all domestic waste quantities, including those from the company's own operations, but does not take into account quantities delivered from abroad. Exports are added. The list of the German Environment Agency on transboundary shipments of waste requiring consent is used as a source for exports by waste type (UBA 2017).

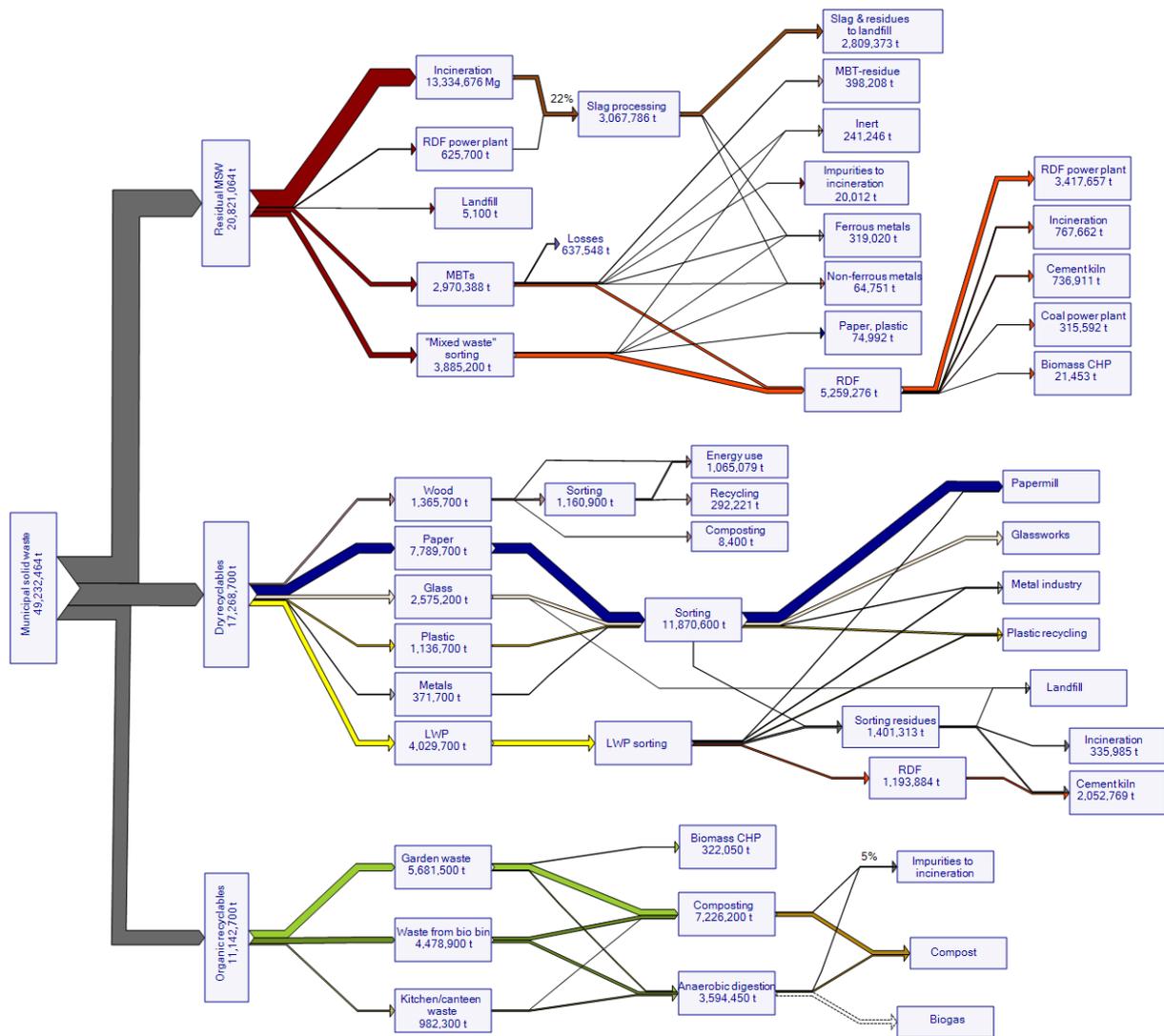
According to the Destatis definition, all waste listed under the LoW-codes 20 and 15 01 is classified as MSW. In total, this amounted to around 40.5 million tons for 2017 under LoW-code 20, of which 634,400 tons came from abroad, so that the initial quantity for this study is around 39.85 million tons. In addition, there are around 12.2 million tons under LoW-code 15 01 (packaging waste), of which 472,800 tons were delivered from abroad, leaving an initial value of around 11.68 million tons, or a total of around 51.5 million tons for MSW with LoW-code 20.

Excluded from this are hazardous waste, textiles, edible oils and fats, paints, printing inks, adhesives and synthetic resins, cleaning agents, pharmaceuticals, batteries and accumulators, soil and stones, street sweepings as well as other fractions, sewage sludge and waste from sewer cleaning, resulting in a total volume of 49.47 million tons of MSW. If exports are added, the total amount is 49.7 million tons.

The amount of waste generated is compared with the amount treated in plants and a difference of 2.7% is found, which is due to data protection reasons (Destatis only shows values if more than 3 individual plants are included in the data set). To close this gap, assumptions are made for glass packaging, household waste and commercial waste similar to household waste, as well as for biowaste that goes to sewage sludge composting or other biological treatment. Special data tables are checked for thermal waste treatment plants, incineration plants and biological treatment plants, but their data are discarded for further consideration, with the exception of biological treatment plants. For the material flow model, additional sources are collected and fed into the model. Figure 1 shows the final material flow model for MSW from generation to final destination.

The Sankey diagram shows that comprehensive separate collection is already established in Germany. Separately collected dry recyclables (incl. wood) account for 35% of the total volume and separately collected organic waste for 23%. This leaves a residual waste stream of 42%, which is mainly fed into thermal waste treatment plants (waste incineration plants, RDF plants) for primary treatment (67%).

Figure 1: Sankey diagram MSW Germany 2017



Source: own illustration, ifeu

For the 2030 scenarios, the legal target of a recycling quota of 60% for MSW is decisive. The most important lever for achieving this target lies in increasing the separate collection of recyclable materials by removing them from the residual waste. For 2017, the recycled share of the MSW volume considered in this study is 48%. Due to the system, this recycling rate (RC rate) should not be confused with the official recycling quote, but it is a good approximation for it. For the 2030 scenarios, the RC rate is to be increased accordingly to 60%. The starting point for the potential increases is the waste composition of residual waste in 2017, which is well documented for household waste (Dornbusch et al. 2020). For commercial waste similar to household waste and for bulky waste, plausible estimates had to be made on the basis of orienting values. In order to reach the 60%, about 6 million tons of recyclables must be removed from residual waste by 2030 (corresponds to 29% of the residual waste volume in 2017). Even if a further increase in separate collection can be assumed since 2017, the mathematically required increase by 2030 is very ambitious. Both the feasibility and the achievable qualities of recyclable separately collected fractions are in question.

Since a less ambitious scenario would fail to meet the legal targets, the following two approaches, which were also discussed during the expert discussions, are taken for the consideration of the future 2030 scenarios:

- ▶ Base comparison: Comparison of the baseline year 2017 with a lead scenario 2030, which is based on a comparatively valid database, but is very ambitious.
- ▶ Comparison with home composting in the RC rate: Scenario in which a home composting quantity is counted towards the RC rate; this lowers the ambition level, but there are very high data uncertainties.

The accounting of home composting is a model-theoretical solution to be able to discuss the range of different ambition levels. It is neither intended nor possible in the study to investigate potential interactions between separate collection of native-organic waste and home-composting.

A home composting quantity for Germany is not known; it was estimated at 7.9 million tons (95 kg/(cap*a)). This quantity is added to the base year 2017 as well as in the 2030 scenario (condition of equal total quantities in the LCA of waste management; accordingly, a comparison between the two 2030 scenarios is only possible qualitatively and on a specific level). The level of ambition for increasing separate collection is roughly halved. With the home composted quantity, the RC rate for 2017 is calculated at 55% and the additional quantity to be collected separately by 2030 at around 2.7 million tons (corresponds to 13% of the residual waste quantity in 2017). In addition to the quantity, there are also considerable data uncertainties regarding the GHG emissions from home composting. According to the studies evaluated, net debits are to be expected. In this study, home composting is valued at zero in order to keep the influence on the GHG balance as neutral as possible and thus have as little impact as possible on the actual question of the scenario. With all other assumptions (waste volume treatment, technical optimisations), the scenario with home composting in the RC rate corresponds to the lead scenario 2030.

The assumptions in the lead scenario 2030 are as follows (quantities approximately halved in the scenario with home composting in the RC rate):

- ▶ For the main quantity of the increased separate collection, approx. 3.2 million tons of native organic waste (2017 with 30% main fraction in residual waste), collection via the organic waste bin with subsequent anaerobic digestion is assumed; knowing that this is also very ambitious. For example, with a treatment capacity of 30,000 tons per year, this would mean the construction of around 100 plants; treatment with soldier fly larvae and with hydrothermal carbonisation (HTC) is assumed as new processes in small proportions.
- ▶ The additional dry recyclables collected separately (plastics, paper, glass, metals) are recycled.
- ▶ The volume of light weight packaging waste (LWP) determined for 2017 is kept constant, as no suitable allocation to the sub-fractions is possible. In the lead scenario 2030, LWP is accounted for in the same way as Scenario 1 for 2030 in Dehoust et al. (2016b).
- ▶ For the additional separately collected quantity of waste wood, waste wood processing is assumed and pyrolysis as a new process for a small quantity.

- ▶ The quantity removed from residual waste is reduced evenly across the primary treatment plants (waste incineration plant, MBT, "mixed waste sorting"¹³) (29% of the treatment quantity in 2017 for each); the breakdown between MSW and RDF incineration plants is unchanged; for MBT it is assumed that the input quantity in MBS and the percentage share in MPS remain, the difference is deducted evenly for aerobic MBT and anaerobic MBT.
- ▶ For the new residual waste composition in 2030, the characteristic data, calorific value, fossil and biogenic carbon content, have been recalculated. They differ moderately (somewhat significantly lower fossil C content in the lead scenario).
- ▶ For garden, park and cemetery waste, a redirection of 10% of the previously composted quantities towards anaerobic digestion takes place; kitchen/canteen waste will be exclusively anaerobically digested and no longer composted in 2030.
- ▶ Secondary waste that has been co-incinerated in coal-fired power plants until now (primarily RDF, rejects from paper recycling) is used in waste incineration plants.
- ▶ Technical optimisation measures are
 - Increased net efficiency for thermal waste incineration plants,
 - Increased yields in the processing of dry recyclables,
 - Increased metal yields from residual waste treatment,
 - Increased proportionate production of biomethane.

In addition to the two scenarios, the following scenarios and sensitivities were calculated:

- ▶ Sensitivity 2030 "business as usual",
- ▶ Baseline comparison with EU27 electricity and heat emission factors,
- ▶ Sensitivity 2017 with avoidance factors for electricity from biogenic waste,
- ▶ Sensitivity with preparation for re-use and waste prevention.

The results of the GHG balance in the baseline comparison are shown in Table 1. The results are listed by waste fraction. For residual waste, the result includes the GHG balancing via the various treatment paths, which are shown in the Sankey diagram. Similarly, the treatment paths for the organic recyclables waste from the bio bin, garden, park and cemetery waste, and kitchen/canteen waste are summarised under "organic waste". The results for the separately collected dry recyclables are listed individually by waste type.

Overall, both scenarios, the base year 2017 and the lead scenario 2030, show net emission savings potentials (negative values, credits higher than debits). The absolute net emission savings potential in 2017 is -12.6 million tons CO₂eq. The main contributions are made by paper, LWP and residual waste, which account for 66 % by mass. In the lead scenario 2030, the absolute net emission savings potential is lower at -10.9 million tons CO₂eq. This is mainly due to the defossilisation of the energy system (lower emission factors for electricity and heat). On the one hand, the GHG debits from energy demand decrease, but on the other hand, also the substitution potentials for energy and the primary products whose electricity-intensive production was adjusted with the 2030 electricity emission factor (aluminium, paper). This is countered by the optimisations: increased separate collection, technical optimisations.

¹³ Sorting of mixed MSW in different types of facilities according to waste statistics such as "sorting facilities", "other treatment facilities".

Table 1: Absolute and specific net results by waste fraction - base comparison MSW Germany: base year 2017 and lead scenario 2030

Waste fraction	absolute		specific per capita ¹		specific per ton	
	2017	2030 LS	2017	2030 LS	2017	2030 LS
	Million tons CO ₂ eq		kg CO ₂ eq/cap		kg CO ₂ eq/t	
Residual waste	-2.37	-0.71	-28.6	-8.6	-114	-48
Organic waste	-0.60	-0.72	-7.3	-8.3	-54	-50
Paper	-3.35	-1.48	-40.4	-17.9	-430	-171
Glass	-1.20	-1.43	-14.4	-17.3	-464	-460
Plastic	-0.49	-1.43	-5.9	-17.3	-431	-692
LWP	-3.31	-3.57	-39.9	-43.1	-820	-886
Metals	-0.66	-0.98	-7.9	-11.8	-1,769	-1,616
Wood	-0.65	-0.59	-7.8	-7.2	-474	-358
Sum/Average	-12.6	-10.9	-152	-132	-256	-222

1) Calculated with a population of 82,792,351 in 2017 (Statistisches Bundesamt (Destatis) 2017).

At the specific level per ton, the metals in particular show high net emission savings potentials. The production of pig iron and aluminium is associated with comparatively high GHG emissions. In the lead scenario 2030, the net emission savings decrease due to the adjusted primary production of aluminium. There are also high specific net emission savings for LWP and for plastic waste. The latter still have a lower net emission savings potential in 2017, which increases more significantly in 2030. This is due to the lower GHG debit for electricity demand (more pronounced for pure plastic waste than for the LWP mixture). The emission savings potentials for plastic waste are little changed. These could be increased through better qualities and thus stronger substitution of virgin plastics instead of applications as wood and concrete substitutes.

The net emission savings per ton for paper, glass and wood are roughly similar in 2017. For paper and glass, these are characterised by material recycling, and for wood by energy recovery. The chipboard recycling of wood is associated with a comparatively low specific net emission saving. In the lead scenario 2030, the specific net emission savings potential for paper is reduced mainly due to the adjusted primary production. In addition, the energy recovery of rejects plays a role, which are assigned to waste incineration plant instead of co-incineration in coal power plants in 2030. The higher net efficiencies assumed for waste incineration plants only compensate for this proportionally. In the case of wood waste, the reduced specific net emission savings potential is mainly due to defossilisation; the higher heat utilisation efficiency assumed for biomass CHP only compensates for this proportionally. The smaller quantity for which pyrolysis is assumed has hardly any influence. In specific terms, the net emission savings are lower than for energy recovery.

For organic waste, there is a specific net emission saving in the base year 2017, which is primarily achieved through the proportionate anaerobic digestion and biogas utilisation. For garden, park and cemetery waste, the proportionate energy recovery in biomass power plants also plays a role. In the lead scenario 2030, the specific net emission saving for organic waste is

somewhat lower. In the sum of the three waste fractions, the effects of defossilisation outweigh the increase in anaerobic digestion. The specific result for composting is largely unchanged. The new processes additionally considered for waste from the bio bin have hardly any influence on the result with the small quantities. With higher quantities, there would be a deterioration. Both the HTC process and even more clearly the treatment with soldier fly larvae cause net debits.

The disposal of residual waste is also associated with specific net emission savings potentials in the base year 2017. The specific emission savings are higher if the RDF produced is also proportionately incinerated in coal power plants and cement kilns and replaces fossil fuels. For the result for residual waste, there are high data uncertainties for the share treated via "mixed waste sorting" (19%). There is a lack of information both on the composition of the input material and on the quantity, quality and fate of the RDF produced. Assumptions had to be made here and the proportional net emission saving may be overestimated. In the lead scenario 2030, the net emission savings potential of residual waste treatment is reduced. The main reason here is also the defossilisation of the energy system. In addition, the diversion of RDF from co-incineration in coal power plants to treatment via waste incineration plants plays a role. On average, this affects 10% of the RDF. This is counteracted by the higher net efficiency for waste incineration plants assumed for the 2030 scenario. The changed residual waste composition due to the increased separate collection has hardly any influence on the result.

In the sensitivity of the "business as usual scenario 2030" it becomes clear that without waste management measures, the possible net emission savings due to defossilisation would decrease much more significantly. Under these circumstances, the treatment of MSW in Germany would achieve an absolute net emission savings potential of -6.5 million tons CO₂eq in 2030. This means that the potential climate protection contribution compared to the base year 2017 would almost halve and compared to the lead scenario 2030 the contribution is 40% lower. The waste management measures on which the 2030 lead scenario is based provide a relevant further climate protection contribution, even if the net emission savings potential is lower than in the 2017 baseline year.

In the scenario with home composting in the RC rate, the absolute net emission savings potential in the balance year 2017 ("MSW HC 2017") is -12.6 million tons CO₂eq. A comparison at the absolute level with the baseline comparison is generally not methodologically permissible due to the different total waste quantities (49.2 million tons in the baseline comparison and 57.1 million tons in the scenario with home composting in the RC rate). However, since home composting itself is valued at zero in the GHG balance, there is no difference in the absolute result for 2017 compared to the result of the base comparison. For the year 2030 ("MSW HC 2030") the absolute net emission savings potential is just under -10 million tons CO₂eq. Again, a comparison with the baseline comparison, the lead scenario 2030, is fundamentally not methodologically permissible at the absolute level. If it were correct that home composting is quasi-neutral and thus has no influence on the GHG balance, it could be said that a scenario with about half the level of ambition for increased separate collection than the 2030 lead scenario leads to a net emission savings potential reduced by about 1 million tons CO₂eq.

A qualitative comparison for 2030 shows that the recycling of dry recyclables in particular achieves lower absolute net emission savings potentials due to the reduced quantities collected separately. Conversely, there is only a minor influence in the treatment of the quantities remaining in residual waste. The fact that the absolute net emission savings potential is not significantly lower than in the lead scenario 2030 is due to the fact that the main part of the increased separate collection is in organic waste, whose specific net emission savings potential is low compared to that of the recycling of dry recyclables.

The specific result by waste type differs from the baseline comparison only for 2030 and only for the waste fractions of residual waste and organic waste (waste from the bio bin). For residual waste, the specific net emission saving is somewhat lower (different composition of residual waste and no redistribution at MBT plants). For organic waste, the specific net emission saving for waste from bio bins is somewhat lower due to the lower additional quantities for anaerobic digestion compared to the lead scenario 2030. The most significant difference at the specific level is in relation to the total waste quantities. The specific net emission savings potentials are significantly lower overall, as the results refer to around 57 million tons (including the 7.9 million tons of home composting):

- ▶ MSW HC 2017: -221 kg CO₂eq/t MSW (14% lower than base year 2017)
- ▶ MSW HC 2030: -175 kg CO₂eq/t MSW (21% lower than lead scenario 2030)

In the base comparison with EU27 electricity and heat emission factors, which are lower than the national emission factors in each case, the absolute total net emission savings potentials are reduced by 3% for both 2017 and 2030. There are opposing effects here. Waste fractions with a high electricity demand for waste processing, and for which processing residues are predominantly co-incinerated (especially in cement plants), have lower debits with the lower EU27 emission factor for electricity and sometimes show higher net emission savings potentials than in the result with the German emission factors for electricity and heat (plastics, LWP, paper). For most waste fractions, however, the net emission savings potentials are reduced by energy generation from waste with the lower EU27 emission factors. This is particularly evident for residual waste in 2030.

The sensitivity for 2017 with avoidance factors for electricity from biogenic waste refers exclusively to the emission savings effects. The electricity demand is not affected. If the avoidance factors for electricity from biogenic waste were taken into account, the absolute total net emission savings potential for 2017 would be 8% higher. As the sensitivity relates exclusively to the credit for electricity from waste, it has hardly any impact on the result for dry recyclables, as these are characterised by recycling and treatment residues recovered for energy purposes are predominantly co-incinerated. Contributions to the higher net emission saving result from the energy recovery of waste (residual waste, wood) and from the anaerobic digestion and biogas use of organic waste.

The sensitivity with preparation for re-use and waste prevention shows a methodical approach to include these aspects in the LCA of waste management. For preparation for re-use, studies and data from second-hand department stores were evaluated and a re-used per capita quantity was derived. For the GHG calculation, life extension assumptions were linked to emission factors of the primary production of second-hand goods. Waste prevention was derived using the example of food waste in the special balance food waste. The result is included in the MSW balance for sensitivity. The considered reusable or avoidable quantities result in:

- ▶ 75,210 tons of used goods for preparation for re-use, which are deducted from bulky waste (residual waste),
- ▶ 1,258,669 tons of food waste from households and out-of-home consumption, which is deducted from organic waste.

The absolute amount of waste considered corresponds to that in the baseline comparison. The sensitivity is based on the lead scenario 2030. The following aggregated prevention factors have been determined for the GHG calculation:

- ▶ -0.61 kg CO₂eq/kg second-hand goods for their lifetime extension,
- ▶ -1.61 kg CO₂eq/kg of foodstuffs for their waste prevention.

For the sensitivity with re-use and waste prevention, an absolute net emission savings potential of around -13 million tons CO₂eq results for the balance year 2030 (+18% compared to the lead scenario 2030). The increase is mainly characterised by the amount of avoided food waste, which is on the one hand significantly higher and on the other hand associated with a higher avoidance factor. However, the amount identified for re-use does not include used textiles and waste electrical and electronic equipment, which were not examined in this study. Also, a higher potential is to be expected overall than has been traded so far via second-hand department stores. In addition, the preparation for re-use is subject to the fact that the emission savings potential is additional, since the second-hand goods are recycled or energetically recovered at a later point in time after the end of their life.

Special balance food waste

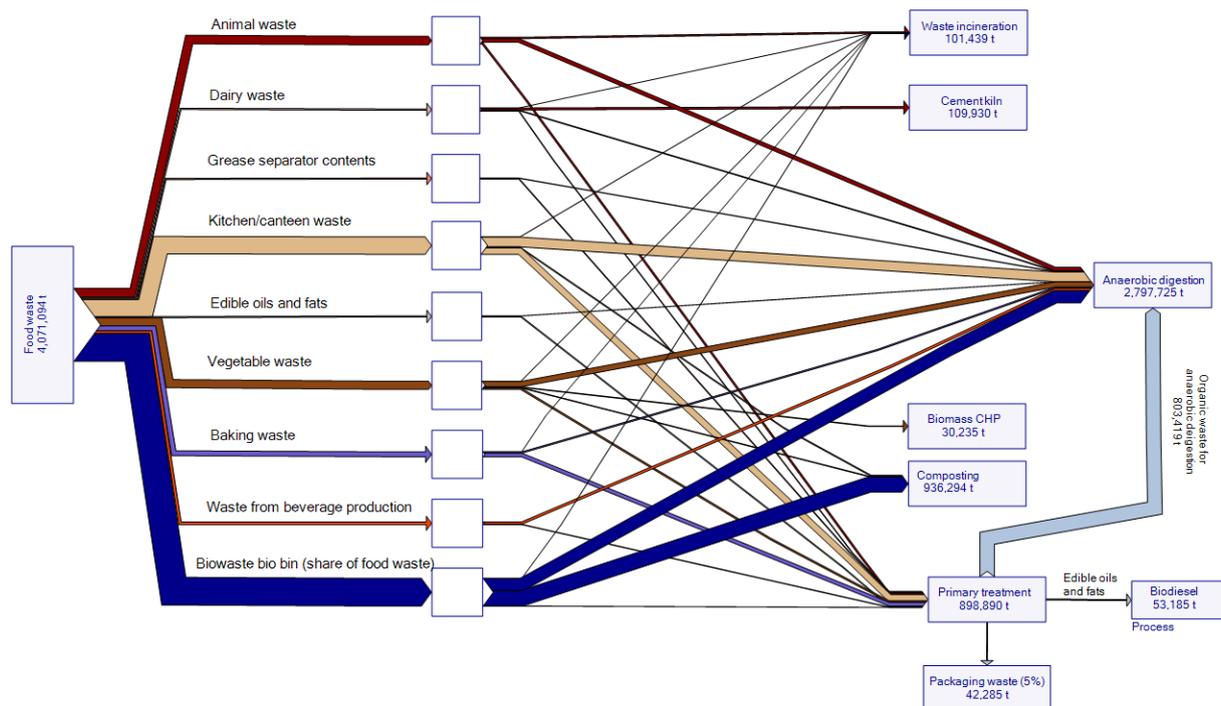
The special balance food waste comprises the food components in the organic waste of MSW and C&I waste. The areas of origin were differentiated in the collection of the basic data and, in particular for the EU, an attempt was made to obtain a differentiation according to this. For the EU, only the EWC-Stat code W091+W092 (animal and mixed food waste; vegetal waste) is reported. Differentiation into W091, W092 for the EU is done by expertise. For the EU balance areas, the German statistics were evaluated in more detail in order to be able to make plausible assumptions for the EU based on them.

The evaluation for the generation and destination was carried out in the following four steps: 1. consideration of all LoW-codes that can contain food waste; 2. deduction of waste quantities from primary production (agriculture, forestry, fisheries); 3. consideration of the proportion of food waste in organic waste; 4. evaluation of the destination under the assumption that the breakdown by facility type reported by Destatis (2019b und c) remains constant for the sub-quantity considered. As a result, only the following streams from MSW are considered for the special balance food waste: Waste from bio bins (20 03 01 04), market waste (20 03 02) and kitchen/canteen waste (20 01 08).

For the further analysis of the fate for primary treatment, the volume of food waste without residual waste is considered, which totals a good 4 million tons. Food waste in residual waste is not considered for methodological reasons. Furthermore, the evaluation showed that food waste is mainly treated in the following four types of facilities: To a smaller extent in thermal treatment plants (waste incineration plants) and combustion plants (cement works) and predominantly in biological and other treatment plants. For the latter, it was assumed that it is overstocked food waste that is unpacked in these plants and then sent for anaerobic digestion. Figure 2 shows the final material flow model for food waste from generation to final disposal.

The main stream, 62%, is food waste from MSW - waste from the bio bin and kitchen/canteen waste - whereby the food waste share of waste from the bio bin is set at 34%. Market waste is also added to the waste from the bio bin (small quantity). The individual types of waste from the C&I waste are often non-identifiable waste. 66% of the quantity is shown in the statistics as "materials unsuitable for consumption or processing".

Figure 2: Sankey diagram food waste Germany 2017



Source: own illustration, ifeu

In addition to the status quo, two scenarios for the development of recycling activities up to 2030 are considered for the GHG balancing.

The following assumptions are made for the lead scenario:

- ▶ Kitchen/canteen waste is no longer composted in 2030, but exclusively anaerobically digested.
- ▶ The increased share of waste from the bio bin for anaerobic digestion is taken into account; in 2030, 22% more will be digested at the expense of composting (share of anaerobic digestion in the organic waste bin in 2017 rises to 66% in 2030).
- ▶ Quantities of C&I waste that have been composted up to now will also be anaerobically digested in 2030 (only concerns vegetable waste).
- ▶ Waste fats that have been anaerobically digested so far will be processed into waste fat methyl ester in 2030 (diesel substitute).

The inclusion of waste prevention is only possible for the LCA method of waste management if the avoided products are known and their avoided production can be credited. For food waste, this means that only consumption products can be considered. No original products can be identified for sludges, slops, peeling residues, etc. or the "substances unsuitable for consumption or processing" that predominate in C&I waste. Accordingly, waste prevention is only considered for food waste from MSW (waste from the bio bin, kitchen/canteen waste). For this waste, a halving by 2030 is assumed, following the National Strategy to Reduce Food Waste. Based on shopping baskets for avoidable food waste from households and from out-of-home consumption, the average avoidance factor of -1.61 kg CO₂eq/kg food could be derived in connection with GHG emission factors for the production of the avoided food waste.

The GHG balancing for the food waste is carried out according to the waste types shown in the Sankey diagram. The accounting for kitchen/canteen waste and for waste from the bio bin corresponds to that for MSW. For kitchen/canteen waste this is clear (food waste share 100%).

In the case of waste from the bio bin with only a proportionate food waste share, there is no representatively meaningful way to distinguish this from the non-food waste shares in the balance. For the balancing of food waste from C&I waste, assumptions were necessary in many cases due to the lack of data. Most of these are fed into anaerobic digestion for which characteristic data were estimated. Due to the given uncertainties with regard to the type of waste, the GHG results are to be understood as orientational.

The results of the GHG balance in the baseline comparison are shown in Table 2. Overall, both scenarios show net emission savings potentials. For 2017, the absolute net emission saving potential is -0.8 million tons CO₂eq. Animal waste and used fats are the main contributors to this. In the case of food waste from MSW, the emission savings are only slightly higher than the debits, which results in the lower net emission savings. For the lead scenario 2030, the absolute net emission savings potential is -0.7 million tons CO₂eq. Here, too, the slight decrease is mainly due to the defossilisation of the energy system. This is countered by the optimisations for 2030, the increased anaerobic digestion instead of composting and the complete processing of used fat into used fat methyl ester.

Table 2: Absolute and specific net results by waste fraction - food waste Germany base 2017 and lead scenario 2030

Waste fraction	absolute	absolute	specific. per capita ¹	specific. per capita ¹	specific per ton	specific per ton
Food waste	2017	2030 LS	2017	2030 LS	2017	2030 LS
	1,000 t CO ₂ eq		kg CO ₂ eq/cap		kg CO ₂ eq/t	
Food waste for waste incineration	-82	-74	-1.0	-0.9	-810	-728
Waste from the bio bin (food waste share)	-63	-77	-0.8	-0.9	-41	-50
Kitchen/canteen waste	-66	-46	-0.8	-0.6	-68	-48
Grease separator contents	-2	0	0.0	0.0	-33	-2
Edible oils and fats	-151	-167	-1.8	-2.0	-2,514	-2,771
Animal waste	-273	-240	-3.3	-2.9	-675	-593
Dairy waste	-29	-11	-0.3	-0.1	-408	-160
Vegetable waste	-18	-9	-0.2	-0.1	-41	-19
Baking waste	-117	-34	-1.4	-0.4	-429	-124
Waste from beverage production	-10	-4	-0.1	0.0	-65	-26
Sum/Average	-811	-662	-9.8	-8.0	-199	-163

1) Calculated with a population of 82,792,351 in 2017 (Statistisches Bundesamt (Destatis) 2017)

At the specific level per ton, used grease in particular shows a high net emission savings potential due to the (2017 proportional) substitution of diesel fuel. Furthermore, there is higher net emission savings potential for animal waste due to high gas yields during anaerobic digestion and its proportionate co-combustion in the cement kiln (animal meal). The thermal

use of food waste also shows higher specific net emission savings potentials. However, this is only representative if the comparatively high calorific value of 20.4 MJ/kg with a simultaneous 0 % fossil C content is approximately true in practice. The specific net results of the other types of waste are mainly determined by the anaerobic digestion and whether the material has a high or low water content. Low water content (dairy waste, bakery waste) results in higher gas yields and correspondingly higher net emission savings potentials.

The special balance for food waste was also transferred 1:1 to the balance for the EU27 and accordingly also calculated with the electricity and heat emission factors of the EU27. Compared to the results with emission factors for Germany, the absolute net emission savings potentials are thus 13% lower for 2017 and 5% lower for 2030.

The scenario with waste prevention is based on the lead scenario 2030 for which the prevented food waste quantity of 1,258,669 tons is additionally taken into account and correspondingly deducted from waste from the bio bin and kitchen/canteen waste. The total amount considered corresponds to that in the baseline comparison. With waste prevention, the absolute net emission savings potential for 2030 is -2.6 million tons CO₂eq (almost a factor of 4 higher than in the lead scenario 2030). The significantly higher net emission savings potential results from the relevance of food waste prevention. On the one hand, this is set for 31% of the total food waste. On the other hand, the specific abatement factor is comparatively high and is only surpassed by the recycling of used fat as a diesel substitute.

Commercial and industrial waste

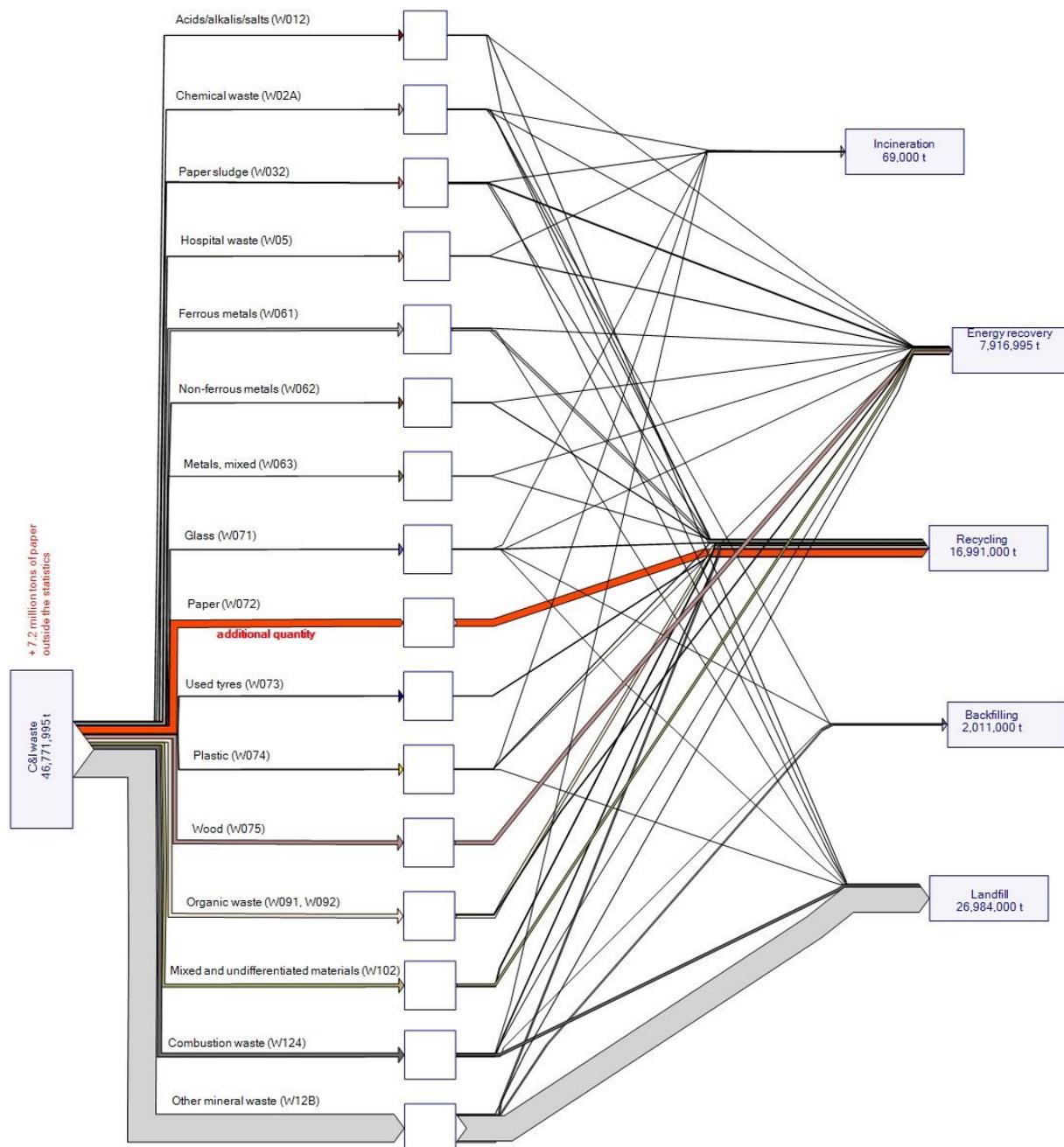
C&I waste originates from a very broad spectrum of different industries and thus contains very different waste streams. Therefore, possible contributions are distributed across all chapters of the European waste statistics. The collection of quantities for the subsequent balancing of the GHG emissions associated with their disposal is only carried out for orientation purposes. In the first step, the EWC-Stat codes to be analysed are determined for the determination of generation and fate, as well as the sectors of origin relevant for the balancing (via NACE categorisation). The following basic specifications are taken into account in order to limit the relevant EWC-Stat codes: Chapters W033, W103, W128, W13, W08 and W11 are excluded; C&I waste that is recorded as MSW is fully allocated to the material flow "MSW"; textiles are also excluded here, C&D waste is considered separately and excluded for C&I waste.

As a result, the following EWC-Stat codes are analysed for the C&I waste balance: W012, W02A¹⁴, W032, W05, W06, W071, W072, W073, W074, W075, W091, W092, W101, W102, W124, W12B¹⁵. In addition, the fate for the relevant LoW-codes is analysed based on Destatis (2019b und c). As a result of this analysis, chapters W012, W02A, W032, W101 and W102 are excluded, and the flows of chapters W071, W074 and W072 are modified. In addition to these quantities, a quantity for paper waste of 7.2 million tons was added. This results from a difference between the figures in the statistics and the quantity reported according to association data. For the latter, it is assumed that it is not delivered to waste treatment plants, but directly to paper mills. Figure 3 shows the final material flow model for C&I waste from generation to final destination.

¹⁴ The aggregate W02A "Chemical wastes" contains the EWC-Stat codes W014 Spent chemical catalysts, W02 Wastes of chemical preparations and W031 Chemical deposits and residues.

¹⁵ The aggregate W12B "Other mineral wastes" contains the EWC-Stat codes W122 Asbestos wastes (without exception classified as hazardous), W123 Wastes of naturally occurring materials and W125 Miscellaneous mineral wastes.

Figure 3: Sankey diagram C&I waste Germany 2017



Source: own illustration, ifeu

The figure shows that C&I waste by mass is dominated by "other mineral waste" (W12B). This waste fraction takes up more than 50% of the total quantity. It is followed by the estimated paper quantity with a mass share of 14%. Among the other waste fractions, ferrous metals, wood, organic waste and incineration residues account for between 5% and 7% of the total quantity. The percentage share of the remaining waste fractions is around or < 1% in each case.

In addition to the status quo, **two scenarios** for the development until 2030 are considered for the GHG balancing. Here, the individual waste streams are analysed and the optimisation potential is determined for each stream. On this basis, an ambitious and a less ambitious scenario are derived. For C&I waste, optimisation potentials are seen for the waste streams of used tyres (W073), plastics (W074), wood (W075) and organic waste (W091, W092), which in

total result in a shift of 290,080 tons towards recycling for the less ambitious scenario and a shift of 692,330 tons for the ambitious scenario.

The GHG balancing is also carried out here according to the waste types shown in the Sankey diagram. Since the figures derived from the European statistics on the destination are the final destinations, debits from sorting are taken into account insofar as they are relevant from primary treatment and can be depicted. For this purpose, the input quantities are recalculated on the basis of the sorting losses. Dry recyclables and wood are accounted for in the same way as MSW. Differences in specific results per ton result on the one hand from partly different assumed yields from processing, since a higher type purity is assumed for C&I waste. On the other hand, different treatment splits come into play in some cases. The balancing of recycling for organic waste was derived from the balancing for food waste; specific emission values were determined. The disposal of incineration residues and other mineral wastes is not associated with any GHG emissions due to their inert character. Transport expenses are taken into account. Hospital waste and used tyres are calculated on the basis of own expertise.

The results of the GHG balance for 2017 and the two 2030 scenarios (Scenario 1, Scenario 2) are shown in Table 3. For the actual situation in 2017, there is an absolute net emission savings potential of -13.6 million tons CO₂eq. The main contributors to this are the dry recyclables. The main masses of other mineral waste and also the incineration residues have no influence on the result due to their inert character. The 2030 comparison scenarios differ only slightly in absolute terms. On the one hand, differences are only assumed for four waste types. On the other hand, the percentage shift shares for these overall and between the two scenarios are moderate at 2-5% (Scenario 1) and 5-10% (Scenario 2). For both comparison scenarios in 2030, the rounded absolute net emission savings potential is -10.3 million tons CO₂eq. Here, too, the defossilisation of the energy system is the relevant cause for the reduced net emission saving.

Table 3: Absolute and specific net results by waste fraction – C&I waste Germany 2017 and comparison scenarios 2030

Waste fraction	absolute			Specific per capita ¹			Specific per ton		
	2017	2030 Sc1	2030 Sc2	2017	2030 Sc1	2030 Sc2	2017	2030 Sc1	2030 Sc2
	Million tons CO ₂ eq			kg CO ₂ eq/cap			kg CO ₂ eq/t		
Hospital waste	0.06	0.09	0.09	0.8	1.0	1.0	180	241	241
Ferrous metals	-3.63	-3.63	-3.63	-43.8	-43.8	-43.8	-1,538	-1,538	-1,538
Non-ferrous metals	-1.97	-1.33	-1.33	-23.8	-16.0	-16.0	-5,029	-3,398	-3,398
Metals	-0.10	-0.08	-0.08	-1.2	-1.0	-1.0	-2,035	-1,803	-1,803
Glass	-0.19	-0.19	-0.19	-2.3	-2.3	-2.3	-464	-459	-459
Paper	-3.16	-1.25	-1.25	-38.1	-15.1	-15.1	-438	-174	-174
Used tyres	-0.75	-0.79	-0.79	-9.0	-9.6	-9.6	-1,311	-1,389	-1,393
Plastics	-0.27	-0.44	-0.50	-3.3	-5.3	-6.1	-515	-831	-958
Wood	-2.21	-1.64	-1.56	-26.6	-19.8	-18.8	-608	-451	-429

Waste fraction	absolute			Specific per capita ¹			Specific per ton		
Organic waste	-1.60	-1.28	-1.24	-19.3	-15.4	-15.0	-451	-360	-349
Combustion waste	0.04	0.04	0.04	0.4	0.4	0.4	9	9	9
Other mineral waste	0.17	0.17	0.17	2.1	2.1	2.1	6	6	6
Sum/Average	-13.59	-10.33	-10.28	-164.1	-124.8	-124.2	-273	-208	-207

1) Calculated with a population of 82,792,351 in 2017 (Statistisches Bundesamt (Destatis) 2017)

At the specific level per ton, the metals in particular show high net emission savings potentials. The net emission savings potential for used tyres is similarly high as for ferrous metals. This is achieved through material recycling, although only 50% of high-value applications with substitution of fossil thermoplastics are assumed. The other waste fractions mostly show net emission savings potentials of a similar amount. An exception is hospital waste, which shows a debit in the net result. The results for the inert fractions incineration residues and mineral waste include the debits of transport, which have a comparatively low significance despite a high mass share. In the comparative scenarios 2030, the specific net results are changed which are affected by defossilisation and/or for which optimisations are assumed.

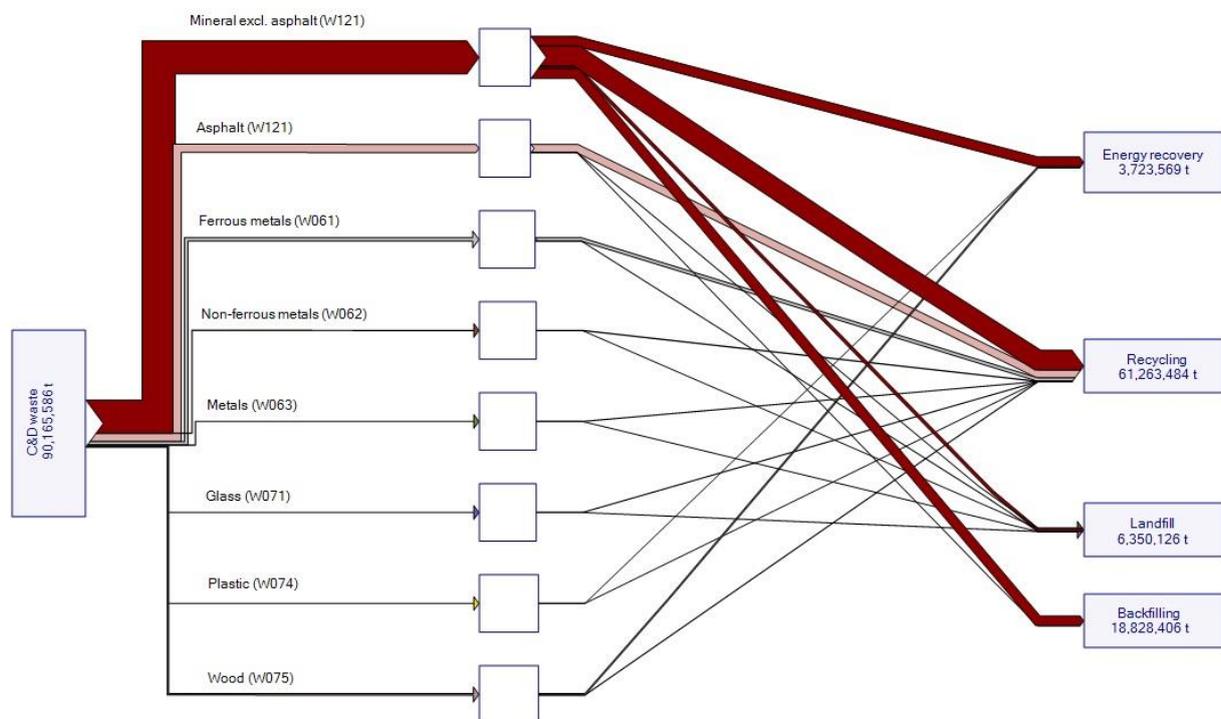
Construction and demolition waste

Construction and demolition waste is defined in the context of this study as all non-hazardous streams of Chapter 17 of the European Waste Catalogue, with the exception of the codes for "soil and stones" (LoW 17 05 04) and "dredged material" (LoW 17 05 06). For these codes, the information from the German waste statistic on the generation and destination in the various treatment facilities in Germany was evaluated (Destatis 2019b). Since data for construction waste processing plants and asphalt mixing plants are collected every two years, no data are available for the reference year 2017, which is why the data basis for 2016 was used in the following. Figure 4 shows the final material flow model for C&D waste from generation to final destination.

The diagram shows that C&D waste by mass is dominated by "mineral waste" (W121). This waste fraction accounts for 70% of the total quantity. It is followed by asphalt, which is considered separately from "mineral waste", with a mass share of 18%. Among the other waste fractions, ferrous metals and wood account for 7% and 3% of the total quantity, respectively. The percentage share of the remaining waste fractions is around or < 1%.

For the GHG balancing, in addition to the status quo, **two scenarios** for the development of recycling activities until 2030 are considered. Here, the individual waste streams are analysed and the optimisation potential is determined for each stream. On this basis, an ambitious and a less ambitious scenario are derived. For C&D waste, the less ambitious scenario considers optimisation potential for the waste streams of glass (W071), plastics (W074) and wood (W075), which in total result in a shift of 70,399 tons towards recycling. For the ambitious scenario, there is additional optimisation potential for mineral waste with and without asphalt (W121), ferrous metals (W061), non-ferrous metals (W062) and mixed metals (W063), resulting in a shift of 7.05 million tons (mainly mineral waste).

Figure 4: Sankey diagram C&D waste Germany 2017



Source: own illustration, ifeu

The GHG balancing is also carried out here according to the waste types shown in the Sankey diagram. The accounting is analogous to the description for C&I waste. Debits from sorting are recalculated, dry recyclables and wood are accounted for as for MSW. Deviations in specific results per ton arise here due to partially different treatment splits (e.g. proportional energy recovery for plastics). The disposal of mineral waste is not associated with any GHG emissions due to its inert character. Transport expenses are considered.

The results of the GHG balance for 2017 and the two 2030 scenarios (Sc1, Sc2) are shown in Table 4. For the actual situation in 2017, there is an absolute net emission savings potential of -12.4 million t CO₂ equivalents. Metals are the main contributors to this. The main mass of mineral waste has hardly any influence on the result due to its inert character. The net debit results from transport expenses and the proportionate incineration of plastics (sorting fraction from construction waste processing). For the 2030 comparison scenarios, the net emission savings potential is slightly reduced. Here, the influence of defossilisation is lower than for MSW and C&I waste, as the result is characterised by ferrous metals. Scenario 1 results in an absolute net emission saving potential of -11.5 million tons CO₂eq. In scenario 2, it is -11.8 million tons CO₂eq.

At the specific level per ton, metals in particular also show high net emission savings potentials. The waste fractions glass and wood show net emission saving potentials of a similar magnitude. The net emission savings potential for asphalt is comparatively low. The disposal of mineral waste (without asphalt) shows a low net debit. The net emission saving for plastic waste in 2017 is comparatively low due to the proportionate thermal treatment (energy recovery R1). In the comparative scenarios 2030, the specific net emission savings potential for plastics is higher due to the redirection of energy recovery (R1) to recycling and also, as already in the case of MSW and C&I waste, due to the lower GHG debits for electricity demand (defossilisation). In general, the specific net results affected by defossilisation and/or for which optimisations are assumed are changed in the 2030 comparison scenarios.

Table 4: Absolute and specific net results by waste fraction – C&D waste Germany 2017 and comparison scenarios 2030

Waste fraction	Absolute			Specific per capita ¹			Specific per ton		
	2017	2030 Sc1	2030 Sc2	2017	2030 Sc1	2030 Sc2	2017	2030 Sc1	2030 Sc2
	Million tons CO ₂ eq			kg CO ₂ eq/cap			kg CO ₂ eq/t		
Mineral waste (excl. asphalt)	0.37	0.49	0.38	4.5	5.9	4.6	6	8	6
Asphalt	-0.19	-0.19	-0.20	-2.3	-2.3	-2.4	-12	-12	-12
Ferrous metals	-8.98	-8.98	-9.17	-108.5	-108.5	-110.8	-1,355	-1,355	-1,384
Non-ferrous metals	-1.65	-1.20	-1.22	-19.9	-14.4	-14.7	-3,540	-2,571	-2,625
Metals	-0.28	-0.27	-0.27	-3.4	-3.2	-3.3	-1,497	-1,434	-1,464
Glass	-0.11	-0.11	-0.11	-1.3	-1.3	-1.3	-433	-438	-448
Plastics	-0.02	-0.05	-0.07	-0.3	-0.6	-0.8	-195	-481	-604
Wood	-1.54	-1.18	-1.11	-18.5	-14.3	-13.5	-511	-393	-371
Sum/Average	-12.38	-11.49	-11.77	-149.6	-138.7	-142.2	-137	-127	-131

1) Calculated with a population of 82,792,351 in 2017 (Statistisches Bundesamt (Destatis) 2017)

Overview of the results

The results for the different source sectors for Germany are presented in overview in Table 5. For MSW, the results from the baseline comparison are used, for C&I and C&D waste for 2030 the results of Scenarios 2, which were also used for the EU27 balances. In total, this results in a total absolute net emission savings potential of around -38.6 million tons CO₂eq for Germany for the balance year 2017. For the selected comparison scenarios for 2030, the total absolute net emission savings potential is around -32.9 million tons CO₂eq. By balance area, all source sectors show similar relevant net emission savings potentials. In terms of waste volume, MSW and C&I waste have a similarly high share (26% each). C&D waste takes up 48%, but consists of 88% mineral waste (incl. asphalt), which contributes only minor GHG effects.

Table 5: Waste Germany - Quantities and absolute and specific net results by source sector, 2030 more ambitious scenarios

Bilanzraum	Quantity	GHG absolute		Specific per capita ¹		Specific per ton	
		2017	2030	2017	2030	2017	2030
	Million tons	Million tons CO ₂ eq		kg CO ₂ eq/cap		kg CO ₂ eq/t	
MSW	49.2	-12.6	-10.9	-152	-131	-256	-221
C&I waste	49.8	-13.6	-10.3	-164	-124	-273	-207
C&D waste	90.2	-12.4	-11.8	-150	-142	-137	-131
Sum/Average	189.2	-38.6	32.9	-466	-398	-204	-174

1) Calculated with a population of 82,792,351 in 2017 (Statistisches Bundesamt (Destatis) 2017)

Summary and recommendations

The study carried out is a comprehensive investigation with regard to both waste streams and GHG accounting. The data from the waste statistics were compared with data from associations and other data sources. The balancing was carried out according to the individual waste fractions for each of the four balancing areas. In addition, an approach has been developed and applied on how to integrate preparation for re-use and waste prevention into the LCA of waste management. A separate comprehensive study was carried out for the EU. Overall, a large number of scenarios and sensitivities were considered. However, relevant data uncertainties also remain for Germany and the results, especially for food waste, C&I waste and C&D waste, are to be understood as orientational. Regardless of this, important insights were gained and the complex interrelationships and conflicting influences for GHG accounting were analysed.

Relevant findings and recommendations from the study are:

- ▶ With the implementation of the energy transition and other measures of the Paris Agreement, the climate protection potential through the circular economy necessarily decreases, as the substitution potential for electricity and heat generation from waste also decreases as a result of the defossilisation of the energy sector. This is already evident for MSW in the lower net emission savings potential for 2017 compared to the previous study and becomes even more apparent in the scenarios for 2030. The influence of defossilisation also exists in the primary production of products and the associated substitution potential for recycling (this study: estimate for electricity-intensive production of aluminium and wood and pulp).
- ▶ The study shows that the circular economy can nevertheless continue to make important future contributions to climate protection through measures to increase the separate collection of recyclables, increase recycling and technical optimisation of facilities. This becomes clear in the "business as usual" sensitivity analysis for 2030 for MSW. Without measures, the potential climate protection contribution would almost halve compared to the base year 2017; compared to the 2030 lead scenario, the contribution is 40% lower.
- ▶ The 2030 lead scenario for MSW takes into account the target of achieving the legally required recycling quota of 60% through increased separate collection. Both the authors of this study and the participants in the two online workshops with associations see this increase as very ambitious. Here, politics is called upon to identify and implement supporting measures together with the waste management actors.
- ▶ In particular, increasing the recycling of dry recyclables achieves high net emission savings potentials. The achievement of corresponding climate protection contributions can only succeed if the data situation and knowledge of volume potentials is improved, e.g. by commissioning analyses of the current situation with dry recyclables at district level, studies on the optimisation of collection systems¹⁶, development of a roadmap for the further increase of separate collection under the premise of good separation qualities, ecologically accompanied pilot projects, financial incentives for actors.
- ▶ The results of the study are necessarily based on assumptions or data of limited reliability for certain types of waste. For a better assessment of recycling and its further increase potential, the composition and quality of household-type commercial waste, bulky waste and mixed packaging waste (especially the fractions not sent for recycling) should be analysed.

¹⁶ E.g. nationwide recycling bins, what infrastructure is needed, what quality requirements, what control mechanisms.

For LWP, the nationwide volume flow data should be published in detail on the website of the Foundation Central Agency Packaging Register (ZSVR) for better data availability and transparency¹⁷.

- ▶ For other biowaste and garden, park and cemetery waste, the result shows that these also contribute to climate protection, although to a lesser extent. Fossil-based plastic-containing discards have a negative impact on the result. In order to achieve further climate protection contributions, measures are needed to ensure that the increase in the separate collection of organic waste does not lead to a further increase of impurities. Successful implementation requires the cooperation of citizens, for example. In many cases, there is still uncertainty about what can be put in the organic waste bin, and in many cases disposal is still subject to a fee. Politics should continue to offer support for nationwide harmonisation and intensified public relations work.
- ▶ The climate protection contribution of waste from the bio bin is higher in the case of anaerobic digestion (combined material and energy recovery). In order to achieve further climate protection contributions, their share must be increased and corresponding facilities must be built. Planning and construction of the infrastructure require organisational and financial support, and issues of sector coupling and system efficiency for biogas should also be taken into account. The German “Kommunalrichtlinie” (municipal guideline) is an instrument for promoting low-emission and efficient anaerobic digestion plants, which could be further expanded or supplemented by other subsidies. Other important measures include improving the data situation for anaerobic digestion through further measurement programmes and optimisation options for GHG emissions.
- ▶ The climate protection contribution from the anaerobic digestion of commercial organic waste (kitchen/canteen waste, commercial food waste, overstocked food waste) can only be determined as an orientation. For a reliable assessment, the data situation needs to be improved through projects to collect data and GHG emissions from anaerobic digestion plants specialising in the treatment of these waste types. Corresponding projects could also help to better assess possibilities for food waste prevention.
- ▶ The study shows that residual waste treatment can also continue to contribute to climate protection. Optimisation measures are essential to achieve these further climate protection contributions. For thermal waste treatment, this concerns the increases of net efficiencies assumed for 2030. This requires action. For waste incineration plants and RDF power plants as well as for biomass CHP, possibilities for optimisation must be further examined and implementation supported (especially heat utilisation). The co-incineration of RDF in cement kilns offers a relevant - and, compared to energy recovery, higher - contribution to climate protection as long as coal can still be used as a regular fuel, which can be substituted by RDF. In this respect, it is also important to further support MBT plants in their optimisation efforts.
- ▶ The integration of waste prevention and preparation for re-use into the LCA of waste management was shown in this study. The developed approach can also be applied to other waste types.

¹⁷ Quantities for liquid beverage cartons, other paper composites, tinfoil, aluminium, foils, mixed plastics, types of plastics (ideally further subdivided) and information on RDF quantities and sorting residues.

- In the case of waste prevention, the prerequisite is that the avoided products are known. This requires analogous data as for food waste regarding the composition, the avoidable amount of waste and its GHG impact from production.
 - The database for re-use needs to be improved. For permanent monitoring, waste streams that are suitable for re-use (such as furniture, textiles, electronic and electrical equipment) should be statistically recorded in order to better identify and control potentials. In addition, further studies are needed to better assess the actual possible extension of the lifetime of products.
- ▶ Finally, it is recommended for future studies to consider resource conservation in addition to climate protection potentials. The climate protection potentials in the circular economy necessarily decrease with increasing implementation of the climate protection goals that must be achieved to avert the climate catastrophe. GHG net emission saving potentials must become zero for climate neutrality. However, the goal of climate neutrality goes hand in hand with a demand for raw materials, especially for renewable energy plants, which must be kept in mind. The aspect of resource conservation is essentially linked to the contribution of the circular economy. In future projects, it should first be determined which areas or resources are relevant for an investigation of resource conservation and how these are to be assessed.

1 Einleitung und Untersuchungsrahmen

Der hier vorliegende Teilbericht Deutschland dokumentiert die Arbeiten und Ergebnisse des Projektes „Klimaschutzpotentiale der Kreislaufwirtschaft - Deutschland, EU“¹⁸ für Deutschland. Er beschreibt das methodische Vorgehen zur Mengendatenerhebung, die Grundlagen der Bilanzierung sowie die Ergebnisse und Empfehlungen aus der Untersuchung. Die Ergebnisse für die EU sind in einem eigenen Teilbericht veröffentlicht („Teilbericht EU“).

Die beiden Teilberichte beschreiben die abfallwirtschaftliche Situation jeweils untergliedert nach den folgenden Abfallarten:

- ▶ Siedlungsabfälle
- ▶ Lebensmittelabfälle (Sonderbilanzraum)
- ▶ Produktions- und Gewerbeabfälle
- ▶ Bau- und Abbruchabfälle

Für jede dieser Abfallarten wurde eine eigene Mengenerhebung und Treibhausgas(THG)-Bilanzierung durchgeführt. Methodisch bilden dabei die Bilanzräume für Siedlungsabfälle, Produktions- und Gewerbeabfälle (P&G-Abfälle) und Bau- und Abbruchabfälle (B&A-Abfälle) komplementäre Bilanzräume, während die Lebensmittelabfälle (LMA) als Sonderbilanzraum untersucht wurden. Umfasst sind dabei Lebensmittelabfälle aus dem Siedlungsabfallbereich und dem Bereich der Produktions- und Gewerbeabfälle.

Für Siedlungsabfälle und Lebensmittelabfälle sind detailliertere THG-Bilanzen abgebildet, für P&G- und B&A-Abfälle erfolgt eine überschlägige Betrachtung. Für Siedlungsabfälle und Lebensmittelabfälle ist die Ist-Situation im Basisjahr 2017 für Deutschland, für die aktuelle EU27, die vorige EU28 (mit UK) und zudem für zwei aus den EU-Mitgliedsländern definierte Cluster untersucht. Für P&G- und B&A-Abfälle beschränkt sich die Untersuchung auf Deutschland und die EU27. Künftige THG-Minderungspotenziale für das Zieljahr 2030 sind für die Siedlungsabfälle und Lebensmittelabfälle mit je zwei Szenarien für Deutschland, die EU27 und die beiden EU-Cluster umfassender analysiert. Für P&G- und B&A-Abfälle sind es zwei Szenarien für Deutschland und ein Szenario für die EU27.

Für die Herkunftsbereiche P&G-, B&A-Abfälle und den Sonderbilanzraum Lebensmittelabfälle bestehen mitunter erhebliche Datenunsicherheiten. In vielen Fällen sind in der Statistik – auch als EAV-Schlüssel in der deutschen Statistik – Abfallarten ausgewiesen, deren Bezeichnung nur vage Anhaltspunkte über die Art der Abfälle bietet. Besonders schwierig ist die Einschätzung bei den P&G-Abfällen, die aus Eurostat abgeleitet wurden, da diese mitunter eine Vielzahl von EAV-Schlüsseln umfassen. Trotz Eingrenzung und Interpretationen über die deutsche Statistik anhand der EAV-Schlüssel bleiben Abfallfraktionen, die nur sehr grob eingeschätzt werden können. Aber auch bei den sortenreinen Abfallfraktionen wie Metalle oder Kunststoffe mussten Annahmen getroffen werden. Auch für die Lebensmittelabfälle, die vor allem einer Vergärung zugeführt werden, lassen sich Kenndaten mitunter nur grob schätzen. Insgesamt sind die THG-Ergebnisse für P&G-, B&A-Abfälle und für den Sonderbilanzraum Lebensmittelabfälle (Herkunftsbereich P&G-Abfälle) deswegen als orientierende Ergebnisse zu verstehen.

¹⁸ Langtitel: Ermittlung der Klimaschutzpotentiale in der Kreislaufwirtschaft für Deutschland und die EU als Beitrag zur Erreichung der Ziele nationaler und internationaler Klimaschutzverpflichtungen.

2 Hintergrund und Ziele

Klimaschutz ist eine der größten globalen Herausforderungen des 21. Jahrhunderts. Mit dem Übereinkommen von Paris vom Dezember 2015 haben sich in Nachfolge des Kyoto-Protokolls erneut Mitgliedsstaaten verpflichtet, die anthropogenen THG-Emissionen zu reduzieren und die globale Erwärmung auf deutlich unter 2 °C gegenüber vorindustriellen Werten zu beschränken. Dazu sind eingehende Anstrengungen notwendig über alle klimarelevanten Sektoren und Quellgruppen hinweg, so auch im Abfallbereich.

Der Sektor Abfall ist nach den allgemeinen Berichterstattungspflichten des Kyoto-Protokolls auf direkte und nicht-energetische THG-Emissionen beschränkt, um eine Doppelberichterstattung zu vermeiden. Dadurch bildet sich der Beitrag der Abfallwirtschaft vor allem durch die Abkehr von der Deponierung ab. Jedoch sind hierbei weder künftig anfallende THG-Emissionen der Deponierung umfasst, noch die darüber hinaus durch die Abfallwirtschaft ausgelösten weiteren THG-Minderungspotenziale, die sich aus der stofflichen und energetischen Verwertung ergeben. Die Gesamtheit der dadurch erzielten und erzielbaren Beitragsleistungen zum Klimaschutz kann mit Hilfe der Ökobilanzmethode der Abfallwirtschaft demonstriert werden, wie bereits in Vorgängerstudien gezeigt wurde ((Dehoust et al. 2010), (Vogt et al. 2015)).

In diesem Vorhaben ist die abfallwirtschaftliche Situation zum Stand 2017 untersucht und vor dem Hintergrund der weiterentwickelten politischen und rechtlichen Rahmenbedingungen der potenzielle Klimaschutzbeitrag der Kreislaufwirtschaft für das Zieljahr 2030 aufgezeigt. Betrachtet sind zudem Möglichkeiten die Vorbereitung zur Wiederverwendung sowie die Abfallvermeidung einzubeziehen.

Ziel des Vorhabens ist es, die potenziellen Beiträge zum Klimaschutz durch den Abfallsektor aufzuzeigen und insbesondere darzulegen wie die Abfallpolitik den Klimaschutz zukünftig weiter voranbringen kann. Das Vorhaben soll dazu beitragen, Vorgaben der national und international eingegangenen Verpflichtungen von Deutschland und der Europäischen Union zum Klimaschutz erfüllen zu können.

3 Vorgehensweise Mengendatenerhebung

3.1 Methodologie und Datenquellen

Für die THG-Bilanz werden vier Systemräume betrachtet: Siedlungsabfälle, Lebensmittelabfälle, Bau- und Abbruchabfälle, Produktions- und Gewerbeabfälle. Für alle Abfallarten werden nur nicht-gefährliche Abfälle bilanziert, gefährliche Abfälle sind aus dieser Studie ausgenommen.

Die Studie bezieht sich soweit als möglich auf Daten zum Jahr 2017. Hauptquelle ist die offizielle deutsche Abfallstatistik (s. Anhang A.1). Weitere Quellen wie Verbände, Interviews mit Fachkundigen und einschlägige Studien wurden genutzt, um die statistischen Daten auszuwerten und bei Bedarf zu ergänzen (s. Anhang A.2).

Soweit in dieser Studie für 2017 Abfallmengen pro Kopf genannt werden, wird der Bevölkerungsstand von 82.792.351 vom 31.12.2017 gemäß Destatis herangezogen¹⁹.

3.2 Abgrenzung der 4 Abfallbilanzräume

Die Abgrenzung der Abfallmengen für die vier Systemräume ist im „Teilbericht EU“ detailliert beschrieben. Für die Bilanzen der Siedlungsabfälle und der Bau- und Abbruchabfälle erfolgt sie über die Festlegung der relevanten EAK-Stat-Schlüssel²⁰. Diese bzw. die darunter zugeordneten EAV-Schlüssel sind in Kapitel 5 bzw. Kapitel 8 beschrieben. Dabei entsteht keine Überschneidung der Systemräume. Für die Bilanz der Produktions- und Gewerbeabfälle würden sich aufgrund der in den betrachteten EAK-Stat-Schlüsseln enthaltenen EAV-Schlüssel Überschneidungen sowohl mit der Siedlungsabfallbilanz als auch mit der Bilanz der Bau- und Abbruchabfälle ergeben (s. auch Teilbericht EU). Die entsprechenden Mengen werden demnach von den für die Bilanz der Produktions- und Gewerbeabfälle zu berücksichtigenden Mengen abgezogen (s. Teilbericht EU und Kapitel 7).

Eine besondere Stellung gilt für die Bilanz der Lebensmittelabfälle (Kapitel 6). Sie enthalten sowohl Teilmengen aus den Siedlungsabfällen (Kapitel 5) als auch aus den Produktions- und Gewerbeabfällen (Kapitel 7). Da es sich im Verlauf der Arbeiten gezeigt hat, dass ein Herausrechnen der entsprechenden Anteile nicht zuverlässig möglich ist, wurde festgelegt, die Lebensmittelabfallbilanz als „Sonderbilanzraum“ zu betrachten. Dies bedeutet, dass sie zwar den Stand der Entsorgung und Verwertung von LMA möglichst gut widerspiegelt, jedoch nicht additiv zu den Bilanzen der Siedlungsabfälle und der Produktions- und Gewerbeabfälle berücksichtigt werden kann. Aufgrund der Überschneidungen der Bilanzräume käme es sonst zu Doppelzählungen.

¹⁹ <https://www-genesis.destatis.de/genesis//online?operation=table&code=12411-0001&bypass=true&levelindex=0&levelid=1611656806242#abreadcrumb> (letzter Zugriff 29.06.2021)

²⁰ Bei Bau- und Abbruchabfällen sind in der Statistik zudem alle relevanten Schlüssel vollständig dem NACE-Sektor F zugeordnet.

4 Grundlagen der THG-Bilanzierung

4.1 Methode

Die Ermittlung der Klimaschutzpotentiale der Kreislaufwirtschaft erfolgt mittels der Ökobilanzmethode der Abfallwirtschaft in Anlehnung an ISO 14040/44. Die Methode wurde bereits vielfach in Studien angewendet und ausführlich beschrieben (z. B. (Dehoust et al. 2010), (Vogt et al. 2015)). Sie erlaubt eine ganzheitliche Betrachtung des Sektors Abfall, da neben den direkten Emissionen der Abfallbehandlung auch die potenziell vermiedenen Emissionen durch die Substitution von Primärprodukten und konventionell erzeugter Energie einbezogen werden.

Diese Art der sektoralen Betrachtung unterscheidet sich von der Betrachtung des Sektors Abfall nach den allgemeinen Berichterstattungspflichten des Kyoto-Protokolls. In den Nationalen Inventarberichten (NIR) ist der Sektor Abfall auf direkte und nicht-energetische THG-Emissionen beschränkt, um eine Doppelberichterstattung zu vermeiden. Danach bildet sich der Beitrag der Abfallwirtschaft vor allem durch die Abkehr von der Deponierung ab. Die mit der Ökobilanzmethode der Abfallwirtschaft weitergehend ausweisbaren THG-Minderungspotenziale sind im Kontext der Berichterstattungspflichten als potenziell vermiedene Emissionen in den Sektoren Industrie oder Energie zu verstehen.

Ein weiterer relevanter Unterschied zwischen Ökobilanzmethode und NIR besteht im Zeithorizont. Im NIR werden die im Berichtsjahr anfallenden Emissionen ausgewiesen, bei der Ökobilanz ist die funktionelle Einheit die betrachtete Abfallmenge. Das heißt alle derzeitigen und künftigen Be- und Entlastungen, die durch die Entsorgung einer bestimmten Menge Abfall ausgelöst werden, sind dieser Abfallmenge zugeordnet. Dies ist insbesondere bei der Deponierung relevant bei der Methanemissionen aus der biologischen Umsetzung des abgelagerten organischen Abfallanteils erst über Jahrzehnte freigesetzt werden. Die Ökobilanz umfasst alle künftigen Emissionen aus dem betrachteten abgelagerten Abfall, der NIR berichtet die für das Berichtsjahr berechneten oder gemessenen Emissionen, die durch früher abgelagerte Abfälle verursacht wurden.

Die wesentlichen zu beachtenden Regeln der Bilanzierungsmethode sowie Methodenkonventionen sind in den nachfolgenden Unterkapiteln beschrieben.

4.1.1 Ökobilanz der Abfallwirtschaft

Die Ökobilanzmethode der Abfallwirtschaft ist eine sektorale Betrachtung und weicht in den folgenden Punkten von einer Produktökobilanz ab:

- ▶ Statt „von der Wiege bis zur Bahre“ beginnt der Bilanzraum mit dem Abfallanfall (lastenfrei) und endet mit der Abfallbeseitigung oder den Erzeugnissen der Abfallbehandlung (Energie, Sekundärrohstoffe).
- ▶ Hauptnutzen ist die Entsorgung einer bestimmten Gesamtmenge Abfall, die bei allen zu vergleichenden Systemen gleich sein muss (Maßgabe der Nutzengleichheit).
- ▶ Für zusätzlich erzeugte Nutzen (Substitutionspotenzial Energie, Sekundärrohstoffe) wird die Maßgabe der Nutzengleichheit zwischen zu vergleichenden Systemen durch Anrechnung von Entlastungspotenzialen hergestellt (Gutschriften, negative Werte).

Die Vorgabe gleicher Gesamtabfallmengen bedeutet auch, dass deren Zusammensetzung gleich sein muss. Das heißt Stoffstromumlenkungen innerhalb der Gesamtmenge – beispielsweise durch eine gesteigerte getrennte Erfassung einer Abfallfraktion – können untersucht werden,

nicht aber Abfallmengenänderungen (z. B. Anstieg durch mehr Konsum). Der Vergleich von Systemen mit unterschiedlichen Abfallmengen erfordert das Einbeziehen des Vorlebens des Abfalls, seine Herstellung (Produktökobilanz). Auch die Betrachtung von Mehrwegsystemen erfordert die Untersuchung des Gesamtlebensweges von Produkten und damit eine Produktökobilanz. Dagegen kann die einfache Lebensdauererlängerung unter bestimmten Umständen in die Ökobilanz der Abfallwirtschaft einbezogen werden. Für entsprechende Abfälle zur Vorbereitung zur Wiederverwendung und für die Abfallvermeidung wird in dieser Studie ein methodischer Ansatz für den Bilanzraum Siedlungsabfälle vorgestellt (Kap. 5.3.4). Im Weiteren wird die Abfallvermeidung auch im Sonderbilanzraum Lebensmittelabfälle in einem Szenario betrachtet (Kap. 6.3.2). Das Vorgehen ist unter den entsprechenden Kapiteln beschrieben.

Ein weiterer relevanter Aspekt für Ökobilanzen der Abfallwirtschaft liegt darin, dass für die stoffliche Verwertung das technische Substitutionspotenzial angerechnet wird und nicht das Substitutionspotenzial nach Marktmix. Aus abfallwirtschaftlicher Sicht spielt es keine Rolle wie hoch der Anteil an Sekundärrohstoffen bzw. -produkten am Markt bereits ist. Da es für die erzeugten Sekundärstoffe keine anderweitigen Herkunftsquellen gibt, ist davon auszugehen, dass durch den Einsatz der Sekundärstoffe die Herstellung funktionsäquivalenter Primärstoffe vermieden wird. Umgekehrt würde eine Anrechnung nach Marktmix für die Abfallwirtschaft zu Fehlansagen führen, mehr Recycling mit steigenden Sekundäranteilen würde zu geringeren Entlastungspotenzialen führen.

Bei der Mitverbrennung von Abfällen in Kohle- und Zementwerken begründet sich ebenfalls ein physikalischer Zusammenhang zwischen Brennstoff aus Abfall und substituiertem Regelbrennstoff, da es auch hier keine anderweitigen Herkunftsquellen gibt. Entsprechend wird für die Mitverbrennung von Abfällen in Kohle- und Zementwerken davon ausgegangen, dass heizwertäquivalent der Einsatz von Kohle als fossiler Regelbrennstoffe vermieden wird.

Beim Einsatz von Abfällen in thermischen Behandlungsanlagen, die neben der Hauptaufgabe der schadlosen Abfallentsorgung auch Energie erzeugen, ist vor dem Hintergrund der Energiewende eine differenzierte Betrachtung erforderlich. In (Dehoust et al. 2010) wurde der Marginalansatz verwendet, wonach aus Abfall erzeugte Energie marginale fossile Brennstoffe aus dem Energieerzeugungssystem verdrängt. Mit der mittlerweile erreichten und weiteren Steigerung des Anteils an Erneuerbaren Energien im Strommix ist diese Interpretation mit Marginalansatz nicht mehr zeitgemäß. Die Substitutionsleistung durch Energie aus Abfall kann neben der Substitutionsleistung durch Strom aus Erneuerbaren Energieträgern (Biomasse, Windkraft, PV), die einen weit höheren Anteil ausmachen, nur einen Teilbereich einnehmen. Würde jede alternative Stromerzeugung den Marginalansatz für sich geltend machen, würde das tatsächliche Substitutionspotenzial überschätzt. Hinzu kommt, dass mit dem Marginalansatz die Transformation des Energiesystems ausgeblendet wird. Zukunftsszenarien können damit nicht zeigen, wie sich die Beiträge zum Klimaschutz vor dem Hintergrund der Dekarbonisierung des Stromnetzes und des Wärmenetzes entwickeln. Aus diesen Gründen wird die Erzeugung von Strom und Wärme aus Abfall durch die Substitution der durchschnittlichen Strom- und Wärmeerzeugung angerechnet.

Eine Ausnahme bildet die Möglichkeit der flexiblen Stromerzeugung. Mit zunehmender Dekarbonisierung sinkt auch die einlastbare Stromerzeugung bei der zur Stabilisierung des Stromnetzes Kraftwerke flexibel hoch- und runtergefahren werden können. Diese Funktion kann nur zu einem Teil durch Strom aus Biogas und Biomasse übernommen werden. Für die flexible Stromerzeugung werden weiterhin fossil betriebene Kraftwerke nötig sein. Damit nimmt die flexible Stromerzeugung im künftigen Energiesystem einen besonderen Stellenwert ein. Wenn Strom aus Abfall flexibel erzeugt werden kann, wird hierfür die Substitution der flexiblen Stromerzeugung aus den konventionellen fossilen Reservekraftwerken angerechnet.

4.1.2 Weitere Randbedingungen, Konventionen

Emissionsfaktoren Strom, Wärme

Für den Energiebedarf sowie die Gutschrift für die Substitution konventionell erzeugter Energie werden grundsätzlich Durchschnittswerte verwendet. Für das Basisjahr 2017 sind dies für Strom Werte nach dem ifeu Stromerzeugungs-/Kraftwerksparkmodell²¹. Für Wärme entspricht der Emissionsfaktor für Deutschland dem gewichteten Mittel für den Endenergieverbrauch für Haushalte nach Energieträgern (AGEB 2019). Für die EU wurde ein entsprechender Wert nach Angaben für Haushaltswärme aus (TU Wien 2017) abgeleitet. Bei den Werten für 2030 handelt es sich um Abschätzungen bzw. Hochrechnungen mit Annahmen zur möglichen Veränderung der Brennstoff- bzw. Energieanteile zur Erzeugung von Strom und Wärme.

Für den in dieser Studie ausführlich ausgewerteten Bilanzraum Deutschland werden die folgenden nationalen Emissionsfaktoren für das Jahr 2017 verwendet:

- ▶ Strommix DE 2017: 562 g CO₂-Äq/kWh
- ▶ Wärmemix DE 2017: 256 g CO₂-Äq/kWh

Für die ebenfalls in dieser Studie ausgewerteten Bilanzräume für die EU werden einheitlich die Emissionsfaktoren für die EU27 verwendet. Dies gilt auch für die Zusammenführung der deutschen Bilanz mit dem Bilanzraum der EU27 (und EU28). Hierzu werden die Bilanzen für Deutschland auch mit den EU27 Emissionsfaktoren berechnet. Die Unterschiede im Ergebnis werden für die Siedlungsabfälle dargestellt (Kap. 5)²².

Des Weiteren wird für Deutschland für die Siedlungsabfälle eine Sensitivitätsbetrachtung mit den UBA Vermeidungsfaktoren für erneuerbare Energieträger vorgenommen. Dies betrifft für den Bilanzraum Siedlungsabfälle Deutschland Energie aus Biogas, Biomethan, Biomasse und den biogenen Anteil im Restmüll. Für Strom werden die Brutto-Vermeidungsfaktoren für 2018 verwendet (UBA 2019)²³. Für den biogenen Anteil im Abfall liegt dieser bei 738 g CO₂-Äq/kWh Strom, für die anderen für diese Studie relevanten Energieträger bei 739 g CO₂-Äq/kWh Strom. Für Wärme sind die Brutto-Vermeidungsfaktoren stärker differenziert (v.a. feste Biomasse: Einzelfeuerstätte, Kessel, Pellets, Industrie, Fernwärme) und variieren zwischen 160 (flüssige Biomasse) und 357 g CO₂-Äq/kWh (flüssige Biomasse Pflanzenöl). Für den biogenen Anteil aus Abfall liegt der Wert bei 217 g CO₂-Äq/kWh²⁴. Für die Sensitivitätsbetrachtung werden die Wärme-Vermeidungsfaktoren nicht einbezogen, da sie für die Bilanz nicht eindeutig zugeordnet werden können. Zudem liegt der Emissionsfaktor für den Wärmemix Deutschland im mittleren Bandbreitenbereich der Vermeidungsfaktoren, so dass Unterschiede im Gesamtergebnis gering wären. Für die energetische Verwertung von Restmüll wird der biogene Abfallanteil mit dem Strom-Vermeidungsfaktor bewertet. Dieser wird nach allgemeiner Konvention in Deutschland mit 50 % angesetzt. Der nicht-biogene Anteil im Restmüll ist mit dem Emissionsfaktor für den Strommix 2017 bewertet.

Die Vermeidungsfaktoren sowie die allgemein in dieser Studie verwendeten Emissionsfaktoren für Strom und Wärme zeigt Tabelle 6. Für die Szenarien mit Zeithorizont 2030 sind die Faktoren an einen veränderten Energieträgermix angepasst. Zudem wird für eine anteilige flexible

²¹ <https://www.ifeu.de/projekt/stromerzeugungkraftwerkspark-modell/>

²² Im Teilbericht für die EU werden ebenfalls Sensitivitätsbetrachtungen für die EU Cluster mit den regionalen Emissionsfaktoren für Strom vorgenommen.

²³ Die bis 2017 angegebenen Werte bezogen sich auf die Jahre 2012 und 2013 (UBA 2018a) und sind nicht mehr repräsentativ.

²⁴ Der Vermeidungsfaktor basiert auf der Annahme, dass zu 100 % aus fossilen Energieträgern erzeugte Fernwärme ersetzt wird. Es wird also unterstellt, dass durch die Wärmebereitstellung aus dem biogenen Anteil des Abfalls kein wesentlicher Impuls zum Ausbau von Wärmenetzen einhergeht. (UBA 2019)

Stromerzeugung in 2030 die entsprechende Gutschrift nach (Dehoust et al. 2014) angesetzt. Der mögliche Anteil der flexiblen Stromerzeugung bei Thermischen Abfallbehandlungsanlagen (TAB) wird mit 10 % angesetzt.

Tabelle 6: Emissionsfaktoren Strom, Wärme in g CO₂-Äq/kWh Endenergie

	2017	2030
Strommix Deutschland	562	218
Wärmemix Deutschland	256	196
Gutschrift flexible Stromerzeugung (Dehoust et al. 2014)		832
Sensitivität: Strom-Vermeidungsfaktoren nach (UBA 2019)		
- Vermeidungsfaktor Biogas, Biomethan, Biomasse	739	
- Vermeidungsfaktor Strom aus Restmüll (50 % biogener Anteil)	650	
Strommix EU27	429	179
Wärmemix EU27	265	186
Strommix EU28	419	
Strommix EU Cluster 1	748	
Strommix EU Cluster 2	243	

Harmonisierte Emissionsfaktoren

Der Ansatz zur Verwendung einheitlicher harmonisierter Emissionsfaktoren in (Vogt et al. 2015) wird grundsätzlich auch in dieser Studie weiter verfolgt. Unterschiede, die sich für verschiedene Abfallherkünfte ergeben, sind jeweils dokumentiert. Durch harmonisierte Emissionsfaktoren werden Ergebnisse transparenter und besser vergleichbar. Regional unterschiedliche Einschätzungen von ersetzten Primärprozessen werden vereinheitlicht und auch die häufig gegebenen Datenunsicherheiten zur Abbildung der substituierten Primärprozesse in ihrem Einfluss entschärft. Dieses Vorgehen ist von Vorteil für die gegebene Zielsetzung dieser Studie, Klimaschutzpotentiale der Kreislaufwirtschaft verschiedener Ländereinheiten aufzuzeigen. Das Vorgehen eignet sich dagegen nicht für konkrete Planungsentscheidungen, die sich auf einen Klimaschutzbeitrag begründen sollen. Das erfordert realitätsnahe Emissionsfaktoren.

In der vorliegenden Studie wurden die einheitliche Emissionsfaktoren aus Vogt et al. (2015) so weit möglich v. a. für das Recycling aktualisiert und verwendet (s. Kap. 4.2.7). Die harmonisierten Faktoren werden weitgehend auch für die Szenarien mit Zeithorizont 2030 verwendet. Eine Ausnahme bildet die Primärherstellung von Materialien, die durch Strombedarf geprägt ist. Für die Herstellung von Zellstoff und Aluminium wurde eine Abschätzung mit dem Strom-Emissionsfaktor für 2030 vorgenommen. Für andere Materialien wie Roheisen, Glas, Kunststoffe wird sich eine signifikante Änderung der THG-Emissionen aus der Primärherstellung erst in späteren Jahren mit Technologieumstellungen ergeben (Direkteisenreduktion statt Oxygenstahlroute, Elektroschmelzwannen, Kunststoffe auf PtX-Basis).

Umgang mit Abfallimporten und -exporten

In den Vorgängerstudien Dehoust et al. (2010) bzw. Vogt et al. (2015) waren Abfallimporte automatisch umfasst, da diese in den Zahlen der Fachserie 19, Reihe 1 in den Gesamtmen-

enthalten sind. Exporte waren dagegen nicht betrachtet worden. In dieser Studie wurden im Rahmen der umfassenden Basisdatenerhebung die aus dem Ausland an Erstbehandlungsanlagen angelieferten Abfälle ausgenommen und dafür umgekehrt exportierte Abfallmengen einbezogen (s. Kap. 5.1.3), um die in Deutschland angefallenen Abfälle zu bewerten (Verursacherprinzip). Dies ist konsistent mit dem Vorgehen für die EU-Bilanzräume (siehe Teilbericht EU).

Mögliche Kohlenstoffsенke (C-Senke)

Eine C-Senke (langfristige C-Speicherung, 100-Jahreshorizont) kann bei der Deponierung biogener Abfälle gegeben sein, bei der Anwendung von Komposten (Humus-C) oder bei der Speicherung in sehr langlebigen Produkten (Antikmöbel, -bücher). Allerdings bestehen erhebliche Unsicherheiten in Bezug auf die tatsächliche langfristige Speicherung von biogenem Kohlenstoff. In den Vorgängerstudien wurde die C-Senke nachrichtlich als Informationsgröße ausgewiesen. In dieser Studie besteht dazu kein weiteres Erkenntnisinteresse, die C-Senke wird nicht ausgewertet. Ebenfalls nicht betrachtet wird eine mögliche C-Anreicherung durch Holzschonung wie es in Dehoust et al. (2010) der Fall war. In Vogt et al. (2015) war davon bereits aufgrund der hohen Unsicherheiten wieder Abstand genommen worden.

4.1.3 Wirkungsabschätzung Treibhauseffekt

Zur Auswertung des Treibhauseffektes werden die einzelnen Treibhausgase der Sachbilanz entsprechend ihrer dem CO₂ äquivalenten Wirkung zusammengefasst. Die wichtigsten Treibhausgase und ihre in dieser Studie verwendeten CO₂-Äquivalenzwerte nach IPCC (2013) für den 100-Jahreshorizont (GWP100) sind in Tabelle 7 aufgeführt.

Tabelle 7: Treibhausgaspotenzial der wichtigsten Treibhausgase

Treibhausgas	CO ₂ -Äquivalente (GWP100) in kg CO ₂ -Äq/kg
Kohlendioxid (CO ₂), fossil	1
Methan (CH ₄), fossil	30
Methan (CH ₄), regenerativ	28
Distickstoffmonoxid (N ₂ O)	265

Quelle: (IPCC 2013), Appendix 8.A

Darin sind Methanemissionen nach ihrer Entstehung unterschieden. Regeneratives Methan (aus der Umwandlung organischer Substanz) weist gegenüber fossilem Methan (aus der Umwandlung fossiler Energieträger) einen etwas geringeren Äquivalenzfaktor auf, da das im Laufe der Zeit aus dem Methan durch luftchemische Umsetzung (Oxidation) entstehende regeneratives Kohlendioxid als klimaneutral bewertet wird.

4.2 Vorgehen Bilanzierung

Das Vorgehen zur Bilanzierung der verschiedenen Bilanzräume ist hinsichtlich der nachfolgend beschriebenen Aspekte weitgehend einheitlich. Spezifika für einzelne Abfallarten oder abweichende Annahmen bei den Bilanzräumen Siedlungsabfälle, P&G-Abfälle, B&A-Abfälle sind jeweils erläutert. Für den Sonderbilanzraum Lebensmittelabfälle sind organische Abfälle aus Siedlungsabfall (Küchen-/Kantinenabfälle, Abfälle aus der Biotonne) und aus P&G-Abfällen getrennt ausgewiesen. Die Bilanzierung ist jeweils gleich auch wenn die Lebensmittelanteile nicht 100 % sind, da keine sinnvolle Möglichkeit der Abgrenzung zu den nicht Lebensmittelabfallanteilen besteht.

4.2.1 Einordnung gegenüber Vorgängerstudien

Der Bilanzraum Deutschland wurde zuletzt für das Bilanzjahr 2006 ausschließlich für Siedlungsabfälle untersucht (Dehoust et al. 2010). Eine Ausnahme bildete Altholz, das aus allen Herkunftsbereichen – auch Gewerbeabfälle und Bau- und Abbruchabfälle – einbezogen wurde. Die Bilanzierung für Deutschland erfolgt wie in der Vorgängerstudie nach Abfallarten. Für die EU-Bilanzräume ist dies soweit möglich analog umgesetzt.

Die Ergebnisse dieser Studie für Siedlungsabfälle Deutschland sind denen aus der Vorgängerstudie gegenübergestellt (s. Anhang, Kap. B.4).

4.2.2 Sammlung und Transport

Grundsätzlich sind die THG-Belastungen, die durch Abfallsammlung und Transporte entstehen im Gesamtlebensweg der Abfallentsorgung von untergeordneter Bedeutung (siehe z. B. Ergebnisse in (Dehoust et al. 2010)).

Im Rahmen dieser Studie werden die THG-Belastungen aus der **Sammlung** nicht betrachtet. Dies v.a. aus Konsistenzgründen zu den EU-Bilanzräumen, da für die verschiedenen Mitgliedsländer keine Informationen zu Sammelstrecken und Aufwendungen für die Sammlung verfügbar sind und im Rahmen dieser Studie nicht repräsentativ erhoben werden können. In (Dehoust et al. 2010) war die Sammlung für die betrachteten Abfallarten berücksichtigt. Für den Vergleich mit den Ergebnissen dieser Studie für Siedlungsabfälle Deutschland sind die entsprechenden Aufwendungen bei den damaligen Ergebnissen abgezogen.

Die Aufwendungen für **Transporte** ab der Erstbehandlungsanlage sind in den THG-Bilanzen berücksichtigt. Zwar liegen auch hierfür keine repräsentativen Einzeldaten vor, allerdings bilden diese Transporte v.a. für mineralische Abfälle die möglicherweise einzige relevante Quelle für THG-Emissionen. Basierend auf der Vorgängerstudie (Dehoust et al. 2010) wurden für alle Bilanzräume einheitliche Transportentfernungen abgeleitet. Tabelle 8 zeigt die angesetzten Transportentfernungen für Siedlungsabfälle für die verschiedenen Outputfraktionen aus Erstbehandlungsanlagen. Für die überschlägigen Bilanzen für P&G- und B&A-Abfälle wurde eine weiter vereinfachte Annahme zu Transportentfernungen getroffen (Tabelle 9). Für den Sonderbilanzraum Lebensmittelabfälle sind Transportentfernungen weniger relevant, da diese überwiegend als Erstbehandlung einer Kompostierung oder Vergärung zugeführt werden. Für daraus abgetrennte Störstoffe und Sekundärprodukte werden die für den Bilanzraum Siedlungsabfälle abgeleiteten Transportentfernungen übernommen. Für Fette und Öle aus sonstigen Behandlungsanlagen für die eine Umesterung zu Biodiesel angenommen ist, ist analog zu Transporten zu einer stofflichen Verwertung eine Transportentfernung von 200 km angesetzt.

Die für Deutschland angesetzten Transportentfernungen werden einheitlich auch für die EU-Bilanzräume übernommen. Es gibt keine Hinweise für begründete Abweichungen.

Tabelle 8: Transportentfernungen Siedlungsabfälle

Abfallstrom nach Erstbehandlungsanlage	Entfernung in km
Schlacke zur Aufbereitung	50
Störstoffe, Sortier-, Aufbereitungsreste zur MVA	100
EBS zu TABs	100
EBS, Aufbereitungsreste zur Mitverbrennung	200

Abfallstrom nach Erstbehandlungsanlage	Entfernung in km
Holz zu BMKW	100
MBA-Rest zur Deponie	10
Mineralien zur Deponie, sonstigen Verwertung	20
Metalle zur stofflichen Verwertung	200
Holz aufbereitet zur stofflichen Verwertung	200
Glas sortiert zur stofflichen Verwertung	200
PPK sortiert zur stofflichen Verwertung	200
Kunststoffe sortiert zur stofflichen Verwertung	200
FKN, sonstige Verbunde zur stofflichen Verwertung	500

Tabelle 9: Transportentfernungen P&G- und B&A-Abfälle

Abfallstrom nach Erstbehandlungsanlage	Entfernung in km
zur Verfüllung	200
zur Deponie	50
zu TABs	100
Mineralische Abfälle zum Recycling	50
(Wert)Stoffe zum Recycling	200

4.2.3 Deponierung

Die Deponierung spielt für Deutschland aus Klimaschutzsicht keine Rolle mehr. Mit dem Deponieverbot 2005 werden keine unvorbehandelten Abfälle mehr abgelagert. Die nach mechanisch-biologischer Behandlung entstehenden MBA-Reste haben nur noch ein geringes Deponiegasbildungspotenzial (s. Kap. 4.2.5 zu MBAs).

4.2.4 Thermische Behandlung

Die thermische Behandlung erfolgt in Deutschland überwiegend als energetische Verwertung. Lediglich bei den P&G-Abfällen werden manche Abfälle anteilig auch ohne Energieerzeugung thermisch behandelt (D10-Verfahren nach Abfallrahmenrichtlinie, Beseitigung durch Verbrennung an Land, s. Kap. 7.1.2).

Destatis unterscheidet „Abfallbehandlungsanlagen“ und „Feuerungsanlagen“ (s. Kap. 5.1.5). Unter ersterem sind Müllverbrennungsanlagen (MVA) und Sonderabfallverbrennungsanlagen (SAV) zusammengefasst, unter zweitem Ersatzbrennstoffkraftwerke (EBS-KW), Biomassekraftwerke (BMKW), andere Kraftwerke (z. B. Kohlekraftwerk) und Anlagen für andere Produktionszwecke (z. B. Mitverbrennung im Zementwerk). Für die Betrachtung des Sektors Abfall mittels der Ökobilanzmethode ist diese Unterscheidung nicht hilfreich. Wichtig für die THG-Bilanz ist, ob es sich bei den Anlagen um abfallwirtschaftliche Anlagen (Hauptzweck Abfallbehandlung) handelt oder um Produktions- bzw. Energieerzeugungsanlagen (Kohlekraftwerke, Zementwerke). Bei Letzteren erfolgt die Mitverbrennung von Abfällen

anstelle von Regelbrennstoffen. Das heißt, Unterschiede ergeben sich ausschließlich durch Unterschiede der Brennstoffe, prozessbedingte Emissionen sind davon unberührt.

Fossile CO₂-Emissionen aus der Abfallverbrennung fallen verfahrensunabhängig an und werden durch den fossilen Kohlenstoffgehalt der Abfälle bestimmt. Dabei wird eine vollständige Verbrennung unterstellt²⁵. Weitere Belastungen und damit direkte Emissionen entstehen bei abfallwirtschaftlichen Anlagen durch den Einsatz von Hilfs- und Betriebsmitteln wie Heizöl zur Stützfeuerung und Stoffe wie Kalkhydrat, Branntkalk, Herdofenkoks, Ammoniak für die Rauchgasreinigung. Für die Aufwendungen für Hilfs- und Betriebsmittel wird für abfallwirtschaftliche Anlagen einheitlich der Wert aus Dehoust et al. (2010) in Höhe von 30 kg CO₂-Äq/Mg Abfallinput übernommen, da der Einfluss gegenüber den direkten CO₂-Emissionen gering ist und zudem nicht von relevanten Änderungen des Betriebsmitteleinsatzes ausgegangen wird. Bei der Mitverbrennung von Abfällen wird angenommen, dass Hilfs- und Betriebsmittel unabhängig vom Brennstoff eingesetzt werden, also bei Betrieb mit Regelbrennstoff sowieso auch eingesetzt würden.

Die Substitutionspotenziale der energetischen Verwertung unterscheiden sich ebenfalls zwischen der Mitverbrennung in Produktions- und Energieerzeugungsanlagen und der Behandlung in abfallwirtschaftlichen Anlagen (s. Kap. 4.1). Bei der Mitverbrennung wird heizwertäquivalent Regelbrennstoff ersetzt. Bei der Behandlung in abfallwirtschaftlichen Anlagen wird das Substitutionspotenzial durch die erzeugte, extern nutzbare Energie bestimmt (Nutzungsgrade bzw. Nettowirkungsgrade) sowie durch die substituierte durchschnittliche Energieerzeugung.

Die relevanten Abfallkenndaten für die thermische Behandlung, der Heizwert und der fossile Kohlenstoffgehalt der Abfälle, sind in den Kapiteln für die verschiedenen Abfallbilanzräume beschrieben. Die Nutzungsgrade der verschiedenen abfallwirtschaftlichen Anlagen wurden aus Flamme et al. (2018) übernommen (Tabelle 10).

Tabelle 10: Nutzungsgrade thermische Abfallbehandlung und BMKW

Anlagenart	elektrisch	thermisch
Müllverbrennungsanlage (MVA)	11,1 %	33,5 %
Ersatzbrennstoffkraftwerk (EBS-KW)	14,7 %	45,4 %
Sonderabfallverbrennungsanlage (SAV)	-	56,6 %
Biomassekraftwerk (BMKW)	21,3 %	15,0 %

Quelle: (Flamme et al. 2018)

Für die EU-Bilanzräume wurden die Daten aus dem EEA-Abfallmodell nach Gibbs et al. (2014) verwendet. Danach gibt es für die thermische Nutzung in abfallwirtschaftlichen Anlagen keine Unterscheidung nach der Anlagenart, sondern nach der Art der Energieerzeugung. Unterschieden werden Anlagen die nur Strom erzeugen, Anlagen die in KWK betrieben werden und Anlagen, die nur Wärme erzeugen (Tabelle 11).

²⁵ I.d.R. wird in Deutschland technisch eine nahezu vollständige Verbrennung erreicht. Durch die Vereinfachung wird die spätere atmosphärische Oxidation von CO oder VOC zu CO₂ berücksichtigt.

Tabelle 11: Wirkungsgrade für Verbrennungsanlagen für die EU-Bilanzräume

Energie	Bruttowirkungsgrad elektrisch	Nutzungsgrad thermisch
nur Strom	25 %	-
KWK	14 %	42 %
nur Wärme	-	80 %

Quelle: (Gibbs et al. 2014)

Diese Unterscheidung kann zunächst nur für Siedlungsabfälle, die mit dem EEA-Abfallmodell bestimmt wurden, angewendet werden. Eurostat-Daten differenzieren nur nach thermischer Behandlung mit Energierückgewinnung²⁶ („Energy Recovery“) und Verbrennung ohne Energieerzeugung²⁷ („Incineration“). Für Siedlungsabfälle wurden anhand der Wirkungsgrade in Tabelle 11 gewichtete Wirkungsgrade berechnet, wobei für die Stromerzeugung ein Eigenstrombedarf von 3 Prozentpunkten angesetzt wurde. Ein Vergleich der berechneten gewichteten Nutzungsgrade für Deutschland mit den gewichteten Nutzungsgraden, die sich aus den Werten nach Flamme et al. (2018) für MVA und EBS-KW ergeben zeigt, dass die beiden Quellen für Deutschland ähnliche Ergebnisse liefern:

- ▶ gewichtete Nutzungsgrade für Deutschland nach EEA-Abfallmodell: 11,6 % elektrisch und 39,2 % thermisch
- ▶ gewichtete Nutzungsgrade für Deutschland für MVA und EBS-KW nach Flamme et al. (2018): 11,3 % elektrisch und 34,0 % thermisch

MVA und EBS-KW werden in dieser Studie unter dem Begriff thermische Abfallbehandlungsanlagen (TAB) zusammengefasst. Als Rechenwerte für Deutschland werden für alle Bilanzräume die Werte nach Flamme et al. (2018) verwendet. Für die Bilanzierung des Letztverbleibs energetische Verwertung werden bei den P&G-Abfällen und den B&A-Abfällen die gewichteten Werte für MVA und EBS-KW verwendet, da eine differenzierte Zuordnung für die überschlägige Bilanzierung nicht repräsentativ möglich ist.

Ein weiterer Bestandteil der THG-Bilanz ist die Aufbereitung der anfallenden Schlacke und die **Metallrückgewinnung** daraus. Für diese Studie wurden hierfür die Angaben nach (ITAD / IGAM 2019) ausgewertet (s. Kap. 5.1.7.1). Die für die THG-Bilanz verwendeten Rechenwerte zeigt Tabelle 21. Diese Werte werden einheitlich für den Erstverbleib zu einer thermischen Abfallbehandlung für alle Bilanzräume verwendet. Abweichende EU-spezifische Informationen sind nicht verfügbar.

4.2.5 Mechanisch biologische Behandlung

Die Behandlung in MBAs ist nur für Siedlungsabfälle relevant. Für die überschlägige Bilanzierung der P&G-Abfälle und B&A-Abfälle kann nur der Letztverbleib ausgewertet werden. Inwiefern MBAs bei diesen Herkunftsbereichen eine Rolle spielen ist nicht bekannt. Für Lebensmittelabfälle spielen MBAs keine Rolle.

²⁶ Verwertungsverfahren R1: Hauptverwendung als Brennstoff oder als anderes Mittel der Energieerzeugung bzw. Verbrennungsanlagen für feste Siedlungsabfälle, wenn deren Energieeffizienz mindestens 0,6 (Anlagen vor dem 01.01.2009 genehmigt) bzw. 0,65 (Anlagen nach dem 31.12.2008 genehmigt) beträgt.

²⁷ I.d.R. Beseitigungsverfahren D10: Verbrennung an Land.

In der Fachserie 19, Reihe 1 Destatis (2019a) sind die Abfallströme für MBAs nicht weiter differenziert. Für die Aufteilung nach MBA-Typen und den Output aus den Anlagen konnten Informationen aus dem zum Projektbearbeitungsstand laufenden UBA-Vorhaben zur Weiterentwicklung von MBAs verwendet werden (s. Kap. 5.1.7.2). Die Metallausbeuten für die abgetrennten Fe- und NE-Metallfraktionen sind nach Dehne et al. (2015) mit 73 % für die Fe-Metalle und 34 % für die NE-Metalle angenommen.

Die für die THG-Bilanz verwendeten technischen Kenngrößen zeigt Tabelle 12. Die Werte wurden ebenfalls aus dem UBA-Vorhaben zur Weiterentwicklung von MBAs zur Verfügung gestellt ((Ketelsen / Becker 2021), Emissionswerte (Ketelsen 2021b)). Der TOC-Wert entspricht rund 37 % des Grenzwertes von 55 g/Mg, der N₂O-Wert rund 14 % Ausschöpfung des Grenzwertes von 100 g/Mg. Aus dem TOC-Wert wurde der Methananteil zu 60 % abgeschätzt und berechnet sich stöchiometrisch zu rund 16 g CH₄/Mg. Charakterisiert mit dem GWP nach IPCC (2013) ergibt sich aus den Methan- und Lachgasemissionen ein THG-Emissionswert für die Abluft aus MBAs von rund 4 kg CO₂-Äq/Mg Input.

Tabelle 12: Technische Kenngrößen MBAs

Parameter	Einheit	MBA Rotte	MBA Vergärung	MPS	MBS	Mittel
Strombedarf	kWh/Mg Input	45,6	55,7	67,3	60,9	55,5
Erdgasbedarf	kWh/Mg Input	32	40	174	25	48,0
Dieselbedarf	kWh/Mg Input					8,0
TOC-Emissionen	g/Mg Input					20,6
N ₂ O-Emissionen	g/Mg Input					14,2

Quelle: (Ketelsen / Becker 2021), Werte aktualisiert nach (Ketelsen 19.11.21), (Ketelsen 2021b)

Für die MBA Vergärung wurde der Biogasertrag nach Angaben in (Ketelsen / Becker 2021) zu 40,6 m³/Mg Durchsatz berechnet²⁸. Dieser Wert ist nicht technologiespezifisch, sondern ergibt sich als Durchschnittswert über die in der Praxis umgesetzten verschiedenen Konzepte inkl. Teil- und Vollstromvergärung. Der Methangehalt ist mit 60 Vol % angenommen. Das erzeugte Biogas wird nach (Ketelsen / Becker 2021) zu 84,2 % im BHKW genutzt. Von der restlichen Biogasmenge fallen 2 % als Fackelverluste an, der Rest wird für den Eigenbedarf verwendet (RTO, Wärmeerzeuger, sonstige Nutzung).

Für das Biogas-BHKW wurden (wie in Dehoust et al. (2010)) die Bruttowirkungsgrade nach Vogt et al. (2015) mit 37,5 % elektrisch und 43 % thermisch angesetzt. Der erzeugte Bruttostrom wird vollständig angerechnet, da der Eigenbedarf der MBA an Energie und Biogas getrennt berechnet ist. Erzeugte Wärme wird bislang nicht extern genutzt, der Nutzungsgrad ist mit Null angesetzt.

Als Kenndaten für die erzeugten Ersatzbrennstoffe sind einheitlich die in Flamme et al. (2018) für EBS ausgewiesenen Werte verwendet:

- ▶ Heizwert: 13 MJ/kg
- ▶ fossiler C-Gehalt: 15 %

²⁸ Biogasmenge in 2017 ca. 38 Mio. m³ und Durchsatz MBA Vergärung 936.579 Mg.

Für die Mitverbrennung in Kohlekraft- und Zementwerken ist heizwertäquivalent die Substitution von Braunkohle angerechnet. Zwar besteht in Deutschland eine anteilige Mitverbrennung in Steinkohlekraftwerken (vgl. Flamme et al. (2018), Tabelle 3-7) und wird in Zementwerken auch Steinkohle eingesetzt (vgl. VDZ (2018)), allerdings ist der Unterschied im Substitutionspotenzial gering. Die Bereitstellung und Nutzung von Steinkohle und Braunkohle ist bezogen auf den Energiegehalt mit ähnlich hohen spezifischen THG-Emissionen verbunden, die bei etwas über 400 g CO₂-Äq/kWh Kohle liegen. Für die anderen EU-Länder (in den EU-Bilanzräumen) ist ebenfalls jeweils die Substitution von Braunkohle angesetzt. Informationen für eine Aufteilung liegen nicht vor.

Die bei MBA Rotte und MBA Vergärung anfallende Menge MBA-Rest wurde mit der Annahme berechnet, dass der Inertanteil im Deponiegut 4 % beträgt (s. Tabelle 22). Das Restgasbildungspotenzial aus der Deponierung des MBA-Restes wurde wie in (Knappe et al. (2012), Kap. 4.3.3) bilanziert. Mit dem GWP nach IPCC (2013) ergibt sich daraus ein THG-Emissionswert von 62,4 kg CO₂-Äq/Mg MBA-Rest.

4.2.6 „Mischabfallsortierung“

Unter „Mischabfallsortierung“ ist die Behandlung von gemischten Siedlungsabfällen in den nach Destatis (2019a) differenzierten Anlagen „Schredderanlagen und Schrottscheren“, „Sortieranlagen“ und „sonstige Behandlungsanlagen“ adressiert. Zusammengefasst sind hier vor allem die EAV-Schlüssel „gemischte Siedlungsabfälle“ (20 03 01 00, 20 03 01 02) und „Sperrmüll“ (20 03 07) (vgl. Kap. 5.1.8 und 5.1.9). Die Abfallstatistik bietet weder die Möglichkeit die Anlagen nach ihrer Technik einzuordnen noch den Output dieser Anlagen abzubilden. Bei den Anlagen kann es sich um Mechanische Aufbereitungsanlagen (MA), Gewerbeabfall- oder Sperrmüllsortieranlage handeln, die alle i.d.R. v. a. EBS als Hauptprodukt aussortieren. Eine biologische Behandlung ist bei diesen Anlagen nicht gegeben. Entsprechend ist davon auszugehen, dass die darüber behandelten Restmüllmengen keine nennenswerten Organikanteile aufweisen. Für die THG-Bilanz sind entsprechend keine Emissionen aus einem biologischen Abbau angesetzt.

Die „Mischabfallsortierung“ betrifft ausschließlich die Bilanzierung der Siedlungsabfälle, da für die überschlägige Bilanzierung der P&G-Abfälle und B&A-Abfälle nur der Letztverbleib betrachtet werden kann. Für die Anlagentechnik, den Output und dessen Verbleib mussten Annahmen getroffen werden. Mangels einer repräsentativen Datenbasis wurde vereinfacht die sich aus dem im EEA-Abfallmodell für Deutschland ergebende Aufteilung für den Output aus der „MBA 5“ (basic sorting and energy generation) übernommen:

- ▶ 92,5 % EBS
- ▶ 2,5 % Metalle
- ▶ 2 % PPK, Kunststoffe
- ▶ 3 % Mineralik

Für die Aufteilung der Metalle in Fe- und NE-Metalle wurde angenommen, dass diese der durchschnittlichen Aufteilung der MBAs entspricht, wonach sich die Anteile zu 85 % Fe-Metalle und 15 % NE-Metalle ergeben. Für die Ausbeute aus diesen Sortierfraktionen wurden die gleichen Werte wie bei den MBAs nach Dehne et al. (2015) angenommen: 73 % für die Fe-Metalle und 34 % für die NE-Metalle.

Für den Verbleib der EBS ist eine entsprechende Annahme in Anlehnung an den Verbleib von EBS aus MBAs nicht plausibel²⁹. Dieser Aspekt wurde im Rahmen von Online-Workshops mit abfallwirtschaftlichen Verbänden ausgetauscht. Es gibt keine repräsentative Dokumentation über den EBS Verbleib, für einzelne Anlagen wurden freundlicherweise Informationen der ASA übermittelt (Ketelsen 2021a). In Anlehnung daran ist der EBS Verbleib wie folgt festgelegt:

- ▶ 70 % EBS-KW
- ▶ 15 % MVA
- ▶ 15 % Mitverbrennung im Zementwerk

Der Strombedarf für die Sortierung ist mit 10 kWh/Mg Abfallinput abgeschätzt. Als Kenndaten für die erzeugten EBS wurden vereinfacht einheitlich die Werte für EBS nach Flamme et al. (2018) angesetzt:

- ▶ Heizwert 13 MJ/kg,
- ▶ fossiler C-Gehalt 15 %.

Für die „Mischabfallsortierung“ bestehen hohe Datenunsicherheiten sowohl in Bezug auf die Zusammensetzung des Inputmaterials (vgl. auch Kap. 5.2) als auch in Bezug auf Menge und Qualität der erzeugten EBS.

4.2.7 Recycling trockene Wertstoffe

Zu den getrennt erfassten trockenen Wertstoffen zählen in dieser Studie die Abfallfraktionen Papier, Pappe, Kartonagen (PPK), Glas, Metalle und Kunststoffe. Für Siedlungsabfälle Deutschland zählt hierzu zudem die Abfallfraktion Leichtverpackungsabfälle und stoffgleiche Nichtverpackungsabfälle (LVP & StNVP), deren Bilanzierung gesondert in Kapitel 4.2.7.6 beschrieben ist. In anderen EU-Mitgliedsländern werden LVP nicht getrennt erfasst oder sind nicht getrennt in den Eurostat-Daten ausgewiesen. Auch gibt es – anders als nach Destatis - keine getrennte Ausweisung für Verpackungsabfälle (EAV-Schlüssel 15 01). Bei PPK, Kunststoffen und Metallen kann sich das Recycling für materialgleiche Verpackungs- und Nicht-Verpackungsabfälle unterscheiden. Dieser Aspekt ist für die Übertragung der harmonisierten Emissionsfaktoren für die EU-Bilanzen soweit möglich gewürdigt. Die Bilanzierung für das Recycling der trockenen Wertstoffe stimmt weitgehend mit der in (Vogt et al. 2015) beschriebenen Bilanzierung überein.

4.2.7.1 Glas

Altglas wird üblicherweise nach einer Sortierung in Glashütten in die Glasschmelze eingesetzt. Sortierverluste sind nach Masse vergleichsweise gering (Tabelle 15) und ergeben sich aus der Abtrennung von Etiketten und Verschlüssen. Im Glasschmelzprozess führt der Altglasscherben-einsatz zu einer Reduzierung des Energieaufwands für die Schmelze sowie zu einer Substitution mineralischer Rohstoffe (Sand, Soda, Kalkstein, Feldspat, Dolomit). Letztere bestimmt das Entlastungspotenzial, wobei etwa hälftig energetische und mineralische CO₂-Emissionen vermieden werden.

4.2.7.2 PPK

Die Sortierverluste für getrennt erfasste PPK sind nach Masse vergleichsweise gering (Tabelle 15). Neben der Erstbehandlung über Sortieranlagen wird PPK auch zu relevanten Anteilen

²⁹ Die EBS aus der einfachen mechanischen Sortierung haben i.d.R. eine geringere Qualität und sind weniger gut für eine Mitverbrennung geeignet (Rückmeldung aus Online-Workshop am 30.09.2020).

direkt zu Papierfabriken verbracht. Da letztere nicht statistisch gemeldet werden müssen, stimmen die Destatis-Zahlen nicht mit den Verbandszahlen überein. Eine entsprechende Differenzmenge wurde dem Bilanzraum P&G-Abfälle zugeschätzt (s. Kap. 7.1). Im Rahmen der Ökobilanz (Stoffstrombilanzierung) sind notwendigerweise Abfälle aus der PPK-Verwertung in der Bilanz für PPK enthalten. Zur Vermeidung einer Doppelbilanzierung werden entsprechend bei den P&G-Abfällen Papierschlämme (in W032, W102) nicht betrachtet.

Für den Verbleib der Papierschlämme bzw. Abfälle aus dem PPK-Recycling wurden analog dem grundsätzlichen Vorgehen in dieser Studie die Angaben nach (Destatis 2019a) für 2017 herangezogen. Maßgeblich sind die EAV-Schlüssel 03 03 05 (Deinkingschlämme) und 03 03 07 (Abfälle aus der Auflösung von Altpapier). Im gewichteten Mittel werden diese zu 85 % energetisch verwertet und zu 15 % stofflich. Die Aufteilung des Verbleibs der energetischen Verwertung ist nach Destatis nur für etwa die Hälfte der Abfallmengen ausgewiesen³⁰. Daraus ergibt sich die Aufteilung der energetischen Verwertung zu 26 % MVA, 46 % EBS-KW, 15 % Kohle-KW und 13 % Zementwerke. Alternative Angaben zur Art der energetischen Verwertung sind nicht verfügbar. Verbandsangaben aus einer Umfrage für 2016 (Bienert / Persin 2018) weisen lediglich den Anteil der energetischen Verwertung aus, der von den Angaben nach Destatis abweicht³¹. Nach Angaben des VDP (VDP 2020) ist für die Art der energetischen Verwertung keine eindeutige Aussage möglich, der Verbleib ist situationsabhängig. Insofern werden trotz der Datenlücke die Angaben nach Destatis für die Bilanzierung verwendet. Die Daten zum Verbleib sind auch für die EU-Bilanzen übernommen, da die Angaben nach Eurostat keine ausreichende Differenzierung bieten³².

Das Substitutionspotenzial der PPK-Verwertung wird auf der Faserebene angerechnet. Altpapierfasern ersetzen Fasern aus Holz- oder Zellstoff. Zur Abbildung der Primärherstellung von Sulfat- und Holzzellstoff wurden Datensätze aus ecoinvent V3.6 verwendet³³. Die Schnittstelle Faserebene entspricht quasi dem technischen Substitutionspotenzial für Altpapierfasern. Das Vorgehen entschärft die regional unterschiedliche Möglichkeit einer integrierten Papierproduktion, die erneuerbare Energien nutzen kann (Dampferzeugung aus Schwarzlaugung, biogene CO₂-Emissionen), im Einfluss auf das Ergebnis bei reinem Fokus auf den Treibhauseffekt. Für Deutschland ist dieser Ansatz auch insofern zutreffend, als dass der Bedarf an Zellstoff überwiegend importiert wird. Im Jahr 2017 wurden in Deutschland zu 67 % Zellstoff und zu 33 % Holzstoff als Frischfasern in der Papierproduktion eingesetzt (VDP 2018). Dieser Splitt wird für die EU-Bilanzen beibehalten. Dies zum einen im Sinne harmonisierter Emissionsfaktoren und zum anderen, da keine differenzierten Daten für die EU erhoben werden konnten.

Für Getränkekartonagen und sonstige Verbunde ist die Bilanzierung in der LVP-Fraktion beinhaltet (Kap. 4.2.7.6). Für die EU-Bilanzen sind Anteile nach Verbandsangaben abgeleitet, der Anteil an den gesamten PPK Abfällen ist gering (siehe Teilbericht EU).

Das Substitutionspotenzial bzw. der Klimaschutzbeitrag für PPK-Recycling ist wesentlich durch den Strombedarf zur Herstellung von Zellstoff und Holzstoff bestimmt. Da der THG-Emissionsfaktor für Strom im Jahr 2030 durch die Dekarbonisierung deutlich niedriger ist als 2017 (vgl. Tabelle 6) wurden die THG-Belastungen aus der Primärherstellung für Zellstoff

³⁰ Bedingt durch Deinkingschlämme, deren Verbleib nur zu 5 % ausgewiesen ist (vermutlich aus Datenschutzgründen).

³¹ Destatis: 03 03 05 zu 100 % energetisch und 03 03 07 zu 71 %; Umfrage: 03 03 05 zu 40 % energetisch und 03 03 07 zu 90 %.

³² 03 03 05 ist W032 zugeordnet, der insgesamt 38 EAV-Schlüssel umfasst; 03 03 07 ist W102 zugeordnet in dem 77 EAV-Schlüssel aggregiert sind.

³³ Datenbank "Allocation, cut-off by classification" (Systematik wie ecoinvent 2): „ECF cellulose fibre production, RoW“; „TMP thermo-mechanical pulp production, RER“.

näherungsweise in Korrelation zu den Strom-EF angepasst. Für 2030 ergibt sich daraus ein um etwa 60 % reduzierter Wert.

4.2.7.3 Kunststoffe

Für Kunststoffabfälle – getrennt von Kunststoffverpackungsabfällen in LVP – liegen nur wenig gesonderte Informationen vor. Bei den Kunststoffabfällen in Siedlungsabfällen handelt es sich nach Destatis zu 92 % um Verpackungsabfälle. Entsprechend erfolgt für die Aufbereitung eine Orientierung an den verfügbaren Informationen für Leichtverpackungsabfälle (s. Kap. 4.2.7.6). Sowohl der Strombedarf als auch die Aufbereitung wurde in Anlehnung an LVP-Kunststoffabfälle vorgenommen (s. Kap. 4.2.7.5).

Für das Substitutionspotenzial sind die Angaben aus (Conversio 2018) zugrunde gelegt. Danach wurden Rezyklate aus Post-Consumer Kunststoffabfällen zu rund 47 % zur Substitution von Kunststoff-Neuware eingesetzt und ansonsten vor allem als Substitution von Werkstoffen wie Holz und Beton. Diese Angaben wurden für die Bilanzierung der Kunststoffabfälle aus Siedlungsabfällen übernommen. Für Rezyklate aus Kunststoffabfällen der Herkunftsbereiche P&G- und B&A-Abfällen wurde ebenfalls in Anlehnung an (Conversio 2018) eine vollständige Substitution von Kunststoff-Neuware angenommen. Die Substitution von anderen Materialien ist dort nach Menge nur bei Rezyklaten aus Post Consumer Kunststoffabfällen gegeben. Der Substitutionsfaktor für Neuware ist in dieser Studie pauschal mit 0,8 angenommen.

Für die Aufteilung der Kunststoffabfälle bzw. der resultierenden Rezyklate nach Kunststoffarten liegen keine Informationen vor. Hier wurde vereinfacht der Marktmix für Deutschland (Heinrich-Böll-Stiftung 2019)) und für die EU (PlasticsEurope 2018) herangezogen und daraus ein Substitutionsmix berechnet, wobei nur die differenziert angegebenen Kunststoffarten berücksichtigt wurden („Andere“ nicht einordenbar). Der sich für diese jeweils ergebende Mix ist in Tabelle 13 aufgeführt.

Tabelle 13: Substitutionsmix recycelte Kunststoffabfälle

Kunststoffart	Mix DE	Mix EU
Polypropylen (PP)	25 %	26 %
Polyethylen (LDPE/LLDPE)*	22 %	24 %
Polyethylen (HDPE)	19 %	17 %
PVC**	19 %	14 %
PET	9 %	10 %
PS/EPS	7 %	9 %

*) 50 % LDPE und 50 % LLDPE;

***) 88 % S-PVC und 12 % E-PVC

Auf Basis von Emissionswerten für Primärkunststoffe (Ökopprofile nach PlasticsEurope³⁴) wurden gewichtete spezifische Emissionswerte für die Primärherstellung berechnet. Da sich der Marktmix der rezyklierbaren Kunststoffabfälle für Deutschland und für die EU nur wenig unterscheidet, ergeben sich für den Substitutionsmix fast identische gewichtete spezifische Emissionswerte für die Primärherstellung:

³⁴ Die Berichte und LCI-Datensätze sind auf der Website von PlasticsEurope veröffentlicht (kostenlose Registrierung erforderlich).

- ▶ Substitutionsmix Deutschland: 1.894 kg CO₂-Äq/Mg Primärkunststoff
- ▶ Substitutionsmix EU: 1.892 kg CO₂-Äq/Mg Primärkunststoff

Diese Substitutionsfaktoren werden für Rezyklate aus Kunststoffabfällen verwendet, durch die in Abhängigkeit des Substitutionsfaktors Neuware ersetzt wird.

Die beschriebene Bilanzierung wird auch für die EU-Bilanzen übernommen, für die keine eigenständige Informationen verfügbar sind. Durch die nur anteilige Substitution von Neuware für die Kunststoffabfälle aus Siedlungsabfällen liegen die Ergebnisse in vergleichbarer Größenordnung wie die Verwertung von Kunststoffverpackungsabfällen in der LVP Fraktion. Dort bestehen hohe Anteile an aussortierten Mischkunststoffen (s. Kap. 4.2.7.6), deren Rezyklate ebenfalls anteilig nur Holz oder Beton ersetzen.

4.2.7.4 Metalle

Für die Metallabfälle aus Siedlungsabfällen (15 01 04 und 20 01 40) bietet die Statistik keine weitere Differenzierung in Fe- und NE-Metalle. Hier wurde die Aufteilung in Anlehnung an die Relationen für Metalle aus Schlacke, Metalle aus MBAs und das Verhältnis Weißblech zu Aluminium bei den LVP, die jeweils in ähnlicher Größenordnung liegen, angenommen (für EU-Bilanzen übernommen). Bei P&G-Abfällen und B&A-Abfällen sind Metalle in der Statistik jeweils als gemischte Metalle (EAK-Stat-Schlüssel W063) und auch getrennt als Fe-Metalle (W061) und NE-Metalle (W062) ausgewiesen. Hier wurde die Aufteilung für die gemischte Metallfraktion nach dem Verhältnis der Reinfractionen abgeleitet. Die jeweilige Aufteilung für die verschiedenen Abfallherkunftsbereiche zeigt Tabelle 14.

Tabelle 14: Aufteilung gemischte Metalle in Fe- und NE-Metalle

Abfallart	Siedlungsabfälle	P&G-Abfälle	B&A-Abfälle
Fe-Metalle	85 %	86 %	93 %
NE-Metalle	15 %	14 %	7 %

Für die Bilanzierung der Metalle wurden Datensätze aus ecoinvent V3.6 aus der Datenbank "Allocation, cut-off by classification" verwendet, die der Systematik der Vorgängerversion ecoinvent 2 entspricht. Für Eisenmetalle ist die Schnittstelle für die Bilanzierung die Bereitstellung von Roheisen, das massenäquivalent durch reinen Eisenschrott substituiert wird. Aus ecoinvent wurde hierfür der Datensatz „pig iron production (RoW)“ ausgewertet. Für die Aufbereitung wurde der Datensatz „iron scrap, sorted, pressed, RER“ verwendet. Für Aluminium ist die Schnittstelle für die Bilanzierung die Bereitstellung von Primäraluminium. Aus ecoinvent wurde hierfür der Datensatz „aluminium production, primary, ingot (EU27)“ ausgewertet. Aluminiumschrotte werden in einem eigenen Verfahren verarbeitet und daraus Sekundäraluminium hergestellt. Für die Aufbereitung wurde der Datensatz „treatment aluminium scrap, post-consumer, RER“ verwendet.

Für die Verpackungsanteile von Metallen in der EU wurde eine Abschätzung auf Basis des Verpackungsaufkommens in Deutschland aufgeteilt nach privatem und gewerblichen Endverbrauch vorgenommen (siehe Teilbericht EU). Für die weitere Aufteilung in Weißblech und Aluminiumverpackungsabfälle ist näherungsweise die Aufteilung gemäß der LVP-Fraktion angesetzt (Kap. 4.2.7.6).

Bei Metallen ist das Substitutionspotenzial bzw. der Klimaschutzbeitrag für Aluminiumrecycling etwa zur Hälfte durch den Strombedarf zur Herstellung bestimmt. Weitere THG-Emissionen sind prozessbedingt (Anodenverbrauch) oder resultieren aus Erdgasbedarf. Da der THG-Emissionsfaktor für Strom im Jahr 2030 durch die Dekarbonisierung deutlich niedriger ist als 2017 (vgl. Tabelle 6) wurden die THG-Belastungen aus der Primärherstellung von Aluminium näherungsweise für die 50 % strombedingten Emissionen in Korrelation zu den Strom-EF angepasst. Für 2030 ergibt sich daraus ein um etwa 30 % reduzierter Wert. Für die Roheisenherstellung ist der Strombedarf deutlich weniger signifikant als die THG-Emissionen aus Koks-kohle. Eine relevante Änderung der THG-Belastungen aus der Herstellung von Eisen wird sich erst nach 2030 bei einer Technologieumstellung auf Direkteisenereduktion ergeben.

4.2.7.5 Strombedarf und Ausbeuten Aufbereitung

Der Strombedarf für die Sortierung und Aufbereitung der trockenen Wertstoffe unterscheidet sich nach dem Aufwand. Angesetzt sind:

- ▶ rd. 10 kWh/Mg für die einfache Sortierung bei Glas und PPK,
- ▶ 680 kWh/Mg für die Aufbereitung von Kunststoffabfällen in Anlehnung an LVP-Kunststoffabfälle.

Die für die Bilanzierung grundsätzlich angesetzten Ausbeuten aus Sortierung und/oder Aufbereitung für die trockenen Wertstoffe zeigt Tabelle 15. Diese Ausbeuten gelten weitgehend für alle Herkunftsbereiche und Bilanzräume einheitlich. Ausnahmen bestehen für einige trockene Wertstoffe bei den EU Siedlungsabfallbilanzräumen (Tabelle 15) für die eine Orientierung an den Rechenwerten aus dem EEA-Abfallmodell erfolgte (siehe Teilbericht EU). Weitere Ausnahmen bestehen für P&G-Abfälle, die ebenfalls in der Tabelle entsprechend benannt sind.

Für die überschlägige Bilanzierung bei den P&G- und B&A-Abfällen, bei denen nur der Letztverbleib ausgewiesen ist, sind die Sortieraufwendungen auf die rückgerechneten Inputmengen bezogen. Für Kunststoffabfälle sind dagegen Aufbereitungsreste bezogen auf die ausgewiesene Menge zum Recycling bilanziert, da davon ausgegangen wird, dass diese Mengen nicht über die statistischen Daten im Letztverbleib erfasst sind.

Für Kunststoffabfälle ist für P&G-Abfälle eine höhere Ausbeute angenommen als bei den anderen Herkunftsbereichen, weil diese nicht aus der Nachnutzung, sondern aus der Produktion/Herstellung anfallen und deswegen als sortenreiner angenommen sind. Auch bei den Metallen sind bei den P&G-Abfällen höhere Ausbeuten angesetzt. Es handelt sich überwiegend um Metallspäne. Bei den Fe-Metallen bestehen Verunreinigungen nur durch Kühlflüssigkeit in Höhe von maximal 3 %, weil die Abfälle "trocken" sein müssen. Bei den NE-Metallen aus P&G-Abfällen wurde die Ausbeute in Anlehnung an die Fe-Metalle geschätzt.

Die bei der Sortierung abgetrennten Störstoffe gehen zur MVA (PPK Sortierreste, Glas Etiketten und Verschlüsse), zur Deponie oder zur sonstigen Verwertung (aus Glas-, Metallfraktionen). Für die Sortierreste sind wie in (Dehoust et al. 2010) vereinfacht die Kenndaten für Restmüll angesetzt. Für die Aufbereitungsreste aus Kunststoffabfällen sind die Kenndaten für Aufbereitungsreste aus LVP (s. Tabelle 18) übernommen. Für die Reste aus Kunststoffaufbereitung ist ein Feuchteverlust von 20 % angenommen. Der Verbleib der Reste ist analog des Verbleibs der Aufbereitungsreste aus LVP-Kunststoffverpackungsabfällen angenommen (98 % Zementwerk, 2 % MVA).

Tabelle 15: Ausbeuten Aufbereitung trockene Wertstoffe

Abfallart	Deutschland	Ausnahmen EU-SiAbf
PPK	99 %	95 %
Glas	97 %	95 %
Fe-Metalle	90 %	
Fe-Metalle, P&G-Abfälle	97 %	
NE-Metalle	70 %	
NE-Metalle, P&G-Abfälle	90 %	
Kunststoffe	70 %	
Kunststoffe, P&G-Abfälle	80 % ³⁵	
Holz	98 %	95 %

4.2.7.6 LVP & StNVP

Die Bilanzierung der LVP & StNVP erfolgt analog dem Vorgehen in (Dehoust et al. 2016a). Die danach gegebene Aufteilung der LVP-Abfälle bezieht sich auf das Jahr 2014, das für 2017 übernommen wurde, da in diesem Zeitraum von keinen signifikanten Änderungen auszugehen ist. Zu beachten ist, dass sich (Dehoust et al. 2016a) auf die LVP-Abfallmengen der Dualen Systeme bezieht mit einem gesamten Aufkommen von 2.489.222 Mg. In dieser Studie wurden unter LVP & StNVP die in Tabelle 16 gezeigten EAV-Schlüssel zusammengefasst. Die Mengen entsprechen den „Wertstoffsor-tieranlagen“ zugeführten Mengen (vgl. Kap. 5.1.8 und 5.1.9). In Summe beläuft sich die Gesamtmenge auf rd. 4 Mio. Mg. Für die Differenz von rund 1,5 Mio. Mg Verpackungsabfälle liegen keine spezifischen Informationen vor, so dass vereinfachend deren Gleichbehandlung unterstellt ist.

Tabelle 16: LVP & StNVP zu Wertstoffsor-tieranlagen, diese Studie

EAV	Fraktion	Menge in 1000 Mg	%-Anteil
15 01 05	Verbundverpackungen	33,7	1 %
15 01 06 00	gemischte Verpackungen nicht differenzierbar	1.707,1	42 %
15 01 06 01	Leichtverpackungen (LVP)	1.952,8	48 %
15 01 06 02	gemischte Wertstoffe zusammen mit LVP	290,2	7 %
20 01 99 01	gemischte Wertstoffe ohne LVP	45,9	1 %

Kenndaten für die LVP Sortierung und die Ausbeuten der weiteren Aufbereitung nach (Dehoust et al. 2016a) zeigt Tabelle 17. Für Getränkeverbunde und Verbund PPK sind in (Dehoust et al. 2016a) nur anteilig weitere Informationen verfügbar. Hier wurden eigene Berechnungen durchgeführt. Für Getränkeverbunde ist die Aufteilung aus der Aufbereitung 70 % Altpapierstoff, 25 % PE im Reject, 3 % Aluminium im Reject und 2 % Reste, für Verbund PPK 70 % Altpapierstoff, 7 % PE im Reject und 23 % Aufbereitungsreste. Der Strombedarf ist jeweils

³⁵ Bei dem Recyclinganteil handelt es sich vermutlich nicht um die tatsächliche Menge zur Letztbehandlung, da Deutschland im betrachteten Zeitraum für die Statistik noch nach alter Methode berichtet. Für die THG-Bilanz ist das nicht relevant, diese enthält die weitere Aufbereitung nach der Sortierung.

mit rund 322 kWh/Mg Input angesetzt. Für abgetrenntes Aluminium ist eine Bauxitgutschrift vergeben. Für die Verwertung der Altpapierfasern ist wie bei PPK ein technischer Substitutionsfaktor von 0,95 angenommen. Das Substitutionspotenzial für Altpapierfasern entspricht ebenfalls dem für PPK zugrunde gelegtem Substitutionspotenzial (s. Kap. 4.2.7.2).

Tabelle 17: Kenndaten für die LVP-Sortierung und Ausbeuten Aufbereitung

Sortierfraktion	Anteil in %	Strombedarf in kWh/Mg Input	Ausbeute Aufbereitung
Folien zu Agglomeraten	0,69 %	362	0,686
Folien zur Regranulierung	5,97 %	1.100	0,7
MK zu Agglomerate	0,80 %	351	0,665
MK zu PO-Agglomerate	0,60 %	573	0,45
MK zu Regranulierung	2,05 %	580	0,46
PET zu Flakes	2,01 %	500	0,7
PO zur Regranulierung	5,74 %	450	0,73
PS zur Regranulierung	0,36 %	450	0,872
EPS zur Regranulierung	0,04 %	833	0,98
MK-EBS in Hochofen	2,81 %	320	0,75
MK-EBS in Zementwerk	24,99 %	320	0,8
Getränkeverbunde	5,57 %		
Weißblech	11,47 %	77,8	0,929
Aluminium	2,50 %	74,5	0,31
Verbund PPK	2,19 %		
EBS aus LVP ins Zementwerk	1,83 %	320	0,85
Sortierreste aus LVP	30,36 %	300	0,9

MK: Mischkunststoffe

Quelle: (Dehoust et al. 2016a)

Der Verbleib der Sortier- und Aufbereitungsreste ist aus (Dehoust et al. 2016a) übernommen. Sortierreste gehen danach zu 22 % in MVA und zu 78 % zur Mitverbrennung in Zementwerke. Für Aufbereitungsreste aus LVP ist ein Feuchteverlust von 32,5 % angegeben. Eingesetzt werden die Aufbereitungsreste zu 2 % in MVA und 98 % in Zementwerken. Die Aufbereitungsreste aus Aluminium-Pyrolyse gehen davon abweichend zu 100 % in EBS-KW.

Die Kenndaten für die Bilanzierung der energetisch verwerteten Sortierreste, Aufbereitungsreste, EBS aus LVP und Mischkunststoffe (MK) als EBS sind ebenfalls aus (Dehoust et al. 2016a) übernommen (Tabelle 18). Für PE im Reject aus der Aufbereitung von Getränkeverbunden ist in dieser Studie der Heizwert mit 37,82 MJ/kg angesetzt und der fossile C-Gehalt mit 71,6 %.

Tabelle 18: Kenndaten energetisch verwertete Fraktionen

Fraktion	Heizwert in MJ/kg FS	fossiler C-Gehalt in % FS
Sortierreste aus LVP	16,942	25,6 %
Aufbereitungsreste	16	26,0 %
EBS aus LVP	38	76,6 %
MK als EBS	33,97	68,9 %

Quelle: (Dehoust et al. 2016a)

Aus dem Verbleib der Sortierfraktionen ergibt sich in Summe, dass 60 % der LVP einer energetischen Verwertung zugeführt wurden und 40 % einer stofflichen. Nach Abzug der Aufbereitungsreste aus der stofflichen Verwertung verbleiben 29,2 %.

4.2.8 Recycling organische Wertstoffe

Für Siedlungsabfälle sind organische Wertstoffe entsprechend den in Destatis (2019a) getrennt ausgewiesenen Abfallfraktionen Küchen-/Kantinenabfälle (20 01 08), Abfälle aus der Biotonne (20 03 01 04) und Garten-, Park und Friedhofsabfälle (GPF) (20 02 01) getrennt bilanziert. Für die EU ist die Beibehaltung dieser Differenzierung auch möglich, da das EEA-Abfallmodell in die Fraktionen „food“, „garden“, „other waste“ unterscheidet. Die Abfälle aus der Biotonne sind „other waste“ zugeordnet (s. Teilbericht EU).

Im Sonderbilanzraum Lebensmittelabfälle sind die Küchen-/Kantinenabfälle und Abfälle aus der Biotonne (Lebensmittelabfallanteil, LMA) für Deutschland getrennt ausgewiesen. Für die EU konnten die Herkunftsbereiche Siedlungsabfälle („food waste“ aus EEA-Abfallmodell) und P&G-Abfälle getrennt ausgewertet werden. Die Bilanzierung entspricht der bei den Siedlungsabfällen. Küchen-/Kantinenabfälle gehen vollständig in die Sonderbilanz ein (LMA-Anteil 100 %). Bei Abfällen aus der Biotonne wurde der LMA-Anteil zu 34 % bestimmt (s. Kap. 6.1). Dieser Anteil wird bilanziell gleichbehandelt, da keine sinnvolle Möglichkeit einer differenzierten Betrachtung von LMA- und nicht-LMA-Anteilen in der Biotonne gesehen wird. Die Lebensmittelabfälle aus P&G-Abfällen sind soweit möglich getrennt bilanziert und ausgewiesen. Für Deutschland konnte eine Auswertung nach EAV-Schlüsseln erfolgen, für die EU ist dies nicht möglich. Hier können nur die EAK-Stat-Schlüssel W091 und W092 basierend auf Annahmen differenziert werden. Die Ergebnisse der Lebensmittelabfallbilanz werden für den Bilanzraum P&G-Abfälle für die dort ausgewiesene Summenposition „Tierische und pflanzliche Abfälle (W091, W092)“ verwendet. Bei B&A-Abfällen fallen keine organischen Wertstoffe an.

Das grundsätzliche Vorgehen für die Bilanzierung der biologischen Behandlung organischer Wertstoffe aus Siedlungsabfällen ist nachfolgend beschrieben. Für organische Abfälle aus dem Herkunftsbereich P&G-Abfälle bestehen hierzu Unterschiede und weitere Verfahren, die genauer im Kapitel für den Sonderbilanzraum Lebensmittelabfälle beschrieben sind.

4.2.8.1 Kompostierung und Vergärung organische Wertstoffe aus Siedlungsabfall

Parameter und Kenndaten für die biologische Behandlung sind in Tabelle 19 zusammengefasst. Die Aufbereitung und Abtrennung von Störstoffen ist einheitlich angenommen, auch für die EU-Bilanzräume. Die Zusammensetzung für die Störstoffe ist in Anlehnung an (LUBW 2018) abgeleitet und ergibt sich danach zu:

- ▶ 33 % Hygieneartikel
- ▶ 25 % Kunststoffe (v.a. Verpackungen)

- ▶ 17 % Organik
- ▶ 4 % Metalle
- ▶ 4 % Glas

Tabelle 19: Parameter und Kenndaten biologische Behandlung

Parameter	Einheit	Rechenwerte	Quelle
Störstoffe			
Störstoffanteil		5 %	Annahme
Kenndaten Störstoffe	Heizwert 12 MJ/kg; C _{fossil} 21 %		berechnet
Kompostierung			
Dieselbedarf offene Kompostierung	l Diesel/Mg Input	2,5	(Knappe et al. 2012)
Strombedarf offene Kompostierung	kWh/Mg Input	0,5	(Knappe et al. 2012)
Strombedarf geschlossene Kompostierung	kWh/Mg Input	50	(Knappe et al. 2012)
Anteil offene Kompostierung von Abfällen aus der Biotonne		26 %	(Knappe et al. 2019)
Anteil offene Kompostierung GPF		88 %	(Knappe et al. 2019)
Methanemissionen	g CH ₄ /Mg Input	1.400	(Cuhls et al. 2015)
N ₂ O-Emissionen	g N ₂ O/Mg Input	74	(Cuhls et al. 2015)
Anteil Frischkompost von Abfällen aus der Biotonne		39 %	(Knappe et al. 2019)
Vergärung			
Durchschnittlicher Strombedarf Vergärung	kWh/Mg Input	45	nach Vogt et al. (2008)
Methanemissionen	g CH ₄ /Mg Input	2.800	(Cuhls et al. 2015)
N ₂ O-Emissionen	g N ₂ O/Mg Input	67	(Cuhls et al. 2015)
Bruttowirkungsgrade BHKW	37,5 % elektrisch, 43 % thermisch		(Knappe et al. 2012)
Nutzungsgrad Überschusswärme		20 %	(Knappe et al. 2012)
Durchschnittlicher Strombedarf Aufbereitung zu Biomethan	kWh/m ³ Rohgas	0,3	nach Vogt et al. (2008)
Anteil Biomethan von Abfällen aus der Biotonne und GPF		19,5 %	(Völler 2020)
Anteil Biomethan Küchen-/Kantinenabfall		14,1 %	(Völler 2020)
Durchschnittlicher Methanschluß Aufbereitung zu Biomethan ¹		2 %	nach Vogt et al. (2008)

1) Durchschnittlicher Wert, erfordert Abluftnachverbrennung zur Einhaltung des Grenzwertes der GasNZV (max. 0,2 %) für die eine vollständige Oxidation zu regenerativem CO₂ angenommen ist.

Die Kenndaten für die Störstoffe sind anhand dieser Zusammensetzung und den Standardwerten für Abfallfraktionen (Tabelle 24) berechnet. Die Emissionsfaktoren für die Kompostierung und Vergärung entsprechen den Medianwerten in (Cuhls et al. 2015). Diese Faktoren werden in der

nationalen Berichterstattung einheitlich für alle organischen Abfälle verwendet (vgl. UBA NIR (2019)) und deswegen auch für diese Studie einheitlich angesetzt³⁶. Dies erlaubt insgesamt ein konsistentes Vorgehen auch für die EU-Bilanzräume, da entsprechende Faktoren über die NIR-Berichte der EU-Mitgliedsländer verfügbar sind, die ausgewertet wurden. Unter Anwendung der Charakterisierungsfaktoren nach IPCC (2013) ergeben sich für die in Tabelle 19 aufgeführten Medianwerte für Methan- und N₂O-Emissionen folgende Rechenwerte für Deutschland:

- ▶ Kompostierung: 59 kg CO₂-Äq/Mg Input
- ▶ Vergärung: 96 kg CO₂-Äq/Mg Input

Für die Biogaserzeugung wurden Werte aus den Faustzahlen Biogas herangezogen, für Abfälle aus der Biotonne und Küchen-/Kantinenabfälle (Speisereste) die Werte aus der 3. Ausgabe (KTBL 2013), für GPF näherungsweise Werte für „Gras, frisch“ aus der 1. Ausgabe (KTBL 2007). Die Kenndaten und der daraus berechnete Biogas- bzw. Methanertrag pro Tonne Input zeigt Tabelle 20.

Tabelle 20: Kenndaten Biogaserzeugung

Parameter	Einheit	Abfälle aus der Biotonne	GPF	Küchen-/Kantinenabfälle
TS in % FS	% FS	40	18	16
oTS in % TS	% TS	50	91	87
Biogas	l/kg oTS	615	600	680
Methangehalt	Vol%	60	54	60
Biogasertrag, berechnet	m ³ /Mg Input	123	98	95
Methanertrag, berechnet	m ³ /Mg Input	74	53	57

4.2.8.2 Kompostprodukte und -anwendung

Die Komposterzeugung und -anwendung wurde entsprechend den Ergebnissen in Knappe et al. (2012) bewertet. Der Anteil Frischkompost aus der Kompostierung von Bioabfällen ist nach (Knappe et al. 2019) mit 39 % angesetzt. Grünabfallkompost ist analog Knappe et al. (2012) mit 100 % Fertigkompost angenommen. Auch für die Vergärung wurde generell von kompostierten Gärresten ausgegangen. Nach Knappe et al. (2012) werden pro Tonne Abfallinput für Gemische aus Bio- und Grünabfällen in die biologische Behandlung folgende Produktmengen erzeugt:

- ▶ Frischkompost: 0,421 kg/kg Input
- ▶ Fertigkompost: 0,442 kg/kg Input
- ▶ kompostierter Gärrest: 0,388 kg/kg Input

Für Küchenabfall wurden die Werte für Abfälle aus der Biotonne vereinfacht übernommen. Für die Kompostierung von Küchen-/Kantinenabfall dürfte dies näherungsweise zutreffend sein. Für die Vergärung von Speiseresten und überlagerten Lebensmittelabfällen sind keine entsprechenden Daten verfügbar. Hier ist allerdings davon auszugehen, dass die Gärreste i.d.R. nicht nachkompostiert werden, sondern direkt in der Landwirtschaft angewendet werden. Da aber emissionsseitig analog dem Vorgehen für die Nationale Berichterstattung (NIR DE 2019)

³⁶ Für Einzelfallbetrachtungen sollten die differenzierten Werte aus (Cuhls et al. 2015) verwendet werden.

einheitlich die Medianwerte nach (Cuhls et al. 2015) angesetzt sind, die die Vergärung von Küchenabfällen ohne Nachrotte schlechter stellen³⁷, wird umgekehrt auch die Kompostanwendung und die resultierenden Substitutionspotenziale wie bei Bioabfällen übernommen.

Für kompostierten Gärrest ist der in der Landwirtschaft genutzte Anteil wie in Knappe et al. (2012) mit 46 % angenommen. Nach IPCC (2006) sind für die Anwendung in der Landwirtschaft N₂O-N-Emissionen in Höhe von 1 % bezogen auf den ausgebrachten Stickstoff angelastet. Die Entlastungseffekte ergeben sich für die landwirtschaftliche Anwendung aus den Nährstoffgehalten und dem Humusreproduktionspotenzial nach Knappe et al. (2012). Für die Anwendung von kompostierten Gärresten im Gartenbau wird analog zu Aerobkomposten hälftig die Substitution von Torf und von Rindenhumus in Anrechnung gebracht.

4.2.9 Altholz

Für Altholz erfolgt die Bilanzierung für Siedlungsabfälle differenzierter nach den Angaben in Destatis (2019a). Für die überschlägige Betrachtung der Bilanzräume für P&G-Abfälle und B&A-Abfälle ist der Letztverbleib bilanziert. Die energetische und die stoffliche Verwertung sind für alle Bilanzräume einheitlich bilanziert.

Für Siedlungsabfälle ergibt die Auswertung nach Destatis (2019a) und Destatis (2019b) eine Erstbehandlung in Biomassekraftwerken (14 %), eine anteilige Behandlung einer kleineren Menge in der Grünabfallkompostierung (0,6 %) und ein größerer Teilstrom der zunächst in Sortieranlagen behandelt wird (85 %) (vgl. Kap. 5.1.9). Für die Bilanzierung wird der kompostierte Anteil vernachlässigt (Abschneidekriterium < 1 %).

Für die Behandlung in Altholzaufbereitungsanlagen wird ein Strombedarf von 20 kWh/Mg Input angesetzt. Der Output aus der Altholzaufbereitung ist nach den Ergebnissen in Flamme et al. (2018, Abbildung 10) bilanziert. Danach ergibt sich folgende Aufteilung für den Verbleib aus der Altholz-Aufbereitung:

- ▶ 75 % energetische Verwertung
- ▶ 23 % stoffliche Verwertung
- ▶ 2 % Beseitigung

Für die Art der Beseitigung liegen keine Informationen vor, dieser Teilstrom wird nicht weiter betrachtet. Für die stoffliche Verwertung werden die Emissionsfaktoren nach Prognos et al. (2008) für eine Spanplattenverwertung in feuchter Umgebung übernommen. Die entsprechenden spezifischen Emissionsfaktoren sind:

- ▶ Belastung: 366 kg CO₂-Äq/Mg Altholz
- ▶ Entlastung: 431 kg CO₂-Äq/Mg Altholz

Die energetische Verwertung in BMKW ist anhand der Nutzungsgrade in Tabelle 10 nach Flamme et al. (2018) bilanziert. Die Kenndaten – Heizwert und fossiler C-Gehalt – sind ebenfalls aus den Angaben in Flamme et al. (2018) übernommen:

- ▶ Heizwert: 16 MJ/kg
- ▶ fossiler C-Gehalt: 2,3 %

³⁷ Emissionen nur Vergärung (VA): 460 g CH₄/Mg Abfall, 9,7 g N₂O/Mg Abfall.

Die beschriebene Bilanzierung für die stoffliche (Recycling) und die energetische Verwertung von Altholz erfolgt in Ermangelung von länderspezifischen Daten analog auch für die EU-Bilanzräume.

5 Siedlungsabfälle

5.1 Abfallaufkommen und -verbleib

5.1.1 Einleitung

Gemäß der Abfallbilanz (Destatis 2019c) betrug das Aufkommen an Siedlungsabfällen in Deutschland 2017 insgesamt 51,79 Mio. Mg, davon 51,125 Mio. Mg nicht gefährliche Abfälle. Die Verwertungsquote betrug 98 %, die Recyclingquote 67 %³⁸.

Aus den Angaben der Tabelle 1.1, FS19, R1, berechnet sich der „Input insgesamt“ für die Abfallkapitel 1501 und 20 zu 52.642.500 Mg, davon 51.961.800 Mg nicht gefährliche Abfälle von denen 1.072.900 Mg aus dem Ausland angeliefert wurden. Die Differenz von 50.888.900 Mg nicht gefährliche, inländische Siedlungsabfälle bildet die Ausgangsbasis für die in dieser Studie zu betrachtenden Siedlungsabfälle zuzüglich von Exportmengen.

In Kapitel 5.1.2 - 5.1.7 sind eine erste Auswertung der verwendeten Rohdaten sowie für die weitere Modellierung verwendete Parameter dargestellt. Die weitere Aufbereitung und Zuordnung der Daten mit Hinblick auf die Bilanzierung erfolgen in Kapitel 5.1.9. Eine nachrichtliche Darstellung von Mengen zur Eigenkompostierung sowie die Beschreibung ausgewählter neuer, bisher nicht in der Bilanz berücksichtigter Behandlungsverfahren sind in Kapitel 5.1.10 bzw. 5.1.11 enthalten.

5.1.2 Aufkommen nach Destatis (2019b)

Das Aufkommen der Siedlungsabfälle wird zunächst aus Tabelle 1.1 der FS19, R1 Destatis (2019b) ermittelt. Dort sind alle gemeldeten, an Behandlungsanlagen angelieferten Abfälle aufgeführt. Je Abfallschlüssel werden aufgeführt:

- ▶ Die Zahl der Anlagen, die den jeweiligen Abfall angenommen haben
- ▶ Der gesamte Input in diese Anlagen, sowie jeweils der Anteil davon, der
 - aus dem eigenen Betrieb,
 - aus dem Inland bzw.
 - aus dem Ausland angeliefert wurde.

Der Fokus dieser Studie liegt auf allen inländischen Abfallmengen, inklusive derer aus dem eigenen Betrieb, berücksichtigt aber keine Mengen, die aus dem Ausland angeliefert werden. Die Exporte werden hinzugerechnet. Als Quelle für die Exporte nach Abfallart wird die Aufstellung des Umweltbundesamts zur grenzüberschreitenden Verbringung von zustimmungspflichtigen Abfällen herangezogen (UBA 2017). Exporte von nicht notifizierungspflichtigen Abfällen, die direkt, also ohne vorherige Behandlung in Deutschland, exportiert werden, werden nicht berücksichtigt, da sie weder von der grenzüberschreitenden Verbringung von Abfällen noch von der Abfallstatistik eindeutig erfasst werden. Daten, die hierzu vom Umweltbundesamt aus der Außenhandelsstatistik des Statistischen Bundesamtes berechnet werden (Umweltbundesamt 2021), betreffen zum großen Teil nicht Siedlungsabfälle. Außerdem kann nicht geklärt werden, ob die Abfälle vor oder nach einer Anlieferung an eine Erstbehandlungsanlage exportiert wurden. Im letzteren Fall würden die exportierten Mengen doppelt erfasst.

³⁸ Recyclingquote nach „altem“ Berechnungsverfahren.

Als Siedlungsabfälle werden gemäß Destatis-Definition alle Abfälle, die unter den EAV-Schlüsseln 20 und 15 01 aufgeführt werden, eingestuft. Insgesamt waren dies für 2017 unter EAV-Schlüssel 20 rund 40,5 Mio. Mg, davon 634.400 Mg aus dem Ausland, so dass die Ausgangsmenge für diese Studie bei rund 39,85 Mio. Mg liegt. Hinzu kommen rund 12,2 Mio. Mg unter EAV-Schlüssel 15 01 (Verpackungsabfälle), von denen 472.800 Mg aus dem Ausland angeliefert wurden, so dass ein Ausgangswert von rund 11,68 Mio. Mg verbleibt bzw. in Summe mit dem EAV-Schlüssel 20 rund 51,5 Mio. Mg für Siedlungsabfälle insgesamt.

Für diese Studie werden noch weitere Einschränkungen vorgenommen. Zum einen soll die Anschlussfähigkeit an die Vorgängerstudien gewährleistet sein, so dass Abfallströme, die bereits in den Vorgängerstudien ausgeschlossen wurden, auch für die vorliegende Studie ausgeschlossen sind. Zum anderen gilt es die Darstellbarkeit und Anschlussfähigkeit an die EU-Bilanzräume, die ebenfalls in dieser Studie betrachtet und auf Basis von Eurostat-Daten abgeleitet sind, zu wahren. Grundsätzlich ausgenommen wurden daher:

- ▶ Gefährliche Abfälle, also alle die im EAV-Schlüssel mit einem * als solche gekennzeichnet sind. Dies sind insgesamt 680.700 Mg für die EAV-Schlüssel 15 01 und 20, davon 34.300 Mg aus dem Ausland angelieferte, so dass sich die Ausgangsmenge um 646.400 Mg vermindert.
- ▶ Textilien in jeder Form (15 01 09, 20 01 10, 20 01 11). Insgesamt sind dies 247.300 Mg bzw. 235.700 Mg ohne die aus dem Ausland angelieferten Abfälle.
- ▶ Speiseöle und -fette (20 01 25), Farben, Druckfarben, Klebstoffe und Kunstharze mit Ausnahme derjenigen, die unter 20 01 27 fallen (20 01 28), Reinigungsmittel mit Ausnahme derjenigen, die unter 20 01 29 fallen (20 01 30), Arzneimittel mit Ausnahme derjenigen, die unter 20 01 31 fallen (20 01 32). Insgesamt sind dies 96.600 Mg bzw. 83.000 Mg ohne die aus dem Ausland angelieferten Abfälle.
- ▶ Batterien und Akkumulatoren mit Ausnahme derjenigen, die unter 20 01 33 fallen (20 01 34), gebrauchte elektrische und elektronische Geräte mit Ausnahme derjenigen, die unter 20 01 21, 20 01 23 und 20 01 35 fallen (20 01 36). Insgesamt sind dies 130.900 Mg bzw. 129.200 Mg ohne die aus dem Ausland angelieferten Abfälle.
- ▶ Boden und Steine (20 02 02), Straßenkehricht (20 03 03). Insgesamt sind dies 798.300 Mg bzw. 793.300 Mg ohne die aus dem Ausland angelieferten Abfälle.
- ▶ Sonstige Fraktionen (anderweitig nicht genannt), nicht differenzierbar (20 01 99 00), Siedlungsabfälle (anderweitig nicht genannt) (20 03 99), Fäkalschlamm (20 03 04) und Abfälle aus der Kanalreinigung (20 03 06). Insgesamt sind dies 175.500 Mg, aus dem Ausland wurden keine Mengen angeliefert.

Nach Abzug der Mengen der ausgenommenen Abfallarten verbleibt ein Gesamtaufkommen von 49,47 Mio. Mg Siedlungsabfälle.

5.1.3 Exportierte Mengen nach Destatis (2019b)

Die exportierten Mengen werden in der FS19, R1 nur nach Abfallkapiteln in Tabelle 20.1 berichtet. Danach wurden unter EAV-Schlüssel 15 insgesamt 49.000 Mg exportiert und unter EAV-Schlüssel 20 insgesamt 213.000 Mg.

Eine Aufgliederung nach Abfallarten findet sich für die grenzüberschreitende Verbringung von zustimmungspflichtigen Abfällen in UBA (2017). Die daraus resultierenden exportierten 38.536 Mg für EAV-Schlüssel 15 01 (verschiedene Verpackungsabfälle) und 179.928 Mg für EAV-Schlüssel 20 (gemischte Siedlungsabfälle und Bestandteile von Siedlungsabfällen) wurden

der in Kapitel 5.1.2 abgeleiteten Siedlungsabfallmenge zuaddiert, die sich dadurch zu rund 49,7 Mio. Mg ergibt.

5.1.4 Aufkommen nach Einzeltabellen aus FS19, R1 (Destatis 2019b)

Der Verbleib der Siedlungsabfälle in den einzelnen Behandlungswegen ist in Tabellen der FS19, R1 (Destatis 2019b) beschrieben. Ebenso wie bei dem Gesamtaufkommen wurden die aus dem Ausland angelieferten Abfälle nicht betrachtet, während Exporte hinzuaddiert wurden (s. Kap. 5.1.3).

Die Einzeltabellen zu den Abfallbehandlungsanlagen wurden für die in Kapitel 5.1.2 genannten Abfallarten ausgewertet. Nicht betrachtet wurden solche Abfallbehandlungsanlagen (z. B. Klärschlammkompostierungsanlagen oder Anlagen zur Zerlegung von Elektro- und Elektronikaltgeräten), die typischerweise Abfälle behandeln, die außerhalb des Betrachtungsrahmens dieser Studie liegen. Dies hat zur Folge, dass Abfallmengen, die eigentlich im Betrachtungsrahmen dieser Studie liegen und in diese Anlagen verbracht werden, im Weiteren nicht berücksichtigt werden können. In Summe beläuft sich die dadurch ausgenommene Abfallmenge auf 231.900 Mg.

Für viele Abfallarten ist die Summe der Abfälle differenziert nach Behandlungsanlagen geringer als das Gesamtaufkommen. Es wird angenommen, dass sich dieser Unterschied aus Datenschutzgründen ergibt, da Destatis nur Werte ausweist, wenn mehr als 3 Einzelanlagen im Datensatz enthalten sind. Insofern müssen die Differenzmengen in andere als die angegebenen Anlagen verbracht worden sein. Die Abweichung über alle Abfallarten beträgt insgesamt 1,352 Mio. Mg bzw. 2,7 %.

Für die drei größten Differenzmengen werden plausible Annahmen getroffen. Die Inputmenge an inländischen Abfällen aus Tabelle 1.1 der FS19 ergibt für Verpackungen aus Glas 2.060.900 Mg. Für den Mengenunterschied zur Summe der Abfälle differenziert nach Behandlungsanlagen in Höhe von 641.400 Mg bei Verpackungen aus Glas wird angenommen, dass die Glasabfälle über Umschlag-/Vorschaltanlagen zur Direktverbringung in Glashütten genutzt werden. Grundsätzlich kann diese Menge dem Verbleib in Sortieranlagen zugeordnet werden und wird dort zuaddiert. Für den Hausmüll und hausmüllähnliche Gewerbeabfälle (20 03 01 01) beträgt die Differenz 252.700 Mg (bei einer Inputmenge an inländischen Abfällen aus Tabelle 1.1 der FS19 von 8.465.400 Mg). Diese Differenzmenge ist ebenfalls nicht bei den ausgenommenen Behandlungsanlagen (s.o.) enthalten. Angenommen wird, dass sie in der Statistik als Input für die Feuerungsanlagen berichtet werden (dort kein Zahleneintrag). Daher werden sie im Weiteren dort hinzuaddiert. Für die zusätzlichen 144.700 Mg an Abfällen aus der Biotonne wird angenommen, dass sie in der Statistik unter Klärschlammkompostierung und sonstiger biologischen Behandlung berichtet wurden. Diese Anlagen werden jedoch nicht weiter betrachtet (s.o.).

Die weitere Aufschlüsselung der Mengen, die in Abfallverbrennungsanlagen, Feuerungsanlagen und biologische Behandlungsanlagen gehen, ist anhand der von Destatis zugekauften Extratabellen möglich (Destatis 2019b), und ist im nachfolgenden Kapitel beschrieben.

5.1.5 Auswertung der Sondertabellen (Destatis 2019b)

Die zusätzlich erworbenen Sondertabellen (Destatis 2019b) differenzieren den Input für Anlagenarten, der in FS19, R1 nur zusammengefasst ausgewiesen ist. Allerdings beinhalten die Inputmengen in den Extratabellen die aus dem Ausland angelieferten Mengen, die im Rahmen dieser Studie nicht betrachtet werden. Im Einzelnen erfolgt eine fallweise Entscheidung, ob Mengen der Extratabellen oder der Tabellen aus FS19, R1 verwendet werden (s. Anhang A.1).

5.1.5.1 Thermische Abfallbehandlungsanlagen

Der Input in thermische Abfallbehandlungsanlagen wird in der FS19, R1 in Tabelle 3.1 berichtet. Die Inputmenge der in dieser Studie betrachteten Abfallarten beläuft sich auf 13.175.100 Mg. In Kap. 5.1.4 sind 159.576 Mg exportierte Abfälle zu dieser Menge zuaddiert (=Summe 13.334.676 Mg) (s. Kap. 5.1.3).

In der Sondertabelle für thermische Abfallbehandlungsanlagen von Destatis werden die betrachteten Abfallarten der EAV 15 01 und 20 als Input ausschließlich unter den Abfallverbrennungsanlagen und Sonderabfallverbrennungsanlagen berichtet. Die Summe der in dieser Studie betrachteten Abfallarten beträgt 13.628.800 Mg für den Input in Abfallverbrennungsanlagen und 2.000 Mg für den Input in Sonderabfallverbrennungsanlagen. Insgesamt liegt diese Menge um rund 0,5 Mio. Mg über den o. g. 13.175.100 Mg. Da die Menge der Abfälle zu Abfallverbrennungsanlagen 99,99 % beträgt, werden nicht die Mengen der Extratable (inkl. Mengen aus dem Ausland) verwendet, sondern es werden die aus der Tabelle 3.1 der FS19, R1 abgeleiteten Mengen beibehalten und zu 100 % Abfallverbrennungsanlagen (Müllverbrennungsanlagen, MVA) zugeordnet.

5.1.5.2 Feuerungsanlagen

Der Input in Feuerungsanlagen wird in der FS19, R1 in Tabelle 4.1 berichtet. Die Inputmenge an in dieser Studie betrachteten Abfallarten beläuft sich auf 645.000 Mg.

In der Sondertabelle für Feuerungsanlagen beläuft sich der Input der betrachteten Abfallarten der EAV 15 01 und 20 auf 158.900 Mg für Ersatzbrennstoffkraftwerke, 254.700 Mg für Biomassekraftwerke, 12.900 Mg für Heizwerke und 9.600 Mg für die Mitverbrennung. Die Gesamtmenge liegt um rund 209.000 Mg niedriger als die o. g. Menge aus der Tabelle 4.1 der FS19, R1. Aus diesem Grund werden auch hier nicht die Mengen der Extratable verwendet, sondern die o. g. aus der Tabelle 4.1 der FS19, R1 abgeleitete Inputmenge. Diese wird vereinfacht nur auf EBS-KW und BMKW aufgeteilt (95 % der Gesamtmenge der Sondertabelle). Die Aufteilung erfolgt nach Abfallarten. Die Mengen an Verpackungen aus Holz (15 01 03), Holz (20 01 38) und biologisch abbaubare Abfälle (20 02 01) werden dem BMKW zugeordnet und die restlichen Mengen vereinfacht EBS-KW.

5.1.5.3 Biologische Behandlungsanlagen

Der Input in biologische Behandlungsanlagen wird in der FS19, R1 in Tabelle 7.1 berichtet. Die Inputmenge an betrachteten Abfallarten beläuft sich auf 9.992.100 Mg.

In der Extratable für biologische Behandlungsanlagen (Destatis 2019c) beläuft sich der Input der betrachteten Abfallarten der EAV 15 01 und 20 auf 3.376.000 Mg für Bioabfallkompostierungsanlagen, 3.365.700 Mg für Grünabfallkompostierungsanlagen, 1.681.500 Mg für Biogas- und Vergärungsanlagen und 1.296.400 Mg für kombinierte Kompostierungs- und Vergärungsanlagen. Mengen, die an Klärschlammkompostierungsanlagen und sonstige biologische Behandlungsanlagen angeliefert wurden (biologisch abbaubare Abfälle, EAV 20 02 01), sind ausgenommen (s. Kap. 5.1.4). In Summe ergibt sich damit eine Abfallmenge von 9.719.600 Mg. Da zum einen die in Tabelle 7.1 der FS19, R1 aus dem Ausland angelieferten Mengen mit 11.700 Mg anteilig gering sind und zum anderen die Differenz zur Menge an inländischen Abfällen weitgehend über die nicht betrachteten Mengen zu Klärschlammkompostierungsanlagen und sonstigen biologischen Behandlungsanlagen abgedeckt ist, werden in diesem Fall die Werte aus der Extratable übernommen.

5.1.6 Verpackungsabfälle

Verpackungsabfallmengen werden in der FS19, R1 von Destatis unter dem EAV 15 01 nach Abfallarten berichtet (Destatis 2019a). Dies erfolgt zum einen in Tabelle 1.1 für den gesamten Input zu Behandlungsanlagen und in den weiteren Tabellen für die einzelnen Anlagenarten. Zum anderen werden in den Tabellen 21 und 22 der FS19, R1 die Ergebnisse einer gesonderten Erhebung der statistischen Landesämter bei den Dualen Systemen und Branchenlösungen aufgeführt über das Einsammeln von:

- ▶ Verkaufsverpackungen beim privaten Endverbraucher (Input in Tab. 22.1) und
- ▶ Transport- und Umverpackungen bei gewerblichen und industriellen Endverbrauchern (Input in Tab 21.1)

Eine andere Quelle für Verpackungsabfälle in Deutschland bildet die Erhebung „Aufkommen und Verwertung von Verpackungsabfällen in Deutschland“, die jährlich im Auftrag des Umweltbundesamtes (UBA) von der Gesellschaft für Verpackungsmarktforschung (GVM) durchgeführt wird. Für das Jahr 2017 werden in der Erhebung von GVM (2019) fast durchweg höhere Verpackungsmengen berichtet als nach FS19, R1 (Destatis 2019a). Die Differenz beträgt in der Summe fast 5 Mio. Mg und macht sich insbesondere bei Verpackungen aus PPK, gefolgt von Holz-, Kunststoff- und Weißblechverpackungen bemerkbar. Die Unterschiede bei den Verkaufsverpackungen sind mit 0,42 Mio. Mg. relativ gering, während die großen Unterschiede auf die Daten bei Transport- und Umverpackungen aus dem Gewerbebereich zurückzuführen sind (GVM 2019). Eine Gegenüberstellung der Daten sowie Erläuterungen zu Abweichungen findet sich im Anhang A.3.

Es ist nicht ohne weiteres möglich die beiden Datenquellen (Destatis (2019b) und GVM (2019)) miteinander zu verbinden, da sie auf unterschiedlichen Definitionsgrenzen beruhen. PPK-Verpackungsabfälle können beispielsweise auch unter den EAV-Schlüsseln für Siedlungsabfälle (EAV 20 01) getrennt erfasst berichtet werden bedingt durch eine andere Zuordnung zwischen Druckerzeugnissen und Verpackungen aus der getrennten Erfassung über die Blaue Tonne. Da die Darstellung in Tabellen 21 und 22 nach Destatis (2019b) auf einer gesonderten Erhebung aufbaut und nicht nach EAV 15 01 und 20 01 differenziert, können diese Anteile nicht aufgeschlüsselt werden. Eine einfache Substitution der unter EAV 15 01 berichteten Verpackungsmengen durch die höheren Mengen nach GVM (2019) kann demnach zu einer Doppelzählungen führen, wobei der Effekt dieser Mehrfachzählung nicht quantifizierbar ist. Aus Konsistenzgründen werden daher für diese Studie auch für Verpackungsabfälle die von Destatis (2019b) berichteten Mengen verwendet, wie sie anhand der Inputmengen zur Behandlung in Kapitel 5.1.4 und 5.1.5 dargestellt sind. Neben dem Aufkommen kann dadurch auch der Verbleib in konsistenter Weise für die Bilanz ausgewertet werden (s. Kapitel 5.1.9). Im Vergleich mit Angaben des Verbands Deutscher Papierfabriken (vgl. VDP 2019) wird für PPK eine deutliche Unterschätzung des Aufkommens nach Destatis (2019b) deutlich. Diese Mengen werden daher über eine Zuschätzung bilanziell mitberücksichtigt. Gemäß (ARGUS et al. 2019) sind diese Unterschiede auf Altpapierströme zurückzuführen, die direkt in die Verwertung gebracht werden und deshalb nicht in Behandlungsanlagen erfasst werden. Es wird davon ausgegangen, dass dies hauptsächlich PPK-Mengen aus dem Gewerbe betrifft (ARGUS et al. 2019). Die Berücksichtigung dieser zusätzlichen Mengen erfolgt daher im Rahmen der Bilanzierung der Produktions- und Gewerbeabfälle (s. Kapitel 7). Für andere Abfallfraktionen sind keine quantitativen Hinweise ähnlicher Art verfügbar, so dass hier keine Schätzungen bzw. Änderung vorgenommen werden.

5.1.7 Output Behandlungsanlagen

In diesem Kapitel wird der Output aus Behandlungsanlagen analysiert und wesentliche Schlussfolgerungen abgeleitet. Hierzu wurden die zusätzlich erworbenen Sondertabellen von Destatis (2019c) ausgewertet sowie weitere Datenquellen, die nachfolgend im Einzelnen beschrieben sind.

5.1.7.1 Thermische Abfallbehandlung

In diesem Kapitel werden Output-Daten aus MVA und EBS-KW analysiert. Zum einen liegen entsprechende Daten aus den Destatis Sondertabellen vor (Destatis 2019c), (s. Anhang A.1), zum anderen gibt es eine gemeinsame Veröffentlichung zur „Aufbereitung von HMV-Schlacken“ von der Interessengemeinschaft der Aufbereiter für Müllverbrennungsschlacken (IGAM) und der Interessengemeinschaft der Thermischen Abfallbehandlungsanlagen in Deutschland e. V. (ITAD / IGAM 2019).

Aus den Sondertabellen von Destatis werden zunächst die Daten für den jeweiligen Gesamtoutput der Abfallverbrennungsanlagen (MVA) und der EBS-KW in Relation zum entsprechenden Gesamtinput gestellt. Ziel ist es, die Verteilung der Reststoffe zu ermitteln, um diese ggf. für die in dieser Studie betrachteten Mengen ansetzen zu können. Für die korrekten Relationen ist dazu der Gesamtinput und Gesamtoutput maßgeblich, auch wenn hierbei alle Abfallarten umfasst sind und nicht nur die in dieser Studie im Bilanzraum Siedlungsabfälle betrachtet. Es wird vereinfachend unterstellt, dass die in den Anlagen zusätzlich behandelten Abfälle aus dem Gewerbe zu den gleichen Mengen an Aschen, Flugstäuben, Rauchgasreinigungsrückständen (RGR-R) führen und die gleichen Metallausbeuten in der Aschenaufbereitung ermöglichen, wie die behandelten Siedlungsabfälle. Die Destatis Sondertabellen (Destatis 2019c) ergeben für die MVA einen Input von 21,6 Mio. Mg und einen Output von 6,5 Mio. Mg sowie für die EBS-KW einen Input von 4,7 Mio. Mg und einen Output von 1,3 Mio. Mg (Gesamtsumme MVA + EBS-KW: Gesamtinput 26,3 Mio. Mg und einen Gesamtoutput von 7,8 Mio. Mg).

Bei den Outputdaten ist die abschließende Aufbereitung der Rost- und Kesselaschen nur dann berücksichtigt, wenn diese direkt in der Anlage erfolgte. Die weitergehende Aufbereitung, in der insbesondere die weitere Abtrennung von Metallen einen nicht zu vernachlässigenden Faktor für die THG-Bilanz darstellt, kann aus den Destatis-Daten nicht eindeutig abgeleitet werden.

Demgegenüber bietet die Veröffentlichung von ITAD / IGAM (2019) ein umfassenderes Bild.

IGAM und ITAD geben keine Gesamtinputmenge an, zu der die Schlacken- und Metallmengen in Bezug gesetzt werden können. Die von Destatis angegebene Outputmenge von 6.258.000 Mg für Rost- und Kesselaschen verglichen zu der Frischschlacke nach ITAD / IGAM (2019) von 5.670.727 Mg, zeigt eine Differenz von 587.273 Mg. Bezieht man die IGAM/ITAD Menge auf den Gesamtinput von 26,3 Mio. Mg aus Destatis, läge der Anteil der Aschenmengen am Gesamtinput bei 21,6 %. ITAD gibt in ihrem Jahresbericht für 2018 an, dass 2017 in 78 thermischen Abfallbehandlungsanlagen (TABs), die Mitglieder der ITAD sind, 23,6 Mio. Mg Abfall behandelt wurde (ITAD (2019)). Gemäß Dehoust / Alwast (2019) und Flamme et al. (2018) sind in Deutschland derzeit 66 MVAs und 32 EBS-KW, also insgesamt 98 Anlagen zur thermischen Abfallbehandlung in Betrieb, während die Erhebung von Destatis (2019b) 84 Abfallverbrennungsanlagen und 33 EBS-KW umfasst.

Im Vergleich mit den Werten aus Destatis (2019c) zeigen sich bei IGAM/ITAD markant höhere Metallausbeuten. Dies deutet darauf hin, dass Schlacken überwiegend in externen Anlagen zur Metallrückgewinnung aufbereitet werden. Da dadurch die Destatis-Werte nur einen kleineren

Teil des Outputs repräsentieren, werden für diese Studie die Daten nach IGAM/ITAD für den Output aus MVAs und EBS-KW verwendet.

Für die Bilanz gehen wir davon aus, dass die unverbrannten Fraktionen in die Anlagen zurückgeführt werden. Die Verteilung zwischen Fe- und NE-Metallfraktionen aus der Aufbereitung, inklusive der anhaftenden Aschepartikel liegt bei 72,3 % Eisen zu 27,7 % NE-Metallen. Da die Metallausbeute bei Eisen mit 92 % deutlich höher ist, als die von rund 66 % bei NE-Metallen, erhöht sich der Anteil des Eisens bei der Verteilung der reinen Metallfraktionen auf 78,6 %. Bei den vor der Aufbereitung der Aschen abgetrennten Metallteilen handelt es sich in der Regel um größere Bestandteile, was die mit 95 % hohe Metallausbeute aus der abgetrennten Fraktion erklärt. Eine Verteilung nach Fe- und NE-Anteilen ist nicht angegeben. Vereinfacht gehen wir von der gleichen Verteilung zwischen Fe- und NE-Metallen aus, wie sie sich bei der aufbereiteten Schlacke für die Aufbereitungsfractionen und die „reinen“ Metallfraktionen ergeben. Die resultierenden Rechenwerte für Metalle aus Verbrennungsrückständen zeigt Tabelle 21.

Für Deutschland, aber auch insgesamt für die EU-Mitgliedsländer, kann davon ausgegangen werden, dass grundsätzlich eine Aufbereitung der Schlacke erfolgt. Im BREF (Neuwahl et al. (2019), Kap. 3.4.3) ist für alle Anlagen eine Schlackeaufbereitung und Abscheidung von Fe-Metallen und bei den meisten auch von NE-Metallen angegeben. Die anfallende Schlackemenge ist darin nicht benannt. Nach Informationen für einzelne Anlagen in Deutschland fallen bezogen auf die verbrannte Abfallmenge etwa 20-30 % aufbereitete Schlacke an. In CEWEP (2019) ist die Menge an Schlacke bezogen auf den verbrannten Abfall mit rund 20 % angegeben. Für die Berechnung wurde von 20 % aufbereiteter Schlacke ausgegangen und basierend darauf der Anfall von Frischschlacke rückgerechnet (d. h. zzgl. abgetrennter Metalle).

Tabelle 21: Rechenwerte für Metalle aus Verbrennungsrückständen

Fraktion	Einheit	Wert
Anteil Schlackeaufbereitung	% Schlackeanfall	100 %
Frischschlacke	% verbrannte Abfallmenge	22 %
Fe-Metalle aus Schlacke	% Schlacke	7,14 %
davon reine Fe-Metalle	% Fe-Metallfraktion	93 %
NE-Metalle aus Schlacke	% Schlacke	2,73 %
davon reine NE-Metalle	% NE-Metallfraktion	66 %

Quellen: (BREF et al. 2019), CEWEP (2019), (ITAD / IGAM 2019)

5.1.7.2 Mechanisch biologische Abfallbehandlung

Der Input in Mechanisch (-biologische) Abfallbehandlungsanlagen wird in der FS19, R1 in Tabelle 8.1 berichtet. Danach wurden 2017 insgesamt 52 Mechanisch (-biologische) Abfallbehandlungsanlagen mit insgesamt 3,79 Mio. Mg Abfällen - aus dem Inland und den im eigenen Betrieb erzeugten – und mit 29.500 Mg aus dem Ausland beliefert. Davon waren insgesamt 2,92 Mio. Mg Siedlungsabfälle (EAV 20) und 56.900 Mg Verpackungsabfall u. ä. (EAV 15). Zusätzlich wurden 652.600 Mg Abfälle aus Abfallbehandlungsanlagen angeliefert, die restlichen 160.800 Mg stammen aus Industrie und Gewerbe und zu sehr geringen Anteilen aus der Landwirtschaft.

Für die Bilanzierung sind daraus ausschließlich die ausgewählten Abfallarten und -mengen relevant, die sich in Summe auf 2.911.500 Mg belaufen. Hinzu kommen die zugeordneten Exportmengen (s. Kap 5.1.3), woraus sich eine Inputmenge in Höhe von 2.970.400 Mg ergibt. Eine Verteilung nach MBA-Typen lässt sich über die Destatis-Daten nicht bestimmen.

Für die Bilanzierung wird die aus Destatis (2019b) abgeleitete Inputmenge in MBAs beibehalten, für die Verteilung auf MBA-Typen und den Output aus den Anlagen werden Informationen nach Ketelsen / Becker (2019) und Ketelsen (2020) verwendet, die eine bessere Detailgenauigkeit erlauben³⁹. Beide Quellen geben Daten zur Anzahl und Kapazität (und Durchsatz) nach verschiedenen Anlagentypen an. In Summe werden in beiden Quellen eine Anzahl von 36 MBA-Anlagen erfasst, wenn bei Ketelsen / Becker (2019) sieben bereits zu rein mechanischen Anlagen umgebaute Anlagen und drei Anlagen, die im biologischen Teil der Anlagen nur noch Biomüll behandeln, nicht berücksichtigt werden. Nach Ketelsen (2020) hatten die 36 MB-Anlagen im Jahr 2017 einen Durchsatz von 3,733 Mio. Mg und eine Kapazität von 4,796 Mio. Mg.

Es ergibt sich folgender Verteilsplit nach MBA-Typen:

- ▶ 32 % Behandlung in MBA Rotte (aerobe MBA)
- ▶ 25 % Behandlung in MBA Vergärung (anaerobe MBA)
- ▶ 31 % Behandlung in MBS
- ▶ 12 % Behandlung in MPS

Die Verteilung des Outputs und dessen Verbleibs nach Ketelsen (2020) für die verschiedenen MBA-Typen ist in Tabelle 22 dargestellt. Bei der energetischen Verwertung werden die Mengen zur „weiteren Aufbereitung“ in der THG-Bilanzierung der Mitverbrennung im Zementwerk zugeschlagen. Die sehr geringen Mengen „Sonstige“ unter stofflicher Verwertung werden in der Bilanz vereinfachend vernachlässigt. Die Deponiefraction aus MPS und MBS ist üblicherweise Inertmaterial. Bei MBA Rotte und MBA Vergärung wird ein Inertanteil in ähnlicher Größenordnung angenommen, die restliche Menge wird in der THG-Bilanz als MBA-Rest bilanziert (weitgehend stabilisiertes Material mit geringer Restmethanbildungsrate). Für den „Sonstigen Verbleib“ wird nach Angaben von (Ketelsen 2019) („überwiegend MVA“) eine energetische Verwertung in MVA bilanziert.

Tabelle 22: Abschätzung Verbleib 2017 nach MBA-Typen

Angaben in %	MBA Rotte	MBA Vergärung	MPS	MBS
EV – energetische Verwertung	46,9 %	50,4 %	66,8 %	64,8 %
EBS-KW	31,6 %	25,6 %	4,8 %	40,7 %
Zementwerk	4,4 %	0,7 %	19,8 %	12,1 %
Kohle-KW	1,8 %	2,0 %	40,7 %	10,9 %
Biomasse-KW	1,1 %	1,0 %	0	0,4 %
MVA	7,7 %	19,6 %	1,4 %	0,4 %
Weitere Aufbereitung	0,3 %	1,4 %	0,2 %	0,3 %

³⁹ Zwischenbericht und Mittelung aus dem zum Projektbearbeitungsstand laufenden UBA-Vorhaben zur Weiterentwicklung von MBAs.

Angaben in %	MBA Rotte	MBA Vergärung	MPS	MBS
SV – stoffliche Verwertung (Metalle)	2,3 %	2,3 %	5,0 %	3,6 %
Fe-Metalle ⁴⁰	2,1 %	2,2 %	4,0 %	3,2 %
NE-Metalle ⁴¹	0,2 %	0,1 %	1,0 %	0,5 %
Sonstige	0,025 %	0	0	0,006 %
Biogas	0,003 %	5,0 %	0	0
Deponie	30,6 %	23,6 %	5,2 %	4,3 %
Sonstiger Verbleib	1,5 %	0,8 %	0	0
Rotteverlust	18,7 %	17,8 %	23,0 %	27,3 %

Quelle: Ketelsen (2020), Werte aktualisiert nach (Ketelsen 19.11.2021)

5.1.8 Weitere Behandlungsanlagen

In Destatis (2019b) wird zudem der Input von Abfällen in Schredderanlagen und Schrottscheren, in Sortieranlagen sowie sonstige Behandlungsanlagen ausgewiesen. Diese werden für die vorliegende Bilanz in Abhängigkeit der zur Erstbehandlung berichteten Abfallarten (EAV-Schlüssel) zusammengefasst:

- „Mischabfallsortieranlagen“ für gemischte Siedlungsabfälle
- „Wertstoffsortieranlagen“ für getrennt erfasste trockene Wertstoffe.

Die Abfallstatistik bietet keine Möglichkeit den Output dieser Anlagen abzubilden. Die Bilanzierung der Stoffströme beruht auf Fachwissen, Veröffentlichungen und Annahmen (s. Kap. 4.2.6 und 4.2.7).

5.1.9 Aufkommen und Verbleib für die Bilanzierung

Die zusammenfassenden Ergebnisse, die in den vorherigen Abschnitten hergeleitet und erläutert wurden, sind in der nachfolgenden Abbildung 5 dargestellt. Dabei wurden die 641.400 Mg Glasabfälle, deren Verbleib nicht explizit in Destatis (2019b) dokumentiert ist, den „Verpackungen aus Glas“ (EAV 15 01 07) zugeordnet (s. Kap. 5.1.4). Für Hausmüll und hausmüllähnliche Gewerbeabfälle (EAV 20 03 01 01) wurde die Input-Output-Differenz in Höhe von 252.700 Mg zu EBS-KW zugewiesen (s. Kap. 5.1.4, in Abbildung 5, hellgelb). In Abbildung 5 noch nicht enthalten ist die Aufgliederung der Inputmenge in MBA nach MBA-Typen (s. Kap. 5.1.7.2).

⁴⁰ Inkl. Fremdstoffe

⁴¹ Inkl. Fremdstoffe

Abbildung 5: Auswertung Destatis-Daten (in 1.000 Mg)

EAV	Abfallart	aus Tab 1.1 Input insgesamt (inkl. Exportmengen)	aus Tab 2.1 Input Deponie	aus Tab 3.1 Input Abfallverbrennung - MVA	aus Tab 4.1 Input Feuerungsanlagen - EBS-KW	aus Tab 4.1 Input Feuerungsanlagen - BMKW	aus Tab 7.1. Input biol.Beh. - Bioabfallkomp.	aus Tab 7.1. Input biol.Beh. - Grünabfallkomp.	aus Tab 7.1. Input biol.Beh. - BGA	aus Tab 7.1. Input biol.Beh. - BGA (Kaskade)	aus Tab 8.1 - Input M(B)As	aus Tab 10.1 Input Schredderanlagen und Schrottscheren	Input Sortieranlagen	aus Tab 13.1 Input Sonstige Behandlungsanlagen
150101	Verpackungen aus Papier und Pappe	3.238,9		1,0	5,4							102,4	2.774,6	355,5
150102	Verpackungen aus Kunststoff	1.056,4		2,9	4,9						4,6	91,9	427,4	524,7
150103	Verpackungen aus Holz	722,6		0,4		95,8					35,3	351,6	144,0	95,5
150104	Verpackungen aus Metall	34,8		0,1								16,6	10,6	7,5
150105	Verbundverpackungen	39,0		5,1							0,2	2,4	12,8	18,5
15010600	gemischte Verpackungen nicht differenzierbar	2.266,8		469,4	35,1						55,2	26,4	1.322,2	358,5
15010601	Leichtverpackungen (LVP)	1.952,8											1.952,8	
15010602	gemischte Wertstoffe zusammen mit Leichtverpackungen	290,2											290,2	
150107	Verpackungen aus Glas	2.060,9	0,3	1,1	0,0								1.622,0	437,5
200101	Papier und Pappe	4.562,3		4,8	0,2						0,1	494,5	4.001,5	61,2
200102	Glas	515,4	2,4										417,7	95,3
200108	biologisch abbaubare Küchen- und Kantinenabfälle	993,8		7,3			53,7	1,5	505,7	51,3	4,2			370,1
200138	Holz mit Ausnahme desjenigen, das unter 200137 fällt	679,2		0,4		100,6		8,4				413,5	96,7	59,6
200139	Kunststoffe	102,9		5,5	3,1						1,6	24,7	40,3	27,7
200140	Metalle	337,3		0,3								303,1	22,1	11,8
20019901	gemischte Wertstoffe ohne Leichtverpackungen	45,9											45,9	
200201	biologisch abbaubare Abfälle	5.712,2		7,3		75,6	934,9	3.245,6	223,3	216,3	23,4	290,3	481,5	214,0
200203	andere nicht biologisch abbaubare Abfälle	16,1		14,4							0,1		1,3	0,3
20030100	gemischte Siedlungsabfälle nicht differenzierbar	7.091,1	5,1	4.663,2	180,5		99,6			66,4	491,2	40,8	927,3	617,1
20030101	Hausmüll, hausmüllähnliche Gewerbeabfälle gemeinsam	8.465,4		6.157,8	252,7						2.012,4		42,5	0,0
20030102	hausmüllähnliche Gewerbeabfälle, getrennt vom Hausmüll	2.044,1		1.087,8	115,4						131,3	10,6	678,3	20,7
20030104	Abfälle aus der Biotonne	4.321,4					2.277,7	108,3	909,0	958,2			68,2	0,0
200302	Marktabfälle	85,8		9,5			10,1	1,9	43,5	4,2	3,4		0,8	12,4
200307	Sperrmüll	2.597,1		896,4	28,4						207,4	145,7	1.037,5	281,7
	Summe	49.232,5	7,8	13.334,7	625,7	272,0	3.376,0	3.365,7	1.681,5	1.296,4	2.970,4	2.314,5	16.418,2	3.569,6

Das gesamt betrachtete Siedlungsabfallaufkommen ergibt sich zu 49.232.464 Mg. Die Farbmarkierungen in Abbildung 5 beziehen sich u. a. auf weitere Zuordnungsschritte für die Ableitung einer Basistabelle zum Aufkommen und Verbleib für die Bilanzierung.

Für die betrachteten Abfallarten werden folgende Zuordnungen vorgenommen:

- ▶ Die verschiedenen Restmüllfraktionen (20 03 01 00, 20 03 01 01, 20 03 01 02) werden unter dem Begriff „Restmüll“ zusammengefasst.
- ▶ Die Mengen an getrennt erfassten Abfallarten (organische oder trockene Wertstoffe) sowie Sperrmüll, die in Restmüllbehandlungsanlagen (MVA, MBA, EBS-KW) verbracht werden, werden ebenfalls unter "Restmüll" zusammengefasst (hellblau in Abbildung 5).
- ▶ In Summe sind das 1.503.000 Mg bei MVA und EBS-KW und 335.533 Mg bei MBAs, die v. a. durch die Sperrmüllmenge und gemischte, nicht differenzierbare Verpackungen bestimmt sind. Sperrmüll kann für die EU-Bilanzräume nicht getrennt dargestellt werden und war auch in den Vorgängerstudien unter „Restmüll“ subsummiert.
- ▶ Umgekehrt werden Restmüllfraktionen (in diesem Fall 20 03 01 00, grün in Abbildung 5), die in biologische Behandlungsanlagen gehen, den Abfällen aus der Biotonne zugeordnet (20 03 01 04). Diese Vereinfachung betrifft 99.600 Mg Abfälle, die in die Kompostierung von Abfällen aus der Biotonne gehen und weitere 66.400 Mg, die in kombinierten Kompostierungs- und Vergärungsanlagen behandelt werden. Begründen lässt sich diese Vereinfachung, da es sich um geringe Mengen handelt und eventuell in Abfallberichten ein Zuordnungsversehen dieser Abfälle zu den nicht differenzierbaren gemischten Siedlungsabfällen erfolgte.
- ▶ Die beiden Abfallarten "andere nicht biologische abbaubare Abfälle" (20 02 03) und "Marktabfälle" (20 03 02) sind ebenfalls für die EU nicht darstellbar und waren in Vorgängerstudien nicht berücksichtigt. Sie werden nach der Behandlungsart zugeordnet: biologische Behandlungen führen zu einer Hinzuzählung zu Abfällen aus der Biotonne (betrifft nur Marktabfälle). Verbleibe in Restmüllbehandlungsanlagen werden dem „Restmüll“ zugewiesen (hellblau in Abbildung 5).
- ▶ Die Behandlung von Abfällen in Sortier-, Schredder- und sonstigen Behandlungsanlagen wird wie folgt zusammengefasst:

Die Summe der getrennt erfassten trockenen Wertstoffe gelangt in „Wertstoffsortieranlagen“ (rd. 17 Mio. Mg, beige in Abbildung 5). Der Output wird abfallartenspezifisch nach Erfahrungswerten in der THG-Bilanz abgebildet. Für die Sortierung von Verbundverpackungen, gemischten Leichtverpackungen und stoffgleichen Nicht-Verpackungen (EAV 15 01 05, 15 01 06 & 20 01 99 01) wird dabei eine Aufteilung auf Wertstofffraktionen nach (Dehoust et al. 2016a) angesetzt (s. Kapitel 5.1.8).

 - Die Mengen an „gemischten Siedlungsabfällen“ (20 03 01), „Marktabfällen“ (20 03 02), „anderen nicht biologisch abbaubaren Abfällen“ (20 02 03) und „Sperrmüll“ (20 03 07) werden als Input einer „Mischabfallsortieranlage“ aufsummiert (rd. 3,9 Mio. Mg, blaugrau in Abbildung 5. Es kann sich um eine Mechanische Aufbereitung (MA), Gewerbeabfallsortieranlage oder Sperrmüllsortieranlage handeln, die alle i.d.R. v. a. EBS als Hauptprodukt aussortieren. Die Bilanzierung dieser Mischfraktion ist in Kapitel 4.2.6 beschrieben.

- Für Küchenabfälle (EAV 20 01 08), die in sonstige Behandlungsanlagen gehen (370.100 Mg) wird angenommen, dass es sich dabei um Vorschalt- oder Umschlaganlagen handelt. Für den weiteren Verbleib wird die Menge den Biogas- und Vergärungsanlagen zugeordnet.
- Für „biologisch abbaubare Abfälle“ (20 02 01), bei denen Mengen zu allen drei Sortieranlagentypen ausgewiesen sind, wird die Annahme getroffen, dass es sich dabei um Vorschaltanlagen handelt, die diese Garten-, Park- und Grünabfälle (GPF) in holzige, vergärbare und kompostierbare Bestandteile auftrennt. Für die Stoffstromtrennung der insgesamt 985.800 Mg „biologisch abbaubare Abfälle“ wird nach Erfahrungswerten eine Aufteilung in 25 % holzige Abfälle, 25 % vergärbare und 50 % kompostierbare angesetzt. Die holzigen Abfälle werden in Biomasse-HKW, die vergärbaren in die Vergärung und die kompostierbaren der Grünabfallkompostierung zugeordnet.

Die resultierende Basistabelle für das Aufkommen und den Verbleib der Siedlungsabfälle für die THG-Bilanz zeigt Tabelle 23.

Tabelle 23: Basistabelle: Aufkommen und Verbleib für die Bilanz Deutschland (in 1.000 Mg)

EAV-Schlüssel	Abfallart	Aufkommen	Input Deponie	Input MVA	Input EBS-KW	Input BMKW	Input Kompostierung Abf. aus Biotonne	Input Grünabfallkompostierung	Input Vergärungsanlage	Input kombinierte Komp./Verg. Anlage	Input MBA Rotte	Input MBA Vergärung	Input MBS	Input MPS	Input "Wertstoffsortieranlage"	Input "Mischabfallsortieranlage"
	Restmüll	20.821	5	13.335	626						947	745	921	357		3.885
150101	Verpackungen aus Papier und Pappe	3.233													3.233	
150102	Verpackungen aus Kunststoff	1.044													1.044	
150103	Verpackungen aus Holz	687				96									591	
150104	Verpackungen aus Metall	35													35	
150105, 15010600, 15010601, 15010602, 20019901	LVP & StNVP ⁴²	4.030													4.030	
150107	Verp. aus Glas	2.060	0,3												2.060	

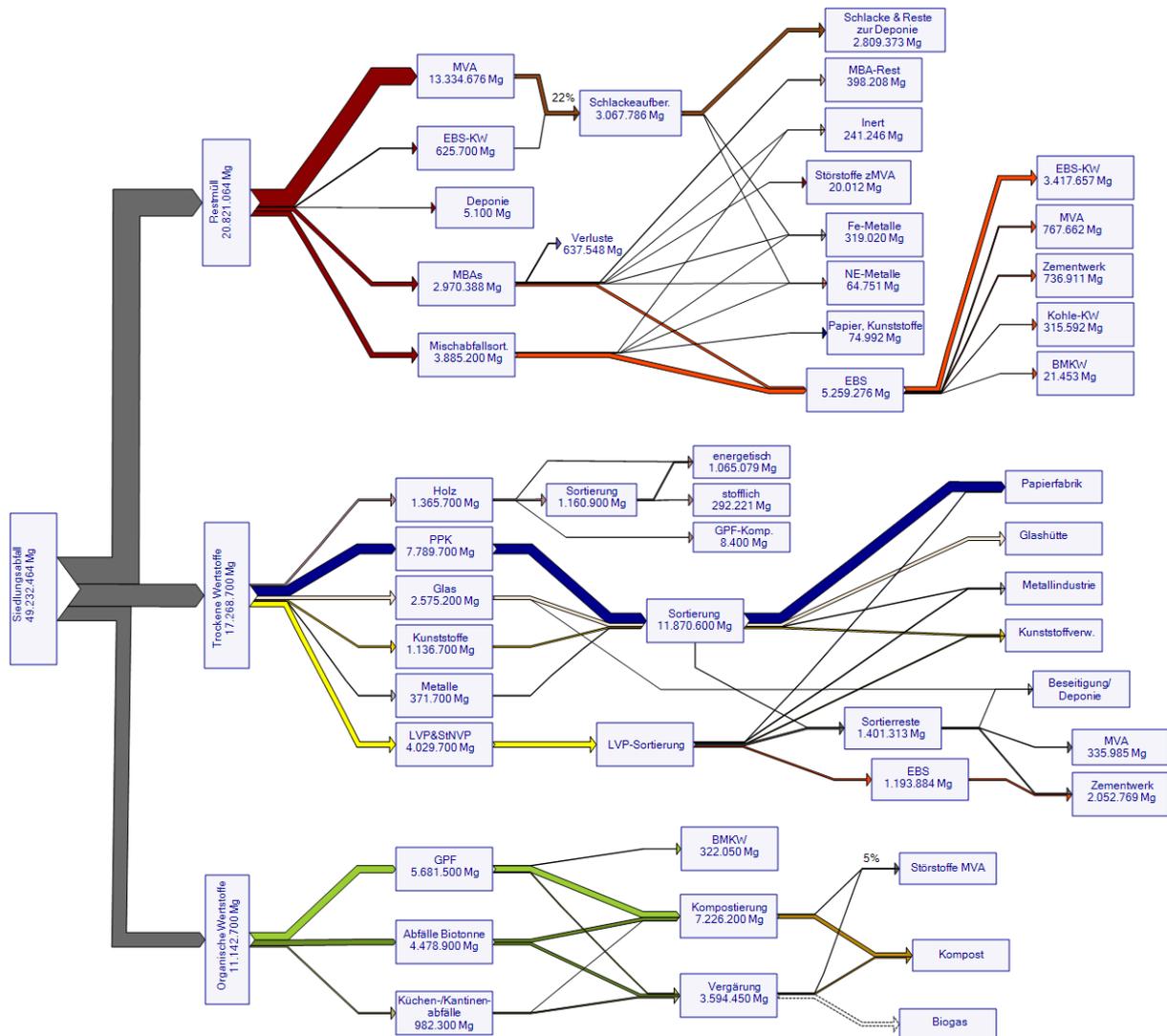
⁴² Aufteilung nach DSD ((Dehoust et al. 2016a) für Ref. Jahr 2014)

EAV-Schlüssel	Abfallart	Aufkommen	Input Deponie	Input MVA	Input EBS-KW	Input BMK W	Input Kompostierung Abf. aus Biotonne	Input Grünabfallkompostierung	Input Vergärungsanlage	Input kombinierte Komp./Verg. Anlage	Input MBA Rotte	Input MBA Vergärung	Input MBS	Input MPS	Input "Wertstoffsortieranlage"	Input "Mischabfallsortieranlage"
200101	Papier und Pappe	4.557													4.557	
200102	Glas	515	2												513	
200108	Biologisch abbaubare Küchen- u. Kantinenabfälle	982					54	2	876	51						
200138	Holz mit Ausnahme desjenigen, das unter 200137 fällt	679				101		8							570	
200139	Kunststoffe	93													93	
200140	Metalle	337													337	
200201	Biologisch abbaubare Abfälle	5.682				322	935	3.739	470	216						
20030104	Abfälle aus d. Biotonne	4.479					2.387	110	953	1.029						
Summe		49.232	8	13.335	626	518	3.376	3.859	2.298	1.296	2.970				17.061	3.885

Das Ergebnis der Basisdatenerhebung zum Abfallaufkommen und -verbleib für Siedlungsabfälle Deutschland 2017 ist in Abbildung 6 als Stoffflussdiagramm dargestellt. Abbildung 7 zeigt das Aufkommen der Erstbehandlung als Säulendiagramm nach Abfallarten. Darin sind neben dem Abfallstrom „Restmüll“ auch die getrennt erfassten Organikabfälle (Abfälle Biotonne, GPF, Küchen-/Kantinenabfälle) zusammengefasst, die aufgrund der Abfallcharakteristik über gleiche Verfahren behandelt sind.

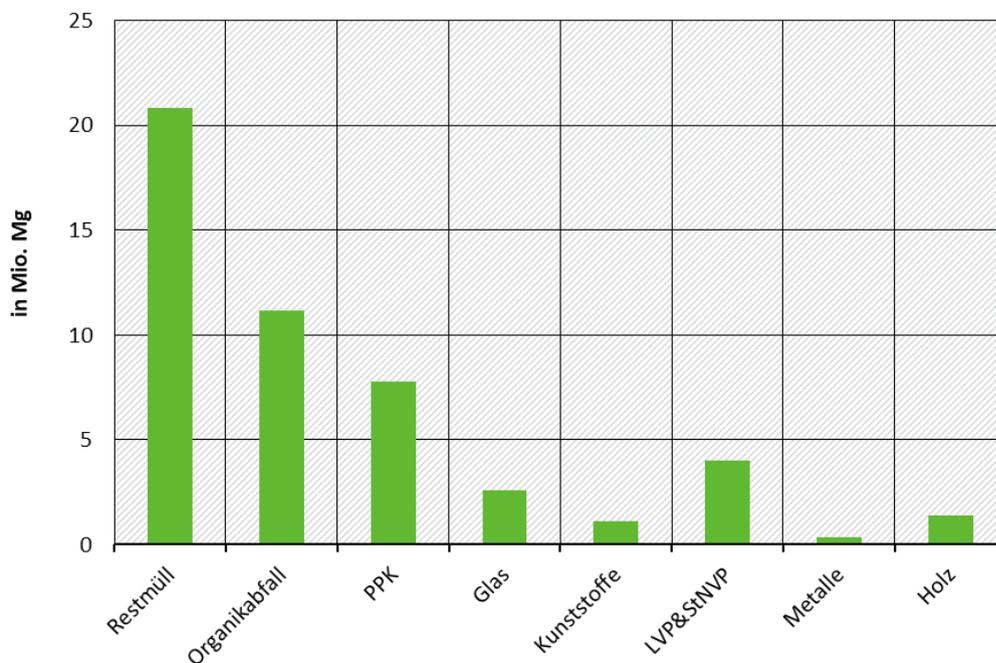
Beide Darstellungen visualisieren, dass in Deutschland bereits eine umfassende getrennte Erfassung etabliert ist. Die getrennt erfassten trockenen Wertstoffe (inkl. Holz) nehmen 35 % des Gesamtaufkommens ein und die getrennt erfassten organischen Abfälle 23 %. Es verbleibt ein Restmüllstrom von 42 %, der zur Erstbehandlung überwiegend thermischen Abfallbehandlungsanlagen (MVA, EBS-KW) zugeführt wird (67 %).

Abbildung 6: Sankey-Diagramm Siedlungsabfall Deutschland 2017



Quelle: eigene Darstellung, ifeu

Abbildung 7: Aufkommen Siedlungsabfall Deutschland 2017 nach Abfallarten



5.1.10 Eigenkompostierung

Eigenkompostierung wird definiert als Kompostierung von Bio- und Grünabfällen im Bereich privater Haushalte, ohne Einbindung eines Abfallwirtschaftsunternehmens. Sie ist damit einer statistischen Erfassung unzugänglich und systematisch erhobene Mengen liegen nicht vor.⁴³ Auch die Bewertung der Eigenkompostierung ist schwierig, da sich die häusliche Praxis sehr unterscheiden kann und nicht einschätzbar ist, mit welcher Qualität Komposthaufen/Komposter von privaten Haushalten betrieben werden.

Die Eigenkompostierung wird daher in der Bilanz der Siedlungsabfälle im Basisvergleich nicht berücksichtigt. Es erfolgt jedoch eine Szenarienbetrachtung bei der die Eigenkompostierung auf die RC-Rate angerechnet wird (vgl. Kap. 5.3). Sowohl hinsichtlich der Eigenkompostierungsmenge als auch deren THG-Bewertung bestehen erhebliche Datenunsicherheiten, auf die nachfolgend kurz eingegangen wird, und die ausführlicher im Anhang beschrieben sind (Kap. A.4).

Für eine Abschätzung der möglichen Eigenkompostierungsmengen wird als aktuelle Quelle, die einen detaillierten Überblick über die Situation der Eigenkompostierung in Deutschland enthält, die UBA-Studie zu hochwertigen Verwertungsmöglichkeiten von Bioabfällen von Öko-Institut, u.e.c. und Lichtl (Bulach et al. 2021) herangezogen.

Zur Bestimmung der Eigenkompostierungsmengen, werden in Bulach et al. (2021) zunächst die Garten- und Küchenabfallpotenziale ermittelt. Davon werden die Anteile an Garten- und Küchenabfällen in den statistisch erfassten Grüngut-, Biogut- und Restabfallaufkommen sowie die über andere Wege (z. B. Kanalisation, Brauchtumsfeuer, illegale Entsorgung) entsorgten Mengen abgezogen und auf die eigenkompostierten Mengen rückgeschlossen.

⁴³ Auf EU-Ebene besteht die Möglichkeit, auch Mengen zur Eigenkompostierung der Recyclingquote anzurechnen, wozu ein definierter Berechnungsweg festgelegt wurde (s. Teilbericht EU). Deutschland nutzt diese Option allerdings bisher nicht, so dass in den deutschen Siedlungsabfalldaten auf europäischer Ebene keine Mengen aus der Eigenkompostierung enthalten sind.

Demnach wurden basierend auf Untersuchungen von u.e.c. (Krause et al. 2014) für das Referenzjahr 2010 von einer Gesamtmenge von 177 kg Gartenabfall und 81 kg Küchenabfall pro Kopf 82 kg des Gartenabfalls und 13 kg des Küchenabfalls der Eigenkompostierung bzw. -verwertung in privaten Haushalten⁴⁴ zugeführt. Weitere genannte Studien unterstützen die Größenordnung der Gesamtmengen zur Eigenkompostierung mit Angaben von 80 kg/(E*a) und 100 kg/(E*a) (Bulach et al. 2021).

Aufbauend auf Bulach et al. (2021) wurde die Eigenkompostierungsmenge dann wie nachfolgend beschrieben hergeleitet. Ausgangsbasis sind die Angaben für das Jahr 2010, wonach in Summe 95 kg/(E*a) eigenkompostiert wurden. Für die Fortschreibung bzw. Extrapolation auf das Jahr 2017 kommen verschiedene Ansätze in Frage:

- ▶ Option 1: Die Pro-Kopf-Menge Eigenkompostierung blieb konstant bei 95 kg/(E*a) → Eigenkompostierungsmenge = 7,9 Mio. Mg.
- ▶ Option 2: Das gesamte Pro-Kopf-Aufkommen an Bio- und Grünabfällen blieb konstant, das Pro-Kopf-Aufkommen zur Eigenkompostierung reduzierte sich durch die Verschiebung zur getrennten Erfassung auf 65 kg/(E*a) → Menge zur Eigenkompostierung = 5,4 Mio. Mg.
- ▶ Option 3: Das gesamte Pro-Kopf-Aufkommen an Bio- und Grünabfällen stieg proportional an und damit das Pro-Kopf-Aufkommen zur Eigenkompostierung auf 113 kg/(E*a) → Menge zur Eigenkompostierung = 9,3 Mio. Mg.

Für das Szenario mit Eigenkompostierung in der RC-Rate wurde die Option 1 gewählt. Die Annahme einer konstanten eigenkompostierten Menge pro Einwohnerin und Einwohner ist für sich genommen plausibel, auch wenn das bedeutet, dass das Gesamtaufkommen an nativ-organischen Abfällen aus Haushalten dadurch im Jahr 2017 gegenüber 2010 angestiegen wäre. Die Optionen wurden auch im Rahmen der Online-Workshops (s. Kap. B.2) diskutiert. Die Menge nach Option 1 wurde als voraussichtlich zu hoch eingeschätzt. Für diese Studie wurde sie verwendet, da sie eine gute Relevanz für das in dieser Studie zusätzlich untersuchte Szenario mit Eigenkompostierung in der RC-Rate bietet (s. Kap. 5.3).

5.1.11 Neue Verfahren

Im Rahmen der Erhebung der Stoffstromdaten für die Bilanzierung sollten Rahmenbedingungen für Abfallbehandlungsverfahren recherchiert und zusammengestellt werden, die bisher noch nicht in den THG-Bilanzmodellen abgebildet sind. Hierzu wurden im Projektverlauf drei Verfahren – Pyrolyse, hydrothermale Carbonisierung (HTC) und Umsetzung von Abfällen mit der Soldatenfliegenlarve – ausgewählt, die sich für die Verwertung biogener Rest- und Abfallstoffe eignen und in diesem Kapitel beschrieben sind.

Neben den ausgewählten Verfahren wurden auch das „chemische Recycling“ von Polymeren sowie die Abtrennung von CO₂ aus Rauchgasen der thermischen Abfallbehandlung zur Nutzung als Kohlenstoffquelle für synthetische Kohlenwasserstoffe im Rahmen von Power-to-X-Prozessen (Carbon capture and usage, CCU) diskutiert. Die Betrachtung des chemischen Recyclings wurde jedoch aufgrund des engen Fokus auf Kunststoffabfälle als Ausgangsbasis ausgeschlossen. Die in die Betrachtung einbezogene Pyrolyse stellt eine Möglichkeit zum (thermo-)chemischen Recycling von Kunststoffen dar, wobei als Produkt ein Pyrolyseöl auf der Ebene von (synthetischem) Rohöl anfällt, das weiter veredelt werden muss (s. z. B. Lechleitner et al. 2019). Auf die Betrachtung der Kombination von thermischer Abfallbehandlung mit CCU

⁴⁴ Unter Verwertung in privaten Haushalten könnte auch die Verfütterung an Haustiere fallen. Für küchenstämmige Abfälle (Lebensmittelabfälle) wurde sie in Thünen (2019a) auf 4,3 kg/(E*a) geschätzt.

wurde ebenfalls verzichtet. Zum einen erfolgt eine wesentlich genauere Betrachtung dieser Option im gerade beauftragten UBA-Projekt „Nutzungsmöglichkeiten und Potenziale bei Abfallbehandlungsanlagen zur Sektorkopplung“ (FKZ 3719 31 302 0). Zum anderen erfordern PtX-Prozesse eine weitestgehend erneuerbare Stromerzeugung, um in Hinblick auf die THG-Emissionen Vorteile gegenüber konventionellen Verfahren zu erzielen. Auch die Herkunft des CO₂ im Abgas (biogen/fossil) ist relevant. Der Zeithorizont 2030 ist dafür im Hinblick auf den bis dahin zu erwartenden Dekarbonisierungsgrad zu kurzfristig.

Im Rahmen des UBA-Projektes Ermittlung von Kriterien für hochwertige anderweitige Verwertungsmöglichkeiten von Bioabfällen (Bulach et al. 2021) wurden unter anderen die Behandlung von biogenen Rest- und Abfallstoffen mittels Pyrolyse, hydrothermalen Carbonisierung (HTC) und Soldatenfliegenlarven detailliert untersucht. Die dort enthaltenen detaillierten Steckbriefe stellen die Verfahren basierend auf verschiedenen verfügbaren Quellen vor, woraus Kenndaten für die ökobilanzielle Betrachtung abgeleitet wurden. Die entsprechenden Kenndaten werden für die Bilanzierung im Rahmen dieses Projektes verwendet. Im Folgenden werden die Technologien der Pyrolyse, der HTC und der Soldatenfliegenlarven kurz beschrieben und Daten für die Ökobilanzierung, die in Bulach et al. (2021) erarbeitet wurden, wiedergegeben. Die Ökobilanzdaten werden für die THG-Bilanzierung in der vorliegenden Studie übernommen. Für weitere Ausführungen wird auf Bulach et al. (2021) verwiesen. Außerdem wurden Pyrolyse und HTC als alternative thermische Behandlungsverfahren im Rahmen des UBA-Projekts Sachstand zu den alternativen Verfahren für die thermische Entsorgung von Abfällen (Quicker et al. 2017) vertieft betrachtet.

5.1.11.1 Pyrolyse biogener Rest- und Abfallstoffe

Unter der Pyrolyse wird ein Prozess verstanden, bei dem organisches Material, in dieser Studie beschränkt auf Biomasse, thermo-chemisch zu sogenannter Biokohle sowie einer oder mehrerer flüssiger Phasen (Pyrolyseöle, Teere) umgesetzt wird. Der Prozess findet anaerob und gewöhnlich bei Temperaturen zwischen 200 und 600°C statt. Mögliche Substrate für die Pyrolyse sind häufig holzige Biomassen sowie biogene Rest- und Abfallstoffe, andere Abfälle wie Altreifen wurden ebenfalls eingesetzt (Lechleitner et al. 2019, Quicker et al. 2017). Die Anteile und Art der Produkte hängen maßgeblich von der Prozessdauer und -temperatur sowie dem eingesetzten Input ab.

Die Flashpyrolyse dient der Maximierung der Ausbeute an Pyrolyseölen. Bei der mittelschnellen Pyrolyse kann ein erhöhter Anteil von Pyrolyseölen erzeugt werden. Demgegenüber ist das Zielprodukt der Verkohlung (vollständige langsame Pyrolyse) Holzkohle. Bei der Torrefizierung (unvollständige langsame Pyrolyse) entsteht vorwiegend ein braunkohleähnlicher Feststoff.

Während die langsame Pyrolyse zur Herstellung von Holzkohle bereits seit Jahrtausenden angewendet wird, werden die schnellen Verfahrensvarianten erst seit ca. 30 Jahren erforscht. Daher befinden sie sich heute größtenteils noch in der Pilot- oder Demonstrationsphase. Pyreg bezeichnet sich auf der eigenen Homepage als Marktführer für die mittelschnelle Pyrolyse und vertreibt dezentrale Containeranlagen, die für den Einsatz verschiedener biogener Rest- und Abfallstoffe (z. B. Grünschnitt, vorbehandelter Klärschlamm, Gärreste) geeignet sind.

Für die Ökobilanzierung wird die in Bulach et al. (2021) für das Pyreg-Verfahren ermittelte mittlere Ausbeute der Pyrolyse von 126 kg Biokohle pro Tonne holziger Biomasse angesetzt. Für die Biokohle wird angenommen, dass 20 % als Stalleinstreu (Ersatz von Holzhackschnitzeln, sowie Einsatz als Bodenverbesserer), 30 % als Aktivkohle (Ersatz von Holzkohle) und 50 % (zzgl. 20 % aus der Nachnutzung des Stalleinstreus) als Bodenverbesserer (Ersatz von Torf) eingesetzt werden (Bulach et al. 2021). Auch der Einsatz der Biokohle als Nahrungsergänzungsmittel für Tiere wurde beschrieben, es existierten jedoch keine belegbaren Daten.

Zudem wird aus dem Prozess Wärme ausgekoppelt, der bei produktiver Nutzung als Gutschrift angerechnet werden kann. Pyrolyseöle wurden nicht als Produkt berücksichtigt.

Pyrolyseöle sind Mischungen aus verschiedensten organischen Komponenten (u. a. Alkohole, Furane, Aldehyde, Phenole und Säuren), die energetisch (z. B. als Ersatz für schweres Heizöl) und stofflich (z. B. als Bindemittel für Spanplatten, Tenside oder zur Herstellung von Phenol-Formaldehyd-Harzen) genutzt werden können. Darüber hinaus bestehen Anwendungen in der Lebensmittelindustrie (Raucharoma) sowie in der Landwirtschaft (als Langzeitdünger nach einer Umsetzung mit stickstoffhaltigen Verbindungen).

THG-Emissionswerte

Für die THG-Bilanz wurden die Daten aus (Bulach et al. 2021) übernommen. Der Emissionswert für das Entlastungspotenzial ist 1:1 übernommen. Die Aufwendungen sind für diese Studie nachberechnet. Für die Pyrolyse von Holz sind zwecks Gleichbehandlung die in dieser Studie verwendeten Kenndaten angesetzt (Tabelle 88). Durch den anteiligen fossilen C-Gehalt in Holzabfällen ergeben sich höhere Belastungen als in (Bulach et al. 2021). Das spezifische Nettoentlastungspotenzial berechnet sich zu -73 kg CO₂-Äq/Mg.

5.1.11.2 Hydrothermale Carbonisierung (HTC) biogener Rest- und Abfallstoffe

Bei der hydrothermalen Carbonisierung handelt es sich ebenfalls um ein thermo-chemisches Verfahren, um Biomasse in Biokohle, sogenannte HTC-Kohle, umzusetzen. Das Verfahren findet bei 180 bis 260°C und Drücken zwischen 150 und 240 bar statt und ist aufgrund der hydrothermalen Bedingungen insbesondere für wässrige Substrate wie Gülle, Grünschnitt oder Gärreste geeignet. Auch für Kunststoffe konnte es bereits getestet werden (Shen 2020). Nach der mechanischen Aufbereitung des Substrats und der Zugabe von Wasser wird die Lösung erhitzt und der Druck im Reaktionsbehälter erhöht. Nach 0,2 bis 16 Stunden wird der Druck abgelassen und der Kohleschlamm kann abgekühlt, entwässert und getrocknet werden. Es entstehen zwei Arten von HTC-Kohle: Der primäre Koks kann als fester Brennstoff verwendet werden. Der Einsatz als Bodenverbesserer ist im Hinblick auf seine Umweltwirkungen fraglich und abhängig vom eingesetzten Substrat und der Prozessführung, da im Prozess keine Schadstoffausschleusung vorgesehen ist und eine Schadstoffentwicklung während des Prozesses stattfinden kann. Schwermetallbelastete Ausgangsströme, z. B. im Fall von Klärschlamm, sind beispielsweise nicht geeignet. Sekundärer Koks eignet sich zur Verwendung in Industrieruß, Elektroden, als Adsorbens, sowie auch als fester Brennstoff. Neben der Kohle fallen sehr große Abwassermengen an, die stark organisch belastet sind. Diese können teilweise im Prozess recycelt werden, ein Großteil muss jedoch aufwändig geklärt werden, bevor eine Entsorgung möglich ist.

HTC-Anlagen stehen in mehreren Industrieländern (u. a. Deutschland (HTCycle, Artec, SunCoal) und Spanien (Ingelia S.L.)). Die größten Anlagen haben derzeit theoretische Kapazitäten von ca. 10.000 Mg/a. In Deutschland wird keine der Anlagen ganzjährig durchgehend betrieben. Zudem liegt der Fokus meist auf der Carbonisierung und Entwässerung, ohne Behandlung der entstehenden Abwässer und Abluft.

Für die ökobilanzielle Bewertung wird die in Bulach et al. (2021) für die HTC ermittelte mittlere massenbezogene Ausbeute zu HTC-Kohle von 23,2 % angesetzt. Als substituiertes Produkt werden nach Bulach et al. (2021) Holzhackschnitzel angesetzt. Braunkohle kann prinzipiell ebenfalls ersetzt werden, verliert aber in Hinblick auf zukünftige Szenarien ihre Relevanz.

THG-Emissionswerte

Für die THG-Bilanz wurden die Daten aus (Bulach et al. 2021) übernommen. Der Emissionswert für das Entlastungspotenzial ist 1:1 übernommen. Die Aufwendungen sind für diese Studie nachberechnet. Für die Behandlung von Abfällen aus der Biotonne ist zwecks Gleichbehandlung der in dieser Studie angesetzte Störstoffanteil von 5 % berücksichtigt. Durch die niedrigeren Emissionsfaktoren für Energie in 2030 liegt das spezifische Nettobelastungspotenzial mit 31 kg CO₂-Äq/Mg etwas niedriger als in (Bulach et al. 2021).

5.1.11.3 Soldatenfliegenlarve zur Behandlung von biogenen Rest- und Abfallstoffen

Die Soldatenfliegenlarve ist ein tropisches Futterinsekt, das zur Behandlung von organischen Reststoffen und Abfällen eingesetzt werden kann. Als Substrat werden Küchenabfälle, Speisereste oder Reststoffe aus der Landwirtschaft oder Industrie nach einer Zerkleinerung und Einstellung des Wassergehalts genutzt. Die Junglarven werden auf die Biomasse gegeben und wandeln diese bei aeroben Bedingungen innerhalb von etwa 12 Tagen in einen speziellen Kompost, sogenannten „Larvendünger“, um. In dieser Zeit wachsen die Larven bis zum Präpuppenstadium heran. Danach werden sie vom restlichen Substrat abgetrennt und können entweder direkt als Lebendfutter genutzt oder weiter zu Mehl und Öl verarbeitet werden. Das proteinreiche Larvenmehl kann beispielsweise Fischmehl zur Fütterung ersetzen. Der Larvendünger kann aufgrund der verbesserten Nährstoffverfügbarkeit durch den enzymatischen Aufschluss durch die Larven, ggf. nach Nachkompostierung, in der Landwirtschaft genutzt werden.

Im Hinblick auf die Produktvermarktung zur Verfütterung lässt das durch den BSE-Skandal geprägte europäische Futtermittelgesetz heute noch keine wirtschaftliche Zucht von Soldatenfliegenlarven zur Abfallbehandlung zu. So existieren heute nur Kleinstanlagen, die die Larven regional verkaufen oder Tierfutter für Haustiere auf Larvenbasis anbieten. In Südafrika und Kanada existiert je eine Firma, die im industriellen Maßstab Soldatenfliegenlarven für eine Kapazität von 36.000 bzw. 91.000 Mg Substrat jährlich nutzt.

Trotz der futtermittelrechtlichen Einschränkungen wurde bei der ökobilanziellen Bewertung des Nutzens nach Bulach et al. (2021) davon ausgegangen, dass die aus dem Einsatz von 1 Mg organischem Reststoff entstehenden 126 kg Larvenmehl Proteinfutter ersetzen. Zudem entstehen 667 kg Larvendünger, welcher analog zu Kompost Düngemittel und Bodenverbesserer substituiert.

THG-Emissionswerte

Für die THG-Bilanz wurden die Daten aus (Bulach et al. 2021) übernommen. Der Emissionswert für das Entlastungspotenzial ist 1:1 übernommen. Die Aufwendungen sind für diese Studie nachberechnet. Für die Behandlung von Abfällen aus der Biotonne ist zwecks Gleichbehandlung der in dieser Studie angesetzte Störstoffanteil von 5 % berücksichtigt. Durch die niedrigeren Emissionsfaktoren für Energie in 2030 liegt das spezifische Nettobelastungspotenzial mit 550 kg CO₂-Äq/Mg niedriger als in (Bulach et al. 2021).

5.2 Abfallzusammensetzung Restmüll und Kenndaten

Die THG-Bilanzierung erfolgt analog der Vorgängerstudie nach Abfallarten. Für die Restmüllfraktion werden für die Bilanzierung der thermischen Nutzung die Kenndaten Heizwert und fossiler C-Gehalt benötigt. Hierfür liegen in der Literatur einzelne Werte vor. Z.B. wird nach (Flamme et al. 2018) für „gemischte Siedlungsabfälle“ der Heizwert mit 10 MJ/kg angegeben. Für den C-Gehalt wird im Nationalem Inventarbericht (NIR DE 2019) ein Emissionsfaktor

genannt⁴⁵. In (Ketelsen / Becker 2021) ist für das gewichtete Mittel des Restmüllinputs in MBAs ein Heizwert von 8,8 MJ/kg genannt und ein fossiler C-Gehalt von 7,8 %.

In Ermangelung repräsentativer Messwerte für die gesamt anfallenden Restmüllfraktionen werden für diese Studie – analog zum Vorgehen in Dehoust et al. (2010) – die Kenndaten auf Basis der Abfallzusammensetzung berechnet mit Hilfe der in Tabelle 24 gezeigten Standardwerte.

Tabelle 24: Standardwerte für Abfallfraktionen

Stoffgruppe	C gesamt in % FS	C biogen in % C gesamt	Heizwert in MJ/kg Abfall
Papier und Pappe	37 %	100 %	13,02
Glas	0 %	0 %	0
Kunststoffe	68 %	0 %	30,481
Metalle	0 %	0 %	0
Bio- und Grünabfälle	16 %	100 %	4,62
Holz	38 %	100 %	13,25
Textilien, Leder, Gummi	39 %	56 %	15,02
Verbundstoffe	43 %	49 %	18,017
Feinmüll < 8mm	13 %	65 %	5,133
Sonstige Abfälle	21 %	53 %	7,8
Inert	0 %	0 %	0
Windeln	18 %	75 %	4,447

Quelle: (Dehoust et al. 2010)

Die für diese Studie abgeleitete Restmüllmenge (vgl. Kap. 5.1.9) in Höhe von rd. 20,8 Mio. Mg umfasst die folgenden Abfallmengen:

- rd. 6,9 Mio. Mg gemischte Siedlungsabfälle nicht differenzierbar (20 03 01 00),
- rd. 8,5 Mio. Mg Hausmüll, HMG gemeinsam über Müllabfuhr gesammelt (20 03 01 01),
- rd. 2 Mio. Mg HMG getrennt vom Hausmüll erfasst (20 03 01 02),
- rd. 2,6 Mio. Mg Sperrmüll (20 03 07)
- rd. 0,8 Mio. Mg sonstige nach Herleitung der Mengenströme aus Destatis.

Die Abfallzusammensetzung für Hausmüll wurde in Dornbusch et al. (2020) repräsentativ für Deutschland ermittelt. Sie bezieht sich auf ein Pro-Kopf-Aufkommen von 128,2 kg/(E*a). Für das Bilanzjahr 2017 berechnet sich daraus bei einer Bevölkerungszahl von 82.792.351 (Statistisches Bundesamt (Destatis) 2017) in Deutschland die absolute Menge an Hausmüll zu 10.605.700 Mg. Gegenüber der Menge nach Destatis für den EAV-Schlüssel 20 03 01 01 sind darin auch anteilig Mengen enthalten, die in der Statistik nicht zugeordnet werden konnten (20 03 01 00). Für die Zusammensetzung von Sperrmüll und hausmüllähnlichen Gewerbeabfällen liegen keine repräsentativen Daten vor.

⁴⁵ (NIR DE 2019), Tabelle 522: 91,5 Mg CO₂/TJ Hausmüll, Siedlungsabfall, biogener Anteil 50 %; daraus berechnet sich der fossile C-Gehalt zu 12,5 % FS.

Inwiefern die Hausmüllzusammensetzung auch auf weitere Anteile des gemeinsam über die Müllabfuhr gesammelten Hausmülls und hausmüllähnlichen Gewerbeabfalls übertragen werden kann, wurde im Rahmen der Online-Workshops mit abfallwirtschaftlichen Verbänden und Fachkundigen kontrovers diskutiert. Grundsätzlich besteht sowohl die Auffassung, dass die gesamte über die Müllabfuhr gesammelte Menge in ihrer Zusammensetzung vergleichbar ist, als auch die Auffassung, dass dies nicht zutrifft, da sich die Abfallarten Hausmüll und Geschäftsmüll v.a. in ihrem Organikgehalt deutlich unterscheiden. Auch finden sich unterschiedliche Mengenangaben zur Müllabfuhrsammlung⁴⁶. Für die Zusammensetzung von Gewerbeabfällen findet sich in Dehne et al. (2015) eine ältere Quelle für die Jahre 2007/2008 und es wurde „aktuelles, wenngleich nicht repräsentatives Datenmaterial“ ausgewertet. Die darin beschriebenen Wertstoffgehalte werden vor dem Hintergrund erster Erkenntnisse aus der Evaluierung der Gewerbeabfallverordnung als zu hoch erachtet.

Für diese Studie wurde in Ermangelung repräsentativer aktueller Daten für HMG als Näherung ein Mittelwert aus der Hausmüllzusammensetzung nach Dornbusch et al. (2020) und der Zusammensetzung für HMG aus Dehne et al. (2015) gebildet. Damit wird sowohl gewürdigt, dass nach Fachmeinung für HMG der Organikgehalt der Hausmüllzusammensetzung zu hoch ist, so wie umgekehrt die Wertstoffgehalte für HMG zu hoch sind. Beides wird durch die Mittelwertbildung nivelliert.

Die Zusammensetzung für Sperrmüll wird näherungsweise durch die in Dornbusch et al. (2020) orientierend erhobene Zusammensetzung abgebildet. Dabei wurde folgende vereinfachte Zuordnung vorgenommen:

- ▶ Holzmöbel, sonstiges Holz zu „Holz“,
- ▶ Polster-, Verbundmöbel 50 % zu Holz, 50 % zu „Textilien“,
- ▶ Matratzen, Teppiche zu „Textilien“,
- ▶ Sonstiger Sperrmüll zu „sonstige Abfälle“.

Tabelle 25 zeigt die resultierenden Abfallzusammensetzungen nach Fraktionen sowie die gewichtete Zusammensetzung für Restmüll 2017.

Auf Basis der ermittelten Restmüllzusammensetzung berechnen sich folgende Kenndaten für Restmüll, die in dieser Studie für das Bilanzjahr 2017 verwendet werden:

- ▶ Heizwert: 9,2 MJ/kg
- ▶ fossiler C-Gehalt: 9,4 %
- ▶ biogener C-Gehalt: 15,7 %

Kenndaten für weitere Abfallfraktionen oder Sortierfraktionen sind im Überblick in Tabelle 88 im Anhang aufgeführt.

⁴⁶ Destatis (2019c) 14.108.000 Mg „Hausmüll, hausmüllähnliche Gewerbeabfälle gemeinsam über die öffentliche Müllabfuhr eingesammelt“ (entspricht einem Anteil aus 20 03 01 00 von 81 %, der über die Müllabfuhr gesammelt wird); nach Abfallbilanzen der Bundesländer rd. 12,9 Mio. Mg.

Tabelle 25: Abfallzusammensetzung Restmüllfraktionen und berechnete Zusammensetzung Restmüll 2017 diese Studie

Stoffgruppe	Hausmüll ¹	Geschäftsmüll und HMG ²	Sperrmüll ¹	Gewichtete Zusammensetzung Restmüll
Papier und Pappe	5,2 %	14,6 %		7,7 %
Glas	4,5 %	6,8 %		4,7 %
Kunststoffe	6,7 %	13,4 %	4,7 %	8,7 %
Metalle	2,0 %	3,0 %	6,9 %	3,0 %
Organik	39,3 %	25,7 %		29,6 %
Holz	1,2 %	1,6 %	56,5 %	8,5 %
Textilien, Leder, Gummi	3,5 %	3,3 %	27,2 %	6,5 %
Verbundstoffe	4,3 %	4,6 %		3,9 %
Feinmüll	6,3 %	10,7 %		7,0 %
Sonstige Abfälle	8,9 %	7,4 %	4,7 %	7,9 %
Inert	3,9 %	2,0 %		2,7 %
Hygieneprodukte	13,5 %	6,8 %		9,5 %
Problem/Schadstoffe	0,5 %	0,3 %	-	0,4 %

1) Zusammensetzung aus (Dornbusch et al. 2020)

2) berechnete Mittelwerte Hausmüll aus (Dornbusch et al. 2020) und Gewerbeabfall nach (Dehne et al. 2015)

5.3 Beschreibung der THG-Bilanzszenarien 2030

Für den Bilanzraum Siedlungsabfälle Deutschland wird das Bilanzjahr 2017 mit Szenarien für das Zieljahr 2030 vergleichend betrachtet. Die zu entwickelnden Zukunftsszenarien müssen sich dabei an rechtlichen Vorgaben und politischen Rahmenbedingungen orientieren. Die Betrachtung einer Abfallmengensteigerung oder einer Abfallvermeidung kann nicht als integraler Bestandteil der Ökobilanz der Abfallwirtschaft betrachtet werden (s. Kap. 4.1). Das Thema Abfallvermeidung wird jedoch in einer gesonderten Betrachtung gewürdigt (s. Kap. 5.3.4).

Die wichtigste quantitative rechtliche Zielvorgabe für Siedlungsabfälle ist die gemäß Artikel 11 der Abfallrahmenrichtlinie bzw. gemäß § 14 KrWG vorgegebene Recyclingquote in Höhe von 60 % bis 2030. Der wichtigste Hebel zur Erreichung dieser RC-Quote liegt in einer Steigerung der getrennten Erfassung von Wertstoffen durch Entnahme aus der Restmüllmenge.

Erläuterung: Recyclingquote – Recyclingrate

Im Rahmen dieser Studie werden nicht alle statistisch gemeldeten Siedlungsabfälle betrachtet (vgl. Kap. 5.1). Hinzu kommt, dass für diese Studie das Aufkommen an Erstbehandlungsanlagen nach Destatis zugrunde gelegt ist. Die Stoffstrombilanzierung (Menge und Verbleib des Outputs) basiert auf der Analyse weiterer Datengrundlagen und auf Expertisen⁴⁷.

⁴⁷ Eine Zuordnung des in der Abfallstatistik ausgewiesenen Outputs zu bestimmten Inputmengen ist nicht möglich.

In der Konsequenz sind die in dieser Studie ermittelten Recyclingmengen und daraus berechnete Prozentanteile des Recyclings nicht zu verwechseln mit der offiziellen Recyclingquote. Zur Unterscheidung wird der recycelte Prozentanteil in dieser Studie als „**Recyclingrate**“ (RC-Rate) bezeichnet.

Die in dieser Studie zur Ermittlung der Recyclingrate zugrunde gelegten Schnittstellen entsprechen grundsätzlich den auf europäischer Ebene vorgegebenen Berechnungspunkten nach (EU 2019). Bei getrennt erfassten biologischen Siedlungsabfällen gehen die tatsächlich der aeroben oder anaeroben Behandlung zugeführten Mengen ein, bei trockenen Wertstoffen die Mengen, die vor dem Einbringen in einen Glasofen, Schmelzofen, Pulper oder z.B. Extrusionsvorgang keiner weiteren Verarbeitung unterzogen werden. Insofern gibt die in dieser Studie ermittelte Recyclingrate eine Orientierung in Bezug auf die offizielle Recyclingquote.

Für das Basisjahr 2017 berechnet sich die Recyclingrate für die in dieser Studie betrachteten Siedlungsabfälle zu 48 %. Um diese auf 60 % zu steigern müssten dem Restmüll bis 2030 rund 6 Mio. Mg Wertstoffe entnommen werden (entspricht 29 % der Restmüllmenge für 2017). Auch wenn zum gegenwärtigen Stand 2021 von einer bereits erfolgten Steigerung der getrennten Erfassung gegenüber 2017 auszugehen ist, ist die rechnerisch erforderliche Steigerung der getrennten Erfassung bis 2030 sehr ambitioniert. Sowohl die Machbarkeit als auch die erreichbaren Qualitäten recycelbarer getrennt erfasster Fraktionen stehen in Frage.

Da ein weniger ambitioniertes Szenario die rechtlichen Zielvorgaben verfehlen würde, werden für die modelltheoretische Betrachtung der künftigen Szenarien 2030 folgende zwei Ansätze verfolgt, die auch im Rahmen der Online-Workshops (s. Anhang) diskutiert wurden:

1. **Basisvergleich:** Vergleich des Basisjahres 2017 mit einem Leitszenario 2030, das sich auf eine vergleichsweise valide Datenbasis bezieht, aber sehr ambitioniert ist.
2. **Vergleich mit Eigenkompostierung in der RC-Rate:** Dem Basisjahr 2017 wird eine Eigenkompostierungsmenge zuaddiert, die identisch für das Szenario 2030 übernommen ist; dadurch sinkt das Ambitionsniveau der getrennten Erfassung, wobei jedoch sehr hohe Datenunsicherheiten bezüglich der Eigenkompostierung bestehen.

Die Anrechnung der Eigenkompostierungsmenge auf die offizielle Recyclingquote ist gemäß der Abfallrahmenrichtlinie ausdrücklich erlaubt. Auch ist davon auszugehen, dass diese Möglichkeit von einigen EU-Mitgliedsstaaten genutzt wird. Allerdings ist zum gegenwärtigen Kenntnisstand die tatsächliche Eigenkompostierungsmenge in Deutschland nicht bekannt (vgl. Kap. 5.1.10). Eine rechtskonforme Ermittlung der Eigenkompostierungsquote nach der in (EU 2019), Anhang II) beschriebenen Berechnungsmethodik ist im Rahmen dieser Studie nicht machbar.⁴⁸

Ein weiterer Nachteil, die Eigenkompostierung einzubeziehen, besteht darin, dass für diese keine belastbare THG-Bewertung möglich ist. Weder kann der Nutzen der Eigenkompostierung valide benannt werden noch die bei der Behandlung anfallenden Methan- und Lachgasemissionen. Tendenziell ist mit einer Nettobelastung zu rechnen (s. Anhang, Kap. A.4). In dieser Studie wird die Eigenkompostierung mit Null bewertet, um den Einfluss auf die THG-Bilanz möglichst neutral zu halten und so möglichst wenig die eigentliche Fragestellung des Szenarios zu beeinflussen.

Die Eigenkompostierungsmenge ist so festgelegt, dass sich ein deutlich geringerer Ambitionsgrad für die gesteigerte getrennte Erfassung ergibt. Zweck des Szenarios mit Anrechnung der Eigenkompostierungsmenge auf die RC-Rate ist es, die Spannweite

⁴⁸ Ein entsprechendes Vorhaben zur „Ermittlung einer Datengrundlage zur Berechnung des Einflusses der Heimkompostierung auf die Bioabfallverwertung“ ist im Ressortforschungsplan 2021 enthalten.

unterschiedlicher Ambitionsniveaus für die gesteigerte getrennte Erfassung aufzuzeigen und zu diskutieren. Ein direkter Vergleich zwischen dem Leitszenario und dem Szenario mit Eigenkompostierung ist aufgrund der unterschiedlichen Gesamtabfallmengen nicht möglich. Die Ergebnisse der Szenarien werden vergleichend auf Ebene spezifischer Werte diskutiert.

In den folgenden Unterkapiteln sind die Abfallmengenumlenkungen für das Leitszenario und das Szenario mit Eigenkompostierung beschrieben. In beiden Fällen muss es sich um modelltheoretische Annahmen handeln, belastbare Prognosen sind nicht möglich.

Neben dem beschriebenen Basisvergleich und dem Szenario mit Eigenkompostierung werden weitere Szenarien und Sensitivitäten betrachtet. Eine Übersicht zeigt Tabelle 26. Eine weitergehende Beschreibung folgt in den Unterkapiteln.

Tabelle 26: Übersicht Szenarien und Sensitivitäten für Siedlungsabfall Deutschland

2017	2030
1. Basisbilanz	1. Leitszenario (Sensitivität BAU-Szenario)
2. Szenario mit Eigenkompostierung in der RC-Rate	2. Szenario mit Eigenkompostierung in der RC-Rate
3. Basisbilanz mit EU27 Emissionsfaktoren für Strom und Wärme für die EU-Bilanzen ¹	3. Leitszenario mit EU27 Emissionsfaktoren für Strom und Wärme für die EU-Bilanzen ¹
4. Sensitivität Basisbilanz mit Vermeidungsfaktoren für Strom aus biogenem Abfall (vgl. Kap. 4.1.2)	5. Sensitivität Leitszenario mit anteiliger Betrachtung Wiederverwendung/-Abfallvermeidung

1) Für die Bilanzen für Deutschland werden generell nationale Emissionsfaktoren für Strom und Wärme verwendet, für die EU-Bilanzen dagegen einheitlich die Emissionsfaktoren für Strom und Wärme für die EU27, auch für Deutschland (vgl. Kap. 4.1.2).

5.3.1 Leitszenario 2030

Im Leitszenario 2030 wird auf Basis der für 2017 aus der Statistik erhobenen Mengenströme die Zielerreichung der RC-Rate von 60 % für 2030 durch eine modelltheoretische gesteigerte getrennte Erfassung erreicht. Die gesamt vergleichend betrachtete Abfallmenge entspricht der aus der Statistik abgeleiteten Siedlungsabfallmenge von 49.232.464 Mg.

5.3.1.1 Annahmen zur gesteigerten getrennten Erfassung und Verwertung von Wertstoffen

Als Ausgangsbasis für eine gesteigerte getrennte Erfassung von Wertstoffen werden die Zusammensetzungen für Hausmüll, Sperrmüll und HMG aus Kapitel 5.2 herangezogen. Für die Hausmüllmenge nach Dornbusch et al. (2020) in Höhe von rd. 10,6 Mio. Mg lässt sich das theoretisch nutzbare Potenzial durch die Angaben in Dornbusch et al. (2020) belastbar zu rund 5,1 Mio. Mg einschätzen. Für Sperrmüll und HMG ist eine analoge Einschätzung nicht möglich, da die Zusammensetzungen nicht repräsentativ sind und auch keine Informationen zu Qualitäten vorliegen.

Die für diese Studie abgeleiteten rd. 5,1 Mio. Mg theoretisch nutzbares Potenzial im Hausmüll umfassen vor allem nativ-organische Abfälle und des Weiteren Verpackungsabfälle sowie sonstige Erzeugnisse aus Papier, Glas, Metallen und Kunststoffen. Jeweils nicht berücksichtigt sind die Mengen der Sortierkategorien „10-40 mm“. Auch nicht berücksichtigt sind Verbunde, da es sich teils um in dieser Studie ausgenommene Elektrogeräte handelt und sie ansonsten nicht

nach Material differenziert sind und so nicht zugeordnet werden können. Bei den nativ-organischen Abfällen sind Küchen- und Gartenabfälle einbezogen, nicht aber verpackte Lebensmittelabfälle⁴⁹ und sonstige Organik, die als nicht nutzbares Potenzial erachtet werden. Die weiteren Sortierfraktionen Feinmüll, sonstige Abfälle, Inertmaterial, Hygieneprodukte, Problem- und Schadstoffe bieten kein nutzbares Potenzial. Alttextilien sind in dieser Studie ausgenommen. Für das Leitszenario 2030 ist angenommen, dass 70 % des theoretisch nutzbaren Potenzials getrennt erfasst und verwertet werden⁵⁰.

Für Sperrmüll lässt sich aus der Zusammensetzung nach Dornbusch et al. (2020) vor allem ein theoretisch nutzbares Potenzial für Holz ersehen. Alttextilien sind in dieser Studie nicht betrachtet und andere Fraktionen sind mengenmäßig nachgelagert. Für das Leitszenario 2030 ist angenommen, dass 20 % der Holzmenge im Sperrmüll getrennt erfasst und verwertet werden kann. Für Gewerbeabfall ist die Einschätzung eines theoretisch nutzbaren Potenzials aufgrund fehlender Informationen und Datenunsicherheiten nicht möglich. Für das Leitszenario 2030 wurde vereinfacht angenommen, dass 50 % der Wertstofffraktionen getrennt erfasst und verwertet werden können.

Die jeweils aus dem Hausmüll, dem Sperrmüll, den hausmüllähnlichen Gewerbeabfällen rechnerisch entnommenen Wertstoffmengen sind in Tabelle 27 aufgeführt. Diese sortenreinen Fraktionen sind für die Mengenstromumlenkung im Szenario 2030 den entsprechenden Fraktionen nach Destatis zugeordnet (sortenreinen Wertstoff- und Verpackungsfraktionen). Das für 2017 ermittelte Aufkommen an Leichtverpackungsabfällen ist konstant gehalten, da keine geeignete Zuordnung zu den Unterfraktionen möglich ist. Im Leitszenario 2030 werden LVP wie Szenario 1 in Dehoust et al. (2016b) bilanziert (s.a. Tabelle 31). Dadurch werden sowohl eine optimierte Sortierung als auch eine Steigerung der stofflichen Verwertung berücksichtigt.

Tabelle 27: Mengen für gesteigerte getrennte Erfassung im Leitszenario 2030

Stoffgruppe	aus Hausmüll	aus Sperrmüll	aus HMG	Gesamt
Altpapier-Verpackungen	167.292			167.292
Altglas-Verpackungen	264.824			264.824
Kunststoff-Verpackungen	297.551			297.551
Metall-Verpackungen	73.613			73.613
Altpapier	186.903		497.696	684.600
Altglas	50.472		230.950	281.422
Kunststoffe	174.942		456.062	631.004
Metalle	57.782		102.940	160.722
Nativ-organische Abfälle	2.322.127		876.566	3.198.693
Holz/Kork		293.246		293.246
Summe	3.595.506	293.246	2.164.214	6.052.966
<i>Anteil an Bezugsmengen</i>	<i>34 %</i>	<i>11 %</i>	<i>32 %</i>	<i>29 %</i>

⁴⁹ Müssen erst entpackt werden, sind auch in Dornbusch et al. (2020) als nicht nutzbares Potenzial eingestuft.

⁵⁰ Entspricht rd. 3,6 Mio. Mg des Hausmülls bzw. 34 % der Bezugsmenge für Hausmüll von rd. 10,6 Mio. Mg, (s.a. Tabelle 22).

Insgesamt ergibt sich die Mengenstromumlenkung durch gesteigerte getrennte Erfassung im Leitszenario 2030 zu rd. 6 Mio. Mg und damit zu 29 % der Restmüllmenge 2017. Den Hauptanteil für die Steigerung der getrennten Erfassung bildet die Fraktion nativ-organische Abfälle. Unter den beschriebenen Annahmen reduziert sich die Restmüllmenge im Leitszenario 2030 von 20.821.064 Mg auf 14.768.098 Mg. Die sich ergebende veränderte Zusammensetzung des Restmülls zeigt Tabelle 28.

Tabelle 28: Zusammensetzung Restmüll 2017 und 2030 im Basisvergleich

Stoffgruppe	2017	Leitszenario 2030
Altpapier	7,7 %	4,9 %
Altglas	4,7 %	2,8 %
Kunststoffe	8,7 %	5,9 %
Metalle	3,0 %	2,6 %
Nativ-organische Abfälle	29,6 %	19,5 %
Holz/Kork	8,5 %	10,1 %
Alttextilien	6,5 %	9,3 %
Verbunde	3,9 %	5,5 %
Feinmüll (0-10 mm)	7,0 %	10,0 %
Sonstige Abfälle	7,9 %	11,3 %
Inertmaterial	2,7 %	3,9 %
Hygieneprodukte	9,5 %	13,5 %
Problem- und Schadstoffe	0,4 %	0,5 %

Für diese Abfallzusammensetzung sind die Kenndaten Heizwert und fossiler Kohlenstoffgehalt wiederum nach dem in Kapitel 5.2 beschriebenen Verfahren berechnet. Die resultierenden Werte sind gegenüber denen der Ist-Situation nur wenig verändert:

- ▶ Heizwert: 9,1 MJ/kg
- ▶ fossiler C-Gehalt: 8,9 %
- ▶ biogener C-Gehalt: 15,9 %

5.3.1.2 Annahmen zur Erstbehandlung im Leitszenario 2030

Neben der gesteigerten getrennten Erfassung beinhaltet das Leitszenario 2030 Annahmen zur Erstbehandlung. Teilweise wurden auch hier Mengenstromumlenkungen angenommen. Zudem sind im Leitszenario 2030 für bestimmte Abfallarten neue Verfahren aufgenommen (vgl. Kap. 5.1.11). Insgesamt sind folgende Annahmen angesetzt:

1. Erstbehandlung Restmüll:

Für die reduzierte Restmüllmenge ist eine Gleichverteilung der Reduktion über die Erstbehandlung über TAB, MBA sowie „Mischabfallsortierung“ angesetzt. Es können keine Aussagen darüber gemacht werden wie sich die rechnerisch reduzierte Restmüllmenge tatsächlich verteilen könnte. Grundsätzlich bestehen Hinweise in (Flamme et al. 2018) worin die

Inputmenge in MBAs für 2030 mit -10 % prognostiziert wurde. Allerdings gibt es keine analogen Prognosen für die Inputmenge in TAB oder zur „Mischabfallsortierung“ und vor allem sind die beschriebenen Mengenänderungen bis 2030 in (Flamme et al. 2018) deutlich geringer als die in dieser Studie reduzierte Restmüllmenge im Leitszenario 2030 zur Zielerreichung einer RC-Rate von 60 %. Die Aufteilung innerhalb der TAB ist gegenüber 2017 unverändert (96 % MVA, 4 % EBS-KW). Für die Aufteilung innerhalb der MBAs ist berücksichtigt, dass grundsätzlich eine Verschiebung der Behandlung zu MBS-Anlagen anzunehmen ist. Beispielsweise geht das RESCUE-Projekt (Dittrich et al. 2020) von einer vollständigen Umrüstung zu MBS bis 2050 aus, allerdings bei konstantem Input. Mit der im Leitszenario 2030 deutlich reduzierten Restmüllmenge ist in dieser Studie angenommen, dass sich die Inputmenge in MBS nicht reduziert und der prozentuale Anteil in MPS-Anlagen konstant bleibt. Die Differenzmenge ist gleichverteilt bei MBA Rotte und MBA Vergärung in Abzug gebracht.

2. Nativ-organische Abfälle:

Nativ-organische Abfälle haben mit knapp 30 % den größten Anteil im Restmüll (Tabelle 28) und bilden entsprechend mit rd. 3,2 Mio. Mg den größten Mengenstrom bei der für das Leitszenario 2030 abgeleiteten gesteigerten getrennten Erfassung. Die Höhe dieser Menge geht auch auf die bislang unvollständige Umsetzung der nach KrWG seit 2015 vorgeschriebenen flächendeckenden getrennten Erfassung zurück. Trotz des Vollzugsdefizits ist auch nach Einschätzung von Fachkundigen eine Umsetzung der Annahme im Leitszenario 2030 nicht realistisch. Zumindest wäre davon auszugehen, dass sich in der Kürze der verbleibenden Zeit die erfassten Qualitäten verschlechtern würden. Dieser Aspekt wird als Sensitivität geprüft. Grundsätzlich ist im Leitszenario 2030 die gesteigerte getrennte Erfassung über die Biotonne angenommen. Bestehende Anlagenkapazitäten können diese Mengen nicht aufnehmen. Hier ist angenommen, dass zur Behandlung Vergärungsanlagen mit kombinierter energetischer und stofflicher Verwertung zugebaut werden. Auch diese Annahme ist sehr ambitioniert. Beispielsweise müssten bei einer durchschnittlichen Anlagenkapazität von 30.000 Mg/a rund 100 Vergärungsanlagen bis 2030 zugebaut werden.

Neben der Annahme, dass die zusätzlich getrennt erfasste Menge über Vergärungsanlagen behandelt wird, werden für kleinere Mengen auch die neuen oder alternativen Verfahren HTC und Behandlung mit Soldatenfliegenlarven betrachtet (vgl. Kap. 5.1.11). Das Zubaupotenzial ist mit 25.000 Mg für HTC und mit 50.000 Mg für die Behandlung mit Soldatenfliegenlarven angenommen. Aus Klimaschutzsicht sind nach den Ergebnissen in (Bulach et al. 2021) beide Verfahren gegenwärtig nachteilig bedingt durch geringe Effizienz und/oder hohen Energiebedarf. Beide haben aber ggf. Optimierungspotenzial, das kurz andiskutiert wird.

Für die weiteren nativ-organischen Wertstoffe ist eine Umlenkung von der Kompostierung zur Vergärung angenommen:

- ▶ für GPF erfolgt eine Umlenkung von 10 % der bisher kompostierten Mengen hin zu einer Vergärung,
- ▶ Küchen-/Kantinenabfälle werden im Szenario 2030 nicht mehr kompostiert, sondern ausschließlich vergoren.

Insgesamt ergibt sich daraus eine Steigerung des Anteils der Vergärung gegenüber der Kompostierung von organischen Abfällen von 33 % auf 52 %.

3. Holzabfälle:

Für einen kleinen Teil der Holzabfälle wird eine Umlenkung von der energetischen Verwertung zu einer neuen Verwertung durch Pyrolyse betrachtet. Das Zubaupotenzial ist mit 100.000 Mg

angenommen. Die Pyrolyse ist als stoffliche Verwertung eingeordnet⁵¹. Auf die RC-Rate hat die Umlenkung der relativ kleinen Menge keinen Einfluss.

4. Sekundärabfälle:

Bislang in Kohlekraftwerken mitverbrannte Mengen (vor allem EBS und Rejects aus PPK-Verwertung) werden in TAB eingesetzt.

Die insgesamt im Basisvergleich für das Leitszenario 2030 resultierenden Mengenänderungen des Aufkommens zur Erstbehandlung zeigt Tabelle 29.

Tabelle 29: Aufkommen Erstbehandlung 2017 und 2030 im Basisvergleich

Abfall zur Erstbehandlung	2017 [Mg]	Leitszenario 2030 [Mg]	Differenz [%]
Restmüll zur Deponie	5.100	0	-100 %
Restmüll zu TAB	13.960.376	9.904.331	-29 %
Restmüll zu MBAs	2.970.388	2.107.372	-29 %
„Mischabfallsortierung“	3.885.200	2.756.395	-29 %
Abfälle Biotonne	4.478.900	7.677.593	71 %
davon Kompostierung	2.497.600	2.497.600	0 %
davon Vergärung	1.981.300	5.104.993	158 %
davon neue Verfahren		75.000	
GPF	5.681.500	5.681.500	0 %
davon Kompostierung	4.673.400	4.206.060	-10 %
davon Vergärung	686.050	1.153.390	68 %
davon BMKW	322.050	322.050	0 %
Küchen-/Kantinenabfall	982.300	982.300	0 %
davon Kompostierung	55.200	0	-100 %
davon Vergärung	927.100	982.300	6 %
PPK	7.789.700	8.641.592	11 %
Glas	2.575.200	3.121.446	21 %
Kunststoffe	1.136.700	2.065.254	82 %
LVP & StNVP	4.029.700	4.029.700	0 %
Metalle	371.700	606.035	63 %
Holz	1.365.700	1.658.946	21 %
davon Pyrolyse		100.000	
Gesamt	49.232.464	49.232.464	0 %

⁵¹ Nach (Bulach et al. 2021) wird 70 % der erzeugten Biokohle letztendlich als Bodenverbesserer (Schwarzerde) in der Landwirtschaft eingesetzt zur Substitution von Torf.

5.3.1.3 Annahmen zu technischen Optimierungen

Zusätzlich zu den Mengenstromumlenkungen sind im Leitszenario 2030 technische Optimierungen angenommen:

- ▶ Steigerung der Nutzungsgrade bei thermischen Anlagen,
- ▶ Steigerung der Ausbeuten bei der Aufbereitung trockener Wertstoffe,
- ▶ Steigerung von Metallausbeuten aus Restmüllbehandlung,
- ▶ Steigerung der anteiligen Erzeugung von Biomethan.

Die im Leitszenario 2030 angesetzten Nutzungsgrade für thermische Anlagen zeigt Tabelle 30. Diese orientieren sich an den Annahmen der Vorgängerstudie (Dehoust et al. 2010). Für MVAs war darin für das Zieljahr 2020 eine Steigerung der Nutzungsgrade auf 14 % elektrisch und 45 % thermisch angenommen. In dieser Studie sind einheitlich für TAB demgegenüber etwas höhere Werte für das Jahr 2030 angenommen. Die angenommenen Nutzungsgrade für BMKW entsprechen den bereits in (Dehoust et al. 2010) für 2020 angenommenen. Mit den gegebenen Klimaschutzzielen spielen hohe Wärmenutzungsgrade eine wichtige Rolle.

Tabelle 30: Optimierung Nutzungsgrade thermische Anlagen im Leitszenario 2030

	2017	Szenario 2030
MVA		
elektrisch	11,1 %	16 %
thermisch	33,5 %	46 %
EBS-KW		
elektrisch	14,7 %	16 %
thermisch	45,4 %	46 %
BMKW		
elektrisch	21,3 %	18 %
thermisch	15,0 %	40 %

Für LVP, für die das Szenario 1 aus Dehoust et al. (2016b) angesetzt ist, sind technische Optimierungen insoweit enthalten, als dass die Sortiererfolge steigen und z. B. Kunststoffabfälle vermehrt der stofflichen Verwertung zugeführt werden (Tabelle 31).

Tabelle 31: Aufteilung Sortierfraktionen LVP-Sortierung

Sortierfraktion	2017	Szenario 2030
Folien zu Agglomeraten	0,69 %	0,80 %
Folien zur Regranulierung	5,97 %	8,11 %
MK zu Agglomerate	0,80 %	2,01 %
MK zu PO-Agglomerate	0,60 %	2,81 %
MK zu Regranulierung	2,05 %	2,81 %
PET zu Flakes	2,01 %	6,03 %

Sortierfraktion	2017	Szenario 2030
PO zur Regranulierung	5,74 %	8,03 %
PS zur Regranulierung	0,36 %	0,36 %
EPS zur Regranulierung	0,04 %	0,04 %
MK-EBS in Hochofen	2,81 %	0,00 %
MK-EBS in Zementwerk	24,99 %	15,06 %
Getränkeverbunde	5,57 %	5,62 %
Weißblech	11,47 %	10,85 %
Aluminium	2,50 %	2,41 %
Verbund PPK	2,19 %	2,41 %
EBS aus LVP ins Zementwerk	1,83 %	0,00 %
Sortierreste aus LVP	30,36 %	32,63 %

Quelle: (Dehoust et al. 2016a); Ist-Situation für 2017 und Szenario 1 für 2030

Für die Qualitäten der Ausbeuten ist für Kunststoffabfälle (inkl. denen aus LVP) keine Optimierung für das Leitszenario 2030 unterstellt. Dies wäre jedoch aus Klimaschutzsicht ein wichtiger Aspekt, wenn Rezyklate aus Kunststoff verstärkt Kunststoff-Neuware ersetzen würden anstatt Anwendungen aus Holz und Beton (Kap. 4.2.7.3).

Die weiteren Annahmen zu optimierten Sortiererfolgen oder zur Steigerung der Aufbereitung zu Biomethan zeigt Tabelle 32. Bei den trockenen Wertstoffen bestehen in Deutschland bereits weitgehend hohe Sortiererfolge, so dass für Glas, PPK oder Fe-Metalle keine weitere Steigerung angenommen ist. Dagegen wird bei Kunststoffen und NE-Metallen ein technisches Optimierungspotenzial gesehen⁵².

Tabelle 32: Optimierung Ausbeuten im Leitszenario 2030

	2017	Szenario 2030
Ausbeute Kunststoffe	70 %	80 %
Ausbeute NE-Metalle	70 %	75 %
Anteil Output LVP Sortieranlage zur stofflichen Verwertung (Szenario 1 (Dehoust et al. 2016b))	40 %	67 %
Steigerungsfaktor Metallausbeuten aus Restmüllbehandlung	1	1,2
Steigerungsfaktor Aufbereitung zu Biomethan	1	1,1

Weitere Optimierungen sind bei den Metallausbeuten aus der Restmüllbehandlung angenommen. Da die gesteigerte getrennte Erfassung und umgekehrte Reduktion des Restmülls die Erstbehandlung über TAB, MBA und „Mischabfallsortierung“ gleichermaßen betrifft, ändert sich der im Restmüll verbleibende Metallanteil in der Relation der Erstbehandlungsverfahren nicht. Hier ist einheitlich eine Steigerung der Metallausbeute um 20 % angenommen.

⁵² Für die EU27 ohne Deutschland bzw. die EU-Bilanzen für Siedlungsabfälle ist aufgrund der bereits gegebenen Datenunsicherheiten bezüglich der Datenübertragbarkeit für die Ist-Situation keine Steigerung der Ausbeuten für trockene Wertstoffe angenommen.

Die Erzeugung von Biomethan zum Stand 2017 ist in Kapitel 4.2.8 beschrieben. Im Leitszenario 2030 ist angenommen, dass dieser Anteil um 10 % zunimmt. Hintergrund der Annahme ist zum einen, dass sich die Marktbedingungen für Biomethan als Kraftstoff verbessern (Kraftstoffquote). Zum anderen ist diese Annahme aus Klimaschutzsicht vorteilhaft, da die Defossilisierung im Sektor Mobilität langsamer voranschreitet als im Energiesektor.

5.3.2 Szenario mit Eigenkompostierung in der RC-Rate

Das Szenario mit Eigenkompostierung in der RC-Rate hat in dieser Studie den Zweck, dem hohen Ambitionsgrad zur Erreichung der RC-Rate von 60 % im Leitszenario 2030 eine Modellvariante gegenüberzustellen, die eine weniger ambitionierte Steigerung der getrennten Erfassung durch Anrechnung der Eigenkompostierungsmenge auf die RC-Rate ermöglicht. Hierfür ist die Eigenkompostierungsmenge so festgelegt, dass sich ein deutlich geringerer Ambitionsgrad für die gesteigerte getrennte Erfassung ergibt, um somit die Spannweite unterschiedlicher Ambitionsniveaus diskutieren zu können. Die festgelegte Eigenkompostierungsmenge in Höhe von 7,9 Mio. Mg lässt sich zwar aus Studien ableiten, ist aber vermutlich für Deutschland zu hoch (Kap. 5.1.10). Allerdings passt die zugrunde liegende Annahme eines konstanten Pro-Kopf-Aufkommens zur Eigenkompostierung gut zu der für die Bilanzierung erforderlichen Annahme gleicher Abfallmengen in Vergleichsszenarien. Im Rahmen dieser Studie ist es weder beabsichtigt noch möglich potenzielle Wechselwirkungen zwischen einer getrennten Erfassung von nativ-organischen Abfällen und einer Eigenkompostierung zu diskutieren.

Für das Szenario mit Eigenkompostierung in der RC-Rate ist eine gesonderte Gegenüberstellung der Bilanzjahre 2017 und 2030 erforderlich, da die gesamte Abfallmenge jeweils um die angenommene Eigenkompostierungsmenge in Höhe von 7,9 Mio. Mg höher liegt als im Basisvergleich. Die gesamt in diesem Szenario vergleichend betrachtete Abfallmenge beläuft sich damit auf 57.132.464 Mg.

Da die Eigenkompostierung auf die RC-Rate angerechnet wird (werden darf), liegt diese im Szenario mit Eigenkompostierung im Jahr 2017 rechnerisch bei 55 %. Entsprechend ist die Zielerreichung der RC-Rate von 60 % für 2030 durch eine geringere modelltheoretische gesteigerte getrennte Erfassung erreichbar. Die zusätzlich getrennt zu erfassende Menge berechnet sich für dieses Szenario zu rd. 2,7 Mio. Mg und liegt um mehr als die Hälfte niedriger als im Leitszenario im Basisvergleich.

Die Ausgangsbasis für die gesteigerte getrennte Erfassung – das theoretisch nutzbare Potenzial – entspricht der für das Leitszenario 2030 (Kap. 5.3.1.1). Zur Erreichung der zusätzlich getrennt zu erfassenden 2,7 Mio. Mg ist angenommen, dass das nutzbare Potenzial an Hausmüll zu 35 % abgeschöpft wird (statt 70 % im Leitszenario). Für Sperrmüll ist angenommen, dass 5 % der Holzmenge im Sperrmüll getrennt erfasst und verwertet wird (statt 20 % im Leitszenario). Für HMG ist angenommen, dass 20 % der enthaltenen Wertstofffraktionen getrennt erfasst und verwertet werden (statt 50 % im Leitszenario). Die resultierenden aus dem Hausmüll, dem Sperrmüll, den hausmüllähnlichen Gewerbeabfällen rechnerisch entnommenen Wertstoffmengen sind in Tabelle 33 aufgeführt.

Tabelle 33: Mengen für gesteigerte getrennte Erfassung im Szenario 2030 mit Eigenkompostierung in der RC-Rate

Stoffgruppe	aus Hausmüll	aus Sperrmüll	aus HMG	Gesamt
Altpapier-Verpackungen	83.646			83.646
Altglas-Verpackungen	132.412			132.412
Kunststoff-Verpackungen	148.775			148.775
Metall-Verpackungen	36.807			36.807
Altpapier	93.452		199.079	292.530
Altglas	25.236		92.380	117.616
Kunststoffe	87.471		182.425	269.896
Metalle	28.891		41.176	70.067
Nativ-organische Abfälle	1.161.063		350.626	1.511.690
Holz/Kork		73.312		73.312
Summe	1.797.753	73.312	865.686	2.736.750
<i>Anteil an Bezugsmengen</i>	<i>17 %</i>	<i>3 %</i>	<i>13 %</i>	<i>13 %</i>

Tabelle 34: Zusammensetzung Restmüll 2017 und 2030 im Szenario mit Eigenkompostierung in der RC-Rate (Szenario EK 2030)

Stoffgruppe	2017 ¹	Szenario EK 2030
Altpapier	7,7 %	6,7 %
Altglas	4,7 %	4,0 %
Kunststoffe	8,7 %	7,7 %
Metalle	3,0 %	2,9 %
Nativ-organische Abfälle	29,6 %	25,5 %
Holz/Kork	8,5 %	9,5 %
Alttextilien	6,5 %	7,5 %
Verbunde	3,9 %	4,5 %
Feinmüll (0-10 mm)	7,0 %	8,1 %
Sonstige Abfälle	7,9 %	9,1 %
Inertmaterial	2,7 %	3,2 %
Hygieneprodukte	9,5 %	10,9 %
Problem- und Schadstoffe	0,4 %	0,4 %

1) Entspricht der Restmüllzusammensetzung der Basisbilanz 2017

Unter den beschriebenen Annahmen reduziert sich die Restmüllmenge im Szenario 2030 mit Eigenkompostierung in der RC-Rate von 20.821.064 Mg auf 18.084.314 Mg. Die sich ergebende veränderte Zusammensetzung des Restmülls zeigt Tabelle 34. Für diese Abfallzusammensetzung sind die Kenndaten Heizwert und fossiler Kohlenstoffgehalt wiederum nach dem in Kapitel 5.2 beschriebenen Verfahren berechnet. Die resultierenden Werte sind gegenüber denen der Ist-Situation auch hier nur wenig verändert:

- ▶ Heizwert: 9,2 MJ/kg
- ▶ fossiler C-Gehalt: 9,2 %
- ▶ biogener C-Gehalt: 15,8 %

Die Annahmen zur Erstbehandlung sind – ebenso wie die Annahmen zu technischen Optimierungen – gegenüber dem Leitszenario 2030 unverändert übernommen. Bei den Mengen ändern sich lediglich die prozentualen Anteile einer Verschiebung. Die im Szenario 2030 mit Eigenkompostierung in der RC-Rate resultierenden Mengenänderungen für das Aufkommen zur die Erstbehandlung zeigt Tabelle 35.

Für das Jahr 2017 ist der einzige Unterschied gegenüber der Basisbilanz 2017, dass die festgelegte Eigenkompostierungsmenge hinzukommt, die unverändert auch für 2030 angesetzt ist. Der deutlichste Unterschied im Szenario 2030 mit Eigenkompostierung in der RC-Rate zeigt sich bei den nativ-organischen Abfällen. Hier müssen lediglich rd. 1,5 Mio. Mg zusätzlich über die Biotonne getrennt erfasst werden. Diese Menge erfordert immer noch einen Ausbau der bestehenden Behandlungskapazitäten, ist aber auch nach Verbands- bzw. Fachkundigen-einschätzung als realistisch anzusehen (Online-Workshops). Mit der Beispielannahme einer durchschnittlichen Anlagenkapazität von 30.000 Mg/a müssten rund 50 Vergärungsanlagen bis 2030 zugebaut werden (statt rund 100 im Leitszenario 2030, s. Kap. 5.3.1).

Tabelle 35: Aufkommen Erstbehandlung 2017 und 2030 im Szenario mit Eigenkompostierung in der RC-Rate (Szenario EK 2030)

Abfall zur Erstbehandlung	2017	Szenario EK 2030	Differenz
	Mg	Mg	%
Restmüll zur Deponie	5.100	0	-100 %
Restmüll zu TAB	13.960.376	12.128.375	-13 %
Restmüll zu MBAs	2.970.388	2.580.588	-13 %
„Mischabfallsortierung“	3.885.200	3.375.351	-13 %
Abfälle Biotonne	4.478.900	5.990.590	34 %
davon Kompostierung	2.497.600	2.497.600	0 %
davon Vergärung	1.981.300	3.417.990	73 %
davon neue Verfahren		75.000	
GPF	5.681.500	5.681.500	0 %
davon Kompostierung	4.673.400	4.206.060	-10 %
davon Vergärung	686.050	1.153.390	68 %
davon BMKW	322.050	322.050	0 %

Abfall zur Erstbehandlung	2017	Szenario EK 2030	Differenz
Küchen-/Kantinenabfall	982.300	982.300	0 %
davon Kompostierung	55.200	0	-100 %
davon Vergärung	927.100	982.300	6 %
PPK	7.789.700	8.165.876	5 %
Glas	2.575.200	2.825.228	11 %
Kunststoffe	1.136.700	1.555.371	37 %
LVP & StNVP	4.029.700	4.029.700	0 %
Metalle	371.700	478.574	29 %
Holz	1.365.700	1.439.012	5 %
davon Pyrolyse		100.000	
Eigenkompostierung	7.900.000	7.900.000	0 %
Gesamt	57.132.464	57.132.464	0 %

5.3.3 Szenarien, Sensitivität Emissionsfaktoren Strom, Wärme

1. Szenarien mit EU27 Emissionsfaktoren für Strom und Wärme

Ursprünglich war für diese Studie, in der sowohl Deutschland als auch die EU betrachtet werden, vorgesehen, für alle Bilanzräume einheitlich die Emissionsfaktoren der EU27 für Strom und Wärme zu verwenden. Dadurch sollte vermieden werden, dass unterschiedliche Energiesysteme in den unterschiedlichen Bilanzräumen die Ergebnisse beeinflussen. Dies betrifft vor allem die Substitutionspotenziale durch Energie aus Abfall. In Ländern bzw. Länderclustern mit einem hohen THG-Emissionsfaktor vor allem für Strom⁵³ erzielt die energetische Verwertung ein und der gleichen Abfallart höhere THG-Entlastungspotenziale als in Ländern mit einem niedrigen THG-Emissionsfaktor. Ursächlich sind hierbei nicht Maßnahmen der Kreislaufwirtschaft, sondern die der Energiewirtschaft. Da die Klimaschutzpotenziale der Kreislaufwirtschaft der EU-Bilanzräume vergleichend untersucht werden sollen ist ein einheitlicher Emissionsfaktor unabdinglich, um die Unterschiede sowie Vor- und Nachteile der abfallwirtschaftlichen Maßnahmen erkennen zu können. Die Emissionsfaktoren für Strom variieren erheblich je nachdem ob Deutschland, die EU27, oder die Cluster 1 oder 2 betrachtet werden (s. Kap. 4.1.2).

Andererseits ist einzeln betrachtet der nationale Strommix aus Klimaschutzsicht durchaus relevant für die Betrachtung des Sektors Kreislaufwirtschaft. Insbesondere in Ländern, die zum einen noch Schwierigkeiten haben höhere Recyclinganteile zu etablieren und zum anderen noch einen weiten Weg zur Defossilisierung ihrer Stromerzeugung vor sich haben, kann die energetische Abfallverwertung einen relevanten Klimaschutzbeitrag leisten. Zudem wurde bei den Online-Workshops kritisch angemerkt, dass für Deutschland als gesondert betrachteter Bilanzraum nationale Emissionsfaktoren verwendet werden sollten.

Um diese Aspekte zu würdigen, sind für die THG-Bilanzen für Deutschland in diesem Teilbericht Deutschland einheitlich nationale Emissionsfaktoren für Strom und Wärme verwendet. Um umgekehrt für die EU-Bilanzen dadurch keinen Bias zu generieren, sind die THG-Bilanzen für

⁵³ Der THG-Emissionsfaktor für Wärme ist i.d.R. niedriger und unterscheidet sich auch weniger zwischen Ländern.

Deutschland zudem mit den Emissionsfaktoren der EU27 für Strom und Wärme berechnet. Nur die Ergebnisse daraus gehen in die THG-Bilanzen für die EU ein, die im Teilbericht EU beschrieben sind. Für die EU-Bilanzen für Siedlungsabfall werden zudem Sensitivitäten mit den regionalen Strom-Emissionsfaktoren berechnet. Die Unterschiede, die sich für Deutschland durch die Bilanzierungen mit einerseits nationalen und andererseits EU27-Emissionsfaktoren ergeben, sind im Ergebniskapitel 5.4.2.3 beschrieben.

2. Sensitivität mit Vermeidungsfaktoren für Strom aus biogenem Abfall

Die für die Bilanzräume verwendeten Emissionsfaktoren für Strom und Wärme werden auch für die Anrechnung von Substitutionspotenzialen durch die Erzeugung von Strom und Wärme aus Abfall verwendet. Die einzige Ausnahme bildet die Möglichkeit der flexiblen Stromerzeugung. Die frühere Bewertung nach dem Marginalansatz für Energie aus Abfall wie sie in (Dehoust et al. 2010) vorgenommen wurde, ist nicht mehr zeitgemäß (vgl. Kap. 4.1.1).

Für erneuerbare Energieträger veröffentlicht das Umweltbundesamt jährlich sogenannte Vermeidungsfaktoren. Retrospektiv sind darin Substitutionsfaktoren für verschiedene erneuerbare Energieträger bestimmt. Für den biogenen Anteil des Abfalls, Biogas, Biomethan, Biomasse, Klär-, Deponiegas und weitere waren Vermeidungsfaktoren für Strom bis 2017 einheitlich auf Basis einer Studie für 2012 und 2013 fortgeschrieben worden⁵⁴. Für das Jahr 2018 wurde die Berechnungsmethodik aktualisiert (UBA 2019). Die Substitutionsfaktoren für Strom werden neu mithilfe einer Simulation des europäischen Strommarkts ermittelt. Dabei wird der reale Strommarkt mit einem fiktiven europäischen Strommarkt ohne die deutsche EE-Stromproduktion verglichen. Im Ergebnis wurde danach für 2018 durch die Stromerzeugung aus dem biogenen Anteil des Siedlungsabfalls zu 67,6 % Strom aus Steinkohle, zu 30,3 % Strom aus Gas und zu 1,5 % Strom aus Braunkohle substituiert, was sich in dem Brutto-Vermeidungsfaktor von 738 g CO₂-Äq/kWh Strom widerspiegelt. Die Substitutionsfaktoren und entsprechend der Brutto-Vermeidungsfaktor gelten fast identisch für die weiteren zuvor genannten erneuerbaren Energieträger⁵⁵. Die Brutto-Vermeidungsfaktoren beziehen sich auf Verdrängungsmechanismen für den europäischen Strommarkt und nicht auf die nationale Stromerzeugung.

Für diese Studie werden die Brutto-Vermeidungsfaktoren für Strom aus biogenem Abfall im Rahmen einer Sensitivität für das Bilanzjahr 2017 betrachtet. Für den biogenen Anteil in Siedlungsabfall wird der Vermeidungsfaktor zu 50 % angerechnet. Wärme-Vermeidungsfaktoren werden nicht betrachtet (vgl. Kap. 4.1.2). Für das Bilanzjahr 2030 ist eine analoge Betrachtung nicht möglich, da die Werte retrospektiv ermittelt sind und keine Prognosen möglich sind. Für die EU-Mitgliedsländer bzw. die EU-Bilanzräume können entsprechende Werte nicht recherchiert werden, so dass für die EU-Bilanzräume keine analoge Sensitivitätsbetrachtung erfolgt.

Die Unterschiede, die sich für Deutschland durch die Sensitivitätsbetrachtung ergeben, sind im Ergebniskapitel 5.4.2.3 beschrieben.

5.3.4 Methodischer Ansatz zur Einbindung der Vorbereitung zur Wiederverwendung und der Abfallvermeidung

Die Vorbereitung zur Wiederverwendung und die Abfallvermeidung waren bislang nicht in Ökobilanzen der Abfallwirtschaft betrachtet worden. Der Hauptgrund dafür liegt in der

⁵⁴ (UBA 2018a), Kapitel 2.2.6.

⁵⁵ Der Substitutionsfaktor für Strom aus Gas ist teils mit 30,7 % angegeben, der Brutto-Vermeidungsfaktor mit 739 g CO₂-Äq/kWh Strom.

schwierigen Datenlage. Die Bestimmung von Substitutionspotenzialen für die Wiederverwendung und die Abfallvermeidung war bzw. ist insofern kaum möglich bzw. schwierig, als dass die wiederverwendeten oder vermiedenen Mengen kaum belastbar quantifiziert werden können und zudem kaum bzw. keine repräsentativen Informationen für die konkret vermiedenen Güter verfügbar sind.

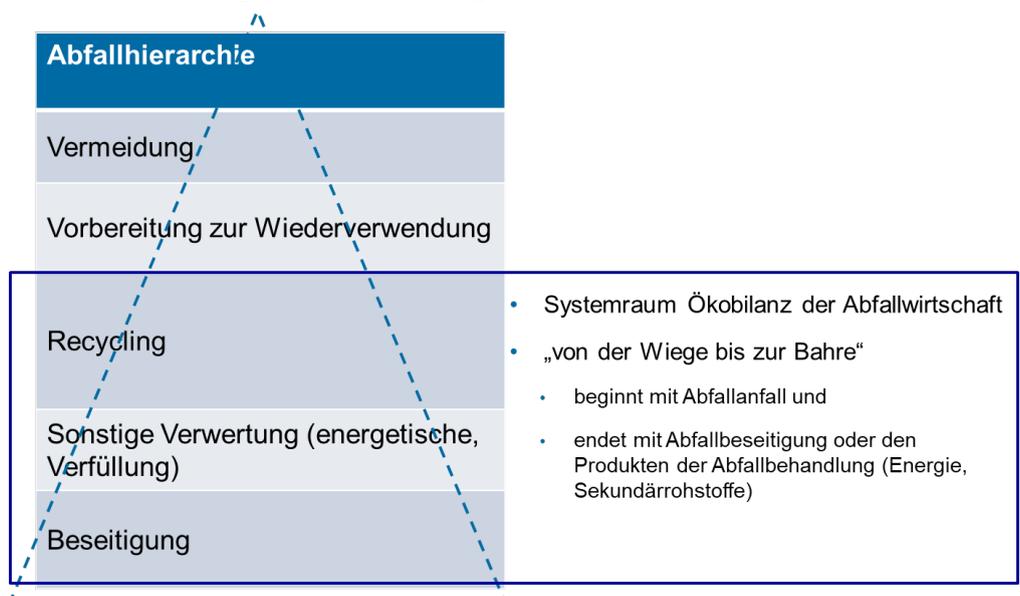
Grundsätzlich wäre es wünschenswert alle fünf Stufen der Abfallhierarchie betrachten zu können. Die Hürden und Schwierigkeiten dabei und die Gründe, warum sich bislang Ökobilanzen der Abfallwirtschaft auf Recycling, sonstige Verwertung und Beseitigung beschränken, ist in der nachfolgenden Abbildung 8 verdeutlicht. Die Abbildung zeigt zwei Folien, die auf einer deutsch-russischen Online-Konferenz zum Thema Treibhausgasemissionen der Abfall- und Kreislaufwirtschaft präsentiert wurden (Vogt 2021).

Abbildung 8: Ökobilanz der Abfallwirtschaft im Kontext der Abfallhierarchie

Problematik der Berechnung von THG-Emissionen für Abfallhierarchiestufen

Abfallhierarchie	Berechnung THG-Emissionen auf nationaler Ebene
Vermeidung	Berechnung sehr schwierig, i.d.R. nur gesamt reduzierte Menge nachvollziehbar → hohe Produktvielfalt, keine Information welche Produkte genau
Vorbereitung zur Wiederverwendung	Berechnung schwierig, z.B. in EU nicht statistisch erfasst (kein Abfall) → Annahmen zu Art, Menge, Lebensdauerverlängerung nötig; Optimierungen Primärproduktion zu beachten (zeitliche Dimension)
Recycling	Berechnung möglich, Mengen statistisch erfasst, Art des Recyclings und Substitutionspotenzial Expertenwissen; - bei trockenen Wertstoffen i.d.R. anteilige Vermeidung von Emissionen der Primärproduktion (Sekundärrohstoffe); - bei organischen Wertstoffen i.d.R. Substitution von Humus-, Mineraldünger (wichtigster Beitrag Vermeidung Deponierung)
Sonstige Verwertung (energetische, Verfüllung)	Berechnung möglich, Mengen statistisch erfasst, Art und Substitutionspotenzial Expertenwissen, IPCC Richtlinien; - energetische Verwertung i.d.R. Mitverbrennung vorteilhaft
Beseitigung	Berechnung möglich, v.a. Deponierung (oder Verbrennung ohne Energieerzeugung); Emissionen Deponie nach IPCC Richtlinien, aber Standardwerte mitunter hohe Varianz → Wissen über reale Bedingungen wichtig!

Resultierender bislang üblicher Betrachtungsrahmen für Ökobilanzen der Abfallwirtschaft



Quelle: (Vogt 2021)

Problematik Mengendaten

Für die Abfallvermeidung ist die Ermittlung der tatsächlich vermiedenen Mengen auf Basis der statistischen Daten schwierig. Allein eine Veränderung des spezifischen Abfallaufkommens pro Kopf (oder pro Wertschöpfung in dem jeweiligen Sektor) kann nicht unmittelbar zwingend als Abfallvermeidung eingeordnet werden. Gründe für Mengenänderungen können auch darauf zurückzuführen sein, dass sich die Berichtssystematik geändert hat, wenn beispielsweise Abfälle zunächst als hausmüllähnliche Gewerbeabfälle (Siedlungsabfälle) erfasst werden und im Vergleichsjahr dann als sektorale Gewerbeabfälle (Produktionsabfälle). Außerdem ist offen, inwieweit die Abfallvermeidung eine Leistung der Kreislaufwirtschaft ist bzw. dieser zuzuschreiben ist.

Für die Vorbereitung zur Wiederverwendung liegen bislang keine repräsentativen Daten vor. Da es sich im rechtlichen Sinne nicht um Abfälle handelt, werden die wiederverwendeten Mengen statistisch nicht erfasst. Mengendaten sind teilweise aus einzelnen Untersuchungen zu Sozial- und Gebrauchtgüterkaufhäusern verfügbar, die im Rahmen dieser Studie genutzt werden. Demgegenüber sind Daten zu privatwirtschaftlich bzw. durch Onlinehandel gehandelten Gebrauchtgütern noch schwieriger zugänglich. Es besteht beispielsweise kaum eine vernünftige Auswertemöglichkeit für den Handel über Online-Plattformen ohne besondere Zugänge und die Unterstützung der Betreiber der Plattformen. In dieser Studie wird der Onlinehandel nicht betrachtet. Dies nicht nur aufgrund der Datenlage, sondern auch da Onlinehandel, der bislang überwiegend privatwirtschaftlich organisiert ist, außerhalb des abfallwirtschaftlichen Rahmens liegt. D. h. es besteht i. d. R. keine Einflussmöglichkeit für öffentlich-rechtliche Entsorgungsträger bzw. abfallwirtschaftliche Behörden.

Methodik Ökobilanz der Abfallwirtschaft

Grundsätzlich kann die Vorbereitung zur Wiederverwendung und die Abfallvermeidung methodisch in die Ökobilanz der Abfallwirtschaft einbezogen werden. Analog zur Anrechnung von Entlastungspotenzialen durch das Recycling oder die energetische Verwertung kann auch das Entlastungspotenzial für durch Wiederverwendung länger genutzte Güter bzw. insgesamt vermiedene Abfälle angerechnet werden. Zu beachtende Maßgabe ist auch hier, dass bei vergleichenden Betrachtungen die Gesamtabfallmenge gleich sein muss. Bei der Vorbereitung zur Wiederverwendung gilt zudem, dass auf diese Art – unter bestimmten zu beachtenden Randbedingungen – nur eine einfache Wiederverwendung bzw. Lebensdauererlängerung einbezogen werden kann, nicht aber eine Kaskadennutzung. Die Betrachtung von Mehrwegsystemen erfordert die Untersuchung des Gesamtlebensweges von Produkten inkl. der Umläufe durch Mehrfachnutzung und damit eine Produktökobilanz.

Ein methodischer Ansatz zur Einbindung der Vorbereitung zur Wiederverwendung ist beispielsweise in (Vogt / Ludmann 2019) veröffentlicht. Eine wesentliche, zu beachtende Randbedingung im Hinblick auf das Substitutionspotenzial liegt in der zeitlichen Verzögerung durch eine Lebensdauererlängerung von Gütern. Hier muss geprüft werden, ob sich die Primärproduktion im Zeitraum der Lebensdauererlängerung geändert hat. Wenn z. B. innerhalb dieser Zeit deutlich effizientere Produkte hergestellt werden oder das Produktionsverfahren selbst umweltfreundlicher wird muss dieser durch eine Wiederverwendung „entgehende Vorteil“ in der Bilanz berücksichtigt werden. Dieser Aspekt ist vor allem für Elektronik- und Elektrogeräte relevant (s. (Vogt / Ludmann 2019)), die in dieser Studie ausgenommen sind.

Für die Abfallvermeidung liegt eine grundsätzliche Schwierigkeit bei der THG-Bewertung darin, dass i.d.R. nicht bekannt ist, welche Abfälle konkret vermieden werden und entsprechend keine vermiedenen Produkte zugeordnet werden können. Dies gilt insbesondere für Abfallgemische

wie Abfälle aus der Biotonne, Hausmüll, Sperrmüll, hausmüllähnliche Gewerbeabfälle. Zu Projektbeginn wurde aus diesem Grund geprüft, inwiefern veröffentlichte Daten genutzt werden können. Zum einen waren dies die Daten des Warenkorb aus einer Studie des Öko-Instituts für das Jahr 2005 (Öko-Institut 2007 p.). Dabei handelt es sich um 800 Einzeldatensätze. Diese sind jedoch nicht mehr aktuell und eine Aktualisierung wäre mit einem zu hohen Aufwand verbunden zumal weiterhin trotz der hohen Anzahl an Datensätzen nur orientierende Aussagen für eine Abfallvermeidung möglich wären. Als weiterer Ansatz wurde die Möglichkeit geprüft, Kennzahlen aus Konsummodellen wie CO₂-Rechner oder volkswirtschaftlichen Rechenmodellen zu verwenden. Hierbei ist jedoch der Grad der Differenzierung sehr übergeordnet. Nach Konsum- bzw. Bedürfnisfeldern (Wohnen, Ernährung, Mobilität, sonstiger Konsum), wären sehr grob Ernährung oder Bekleidung zuordenbare Rubriken. Textilien sind in dieser Studie ausgenommen und die Zuordnung einer THG-Kennzahl aus dem „sonstigen Konsum“ wäre sehr ungenau.

Nach weitergehenden Recherchen und Dank laufender bzw. mittlerweile abgeschlossener Projekte besteht jedoch die Möglichkeit die Abfallzusammensetzung und potenziell vermiedene Abfälle für manche Bereiche repräsentativ oder zumindest besser einschätzen zu können. Hierzu zählt die Sortieranalyse für Siedlungsabfälle (Dornbusch et al. 2020), eine Studie zu Lebensmittelabfällen (Jepsen et al. 2016), die Fortschreibung des Abfallvermeidungsprogramms (Wilts et al. 2020) und für die THG-Bewertung die Studien (Reinhardt et al. 2020) zur Bewertung einer Lebensmittelabfallvermeidung und (Vogt / Ludmann 2019) zur Bewertung der Wiederverwendung. Das Vorgehen in dieser Studie zur Einbindung der Vorbereitung zur Wiederverwendung und der Abfallvermeidung ist in den nachfolgenden Kapiteln beschreiben.

5.3.4.1 Einbindung Vorbereitung zur Wiederverwendung

Die Quantifizierung der Mengen zur Wiederverwendung wird in zwei Schritte aufgeteilt. Der erste Schritt ist die Quantifizierung der wiederverwendeten Menge pro Kopf. Der zweite Schritt ist die Charakterisierung der Zusammensetzung der wiederverwendeten Güter.

Für die Quantifizierung der wiederverwendeten Menge pro Kopf wurden verschiedenen Quellen herangezogen und plausibilisiert. Die erste Quelle ist das Sozialkaufhaus Stilbruch, welches Angaben zu Warengruppen, deren Anteil, der Stückzahl und dem Preis veröffentlicht hat (Bernhard 2017). Deren Daten werden verarbeitet und durch weitere Daten ergänzt, um eine Bilanzierung der Treibhausgasemissionen zu ermöglichen. Die vorgegebenen Warengruppen werden verschiedenen Clustern zugeordnet, für die aus Vorprojekten bereits durchschnittliche Gewichte ermittelt wurden. Bei bestimmten Clustern wird hierbei ein Mittelwert aus den bestehenden Gewichten gebildet (z. B. bei den Polstermöbeln) oder es werden eigene Annahmen getroffen (z. B. Betten/Lattenroste), um die vorhandenen Warengruppen alle mit Gewichten versehen zu können. Das Ergebnis ist in der folgenden Tabelle dargestellt.

Tabelle 36: Daten zu den Warengruppen für die verkauften Produkte im Sozialkaufhaus Stilbruch in Hamburg im Jahr 2015

Warengruppe	Menge/ Stückzahl	Zuordnung	Gewicht in kg	Gesamt- masse	Massenanteil
Glas/Porzellan	91.997	Hausrat-Kleinteile	0,4	33.119	1,9 %
Bücher	53.202	Hausrat-Kleinteile	0,4	19.153	1,1 %
Kleinmöbel	17.063	Tische, Regale, Schränke	20	341.260	20,1 %
Polstermöbel	3.380	Mischung aus Polstermöbel	32	108.160	6,4 %

Warengruppe	Menge/ Stückzahl	Zuordnung	Gewicht in kg	Gesamt- masse	Massenanteil
Bilder	10.013	Hausrat-Kleinteile	0,4	3.605	0,2 %
Tische	4.968	Tische, Regale, Schränke	20	99.360	5,8 %
Stühle	11.095	Stühle	6	67.698	4,0 %
Spielwaren	27.759	Hausrat-Kleinteile	0,4	9.993	0,6 %
Antikmöbel	1.870	Regale, Schränke bis 1,5 m Breite	50	93.500	5,5 %
Großmöbel	1.352	Wohnzimmerschrank(wand)	300	405.600	23,9 %
Sportartikel	5.946	Hausrat-Kleinteile	0,4	2.141	0,1 %
Betten/Lattenroste	1.753	Eigene Annahme	15	26.295	1,5 %
Garten/Heimwerk	6.439	Eigene Annahme	2	12.878	0,8 %
Büromöbel	3.327	Mischung aus holzbasierten Möbeln	35	116.445	6,9 %
Saisonartikel	8.543	Eigene Annahme	0,1	854	0,1 %
Textilien	59.437	Oberbekleidung	0,4	23.775	1,4 %
Elektro ges.	33.236	Mischung aus Elektrokleingeräte und Staubsauger	5,0	165.040	9,7 %
CD/LP/DVD	31.432	Eigene Annahme	0,1	3.143	0,2 %
Fahrräder	2.924	Fahrrad	17	49.708	2,9 %
Teppiche	709	eigene Annahme	10	7.090	0,4 %
Verluste				110.452	6,5 %
Summe				1.699.269	100 %

Quelle: eigene Auswertung basierend auf (Bernhard 2017)

Die Summe (1.699.269 kg) dieses Bottom up-Ansatzes wird durch die Bevölkerungszahl Hamburgs im Jahr 2015 (1.787.408) (Statistisches Amt für Hamburg und Schleswig-Holstein 2016) geteilt. Hieraus ergibt sich eine pro Kopf Menge von 0,95 kg. Diese Menge wird verglichen mit der Massenangabe für das Kaufhaus Stilbruch von 2,67 Mio. kg, welche in (Wilts et al. 2020) dargestellt ist. Hieraus ergibt sich eine pro Kopf Menge von 1,49 kg. Im Dialog mit Fachkundigen wird diese Menge plausibilisiert. Der Kreis Herford hatte im Jahr 2015 eine pro Kopf Menge von 3,2 kg (Arbeitskreis Recycling e.V. 2020) und stellt durch seine Infrastruktur den Best Case in Deutschland dar. Die Fachkundigen (Arbeitskreis Recycling e.V. 2020) schätzen, dass in Deutschland im Durchschnitt etwa die Hälfte dieser Menge also 1,6 kg/Kopf erreicht wird. Da diese Angabe gut zur errechneten Menge in Hamburg von 1,49 kg passt, werden die 1,6 kg pro Kopf für die Quantifizierung angesetzt. Multipliziert mit der Bevölkerungszahl Deutschlands im Jahr 2017 (Statistisches Bundesamt (Destatis) 2017) von 82.792.351 ergibt sich hieraus eine Masse von 132.467.762 kg wiederverwendeter Güter in Deutschland.

Für die Charakterisierung der Zusammensetzung der wiederverwendeten Güter werden die beiden genannten Quellen (Bernhard 2017) und (Arbeitskreis Recycling e.V. 2020) verwendet. Die grobe Zusammensetzung ist in der folgenden Tabelle für beide Quellen dargestellt.

Tabelle 37: Zusammensetzung wiederverwendeten Güter in Hamburg und im Kreis Herford

	Elektro	PC	Textil	Hausrat	Fahrrad	Möbel	Bücher	Garten und Heim
Hamburg	10 %	-	2 %	3 %	3 %	74 %	1 %	1 %
Herford	14 %	1 %	16 %	6 %	1 %	57 %	5 %	-

Quelle: Zusammenstellung auf Basis von (Bernhard 2017) und (Arbeitskreis Recycling e.V. 2020)

Nach einem Austausch mit verschiedenen Fachkundigen wurden die Daten aus Herford als repräsentativer gesehen. Der hohe Möbelanteil in Hamburg ist nicht repräsentativ und auf die Struktur der Akquise zurückzuführen. Dennoch sind die Daten aus Hamburg wertvoll, da sie eine höhere Auflösung für die Möbelfraktion liefern. Die in Tabelle 36 dargestellten Daten werden für die Möbelfraktionen ausgewertet und ergeben den in der folgenden Tabelle dargestellten, auf die Bilanzierungsdaten angepassten, Schlüssel.

Tabelle 38: Zusammensetzung der Möbelfraktion

Möbelgruppe	Anteil
Tische, Regale, Schränke	40 %
Regale, Schränke bis 1,5 m Breite	12 %
Wohnzimmerschrank(wand)	32 %
1-Sitzer (Sessel)	4 %
2-Sitzer (Sofa)	3 %
3-Sitzer (Sofa)	2 %
Betten	2 %
Stühle	5 %

Quelle: Zusammenstellung auf Basis von (Bernhard 2017)

Mit der oben dargestellten Gesamtmasse in Deutschland an wiederverwendeten Gütern und der Zusammensetzung der wiederverwendeten Güter sowie der Aufschlüsselung der Möbelfraktion ergeben sich die, in der folgenden Tabelle, dargestellten Massen.

Tabelle 39: Wiederverwendete Güter nach Art und Masse

Güterart	Masse in kg
Elektro	18.019.675
PC	1.818.302
Textil	20.854.732
Hausrat	8.581.059
Fahrrad	1.808.737

Güterart	Masse in kg
Bücher	6.417.815
Möbel gesamt	74.967.441
davon Tische, Regale, Schränke	29.719.789
davon Regale, Schränke bis 1,5 m Breite	9.039.247
davon Wohnzimmerschrank(wand)	24.164.634
davon 1-Sitzer (Sessel)	3.221.951
davon 2-Sitzer (Sofa)	1.933.171
davon 3-Sitzer (Sofa)	1.288.780
davon Betten	1.566.590
davon Stühle	4.033.277

Quelle: Eigene Berechnung

Die Kategorien Elektro, PC und Textil liegen außerhalb des Betrachtungsrahmens und fließen nicht in die Bilanzierung ein.

Die zuvor beschriebene Ableitung und Klassierung nach Güterarten orientiert sich an den Möglichkeiten diese in ihrem THG-Vermeidungspotenzial zu bewerten. Im Rahmen der Stoffstrom-, Klimagas- und Umweltbilanz 2018 für das Land Berlin (Vogt / Ludmann 2019) wurde ein Tool für Sozial- und Gebrauchtwarenkaufhäuser zur Darstellung der Abfallvermeidungsleistung bzw. des THG-Vermeidungspotenzials gemeinsam mit den Betreibern entwickelt. In einem ersten Schritt wurde eine harmonisierte Artikelliste abgestimmt, die für die Ableitung der hier betrachteten Güterarten zugrunde gelegt wurde. Gemeinsam mit den Akteuren wurden anschließend weitere benötigte Parameter wie Gewicht, Materialkomponenten, Alter, technische Lebensdauer und vor allem die zu erwartende Lebensdauererweiterung für die Gebrauchtwaren abgestimmt bzw. versucht zu ermitteln.

Zur Darstellung der THG-Vermeidungsleistung durch die Wiederverwendung wurden THG-Emissionsfaktoren (THG-EF) für die Herstellung entsprechender Neuwaren ermittelt. Soweit möglich wurden hierfür Literaturquellen herangezogen oder eigene Berechnungen durchgeführt. Ganz entscheidend für das THG-Entlastungspotenzial ist die tatsächliche Lebensdauererweiterung. Für diese gibt es kaum belastbare Daten. Die bestehenden Einschätzungen basieren auf Angaben bzw. Annahmen zur technischen Lebensdauer von Produkten und zum Alter von abgegebenen Gebrauchtwaren (Erstnutzungsdauer). Dabei kann nicht ausgesagt werden, ob die technische Lebensdauer über eine Zweit- bzw. Folgenutzung tatsächlich ausgeschöpft wird. Da genau das jedoch ergebnisbestimmend ist sowie aufgrund der insgesamt bestehenden Datenunsicherheiten, sind die ermittelten Entlastungspotenziale als orientierende Werte zu verstehen. Die insgesamt aus (Vogt / Ludmann 2019) für die THG-Bewertung der Vorbereitung zur Wiederverwendung angesetzten Daten zeigt Tabelle 40.

Darin nicht enthalten ist Hausrat, der für diese Studie nicht betrachtet wird, da es sich um eine Vielzahl von unterschiedlichen Kleinteilen wie Geschirr, Backform, Blumentopf, Deko, Kleiderbügel, Leiter, Rollo, Saftpresse, Schirm u. ä. handelt, für die zur THG-Bewertung in (Vogt / Ludmann 2019) nur Annahmen möglich waren. Des Weiteren werden Betten nicht bewertet, die auch nicht in (Vogt / Ludmann 2019) abgebildet werden konnten. In Summe ergibt sich die für die Vorbereitung **zur Wiederverwendung betrachtete Menge zu 75.210 Mg.**

Die Angaben zur Lebensdauerverlängerung von 50 % sind gesetzte Annahmen, da keine belastbaren Informationen hierzu verfügbar sind. Die THG-Emissionsfaktoren für holzbasierte Möbel (Regale, Schränke) sind eigene Berechnungen in (Vogt / Ludmann 2019). Die Angaben zu Polstermöbeln (Sessel, Sofa, Couch) sind (Behrendt et al. 2011) entnommen. Bei dem THG-Emissionsfaktor für Stühle handelt es sich um den Mittelwert aus sechs Umweltproduktdeklarationen für Stühle verschiedener Materialien. Der THG-Emissionsfaktor für Fahrrad ist der Mittelwert für Fahrräder mit Alu- und Stahlrahmen nach (Mottschall 2012).

Tabelle 40: Kenndaten zur THG-Bewertung der Wiederverwendung

Güterart	Gewicht in kg	Technische Lebensdauer	Lebensdauerverlängerung nach Erstnutzung	THG-EF Herstellung
	kg	Jahre	% techn. Lebensdauer	kg CO ₂ -Äq/Stück
Fahrrad	17	10	50 %	-111
Tische, Regale, Schränke	20	15	50 %	-16
Regale, Schränke bis 1,5 m Breite	50	15	50 %	-39
Wohnzimmerschrank(wand)	300	15	50 %	-234
1-Sitzer (Sessel)	25	20	80 %	-57
2-Sitzer (Sofa)	35	20	80 %	-80
3-Sitzer (Sofa)	45	20	80 %	-102
Stühle	6	15	50 %	-10

Quelle: abgeleitet nach (Vogt / Ludmann 2019)

Die THG-Vermeidungsleistung berechnet sich für die betrachtete Menge von 75.210 Mg insgesamt zu 45.899 Mg CO₂-Äq. Der resultierende gewichtete spezifische Wert in Höhe von rund - **610 kg CO₂-Äq/Mg Gebrauchware** geht in die Sensitivitätsbetrachtung für das Leitszenario mit anteiliger Wiederverwendung und Abfallvermeidung ein. Die wiederverwendeten Gütermengen werden beim Restmüll abgezogen mit der Annahme, dass diese Mengen dem Sperrmüll entzogen werden. Der Aufwand der Vorbereitung zur Wiederverwendung ist bei den betrachteten Gütern gering. I.d.R. handelt es sich um gute Qualitäten, so dass sich die Aufwendungen auf Transporte und Energiebedarf für die Verkaufsräume bzw. -lager beschränken, die grundsätzlich auch beim Handel mit Primärware gegeben sind.

5.3.4.2 Einbindung Abfallvermeidung

Die Einbindung der Abfallvermeidung wäre im Grundsatz einfach, insoweit die Produkte bekannt sind, die durch eine Abfallvermeidung nicht hergestellt werden müssen. Im Rahmen dieser Studie kann das für Lebensmittelabfälle gezeigt werden und ist im Kapitel 6.3.2 beschrieben. Für die Siedlungsabfallbilanz Deutschland sind die Ergebnisse daraus in der Sensitivität zur Abfallvermeidung eingebunden.

Für weitere Abfallarten besteht derzeit keine Möglichkeit eine Abfallvermeidung nach Menge für konkrete Güter einzuschätzen. An dieser Stelle seien jedoch Ansatzmöglichkeiten genannt, die für künftige Studien relevant sein können.

So stehen insbesondere Kunststoffprodukte derzeit im Fokus von rechtlichen und/oder strategischen Zielen. Beispielsweise wurden in (Wilts et al. 2020) Kunststofftragetaschen < 50 µm betrachtet für die auf europäischer Ebene die politische Zielvorgabe besteht, die Mengen auf 40 Tüten pro Kopf und Jahr zu reduzieren. Dieses Ziel war in Deutschland im Jahr 2017 mit 29 Tragetaschen pro Kopf bereits weit unterschritten. Für andere EU-Mitgliedsstaaten könnte diese Vermeidungsleistung noch relevant sein. Die THG-Vermeidungsleistung liegt nach (Wilts et al. 2020) etwa bei -1,6 kg CO₂-Äq/kg PE-Tragetasche⁵⁶.

Ein weiterer möglicherweise interessanter Aspekt mit Blick auf die Abfallvermeidung liegt in den Reglementierungen zu Einwegplastik (Initiative aus dem European Green Deal). Seit 3.07.2021 sind in der EU bestimmte Einwegplastikprodukte verboten. Hierzu zählen Trinkhalme, Rührstäbchen, Einweg-Geschirr, To-Go-Becher und Einweg-Behälter aus Styropor. Nach Angaben des Bundesumweltministerium betrug das Abfallaufkommen von Einweggeschirr und To-Go-Verpackungen im Jahr 2017 mehr als 346.000 Tonnen⁵⁷. Diese Mengen müssten theoretisch künftig vermieden werden. Um diese im Rahmen einer Ökobilanz der Abfallwirtschaft einbeziehen zu können bedarf es weitergehender Untersuchungen. Es bedarf einer Differenzierung der Menge nach Kunststoffarten, einer Zuordnung zu EAV-Schlüsseln und die vermiedene THG-Belastung aus deren Herstellung wäre im Einzelnen zu recherchieren.

Ebenfalls einen Fokus auf die Vermeidung von Kunststoffabfällen wird in der freiwilligen Selbstvereinbarung des European Plastic Pact gelegt⁵⁸. Der European Plastic Pact hat sich dazu verpflichtet die Herstellung von Neuware aus Kunststoff bis 2025 um 20 % zu reduzieren. 10 % absolute Reduzierung durch Wiederbefüllungs- bzw. Nachfüllsysteme und 10 % Reduzierung durch einen erhöhten Recyclinganteil. Ersteres wäre ein Aspekt für ein Abfallvermeidungspotenzial durch Mehrweg. Dies kann allerdings nur dann in die Ökobilanz der Abfallwirtschaft einbezogen werden, wenn es sich um eine einfache Zweitnutzung handelt. Eine Kaskadennutzung erfordert methodisch eine Produktökobilanz.

Weitere Abfallvermeidungspotenziale für Verpackungsabfälle allgemein bestehen durch die Ziele des europäischen Grünen Deals (European Green Deal) (EU Commission 2019) und des Neuen Aktionsplans für die Kreislaufwirtschaft (New Circular Economy Action Plan) (EU Commission 2020). Neben quantitativen Zielen für die Wiederverwendung und das Recycling kündigt vor allem der Neue Aktionsplan für die Kreislaufwirtschaft Ziele zur Abfallvermeidung von Verpackungsabfällen an: Zur Reduktion von (Über-)Verpackungen und Verpackungsabfällen sollen 2021/2022 Ziele und Abfallvermeidungsmaßnahmen benannt werden.

5.4 Ergebnisse THG-Bilanzen

Im Folgenden ist in Kapitel 5.4.1 das Ergebnis der THG-Bilanz für den Basisvergleich – dem Vergleich der Basisbilanz 2017 mit dem Leitszenario 2030 – dargestellt. In dem darauffolgenden Kapitel 5.4.2 werden Szenarien und Sensitivitätsbetrachtungen für die Siedlungsabfallbilanz Deutschland beschrieben (siehe Übersicht in Kap. 5.3).

Die Ergebnisse sind nach Abfallarten zusammengefasst. Für Restmüll umfasst das Ergebnis die THG-Bilanzierung über die verschiedenen Behandlungspfade, die im Sankey-Diagramm in Abbildung 6 dargestellt sind. Analog sind unter „Organikabfall“, die Behandlungspfade für die organischen Wertstoffe Abfälle aus der Biotonne, GPF und Küchen-/Kantinenabfälle zusammengefasst. Die Ergebnisse für die getrennt erfassten trockenen Wertstoffe sind einzeln

⁵⁶ Überschlägig berechnet nach Angaben in Tabelle 24 in (Wilts et al. 2020).

⁵⁷ <https://www.bundesregierung.de/breg-de/themen/nachhaltigkeitspolitik/einwegplastik-wird-verboden-1763390> (23.08.2021)

⁵⁸ <https://europeanplasticpact.org/targets/> (13.06.2021)

nach Abfallarten aufgeführt. Diese unterscheiden sich in der Charakteristik deutlich voneinander und haben beim Recycling kaum/keine Gemeinsamkeiten.

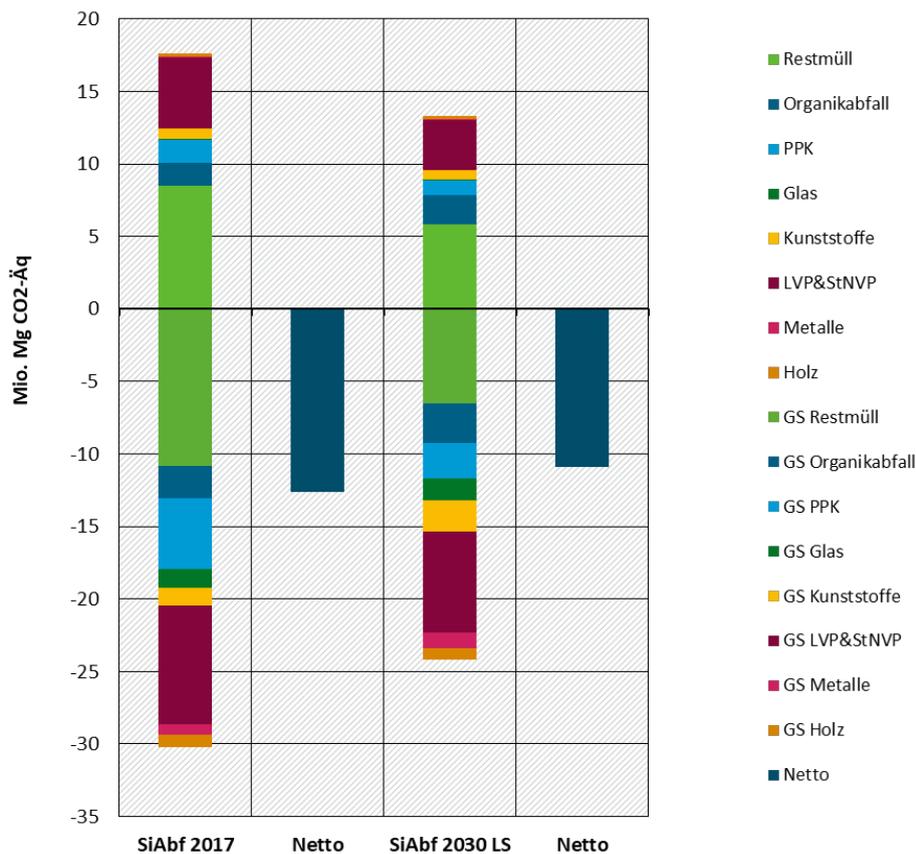
Aufgabe dieser Studie war auch die Anschlussfähigkeit an die Vorgängerstudie zu wahren bzw. zu zeigen. Klimaschutzpotentiale der Abfallwirtschaft für Siedlungsabfälle Deutschland wurden zuletzt in Dehoust et al. (2010) für das Bilanzjahr 2006 untersucht. Der Vergleich in der Zeitreihe ist – methodisch bedingt – nur eingeschränkt möglich. Zum Verständnis der Entwicklung findet sich im Anhang, Kapitel B.4 eine entsprechende Gegenüberstellung.

5.4.1 Basisvergleich

Im Basisvergleich sind die THG-Ergebnisse für die in Kapitel 5.1.9 gezeigte Ist-Situation für Deutschland im Jahr 2017 denen des in Kapitel 5.3.1 beschriebenen Leitszenarios 2030 gegenübergestellt. Für die Abbildungen sind folgende Bezeichnungen verwendet:

- ▶ Basisjahr 2017: „SiAbf 2017“ (Siedlungsabfall 2017)
- ▶ Leitszenario 2030: „SiAbf 2030 LS“ (Siedlungsabfall 2030 Leitszenario)

Abbildung 9: Basisvergleich Siedlungsabfall Deutschland



GS: Gutschrift bzw. Entlastungspotenzial

Abbildung 9 zeigt die absoluten Ergebnisse nach den Be- und Entlastungen der Abfallfraktionen sowie das gesamte Nettoergebnis im Jahresvergleich. Für das **Basisjahr 2017** ergibt sich ein **absolutes Nettoentlastungspotenzial in Höhe von rund -12,6 Mio. Mg CO₂-Äquivalente**. Die dem zugrunde liegenden Belastungen belaufen sich auf rund 17,6 Mio. Mg CO₂-Äquivalente und das Entlastungspotenzial auf rund -30,2 Mio. Mg CO₂-Äquivalente. Die absoluten Belastungen

werden v. a. durch die Fraktionen Restmüll und LVP & StNVP bedingt. In Summe machen diese beiden Fraktionen 76 % der Belastungen aus. Die absoluten Entlastungspotenziale werden ebenfalls vor allem durch die Abfallfraktionen Restmüll und LVP & StNVP gebildet und im Weiteren durch PPK (in Summe 74 %). Nach Masse nehmen die Fraktionen 50 % bzw. mit PPK 66 % ein.

Für das **Leitszenario 2030** zeigen sich demgegenüber geringere Belastungen, aber auch geringere Entlastungspotenziale. Das **absolute Nettoentlastungspotenzial ergibt sich zu rund -10,9 Mio. Mg CO₂-Äquivalente**. Die Belastungen liegen bei rund 13,3 Mio. Mg CO₂-Äquivalente und das Entlastungspotenzial liegt bei rund -24,2 Mio. Mg CO₂-Äquivalente. Die Hauptbeiträge an den absoluten Belastungen nehmen weiter die Fraktionen Restmüll und LVP & StNVP mit 69 % ein (bei 38 % Massenanteil). Zusammen mit PPK bilden die drei Fraktionen noch 66 % der Entlastungspotenziale (bei 56 % Massenanteil).

Die Unterschiede im Ergebnis – das insgesamt um 1,7 Mio. Mg CO₂-Äq geringere Nettoentlastungspotenzial – geht vor allem auf die Defossilisierung des Energiesystems zurück. Zum einen sinken die THG-Belastungen aus dem Energiebedarf, zum anderen aber auch die Substitutionspotenziale für Energie und Primärprodukte, deren Herstellung mit einem relevanten Strombedarf einhergeht (Aluminium, PPK, s. Kap. 4.2.7). Dem entgegen stehen die Optimierungen im Leitszenario, die gesteigerte getrennte Erfassung und technische Optimierungen.

Die Gesamtschau der THG-Nettoergebnisse für Siedlungsabfälle (SiAbf) nach Abfallfraktionen in absoluten Werten sowie spezifisch pro Kopf und pro Tonne im Basisjahr 2017 und im Leitszenario 2030 (2030 LS) zeigt nachfolgende Tabelle.

Tabelle 41: Absolute und spezifische Nettoergebnisse nach Abfallfraktionen – Basisvergleich Siedlungsabfälle Deutschland: Basisjahr 2017 und Leitszenario 2030

Abfallfraktion	absolut	absolut	spez. pro Kopf ¹	spez. pro Kopf ¹	spez. pro Tonne	spez. pro Tonne
	2017	2030 LS	2017	2030 LS	2017	2030 LS
	Mio. Mg CO ₂ -Äq		kg CO ₂ -Äq/E		kg CO ₂ -Äq/Mg	
Restmüll	-2,37	-0,71	-28,6	-8,6	-114	-48
Organikabfall	-0,60	-0,72	-7,3	-8,3	-54	-50
PPK	-3,35	-1,48	-40,4	-17,9	-430	-171
Glas	-1,20	-1,43	-14,4	-17,3	-464	-460
Kunststoffe	-0,49	-1,43	-5,9	-17,3	-431	-692
LVP & StNVP	-3,31	-3,57	-39,9	-43,1	-820	-886
Metalle	-0,66	-0,98	-7,9	-11,8	-1.769	-1.616
Holz	-0,65	-0,59	-7,8	-7,2	-474	-358
Summe/Durchschnitt	-12,6	-10,9	-152	-132	-256	-222

2) berechnet mit Bevölkerungszahl von 82.792.351 in 2017 (Statistisches Bundesamt (Destatis) 2017)

Auf Basis der **spezifischen Nettoergebnisse nach Abfallfraktionen pro Tonne Abfall** können die Ergebnisunterschiede erläutert werden:

Auf spezifischer Ebene pro Tonne zeigen vor allem die **Metalle** hohe Nettoentlastungspotenziale. Die Herstellung von Roheisen und Aluminium ist mit vergleichsweise hohen THG-Emissionen verbunden. Im Leitszenario 2030 sinkt diese spezifische Nettoentlastung, da für die stromintensive Primärherstellung von Aluminium eine reduzierte THG-Belastung abgeschätzt ist (Kap. 4.2.7.4).

Im Weiteren zeigt die Entsorgung von **Kunststoffabfällen und LVP & StNVP** hohe spezifische Nettoentlastungen. Im Leitszenario 2030 steigt die Nettoentlastung bei den Kunststoffabfällen deutlicher als bei den LVP. Ursache ist die geringere THG-Belastung für den Strombedarf (bei reinen Kunststoffabfällen deutlicher als beim LVP-Gemisch). Die Entlastungspotenziale sind wenig verändert. Bei den LVP liegen sie etwa 20 % niedriger aufgrund der geringeren Entlastungspotenziale bei Verpackungsabfällen aus Aluminium und aus PPK (abgeschätzte reduzierte THG-Belastung für stromintensive Primärherstellung, Kap. 4.2.7.2). Steigerungen der Entlastungspotenziale könnten vor allem durch bessere Qualitäten und resultierende stärkere Substitution von Kunststoff-Neuware statt von Anwendungen als Holz- und Betonersatz erzielt werden.

Die Nettoentlastungspotenziale pro Tonne für **PPK, Glas und Holz** liegen im Basisjahr 2017 etwa in ähnlicher Höhe. Für PPK und Glas sind diese durch die stoffliche Verwertung geprägt, für Holz durch die energetische Verwertung. Die Spanplattenverwertung von Holz ist mit einer vergleichsweise niedrigen spezifischen Nettoentlastung verbunden (s. Kap. 4.2.9). Im Leitszenario 2030 verringert sich das spezifische Nettoentlastungspotenzial für PPK. Hauptgrund ist die abgeschätzte reduzierte THG-Belastung aufgrund des Strombedarfs bei der Primärherstellung von Holz- und Zellstoff (Kap. 4.2.7.2). Auch eine Rolle spielen reduzierte Entlastungspotenziale aus der energetischen Verwertung der Rejects. Im Jahr 2017 gingen diese anteilig zur Mitverbrennung in Kohlekraftwerke. Die Umlenkung zur Behandlung in TAB in 2030 ist demgegenüber mit geringeren Entlastungspotenzialen verbunden. Dabei werden die geringeren Entlastungen für Strom und Wärme aus Abfall durch die für 2030 angenommenen höheren Nutzungsgrade für TAB teils kompensiert. Das spezifische Nettoergebnis für Glasabfälle ist nahezu unverändert, Strombedarf oder energetische Verwertung von Aufbereitungsresten spielen nur eine untergeordnete Rolle. Bei Holzabfällen geht das reduzierte spezifische Nettoentlastungspotenzial vor allem auf die niedrigeren Strom- und Wärmegutschriften zurück (Defossilisierung), die nur teils durch den für 2030 höher angesetzten Wärmenutzungsgrad kompensiert werden. Die kleinere Menge, für die eine Pyrolyse angenommen ist, hat kaum einen Einfluss. Bei höheren Mengenanteilen würde sich die Nettoentlastung verringern. Obwohl zu 70 % für erzeugte Biokohle eine Torfgutschrift vergeben ist (Kap. 5.1.11.1), liegt die spezifische Nettoentlastung dieses Verfahrens um den Faktor 5-7 niedriger als die energetische Nutzung im Leitszenario 2030.

Für die **Organikabfälle** ergibt sich im Basisjahr 2017 eine spezifische Nettoentlastung, die vor allem durch die anteilige Vergärung und Biogasnutzung erreicht wird. Bei den Grünabfällen (GPF) spielt auch die anteilige energetische Verwertung in BMKW eine Rolle. In der Vorgängerstudie (Dehoust et al. 2010) waren insgesamt noch spezifische Nettobelastungen für die THG-Bilanzen für Abfälle aus der Biotonne und GPF zu verzeichnen. Im Leitszenario 2030 liegt die spezifische Nettoentlastung für Organikabfälle etwas niedriger. Nach Einzelabfallfraktionen ist die spezifische Nettoentlastung bei Abfällen aus der Biotonne durch die zusätzliche Vergärung der Mengen aus der gesteigerten getrennten Erfassung leicht verbessert. Das spezifische Ergebnis für die Kompostierung ist weitgehend unverändert im Leitszenario 2030. Die für Abfälle aus der Biotonne zusätzlich betrachteten neuen Verfahren haben mit den kleinen Mengen kaum einen Einfluss auf das Ergebnis. Bei höheren Mengen würde sich eine Verschlechterung ergeben. Sowohl das HTC-Verfahren als auch die Behandlung

mit Soldatenfliegenlarve haben nach Bulach et al. (2021) eine Nettobelastung (s. Kap. 5.1.11). Bei der Soldatenliegenlarve liegt das v. a. am hohen Wärmebedarf, der in südlichen Ländern weniger relevant wäre. Das Verfahren wird entsprechend angepasst für ausgewählte EU-Mitgliedstaaten in den EU-Bilanzen betrachtet (s. Teilbericht EU). In der Einzelbetrachtung für GPF und Küchen-/Kantinenabfälle ist die spezifische Nettoentlastung jeweils etwas reduziert. Dabei ist die Kompostierung bei GPF ebenfalls weitgehend unverändert. Für Energie aus BMKW (GPF) und Energie aus Biogas bzw. Biomethan aus der Vergärung ergeben sich im Leitszenario 2030 geringere Entlastungspotenziale (Defossilisierung).

Die Entsorgung von **Restmüll** ist im Basisjahr 2017 ebenfalls mit spezifischen Nettoentlastungspotenzialen verbunden. Dabei ist die spezifische Entlastung höher, wenn erzeugte EBS anteilig auch in Kohle- und Zementwerken mitverbrannt werden und fossile Brennstoffe ersetzen. Für das Ergebnis für Restmüll bestehen für den Anteil, der über „Mischabfallsortieranlagen“ behandelt wird (19 %), hohe Datenunsicherheiten. Sowohl in Bezug auf die Zusammensetzung des Inputmaterials als auch in Bezug auf Menge, Qualität und Verbleib der erzeugten EBS fehlen Informationen. Hier mussten Annahmen getroffen werden und ist die anteilige Nettoentlastung durch die hohen EBS-Anteile eventuell überschätzt (vgl. Kap. 4.2.6). Auch einschränkend für die Ergebnisse ist festzuhalten, dass in dieser Studie mit Bundesdurchschnittswerten für EBS gearbeitet werden musste. Hier wurden einheitlich die Werte nach (Flamme et al. 2018) angesetzt (Tabelle 88). Genauere Untersuchungen für einzelne Behandlungspfade und EBS-Qualitäten sind anderen spezifischen Vorhaben vorbehalten wie beispielsweise dem parallel laufenden Vorhaben zu M(B)As (Ketelsen / Becker 2021) in dem verfahrensspezifische EBS-Qualitäten unterschieden sind⁵⁹. Im Leitszenario 2030 reduzieren sich die Nettoentlastungspotenziale der Restmüllbehandlung. Hintergrund sind zum einen die reduzierten Entlastungspotenziale aus der Strom- und Wärmeerzeugung aus Abfall (Defossilisierung, s. Emissionsfaktoren für Strom und Wärme in Tabelle 6). Zum anderen spielt auch die EBS-Umlenkung von der Mitverbrennung in Kohlekraftwerken zu einer Behandlung über TAB eine Rolle. Im Mittel betrifft dies 10 % der EBS. Dem entgegen wirken die für das Szenario 2030 angenommenen höheren Nutzungsgrade für TAB. Die durch die gesteigerte getrennte Erfassung veränderte Restmüllzusammensetzung hat kaum einen Einfluss auf das Ergebnis. Die berechneten Kenndaten unterscheiden sich nur wenig (Tabelle 88).

5.4.2 Vergleiche mit Szenarien und Sensitivitäten

In den folgenden Unterkapiteln sind Szenarien und Sensitivitätsbetrachtungen für die Siedlungsabfallbilanz Deutschland beschrieben (siehe Übersicht in Kap. 5.3):

- ▶ Die Sensitivitätsbetrachtung einer abfallwirtschaftlichen „business as usual“ Entwicklung erlaubt eine bessere Einschätzung des Klimaschutzbeitrags der Siedlungsabfallbehandlung im Leitszenario 2030 v. a. im Kontext der Energiewende.
- ▶ Das Szenario mit Eigenkompostierung in der RC-Rate erlaubt die Betrachtung auf einem reduzierten Ambitionsniveau der getrennten Erfassung, wobei jedoch sehr hohe Datenunsicherheiten bezüglich der Eigenkompostierung bestehen.
- ▶ Das Szenario mit EU27-Emissionsfaktoren für Energie wird benötigt, um die Ergebnisse für Deutschland mit der EU-Bilanz zusammenzuführen. Es zeigt den Einfluss regionaler Energiesysteme.

⁵⁹ Der in dieser Studie verwendete mittlere Heizwert und die Gesamtergebnisse im Mittel für Restmüll, der über MBAs erstbehandelt wird, sind denen dieser Studie vergleichbar. Abweichungen sind beim fossilen Kohlenstoffgehalt möglich.

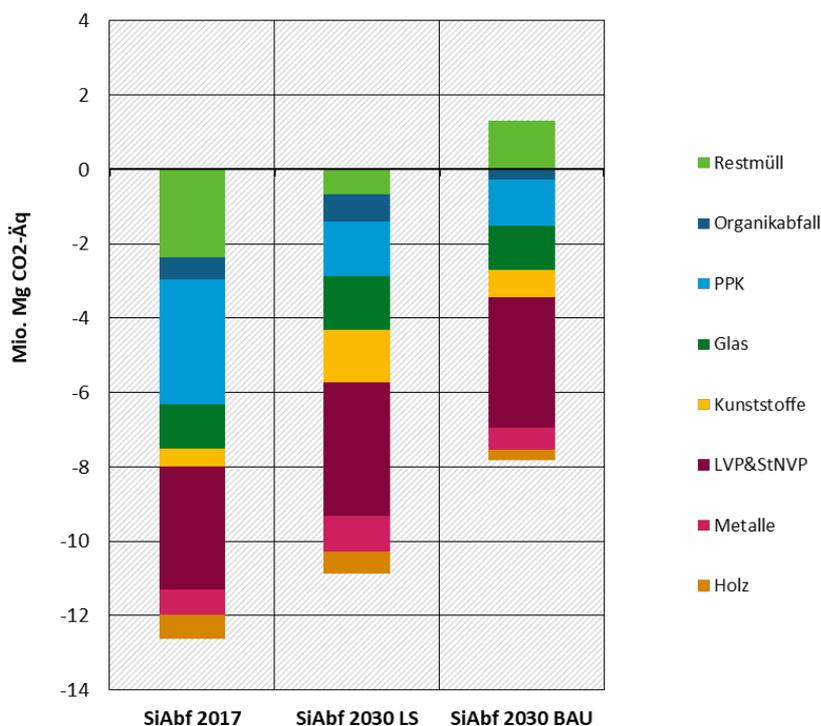
- ▶ Die Sensitivität mit dem Strom-Vermeidungsfaktor zeigt den Einfluss des gemäß Umweltbundesamt (UBA 2019) eingeschätzten Vermeidungseffektes für Energie aus biogenem Abfall.
- ▶ Die Sensitivität mit Vorbereitung zur Wiederverwendung und Abfallvermeidung zeigt einen in dieser Studie entwickelten methodischen Ansatz, diese Aspekte in die Ökobilanz der Abfallwirtschaft einzubinden.

5.4.2.1 Sensitivität „business as usual“

Die Sensitivität „business as usual“ in der Kreislaufwirtschaft („SiAbf 2030 BAU“) zeigt die Entwicklung in der THG-Bilanz für den Fall, dass keine abfallwirtschaftlichen Maßnahmen bis 2030 unternommen werden. Es entfallen die Steigerung der getrennten Erfassung von Wertstoffen sowie die technischen Optimierungen (vgl. Kap. 5.3.1.3). Sowohl Aufkommen und Verbleib der Siedlungsabfälle als auch der Technikstand entsprechen dem des Basisjahres 2017. Auf der Seite des Entlastungspotenzials entsprechen die Emissionsfaktoren für Strom und Wärme und damit auch die abgeschätzten Emissionsfaktoren für energieintensive Primärherstellung (Aluminium, PPK) denen im Leitszenario 2030. Unter diesen Umständen würde die Behandlung von Siedlungsabfällen in Deutschland im Jahr 2030 ein **reduziertes absolutes Nettoentlastungspotenzial in Höhe von rund -6,5 Mio. Mg CO₂-Äquivalente** erreichen. Das heißt ohne abfallwirtschaftliche Maßnahmen würde sich der potenzielle Klimaschutzbeitrag gegenüber dem Basisjahr 2017 fast halbieren und gegenüber dem Leitszenario 2030 läge der Beitrag um 40 % niedriger.

Abbildung 10 zeigt die Ergebnisse der Sensitivität gegenüber den Ergebnissen im Basisvergleich als absolute Nettoergebnisse nach Abfallfraktionen.

Abbildung 10: Sensitivität „business as usual“ Siedlungsabfall Deutschland – absolute Nettoergebnisse Abfallfraktionen



Aus der Abbildung wird deutlich, dass die Restmüllbehandlung bei einer Situation ohne abfallwirtschaftliche Maßnahmen bei aber bleibender Transformation des Energiesystems im Jahr 2030 nicht mehr zu einer Nettoentlastung führen würde. Dies betrifft im Grundsatz alle Behandlungspfade, da die Mitverbrennung von EBS in Kohlekraftwerken entfällt und nicht wie im Leitszenario 2030 durch technische Optimierungen wie die Steigerung von Nutzungsgraden bei TAB oder eine anteilige flexible Stromerzeugung aufgefangen werden kann⁶⁰. Bei den Nettoergebnissen für die Organikabfälle reduziert sich das Entlastungspotenzial durch die fehlende Umlenkung zur Vergärung und die ebenfalls nicht angerechnete flexible Stromerzeugung aus Biogas. Es bleibt ein knappes Nettoentlastungspotenzial. Bei den trockenen Wertstoffen reduziert sich das absolute Nettoentlastungspotenzial ebenfalls durch die fehlende Steigerung der getrennten Erfassung und des Weiteren auch die fehlende Steigerung der Nutzungsgrade bei der energetischen Verwertung (Holz, Aufbereitungsreste) sowie die fehlende Steigerung von Ausbeuten (v.a. Metalle).

Die Sensitivität „business as usual“ zeigt deutlich, dass die im Leitszenario 2030 über die getroffenen Annahmen umgesetzten rechtlichen Vorgaben auch einen relevanten Klimaschutzbeitrag zur Folge haben. Auch wird der Zusammenhang von Maßnahmen in den verschiedenen Sektoren deutlich. Die Klimaschutzziele sind einzuhalten, entsprechend ist die Transformation des Energiesystems in Deutschland umzusetzen. Die in dieser Studie verwendeten Emissionsfaktoren für Strom und Wärme für 2030 erheben nicht den Anspruch korrekt zu sein, aber sie sind richtungsweisend. Ohne Maßnahmen würde sich der Klimaschutzbeitrag aus der Kreislaufwirtschaft schneller reduzieren. Die dem Leitszenario 2030 zugrunde gelegten abfallwirtschaftlichen Maßnahmen liefern einen relevanten weiteren Klimaschutzbeitrag, auch wenn das Nettoentlastungspotenzial gegenüber dem Basisjahr 2017 niedriger liegt.

5.4.2.2 Szenario mit Eigenkompostierung in der RC-Rate

Das Szenario mit Eigenkompostierung in der RC-Rate dient in dieser Studie einzig dem Zweck einen deutlich geringeren Ambitionsgrad für die gesteigerte getrennte Erfassung diskutieren zu können, ohne dabei formal rechtliche Zielvorgaben zu verfehlen. Dabei ist die Eigenkompostierungsmenge so festgelegt, dass sie eine gute Relevanz für die Szenariobetrachtung hat. Technische Optimierungspotenziale und weitere Randbedingungen sind gegenüber dem Leitszenario 2030 unverändert. Für weitere Erläuterungen zum Szenario mit Eigenkompostierung in der RC-Rate sei auf Kapitel 5.3 und das Unterkapitel 5.3.2 verwiesen.

Für die Abbildungen in diesem Szenario sind folgende (weitere⁶¹) Bezeichnungen verwendet:

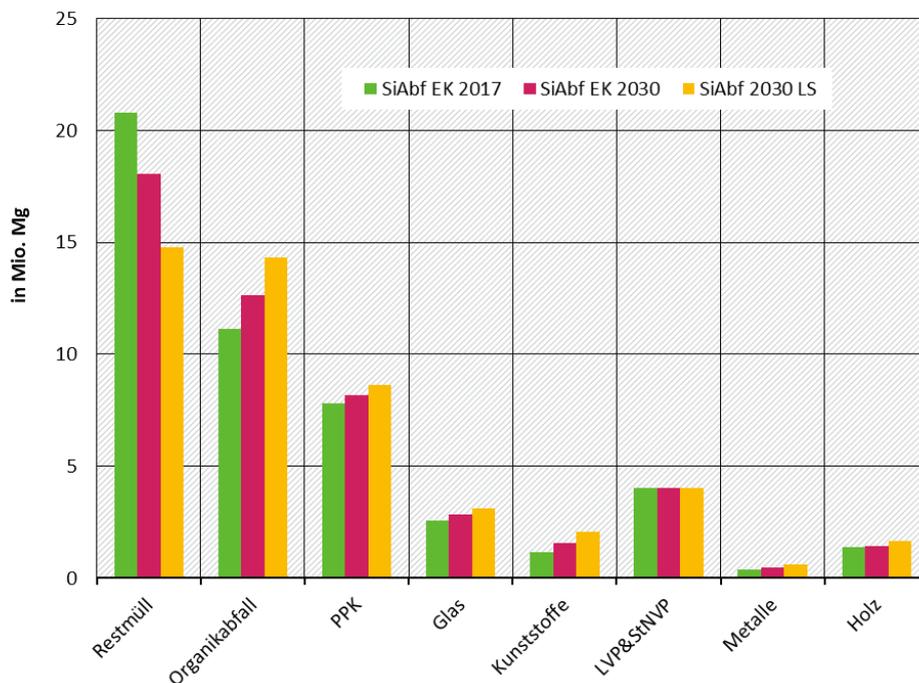
- ▶ Szenario mit Eigenkompostierung in der RC-Rate 2017: „SiAbf EK 2017“
- ▶ Szenario mit Eigenkompostierung in der RC-Rate 2030: „SiAbf EK 2030“

Abbildung 11 zeigt die Unterschiede des Aufkommens zur Erstbehandlung im Szenario mit Eigenkompostierung in der RC-Rate gegenüber dem Basisvergleich. Aus Gründen der Übersichtlichkeit ist die Eigenkompostierungsmenge nicht dargestellt. Ohne die Eigenkompostierung stimmt das Aufkommen im Basisszenario 2017 mit dem in der Abbildung für das Szenario mit Eigenkompostierung in der RC-Rate für 2017 gezeigten überein und ist nicht extra aufgeführt. Die Abbildung verdeutlicht, dass durch die festgelegte Eigenkompostierungsmenge und deren Anrechnung auf die RC-Rate der Ambitionsgrad zur gesteigerten getrennten Erfassung etwa halbiert ist.

⁶⁰ Auf spezifischer Ebene verbleiben Nettoentlastungspotenziale insoweit EBS in EBS-Kraftwerken behandelt werden, deren Nutzungsgrade 2017 bereits fast in Höhe der für das Leitszenario angenommenen Nutzungsgrade liegen (vgl. Tabelle 30).

⁶¹ Vergleichend ist das Leitszenario 2030 dargestellt „SiAbf 2030 LS“

Abbildung 11: Szenario mit Eigenkompostierung in der RC-Rate Siedlungsabfall Deutschland – Vergleich Aufkommen Erstbehandlung mit dem Leitszenario 2030



Aus Gründen der Übersichtlichkeit ist die Menge zur Eigenkompostierung in Höhe von 7,9 Mio. Mg nicht dargestellt.

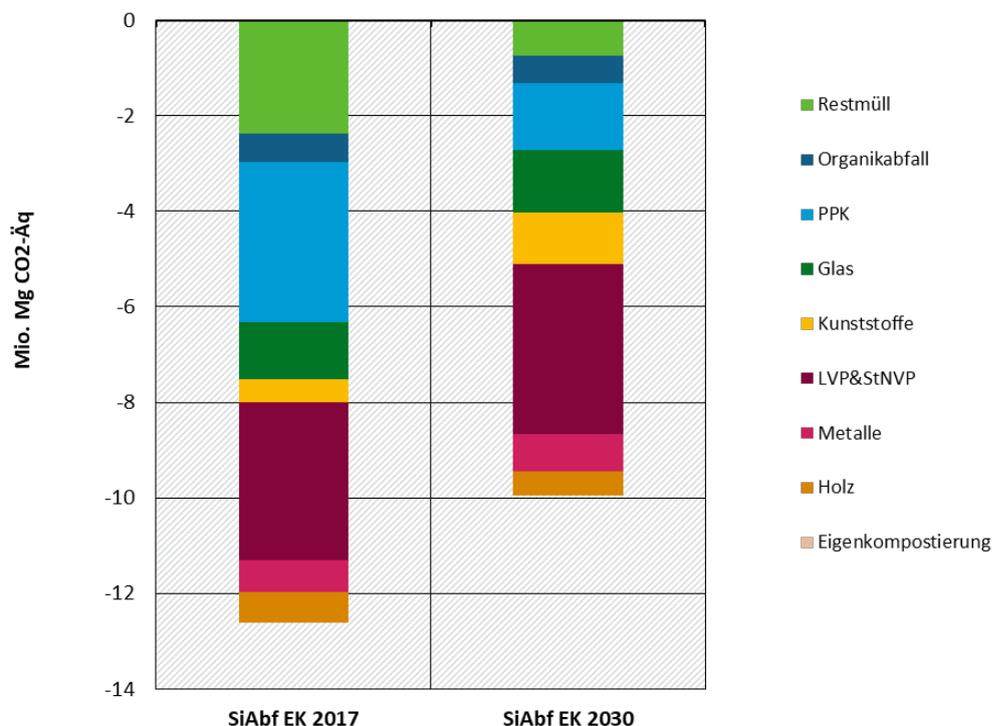
Im Szenario mit Eigenkompostierung in der RC-Rate ergibt sich für das Bilanzjahr 2017 ein absolutes Nettoentlastungspotenzial in Höhe von rund -12,6 Mio. Mg CO₂-Äquivalente. Ein Vergleich auf absoluter Ebene mit dem Basisvergleich ist aufgrund der unterschiedlichen Gesamtabfallmengen – 49,2 Mio. Mg im Basisvergleich und 57,1 Mio. Mg im Szenario mit Eigenkompostierung in der RC-Rate – methodisch grundsätzlich nicht zulässig. Da die Eigenkompostierung selbst jedoch in der THG-Bilanz mit Null bewertet ist, ergibt sich im absoluten Ergebnis für 2017 kein Unterschied zum Ergebnis der Basisbilanz 2017.

Für das Jahr 2030 ergibt sich im Szenario mit Eigenkompostierung in der RC-Rate ein absolutes Nettoentlastungspotenzial in Höhe von knapp -10 Mio. Mg CO₂-Äquivalente. Wiederum gilt, dass ein Vergleich mit dem Basisvergleich, dem Leitszenario 2030, auf absoluter Ebene grundsätzlich methodisch nicht zulässig ist. Wäre es korrekt, dass die Eigenkompostierung quasi neutral ist und damit keinen Einfluss auf die Klimagasbilanz hat, könnte jedoch ausgesagt werden, dass ein Szenario mit geringerem Ambitionsgrad für die gesteigerte getrennte Erfassung als das Leitszenario 2030 **zu einem um etwa 1 Mio. Mg CO₂-Äquivalente reduzierten Nettoentlastungspotenzial führt.**

Abbildung 12 zeigt das Ergebnis für das Szenario mit Eigenkompostierung in der RC-Rate als absolute Nettoergebnisse nach Abfallfraktionen. Die Darstellung entspricht der Darstellung in Abbildung 10. Die Ergebnisse für 2017 sind gleich (da Eigenkompostierung mit Null bewertet). Für 2030 wird in der qualitativen Gegenüberstellung zum Basisvergleich ersichtlich, dass insbesondere die Verwertung der trockenen Wertstoffe geringere absolute Nettoentlastungspotenziale erzielt, bedingt durch die reduzierten getrennt erfassten Mengen. Umgekehrt zeigt sich nur ein geringer Einfluss bei der Behandlung der im Restmüll verbleibenden Mengen.

Dass das absolute Nettoentlastungspotenzial nicht noch deutlich niedriger ausfällt als im Leitszenario 2030 hängt damit zusammen, dass der Hauptteil der gesteigerten getrennten Erfassung bei den organischen Abfällen liegt. Diese bilden mit rund 30 % die größte Fraktion im Restmüll und tragen etwa zur Hälfte zur Menge der gesteigerten getrennten Erfassung bei. Für das Jahr 2017 ergeben sich Nettoentlastungspotenziale für die Organikabfälle, die jedoch im Vergleich zu den Entlastungspotenzialen des Recyclings von trockenen Wertstoffen gering sind (Tabelle 41).

Abbildung 12: Szenario mit Eigenkompostierung in der RC-Rate Siedlungsabfall Deutschland – absolute Nettoergebnisse Abfallfraktionen



Auf spezifischer Ebene pro Tonne Abfall können die Ergebnisse quantitativ verglichen werden. Unterschiede zum Basisvergleich im spezifischen Ergebnis nach Abfallarten bestehen nur für 2030 und nur bei den Abfallfraktionen Restmüll und Organikabfälle (Abfälle aus der Biotonne). Bei Restmüll liegt die spezifische Nettoentlastung etwas geringer. Dies zum einen aufgrund anderer Kenndaten für Heizwert und fossilen C-Gehalt für die thermische Behandlung (andere Restmüllzusammensetzung in 2030) und zum anderen da die für 2030 angenommene Umverteilung zu MBS nach Menge weniger zum Tragen kommt (dadurch geringere EBS-Ausbeute). Bei den Organikabfällen ist die spezifische Nettoentlastung für Abfälle aus der Biotonne etwas geringer, da die zusätzlichen Mengen zur Vergärung geringer sind als im Leitszenario 2030. Bei allen anderen Fraktionen ist das spezifische Nettoergebnis unverändert gegenüber dem Leitszenario 2030. Der deutlichste Unterschied auf spezifischer Ebene ergibt sich bezogen auf die Gesamtabfallmengen. Die **spezifischen Nettoentlastungspotenziale insgesamt** sind deutlicher geringer, da sich die Ergebnisse auf rund 57 Mio. Mg beziehen (inkl. der 7,9 Mio. Mg Eigenkompostierung).

- ▶ Spezifisches Nettoergebnis „SiAbf EK 2017“: -221 kg CO₂-Äq/Mg Siedlungsabfall (14 % niedriger als Basisbilanz 2017)
- ▶ Spezifisches Nettoergebnis „SiAbf EK 2030“: -175 kg CO₂-Äq/Mg Siedlungsabfall (21 % niedriger als Leitszenario 2030)

Die Werte gelten bei Bewertung der Eigenkompostierung mit Null, die hier angenommen ist, um den Einfluss auf die THG-Bilanz möglichst gering zu halten. In der Tendenz sind durch die Eigenkompostierung jedoch Nettobelastungen zu erwarten (vgl. Anhang, Kap. A.4).

In der Gesamtschau des Szenarios mit Eigenkompostierung in der RC-Rate ist festzuhalten, dass Nettoentlastungspotenziale vor allem durch die reduzierte getrennte Erfassung von trockenen Wertstoffen entgehen. Die reduzierte getrennte Erfassung von organischen Wertstoffen hat nur wenig Einfluss auf das Ergebnis der THG-Bilanz. Zudem könnte sich deren Nettoentlastungspotenzial verschlechtern, falls die sehr ambitionierte Steigerung der getrennten Erfassung von organischen Wertstoffen im Leitszenario 2030 in Höhe von 3,2 Mio. Mg mit einem deutlichen Anstieg der Störstoffgehalte verbunden wäre. Mit der in dieser Studie ermittelten durchschnittlichen Zusammensetzung der Störstoffe (Kap. 4.2.8.1) würde eine Steigerung des Störstoffanteils von 5 % auf 15 % im Basisvergleich mit einer Einbuße im absoluten Nettoentlastungspotenzial von rund 0,5 Mio. Mg CO₂-Äq. einhergehen aufgrund der fossilen CO₂-Emissionen aus der Verbrennung der Störstoffe, die die Entlastungspotenziale aus der Energieerzeugung überwiegen.

Zum einen ist hier jedoch anzumerken, dass die Betrachtungen in dieser Studie Szenariobetrachtungen sind. Sie beruhen notwendigerweise auf Durchschnittswerten und Annahmen. Die Eigenkompostierungsmenge selbst ist eine Festlegung, belastbare Daten fehlen bislang. Zum anderen ist die gesteigerte getrennte Erfassung und Behandlung von organischen Abfällen ein wichtiger Baustein einer Kreislaufwirtschaft mit Blick auf den Ressourcenschutz. Auch sollte das Potenzial für eine Optimierung der biologischen Behandlung durch emissionsarme und effiziente Vergärungsanlagen genauer untersucht werden. Die Messwerte für THG-Emissionen, die für die Nationale Berichterstattung verwendet werden und entsprechend auch in dieser Studie, liegen einige Jahre zurück (Cuhls et al. 2015), bezogen sich auf Bioabfallvergärungsanlagen⁶² und die Fallzahl für Konzepte mit Nachrotte lag bei 3 (offene Nachrotte) bzw. 6 (geschlossene Nachrotte). Nach (Knappe et al. 2019) gab es 2016 bereits 80 Vergärungsanlagen, die überwiegend Biogut behandeln. Zudem ist die Technik von Anlagenkonzepten mittlerweile fortgeschritten. Es sind emissionsarme, effiziente Bioabfallvergärungsanlagen in Betrieb für die THG-Emissionen gemessen wurden (Vogt / Reinhardt 2015), die niedriger sind als die im NIR verwendeten Medianwerte.

5.4.2.3 Szenarien, Sensitivität Emissionsfaktoren Strom und Wärme

Unter diesem Kapitel sind die Ergebnisse für die Szenarien mit EU27 Emissionsfaktoren für Strom und Wärme beschrieben, die für die EU-Bilanzen benötigt werden. Des Weiteren sind die Ergebnisse der Sensitivitätsbetrachtung gezeigt bei der für Strom aus biogenem Abfall der Vermeidungsfaktor nach UBA angerechnet ist. Erläuterungen zu den Hintergründen für die Szenarien, die Sensitivität finden sich in Kapitel 5.3.3 und die jeweiligen Emissionsfaktoren für Strom und Wärme in Tabelle 6.

1. Szenarien mit EU27 Emissionsfaktoren für Strom und Wärme

Alle Szenarien für Deutschland, die auch für die EU-Bilanzen benötigt werden, sind für diese auch mit den EU27 Emissionsfaktoren für Strom und Wärme gerechnet. Das gilt für alle

⁶² Im NIR werden die Werte gleichermaßen für die Vergärung von Speiseresten, überlagerten Lebensmittelabfällen verwendet, über deren Anlagenkonzepte es wenig öffentliche Informationen gibt.

Bilanzräume. Die Unterschiede im Ergebnis sind hier am Beispiel Siedlungsabfälle ausführlicher beschrieben. Für die Ergebnisse im Basisvergleich mit den EU27 Emissionsfaktoren sind folgende Bezeichnungen verwendet:

- ▶ Basisjahr 2017 für EU: „SiAbf 2017 für EU“
- ▶ Leitszenario 2030 für EU: „SiAbf 2030 LS für EU“

Gegenüber dem Basisvergleich mit den deutschen Emissionsfaktoren für Strom und Wärme sind die absoluten gesamten Nettoentlastungspotenziale sowohl für 2017 als auch für 2030 um 3 % reduziert. Für die einzelnen Abfallfraktionen wirken sich die regional unterschiedlichen Emissionsfaktoren für Strom und Wärme unterschiedlich aus (Tabelle 42).

Tabelle 42: Regionale Emissionsfaktoren im Basisvergleich für Siedlungsabfälle: Absolute Nettoergebnisse mit Emissionsfaktoren EU27 und DE für Strom und Wärme

SiAbf	2017 für EU	2030 LS für EU	2017	2030 LS
Mio. Mg CO₂-Äq				
Restmüll	-1,74	-0,33	-2,37	-0,71
Organikabfall	-0,50	-0,66	-0,60	-0,72
PPK	-3,57	-1,53	-3,35	-1,48
Glas	-1,19	-1,43	-1,20	-1,43
Kunststoffe	-0,59	-1,48	-0,49	-1,43
LVP & StNVP	-3,44	-3,60	-3,31	-3,57
Metalle	-0,66	-0,98	-0,66	-0,98
Holz	-0,52	-0,54	-0,65	-0,59
Summe	-12,2	-10,6	-12,6	-10,9

Abfallfraktionen mit einem hohen Strombedarf für die Abfallaufbereitung, und bei denen Aufbereitungsreste überwiegend in die Mitverbrennung (v. a. in Zementwerke) gehen, weisen mit dem niedrigeren EU27 Emissionsfaktor für Strom geringere Belastungen auf und zeigen mitunter höhere Nettoentlastungspotenziale als im Ergebnis mit den deutschen Emissionsfaktoren für Strom und Wärme (Kunststoffe, LVP, PPK). Bei den meisten Abfallfraktionen reduzieren sich jedoch die Nettoentlastungspotenziale durch die Bewertung von Energie aus Abfall mit den niedrigeren EU27 Emissionsfaktoren. Besonders deutlich zeigt sich dies bei Restmüll im Jahr 2030.

2. Sensitivität Vermeidungsfaktoren für Strom aus biogenem Abfall

Die Sensitivität mit den UBA Vermeidungsfaktoren für Strom aus biogenem Abfall untersucht den Unterschied im Basisjahr 2017 zu den allgemein angesetzten Durchschnittswerten für Strom aus Abfall. Tabelle 43 zeigt die absoluten Nettoergebnisse nach Abfallfraktionen im Vergleich. Mit Anrechnung der Vermeidungsfaktoren für Strom aus biogenem Abfall würde das absolute gesamte Nettoentlastungspotenzial für 2017 um 8 % höher ausfallen.

Tabelle 43: Sensitivität Vermeidungsfaktoren für Strom aus biogenem Abfall im Basisjahr 2017

SiAbf	2017 Sensitivität Vermeidungsfaktoren	2017
Mio. Mg CO₂-Äq		
Restmüll	-2,92	-2,37
Organikabfall	-0,78	-0,60
PPK	-3,40	-3,35
Glas	-1,20	-1,20
Kunststoffe	-0,49	-0,49
LVP & StNVP	-3,32	-3,31
Metalle	-0,66	-0,66
Holz	-0,82	-0,65
Summe	-13,6	-12,6

Wie schon in den zuvor gezeigten Szenarien mit den EU27 Emissionsfaktoren für Strom und Wärme sind die Auswirkungen für die einzelnen Abfallfraktionen unterschiedlich. Da die Sensitivität sich ausschließlich auf die Gutschrift für Strom aus Abfall bezieht hat sie kaum Auswirkungen auf das Ergebnis für die trockenen Wertstoffe, da diese durch das Recycling geprägt werden und energetisch verwertete Aufbereitungsreste überwiegend in die Mitverbrennung gehen. Deutlichere Unterschiede zeigen sich bei Restmüll, Organikabfall und bei Holz. Bei Restmüll liegt das Nettoentlastungspotenzial um 23 % höher und betrifft vor allem die thermische Behandlung (inkl. EBS, Reste) mit Strom- und Wärmeerzeugung. Bei den Organikabfällen sind die Unterschiede in den Einzelfraktionen umso höher (20 % bis 40 %), umso höher der Anteil Vergärung liegt und damit die Erzeugung von Strom aus Biogas. Bei Holz liegt der Unterschied bei 27 %, hier besteht auch eine anteilige stoffliche Verwertung auf die die Sensitivität keinen Einfluss hat.

5.4.2.4 Sensitivität mit Vorbereitung zur Wiederverwendung und Abfallvermeidung

Die Sensitivität mit Vorbereitung zur Wiederverwendung und Abfallvermeidung zeigt einen methodischen Ansatz, diese Aspekte in die Ökobilanz der Abfallwirtschaft einzubinden. Eine Beschreibung der Problematik, weswegen eine Einbindung schwierig ist und bislang nicht oder kaum erfolgt, findet sich in Kapitel 5.3.4. In Kapitel 5.3.4.1 ist die Herleitung der betrachteten Mengen und Vermeidungspotenziale für die Vorbereitung zur Wiederverwendung beschrieben. Die Abfallvermeidung wird in dieser Studie am Beispiel der Lebensmittelabfallvermeidung gezeigt. Das Vorgehen zur Berechnung der Vermeidungspotenziale ist in Kapitel 6.3.2 beschrieben.

Auch hier gilt, dass für einen Vergleich der Ergebnisse auf absoluter Ebene die Gesamtabfallmenge gleich sein muss. Die Sensitivität mit Vorbereitung zur Wiederverwendung und Abfallvermeidung („SiAbf 2030 V“) basiert auf dem Leitszenario 2030 (SiAbf 2030 LS“). Die gesamt betrachtete Abfallmenge entspricht der des Basisvergleichs (49,2 Mio. Mg). Abbildung 13 zeigt das Aufkommen nach Abfallfraktionen aus dem Basisvergleich gegenüber dem Szenario mit Wiederverwendung und Abfallvermeidung. Die in dieser Studie identifizierten vermiedenen Abfallmengen sind in der Abbildung ebenfalls dargestellt (gepunktete Balken): „Wiederverw.

Restmüll“ (75.210 Mg) entspricht der Menge, die durch Lebensdauerverlängerung in 2030 vermieden wird (Gebrauchtwaren, die ansonsten v. a. im Sperrmüll anfallen würden), „vermiedene LMA“ (1.258.669 Mg) entspricht der Menge Lebensmittelabfälle die in 2030 nicht mehr anfällt. Diese Mengen sind bei bei Organikabfall abgezogen, ein kleiner Anteil (0,5%) auch bei Restmüll („LMA zur MVA“).

Abbildung 13: Sensitivität Wiederverwendung und Abfallvermeidung – Aufkommen Siedlungsabfall Deutschland

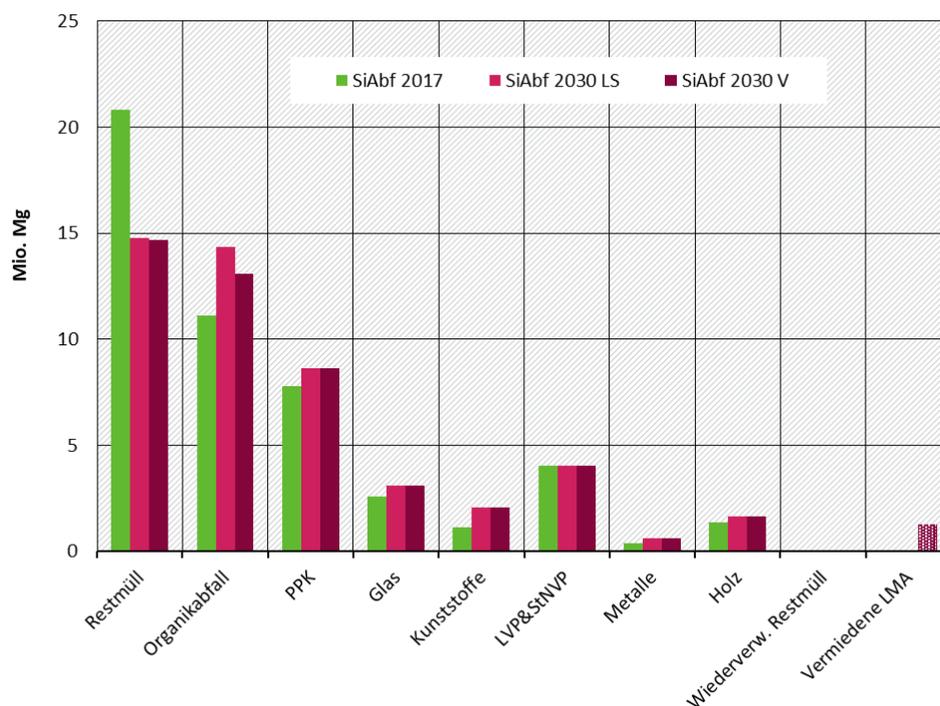
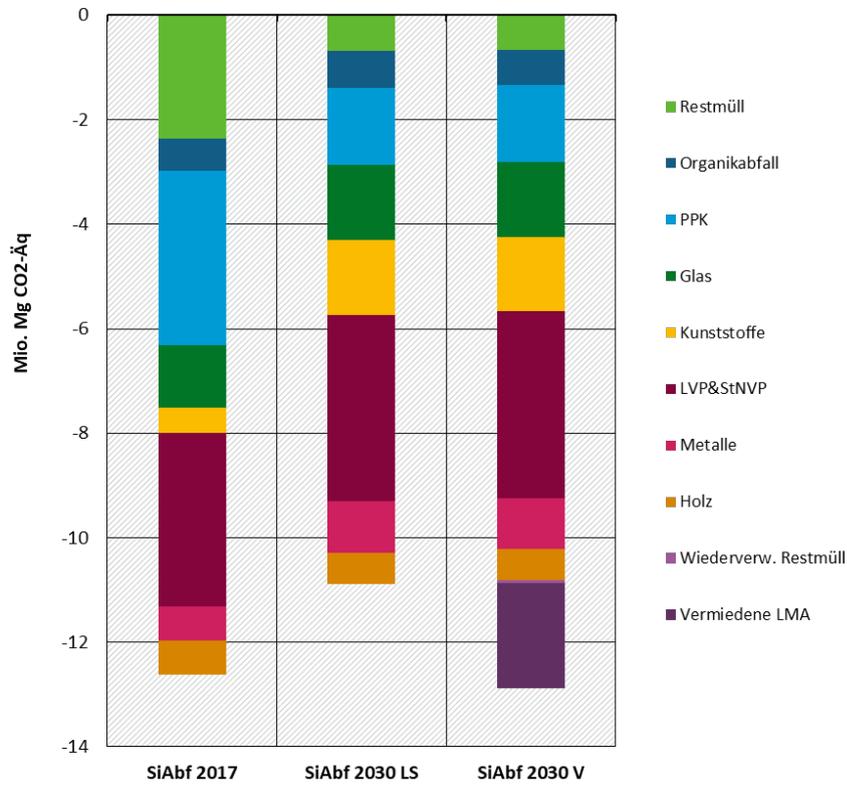


Abbildung 14 zeigt die absoluten Nettoergebnisse nach Abfallfraktionen für den Basisvergleich gegenüber „SiAbf 2030 V“. Für die Sensitivität mit Wiederverwendung und Abfallvermeidung ergibt sich für das Bilanzjahr 2030 **ein absolutes Nettoentlastungspotenzial in Höhe von rund -13 Mio. Mg CO₂-Äquivalente** (+18 % gegenüber SiAbf 2030 LS). Die Steigerung gegenüber dem Leitszenario 2030 wird dabei v. a. durch die Menge vermiedene Lebensmittelabfälle geprägt, deren Vermeidung mit einem spezifischen THG-Vermeidungsfaktor in Höhe von -1,61 kg CO₂-Äq/kg LMA berechnet ist. Der Beitrag der Vorbereitung zur Wiederverwendung ist auf absoluter Ebene weniger deutlich sichtbar. Dies vor allem, da für Gebrauchtwaren eine deutlich geringere Menge identifiziert wurde. Der spezifische THG-Vermeidungsfaktor für die einfache Lebensdauerverlängerung liegt bei -0,61 kg CO₂-Äq/kg Gebrauchtware. Das Ergebnis für Wiederverwendung und Abfallvermeidung ist vorteilhaft. Die geringeren Nettoentlastungsbeiträge bei Restmüll und Organikabfall bedingt durch die geringeren zu behandelnden Mengen in „SiAbf 2030 V“ sind in der Abbildung kaum sichtbar gegenüber „SiAbf 2030 LS“.

Abbildung 14: Sensitivität Wiederverwendung und Abfallvermeidung Siedlungsabfall Deutschland – absolute Nettoergebnisse Abfallfraktionen



6 Sonderbilanzraum Lebensmittelabfälle

Der Sonderbilanzraum Lebensmittelabfälle umfasst die Lebensmittelanteile in den organischen Abfällen der Siedlungsabfälle und der P&G-Abfälle. Die Herkunftsbereiche wurden bei der Erhebung der Basisdaten unterschieden bzw. wurde insbesondere für die EU versucht, hiernach eine Differenzierung zu erhalten (s. Teilbericht EU). Für die EU wird nur der EWC-Stat-Schlüssel W091+W092 (animal and mixed food waste; vegetal waste) berichtet. Eine Differenzierung nach W091, W092 für die EU erfolgt auf Basis von Fachwissen. Für die Bilanzierung der EU-Bilanzräume wurde die deutsche Statistik detaillierter ausgewertet, um basierend darauf plausible Annahmen für die EU treffen zu können.

6.1 Abfallaufkommen und -verbleib

6.1.1 Einleitung

Lebensmittelabfälle (LMA) sind seit einigen Jahren stark im Fokus. Die Europäische Kommission und die Vereinten Nationen fordern zur Reduktion der LMA entlang der gesamten Wertschöpfungskette auf. Die Vereinten Nationen verabschiedeten 2015 die „Agenda 2030 für nachhaltige Entwicklung“. Darin stellt sie 17 Ziele der nachhaltigen Entwicklung (Sustainable Development Goals (SDGs)) auf, denen insgesamt 169 Zielvorgaben zugeordnet sind. In Ziel 12 zur Sicherstellung von nachhaltigen Konsum- und Produktionsmustern wird in der Zielvorgabe 12.3 gefordert, bis 2030 die weltweite Lebensmittelverschwendung insgesamt zu reduzieren und auf Einzelhandels- und Verbraucherebene zu halbieren (Thünen 2019a) (FAO 2019)⁶³.

Um offene Fragen zur Zielvorgabe 12.3 zu klären und nachvollziehbare Regeln für die Einhaltung der SDGs zu definieren, wurde ein Gremium namens Champions 12.3 gebildet, das konkretisiert hat:

- ▶ Das Ziel der Halbierung der Lebensmittelabfälle soll auch für Verluste gelten,
- ▶ Neben den essbaren Anteilen der Lebensmittel sind auch nicht essbare (wie Schalen, Kerne und Knochen) adressiert, da die Zielvorgabe zu Ziel 12 und nicht zu Ziel 2, der Bekämpfung von Hunger, zugeordnet sei.
- ▶ Die Nutzung von Lebensmitteln als Futtermittel oder für die Verarbeitung zu Industrieprodukten (Biokunststoffe, Seifen, Biodiesel oder Kosmetik) wird nicht als Lebensmittelabfall oder -verlust gezählt. Alle anderen Verwertungsarten wie Vergärung, Kompostierung, Verbrennung etc. fallen jedoch darunter.
- ▶ Als Indikatoren wird der Lebensmittelverlust und -abfall pro Person, gemessen in kg/E*a empfohlen. Dieser soll zweigeteilt ausgewiesen werden.
- ▶ Der Lebensmittelverlustindex (Food Loss Index (FLI)), von der Primärproduktion bis zum Einzelhandel und
- ▶ Der Lebensmittelabfallindex (Food Waste Index (FWI)), betrachtet Abfälle auf der Ebene des Handels und der Verbraucher.

Quellen (Thünen 2019a); (FAO 2019).

Weltweit lag der FWI 2016 bei 14 %. Die Verlustraten in Europa und Nordamerika lagen bei 15,7 %. Bei der Ermittlung der prozentualen Nahrungsmittelverluste wurden die tatsächlichen Verluste durch die produzierten Mengen geteilt. Durch eine wirtschaftliche Gewichtung wird ein

⁶³ <https://www.fao.org/documents/card/en/c/I9549EN>

internationaler Vergleich ermöglicht und höherwertigere Lebensmittel gehen stärker ein als weniger wertvolle. Hohe Verluste sind bei Wurzeln, Knollen und ölhaltigen Früchten (25,3 Prozent) und Obst und Gemüse (21,6 Prozent) zu beobachten, bei Fleisch und tierischen Produkten (11,9 Prozent), bei Getreide und Hülsenfrüchten (8,6 Prozent). Entsprechende Schätzungen für den FWI stehen seitens des UN Environment Programme noch aus. (FAO 2019)

In der Abfallrahmenrichtlinie der EU⁶⁴ lautet die Definition für LMA:

„Lebensmittelabfälle“ sind alle Lebensmittel, im Sinne von Artikel 2 der Verordnung (EG) Nr. 178/2002 des Europäischen Parlaments und des Rates, die zu Abfall geworden sind.“

Gemäß Artikel 2 der Verordnung (EG) Nr. 178/2002:

„..... sind „Lebensmittel“ alle Stoffe oder Erzeugnisse, die dazu bestimmt sind oder von denen nach vernünftigem Ermessen erwartet werden kann, dass sie in verarbeitetem, teilweise verarbeitetem oder unverarbeitetem Zustand von Menschen aufgenommen werden.

Zu „Lebensmitteln“ zählen auch Getränke, Kaugummi sowie alle Stoffe, einschließlich Wasser, die dem Lebensmittel bei seiner Herstellung oder Ver- oder Bearbeitung absichtlich zugesetzt werden. Wasser zählt hierzu unbeschadet der Anforderungen der Richtlinien 80/778/EWG und 98/83/EG ab der Stelle der Einhaltung im Sinne des Artikels 6 der Richtlinie 98/83/EG

Nicht zu „Lebensmitteln“ gehören:

- a. Futtermittel,
- b. lebende Tiere, soweit sie nicht für das Inverkehrbringen zum menschlichen Verzehr hergerichtet worden sind,
- c. Pflanzen vor dem Ernten,
- d. Arzneimittel im Sinne der Richtlinien 65/65/EWG (1) und 92/73/EWG (2) des Rates,
- e. kosmetische Mittel im Sinne der Richtlinie 76/768/EWG (3) des Rates,
- f. Tabak und Tabakerzeugnisse im Sinne der Richtlinie 89/622/EWG (4) des Rates,
- g. Betäubungsmittel und psychotrope Stoffe im Sinne des Einheitsübereinkommens der Vereinten Nationen über Suchtstoffe, 1961, und des Übereinkommens der Vereinten Nationen über psychotrope Stoffe, 1971,
- h. Rückstände und Kontaminanten
- i. Medizinprodukte im Sinne der Verordnung (EU) 2017/745 des Europäischen Parlaments und des Rates.“

Neben der Tatsache, dass es sich um ein Lebensmittel handeln muss, ist für LMA demnach wesentlich, dass die Abfalleigenschaft erfüllt wird. Damit sollten LMA auch im Abfallregime erfasst und mit einem Abfallschlüssel versehen sein. Eine Abgrenzung zur Weiterverarbeitung ehemaliger Lebensmittel zu Tierfutter wird im Anhang, Kapitel A.9 beschrieben.

Die für die Bilanz der LMA ermittelten Stoffströme für Deutschland sind in diesem Kapitel dargestellt. Sie enthalten dabei sowohl Teilmengen aus den Siedlungsabfällen (Kapitel 5) als auch aus den Produktions- und Gewerbeabfällen (Kapitel 7). Da es sich im Verlauf der Arbeiten gezeigt hat, dass ein Herausrechnen der entsprechenden Anteile nicht zuverlässig möglich ist, wurde festgelegt, die Lebensmittelabfallbilanz als „Sonderbilanzraum“ zu betrachten. Dies bedeutet, dass sie zwar den Stand der Entsorgung und Verwertung von LMA möglichst gut widerspiegelt, jedoch nicht additiv zu den Bilanzen der Siedlungsabfälle und der Produktions-

⁶⁴ Aktuelle Fassung vom 05.07.2018; <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:02008L0098-20180705>, letzter Zugriff: 03.06.2020

und Gewerbeabfälle berücksichtigt werden kann. Aufgrund der Überschneidungen der Bilanzräume käme es sonst zu Doppelzählungen.

6.1.2 Stoffströme in Deutschland

Die Datenlage zu tatsächlichen Mengen an Lebensmittelabfällen und zu deren Zusammensetzung und Beschaffenheit ist ungenügend. Neuere Forschungsvorhaben zur Erhebung von Lebensmittelabfalldaten, insbesondere als Baseline für die Überwachung der Einhaltung der Vermeidungsziele, liefern inzwischen einige Grundlagen für begründete Abschätzungen zu der Menge und den wichtigsten Anfallstellen. Die wichtigste Datenquelle, die auch zur Plausibilisierung der für diese Studie verwendeten Daten herangezogen wurde, ist die Studie zur Baseline 2015, die das Thünen-Institut zusammen mit der Uni Stuttgart 2019 vorgelegt hat (Thünen 2019a).

Da die vorliegende Studie ihren Schwerpunkt auf die Abfallwirtschaft legt, ist neben dem Abfallaufkommen, der Verbleib der Abfälle in den Entsorgungs- bzw. Verwertungsanlagen eine entscheidende Information. In Thünen (2019a) ist der Verbleib jedoch nur lückenhaft enthalten. Information zu Aufkommen und Verbleib von Lebensmittelabfällen werden für die vorliegende Studie daher konsistent aus der Destatis-Fachserie 19, Reihe 1 abgeleitet, wo Abfallaufkommen und -verbleib für relevante EAV-Schlüssel berichtet werden (Destatis 2019a). Es besteht jedoch die Einschränkung, dass LMA nicht explizit ausgewiesen sind, sondern in den relevanten EAV-Schlüsseln beinhaltet sein können. Die Herangehensweise und Ergebnisse der Auswertung werden im folgenden Kapitel 6.1.2.1 beschrieben. Eine Gegenüberstellung des aus Destatis abgeleiteten Abfallaufkommens mit den Angaben nach Thünen (2019a) erfolgt in Kapitel 6.1.2.2.

6.1.2.1 Abfallaufkommen und -verbleib nach Destatis

Die Auswertung erfolgte in folgenden Schritten:

1. Berücksichtigung aller EAV-Schlüssel, die Lebensmittelabfälle enthalten können. Auf der Ebene der europäischen Statistik werden hierzu alle EAV-Schlüssel gezählt, die unter die EAK-Stat-Schlüssel W091, W092 und W101 fallen. Diese drei EAK-Stat-Schlüssel wurden für die Betrachtung auf deutscher Ebene übernommen.
2. Abzug der Abfallmengen aus der Primärproduktion
Da Lebensmittelabfälle aus der Primärproduktion nicht berücksichtigt werden, wurde der Anteil der Abfälle, die nach Destatis (2020) NACE A (Sektor Landwirtschaft, Forstwirtschaft und Fischerei) zugeordnet sind, von dem gesamten berichteten Aufkommen⁶⁵ abgezogen. Die Informationen zur sektorbezogenen Herkunft lagen dabei letztmals für das Referenzjahr 2016 vor. Es wurde näherungsweise angenommen, dass sie für das Referenzjahr 2017 genauso angewendet werden können.
3. Berücksichtigung des Anteils der Lebensmittelabfälle
Die Abfallschlüssel des europäischen Abfallverzeichnisses lassen meist keine explizite Differenzierung zwischen Lebensmittelabfall oder anderen Abfällen zu, die unter demselben EAV-Schlüssel berichtet werden. Daher muss für jeden Schlüssel der Anteil ermittelt werden, der auf LMA zurückgeführt werden kann. Da es dafür kaum belastbare Daten gibt, wurden für die vorliegende Studie Schätzungen auf europäischer Ebene getroffen (s. Teilbericht EU). Diese wurden auch für die Auswertung zu Deutschland zugrunde gelegt (siehe A.5), mit den folgenden Ausnahmen:

⁶⁵ Als gesamtes berichtetes Aufkommen wurde für diese Studie die unter Destatis (2019b) Tabelle 1.1 berichteten Mengen berücksichtigt (gesamter Input der Anlagen aus dem Inland).

- a) Abfälle aus der Biotonne (EAV 20 03 01 04): Hier wird der von Thünen (2019a) berichtete Wert angesetzt. Die Einschätzung, dass ca. 1/3 der Abfälle in der Biotonne küchenstämmige Abfälle sind, wurde von Kern (2020) bestätigt. Für den EAV-Schlüssel 20 02 01 (biologisch abbaubare Abfälle aus Garten-, Park- und Friedhofsabfällen) wurde ein LMA-Anteil von 0 % angesetzt. Im Mittel ergibt sich daraus für beide Posten ein Wert von 14,5 %, der eine gute Konsistenz mit dem auf europäischer Ebene verwendeten Wert aufweist (13 %).⁶⁶
 - b) Für die in Destatis (2019a) ausgewiesenen Mengen an Hausmüll und hausmüllähnlichen Gewerbeabfällen, die gemeinsam über die öffentliche Müllabfuhr eingesammelt werden, werden die Anteile an Nativ-Organik im Restmüll sowie LMA in der Nativ-Organik nach Tabelle 20 in (Dornbusch et al. 2020) verwendet. Restabfall wird zu 70 % verbrannt und die übrigen 30 % werden in MBA behandelt. Aus Bilanzierungsgründen (Verbrennung eines reinen LMA-Stroms mit hohem Wasseranteil ist nur schwer plausibel modellierbar und entspricht nicht der realen Behandlung des Abfallgemischs) wird deshalb auf eine Betrachtung des LMA-Stroms im Restmüll verzichtet.
 - c) Für die in Destatis (2019a) ausgewiesenen Mengen an hausmüllähnlichen Gewerbeabfällen, die getrennt vom Hausmüll angeliefert oder eingesammelt werden, wurde der Nativ-Organikanteil nach Dehne et al. (2015) mit dem Anteil an LMA in der Nativ-Organik nach (Dornbusch et al. 2020) überprüft. Auf Hinweis der Autoren, dass eine direkte Übertragung der Daten aus (Dornbusch et al. 2020) auf diesen Strom nicht möglich ist, wurde dieser Ansatz jedoch verworfen.
 - d) Für Marktabfälle wurde durch die Fachkundigen des Öko-Instituts ein LMA-Anteil von 50 % geschätzt.
 - e) Von den weiteren unter W101 Siedlungsabfällen enthaltenen EAV-Schlüsseln (Straßenkehricht, Sperrmüll, und anderweitig nicht genannter Siedlungsabfälle) ist kein relevanter Beitrag zu Lebensmittelabfällen zu erwarten.
4. Auswertung des Verbleibs unter der Annahme, dass die von Destatis (2019b und c) ausgewiesene Aufteilung auf Anlagentypen für die betrachtete Teilmenge konstant bleibt.

Daraus ergibt sich, dass von den Siedlungsabfällen nur folgende Ströme für den Sonderbilanzraum Lebensmittelabfälle betrachtet werden: Abfälle aus der Biotonne (20 03 01 04), Marktabfälle (20 03 02) und Küchenabfälle (20 01 08).

Eine Gesamtaufstellung der verwendeten EAV-Schlüssel und den zugehörigen LMA-Anteilen findet sich in Anhang A.5.

Die **Auswertung des Aufkommens**⁶⁷ ist in Tabelle 44 dargestellt. Dabei sind den Produktions- und Gewerbeabfällen alle EAV-Schlüssel der EAK-Stat-Schlüssel W091 und W092 bis auf Küchen-/ Kantinenabfälle (EAV 20 01 08) und Abfälle aus der Biotonne (EAV 20 03 01 04) zugeordnet. Diese sind unter „W091, W092“ als Siedlungsabfall ausgewiesen. Der Siedlungsabfall unter W101 enthält Restmüll (EAV 20 03 01 00, 20 03 01 01, 20 03 01 02) sowie Marktabfälle (EAV 20 03 02).

Eine differenzierte Aufstellung nach EAV-Schlüssel findet sich in Anhang A.6.

⁶⁶ In der europäischen Statistik wird die Biotonne gemeinsam mit den biologisch abbaubaren Abfällen unter EAV 20 02 01 berichtet.

⁶⁷ Als Aufkommen wurde für diese Studie der in Destatis (2019b) Tabelle 1.1 ausgewiesene, gesamte inländisch erzeugte Input in Abfallbehandlungsanlagen für die jeweils relevanten EAV-Schlüssel betrachtet.

Tabelle 44: Übersicht des Aufkommens an Lebensmittelabfällen

in 1.000 Mg	Abfälle, gesamt	Produktions- & Gewerbeabfall			Siedlungsabfall		
		gesamt	W091, W092	W101	gesamt	W091, W092	W101
Gesamtes Aufkommen an organischen Abfällen	32.432	9.274	9.274	0	23.157	5.469	17.688
LMA-Aufkommen (inkl. LMA-Anteil im Restmüll, exkl. NACE A)	9.115	1.645	1.645	0	7.469	2.504	4.966
LMA-Aufkommen ohne LMA im Restmüll	4.193	1.645	1.645	0	2.547	2.504	44

Quelle: eigene Auswertung basierend auf Destatis (2019a und b)

Für die weitere **Analyse des Verbleibs** zur Erstbehandlung wird das LMA-Aufkommen ohne Restmüll betrachtet, das sich auf insgesamt gut 4 Mio. Mg beläuft. Ferner hat die Auswertung ergeben, dass Lebensmittelabfälle hauptsächlich in folgenden vier Anlagentypen behandelt werden: Thermische Behandlungsanlagen, Feuerungsanlagen, biologische Behandlungsanlagen und sonstige Behandlungsanlagen. Alle weiteren Anlagen⁶⁸ werden aufgrund des jeweiligen Anteils von < 1 % für die weitere Auswertung vernachlässigt.⁶⁹ Ein Abgleich des berichteten Aufkommens⁷⁰ mit dem Verbleib in den berücksichtigten Anlagen bestätigt, dass für die relevanten EAV-Schlüssel alle Ströme abgedeckt sind. Nur für den EAV-Schlüssel 02 01 02⁷¹ besteht eine Deckungslücke, da keine Informationen zum Verbleib verfügbar sind. Für die weitere Auswertung wird angenommen, dass sich der Verbleib prozentual gleich aufteilt wie für EAV 02 02 02⁷², unter dem ebenso Abfälle aus tierischem Gewebe berichtet werden (in deutlich größerem Umfang wie unter EAV 02 01 02).⁷³ Insgesamt ergibt sich damit im Vergleich zum ausgewiesenen Aufkommen eine Deckung von 98,7 % für die in der weiteren Analyse des Verbleibs berücksichtigten Ströme.

⁶⁸ Chemisch-physikalische Behandlungsanlagen, Bodenbehandlungsanlagen, Mechanische und mechanisch-biologische Behandlungsanlagen, Schredder/Schrottscheren, Sortieranlagen

⁶⁹ Die Vernachlässigung der Chemisch-physikalischen Behandlung ergäbe für EAV 20 01 25 (Speiseöle und -fette) eine Vernachlässigung von ca. 20 % des ausgewiesenen Verbleibs (s. auch Anhang A.4). Da es sich um nicht-gefährliche Speiseabfälle handelt, wird hier vermutet, dass es sich um eine Umesterung zu Biodiesel handeln könnte, die als chemische Behandlung berichtet wird. Dies wird daher für die vorliegende Auswertung unterstellt. Für die EAV-Schlüssel, unter denen Fette und Öle berichtet werden, wurde dies basierend auf Facheinschätzung auch für die Mengen zur sonstigen Behandlung angesetzt. Daneben weist Destatis (2019b) Mengen in Vergärungsanlagen aus.

⁷⁰ Als Aufkommen wurde für diese Studie der in Destatis (2019b) Tabelle 1.1 ausgewiesene, gesamte inländisch erzeugte Input in Abfallbehandlungsanlagen für die jeweils relevanten EAV-Schlüssel betrachtet.

⁷¹ Abfälle aus tierischem Gewebe aus Landwirtschaft, Gartenbau, Aquakultur, Forstwirtschaft und Fischerei

⁷² Abfälle aus tierischem Gewebe aus Vorbereitung und Verarbeitung von Fleisch, Fisch und anderer Nahrungsmittel tierischen Ursprungs“

⁷³ Auch für EAV 02 02 01 fehlen die Informationen im Verbleib; da es sich um vernachlässigbare Mengen handelt, wird er von der weiteren Betrachtung ausgeschlossen.

Exporte wurden nicht berücksichtigt. Insbesondere sind für EAV-Kapitel 02 keine notifizierungspflichtigen Exporte ausgewiesen (Destatis 2019a). Für EAV-Kapitel 20 liegt die gesamte für 2017 berichtete Menge bei ca. 0,2 Mio. Mg, das gesamte Restmüllaufkommen bei 17,6 Mio. Mg. Selbst wenn geringe Mengen Restmüll exportiert würden, liegen sie folglich in einer vernachlässigbaren Größenordnung.

Über die gesamten behandelten Mengen ergibt sich eine deutliche Tendenz zur Verwertung in biologischen Anlagen gefolgt von der Behandlung in sonstigen Anlagen (s. Tabelle 45).

Tabelle 45: Verteilung des Verbleibs der Lebensmittelabfälle

Anlage	Anteil	Menge (1.000 Mg)
Thermische Abfallbehandlungsanlagen	2,4 %	101
Feuerungsanlagen	3,3 %	140
Biologische Behandlungsanlagen	71 %	2.995
Sonstige Behandlungsanlagen	21 %	890
Übrige	1,4 %	59
Gesamt	100 %	4.193

Quelle: eigene Auswertung basierend auf Destatis (2019b, 2020)

Die vier Anlagentypen wurden im Folgenden vertieft analysiert, basierend auf den zusätzlich verfügbaren Informationen zum Verbleib (Destatis 2019c).

Thermische Behandlungsanlagen

Hier handelt es sich ausschließlich um Müllverbrennungsanlagen. Die Beiträge der relevanten EAV-Schlüssel sind in Tabelle 46 dargestellt. Es handelt sich vorwiegend um Abfälle aus tierischem Gewebe/Fleischabfälle.

Tabelle 46: Lebensmittelabfälle zur Müllverbrennung

EAV-Schlüssel	Abfallart	Anteile
02 01 02, 02 02 02, 02 02 03	Tierischer Ursprung, Fleisch u. a.	76 %
02 03 04	Pflanzlicher Ursprung	9 %
02 05 01	Molkerei	1 %
02 06 01	Backwaren	2 %
20 01 08	Küchen- & Kantinenabfälle	7 %
20 03 02	Marktabfälle	5 %

Quelle: eigene Auswertung basierend auf Destatis (2019b, 2019c, 2020)

Zur späteren Bilanzierung wird ein durchschnittlicher Heizwert sowie durchschnittliche Energieauskopplungswerte für die im gesamten Abfall in der MVA verbrannten LMA angesetzt. Diese vereinfachte Herangehensweise erscheint in Hinblick auf die vergleichsweise geringen

Mengen (2,4 % des LMA-Anfalls) gerechtfertigt. Formal entspricht die MVA einer Energierückgewinnung (R1), da die MVA in DE i. d. R. R1-Status besitzen und keine Mengen unter Sondermüllverbrennungsanlagen ausgewiesen sind.

Feuerungsanlagen

Bei Feuerungsanlagen bestehen die wesentlichen Inputs ebenso aus Abfällen aus der Fleischverarbeitung bzw. tierischem Gewebe. Pflanzliche Abfälle werden in geringerem Maße verwertet, v. a. in Biomassekraftwerken (s. Tabelle 47).

Tabelle 47: Lebensmittelabfälle zur Verwertung in Feuerungsanlagen

EAV-Schlüssel	Abfallart	Anteil	Art der Feuerungsanlage
02 01 02, 02 02 02	tierisches Gewebe	29 %	keine Details zur Art der Anlage
02 01 03	pflanzliches Gewebe	4 %	in Biomassekraftwerk
02 02 03	zu Verzehr/Verarbeitung ungeeignet (Fleisch etc.)	50 %	Anlage für andere Produktionszwecke
02 03 04	zu Verzehr/Verarbeitung ungeeignet (Obst- und Gemüse)	18 %	Details unvollständig; vorwiegend in Biomassekraftwerk

Quelle: eigene Auswertung basierend auf Destatis (2019b, 2019c, 2020)

Für nicht zu Verzehr/Verarbeitung geeignete Fleischabfälle (EAV 02 02 03) weist Destatis (2019c) den Verbleib in „Anlagen für andere Produktionszwecke“ aus. Für diese Studie wird davon ausgegangen, dass es sich hierbei um Zementwerke handelt. Laut VDZ (2018) nahmen Zementwerke im Jahr 2017 „Tiermehle und -fette“ in Mengen von 150.000 Mg/a auf. Die berichtete Gesamtmenge⁷⁴ des EAV 02 02 03 liegt bei 118.000 Mg/a zzgl. 17.000 Mg/a Importe. Für tierisches Gewebe (EAV 02 01 02, 02 02 02) sind in Destatis (2019c) keine Detailinformationen enthalten. Für die Bilanzierung in dieser Studie wird vereinfachend unterstellt, dass auch diese Mengen in Zementwerke gehen. Der Input wird dadurch im Vergleich zu den vom VDZ berichteten Mengen etwas überschätzt (185.000 Mg statt 150.000 Mg nach VDZ (2018)).

Biologische Behandlungsanlagen

Bei den biologischen Behandlungsanlagen werden gewerbliche Abfälle vorwiegend in Biogasanlagen vergoren.⁷⁵ Für Siedlungsabfälle (Biotonne, Küchen- und Kantinenabfälle) werden außerdem in relevantem Umfang Kompostierung sowie kombinierte Kompostierungs- und Vergärungsanlagen berichtet (s. Tabelle 48).

⁷⁴ Ohne Abzug von Nicht-Lebensmittelabfällen und des NACE A-Sektors

⁷⁵ Es werden auch relevante Mengen an Schlämmen verwertet (EAV-Schlüssel 02 03 01 „Schlämme aus Wasch-, Reinigungs-, Schäl-, Zentrifugier- und Abtrennprozessen“); da es sich um Schlämme handelt, wird vermutet, dass sie einen besonders hohen Wassergehalt aufweisen, der in der BGA zu keinen Erträgen führt. Vereinfachend wurde der Wasseranteil auf 50 % geschätzt und in Hinblick auf die THG-Bilanzierung von den Inputmengen dieses Schlüssels abgezogen.

Tabelle 48: Lebensmittelabfälle zur biologischen Behandlung

EAV-Schlüssel	Abfallart	Ver-gärung	Kombi-Anlagen ¹	Kompo-stierung
02 01 02, 02 02 02, 02 02 03	Tierischer Ursprung, Fleisch u. a.	7 %	-	-
02 01 03, 02 03 01, 02 03 04, 02 05 01, 02 06 01, 02 07 01, 02 07 02, 02 07 04	Pflanzlicher Ursprung, Molkerei, Backwaren, Getränke	18 %	-	1 %
19 08 09, 20 01 25	Öle und Fette	1 %	-	-
20 01 08, 20 03 01 04	Küchen - & Kantinenabfälle, Biotonne	27 %	13 %	30 %
20 03 02	Marktabfälle	1 %	-	-

1) „Kombinierte Kompostierungs- und Vergärungsanlagen“

Quelle: eigene Auswertung basierend auf Destatis (2019b, 2019c, 2020)

Auch aus Biogasanlagen geht ein kleiner Strom Verpackungsreste zur Entsorgung in Müllverbrennungsanlagen. Aufgrund der geringen Menge⁷⁶ wird der Beitrag für diese Studie vernachlässigt.

Sonstige Behandlungsanlagen

Für die Auswertung der unter „Sonstige Behandlungsanlagen“ berichteten Mengen wurde angenommen, dass es sich dabei vorwiegend um Anlagen handelt, die verpackte Lebensmittel in einem ersten Schritt mechanisch entpacken und den Inhalt dann Verwertungsverfahren zuführen. Im Hinblick auf die relevanten Schlüssel wird davon ausgegangen, dass die Verwertung i.A. in einer Vergärungsanlage erfolgt (s. Tabelle 49).⁷⁷ Eine Ausnahme sind die Mengen an Speiseölen und -fetten (20 01 25). Hier wird eine Umesterung zu Biodiesel angesetzt.⁷⁸ Bei den Backwaren könnte auch eine Weiterverarbeitung zu Futtermitteln in Frage kommen. Allerdings ist hier aufgrund der mangelhaften Datenlage keine verlässliche Quantifizierung der Mengen möglich und Futtermittel werden in dieser Studie nur nachrichtlich betrachtet (s. Kapitel A.9).

Für die Verpackungsmenge müssen ebenfalls Annahmen getroffen werden. Nach BFaN (2020) haben zu Futtermitteln weiterverarbeitete verpackte ehemalige Lebensmittel einen Verpackungsanteil von 1 - 2 %. Nach Kern (2020) liegt der Verpackungsanteil bei Lebensmitteln bei max. 10 - 20 %. Nach einer BGK Untersuchung (BGK, Bundesgütegemeinschaft Kompost 2018) liegt der Gewichtsanteil näherungsweise zwischen 8 % für Kunststoff- und 30 % für Glasverpackungen. Für diese Studie wird aus Konsistenzgründen mit den EU-Bilanzen einheitlich, pauschal der gleiche Wert angesetzt wie für Störstoffanteile in organischen Abfällen in Höhe von 5 %.⁷⁹

⁷⁶ Nach Facheinschätzung ca. 2 %

⁷⁷ Für die Schlämme (EAV-Schlüssel 02 03 01) mit dem angenommenen ca. 50 % Wasseranteil (s. Fußnote 75) wird kein Verpackungsanteil angenommen, die sonstige Behandlung könnte hier bspw. in Vortrocknung bestehen.

⁷⁸ Der angegebene Wert enthält dabei zusätzlich die unter „Chemisch-physikalischer Behandlung“ berichtete Menge, die allerdings nur gut 10 % ausmacht.

⁷⁹ Für die EU-Bilanzräume können weder die sonstige Behandlung noch einzelne Abfallarten unterschieden werden und damit auch keine Verpackungsanteile von Störstoffanteilen.

Tabelle 49: Lebensmittelabfälle zur sonstigen Behandlung

EAV-Schlüssel	Abfallart	Anteil	Endverbleib	Verpackung (1.000 Mg)
02 01 02, 02 02 02, 02 02 03	Tierischer Ursprung, Fleisch u. a.	10 %	Vergärung	5
02 01 03, 02 03 01, 02 03 04, 02 05 01, 02 07 02, 02 07 04	Pflanzlicher Ursprung, Molkerei, Getränke	15 %	Vergärung	7
02 06 01	Backwaren	21 %	Vergärung	10
19 08 09	Fett- und Ölmischungen aus Ölabscheidern	5 %	Vergärung	0
20 01 25	Speiseöle und -fette	5 %	Umesterung	0
20 01 08	Küchen- & Kantinenabfälle	39 %	Vergärung	18
20 03 02	Marktabfälle	0,7 %	Vergärung	0,3

Quelle: eigene Auswertung basierend auf Destatis (2019b, 2019c, 2020)

Die insgesamt beschriebenen Herleitungsschritte und getroffenen Annahmen bezüglich des Aufkommens und Verbleibs sind systematisch einheitlich auf die Lebensmittelabfälle aus Siedlungsabfällen und aus P&G-Abfällen angewendet. Dabei führen Abschneidekriterien wie „Abzug der Abfallmengen aus der Primärproduktion“ (NACE Code Land-, Forstwirtschaft) oder Vernachlässigung von Anlagen mit Behandlungsmengen < 1 % dazu, dass das gesamte Aufkommen der LMA aus Siedlungsabfall im Sonderbilanzraum etwa 2 % niedriger liegt als beim Bilanzraum Siedlungsabfälle.⁸⁰ Die Gesamtschau der Behandlungsoptionen für Lebensmittelabfälle ergibt die in Tabelle 50 dargestellte Aufteilung auf den Endverbleib.

Tabelle 50: Endverbleib von Lebensmittelabfällen im Überblick (1.000 Mg)

Herkunft	EAV-Schlüssel	Kompostierung	Vergärung	Umesterung (Biodiesel)	Verbrennung (TAB und Feuerung)	Übrige (vernachlässigt)	Gesamtaufkommen
P&G-Abfälle	relevante 02 xx xx, 19 08 09, 20 01 25	30	1.241	53	230	91	1.645
Siedlungsabfälle	20 01 08, 20 03 01 04, 20 03 02	907	1.599		12	30	2.547

Quelle: eigene Auswertung basierend auf Destatis (2019b, 2019c, 2020)

Die differenzierte Aufstellung nach EAV-Schlüssel für die nach (Destatis 2019a) gemeldeten Verbleibe zeigt Anhang A.7.

⁸⁰ Ersichtlich ist dies im Vergleich des Aufkommens der Küchen-/Kantinenabfälle, deren LMA-Anteil mit 100 % angesetzt ist.

6.1.2.2 Datenbasis Destatis und Thünen (2019a)

Für Lebensmittelabfälle stellt die Studie Thünen (2019a) zentrale Daten zur Verfügung. Aus diesem Grund wurde eruiert, ob diese Daten für die Erstellung dieses Sonderbilanzraums geeignet sind. Der größte Unterschied zwischen der Datenbasis von Thünen (2019a) und Destatis ist, dass in Thünen (2019a) NACE-Codes für die Herkunft verwendet werden, während Destatis zusätzlich zu seinen statistischen Erhebungen noch Daten von Verbänden nutzt, die sich nur schwer in Einklang bringen lassen. Eine detaillierte Gegenüberstellung zwischen den beiden Quellen findet sich in Anhang A.8. Hieraus geht auch hervor, dass aus Konsistenzgründen auch in diesem Bilanzraum weiterhin Destatis verwendet wurde.

6.1.3 Aufkommen und Verbleib für die Bilanzierung

In der abschließenden Basistabelle für die THG-Bilanz (Tabelle 51) sind EAV-Schlüssel zusammengefasst, für die eine Ähnlichkeit unterstellt wird. Die Reihenfolge der aufgeführten Abfallarten entspricht ihrer Zuordnung zu den EAK-Stat-Schlüsseln W091 und W092. Die ersten Einträge bis Altfette sind Abfälle tierischen Ursprungs (W091), die darunter folgenden Einträge Abfälle pflanzlichen Ursprungs (W092). Die Abfälle aus der Biotonne sind dabei nach den Vorgaben von Eurostat den pflanzlichen Abfällen zugeordnet. Für diese Studie sind hier zudem die Marktabfälle (W101) zuaddiert. Bei den einzelnen Abfallarten aus den P&G-Abfällen handelt es sich häufig um nicht näher bestimmbare Abfälle. Bei 66 % der Lebensmittelabfälle aus P&G-Abfällen handelt es sich um „für Verzehr oder Verarbeitung ungeeignete Stoffe“. Die Tabelle weist zudem die jeweiligen Anteile an Lebensmittelabfällen aus den Siedlungsabfällen und aus den P&G-Abfällen aus. Hier überwiegen die Mengen aus Siedlungsabfällen mit 62 %.

Tabelle 51: Basistabelle: Aufkommen und Verbleib LMA für die Bilanz Deutschland 2017

Abfallart	MVA	BMKW	Zementwerk	Ver-gärung	Kompos-tierung	Sonstige Be-handlung	Auf-kommen
Mengen in Mg							
Tierische Abfälle (02 01 02, 02 02 02, 02 02 03)	76.841		109.930	203.367		91.952	482.091
Molkereiabfälle (02 05 01)	900			37.700		32.900	71.500
Fettabscheiderinhalt e (19 08 09)				19.152		43.563	62.715
Küchenabfälle (20 01 08)	7.124			544.631	53.974	361.173	966.903
Altfette (20 01 25)				7.019		53.186	60.205
Gemüseabfälle (02 01 03, 02 03 01, 02 03 04)	9.538	30.235		295.171	29.647	87.326	451.918
Backabfälle (02 06 01)	2.300			72.300		200.200	274.800
Abfälle Getränkeherstellung (02 07 01, 02 07 02, 02 07 04)				128.120		22.408	150.528

Abfallart	MVA	BMKW	Zementwerk	Ver-gärung	Kompos-tierung	Sonstige Be-handlung	Auf-kommen
Abfälle aus der Biotonne (inkl. Marktabfälle) (20 03 01 04, 20 03 02)	4.735			686.846	852.672	6.181	1.550.435
Summe	101.439	30.235	109.930	1.994.307	936.294	898.890	4.071.094
Summe W091	84.865	0	109.930	811.869	53.974	582.775	1.643.414
Summe W092	16.573	30.235	0	1.182.438	882.320	316.115	2.427.681
Summe Siedlungsabfälle	11.859	0	0	1.231.477	906.647	367.354	2.517.337
Summe P&G-Abfälle	89.579	30.235	109.930	762.829	29.647	531.536	1.553.757

Abbildung 15 zeigt die für die Bilanz abgeleiteten LMA-Mengenströme als Sankey-Diagramm. In Abbildung 16 ist das rechnerisch für diese Studie ermittelte Abfallaufkommen nach Abfallarten dargestellt. Aus beiden Abbildungen wird nochmals deutlich, dass die Lebensmittelabfälle aus den Siedlungsabfällen den Hauptanteil an den gesamten Lebensmittelabfällen einnehmen.

Abbildung 15: Sankey-Diagramm Lebensmittelabfall Deutschland 2017

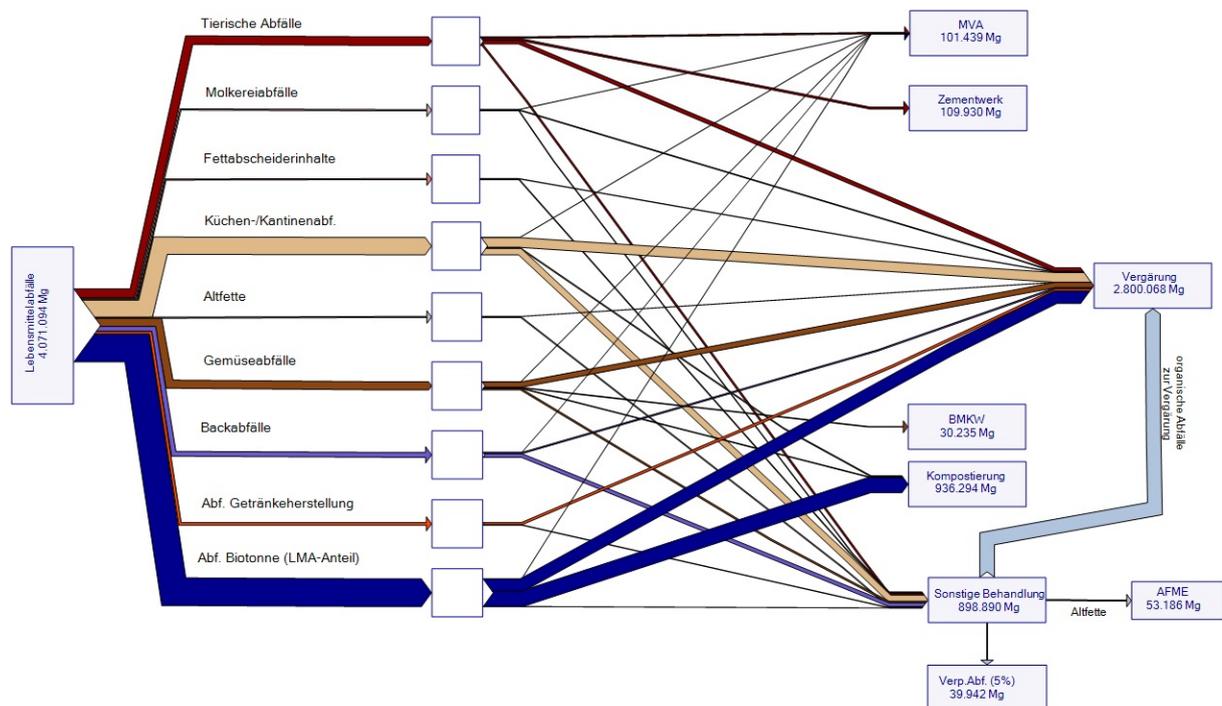
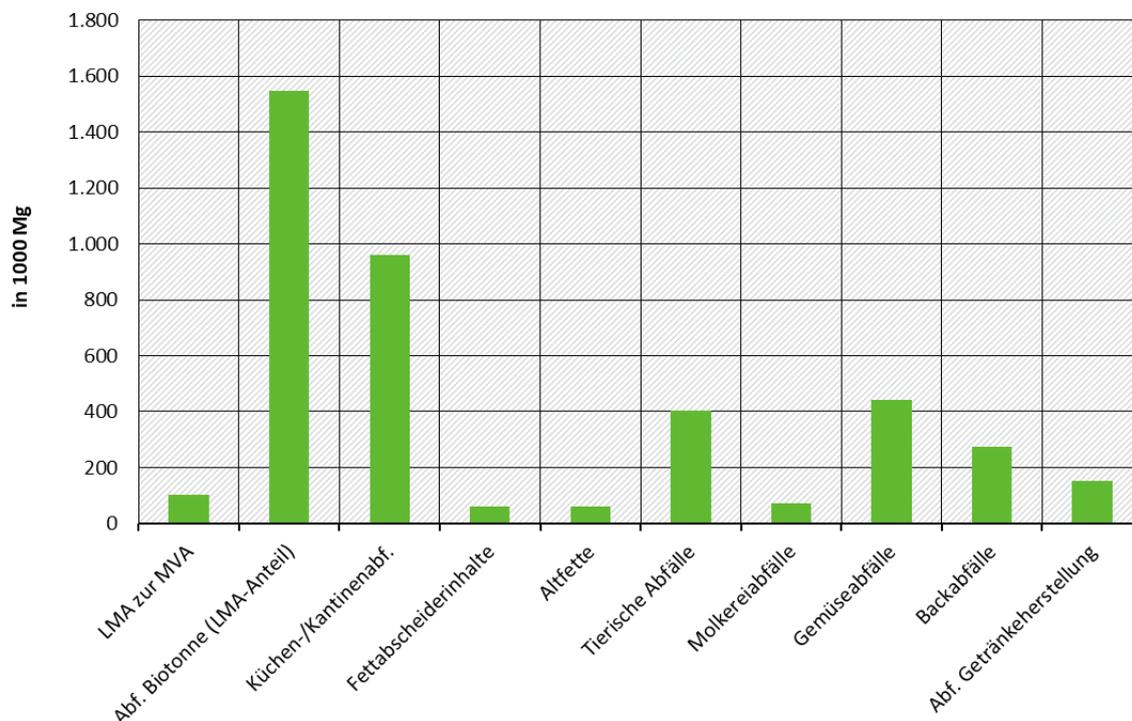


Abbildung 16: Aufkommen Erstbehandlung Lebensmittelabfälle Deutschland 2017



6.2 Vorgehen Bilanzierung und Kenndaten Abfallfraktionen

Die Bilanzierung der Lebensmittelabfälle erfolgt für Deutschland nach den in Tabelle 51 abgeleiteten Abfallarten⁸¹ und dem angegebenen Verbleib. Für die Bilanzierung der LMA aus P&G-Abfällen werden die hier ermittelten Ergebnisse für den P&G-Bilanzraum übernommen. Das Vorgehen zur Bilanzierung ist nachfolgend nach den verschiedenen Bereichen beschrieben.

LMA zur MVA

Die geringen Mengen an Lebensmittelabfällen, die einer thermischen Behandlung in MVA zugeführt werden, sind mit einem einheitlichen Heizwert bewertet. Stellvertretend ist hierfür ein Heizwert für die Hauptmenge EAV 02 02 02 („Abfälle aus tierischem Gewebe“) angesetzt. Verwendet wurde der Mittelwert aus der Abfallanalyse Datenbank des Landes Nordrhein-Westfalen (ABANDA n.d.):

- ▶ Heizwert: 20.388,33 kJ/kg
- ▶ fossiler C-Gehalt: 0 % (Annahme, organischer Abfall)

Küchen-/Kantinenabfälle und Abfälle aus der Biotonne (LMA aus Siedlungsabfall)

Die Bilanzierung für Küchen-/Kantinenabfall und für Abfälle aus der Biotonne entspricht der bei den Siedlungsabfällen. Bei den Küchen-/Kantinenabfällen ist dies eindeutig, da der Lebensmittelabfallanteil mit 100 % angesetzt ist. Bei den Abfällen aus der Biotonne beträgt der angenommene Lebensmittelabfallanteil 34 % (Anhang A.5). Hier besteht keine repräsentativ sinnvolle Möglichkeit die Lebensmittelanteile für die Bilanzierung der Biotonne von den nicht Lebensmittelabfallanteilen abzugrenzen.

⁸¹ Für die EU ist nach gegebener Informationslage eine Unterscheidung nur nach LMA aus Siedlungsabfall („food waste“ aus EEA-Abfallmodell) und W091, W092 aus P&G-Abfall möglich.

Die spezifischen THG-Ergebnisse für Küchen-/Kantinenabfälle und Abfälle aus der Biotonne sind in beiden Bilanzräumen gleich. Kleine Unterschiede können sich durch Rundungsungenauigkeiten aus der Aufteilung des Verbleibs und den leichten Mengenabweichung ergeben.

Lebensmittelabfälle aus P&G-Abfällen

Die Lebensmittelabfälle aus den P&G-Abfällen werden überwiegend einer Vergärung zugeführt (Tabelle 51). Bei diesen Abfällen handelt es sich häufig um nicht näher bestimmbare Abfälle. Beispielsweise gibt es aus der Statistik bzw. der Datenerhebung keine näheren Informationen, um welche Art von Abfällen es sich bei den „für Verzehr oder Verarbeitung ungeeigneten Stoffen“ handelt, die 66 % der Gesamtmenge ausmachen. Mit dem gegebenen überwiegenden Verbleib zu einer Vergärung wird jedoch davon ausgegangen, dass diese Abfälle für eine Vergärung geeignet sind und es sich z. B. nicht um Knochen oder nicht-organische Bestandteile handelt.

Für diese Abfälle wurden Kenndaten für die Vergärung für die in Tabelle 51 aufgeführten Abfallfraktionen abgeschätzt. Durch die gegebenen Unsicherheiten in Bezug auf die Art der Abfälle sind die THG-Ergebnisse als orientierende Ergebnisse zu verstehen.

Die für die **Vergärung** verwendeten Kenndaten zeigt Tabelle 52. Überwiegend wurden Kenndaten aus der Biogasausbeuten-Datenbank der LfL Bayern (2020) entnommen. Für Gemüse- und Backabfälle sind die Datensätze direkt übernommen. Für Abfälle aus der Getränkeherstellung wurde näherungsweise ein gemittelter Datensatz aus Biertreber frisch, Kartoffelschlempe frisch und Obstrester Apfel abgeleitet. Für Fettabscheiderinhalte wurde der Datensatz für Flotatfett verwendet und für Altfette der Datensatz für Altfrittierfett. Für Milchprodukte liegen in der Datenbank ebenfalls Datensätze vor. Diese unterschieden sich jedoch deutlich nach Erzeugnis vor allem im TS-Gehalt (5 %-100 %) durch den der gesamte Gasertrag geprägt wird. Hier wurde angenommen, dass es sich bei den für Verzehr oder Verarbeitung ungeeigneten Stoffen um Zentrifugatreste handelt und der TS-Gehalt zu 80 % geschätzt.

Tabelle 52: Wesentliche Kenndaten für die Vergärung

Abfallart	TS	oTS	N-Gehalt	Gasertrag	Gasertrag	Methangehalt
	% FS	% TS	% TS	l/kg oTS	m ³ /Mg	Vol%
Tierische Abfälle	29 %	89 %	8,1 %	792	205	70
Molkereiabfälle	80 %	90 %	3,7 %	700	504	55
Fettabscheiderinhalte	7 %	90 %	3,7 %	1.000	63	68
Altfette	95 %	92 %	3,7 %	1.000	874	68
Gemüseabfälle	15 %	76 %	1,3 %	500	57	56
Backabfälle	88 %	97 %	1,3 %	764	651	53
Abf. Getränkeherstellung	17 %	93 %	3,4 %	575	93	56

Für die weiteren Kenndaten wurden ungefähr mittlere Werte aus den Datensätzen in LfL Bayern (2020) verwendet. Für tierische Abfälle liegt kein passender Datensatz nach LfL Bayern (2020) vor (nur für Öle und Fette) und auch die weitere Recherche ergab keinen Datensatz für Fleisch.

Da tierische Abfälle weniger aus Fett als vielmehr aus Proteinen bestehen wurde hier näherungsweise ein Datensatz für Fischabfälle verwendet (Bücker et al. 2020). Für die Nährstoffgehalte der Substrate wie Stickstoff gibt es in (LfL Bayern 2020) keine Angaben. Diese Werte wurden aus eigenen Studien übernommen (z. B. Vogt & Ludmann (2019) für Fettabscheiderinhalte) und ansonsten abgeschätzt. Benötigt werden die Werte zur Einschätzung des Nutzens (Mineraldüngersubstitution) aus der Ausbringung von Gärresten.

Die aufgeführten Methangehalte stimmen in etwa mit Methangehalten nach der Buswell-Formel für Kohlenhydrate, Proteine und Fette überein. Danach erreicht Biogas aus Kohlehydraten einen Methangehalt von 50 Vol %, aus Proteinen von 70 Vol % und aus Fetten von 67 Vol %. Die aufgeführten Gaserträge passen näherungsweise zu theoretischen Gaserträgen für Kohlenhydrate, Proteine und Fette, die bei Fetten am höchsten liegen (1.200 m³ Gas/Mg oTS) und bei Kohlenhydraten und Proteinen in ähnlicher Höhe (700-800 m³ Gas/Mg oTS).

Für die Bilanzierung der Vergärung von LMA aus P&G-Abfällen wurde ein anderes Vorgehen gewählt als bei den LMA aus Siedlungsabfällen. Für diese Abfälle ist nicht davon auszugehen, dass sie nach der Vergärung einer Nachrotte zur Erzeugung von Fertigkompost unterzogen werden. Es wird im Gegenteil davon ausgegangen, dass die anfallenden Gärreste i.d.R. auf landwirtschaftliche Flächen ausgebracht werden, ggf. nach einer Fest-Flüssig-Trennung. Insofern ist eine Bewertung der THG-Emissionen aus der biologischen Behandlung anhand der Medianwerte nach (Cuhls et al. 2015) (vgl. Kap. 4.2.8) nicht zielführend⁸², da diese vor allem durch die Nachrotte geprägt sind.

Für eine Bilanzierung der LMA aus P&G-Abfällen liegen keine Daten zu THG-Emissionen aus der Behandlung vor und es sind keine analogen Messungen wie bei der Vergärung von Abfällen aus der Biotonne bekannt. Näherungsweise erfolgt die Bewertung analog Kenntnissen zu landwirtschaftlichen Vergärungsanlagen. Dabei wird davon ausgegangen, dass als Verfahrenstechnik ähnlich wie in der Landwirtschaft vor allem Beton- oder Stahlbehälter mit Membranabdeckung zum Einsatz kommen. Auch anzunehmen ist, dass in diesem Bereich, der i.d.R. keine EEG-Förderung für die Biogaserzeugung bezieht, gasdichte Gärrestlager und eine gasdichte Verweilzeit von 150 Tagen nicht Standard sind. Nach einzelnen Erkenntnissen (Vogt / Ludmann 2019) kommen für Lebensmittelreste oder Fettabscheiderinhalte gasdichte Nachgärer zum Einsatz mit einer Verweilzeit von etwa 8 Tagen.

Vor diesem Hintergrund wurden für die Bilanzierung der Vergärung folgende Annahmen getroffen, die z. B. in (Vogt et al. 2008) beschrieben sind:

- ▶ diffuse Methanverluste aus Fermenter 1 % des produzierten Methans,
- ▶ Fackelverluste 2 %,
- ▶ Annahme Anteil Anlagen mit Nachgärer 70 %, Rest offene Gärrestlager,
- ▶ Methanverluste aus der Lagerung bei Anlagen mit Nachgärer (und anschließender offener Lagerung) 1,5 %,
- ▶ Methanverluste aus offenen Gärrestlagern 2,5 %.

Für die Biogasnutzung wurde eine Nutzung in BHKW angesetzt. Die Wirkungsgrade wurden einheitlich zu den Siedlungsabfällen angenommen (s. Tabelle 19). Abweichend wurde jedoch der Nutzungsgrad für Überschusswärme mit Null angenommen, da die Anlagen i.d.R. außerhalb liegen und keine Anbindung an Nah- oder Fernwärmenetze anzunehmen ist.

⁸² Für Küchen-/Kantinenabfälle wurde das aus Konsistenzgründen umgesetzt, da diese im Nationalen Inventarbericht anhand dieser Einheitsfaktoren bewertet sind.

Für den anfallenden Gärrest ist ein Massenverlust von 10 % durch den anaeroben Abbau angesetzt, für den enthaltenen Stickstoff ebenfalls ein Verlust von 10 %. Für die Anwendung der Gärreste in der Landwirtschaft sind auch hier einheitlich nach IPCC (2006) N₂O-Emissionen in Höhe von 1 % bezogen auf den Stickstoffgehalt angesetzt. Entlastungseffekte der Anwendung sind durch Mineraldüngersubstitution angerechnet.

Für die Behandlung über **sonstige Behandlungsanlagen** ist wie in Kapitel 6.1.2.1 beschrieben angenommen, dass es sich dabei um verpackte Lebensmittelabfälle handelt, die entpackt und anschließend einer Vergärung zugeführt werden (Verpackungsanteil 5 %). Für die abgetrennten Verpackungen ist eine thermische Behandlung über MVA bilanziert. Die Kenndaten sind einheitlich wie für den Störstoffanteil bei den organischen Siedlungsabfällen übernommen (Tabelle 19).

Weitere Behandlungsverfahren betreffen Gemüseabfälle, tierische Abfälle und Altfette. Für die anteilige Kompostierung von Gemüseabfällen erfolgt die Bilanzierung analog dem für GPF bei den Siedlungsabfällen beschriebenen Vorgehen (Kap. 4.2.8). Die thermische Nutzung erfolgt in Biomassekraftwerken. Die Nutzungsgrade für BMKW sind einheitlich wie bei Siedlungsabfällen angesetzt (Tabelle 10). Der Heizwert für diese pflanzlichen Abfälle ist in Anlehnung an Bioabfälle mit 5 MJ/kg angenommen, der fossile C-Gehalt ist zu Null gesetzt, da es sich um organisches Material handelt für das keine weiteren Störstoffe unterstellt werden.

Für die thermische Behandlung der tierischen Abfälle wird davon ausgegangen, dass es sich hierbei um eine Mitverbrennung in Zementwerken handelt. Typischerweise erfolgt eine solche Mitverbrennung für Tiermehl. Der Heizwert ist nach VDZ (2018) für das Jahr 2017 mit 18 MJ/kg angesetzt. Störstoffgehalte sind nicht angenommen, der fossile C-Gehalt ist zu Null gesetzt. Das Entlastungspotenzial ergibt sich durch die heizwertäquivalente Substitution des Regelbrennstoffs Kohle.

Für Altfett ist für die Mengen, die über sonstige Behandlungsanlagen und CPB behandelt werden die Aufbereitung zu Altfettmethylester bilanziert. Für die Behandlung über sonstige Behandlungsanlagen ist auch hier einheitlich eine Abtrennung von Störstoffen mit 5 % unterstellt. Der Prozess der Umesterung ist nach ifeu eigenen Kenndaten bilanziert. In einem ersten Schritt erfolgt zunächst eine Abtrennung von den prozessstörenden Stoffen in Höhe von 1 %. Der Strombedarf für die Aufbereitung ist mit 30 kWh/Mg TS Input angesetzt. Die Umesterung selbst erfordert einen weiteren Energieeinsatz mit einem Strombedarf von rd. 40 kWh/Mg Input und einem Wärmebedarf von 323 kWh/Mg Input. Als Hilfsstoff wird Methanol eingesetzt im Mittel zu 110 g/Mg Rohfett. Die Ausbeute für Altfettmethylester beträgt 97 %. Der angesetzte Heizwert mit dem heizwertäquivalent die Substitution von Dieselmotorkraftstoff angerechnet ist beträgt 37,2 MJ/kg.

6.3 Beschreibung der THG-Bilanzszenarien 2030

Für Deutschland werden je zwei künftige Szenarien für das Zieljahr 2030 entwickelt, die sich an rechtlichen Vorgaben und politischen Rahmenbedingungen orientieren. In Anlehnung an das Vorgehen bei den Siedlungsabfällen werden hier auch zunächst Veränderungen von Abfallmengenströmen betrachtet und im Weiteren mögliche technische Optimierungen. Dabei werden für die LMA aus Siedlungsabfällen die dortigen Annahmen übernommen bzw. übertragen.

Für die LMA aus P&G-Abfällen besteht nur wenig Spielraum für eine Umlenkung von Abfallmengenströmen. Dies gilt auch für die EU-Bilanzräume, für die der Verbleib aus den deutschen Daten abgeschätzt ist. Der Großteil der Abfälle wird bereits vergoren wie Tabelle 53 zeigt. In Deutschland werden nur 2 % dieser Abfälle noch kompostiert. Die 15 %

Energierückgewinnung gehen zur Hälfte auf tierische Abfälle zurück, die in Zementwerken mitverbrannt werden (Tierfette/Tiermehl) und ansonsten auf überwiegend tierische Abfälle, die in MVAs behandelt werden. Eine Stoffstromumlenkung zur Vergärung würde nicht unbedingt zu einem THG-Vorteil führen. Tiermehl ist ein etablierter Ersatzbrennstoff für die Zementindustrie, wodurch heizwertäquivalent Kohle ersetzt wird. Bei den in MVA eingesetzten Mengen ist die Vergärungseignung nicht einschätzbar.

Tabelle 53: Letztverbleib LMA aus P&G-Abfällen der verschiedenen Bilanzräume im Überblick

Letztverbleib	Kompostierung	Vergärung/Umesterung ¹	Energierückgewinnung (R1)	Verbrennung (D10)	Deponie	Andere Beseitigung
Cluster 1	19 %	74 %	4 %	1 %	2 %	0 %
Cluster 2	19 %	74 %	4 %	1 %	2 %	0 %
EU27 (ohne DE)	19 %	74 %	4 %	1 %	2 %	0 %
Deutschland	2 %	83 %	15 %	0 %	0 %	0 %
EU27	17 %	75 %	5 %	1 %	2 %	0 %

1) Nur Umesterung (Aufbereitung zu Altfettmethylester) 3 Prozentpunkte

Vor diesem Hintergrund wird für die Lebensmittelabfälle zunächst ein Leitszenario für 2030 betrachtet, in dem – ähnlich wie bei dem Leitszenario für Siedlungsabfälle – sowohl Abfallmengenstromumlenkungen als auch technische Optimierungen untersucht werden. Für das zweite Szenario wird zudem die Abfallvermeidung betrachtet. Hierdurch können rechtliche Vorgaben berücksichtigt werden, die sich bei den Lebensmittelabfällen auf die Reduktion der Lebensmittelverschwendung konzentriert. Die beiden Szenarien sind wie folgt bezeichnet:

- ▶ „LMA 2030 LS“ für das Leitszenario, welches Stoffstromverschiebungen und Technikverbesserungen vorsieht.
- ▶ „LMA 2030 V“ für das Szenario, welches zudem eine Vermeidung von Lebensmittelabfällen aus dem Siedlungsabfallbereich vorsieht.

6.3.1 Leitszenario „LMA 2030 LS“

Eine Stoffstromumlenkung von Lebensmittelabfällen innerhalb der Siedlungsabfälle kann in beiden Betrachtungsräumen nur konsistent erfolgen. Die Annahmen für die Behandlung von Lebensmittelabfällen entsprechen den Annahmen im Bilanzraum Siedlungsabfälle:

- ▶ Küchen-/Kantinenabfälle werden im Jahr 2030 nicht mehr kompostiert, sondern ausschließlich vergoren.
- ▶ Der gesteigerte Anteil für Abfälle aus der Biotonne zur Vergärung wird berücksichtigt, im Jahr 2030 werden 22 % mehr vergoren, zu Lasten der Kompostierung (Anteil Vergärung Biotonne 2017 44 % steigt auf 66 % im Jahr 2030).

Für LMA aus Produktions- und Gewerbeabfällen kommen noch folgende Annahmen hinzu:

- ▶ Bisher noch kompostierte Mengen werden im Jahr 2030 ebenfalls vergoren (betrifft nur Gemüseabfälle).
- ▶ Bisher vergorene Altfette werden im Jahr 2030 zu Altfettmethylester aufbereitet (Dieselsubstitut).

6.3.2 Szenario mit Abfallvermeidung „LMA 2030 V“

Das Einbeziehen der Abfallvermeidung ist für die Ökobilanzmethode der Abfallwirtschaft nur möglich, wenn die vermiedenen Produkte bekannt sind und deren vermiedene Herstellung angerechnet werden kann (vgl. Kap. 5.3.4). Für Lebensmittelabfälle bedeutet das, dass nur Verzehrprodukte betrachtet werden können. Für Schlämme, Schlempen, Schälreste, o. ä. bzw. die bei P&G-Abfällen überwiegenden „für Verzehr oder Verarbeitung ungeeigneten Stoffe“ lassen sich keine ursprünglichen Produkte identifizieren. Entsprechend erfolgen Betrachtungen zur Abfallvermeidung nur für die Lebensmittelabfallanteile der beiden Abfallfraktionen Abfälle aus der Biotonne und Küchen-/Kantinenabfälle.

Gemäß der Nationalen Strategie zur Reduzierung der Lebensmittelverschwendung sollen Lebensmittelabfälle bis 2030 halbiert werden⁸³. Laut Thünen (2019a) ist dies nur mit mehreren Akteuren möglich und nicht nur durch private Haushalte allein. Die Haushalte allein können laut Thünen (2019a) 44 % realisieren, während die Verarbeitung 55 %, der Außer-Haus-Verzehr 72 % und der Handel sogar 84 % Vermeidungspotenzial aufweist.

Im Rahmen dieser Studie wurde im Fachaustausch mit dem Umweltbundesamt hinterfragt, inwieweit die sektoralen Vermeidungspotenziale den beiden hier betrachteten Abfallfraktionen zugeordnet werden können. Nach gegebener Datenlage ist dies nicht möglich, da die Daten der sektoralen Betrachtung nicht direkt den Abfallschlüsseln und ihren Strömen zugeordnet werden können. Aus diesem Grund werden die 50 % Vermeidung pauschal angesetzt:

- ▶ 483.451 Mg bei Küchen-/ Kantinenabfällen
- ▶ 775.217 Mg bei Abfällen aus der Biotonne (inkl. Marktabfällen).

Die insgesamt hier betrachtete vermeidbare Menge beläuft sich somit auf 1.258.669 Mg. Bei der Bewertung wird diese Menge aufgeteilt in LMA aus Haushalten (Abfälle aus der Biotonne inkl. Marktabfälle) und LMA aus dem Außer-Haus-Verzehr (Küchen-/ Kantinenabfälle), weil die Zusammensetzung der LMA sich hier unterscheidet. In der folgenden Tabelle ist die Vermeidung auf verschiedene Lebensmittel für beide Stoffströme aufgesplittet (Aufteilung laut Jepsen et al. 2016):

Tabelle 54: Aufteilung der Vermeidung auf die verschiedenen Lebensmittel für Haushalte und Außer-Haus-Verzehr

Abfallart	Haushalte		Außer-Haus-Verzehr	
	Vermiedene Mengen	Prozentualer Anteil	Vermiedene Mengen	Prozentualer Anteil
Brot und Getreideerzeugnisse	118.445	15,3 %	197.023	40,8 %
Reis	877	0,1 %	5.010	1,0 %
Brot/Backwaren	109.142	14,1 %	143.786	29,7 %
Teigwaren/weitere Getreideerzeugnisse	8.425	1,1 %	48.206	10,0 %
Fleisch/Fleischwaren	91.792	11,8 %	68.370	14,1 %
Rind- u. Kalbfleisch	15.821	2,0 %	18.854	3,9 %

⁸³ <https://www.bundesregierung.de/breg-de/aktuelles/lebensmittelabfaelle-halbieren-1581854> (02.08.2021)

Abfallart	Haushalte		Außer-Haus-Verzehr	
Schweinefleische	15.790	2,0 %	18.813	3,9 %
Geflügelfleisch	11.955	1,5 %	14.239	2,9 %
Fleisch u. Wurstwaren	48.227	6,2 %	16.464	3,4 %
Fisch/Fischwaren	12.128	1,6 %	7.234	1,5 %
Molkereiprodukte und Eier	139.488	18,0 %	55.024	11,4 %
Milch	118.669	15,3 %	39.330	8,1 %
Käse	9.853	1,3 %	5.363	1,1 %
Sahne	4.070	0,5 %	1.538	0,3 %
Butter	4.121	0,5 %	1.372	0,3 %
Eier	2.774	0,4 %	7.421	1,5 %
Speisefette und -öle	2.550	0,3 %	48.539	10,0 %
Obst	153.799	19,8 %	17.004	3,5 %
Zitrusfrüchte	29.273	3,8 %	2.827	0,6 %
Bananen	8.149	1,1 %	4.137	0,9 %
Äpfel	4.275	0,6 %	9.396	1,9 %
Obstkonserven/TK-Obst	29	0,0 %	644	0,1 %
Gemüse/Kartoffeln	254.853	32,9 %	88.949	18,4 %
Tomaten	64.771	8,4 %	14.011	2,9 %
frisches Gemüse, Salat	98.493	12,7 %	21.307	4,4 %
Trocken-TK-, konserviertes Gemüse	4.662	0,6 %	31.056	6,4 %
Kartoffeln	86.926	11,2 %	22.596	4,7 %
Zucker	2.162	0,3 %	1.310	0,3 %
Summe	775.217	100,0 %	483.452	100,0 %

Die in der Tabelle dargestellten Mengenaufteilungen bilden die Grundlage für die Bilanzierung.

THG-Emissionswerte für Lebensmittelabfallvermeidung

Für eine Anrechnung der Lebensmittelabfallvermeidung werden THG-Emissionswerte für die Herstellung von Lebensmitteln ausgewertet. (Reinhardt et al. 2020) liefern eine umfassende Studie zu CO₂-Fußabdrücken verschiedener Lebensmittel, die als Grundlage für die Ermittlung der Emissionswerte verwendet werden. Die Aufteilung der Lebensmittel laut (Jepsen et al. 2016) entspricht zum Teil den von (Reinhardt et al. 2020) aufgestellten Produktkategorien (z. B. Reis, Bananen). Diese Werte können direkt als Emissionswerte für die jeweiligen Produkte verwendet werden. Bei Produkten mit vielen verschiedenen Variationen (z. B. Äpfel je nach Saison oder Herkunft) wurde – soweit verfügbar – ein von den Autoren angegebener Durchschnittswert verwendet.

In einigen Fällen sind die Kategorien von (Reinhardt et al. 2020) jedoch detaillierter. Für die Anwendung auf die Produktkategorien von (Jepsen et al. 2016) wurden THG-Emissionswerte durch Mittelwertbildung zusammengefasst. Der Mittelwert wurde gewählt, weil die Bandbreite bzw. die Einzelwerte pro Kilogramm innerhalb der meisten Produktkategorien relativ gering sind⁸⁴. Höhere spezifische THG-Emissionswerte und damit relevantere Abweichungen bestehen innerhalb der Kategorien „Fisch“ und „Fleisch- und Wurstwaren“. Hierunter sind Werte für verschiedene Tierarten (Rind, Geflügel, Schwein) oder verschiedene Herkünfte bzw. Qualitäten angegeben (Fisch: Massenware, gefroren). Aus den Handelsstatistikdaten konnten speziell für diese Kategorien keine Marktanteile ermittelt werden, um einen gewichteten Mittelwert zu erzeugen. Daher wurde auch in diesen Fällen der einfache Mittelwert verwendet. Für die Aufgabe in dieser Studie, einen methodischen Ansatz zur Einbindung der Abfallvermeidung in die Ökobilanz der Abfallwirtschaft zu zeigen, ist dieses Vorgehen hinreichend genau.

Für die Produktkategorien Fleisch- und Fleischwaren und Fleisch- und Wurstwaren sind die Bezeichnungen neu gefasst, da die Emissionswerte sich vor allem nach der Tierart unterscheiden. „Schweinefleisch“, „Geflügelfleisch“ sowie „Fleisch- und Wurstwaren“ sind unter der Kategorie „Sonstiges Fleisch“ zusammengefasst, während die Kategorie „Rind- und Kalbfleisch“ unverändert bleibt. Der Emissionswert der Kategorie „Sonstiges Fleisch“ wird durch den Mittelwert der drei zusammengefassten Produktgruppen gebildet. Die so abgeleiteten Mittelwerte zeigt Tabelle 55. Diese bilden die Grundlage für die Berechnung der gewichteten Emissionswerte für LMA aus Haushalten und LMA aus Außer-Haus-Verzehr.

Tabelle 55: THG-Emissionswerte für Lebensmittel

	kg CO ₂ -Äq/kg Lebensmittel	Anzahl Produkte bei Mittelwertbildung
Brot und Getreideerzeugnisse		
Reis	3,1	
Brot/Backwaren	0,9	n=4
Teigwaren/weitere Getreideerzeugnisse	0,7	n=6
Fleisch/Fleischwaren		
Rind- u. Kalbfleisch	13,6	
Sonstiges Fleisch	4,9	n=3
Fisch/Fischwaren	6,8	n=5
Molkereiprodukte und Eier		
Milch	1,3	n=5
Käse	5,7	
Sahne	4,2	n=3
Butter	10,3	n=2
Eier	3,0	

⁸⁴ Beispielsweise reicht die Bandbreite bei frischem Gemüse für 24 Gemüsearten von 0,1 kg CO₂-Äq/kg für Karotten oder Weißkohl bis 1,3 kg CO₂-Äq/kg für Champignons.

	kg CO ₂ -Äq/kg Lebensmittel	Anzahl Produkte bei Mittelwertbildung
Speisefette und -öle	2,7	n=8
Obst		
Zitrusfrüchte	0,3	
Bananen	0,6	
Äpfel	0,3	
Obstkonserven/TK-Obst	1,4	n=3
Gemüse/Kartoffeln		
Tomaten	0,8	
frisches Gemüse, Salat	0,3	n=24
Trocken-TK-, konserviertes Gemüse	1,4	n=20
Kartoffeln	0,2	
Zucker	0,8	n=4

Für die THG-Bilanz ergeben sich im Summenprodukt folgende Emissionswerte für die Lebensmittelabfallvermeidung:

- ▶ für LMA aus Haushalten und damit in dieser Studie für vermiedene Abfälle aus der Biotonne -1,42 kg CO₂-Äq/kg Lebensmittel,
- ▶ für Abfälle aus dem Außer-Haus-Verzehr und damit in dieser Studie für vermiedene Küchen-/Kantinenabfälle -1,91 kg CO₂-Äq/kg Lebensmittel.

Bezogen auf die oben für diese Studie abgeleiteten vermiedenen Mengen für 2030 ergibt sich das **gewichtete Mittel für die Vermeidung von LMA zu -1,61 kg CO₂-Äq/kg Lebensmittel**. Dieser Wert wird auch in der Siedlungsabfallbilanz für die Sensitivität Abfallvermeidung verwendet.

6.4 Ergebnisse THG-Bilanzen

Im Folgenden sind zunächst die Ergebnisse für den Basisvergleich beschrieben – die Ist-Situation 2017 und das Leitszenario 2030. Im darauffolgenden Kapitel ist zusätzlich das Ergebnis für das Szenario mit Abfallvermeidung dargestellt. Generell gilt, dass die Ergebnisse aufgrund der Datenunsicherheiten und Datenlücken als orientierend zu verstehen sind (vgl. Kap. 1).

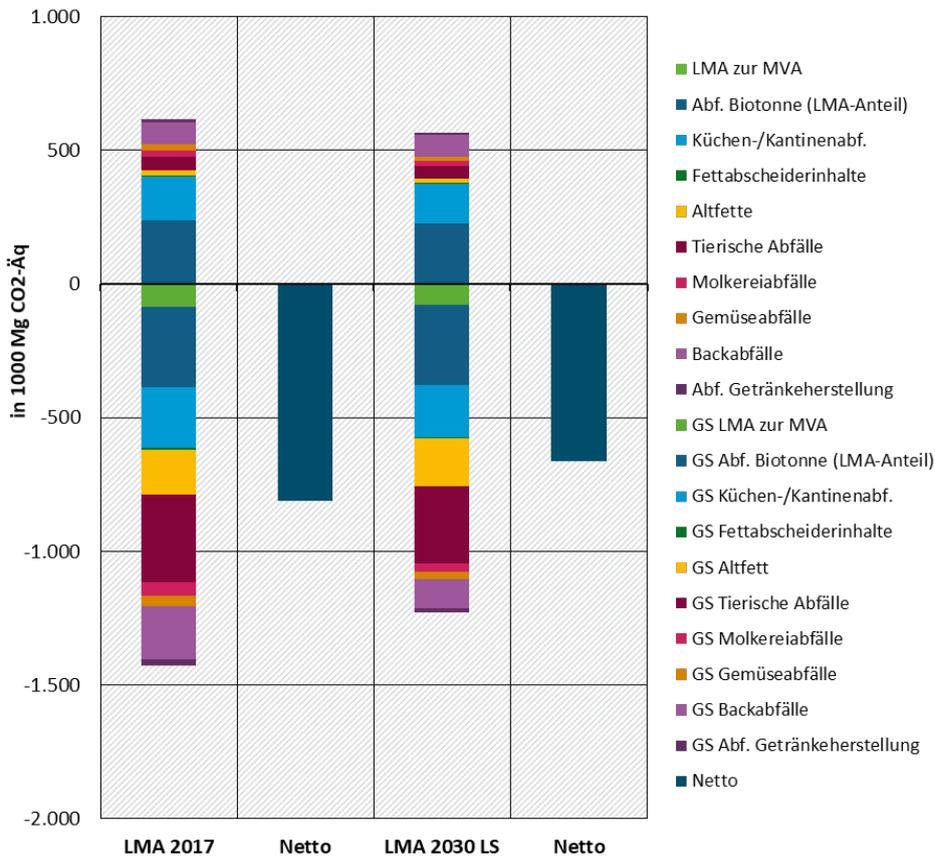
6.4.1 Basisvergleich

Im Basisvergleich sind die THG-Ergebnisse für die in Kapitel 6.1.2 abgeleiteten Stoffströme für die betrachtete Ist-Situation für Deutschland im Jahr 2017 denen des in Kapitel 6.3.1 beschriebenen Leitszenarios 2030 gegenübergestellt. Für die Abbildungen sind folgende Bezeichnungen verwendet:

- ▶ Ist-Situation 2017: „LMA 2017“ (Lebensmittelabfall 2017)
- ▶ Leitszenario 2030: „LMA 2030 LS“ (Lebensmittelabfall 2030)

Abbildung 17 zeigt die absoluten Ergebnisse nach den Be- und Entlastungen der Abfallfraktionen sowie das gesamte Nettoergebnis im Jahresvergleich. Für die **Ist-Situation 2017** ergibt sich ein **absolutes Nettoentlastungspotenzial in Höhe von rund -0,8 Mio. Mg CO₂-Äquivalente**. Die dem zugrunde liegenden Belastungen belaufen sich auf rund 0,6 Mio. Mg CO₂-Äquivalente und das Entlastungspotenzial auf rund -1,4 Mio. Mg CO₂-Äquivalente. Aus der Abbildung wird der Beitrag der Lebensmittelabfälle aus den Siedlungsabfällen deutlich, deren Be- und Entlastungen in ähnlicher Höhe liegen. Darüber hinaus zeigen sich deutliche Beiträge vor allem zum Entlastungspotenzial bei den Altfetten und tierischen Abfällen.

Abbildung 17: Basisvergleich Lebensmittelabfall Deutschland



GS: Gutschrift bzw. Entlastungspotenzial

Für das **Leitszenario 2030** zeigen sich im Vergleich etwas geringere Belastungen und geringere Entlastungspotenziale. Das **absolute Nettoentlastungspotenzial ergibt sich zu rund -0,7 Mio. Mg CO₂-Äquivalente**. Die Belastungen liegen bei rund 0,6 Mio. Mg CO₂-Äquivalente und das Entlastungspotenzial liegt bei rund -1,2 Mio. Mg CO₂-Äquivalente. Die Unterschiede im Ergebnis – das insgesamt etwas geringe Nettoentlastungspotenzial – geht vor allem auf die Defossilisierung des Energiesystems zurück. Zum einen sinken die THG-Belastungen aus dem Energiebedarf, zum anderen vor allem die Substitutionspotenziale für Energie aus Biogas. Dem entgegen stehen die Optimierungen im Leitszenario 2030, die gesteigerte Vergärung statt Kompostierung und die vollständige Aufbereitung von Altfett zu Altfettmethylester.

Die Gesamtschau der THG-Nettoergebnisse für LMA nach Abfallfraktionen in absoluten Werten sowie spezifisch pro Kopf und pro Tonne für die Ist-Situation 2017 und im Leitszenario 2030 (2030 LS) zeigt Tabelle 56.

Tabelle 56: Absolute und spezifische Nettoergebnisse nach Abfallfraktionen – Lebensmittelabfälle Deutschland Ist-Situation 2017 und Leitszenario 2030

Abfallfraktion	absolut		spez. pro Kopf ¹		spez. pro Tonne	
	2017	2030 LS	2017	2030 LS	2017	2030 LS
	1.000 Mg CO ₂ -Äq		kg CO ₂ -Äq/E		kg CO ₂ -Äq/Mg	
LMA zur MVA	-82	-74	-1,0	-0,9	-810	-728
Abf. Biotonne (LMA-Anteil)	-63	-77	-0,8	-0,9	-41	-50
Küchen-/Kantinenabfall	-66	-46	-0,8	-0,6	-68	-48
Fettabscheiderinhalte	-2	0	0,0	0,0	-33	-2
Altfette	-151	-167	-1,8	-2,0	-2.514	-2.771
Tierische Abfälle	-273	-240	-3,3	-2,9	-675	-593
Molkereiabfälle	-29	-11	-0,3	-0,1	-408	-160
Gemüseabfälle	-18	-9	-0,2	-0,1	-41	-19
Backabfälle	-117	-34	-1,4	-0,4	-429	-124
Abf. Getränkeherstellung	-10	-4	-0,1	0,0	-65	-26
Summe/Durchschnitt	-811	-662	-9,8	-8,0	-199	-163

2) berechnet mit Bevölkerungszahl von 82.792.351 in 2017 (Statistisches Bundesamt (Destatis) 2017)

Auf Basis der **spezifischen Nettoergebnisse nach Abfallfraktionen pro Tonne Abfall** können die Ergebnisunterschiede erläutert werden:

Das hohe spezifische Nettoentlastungspotenziale bei Altfett ergibt sich durch deren Eignung zur Aufbereitung zu einem Ersatzstoff für Dieselkraftstoff, wodurch ein vergleichsweise hohes THG-Entlastungspotenziale erzielt wird. Im Leitszenario 2030 erfolgt dies ausschließlich, während 2017 anteilig 33 % vergoren wurden. Im Weiteren ergeben sich höhere Nettoentlastungspotenziale bei tierischen Abfällen bedingt durch deren anteilige Mitverbrennung im Zementwerk. Im Leitszenario 2030 führt dies zu einem geringeren Einfluss durch die Defossilisierung als bei anderen Abfallfraktionen, die ganz überwiegend vergoren werden. Die thermische Nutzung von Lebensmittelabfällen zeigt ebenfalls höhere spezifische Nettoentlastungspotenziale. Dies ist allerdings nur repräsentativ, wenn der vergleichsweise hohe Heizwert von 20,4 MJ/kg bei gleichzeitig 0 % fossilem C-Gehalt in der Praxis annähernd zutrifft. Im Leitszenario 2030 wirken bei der MVA die optimierten gesteigerten Nutzungsgrade der Defossilisierung entgegen, so dass das spezifische Nettoentlastungspotenzial nur wenig absinkt. Bei der Biogasnutzung in BHKW ist dagegen keine Veränderung der Nutzungsgrade unterstellt. Die spezifischen Nettoergebnisse der weiteren Abfallarten werden vor allem durch die Vergärung geprägt und dabei ob es sich um Material mit hohem oder niedrigem Wassergehalt handelt. Bei niedrigem Wassergehalt (Molkerei-, Backabfälle) ergeben sich höhere Gasausbeuten und entsprechend ein höheres Nettoentlastungspotenzial.

6.4.2 Szenario Emissionsfaktoren Strom und Wärme EU27

In diesem Kapitel sind die Ergebnisse für die Szenarien mit EU27 Emissionsfaktoren für Strom und Wärme dargestellt, die für die EU-Bilanz benötigt werden (vgl. Kap. 5.3.3 und Tabelle 6). Die absoluten Ergebniswerte nach Abfallfraktionen zeigt Tabelle 57. Gegenüber den Ergebnissen mit Emissionsfaktoren für Deutschland liegen die absoluten Nettoentlastungspotenziale in Summe für 2017 um 13 % niedriger und für 2030 um 5 %.

Tabelle 57: Absolute Nettoergebnisse für LMA mit Emissionsfaktoren EU27 für Strom und Wärme

Abfallfraktion	2017	2030 LS
in 1.000 Mg CO ₂ -Äq		
LMA zur MVA	-75	-68
Abf. Biotonne (LMA-Anteil)	-52	-71
Küchen-/Kantinenabfall	-51	-41
Fettabscheiderinhalte	-1	0
Altfette	-150	-167
Tierische Abfälle	-257	-236
Molkereiabfälle	-20	-9
Gemüseabfälle	-13	-7
Backabfälle	-77	-23
Abf. Getränkeherstellung	-7	-3
Summe	-704	-626

6.4.3 Szenario mit Abfallvermeidung

Mit dem Szenario mit Abfallvermeidung wird ein methodischer Ansatz gezeigt, diesen Aspekt in die Ökobilanz der Abfallwirtschaft einzubinden. Eine Beschreibung der Problematik, weswegen eine Einbindung schwierig ist und bislang nicht oder kaum erfolgt, findet sich in Kapitel 5.3.4. Das Vorgehen zur Berechnung der Vermeidungspotenziale für LMA ist in Kapitel 6.3.2 beschrieben. Es gilt wie generell, dass für einen Vergleich der Ergebnisse auf absoluter Ebene die Gesamtabfallmenge gleich sein muss. Das Szenario mit Abfallvermeidung („LMA 2030 V“) entspricht dem Leitszenario 2030 („LMA 2030 LS“) nur dass zusätzlich angenommen ist, dass 50 % der Abfälle aus der Biotonne und 50 % der Küchen-/Kantinenabfälle vermieden werden können. In Summe sind dies rund 1,26 Mio. Mg LMA bzw. rund 31 % der gesamt betrachteten Abfallmenge (wie Basisvergleich, rd. 4,1 Mio. Mg).

Abbildung 18 zeigt das Aufkommen nach Abfallfraktionen aus dem Basisvergleich gegenüber dem Szenario mit Abfallvermeidung. Die vermiedenen Abfallmengen sind in der Abbildung als gepunktete Balken dargestellt und bei den Abfällen aus der Biotonne und den Küchen-/Kantinenabfällen entsprechend reduziert.

Abbildung 18: Szenario LMA Abfallvermeidung – Aufkommen Deutschland

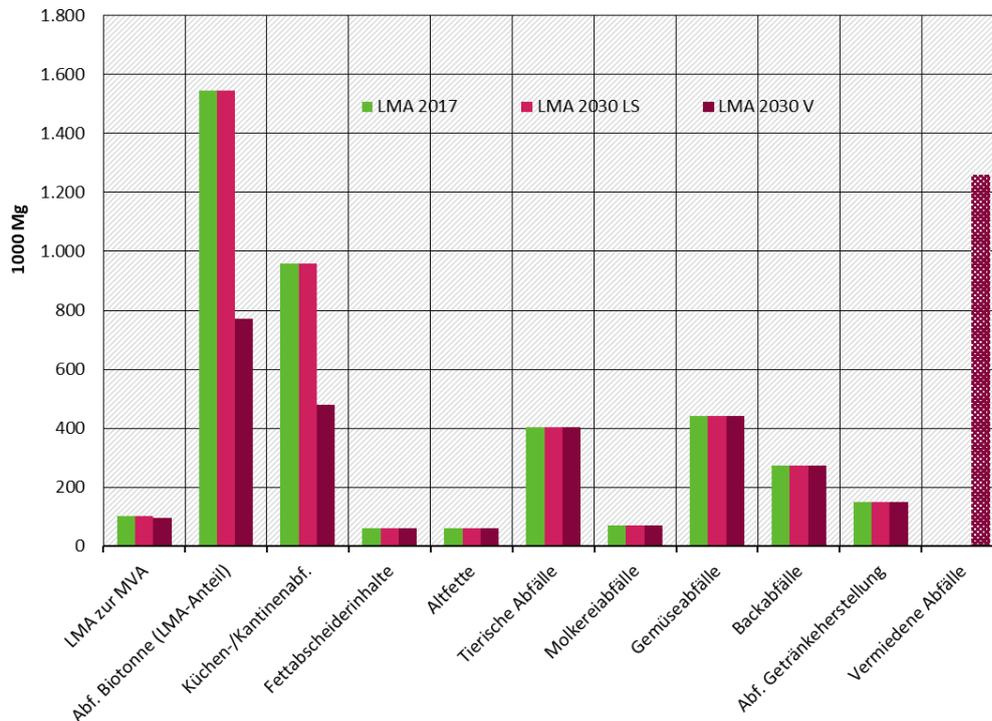
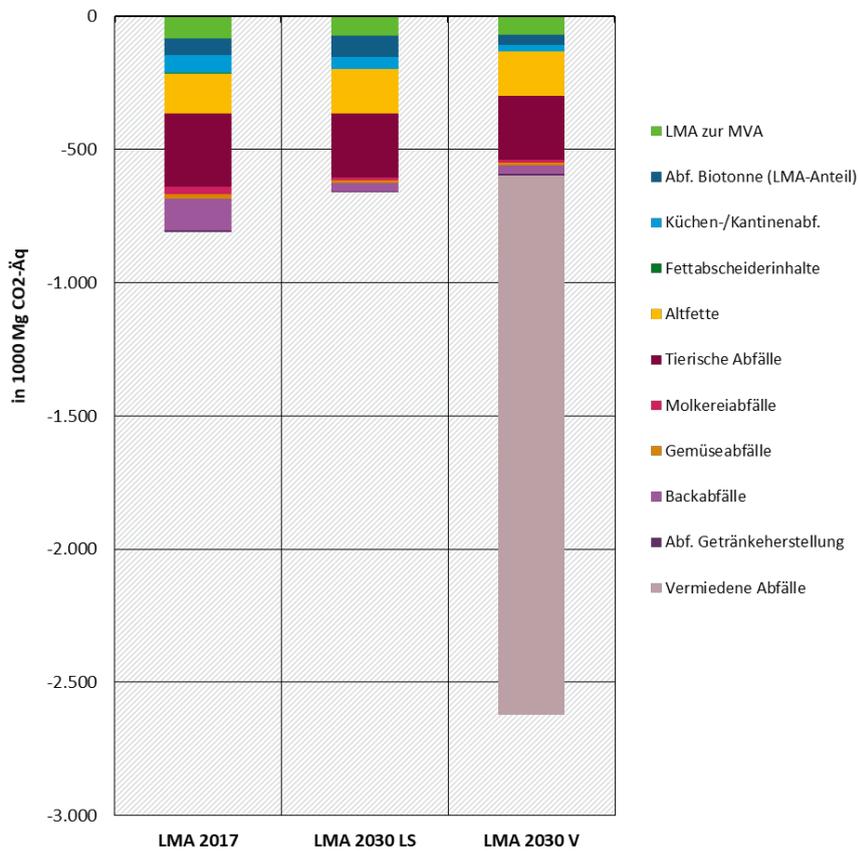


Abbildung 19 zeigt die absoluten Nettoergebnisse nach Abfallfraktionen für den Basisvergleich gegenüber „LMA 2030 V“. Für das Szenario mit Abfallvermeidung ergibt sich für das Bilanzjahr 2030 ein **absolutes Nettoentlastungspotenzial in Höhe von rund -2,6 Mio. Mg CO₂-Äquivalente** (knapp Faktor 4 gegenüber LMA 2030 LS). Die deutlich höhere Nettoentlastungsleistung ergibt sich durch die Relevanz der Lebensmittelabfallvermeidung. Zum einen ist diese für 31 % der gesamten LMA angesetzt. Zum anderen ist das spezifische Nettoentlastungspotenzial mit -1,61 kg CO₂-Äq/kg LMA vergleichsweise hoch.

Abbildung 19: Szenario mit Abfallvermeidung LMA Deutschland – absolute Nettoergebnisse Abfallfraktionen



7 Produktions- und Gewerbeabfälle

7.1 Abfallaufkommen und -verbleib

Die Produktions- und Gewerbeabfälle (P&G-Abfälle) entstammen einem sehr breiten Spektrum unterschiedlicher Branchen und enthalten damit verbunden sehr unterschiedliche Abfallströme. So sind mögliche Beiträge quasi über alle Kapitel der europäischen Abfallstatistik verteilt. Die Erhebung der Mengen zur späteren Bilanzierung der mit ihrer Entsorgung verbundenen THG-Emissionen erfolgt nur orientierend. Im ersten Schritt werden dafür die zu analysierenden EAK-Stat-Schlüssel festgelegt, sowie die für die Bilanzierung relevanten Herkunftssektoren (über NACE-Kategorisierung). Diese Analyse wird für alle EU-Mitgliedsstaaten vorgenommen und ist im Teilbericht EU beschrieben. In einem zweiten Schritt erfolgt für Deutschland eine Analyse auf Ebene der EAV-Schlüssel innerhalb der betrachteten EAK-Stat-Schlüssel.

Die detailliertere Analyse der deutschen Daten dient dabei den folgenden Zielen:

1. Bessere Einschätzung der mit den Strömen verbundenen THG-Wirkungen durch detailliertere Information zur Art des Abfalls (auf Ebene des EAV-Schlüssels, statt übergeordneter EAK-Stat-Schlüssel).
2. Ggf. Anpassung des auf europäischer Ebene für einen EAK-Stat-Schlüssel berichteten Verbleibs, falls durch die in Kapitel 7.1.1 beschriebene Abgrenzung zu anderen Bilanzräumen und/oder die Einschränkung in Hinblick auf die NACE-Herkunft nur eine untergeordnete Teilmenge eines EAK-Stat-Schlüssels berücksichtigt wird.
3. Zuordnung von Abfallmengen, die aus der Siedlungsabfallbilanz (s. Kapitel 5) hergeleitet wurden, jedoch basierend auf dem Abgleich mit der europäischen Statistik nicht in den NACE-Sektoren Haushalte und/oder Gewerbe berichtet wurden (s. auch Beschreibung der Herangehensweise an die Abgrenzung zur Siedlungsabfallbilanz im Teilbericht EU).

Die Herangehensweise an die Erhebung der für die P&G-Abfallbilanz zu berücksichtigenden Mengen und Behandlungswege für Deutschland ist in Kapitel 7.1.1 beschrieben. Kapitel 7.1.2 gibt einen Überblick über die Ergebnisse für jede der betrachteten EAK-Stat-Schlüssel.

7.1.1 Herangehensweise

Zur **Eingrenzung der relevanten EAK-Stat-Schlüssel** wurden folgende grundlegende Festlegungen berücksichtigt (s. a. Teilbericht EU).

- ▶ Von dieser Untersuchung explizit ausgeschlossen sind die Kapitel W033 (sludges and liquid wastes from waste treatment), W103 (sorting residues) und W128 (mineral wastes from waste treatment and stabilised wastes) mit ausschließlichem Bezug zu Sekundärabfällen, sowie die Kapitel W13 (Gebrauchte Öle) und W08 (Ausrangierte Geräte). Unter ausrangierte Geräte fallen Altgeräte, Altfahrzeuge und Batterien. Nicht ausgenommen sind dagegen Altreifen, die unter dem Schlüssel W073 (Gummiabfälle) berichtet sind. Auch die Abwasserbehandlung wird in dieser Studie nicht betrachtet. Ausgeschlossen ist daher auch das Kapitel W11 (common sludges), da es sich hierbei quasi ausschließlich um Ströme aus der Abwasserbehandlung handelt. Eine Übersicht über die für die P&G-Abfallbilanz berücksichtigten EAK-Stat-Schlüssel und die darin per Definition jeweils enthaltenen EAV-Schlüssel findet sich in Anhang A.10.
- ▶ P&G-Abfälle, die als Siedlungsabfall erfasst werden, werden vollständig dem Stoffstrom „Siedlungsabfälle“ zugerechnet (s. Kapitel 5) und sind somit von der Bilanz der P&G-Abfälle ausgeschlossen.

- ▶ Unabhängig von ihrer Herkunft werden Textilabfälle wie bei den Siedlungsabfällen generell ausgenommen.
- ▶ Auch die Bau- und Abbruchabfälle sind in einer eigenen Bilanz berücksichtigt (s. Kapitel 8) und werden daher hier nicht betrachtet. Damit ist W121 komplett ausgenommen, sowie alle Schlüssel, die in der Bilanz für Bau- und Abbruchabfälle enthalten sind (EAV-Schlüssel 17). Die in Kapitel 8 bereits ausgeschlossenen EAV-Schlüssel aus Kapitel 17, insbes. Boden und Steine (EAV 17 05 04) und Baggergut (EAV 17 05 06) werden auch hier nicht berücksichtigt.
- ▶ Die EAK-Stat-Schlüssel W091 (Tierische und gemischte Nahrungsmittelabfälle), W092 (Pflanzliche Abfälle) und W101 (Hausmüll und ähnliche Abfälle) sind prinzipiell zunächst einmal zu berücksichtigen. Zwar sind sie in der Lebensmittelabfallbilanz (s. Kapitel 6) ebenfalls betrachtet. Diese kann aber aufgrund von Schwierigkeiten in der Abgrenzung der Bilanzräume nicht als additiv zu den anderen Bilanzräumen betrachtet werden und wird daher als Sonderbilanzraum neben das Ergebnis der anderen Bilanzen gestellt. Außerdem sind in der LMA-Bilanz nur die Anteile der Lebensmittelabfälle berücksichtigt, wohingegen die Bilanz der P&G-Abfälle die gesamten Mengen einbezieht.
- ▶ Nur als „nicht-gefährlich“ eingestufte Abfälle werden erfasst.

Im Ergebnis werden damit für die Bilanz der P&G-Abfälle die folgenden EAK-Stat-Schlüssel analysiert: W012, W02A⁸⁵, W032, W05, W06, W071, W072, W073, W074, W075, W091, W092, W101, W102, W124, W12B⁸⁶. Wenn Anpassungen des für die Bilanz der P&G-Abfälle zu berücksichtigenden Aufkommens notwendig sind, wird dies in Absatz 7.1.2.1 erläutert.

Als **weiteres Eingrenzungsmerkmal** bezieht die Analyse die **NACE-Herkunft** mit ein. Dabei werden für W091, W092 und W101 alle Sektoren außer der Landwirtschaft (NACE A) berücksichtigt. Für alle anderen EAK-Stat-Schlüssel werden vereinfachend nur die Sektoren NACE C und G-U betrachtet, da dort im Hinblick auf Produktions- und Gewerbeabfälle die relevantesten Mengen zu erwarten sind. NACE F ist bereits über die Bilanz der Bau- und Abbruchabfälle abgedeckt und neben der Landwirtschaft wurde auch der Sektor Bergbau (NACE B) vereinbarungsgemäß ausgeschlossen. Der Ausschluss von NACE E spiegelt die Beschränkung der Bilanz auf Primärabfälle wider (s. auch Teilbericht EU).

Als Grundlage für die erweiterte **Analyse des deutschen Abfallaufkommens auf Ebene der EAV-Schlüssel** dient wie bei den anderen Bilanzen die Destatis Fachserie 19, Reihe 1 (Destatis 2019b). Im Hinblick auf die Abgrenzung der NACE-Herkunft stehen zudem für W091, W092 und W101 die zusätzlichen Berechnungen des Statistischen Bundesamtes differenziert nach EAV-Schlüsseln zur Verfügung (Destatis 2020). Sie beziehen sich auf das Referenzjahr 2016 und wurden für die orientierende Bilanz konstant für das Referenzjahr 2017 übernommen. Für alle anderen betrachteten EAK-Stat-Schlüssel ist für Deutschland keine differenzierte Information auf Ebene der EAV-Schlüssel öffentlich verfügbar. Hier wurde im ersten Schritt mit einer qualitativen Einstufung gearbeitet: wenn ein EAV-Schlüssel seiner Bezeichnung nach auf die Herkunft aus NACE C oder G-U zurückschließen ließ, wurde er vereinfachend zu 100 % berücksichtigt. Falls die Schlüsselnummer eine andere Einschätzung der Herkunft nahelegte, wurde der entsprechende EAV-Schlüssel vollständig einem anderen NACE-Sektor zugeordnet.⁸⁷

⁸⁵ Das Aggregat W02A „Chemische Abfälle“ enthält die EAK-Stat-Schlüssel W014 Verbrauchte chemische Katalysatoren, W02 Abfälle chemischer Zubereitungen und W031 Chemische Ablagerungen und Rückstände.

⁸⁶ Das Aggregat W12B „Andere mineralische Abfälle“ enthält die EAK-Stat-Schlüssel W122 Asbestabfälle (ausnahmslos als gefährlich eingestuft), W123 Abfälle von natürlich vorkommenden Materialien und W125 Verschiedene mineralische Abfälle.

⁸⁷ Bspw. wurden EAV-Schlüssel aus EAV-Kapitel 06, 07 und 08 zu 100 % als NACE C und G-U eingestuft, wohingegen Abfälle aus EAV-Kapitel 10 01 (Abfälle aus Kraftwerken und anderen Verbrennungsanlagen) zu 100 % NACE D zugeordnet wurden.

Die so erhaltenen zu berücksichtigenden Mengen wurden für jeden EAK-Stat-Schlüssel mit den aus der Analyse der europäischen Daten erhaltenen Werten abgeglichen:

- ▶ Falls aus der Siedlungsabfallbilanz Mengen abgeleitet wurden, die im Abgleich mit der europäischen Statistik nicht mehr aus den Bereichen Haushalte und Gewerbe stammen konnten,⁸⁸ wurde geprüft, ob sich durch Subtraktion dieser Mengen von den für den NACE-Sektor C berichteten eine verbesserte Übereinstimmung zwischen den aus Destatis (2019b) bzw. Eurostat abgeleiteten Mengen für die Bilanz der P&G-Abfälle erzielen lässt.
- ▶ Im Falle anderweitiger starker Abweichungen wurden nach Möglichkeit Anpassungen vorgenommen, um die Übereinstimmung zu verbessern.

Beides ist ggf. an den entsprechenden Stellen bei der Darstellung der Ergebnisse in Kapitel 7.1.2 beschrieben.

Allgemein muss beim Abgleich der Abfallmengen nach Destatis (2019b) und Eurostat (s. Teilbericht EU) berücksichtigt werden, dass sich die Daten von Destatis (2019b) direkt auf das Referenzjahr 2017 beziehen, wohingegen bei den europäischen Werten mit einer Hochrechnung der für 2016 verfügbaren Daten auf das Referenzjahr 2017 gearbeitet wurde (s. Teilbericht EU).

Zudem wurde der **Verbleib für die relevanten EAV-Schlüssel** basierend auf Destatis (2019b und c) analysiert. Dadurch wurde einerseits überprüft, ob auch in den Fällen, wo der für die Bilanz der P&G-Abfälle berücksichtigte Anteil der Abfälle deutlich unter der gesamten Abfallmenge der EAK-Stat-Schlüssel liegt, weiterhin die nach Eurostat für den gesamten EAK-Stat-Schlüssel ausgewiesene Verteilung auf Letztbehandlungsoptionen gültig bleibt.⁸⁹ In den Fällen, wo für den NACE C und G-U-Anteil nach der auf Destatis (2019b) beruhenden Abschätzung eine deutlich abweichende Verteilung festgestellt wurde, wurden angepasste Werte abgeleitet. Auch diese sind ggf. an den entsprechenden Stellen in Kapitel 7.1.2 dokumentiert. In Absatz 7.1.2.2 wird zudem der nach Destatis (2019b) berichtete Verbleib in den Erstbehandlungsanlagen diskutiert, um in Hinblick auf die THG-Bilanzierung ein vertieftes Verständnis für die Art der Behandlung zu erhalten.

7.1.2 Ergebnisse nach EAK-Stat-Schlüssel

Im Folgenden werden die basierend auf der in Kapitel 7.1.1 beschriebenen Herangehensweise abgeleiteten Ergebnisse für jeden EAK-Stat-Schlüssel dargestellt. Die Schlussfolgerungen in Hinblick auf eine ggf. notwendige Anpassung der auf europäischer Ebene hergeleiteten Werte werden herausgestellt.

In Absatz 7.1.2.1 wird zunächst der Überblick über Aufkommen und Verbleib in Letztbehandlungsoptionen dargestellt, wie er auch auf europäischer Ebene für Deutschland verwendet wird.

Eine vertiefte Diskussion erfolgt für jeden EAK-Stat-Schlüssel im Absatz 7.1.2.2. Hier werden zudem die relevanten EAV-Schlüssel dargestellt und ihr Verbleib (auch im Hinblick auf die Erstbehandlung) diskutiert. EAK-Stat-Schlüssel, die in Absatz 7.1.2.1 bereits ausgeschlossen wurden, werden im Absatz 7.1.2.2 nicht mehr betrachtet.

⁸⁸ (da die Mengen aus der Siedlungsabfallbilanz größer waren als die für Haushalte und Gewerbe in dieser EAK-Stat-Schlüssel berichteten Mengen, s. Teilbericht EU)

⁸⁹ Wenn nur eine Teilmenge der gesamten EAK-Stat-Schlüssel berücksichtigt wird, ist es möglich, dass für diese eine andere Aufteilung als die von Eurostat ausgewiesene gilt (wenn der von Eurostat bekannte Verbleib durch Mengenströme bestimmt wird, die für die Bilanz der P&G-Abfälle ausgenommen wurden oder darin nur zu geringen Anteilen berücksichtigt sind).

Bei der Interpretation der Ergebnisse muss im Hinterkopf behalten werden, dass **gefährliche Abfälle** prinzipiell von der Bilanz **ausgeschlossen** sind.

Zudem muss berücksichtigt werden, dass es sich aufgrund der Vielzahl der enthaltenen EAV-Schlüssel um eine **orientierende Auswertung** handelt.

7.1.2.1 Aufkommen und Verbleib im Überblick

Tabelle 58 und Tabelle 59 zeigen Aufkommen bzw. Verbleib der P&G-Abfälle im Überblick (s. auch Teilbericht EU). Die Zahlen beruhen i. W. auf den Angaben von Eurostat je EAK-Stat-Schlüssel für die Wirtschaftssektoren NACE C und G&U.

In den Fällen, wo sich die nach Destatis (2019b) identifizierten **Gesamt mengen zum Aufkommen** der jeweiligen EAK-Stat-Schlüssel von den auf europäischer Ebene auf das Jahr 2017 hochgerechneten Werten unterscheiden, wurde dabei keine Anpassung vorgenommen. Dies soll einerseits eine konsistente Vorgehensweise (Anwendung der Hochrechnung) für alle Mitgliedstaaten sicherstellen. Andererseits ergäben sich auch bei Anpassung des deutschen Aufkommens auf die für 2017 tatsächlich berichteten Werte Unsicherheiten, da die Aufteilung auf die NACE-Herkunft von den auf europäischer Ebene bekannten Anteilen (Referenzjahr 2016) auf das Referenzjahr 2017 angewendet werden müsste. Zudem liegen die Abweichungen i. A. in einem im Rahmen der Genauigkeit akzeptablen Bereich. Deutliche Abweichungen bestehen bei den EAK-Stat-Schlüsseln W032 und W11, wo Schlämme berichtet sind. Sie sind auf die Berücksichtigung von Wasseranteilen in Destatis (2019b) zurückzuführen, die in den europäischen Daten nicht enthalten sind.

Anpassungen im Hinblick auf das für die Bilanz der P&G-Abfälle zu berücksichtigende Aufkommen sowie in Hinblick auf den Endverbleib sind im Anschluss an Tabelle 58 und Tabelle 59 aufgeführt.

Tabelle 58: Aufkommen von Produktions- und Gewerbeabfällen nach EAK-Stat-Kategorie und Wirtschaftszweig, 2017, in 1000 Mg

EWC-Stat Schlüssel		C10-C12	C13-C15	C16	C17_C18	C19	C20-C22	C23	C24_C25	C26-C30	C31-C33	G-U (excl. G46.77)	A, B, D, E, G46.77	P&G gesamt
	Beschreibung	Herstellung von Nahrungs- und Futtermitteln; Getränkeherstellung und Tabakverarbeitung	Herstellung von Textilien, Bekleidung, Leder, Lederwaren und Schuhen	Herstellung von Holz-, Flecht-, Korb- und Korkwaren (ohne Möbel)	Herstellung von Papier, Pappe und Waren daraus; Herstellung von Druckerzeugnissen; ...	Kokerei und Mineralölverarbeitung	Herstellung von chemischen und pharmazeutischen Erzeugnissen, Gummi- und Kunststoffwaren	Herstellung von Glas und Glaswaren, Keramik, Verarbeitung von Steinen und Erden	Metallerzeugung und -bearbeitung, Herstellung von Metallerzeugnissen	Herstellung von Datenverarbeitungsgeräten, elektronischen und optischen Erzeugnissen, ...	Herstellung von Möbeln, Schmuck, Musikinstrumenten, Sportgeräten, Spielwaren und sonstigen Erzeugnissen	Dienstleistungen (ohne Großhandel mit Altmaterial und Reststoffen)	Andere Bereiche	Gewerbliche und industrielle Abfälle
W012	Säuren, Laugen oder Salze	18,3	0	0	9,5	0,8	176,7	17,9	21,0	21,9	0,1	5,2	n. a.	272
W02 A	Chemische Abfälle	11,0	4,3	5,5	38,3	11,2	94,2	5,1	81,7	32,7	10,6	53,0	n. a.	348
W032	Schlämme von Industrieabwässern	n. a.	n. a.	n. a.	730,0	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	730
W05	Medizinische und biologische Abfälle	0	0	0	0	0	2,7	0	0	0	0	357,6	n. a.	360
W061	Fe-Metalle	2,4	2,5	8,8	18,3	0,3	12,1	26,5	1.247,3	746,6	102,3	217,3	n. a.	2.384
W062	NE-Metalle	0,1	0,4	0,4	1,0	0,1	5,2	1,9	144,4	153,0	11,8	72,5	n. a.	391
W063	Gemischte Metalle	6,6	0,9	0,6	3,7	0	5,6	0,1	9,0	2,0	0,9	18,7	n. a.	48
W071	Glasabfälle	183,3	0,0	5,9	3,2	0,0	23,2	152,6	19,6	5,2	14,3	0	n. a.	407
W072	Papier und Pappeabfälle	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	n. a.	0

EWC-Stat Schlüssel		C10-C12	C13-C15	C16	C17_C18	C19	C20-C22	C23	C24_C25	C26-C30	C31-C33	G-U (excl. G46.77)	A, B, D, E, G46.77	P&G gesamt
W073	Gummiabfälle	0,2	0	0,3	0,5	0,2	141,9	2,4	73,3	8,2	11,2	332,0	n. a.	570
W074	Kunststoffabfälle	92,8	11,5	7,1	44,3	5,2	172,5	56,6	40,3	75,3	23,7	0	n. a.	529
W075	Holzabfälle	19,5	3,7	2.619,4	270,5	0,2	66,1	74,6	91,1	220,1	262,0	0	n. a.	3.627
W091, W092	Tierische und gemischte Nahrungsmittelabfälle (exkl. Gülle und Mist)	1.720,4	2,0	42,4	6,9	0,2	436,5	1,8	6,5	20,2	79,2	804,2	427,9	3.548
W101	Hausmüll und ähnliche Abfälle	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
W102	Gemischte und undifferenzierte Stoffe	525,1	16,8	67,8	1.529,2	1,5	271,4	29,1	143,0	168,5	56,6	49,4	n. a.	2.858
W124	Verbrennungsrückstände	45,7	0,3	64,3	203,1	38,4	146,0	136,2	3.105,2	30,9	7,8	192,8	n. a.	3.971
W12B	Andere Mineralische Abfälle	11,0	1,0	0,5	8,6	1,0	24.211,9	236,9	2.102,2	165,5	37,4	256,9	n. a.	27.033
Total		2.636,4	43,4	2.823	2.867,1	59,1	25.766	741,7	7.084,6	1.650,1	617,9	2.359,6	427,9	47.077

n. a.: nicht anwendbar, da der Abfall nicht unter die Bilanz der Produktions- und Gewerbeabfälle fällt (s. Definition der Bilanzräume)

1) ohne Abfälle aus NACE A

Tabelle 59: Letztbehandlung von Produktions- und Gewerbeabfällen, 2017, in 1 000 Mg

EAK-Stat-Schlüssel	Beschreibung	Recycling	Verfüllung	Energierückgewinnung (R1)	Verbrennung (D10)	Deponie	Andere Beseitigung	Letztbehandlung gesamt
W012	Säuren, Laugen oder Salze	118	0	23	0	131	0	272
W02A	Chemische Abfälle	195	8	92	24	29	0	348

EAK-Stat-Schlüssel	Beschreibung	Recycling	Verfüllung	Energierückgewinnung (R1)	Verbrennung (D10)	Deponie	Andere Beseitigung	Letztbehandlung gesamt
W032	Schlämme von Industrieabwässern	0	0	730	0	0	0	730
W05	Medizinische und biologische Abfälle	0	0	315	45	0	0	360
W061	Fe-Metalle	2.357	0	21	0	6	0	2.384
W062	NE-Metalle	391	0	0	0	0	0	391
W063	Gemischte Metalle	47	0	1	0	0	0	48
W071	Glasabfälle	402	0,5	0,5	0,5	5	0	407
W072	Papier und Pappeabfälle	0	0	0	0	0	0	0
W073	Gummiabfälle	385	0	185	0	0	0	570
W074	Kunststoffabfälle	421	0	106	1	0,5	0	529
W075	Holzabfälle	0	0	3.627	0	0	0	3.627
W091, W092	Tierische und gemischte Nahrungsmittelabfälle	2.768	0	781	0	0	0	3.549
W101	Hausmüll und ähnliche Abfälle	0	0	0	0	0	0	0
W102	Gemischte und undifferenzierte Stoffe	800	0	2.058	0	0	0	2.826
W124	Verbrennungsrückstände	632	808	96	0,5	2.435	0	3.971
W12B	Andere Mineralische Abfälle	1.275	1.195	179	0	24.384	0	27.033
Total		9.847	2.013	8.328	134	26.992	1	47.280

Anpassungen des für die Bilanz der P&G-Abfälle zu berücksichtigenden Aufkommens

(Tabelle 58) wurden in folgenden Fällen vorgenommen:

- ▶ **W012** (Säuren, Laugen oder Salze) wird vollständig aus der Bilanz der P&G-Abfälle ausgenommen. Es wurde versucht anhand von ecoinvent-Datensätzen eine Bilanzierung vorzunehmen. Allerdings gibt es hier nur näherungsweise passende Datensätze, so dass aufgrund der schlechten Datenlage (es liegen keine konkreten Informationen zu den Abfällen vor) die Ergebnisse für die THG-Emissionen eine große Unsicherheit beinhalten. Es bleibt somit auch unklar ob die Ergebnisse richtungssicher wären.
- ▶ **W02A** (Chemische Abfälle) wird vollständig aus der Bilanz der P&G-Abfälle ausgenommen. Auch hier wurde versucht anhand von ecoinvent-Datensätzen eine Bilanzierung vorzunehmen. Auch hier gibt es nur näherungsweise passende Datensätze, so dass aufgrund der schlechten Datenlage die Ergebnisse für die THG-Emissionen eine große Unsicherheit beinhalten. Es bleibt somit auch unklar ob die Ergebnisse richtungssicher wären.
- ▶ **W032** (Schlämme von Industrieabwässern): Die beiden wesentlichen Ströme in dieser Kategorie stammen aus der Papierindustrie (s. auch Absatz 7.1.2.2 zu W032). Die weiteren Ströme sind überwiegend der Abwasserbehandlung zuzuordnen, die in dieser Studie nicht betrachtet wird. Da in W072 eine zusätzliche Menge an PPK zugeschätzt ist, werden zur Vermeidung einer Doppelzählung auch die beiden Ströme der Papierindustrie von W032 ausgelassen. Hinzu kommt, dass für die EU-Statistik nicht ausgesagt werden kann, ob die Aufteilung des W032 für Deutschland auf die EU27 übertragbar ist. Somit bleibt W032 in der Bilanz der P&G-Abfälle vollständig unberücksichtigt.
- ▶ **W071, W074** (Glasabfälle, Kunststoffabfälle): Abgrenzung zum Bilanzraum der Siedlungsabfälle: die Abfallmengen, die in der Siedlungsabfallbilanz berücksichtigt wurden und im Abgleich mit der europäischen Statistik nicht mehr aus NACE EP_HH und G-U stammen können, werden zu 100 % NACE C zugeordnet. Die Menge, die für die Bilanz der P&G-Abfälle zu berücksichtigen ist, wird entsprechend reduziert.⁹⁰
- ▶ **W072** (Papier und Pappeabfälle): die statistisch ausgewiesenen Mengen werden innerhalb der Siedlungsabfälle betrachtet, da alle EAV-Schlüssel bereits in der Siedlungsabfallbilanz enthalten sind oder Sekundärabfälle darstellen. Im Abgleich mit Verbandsangaben zum Einsatz inländischer Altpapiermengen in Papierfabriken (VDP 2019) scheint jedoch eine relevante statistische Deckungslücke zu existieren (s. Absatz 7.1.2.2, W072). Diese Menge von ca. 7,2 Mio. Mg in 2017 wird in der Bilanz der P&G-Abfälle berücksichtigt.
- ▶ **W101** (Hausmüll und ähnliche Abfälle) wird vollständig aus der Bilanz der P&G-Abfälle ausgenommen, da alle relevanten EAV-Schlüssel bereits in der Siedlungsabfallbilanz enthalten sind.
- ▶ **W102** (Gemischte und undifferenzierte Stoffe) wird vollständig aus der Bilanz der P&G-Abfälle ausgenommen, da es sich ähnlich wie bei W032 hauptsächlich um Abfälle aus der Papierproduktion handelt. Da in W072 eine zusätzliche Menge an PPK berücksichtigt wird, wird zur Vermeidung einer Doppelzählung W102 in der Bilanz der P&G-Abfälle ausgelassen.

Die Verteilung auf Letztbehandlungsoptionen (s. Tabelle 59) wurde für folgende Kategorien angepasst:

⁹⁰ Subtraktion vereinfachend anteilig gleichverteilt von jeder NACE-C-Unterkategorie.

- ▶ **W073** (Gummiabfälle): Hierbei handelt es sich ausschließlich um Altreifen. Für Altreifen berichtet Eurostat 68 % des Aufkommens als Recycling, die Werte für Verbrennung ohne Energierückgewinnung (D10) und mit Energierückgewinnung (R1) sind als vertraulich gekennzeichnet. Nach Verbandsdaten (VDZ 2018 und WDK 2018) werden ca. 200.000 Mg in Zementwerken verbrannt. Dies entspricht gut dem nach Eurostat nicht ausgewiesenen Verbleib von 32 % (185 000 Mg). Für die Bilanzierung wird folglich eine Verteilung von 68 % Recycling und 32 % R1 (Verbrennung im Zementwerk) zugrunde gelegt. Diese Verteilung stimmt gut mit den Angaben nach Destatis (2019b) überein, wonach 71 % ins Recycling und 29 % in Feuerungsanlagen gehen. Nach WDK (2018) werden allerdings nur 229 000 Mg Altreifen zu Granulat/Gummimehl recycelt, weitere ca. 73 000 Mg runderneuert, sowie ca. 75 000 Mg wiederverwendet (jeweils Inland+Export). Mengen zur Runderneuerung und Wiederverwendung dürften jedoch eigentlich nicht im Abfallregime erfasst sein, so dass die von Eurostat und Destatis (2019b) ausgewiesene Menge zum Recycling mit ca. 400 000 Mg vergleichsweise zu hoch erscheint bzw. der Wert von WDK (2018) zu niedrig.
- ▶ **W075** (Holzabfälle): Für Altholz berichtet Eurostat 71 % des Aufkommens als Verbrennung mit Energierückgewinnung (R1). Weitere Angaben zum Verbleib fehlen aufgrund von Vertraulichkeit. Nach Angaben von Destatis (2019b) werden 80 % direkt energetisch verwertet und 17 % zunächst aufbereitet. Insgesamt kann vereinfachend von einer 100%igen Verwertung der für die P&G-Abfallbilanz relevanten Ströme in Feuerungsanlagen ausgegangen werden, wenn der für die Behandlung von Altholz aus Zwischenbehandlungsanlagen angewendete Verteilsplit (Bau- und Abbruchabfälle, 80 % R1 und 20 % Recycling auch für die P&G-Abfälle angesetzt wird.
- ▶ **W091, W092** (Tierische und gemischte Nahrungsmittelabfälle): Eurostat berichtet für diese beiden EAK-Stat-Schlüssel eine Verteilung von 87 % Recycling und 13 % Verbrennung mit Energierückgewinnung (R1). Der Abgleich mit Destatis (2019b) führt für die in der P&G-Abfallbilanz zu berücksichtigenden Kategorien zu einer Verteilung von 78 % Recycling und 22 % Verbrennung mit Energierückgewinnung (R1) (unter Zugrundelegung der Annahmen zum Endverbleib wie in der Bilanz der Lebensmittelabfälle, detaillierte Beschreibung s. Kapitel 6). Die Verteilung wird daher entsprechend angepasst.

7.1.2.2 Analyse der relevanten EAV-Schlüssel sowie des Verbleibs

Für jede der für die Bilanz der P&G-Abfälle betrachteten EAK-Stat-Schlüssel erfolgt im Folgenden eine vergleichende Diskussion der von Eurostat und Destatis (2019b) verfügbaren Werte. Die zuvor bereits ausgeschlossenen Kategorien W012, W02A, W032, W101, W102 und W11 werden hier nicht betrachtet. Zudem werden die jeweils dominierenden EAV-Schlüssel herausgestellt und ihr Verbleib diskutiert.

W05 Medizinische und biologische Abfälle

Das Aufkommen in dieser Kategorie liegt bei rund 350 000 Mg in 2017. Die Abweichung zwischen Destatis (2019b) und der Hochrechnung basierend auf Eurostat liegt bei -2 %⁹¹. Es sind ausschließlich Abfälle enthalten, die im Rahmen der Bilanz der P&G-Abfälle zu berücksichtigen sind. Daher wird die Aufteilung auf den Endverbleib nach Eurostat unverändert übernommen (s. Tabelle 59).

Insgesamt enthält die Kategorie 5 EAV-Schlüssel. Sie wird bei Weitem von einem EAV-Schlüssel dominiert:

⁹¹ Werte < 0 % bedeuten, dass die Hochrechnung basierend auf Eurostat geringer liegt als Destatis (2019b).

Tabelle 60: Übersicht über die wichtigsten EAV-Schlüssel des EAK-Stat-Schlüssels W05

EAV-Schlüssel	Bezeichnung	Herkunft	Anteil ⁹²
18 01 04	Abfälle, an deren Sammlung und Entsorgung aus infektionspräventiver Sicht keine besonderen Anforderungen gestellt werden (z. B. Wund- und Gipsverbände, Wäsche, Einwegkleidung, Windeln)	Abfälle aus der Geburtshilfe, Diagnose, Behandlung oder Vorbeugung von Krankheiten beim Menschen	98 %

Auch nach den Angaben von Destatis (2019b) werden diese Abfälle quasi ausschließlich in Verbrennungsanlagen entsorgt. Allerdings haben in Deutschland auch thermische Abfallbehandlungsanlagen normalerweise den R1-Status. Informationen dazu, ob die Krankenhausabfälle teilweise auch in Sondermüllverbrennungsanlagen (mit D10-Status) entsorgt werden, waren in den Zusatztabelle (Destatis 2019b) nicht verfügbar. In der THG-Bilanz wird der Verbleib nach den Angaben nach Eurostat umgesetzt.

W06 Metallische Abfälle

Das Aufkommen in dieser Kategorie liegt bei rund 12 Mio. Mg in 2017. Die Abweichung zwischen Destatis (2019b) und der Hochrechnung basierend auf Eurostat liegt bei +3 %. Diese Kategorie schließt eisenhaltige Metalle (W061, 84 %), nicht-eisenhaltige Metalle (W062, 11 %) und gemischte Metalle (W063, 5 %) ein. Darin sind sowohl relevante Mengen aus der Siedlungsabfallbilanz als auch aus der Bilanz der Bau- und Abbruchabfälle (s. Kapitel 5 und 0) sowie Sekundärabfälle enthalten. Die pauschal-qualitative Einstufung der NACE-Herkünfte gibt eine im Rahmen der Genauigkeit gute Übereinstimmung zwischen den aus Destatis (2019b) und den aus Eurostat abgeleiteten Mengen für die Bilanz der P&G-Abfälle (2,1 bzw. 2,8 Mio. Mg). Aus Konsistenzgründen wird im Weiteren der aus der europäischen Statistik abgeleitete Wert für die Bilanzierung übernommen (s. Tabelle 58).

Insgesamt enthält die Kategorie 25 EAV-Schlüssel. Die Hauptbeiträge stammen von folgenden EAV-Schlüsseln:

Tabelle 61: Übersicht über die wichtigsten EAV-Schlüssel des EAK-Stat-Schlüssels W06

EAV-Schlüssel	Bezeichnung	Herkunft	Anteil ⁹³
10 02 10	Walzzunder	Abfälle aus der Eisen- und Stahlindustrie	14 %
12 01 01	Eisenfeil- und -drehspäne	Abfälle aus der Formgebung und der physikalischen und mechanischen Oberflächenbehandlung von Metallen und Kunststoffen	30 %
12 01 02	Eisenstaub und -teile	Abfälle aus der Formgebung und der physikalischen und mechanischen Oberflächenbehandlung von Metallen und Kunststoffen	46 %

⁹² Die Prozentangabe bezieht sich auf den Anteil des in der P&G-Abfallbilanz zugrunde zulegenden Stroms.

⁹³ Die Prozentangabe bezieht sich auf den Anteil des in der P&G-Abfallbilanz zugrunde zulegenden Stroms.

EAV-Schlüssel	Bezeichnung	Herkunft	Anteil ⁹³
12 01 03	NE-Metallfeil- und -drehspäne	Abfälle aus der Formgebung und der physikalischen und mechanischen Oberflächenbehandlung von Metallen und Kunststoffen	4 %
12 01 04	NE-Metallstaub und -teilchen	Abfälle aus der Formgebung und der physikalischen und mechanischen Oberflächenbehandlung von Metallen und Kunststoffen	5 %
Gesamt			99 %

Die Analyse des Verbleibs für die relevanten EAV-Schlüssel ergibt, dass nur geringfügige Anteile auf Deponie und in Feuerungsanlagen verbracht werden. Die überwiegende Menge geht in Zwischenbehandlungsanlagen (28 % Shredder/Schrottscheren, 17 % Sortieranlagen, 50 % sonstige Behandlungsanlagen). Unter der Annahme, dass diese Mengen letztendlich dem Recycling zurückgeführt werden, kann die Aufteilung auf den Endverbleib nach Eurostat übernommen werden. Ein kleinerer Mengenanteil (ca. 2 %) zu Feuerungsanlagen wird nicht weiter betrachtet. Bei der THG-Bilanzierung ist zu berücksichtigen, dass es sich insbesondere um feine Metallspäne handelt bei denen Anhaftungen nur durch Kühlflüssigkeit gegeben sind (max. 3 %), so dass für das Recycling höhere Ausbeuten als bei Metallen aus Siedlungsabfällen oder B&A-Abfällen angenommen werden.

W071 Glasabfälle

Das Aufkommen in dieser Kategorie liegt bei rund 3,4 Mio. Mg in 2017. Die Abweichung zwischen Destatis (2019b) und der Hochrechnung basierend auf Eurostat liegt bei -2 %. Darin sind sowohl relevante Mengen aus der Siedlungsabfallbilanz als auch aus der Bilanz der Bau- und Abbruchabfälle (s. Kapitel 5 und 0) sowie Sekundärabfälle enthalten. Nur ein einziger Schlüssel wird vollständig dem NACE-Sektor C zugeordnet.

Damit liegen die nach Destatis (2019b) für die P&G-Bilanz zu berücksichtigenden Mengen zunächst deutlich unter dem nach Eurostat abgeleiteten Wert. Zum Abgleich werden die folgenden plausiblen Annahmen getroffen:

1. Die aus der Siedlungsabfallbilanz abgeleiteten Mengen, die im Abgleich mit der europäischen Statistik nicht mehr aus den Bereichen Haushalte und Gewerbe stammen konnten, werden vollständig dem NACE-Sektor C zugeordnet. Für die orientierende Bilanz wird diese „Übermenge“ vereinfachend gleich verteilt von den in der P&G-Abfallbilanz zu berücksichtigenden Mengen aller NACE-C-Untersektoren abgezogen.
2. Die als Sekundärabfälle mit EAV 19 12 05 berichteten Mengen wurden mit den aus NACE E 38 (Abfallsammlung, -behandlung) berichteten Mengen abgeglichen. Der Abgleich ergab, dass fast die Hälfte der Menge nach Destatis von anderen Sektoren als NACE E 38 berichtet wird. Dieser Anteil wurde ebenso vollständig dem NACE-Sektor C zugeordnet und damit in der Mengenauswertung nach Destatis (2019b) berücksichtigt.

Mit diesen Annahmen wurde eine sehr gute Übereinstimmung der basierend auf Destatis (2019b) bzw. Eurostat abgeleiteten Mengen zur Berücksichtigung in der P&G-Abfallbilanz erzielt (ca. 400 000 Mg, Abweichung 1 %).

Es werden demnach in dieser Kategorie zwei von insgesamt 6 EAV-Schlüsseln in der Bilanz der P&G-Abfälle berücksichtigt:

Tabelle 62: Übersicht über die wichtigsten EAV-Schlüssel des EAK-Stat-Schlüssels W071

EAV-Schlüssel	Bezeichnung	Herkunft	Anteil ⁹⁴
10 11 12	Glasabfall mit Ausnahme desjenigen, der unter 10 11 11 fällt	Abfälle aus der Herstellung von Glas und Glasprodukten	68 %
19 12 05	Glas (als Anteil der nicht von NACE E 38 berichtet wird)	Abfälle aus der mechanischen Behandlung von Abfällen (z. B. Sortieren, Zerkleinern, Verdichten, Pelletieren), anderweitig nicht genannt	32 %
Gesamt			100 %

Die Aufteilung auf den Endverbleib nach Eurostat kann vereinfachend unverändert übernommen werden (s. Tabelle 59). Fast vollständiges Recycling ist für die Abfälle aus der Glasherstellung als Endverbleib wahrscheinlich.⁹⁵ Für die dem Sekundärabfallschlüssel zugeordneten Glasabfälle scheint es nach der mechanischen Vorbehandlung ebenfalls plausibel, dass sie dem Recycling zugeführt werden.⁹⁶

W072 Papier- und Pappeabfälle

Das Aufkommen in dieser Kategorie liegt bei rund 7,9 Mio. Mg in 2017. Die Abweichung zwischen Destatis (2019b) und der Hochrechnung basierend auf Eurostat liegt bei 2 %.⁹⁷ Insgesamt sind drei EAV-Schlüssel enthalten, die jedoch vollständig über die Siedlungsabfallbilanz abgedeckt sind (15 01 01, 20 01 01) oder einen Sekundärabfall darstellen (19 12 01). Daher wird diese Kategorie für die Bilanzierung der P&G-Abfälle nicht berücksichtigt.

Im Gegensatz zu den von Destatis (2019b) berichteten Mengen von ca. 7,9 Mio. Mg Papierabfällen im Jahr weist der Verband Deutscher Papierfabriken (VDP) für das Jahr 2017 eine Menge von 15,2 Mio. Mg Altpapier aus, die aus dem Inland bezogen oder exportiert wurden (VDP 2019). Daraus wird geschlossen, dass im Fall von Papier relevante Abfallmengen nicht statistisch erfasst werden, da sie nicht an Abfallbehandlungsanlagen, sondern direkt an Papierwerke angeliefert werden (s. auch ARGUS et al. 2019). Unter Berücksichtigung von 1 % Sortierverlusten bei den an Zwischenbehandlungsanlagen angelieferten, in W072 statistisch erfassten Mengen sowie unter zusätzlicher Berücksichtigung einer kleinen Menge an statistisch erfassten Papierverbunden, die sich als Output aus der LVP-Sortierung ergibt (ca. 300.000 Mg, s. Kapitel 5 Siedlungsabfälle), beläuft sich die Deckungslücke zwischen den Angaben von Destatis (2019b) und VDP (2019) auf gut 7,2 Mio. Mg im Jahr 2017.

Für die orientierende Bilanzierung wird davon ausgegangen, dass diese direkt an Papierwerke angelieferten Mengen vereinfachend komplett den NACE-Sektoren C und G-U zugeordnet werden können. Auch aus der Landwirtschaft oder dem Baugewerbe (NACE A und F) könnten Mengen angeliefert werden, der Umfang wird bei diesen Herkünften aber als gering eingestuft.

⁹⁴ Die Prozentangabe bezieht sich auf den Anteil des in der P&G-Abfallbilanz zugrunde zulegenden Stroms.

⁹⁵ Nach Destatis (2019b) gehen 97 % in Zwischenbehandlungsanlagen (Schredder/Schrottscheren, Sortieranlagen, sonstige Behandlung), weitere knapp 2 % auf die Deponie.

⁹⁶ Keine Informationen zum Verbleib aus Destatis (2019b) verfügbar.

⁹⁷ Die Prozentangabe bezieht sich auf den Anteil des in der P&G-Abfallbilanz zugrunde zulegenden Stroms.

Dementsprechend werden die gesamten 7,2 Mio. Mg Altpapier in der Bilanz der P&G-Abfälle berücksichtigt.

W073 Gummiabfälle

Die Kategorie W073 umfasst als einzigen EAV-Schlüssel Altreifen. Das Aufkommen beläuft sich auf ca. 600.000 Mg in 2017. Die Abweichung zwischen Destatis (2019b) und der Hochrechnung basierend auf Eurostat liegt bei -6 %.⁹² Basierend auf der Auswertung der Eurostat-Daten sind 96 % des Aufkommens den Sektoren C und G-U zuzuordnen. Von Eurostat werden jedoch nur 68 % des Aufkommens als Recycling ausgewiesen, die Werte für Verbrennung ohne Energierückgewinnung (D10) und mit Energierückgewinnung (R1) sind als vertraulich gekennzeichnet. Der Abgleich mit Verbandsdaten (VDZ 2018, WDK 2018) ergibt, dass ca. 200.000 Mg in Zementwerken verbrannt werden. Dies entspricht gut dem fehlenden ausgewiesenen Verbleib von 32 % (s. Absatz 7.1.2.1, Tabelle 59). Bei der Bilanzierung des Recyclings ist zudem zu berücksichtigen, dass von Destatis (2019b) und Eurostat knapp 400.000 Mg berichtet werden, (WDK 2018) jedoch nur 231 000 Mg zur Verwertung als Granulate und Gummimehl erwähnt (weitere Mengen zur Wiederverwendung und Runderneuerung). Eine Erklärung hierfür kann nicht gefunden werden. Bei den in Deutschland der Wiederverwendung/Runderneuerung zugeordneten Mengen handelt es sich um Gebrauchtreifen, nicht um Altreifen.

W074 Kunststoffabfälle

Das Aufkommen in dieser Kategorie liegt bei rund 2,8 Mio. Mg in 2017. Die Abweichung zwischen Destatis (2019b) und der Hochrechnung basierend auf Eurostat liegt bei 2 %.⁹² Darin sind sowohl relevante Mengen aus der Siedlungsabfallbilanz als auch aus der Bilanz der Bau- und Abbruchabfälle (s. Kapitel 8) sowie Sekundärabfälle enthalten. Nur zwei der insgesamt acht EAV-Schlüssel werden vollständig dem NACE-Sektor C zugeordnet.

Damit liegen die nach Destatis (2019b) für die P&G-Bilanz zu berücksichtigenden Mengen zunächst deutlich unter dem nach Eurostat abgeleiteten Wert. Zum Abgleich werden die folgenden plausiblen Annahmen getroffen:

1. Die aus der Siedlungsabfallbilanz abgeleiteten Mengen, die im Abgleich mit der europäischen Statistik nicht mehr aus den Bereichen Haushalte und Gewerbe stammen konnten,⁸⁸ werden vollständig dem NACE-Sektor C zugeordnet. Für die orientierende Bilanz wird diese „Übermenge“ vereinfachend gleich verteilt von den in der P&G-Abfallbilanz zu berücksichtigenden Mengen aller NACE-C-Untersektoren abgezogen.
2. Die als Sekundärabfälle mit EAV 19 12 04 berichteten Mengen wurden mit den aus NACE E 38 berichteten Mengen abgeglichen. Der Abgleich ergab, dass ein kleiner Anteil der Menge nach Destatis von anderen Sektoren als NACE E 38 berichtet wird. Dieser Anteil wurde ebenso vollständig dem NACE-Sektor C zugeordnet und damit in der Mengenauswertung nach Destatis (2019b) berücksichtigt.

Der basierend auf Eurostat ermittelte Wert liegt damit jedoch weiterhin um ca. 100 000 Mg (19 %) höher als der aus Destatis (2019b) abgeschätzte Wert. Eine Erklärung für die Abweichung bietet die Hochrechnung des Gesamtaufkommens nach Eurostat auf das Jahr 2017. Der resultierende Wert liegt ca. 70 000 Mg über dem von Destatis (2019b) berichteten. Für die Bilanz der P&G-Abfälle wird im Weiteren der aus der europäischen Statistik abgeleitete Wert verwendet, um die Konsistenz zu der Vorgehensweise bei den anderen Ländern zu erhöhen.

Es werden in dieser Kategorie demnach drei von acht EAV-Schlüsseln berücksichtigt, die durch einen EAV-Schlüssel aus Herstellung und Verarbeitung von Kunststoff dominiert werden:

Tabelle 63: Übersicht über die wichtigsten EAV-Schlüssel des EAK-Stat-Schlüssels W074

EAV-Schlüssel	Bezeichnung	Herkunft	Anteil ⁹⁸
07 02 13	Kunststoffabfälle	Abfälle aus der HZVA von Kunststoffen, synthetischem Gummi und Kunstfasern	77 %
19 12 04	Kunststoff und Gummi (als Anteil der nicht von NACE E 38 berichtet wird)	Abfälle aus der mechanischen Behandlung von Abfällen (z. B. Sortieren, Zerkleinern, Kompaktieren, Pelletieren), anderweitig nicht genannt	15 %
12 01 05	Kunststoffspäne und -drehspäne	Abfälle aus der Formgebung und der physikalischen und mechanischen Oberflächenbehandlung von Metallen und Kunststoffen	8 %
Gesamt			100 %

Die Aufteilung auf den Endverbleib nach Eurostat kann vereinfachend unverändert übernommen werden (s. Tabelle 59), wenn angenommen wird, dass die Mengen aus den Zwischenbehandlungsanlagen (Shredder/Schrottscheren, Sortieranlagen, sonstige Behandlungsanlagen) zu ca. 90 % zum Recycling gehen. V. a. für Abfälle aus Herstellung und Verarbeitung erscheint dies möglich.

W075 Holzabfälle

Das Aufkommen in dieser Kategorie liegt bei ca. 11,5 Mio. Mg in 2017. Die Abweichung zwischen Destatis (2019b) und der Hochrechnung basierend auf Eurostat liegt bei 5 %. Darin sind sowohl relevante Mengen aus der Siedlungsabfallbilanz als auch aus der Bilanz der Bau- und Abbruchabfälle (s. Kapitel 5 und 0) sowie Sekundärabfälle enthalten. Drei der insgesamt sieben EAV-Schlüssel werden vollständig NACE C und G-U zugeordnet. Zudem wird auch der Anteil des EAV 19 12 07, der nicht unter NACE E 38 berichtet wurde, als NACE C und G-U berücksichtigt. Auf diese Weise wird eine gute Übereinstimmung der basierend auf Destatis (2019b) bzw. Eurostat abgeleiteten Mengen zur Berücksichtigung in der P&G-Abfallbilanz erzielt (Abweichung 5 %). Es müssen damit 30 % der Abfälle bei der Bilanz der P&G-Abfälle berücksichtigt werden:

Tabelle 64: Übersicht über die wichtigsten EAV-Schlüssel des EAK-Stat-Schlüssels W075

EAV-Schlüssel	Bezeichnung	Herkunft	Anteil ⁹⁹
03 01 05	Sägemehl, Späne, Abschnitte, Holz, Spanplatten und Furniere mit Ausnahme derjenigen, die unter 03 01 04 fallen	Abfälle aus der Holzverarbeitung und der Produktion von Platten und Möbeln	59 %
03 01 01, 03 03 01	Rinden- und Korkabfälle, Holzabfälle	Holzverarbeitung & -schutz	18 %
19 12 07	Holz mit Ausnahme desjenigen, das unter 19 12 06 fällt (als	Abfälle aus der mechanischen Behandlung von Abfällen (z. B.	22 %

⁹⁸ Die Prozentangabe bezieht sich auf den Anteil des in der P&G-Abfallbilanz zugrunde zulegenden Stroms.

⁹⁹ Die Prozentangabe bezieht sich auf den Anteil des in der P&G-Abfallbilanz zugrunde zulegenden Stroms.

EAV-Schlüssel	Bezeichnung	Herkunft	Anteil ⁹⁹
	Anteil der nicht von NACE E 38 berichtet wird)	Sortieren, Zerkleinern, Verdichten, Pelletieren), anderweitig nicht genannt	
Gesamt			100 %

Wenn die Mengen, die nach Destatis (2019b) in Zwischenbehandlungsanlagen (Shredder/Schrottscheren, Sortieranlagen, sonstige Behandlungsanlagen) gehen, mit dem gleichen Split auf Recycling und energetische Verwertung aufgeteilt werden wie in der Bilanz der Bau- und Abbruchabfälle angesetzt (80 % Verbrennung (R1), 20 % Recycling, vgl. Kapitel 8.1.2.2, Tabelle 75), ergibt sich eine Zuordnung von insgesamt 94 % zur energetischen Verwertung. 3 % wird recycelt und 2 % gehen in eine biologische Behandlung.

Im Hinblick auf den orientierenden Charakter der Bilanz der P&G-Abfälle wird für den Endverbleib der Holzabfälle vereinfachend eine vollständige Zuordnung zur energetischen Verwertung angenommen. Die europäische Statistik weist für die gesamte Kategorie 71 % des Aufkommens als energetische Verwertung aus. Für die übrige Menge fehlen aufgrund von Vertraulichkeit Angaben zum Verbleib. In Tabelle 59 werden für die Kategorie W075 daher 100 % Verbrennung mit Energierückgewinnung ausgewiesen, die im Weiteren für die Bilanzierung der THG-Emissionen zugrunde gelegt werden. Die Auswertung der Zusatztabellen (Destatis 2019b) zeigt, dass von den direkt an Feuerungsanlagen angelieferten Mengen ca. 60 % in BMKW und ca. 40 % in Heizwerken verbrannt werden.

W091 Tierische und gemischte Nahrungsmittelabfälle, W092 Pflanzliche Abfälle

Das Aufkommen in den Kategorien W091 und W092 liegt bei insgesamt ca. 10,5 Mio. Mg in 2017. Die Abweichung zwischen Destatis (2019b) und der Hochrechnung basierend auf Eurostat liegt bei 3 %.¹⁰⁰ Insgesamt sind 22 EAV-Schlüssel in diesen Kategorien enthalten. Zwei davon werden bereits vollständig in der Bilanz der Siedlungsabfälle erfasst (EAV 20 01 08, 20 02 01), so dass sie nicht mehr in der P&G-Abfallbilanz berücksichtigt werden dürfen. Für alle anderen EAV-Schlüssel wurden vereinbarungsgemäß alle Herkunftssektoren bis auf die Landwirtschaft (NACE A) berücksichtigt. Die entsprechenden Anteile wurden nach Destatis (2020) angesetzt. Damit liegen die nach Destatis (2019b und 2020) für die P&G-Bilanz zu berücksichtigenden Mengen zunächst um 16 % unter dem nach Eurostat abgeleiteten Wert. Für die Abweichung konnte keine Erklärung gefunden werden, außer dass die Extrapolation der Mengen auf das Jahr 2017 auf europäischer Ebene evtl. an einigen Stellen zu einer Überschätzung führt. In jedem Fall sind ca. 30 % des gesamten Abfallaufkommens für die Bilanz der P&G-Abfälle zu berücksichtigen.

Die Hauptbeiträge sind in den Kategorien W091 und W092 relativ stark verteilt.

Für W091 stammen sie aus folgenden EAV-Schlüsseln:

Tabelle 65: Übersicht über die wichtigsten EAV-Schlüssel des EAK-Stat-Schlüssels W091

EAV-Schlüssel	Bezeichnung	Herkunft	Anteil ¹⁰¹
02 02 02, 02 01 02	Abfälle aus tierischem Gewebe	Abfälle aus der Zubereitung und Verarbeitung von Fleisch, Fisch und	23 %

¹⁰⁰ Von dem Wert nach Eurostat wurden dabei die Abfälle aus der Biotonne abgezogen. Diese werden für die europäische Statistik unter EAV-Schlüssel 20 02 01 und damit in W092 berichtet. Bei der Auswertung basierend auf Destatis (2019b) wäre diese Menge unter EAV-Schlüssel 20 03 01 und damit in W101 enthalten.

¹⁰¹ Die Prozentangabe bezieht sich auf den Anteil des in der P&G-Abfallbilanz zugrunde zulegenden Stroms.

EAV-Schlüssel	Bezeichnung	Herkunft	Anteil ¹⁰¹
		anderen Lebensmitteln tierischen Ursprungs	
02 02 03	für Verzehr oder Verarbeitung ungeeignete Stoffe	Abfälle aus der Zubereitung und Verarbeitung von Fleisch, Fisch und anderen Lebensmitteln tierischen Ursprungs	54 %
02 05 01	für Verzehr oder Verarbeitung ungeeignete Stoffe	Abfälle aus der Molkereiproduktindustrie	7 %
19 08 09, 20 01 25	Fette und Öle	aus Fett-/Ölabscheidern und Speiseöle/-fette	13 %
Gesamt			98 %

In W092 sind folgende EAV-Schlüssel relevant:

Tabelle 66: Übersicht über die wichtigsten EAV-Schlüssel des EAK-Stat-Schlüssels W092

EAV-Schlüssel	Bezeichnung	Herkunft	Anteil ¹⁰²
02 01 03	Abfälle aus pflanzlichem Gewebe	Abfälle aus Landwirtschaft, Gartenbau, Aquakultur, Forstwirtschaft, Jagd und Fischerei	13 %
02 01 07	Abfälle aus der Forstwirtschaft	Abfälle aus Landwirtschaft, Gartenbau, Aquakultur, Forstwirtschaft, Jagd und Fischerei	18 %
02 03 01	Schlämme aus Wasch-, Reinigungs-, Schäl-, Zentrifugier- und Abtrennprozessen	Abfälle aus der Obst-, Gemüse-, Getreide-, Speiseöl-, Kakao-, Kaffee-, Tee- und Tabakaufbereitung und -verarbeitung; Konservenherstellung; Herstellung von Hefe und Hefeextrakt, Melasseaufbereitung und Fermentation	11 %
02 03 04	für Verzehr oder Verarbeitung ungeeignete Stoffe	Abfälle aus der Obst-, Gemüse-, Getreide-, Speiseöl-, Kakao-, Kaffee-, Tee- und Tabakaufbereitung und -verarbeitung; Konservenherstellung; Herstellung von Hefe und Hefeextrakt, Melasseaufbereitung und Fermentation	27 %
02 06 01	für Verzehr oder Verarbeitung ungeeignete Stoffe	Abfälle aus der Back- und Süßwarenindustrie	14 %
02 07 02	Abfälle aus der Alkoholdestillation	Abfälle aus der Herstellung von alkoholischen und nicht-alkoholischen Getränken (außer Kaffee, Tee und Kakao)	15 %
Gesamt			97 %

¹⁰² Die Prozentangabe bezieht sich auf den Anteil des in der P&G-Abfallbilanz zugrunde zulegenden Stroms.

Bei der Analyse des Verbleibs wurde nach derselben Herangehensweise wie bei der Bilanz der Lebensmittelabfälle vorgegangen (s. Kapitel 6).¹⁰³ Demnach ergibt sich für die Hauptbeiträge ein Endverbleib von 78 % zum Recycling (Vergärung, Kompostierung, Umesterung) und 22 % zur energetischen Verwertung (Zementwerk oder Biomassekraftwerk). Die aus der europäischen Statistik abgeleitete Aufteilung auf den Endverbleib wird entsprechend angepasst (s. Tabelle 59).

W124 Verbrennungsrückstände

Unter Verbrennungsrückständen werden Schlacken, Asche, Staub, Krätze und Abschaum sowie andere feste Rückstände berichtet. Das Aufkommen in dieser Kategorie liegt bei rund 16 Mio. Mg in 2017. Die Abweichung zwischen Destatis (2019b) und der Hochrechnung basierend auf Eurostat liegt bei +5 %.¹⁰⁴ Insgesamt sind 50 EAV-Schlüssel in diesen Kategorien enthalten. In der pauschal-qualitativen Einstufen wurden Abfälle aus Kraftwerken und anderen Verbrennungsanlagen (EAV 10 01 xx) komplett NACE D zugeordnet. Alle anderen EAV-Schlüssel wurden vollständig als NACE C und G-U bewertet. Damit verbleiben nach Destatis (2019b) ca. 3,3 Mio. Mg für die P&G-Abfallbilanz zu berücksichtigen. Die Auswertung der europäischen Statistik ergibt ca. 4 Mio. Mg Die relativ hohe Abweichung liegt vermutlich an der pauschal-qualitativen Einstufung der NACE-Herkunft für die Angaben von Destatis (2019b). Für die weitere Arbeit wird daher der aus der europäischen Statistik ermittelte Wert zugrunde gelegt (s. Tabelle 58).

Die Hauptbeiträge stammen von folgenden EAV-Schlüsseln:

Tabelle 67: Übersicht über die wichtigsten EAV-Schlüssel des EAK-Stat-Schlüssels W124

EAV-Schlüssel	Bezeichnung	Herkunft	Anteil ¹⁰⁵
10 02 01	Abfälle aus der Verarbeitung von Schlacke	Abfälle aus der Eisen- und Stahlindustrie	18 %
10 02 02	unbearbeitete Schlacke	Abfälle aus der Eisen- und Stahlindustrie	38 %
10 02 08	feste Abfälle aus der Abgasbehandlung mit Ausnahme derjenigen, die unter 10 02 07 fallen	Abfälle aus der Eisen- und Stahlindustrie	12 %
10 05 01	Schlacken (Erst- und Zweitschmelze)	Abfälle aus der thermischen Zinkmetallurgie	7 %
10 09 03	Ofenschlacke	Abfälle aus dem Gießen von Eisenteilen	9 %
Gesamt			83 %

Für den Erstverbleib weist Destatis (2019b) vor allem Mengen zur Deponierung aus (42 %). Weiterhin sind Anlieferungen zur sonstigen Behandlung (25 %) und zu Bauschutttaufbereitungsanlagen (5 %) sowie zum Deponiebau (11 %) relevant. Auf eine eindeutige Zuordnung zum Endverbleib kann daraus nicht geschlossen werden. Die Aufteilung auf den Endverbleib nach Eurostat wird daher vereinfachend weitgehend übernommen. Nicht berücksichtigt wird der kleinere Mengenanteil (ca. 2 %) zu Feuerungsanlagen (s. Tabelle 59).

¹⁰³ Verpackungsanteile wurden für die orientierende Bilanzierung bei den P&G-Abfällen vernachlässigt.

¹⁰⁴ Die Prozentangabe bezieht sich auf den Anteil des in der P&G-Abfallbilanz zugrunde zulegenden Stroms.

¹⁰⁵ Die Prozentangabe bezieht sich auf den Anteil des in der P&G-Abfallbilanz zugrunde zulegenden Stroms.

W12B Andere Mineralische Abfälle (W123, W125)¹⁰⁶

Das Aufkommen in dieser Kategorie liegt bei insgesamt ca. 30 Mio. Mg in 2017. Die Abweichung zwischen Destatis (2019b) und der Hochrechnung basierend auf Eurostat liegt bei -10 %.¹⁰⁷ Insgesamt umfasst diese Kategorie 48 EAV-Schlüssel, wovon 14 aus dem EAV-Kapitel 01 stammen. Da basierend auf der Analyse der europäischen Statistik nur ein sehr geringer Teil NACE B zuzuordnen ist (4 %), wurden diese jedoch pauschal ebenfalls als NACE C und G-U eingestuft. Drei EAV-Schlüssel wurden als Sekundärabfälle ausgenommen. Ein Schlüssel von mengenmäßig untergeordneter Bedeutung ist bereits vollständig in der Bilanz der Siedlungsabfälle berücksichtigt. Damit ergibt die pauschal-qualitative Einstufung eine um 19 % höhere Menge zur Berücksichtigung in der P&G-Abfallbilanz als aus der europäischen Statistik abgeleitet. Neben dem größeren identifizierten Gesamtaufkommen spiegelt dies die Unsicherheit bei der Einstufung der Abfälle, insbesondere aus EAV-Kapitel 01, wider und muss bei der Bewertung der Hauptbeiträge im Hinterkopf behalten werden.

Der bei Weitem größte Betrag stammt aus Abfällen aus dem Mineralbergbau. Zwei weitere EAV-Schlüssel liefern zusätzlich spürbare Anteile:

Tabelle 68: Übersicht über die wichtigsten EAV-Schlüssel des EAK-Stat-Schlüssels W12B

EAV-Schlüssel	Bezeichnung	Herkunft	Anteil ¹⁰⁸
01 01 02	Abfälle aus dem Abbau von nichtmetallhaltigen Bodenschätzen	Abfälle aus dem Mineralienabbau	83 %
10 09 08	Gießformen und -sande nach dem Gießen mit Ausnahme derjenigen, die unter 10 09 07 fallen	Abfälle aus dem Gießen von Eisenteilen	5 %
01 04 11	Abfälle aus der Verarbeitung von Kali- und Steinsalz mit Ausnahme derjenigen, die unter 01 04 07 fallen	Abfälle aus der physikalischen und chemischen Verarbeitung von nichtmetallhaltigen Mineralien	4 %
Gesamt			92 %

Die Mengen aus EAV 01 01 02 werden von Destatis (2019b) fast vollständig unter „Entsorgung von bergbaulichen Abfällen“ (Tabelle 14.1) ausgewiesen. Wenn diese Art der Entsorgung als Deponierung klassifiziert wird, kann der nach der europäischen Statistik ausgewiesene Endverbleib vereinfachend beibehalten bleiben (s. Tabelle 59).

Im Hinblick auf die THG-Bilanz ist zu berücksichtigen, dass in dieser Kategorie zwar sehr hohe Mengen¹⁰⁹ anfallen, es sich dabei aber vorwiegend um die Deponierung mineralischer Abfälle handelt. Die spezifische Klimarelevanz der Behandlung ist daher sehr gering. Für die THG-

¹⁰⁶ W122 Asbestabfälle ist per Definition ebenso in W12B enthalten, aber nicht Teil dieser Betrachtung, da alle Asbestabfälle als gefährlich eingestuft sind.

¹⁰⁷ Die Prozentangabe bezieht sich auf den Anteil des in der P&G-Abfallbilanz zugrunde zulegenden Stroms.

¹⁰⁸ Die Prozentangabe bezieht sich auf den Anteil des in der P&G-Abfallbilanz zugrunde zulegenden Stroms.

¹⁰⁹ Mehr als 50 % aller für die Bilanz der P&G-Abfälle zu berücksichtigenden Ströme.

Bilanzierung werden zusätzlich die Transporte abgeschätzt, um zu erkennen, ob sich daraus aufgrund der hohen Mengen ein relevanter Beitrag zu den Emissionen ergibt.

7.1.3 Aufkommen und Verbleib für die Bilanzierung

Die zuvor beschriebene Herleitung führt zu den in Tabelle 69 gezeigten Mengen für das Aufkommen und den Verbleib der in dieser Studie betrachteten P&G-Abfälle. Für den Verbleib werden Kleinstmengen in der THG-Bilanz nicht betrachtet (Abschneidekriterium < 1%). Das gezeigte Aufkommen entspricht den Mengen, die sich aus dem dokumentierten und betrachteten Verbleib ergeben. Das so betrachtete Aufkommen liegt 0,7 % niedriger als das in Tabelle 59 ausgewiesene. Das in Tabelle 69 gezeigte Aufkommen ist insgesamt höher, weil hier die zugeschätzte PPK-Menge beinhaltet ist.

Tabelle 69: Basistabelle: Letztbehandlung von Produktions- und Gewerbeabfällen, 2017 Deutschland in Mg

	Recycling	Verfüllung	R1-Energierück- gewinnung	D10- Verbrennung	Deponie	Andere Beseitigung	Letztbehandlung gesamt
Krankenhausabfälle (W05)	0	0	315.000	45.000	0	0	360.000
Fe-Metalle (W061)	2.357.000	0	0	0	0	0	2.357.000
NE-Metalle (W062)	391.000	0	0	0	0	0	391.000
Gemischte Metalle (W063)	47.000	0	0	0	0	0	47.000
Glasabfälle (W071)	402.000	0	0	0	5.000	0	407.000
PPK (W072)	7.200.000						7.200.000
Altreifen (W073)	385.000	0	185.000	0	0	0	570.000
Kunststoffabfälle (W074)	421.000	0	106.000	0	0	0	527.000
Holzabfälle (W075)	0	0	3.627.000	0	0	0	3.627.000
Organikabfälle (W091, W092)	2.768.000	0	781.000	0	0	0	3.549.000
Verbrennungsrückstände (W124)	632.000	808.000	0	0	2.435.000	0	3.875.000
Andere Mineralische Abfälle (W12B)	1.275.000	1.195.000	0	0	24.384.000	0	26.854.000
Total	15.878.000	2.003.000	5.014.000	45.000	26.824.000	0	49.764.000

Abbildung 20 zeigt die für P&G-Abfälle betrachteten Mengenströme als Sankey-Diagramm. In Abbildung 21 ist das Aufkommen der Abfallarten zur Letztbehandlung als Säulendiagramm dargestellt. Beide Darstellungen visualisieren, dass die P&G-Abfälle nach Masse durch „andere mineralische Abfälle“ (W12B) geprägt sind. Diese Abfallfraktion nimmt über 50 % der Gesamtmenge ein. Es folgt die zugeschätzte PPK-Menge mit 14 % Massenanteil. Bei den weiteren Abfallfraktionen nehmen Eisenmetalle, Holz, Organikabfälle und Verbrennungsrückstände zwischen 5 % und 7 % an der Gesamtmenge ein. Der Prozentanteil der restlichen Abfallfraktionen liegt jeweils etwa um bzw. < 1%.

Abbildung 20: Sankey-Diagramm P&G-Abfälle Deutschland 2017

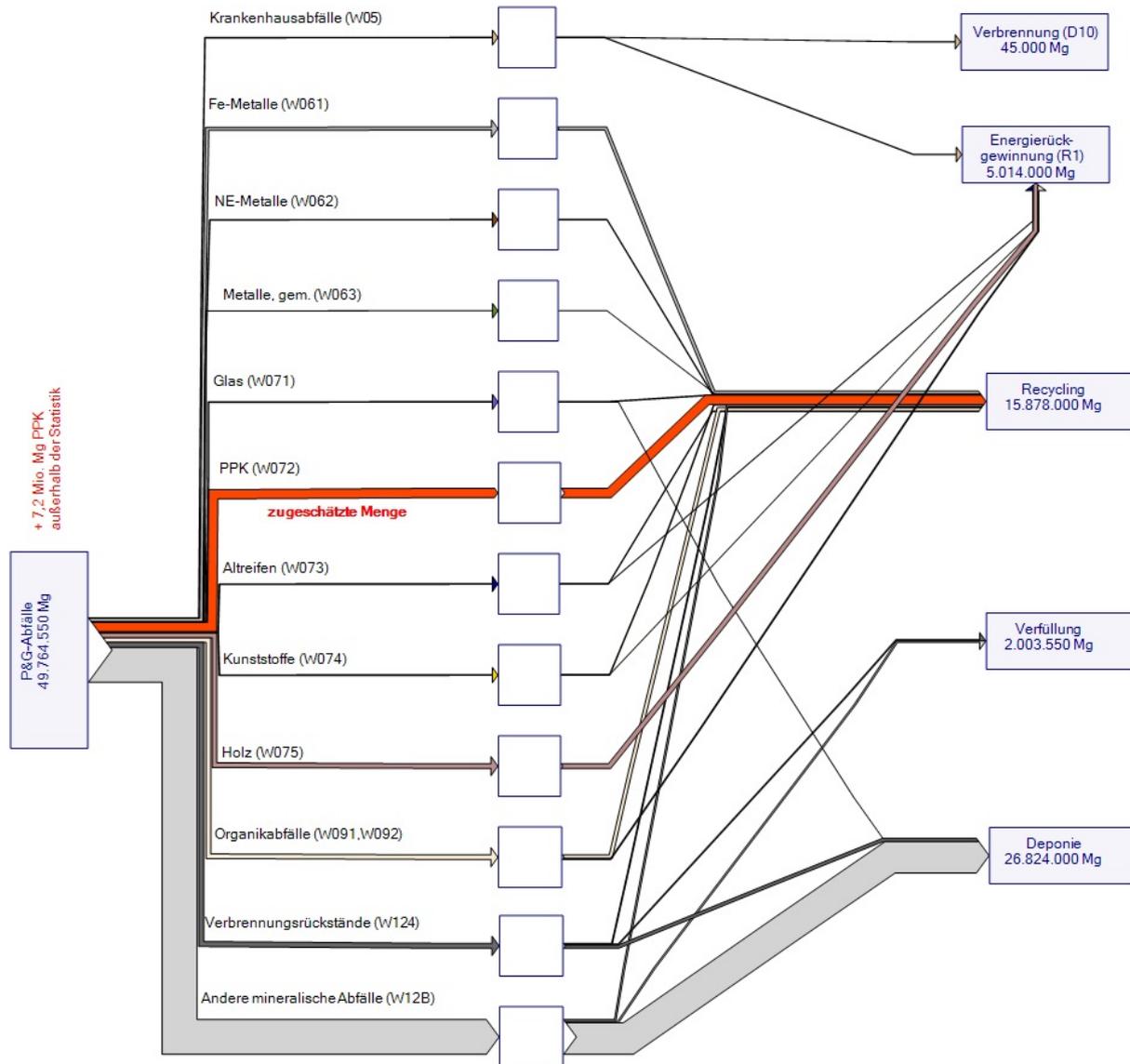
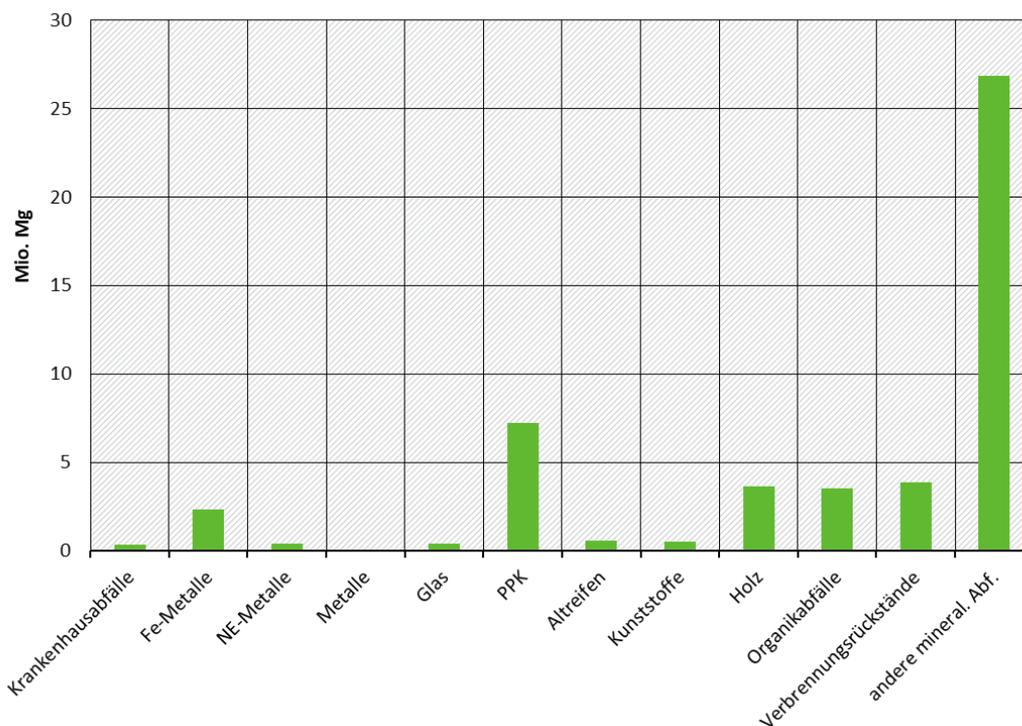


Abbildung 21: Aufkommen Letztbehandlung P&G-Abfälle Deutschland 2017



7.2 Vorgehen Bilanzierung und Kenndaten Abfallfraktionen

Die Bilanzierung der P&G-Abfälle erfolgt nach den im vorangehenden Kapitel ausgewiesenen Abfallfraktionen und der angegebenen Letztbehandlung. Insofern Sortieraufwendungen aus der Erstbehandlung relevant sind und abgebildet werden können, wie bei den trockenen Wertstoffen, sind für diese in der Bilanzierung Inputmengen anhand der Sortierverluste rückgerechnet. Das Vorgehen zur Bilanzierung ist nachfolgend nach den verschiedenen Abfallfraktionen beschrieben.

Trockene Wertstoffe (W061, W062, W063, W071, W072, W074)

Die trockenen Wertstoffe aus den P&G-Abfällen – die Metalle, Glas, Papier und Kunststoffe - sind nach der Letztbehandlung fast ausschließlich dem Recycling zugeordnet. Eine Ausnahme bildet eine kleinere Menge an Glasabfällen, die deponiert wird sowie etwa 20 % der Kunststoffe, die einer energetischen Verwertung zugeordnet sind.

Die Bilanzierung des Recyclings der trockenen Wertstoffe erfolgt grundsätzlich analog der Bilanzierung der trockenen Wertstoffe bei den Siedlungsabfällen wie sie in Kapitel 4.2.7 beschrieben ist. Für einzelne Abfallarten wie die Metalle und die Kunststoffe sind abweichend begründet höhere Ausbeuten für Recycling angenommen (Tabelle 15). Die Aufteilung der gemischten Metalle in Fe- und NE-Metalle richtet sich nach der Aufteilung der Reinfractionen und ergibt sich für die Metalle aus P&G-Abfällen zu 86 % Fe-Metalle und 14 % NE-Metalle (Tabelle 14). Durch diese Unterschiede ergeben sich auch etwas abweichende spezifische Emissionswerte, die in Tabelle 89 ausgewiesen sind.

Für die Deponierung von Glasabfällen fallen keine THG-Emissionen an. Für die anteilig energetische Verwertung von Kunststoffen wurden die Kenndaten – Heizwert und fossiler C-Gehalt – nach dem Marktmix für Kunststoffe in Deutschland (Tabelle 13) berechnet. Für die einzelnen Kunststoffabfallarten wurden die entsprechenden Werte nach IPCC (2006, Volume 5, Chapter 2) verwendet. Die berechneten Kenndaten ergeben sich zu:

- ▶ Heizwert: 34,2 MJ/kg
- ▶ fossiler C-Gehalt: 69,9 %

Die Bilanzierung der Energieerzeugung in TAB entspricht dem in Kapitel 4.2.4 beschriebenen Vorgehen. Als Nutzungsgrade sind die durchschnittlichen Werte angesetzt, die sich aus den Angaben nach Flamme et al. (2018) ergeben (11,3 % elektrisch, 34,0 % thermisch).

Holz (W075)

Holzabfälle aus den P&G-Abfällen wurden in Deutschland 2017 ausschließlich einer energetischen Verwertung zur Letztbehandlung zugeführt. Die Bilanzierung entspricht dem in Kapitel 4.2.9 beschriebenen Vorgehen für eine Nutzung in BMKW.

Altreifen (W073)

Altreifen wurden in Deutschland im Jahr 2017 zu 68 % recycelt und zu 32 % in Zementwerken mitverbrannt. Für die Mitverbrennung wurde der Heizwert mit 28 MJ/kg angesetzt. Dieser Wert entspricht den Angaben in VDZ (2018) für Altreifen, der seit 2008 unverändert berichtet wird und für Deutschland als repräsentativ angesehen wird¹¹⁰. Der fossile C-Gehalt für Altreifen ist entsprechend den Angaben in Flamme et al. (2018) mit 52,8 % angesetzt. Nach Vogt & Ludmann et al. (2019) wird der Heizwert mit 26 MJ/kg und der fossile C-Gehalt mit 51,6 % bewertet, so dass die für diese Studie gewählte Kombination aus Heizwert und fossilem C-Gehalt als repräsentativ erachtet wird. Neben der heizwertäquivalenten Substitution des Regelbrennstoffs Kohle wird für die Mitverbrennung von Altreifen in Zementwerken auch der Stahlgehalt im Altreifen berücksichtigt, der wie in Schmidt et al. (2009) mit 18 % angesetzt ist (Bandbreite 15 %-20 %). Der Stahlanteil substituiert dabei Eisenoxid, das ansonsten für die Herstellung der Zementklinker verwendet wird. Faktisch entspricht dies einem Downcycling, bei der stofflichen Verwertung von Stahl kann Roheisen ersetzt werden.

Die Modellierung für die stoffliche Verwertung von Altreifen folgt den Kenntnissen z. B. aus Schmidt et al. (2009). Altreifen werden zunächst i.d.R. in mehreren Stufen zerkleinert (Vorzerkleinerung, Granulierung, Feinvermahlung) und in die Fraktionen Stahl, Textilcord und Gummigranulat aufgetrennt. Der Stahl wird stofflich in der Stahlindustrie verwertet (Substitution Roheisen). Die Textilfraktion wird in Zementwerken mitverbrannt (Heizwert 28,3 MJ/kg, fossiler C-Gehalt 28,6 %) und ersetzt dort heizwertäquivalent den Regelbrennstoff Kohle. Eine kleinere ebenfalls abgetrennte Inertfraktion wird deponiert. Die Hauptfraktion, das Gummigranulat, kann in unterschiedlicher Korngröße und unterschiedlichen Qualitäten erzeugt werden. Die Anwendungsmöglichkeiten sind vielfältig und unterscheiden sich deutlich nach ihrem Substitutionspotenzial:

- ▶ Bodenbeläge (Ersatz von PVC, PP),
- ▶ Gummimodifizierter Asphalt (Ersatz Styrol-Butadien-Styrol und Bitumen),
- ▶ Altreifengranulat Kunstrasen (Ersatz thermoplastische Polymere (EPDM, TPE)),
- ▶ Sandplätze, Pferdesportboden (Ersatz Sand),
- ▶ Baustoff (Ersatz Beton, Kies, teilw. Polyethylen),
- ▶ Gummimehl in Neureifen (theoretisch zwischen 2-20 % möglich, lt. deutschem Kautschukverband (wdk) nicht für Qualitätsreifen geeignet und verkürzt Laufleistung und Sicherheit).

Informationen über den tatsächlichen Einsatz von Gummigranulat liegen nicht vor. Für diese Studie wurde für Deutschland und die EU einheitlich angenommen, dass 50 % feines

¹¹⁰ Der in Flamme et al. (2018) angegebene Heizwert von 30 MJ/kg wurde nicht übernommen.

Gummigranulat in hochwertigen Anwendungen wie Asphalt oder Infill in Kunstrasen eingesetzt wird und dadurch fossil basierte Thermoplaste ersetzt werden. Für die anderen 50 % wurde eine Anwendung als Baustoff oder für Sandplätze angenommen, wobei mineralische Stoffe ersetzt werden. Im ersten Fall ergibt sich eine vergleichsweise hohe THG-Vermeidungsleistung, im zweiten Fall nur eine geringe, da die Bereitstellung der inerten Primärrohstoffe kaum mit THG-Belastungen verbunden ist.

Organikabfälle (W091, W092)

Organikabfälle wurden in Deutschland im Jahr 2017 vor allem recycelt und zu 22 % energetisch verwertet. Für die energetische Verwertung wurde der Heizwert grob zu 15 MJ/kg abgeschätzt, der fossile C-Gehalt ist konsistent zum Vorgehen bei den Lebensmittelabfällen zu Null gesetzt. Die Bilanzierung der Energieerzeugung in TAB entspricht dem in Kapitel 4.2.4 beschriebenen Vorgehen. Als Nutzungsgrade sind einheitlich die durchschnittlichen Werte angesetzt, die sich aus den Angaben nach Flamme et al. (2018) ergeben (11,3 % elektrisch, 34,0 % thermisch).

Die Bilanzierung des Recyclings für die Organikabfälle wurde aus der Bilanzierung für Lebensmittelabfälle abgeleitet. Hierzu wurden aus den Ergebnissen für die Lebensmittelabfälle aus P&G-Abfällen (ohne die separat bilanzierte Verbrennung) mengengewichtete spezifische Emissionswerte berechnet. Diese ergeben sich zu:

- ▶ spezifische Belastung: 146 kg CO₂-Äq/Mg Input
- ▶ spezifische Entlastung: -556 kg CO₂-Äq/Mg Input
- ▶ spezifisches Nettoentlastungspotenzial: -410 kg CO₂-Äq/Mg Input

Verbrennungsrückstände (W124)

Verbrennungsrückstände wurden 2017 in Deutschland zu 63 % deponiert, zu 21 % verfüllt und zu 16 % recycelt. Für das Recycling wurde der Einsatz im Straßen- und Wegebau angenommen. Da es sich bei den Aschen & Schlacken um inertes, nicht biologisch aktives Material handelt, ist dessen Entsorgung mit keinen THG-Emissionen verbunden. Belastungen ergeben sich ausschließlich durch Transporte, deren Einfluss von untergeordneter Bedeutung ist.

Andere mineralische Abfälle (W12B)

Andere mineralische Abfälle, die die Hauptmasse bei den P&G-Abfällen ausmachen, wurden 2017 in Deutschland zu 91 % deponiert, zu 4 % einer Verfüllung zugeführt und zu 5 % recycelt. Für das Recycling wurde der Einsatz im Straßen- und Wegebau angenommen. Da es sich bei dieser Abfallfraktion um inertes Material handelt, ist deren Entsorgung mit keinen THG-Emissionen verbunden. Belastungen ergeben sich ausschließlich durch Transporte, deren Einfluss trotz des vergleichsweise hohen Masseanteils von untergeordneter Bedeutung ist.

Krankenhausabfälle (W05)

Krankenhausabfälle wurden in Deutschland im Jahr 2017 zu 87,5 % energetisch in TAB verwertet und zu 12,5 % ohne Energieerzeugung thermisch behandelt. Die Kenndaten für die Verbrennung wurden (Vogt / Ludmann 2019) entnommen:

- ▶ Heizwert 14,9 MJ/kg
- ▶ fossiler C-Gehalt: 19 %

Die Bilanzierung der Energieerzeugung in TAB entspricht dem in Kapitel 4.2.4 beschriebenen Vorgehen. Als Nutzungsgrade sind die durchschnittlichen Werte angesetzt, die sich aus den Angaben nach Flamme et al. (2018) ergeben (11,3 % elektrisch, 34,0 % thermisch). Für die thermische Behandlung ohne Energieerzeugung ergeben sich keine Entlastungspotenziale.

7.3 Beschreibung der Szenarien

Für die Produktions- und Gewerbeabfälle sind zwei Szenarien vorgesehen, die sich in ihren Ambitionen unterscheiden und sowohl Stoffstromumlenkungen als auch Optimierungspotenziale betrachten. Das ambitionierte Szenario 2 nutzt hier die Potenziale in einem technisch realisierbaren Rahmen, während sich Szenario 1 auf die gleichen Annahmen stützt, jedoch deutlich geringere Verbesserungen annimmt.

Folgende Abfälle haben in beiden Szenarien keine Optimierungspotenziale:

- ▶ Krankenhausabfälle (W05)
- ▶ Fe-Metalle (W061)
- ▶ NE-Metalle (W062)
- ▶ Gemischte Metalle (W063)
- ▶ Glasabfälle (W071)
- ▶ Verbrennungsrückstände (W124)
- ▶ Andere Mineralische Abfälle (W12B)

Die folgende Tabelle gibt einen Überblick über die, in beiden Szenarien angenommenen, Verschiebungen in den Abfallströmen.

Tabelle 70: Prozentuale Verschiebungen zwischen den Verwertungsendpunkten für die Szenarien 1 und 2

Abfallstrom	Szenario 1		Szenario 2	
	Energierückgewinnung	Recycling	Energierückgewinnung	Recycling
Altreifen	- 2 %	+ 2 %	- 5 %	+ 5 %
Kunststoff	- 5 %	+ 5 %	- 10 %	+ 10 %
Holz	- 5 %	+ 5 %	- 10 %	+ 10 %
Organikabfälle	- 2 %	+ 2 %	- 7 %	+ 7 %

Für Kunststoffabfälle ist zudem als technische Optimierung eine Steigerung der Ausbeute von 80 % auf 85 % angenommen.

7.3.1 Szenario 1 „P&G 2030 SZ1“

Folgende Annahmen werden für die einzelnen Abfallströme in Szenario 1 getroffen:

Altreifen (W073)

Die Recyclingrate beträgt 68 % und es wird konservativ ein Optimierungspotenzial von 2 % gesehen. Begründet wird dies durch den laufenden Trend eines zunehmenden stofflichen Recyclings von Altreifen (Anstieg des Recyclings um rund 0,5 % pro Jahr).

Kunststoff (W074)

Die Recyclingrate beträgt 80 % und es wird konservativ ein Optimierungspotenzial von 5 % gesehen. Begründet wird dies durch den technologischen Fortschritt, der dazu führt, dass bisher nicht recycelbare Kunststoffabfälle (z. B. Stanzabfälle aus Multilayermaterial) in Zukunft recycelt

werden können (z. B. über den Newcycling-Prozess), sowie eine bessere Sortierung zu vermehrtem Recycling führt.

Holz (W075)

Holzabfälle werden zu 100 % energetisch verwertet¹¹¹. Hier wird konservativ ein Verschiebungspotenzial von 5 % Richtung stoffliches Recycling (Spanplattenherstellung) gesehen. Begründet wird dies damit, dass werkstoffliches Recycling heute schon in Spanplatten (z. B. 90 % Altholzanteil in Italien) möglich ist. Aus ökonomischen Gründen wird dies aber nicht durchgeführt, da die energetische Verwertung mehr Geld bringt.

Organikabfälle (W091, W092)

Die Recyclingrate beträgt 78 % und es wird konservativ ein Optimierungspotenzial von 2 % gesehen. Begründet wird dies in Potenzialen für die Verwertung von Ölen und Fetten, welche vollständig in der Biodieselproduktion eingesetzt werden können sowie von einer Verschiebung Richtung Vergärung.

Diese Annahmen bewirken folgende Veränderungen:

Für Altreifen (W073) werden 11.400 Mg von der Energierückgewinnung (R1) in das Recycling verschoben. Für Kunststoff (W074) werden 26.350 Mg von der Energierückgewinnung (R1) in das Recycling verschoben. Für Holz (W075) werden 181.350 Mg von der Energierückgewinnung (R1) in das Recycling verschoben. Für Organikabfälle (W091, W092) werden 70.980 Mg von der Energierückgewinnung (R1) in das Recycling verschoben.

7.3.2 Szenario 2 „P&G 2030 SZ2“

Folgende Annahmen werden für die einzelnen Abfallströme in Szenario 2 getroffen:

Altreifen (W073)

Die Recyclingrate beträgt 68 % und es wird ein Optimierungspotenzial von 5 % gesehen. Begründet wird dies durch den laufenden Trend eines zunehmenden stofflichen Recyclings von Altreifen (Anstieg des Recyclings um rund 0,5 % pro Jahr).

Kunststoff (W074)

Die Recyclingrate beträgt 80 % und es wird ein Optimierungspotenzial von 10 % gesehen. Begründet wird dies durch den technologischen Fortschritt, der dazu führt, dass bisher nicht recycelbare Kunststoffabfälle (z. B. Stanzabfälle aus Multilayermaterial) in Zukunft recycelt werden können (z. B. über den Newcycling-Prozess).

Holz (W075)

Holzabfälle werden zu 100 % energetisch verwertet¹¹¹. Hier wird ein Verschiebungspotenzial von 10 % Richtung stoffliches Recycling (Spanplattenherstellung) gesehen. Begründet wird dies damit, dass werkstoffliches Recycling heute schon in Spanplatten (z. B. 90 % Altholzanteil in Italien) möglich ist. Aus ökonomischen Gründen wird dies aber nicht durchgeführt, da die energetische Verwertung mehr Geld bringt.

Organikabfälle (W091, W092)

Die Recyclingrate beträgt 78 % und es wird ein Optimierungspotenzial von 7 % gesehen. Begründet wird dies in Potenzialen für die Verwertung von Ölen und Fetten, welche vollständig

¹¹¹ Vereinfachung, siehe Kapitel 7.1.2.1

in der Biodieselproduktion eingesetzt werden können sowie von einer Verschiebung Richtung Vergärung.

Diese Annahmen bewirken folgende Veränderungen:

Für Altreifen (W073) werden 28.500 Mg von der Energierückgewinnung (R1) in das Recycling verschoben. Für Kunststoff (W074) werden 52.700 Mg von der Energierückgewinnung (R1) in das Recycling verschoben. Für Holz (W075) werden 362.700 Mg von der Energierückgewinnung (R1) in das Recycling verschoben. Für Organikabfälle (W091, W092) werden 248.430 Mg von der Energierückgewinnung (R1) in das Recycling verschoben.

7.4 Ergebnisse THG-Bilanzen

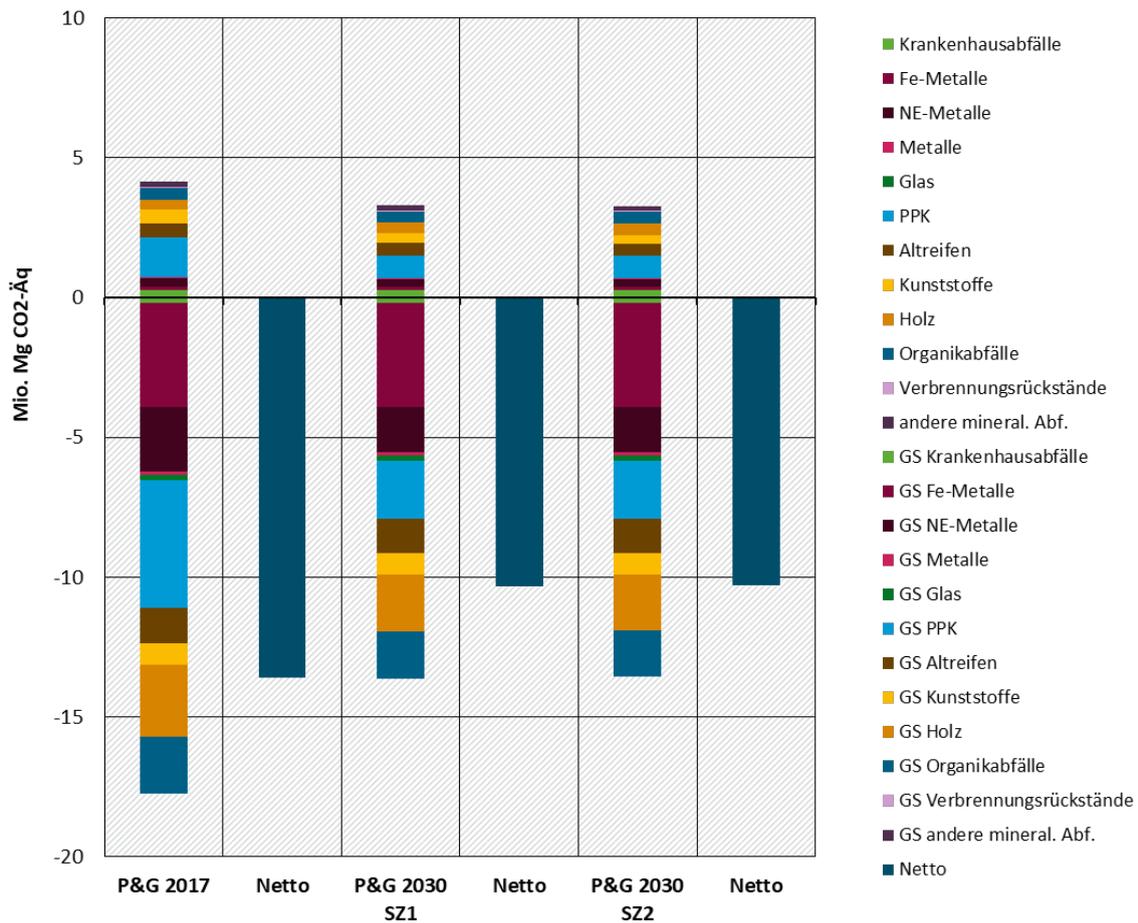
In diesem Kapitel sind die Ergebnisse der THG-Bilanz der Ist-Situation (Tabelle 69) im Vergleich zu den beiden zuvor beschriebenen Szenarien für das Jahr 2030 dargestellt. Grundsätzlich gilt, dass die Ergebnisse aufgrund der Datenunsicherheiten und Datenlücken als orientierend zu verstehen sind (vgl. Kap. 1). Für die Abbildungen sind folgende Bezeichnungen verwendet:

- ▶ Ist-Situation 2017: „P&G 2017“
- ▶ Szenario 1 2030: „P&G 2030 SZ1“
- ▶ Szenario 2 2030: „P&G 2030 SZ2“

Abbildung 22 zeigt die absoluten Ergebnisse nach den Be- und Entlastungen der Abfallfraktionen sowie das gesamte Nettoergebnis im Jahresvergleich. Für die **Ist-Situation 2017** ergibt sich ein **absolutes Nettoentlastungspotenzial in Höhe von rund -13,6 Mio. Mg CO₂-Äquivalente**. Die dem zugrunde liegenden Belastungen belaufen sich auf rund 4 Mio. Mg CO₂-Äquivalente und das Entlastungspotenzial auf rund -18 Mio. Mg CO₂-Äquivalente. Aus der Abbildung wird deutlich, dass vor allem vor allem die trockenen Wertstoffe wesentlich zum Ergebnis beitragen, deren Mengenanteil in Summe bei 22 % liegt. Die Hauptmassen der anderen mineralischen Abfälle und auch die Verbrennungsrückstände haben aufgrund ihres inerten Charakters keinen Einfluss auf das Ergebnis. Die für diese Abfallarten berücksichtigten Transporte sind im Gesamtergebnis trotz der hohen Massenanteile von untergeordneter Bedeutung. Neben den trockenen Wertstoffen zeigt auch die Entsorgung von Holz und von Organikabfällen einen sichtbaren Entlastungsbeitrag.

Für die **Vergleichsszenarien 2030** zeigen sich reduzierte Belastungen und geringere Entlastungspotenziale. Die beiden Szenarien 1 und 2 unterscheiden sich im absoluten Ergebnis nur wenig. Zum einen sind Unterschiede nur für vier Abfallarten angenommen. Zum anderen sind die prozentualen Verschiebungsanteile für diese insgesamt und zwischen den beiden Szenarien mit 2-5 % (Szenario 1) bzw. 5-10 % (Szenario 2) moderat. Für beide Vergleichsszenarien 2030 ergibt sich gerundet das **absolute Nettoentlastungspotenzial zu -10,3 Mio. Mg CO₂-Äquivalente**. Die Belastungen liegen bei beiden Szenarien bei rund 3,3 Mio. Mg CO₂-Äquivalente und das Entlastungspotenzial bei rund -13,6 Mio. Mg CO₂-Äquivalente. Die Unterschiede im Ergebnis – das insgesamt etwas geringe Nettoentlastungspotenzial gegenüber der Ist-Situation – geht vor allem auf die Defossilisierung des Energiesystems zurück. Zum einen sinken die THG-Belastungen aus dem Energiebedarf, zum anderen aber auch die Substitutionspotenziale für Energie und Primärprodukte, deren Herstellung mit einem relevanten Strombedarf einhergeht (PPK, Aluminium, s. Kap. 4.2.7). Dem entgegen stehen die Optimierungen für 2030, die o. g. Verschiebungen von Energierückgewinnung zum Recycling.

Abbildung 22: Szenarienvergleich P&G-Abfälle Deutschland



GS: Gutschrift bzw. Entlastungspotenzial

Die Gesamtschau der THG-Nettoergebnisse für P&G-Abfälle nach Abfallfraktionen in absoluten Werten sowie spezifisch pro Kopf und pro Tonne für die Ist-Situation 2017 und für die Vergleichsszenarien 2030 (2030 SZ1, 2030 SZ2) zeigt Tabelle 71.

Für die EU-Bilanz ist für P&G-Abfälle keine eigene Bilanz für Deutschland mit den Emissionsfaktoren für Strom und Wärme der EU27 erforderlich. Da alle Mengendaten – die für die EU27 und die für Deutschland - nach dem gleichen Vorgehen aus der europäischen Statistik abgeleitet sind. Für die EU27-Bilanz werden lediglich die Mengen für die EU27 ohne Deutschland mit denen für Deutschland zusammengeführt. Für das Szenario 2030 wird für die EU-Bilanz, für die nur ein Szenario zu berechnen ist, das Szenario 2 verwendet.

Tabelle 71: Absolute und spezifische Nettoergebnisse nach Abfallfraktionen – P&G-Abfälle Deutschland Ist-Situation 2017 und Vergleichsszenarien 2030

Abfallfraktion	absolut	absolut	absolut	spez. pro Kopf ¹	spez. pro Kopf ¹	spez. pro Kopf ¹	spez. pro Tonne	spez. pro Tonne	spez. pro Tonne
P&G-Abfälle	2017	2030 SZ1	2030 SZ2	2017	2030 SZ1	2030 SZ2	2017	2030 SZ1	2030 SZ2
	Mio. Mg CO ₂ -Äq			kg CO ₂ -Äq/E			kg CO ₂ -Äq/Mg		
Krankenhausabfälle	0,06	0,09	0,09	0,8	1,0	1,0	180	241	241
Fe-Metalle	-3,63	-3,63	-3,63	-43,8	-43,8	-43,8	-1.538	-1.538	-1.538
NE-Metalle	-1,97	-1,33	-1,33	-23,8	-16,0	-16,0	-5.029	-3.398	-3.398
Metalle	-0,10	-0,08	-0,08	-1,2	-1,0	-1,0	-2.035	-1.803	-1.803
Glas	-0,19	-0,19	-0,19	-2,3	-2,3	-2,3	-464	-459	-459
PPK	-3,16	-1,25	-1,25	-38,1	-15,1	-15,1	-438	-174	-174
Altreifen	-0,75	-0,79	-0,79	-9,0	-9,6	-9,6	-1.311	-1.389	-1.393
Kunststoffe	-0,27	-0,44	-0,50	-3,3	-5,3	-6,1	-515	-831	-958
Holz	-2,21	-1,64	-1,56	-26,6	-19,8	-18,8	-608	-451	-429
Organikabfälle	-1,60	-1,28	-1,24	-19,3	-15,4	-15,0	-451	-360	-349
Verbrennungsrückstände	0,04	0,04	0,04	0,4	0,4	0,4	9	9	9
Andere mineralische Abfälle	0,17	0,17	0,17	2,1	2,1	2,1	6	6	6
Summe/Durchschnitt	-13,59	-10,33	-10,28	-164,1	-124,8	-124,2	-273	-208	-207

1) berechnet mit Bevölkerungszahl von 82.792.351 in 2017 (Statistisches Bundesamt (Destatis) 2017)

Auf Basis der **spezifischen Nettoergebnisse nach Abfallfraktionen pro Tonne Abfall** können die Ergebnisunterschiede erläutert werden:

Vor allem die NE-Metalle und in Folge die Fe- und die gemischten Metalle (zu 86 % Fe-Metalle) weisen hohe spezifische Nettoentlastungspotenziale auf. Dieses Ergebnis zeigte sich bereits bei den Siedlungsabfällen. Die Herstellung von Roheisen und Aluminium ist mit vergleichsweise hohen THG-Emissionen verbunden. Allerdings ist hier nicht auszuschließen, dass die angenommenen Ausbeuten für Metalle (Tabelle 15) überschätzt sind. Ähnlich hoch wie für Fe-Metalle liegt auch das Nettoentlastungspotenzial für Altreifen. Der höhere Entlastungsanteil wird hier durch das stoffliche Recycling erreicht, obwohl nur zu 50 % eine hochwertige Anwendung mit Substitution von fossilen Thermoplasten angenommen ist. Die weiteren Abfallfraktionen weisen überwiegend Nettoentlastungspotenziale in ähnlicher Höhe auf. Eine Ausnahme bilden die Krankenhausabfälle, die im Nettoergebnis eine Belastung aufweisen. Die Ergebnisse für die inerten Fraktionen Verbrennungsrückstände und mineralische Abfälle beinhalten die Transportaufwendungen, die trotz hohem Massenanteil eine vergleichsweise geringe Bedeutung haben.

In den Vergleichsszenarien 2030 sind die spezifischen Nettoergebnisse verändert, die von der Defossilisierung betroffen sind und/oder für die Optimierungen angenommen sind. Die Veränderungen durch die Defossilisierung des Energiesystems für die trockenen Wertstoffe sind bei den Siedlungsabfällen ausführlicher beschrieben (vgl. Kap. 5.4.1). Der Einfluss auf Fe-Metalle und Glas ist gering. Bei den NE-Metallen, die als Aluminium bilanziert sind, liegt die spezifische Nettoentlastung niedriger aufgrund der abgeschätzten reduzierten THG-Belastung der stromintensiven Primärherstellung. Dies gilt analog für PPK (Kap. 4.2.7.2). Bei den Kunststoffabfällen zeigt sich eine Steigerung der spezifischen Nettoentlastungspotenziale vor allem aufgrund der geringeren THG-Belastung für den Strombedarf zur Aufbereitung (Defossilisierung) und des Weiteren durch die Umlenkung von Energierückgewinnung (R1) zum Recycling (Reduzierung der fossilen CO₂-Emissionen aus Verbrennung). Das spezifische Entlastungspotenzial ist nur wenig verändert durch die angenommene Steigerung der Ausbeute.

Bei Holz geht das reduzierte spezifische Nettoentlastungspotenzial vor allem auf die niedrigeren Gutschriften für erzeugte Energie zurück (Defossilisierung), die nur teils durch den für 2030 höher angesetzten Wärmenutzungsgrad kompensiert werden. Zudem bewirkt die anteilige Umlenkung zum Recycling eine reduzierte Nettoentlastung, da die Spanplattenverwertung mit einer geringeren spezifischen Nettoentlastung verbunden ist (s. Kap. 4.2.9). Für die Organikabfälle aus P&G-Abfällen entsprechen die Veränderungen für das Recycling und die energetische Verwertung den im Kapitel zu Lebensmittelabfällen beschriebenen. Das Recycling (überwiegend Vergärung) erzielt etwas geringere Nettoentlastungspotenziale als die energetische Nutzung dieser biogenen Abfälle, da bei TAB eine Steigerung der Nutzungsgrade angesetzt ist, bei der Biogasnutzung in BHKW nicht¹¹². Bei Altreifen bewirkt die Verschiebung zum Recycling ein etwas höheres spezifisches Nettoentlastungspotenzial. Die anteilige Mitverbrennung im Zementwerk ist unbeeinflusst von der Defossilisierung, beim Recycling sinken die THG-Belastungen aus dem Strombedarf.

Für Verbrennungsrückstände und andere mineralische Abfälle ändert sich das spezifische Nettoergebnis nicht (kein Optimierungspotenzial, vergleichsweise geringe THG-Belastungen aus Transport). Bei Krankenhausabfällen steigt die spezifische Nettobelastung aufgrund der geringeren Gutschriften für erzeugte Energie (Defossilisierung).

¹¹² Im Grundsatz hängt die Steigerungsmöglichkeit v. a. bei der Wärmenutzung von der Einspeisemöglichkeit in Nah- bzw. Fernwärmenetze ab.

8 Bau- und Abbruchabfälle

8.1 Abfallaufkommen und -verbleib

Bau- und Abbruchabfälle sind im Rahmen dieser Studie als alle nicht-gefährlichen Ströme des Kapitels 17 des Europäischen Abfallverzeichnisses definiert, mit Ausnahme der Schlüssel für „Boden und Steine“ (EAV 17 05 04) und „Baggergut“ (EAV 17 05 06). Die berücksichtigten EAV-Schlüssel und die Zuordnung zu den EAK-Stat-Schlüsseln der europäischen Abfallstatistik sind in Tabelle 72 aufgeführt. Für diese Schlüssel wurden die Informationen aus der Destatis Fachserie 19, Reihe 1 zum Aufkommen¹¹³ und Verbleib in den verschiedenen Behandlungsanlagen in Deutschland ausgewertet (Destatis 2019b), siehe auch Anhang A.1. Aus dem Ausland angelieferte Mengen wurden im Einklang mit dem definierten Bilanzumfang nicht berücksichtigt. Die in (Destatis 2019b) berichteten Exporte an Bau- und Abbruchabfällen (Tabelle 20.1) machen insgesamt knapp 1,3 Mio. Mg aus und belaufen sich damit auf 1,4 % des identifizierten inländischen Aufkommens. Aufgrund des geringen Anteils wurden sie nicht weiter analysiert und in der Bilanz vernachlässigt.¹¹⁴

Da Daten für Bauschuttaufbereitungsanlagen und Asphaltmischanlagen im zweijährigen Turnus erhoben werden, liegen keine Daten für das Referenzjahr 2017 vor, weshalb hierfür im Weiteren auf die Datengrundlage des Jahres 2016 zurückgegriffen wird.

8.1.1 Aufkommen von Bau- und Abbruchabfällen

Das Aufkommen von Bau- und Abbruchabfällen in Deutschland ist in Tabelle 72 dargestellt. Die Aufteilung für die EAK-Stat-Schlüssel mit mehr als einem relevanten EAV-Schlüssel zeigt Abbildung 23.

Tabelle 72: Aufkommen von Bau- und Abbruchabfällen in Deutschland (Destatis (2019b))

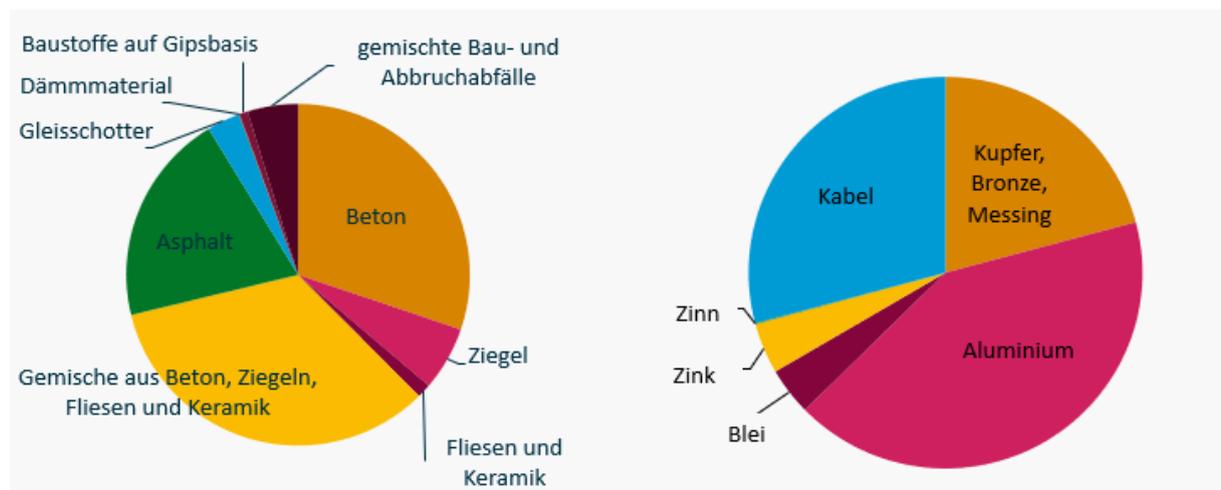
Bezeichnung	EAK-Stat-Schlüssel	EAV-Schlüssel	Menge (1.000 Mg)
Mineralische Abfälle	W121_ohne Asphalt	17 01 01, 17 01 02, 17 01 03, 17 01 07, 17 05 08, 17 06 04, 17 08 02, 17 09 04	64.940
Asphalt	W121_Aspphalt	17 03 02	16.306
Fe-Metalle	W061	17 04 05	6.395
NE-Metalle	W062	17 04 01, 17 04 02, 17 04 03, 17 04 04, 17 04 06, 17 04 11	456
Gemischte Metalle	W063	17 04 07	184
Glas	W071	17 02 02	258
Kunststoff	W074	17 02 03	110
Holz	W075	17 02 01	3.020
		Gesamt	91.669

¹¹³ Das Aufkommen ist dabei definiert als die Summe aller Abfallströme, die im Referenzzeitraum an Abfallbehandlungsanlagen in Deutschland aus dem Inland angeliefert werden (Input insgesamt aus dem Inland, Tab 1.1 Destatis 2019b). Abfallströme, die direkt in Produktionsanlagen wiedereingesetzt oder direkt ins Ausland exportiert werden, werden somit von der Statistik nicht erfasst.

¹¹⁴ Die Exporte nach Tabelle 20.1 (Destatis 2019a) sind nicht weiter nach EAV-Schlüsseln aufgegliedert. Da es sich um notifizierungspflichtige Abfälle handelt, wird zudem vermutet, dass gefährliche Abfälle darunter eine Rolle spielen, die für diese Studie ausgeschlossen sind.

Insgesamt beläuft sich das Aufkommen der Bau- und Abbruchabfälle auf rund 92 Mio. Mg. Die Abfallmenge wird von mineralischen Abfällen exkl. Asphalt mit gut 70 % dominiert, gefolgt von Asphalt (knapp 20 %) sowie Eisenmetallen (7 %) und Holz (3 %). Diese vier Ströme ergeben 99 % des gesamten Anfalls.

Abbildung 23 Aufteilung von Mineralischen Abfällen (W121) und NE-Metallen (W062) auf EAV-Schlüssel



a) Mineralische Abfälle (W121)

b) NE-Metalle (W062)

Quelle: eigene Darstellung basierend auf Destatis (2019b)

Unter den Mineralischen Abfällen dominieren Beton (EAV 17 01 01), sowie Gemische aus Beton, Ziegeln, Fliesen und Keramik (EAV 17 01 07). Den geringsten Anteil machen Baustoffe auf Gipsbasis aus. Für Nichteisenmetalle sind v. a. Aluminium (EAV 17 04 02) und Kupfer (EAV 17 04 01, 17 04 11) relevant. Obwohl viele Wertstoffe als einzelne Materialien ausgewiesen werden, liegen sie i. d. R. nicht rein vor, sondern können Fremdmaterialien/Anhaftungen enthalten (z. B. Stahlarmierung in Beton, Kabelummantelung in Kupferkabeln, etc.).

8.1.2 Verbleib von Bau- und Abbruchabfällen

Tabelle 73 zeigt das Ergebnis für die relevanten Anlagenarten (Input zur Behandlung).¹¹⁵

Die Anlagen erfassen quasi 100 % des Anfalls. Die Deckung liegt für fast alle Schlüssel bei mindestens 95 % und damit in einem für die Genauigkeit der Untersuchung ausreichendem Maß. Einzige Ausnahme sind die Baustoffe auf Gipsbasis (EAV 17 08 02) mit nur 81 % Deckung. Da Baustoffe auf Gipsbasis im Vergleich zum Gesamtaufkommen jedoch eine sehr kleine Menge darstellen (unter 1 %) und der überwiegende Teil auf Deponien (ca. 70 % nach Destatis (2019b), 55 % nach (Kreislaufwirtschaft Bau 2018)) verbleibt, wird diese Abweichung vernachlässigt.

Um den Klimaeffekt des Verbleibs der Abfälle bewerten zu können, ist der gesamte Behandlungsweg bis zum endgültigen Verbleib in den Anlagen zur Beseitigung und Verwertung relevant. Daher wurde nachfolgend eine Auswertung durchgeführt und die Ströme analog zu den europäischen Daten (s. Teilbericht EU) den Kategorien „Recycling“, „Verbrennung“,

¹¹⁵ Geringe Mengen gehen auch in andere Behandlungsarten. Sie machen aber je Anlagenart in allen Fällen deutlich unter 0,1 % aus und wurden daher in der Auswertung nicht weiter betrachtet.

„Deponierung“ oder „Verfüllung“ zugeordnet. Das Ergebnis (s. Tabelle 76) bildet auch die Schnittstelle für die Darstellung der deutschen Mengendaten auf EU-Ebene.

Eine eindeutige Zuordnung ergibt sich dabei für die an Deponien und zur Ablagerung in übertägigen Abbaustätten angelieferten Mengen, da diese bereits den Endverbleib darstellen. Auch die Verbrennung stellt einen Endverbleib dar, wobei angenommen wurde, dass in Deutschland auch alle Abfallverbrennungsanlagen als R1 eingestuft sind („Energierückgewinnung“). Es ergeben sich jedoch im Vergleich zu den Feuerungsanlagen unterschiedliche Wirkungsgrade oder substituierte Prozesse, weswegen an den entsprechenden Stellen getrennt auf die beiden Optionen eingegangen wird. Die Mengen in Deponiebaumaßnahmen werden vereinfachend dem Recycling zugeordnet, auch wenn die Definitionslage hier nicht ganz eindeutig ist. In der Konsequenz würden dadurch die Ergebnisse für die Abfallströme Glas und Asphalt in ihrer THG-Minderungswirkung leicht überbewertet, da bei deren Recycling die Erzeugung von Primärglas bzw. von Bitumen in Asphalt substituiert wird, was beim Einsatz als Deponiebaumaßnahme nicht der Fall ist. Für die THG-Bilanz werden die entsprechenden Mengen separat ausgewiesen (s. auch Tabelle 73), so dass diese Überbewertung vermieden wird. Die Mengen werden analog der Verfüllung oder Deponierung mineralischer Abfälle bewertet. Bei den anderen Abfallarten ergeben sich keine entsprechenden klimagasrelevanten Unterschiede in der Bewertung.

Eine Übersicht über das Ergebnis der im Folgenden beschriebenen Zuordnung zum endgültigen Verbleib gibt Tabelle 76 in Kapitel 8.1.3.

Tabelle 73: Verbleib von Bau- und Abbruchabfällen in den Anlagenarten in 1000 Mg

Destatis (2019b)		Deponierung	Deponiebaumaßnahmen	Abfallverbrennung	Feuerungsanlagen	Bodenbehandlung	Shredder/Schrottscheren	Sortier-Anlagen	sonstige Behandlung	Lagerung-über-tägig	Bauschutt-aufbereitung	Asphalt-misch-anlagen	Sum-me Anlagen	Dek-king
Fachserie 19, Reihe 1	Tabelle	Tab 2.1	Tab. 2.4	Tab 3.1	Tab 4.1	Tab 6.1	Tab 10.1	Tab 11.1	Tab 13.1	Tab. 16.1	Tab 17.1	Tab 18.1		
Mineralische Abfälle	W121 exkl. Asphalt	4.502	1.085	481	24	605	77	3.959	789	5.793	47.312	2	64.629	98 %
Beton	170101	253	49	0	0	32	0	204	92	721	23.167	2	24.519	100 %
Ziegel	170102	80	68	0	0	1	0	99	54	616	3.999	0	4.917	100 %
Fliesen und Keramik	170103	59	25	0	0	0	0	34	8	364	574	0	1.065	100 %
Gem. Beton, Ziegel, Fliesen und Keramik	170107	3.322	814	0	0	255	0	933	316	3.963	17.693	0	27.295	100 %
Gleisschotter	170508	60	115	0	0	316	0	186	137	12	1.630	0	2.456	97 %
Dämm-material	170604	15		2	0	0	2	10	26	0	0	0	54	95 %
Baustoffe auf Gipsbasis	170802	351	5	0	0	3	0	69	15	41	29	0	512	81 %
Gem. Bau- und Abbruch-abfälle	170904	362	9	479	24	0	76	2.425	141	75	221	0	3.810	99 %
Asphalt	170302	315	426	13	0	36	3	75	84	119	10.805	4.429	16.305	100 %

Destatis (2019b)		Deponierung	Deponiebaumaßnahmen	Abfallverbrennung	Feuerungsanlagen	Bodenbehandlung	Shredder/Schrottscheren	Sortier-Anlagen	sonstige Behandlung	Lagerungsüber-tägig	Bauschutt-aufberei-tung	Asphalt-misch-anlagen	Sum-me An-lagen	Dek-kung
Eisen und Stahl	W061	0		0	0	0	5.001	639	748	0	2	0	6.390	100 %
NE-Metalle	W062	0		0	0	0	108	92	251	0	0	0	451	99 %
Gem. Metalle	W063	0		0	0	0	66	60	56	0	0	0	182	99 %
Glas	W071	12	0.5	0	0	0	0	163	69	0	1	0	246	95 %
Kunststoff	W074	0		5	0	0	1	16	87	0	0	0	109	98 %
Holz	W075	0		2	238	0	1.738	652	309	0	44	0	2.983	99 %
Summe Anlagenart		4.828	1.512	500	262	642	6.994	5.657	2.392	5.911	58.165	4.431	91.293	100 %

8.1.2.1 Mineralische Abfälle

Für mineralische Abfälle erfolgt die weitere Zuordnung insbesondere durch zusätzliche Auswertung der Outputs von Bauschutttaufbereitungsanlagen¹¹⁶, die 90 % der Abfälle aufnehmen, die in Zwischenbehandlungen gehen. Zwar werden als Input in Bauschutttaufbereitungsanlagen auch Abfälle der EAV-Kapitelnummern 10, 19 und 20 berichtet, 99 % des Inputs stammen jedoch aus dem für Bau- und Abbruchabfälle relevanten Kapitel 17. Daher wurde vereinfachend unterstellt, dass der gesamte Output der Bauschutttaufbereitungsanlagen den Bau- und Abbruchabfällen zugeordnet werden kann.

Die mengenmäßig relevantesten Outputströme aus Bauschutttaufbereitungsanlagen sind Erzeugnisse für die Verwendung im Straßen- und Wegebau (EAV 19 12 09 01), Erzeugnisse für die Verwendung im sonstigen Erdbau (einschließlich Verfüllung) (EAV 19 12 09 02), Erzeugnisse für die Verwendung in Asphaltmischanlagen (EAV 19 12 09 04) sowie Erzeugnisse für sonstige Verwendung (z. B. Deponiebau, Sportplatzbau, Lärmschutzwände) (EAV 19 12 09 05). Hinzukommen andere mineralische Outputströme sowie abgetrennte Wertstoffströme (insbes. Eisenmetalle, in geringem Maß auch Nichteisenmetalle)¹¹⁷.

Für **Asphalt** (EAV 17 03 02, Bitumengemische) veröffentlicht Kreislaufwirtschaft Bau (2018) eine Aufteilung zum endgültigen Verbleib. Für das Referenzjahr 2016 wurden demnach bei einem Anfall von 16 Mio. Mg 95,4 % recycelt, 2,5 % im Deponiebau und im Rahmen der Verfüllung verwertet und 2,1 % deponiert. Da sich diese Angaben dezidiert nur auf den EAV-Schlüssel 17 03 02 beziehen, wurden sie für diese Auswertung übernommen. Auf eine Hochrechnung auf das Referenzjahr 2017 wurde verzichtet, da die Abweichung des Anfalls gering ist¹¹⁸ und die wesentlichen Anlagen, in die Bitumengemische geliefert werden, auch nach Destatis (2019b)¹¹⁹ nur für das Referenzjahr 2016 verfügbar sind.

Ergänzend ergibt sich aus der Analyse der Bauschutttaufbereitungsanlagen (Destatis 2019b), Tab. 17.2), dass von dem Input von ca. 11 Mio. Mg Bitumengemische (EAV 17 03 02) höchstens ca. 6 Mio. Mg in Asphaltmischanlagen (EAV 19 12 09 04)¹²⁰ geliefert werden. Es ist möglich, dass die verbleibende Menge in die ungebundene Verwertung geht (z. B. Straßen- und Wegebau oder sonstige Verwendung).

Demgegenüber berichten Asphaltmischanlagen einen Input von 10,3 Mio. Mg mit EAV 19 12 09 04. Woher die verbleibende Menge stammt ist aus der Analyse von Destatis (2019b) nicht nachvollziehbar. Es könnte sich auch um andere recycelte Gesteinskörnungen handeln, allerdings müssten diese ebenso an irgendeiner Stelle als Output entsprechender Anlagen unter EAV 19 12 09 04 berichtet sein.

Für das Jahr 2013 berichtet Großhans / Täube (ohne Jahresangabe), dass von 14 Mio. Mg Ausbaupasphalt 11,5 Mio. Mg in die heiße Wiederaufbereitung gingen und 2,5 Mio. Mg in die ungebundene Verarbeitung gehen.

¹¹⁶ S. Destatis (2019a), Tab. 17.2

¹¹⁷ Die abgetrennten Metalle werden dem Recycling der entsprechenden EAK-Stat-Schlüssel zugerechnet (s. Kapitel 8.1.2.2). Glas, Holz und Kunststoff werden nur in vernachlässigbaren Mengen berichtet.

¹¹⁸ Berichteter Anfall EAV 17 03 02 in 2016 16 Mio. Mg und in 2017 16,3 Mio. Mg (Destatis 2019b)

¹¹⁹ Von den nach Destatis (2019b) für EAV 17 03 02 berichteten 16,3 Mio. Mg gehen 11 Mio. Mg in Bauschutttaufbereitungsanlagen und 4,4Mt in Asphaltmischanlagen.

¹²⁰ Unter der Annahme, dass ausschließlich Bitumengemische (EAV 17 03 02) in diese Fraktion abgetrennt werden.

Für das Jahr 2016 ergäben sich aus der vorliegenden Abschätzung 10,4 Mio. Mg in die heiße Wiederaufbereitung¹²¹ und ca. 4,8 Mio. Mg¹²² in die ungebundene Verarbeitung. Im Vergleich zu den Angaben nach Kreislaufwirtschaft Bau (2018) ergibt sich dann ein kongruentes Bild, wenn der Großteil der ungebundenen Verarbeitung als Recycling gewertet wird und nur geringe Mengen als Verfüllung gewertet werden (s. Tabelle 74). Die verbleibenden Ungenauigkeiten sind für die Aussage der Bilanz vertretbar. Für die Klimarelevanz zu beachten ist, dass durch die ungebundene Verwertung keine Substitution von Bitumen erfolgt.

Tabelle 74: Verbleib von Asphalt (EAV 17 03 02, Bitumengemische) in Mio. Mg

Quelle	Recycling	Verfüllung	Deponierung
Kreislaufwirtschaft Bau (2018)	15,26	0,4	0,34
Destatis (2019b), eigene Auswertung	14,9	0,4	0,31
davon	10,4 in Asphaltmischanlagen	0,1 Verfüllung direkt	0,31 direkt
	4,5 Ann. ungebunden (Recycling)	0,3 Ann. ungebunden (Verfüllung)	

Zur Aufteilung der **übrigen mineralischen Bau- und Abbruchabfälle (W121 exkl. Asphalt)** auf den endgültigen Verbleib wurde der im Folgenden beschriebene Ansatz verfolgt.

Als Recycling wurden gewertet:

1. Mineralische Outputs aus der Bauschutttaufbereitung, die weiterhin mit den entsprechenden 17er Schlüsseln¹²³ ausgewiesen wurden.
2. Dezidiert als Erzeugnisse für die Verwendung als Betonzuschlag ausgewiesener Beton.¹²⁴
3. Erzeugnisse aus der Bauschutttaufbereitung für die Verwendung im Straßen- und Wegebau, sowie zur sonstigen Verwendung (z. B. Deponiebau, Sportplatzbau, Lärmschutzwände)¹²⁵ zzgl. ein vergleichsweise geringer Output nicht-differenzierbarer Mineralien (Sand- und Steine)¹²⁶
4. Abgezogen wurden anteilig der Netto-Input des nicht im Bilanzumfang enthaltenen Schlüssels für Boden und Steine¹²⁷ sowie der Anteil des Netto-Inputs an Bitumengemischen, der von den Bauschuttaufbereitungsanlagen nicht als Erzeugnisse zur Verwendung in Asphaltmischanlagen berichtet wird. Bei letzterem wird unterstellt, dass er in die ungebundene Verwendung geht, und somit in den unter 3. beschriebenen Strömen enthalten ist. Die Ausweisung für die vorliegende Bilanz erfolgt aber separat

¹²¹ 6 Mio. Mg mit EAV 19 12 09 04 aus der Bauschutttaufbereitung zzgl. 4,4 Mio. Mg mit EAV 17 03 02, die von den Asphaltmischanlagen berichtet werden.

¹²² Davon 4,5 Mio. Mg die von dem Input in die Bauschutttaufbereitung nicht als Output zur Verwertung in Asphaltmischanlagen berichtet werden. Der Rest sind kleinere Inputs in Zwischenbehandlungsanlagen (z. B. Sortieranlagen) mit unspezifiziertem Endverbleib.

¹²³ Insbesondere Beton (EAV 17 01 01) sowie Gemische aus Beton, Ziegeln, Fliesen und Keramik (EAV 17 01 07), aber auch getrennt ausgewiesene Ziegel, Fliesen und Keramik sowie Gleisschotter (EAV 17 01 02, 17 01 03 und 17 05 08).

¹²⁴ EAV 19 12 09 03

¹²⁵ EAV 19 12 09 01 und 19 12 09 05

¹²⁶ EAV 19 12 09 00

¹²⁷ EAV 17 05 04; vereinfachend wurde bei der anteiligen Allokation eine 50-50-Aufteilung auf die hochwertige Verwertung (Recycling) und eine einfache Ablagerung (Verfüllung) unterstellt.

unter dem Eintrag Asphalt. Der Abgleich mit Kreislaufwirtschaft Bau (2018) ergibt, dass die ungebundene Verwendung vorwiegend als Recycling gewertet wird.

5. Anteilig der Input in die sonstigen Behandlungsanlagen (Bodenbehandlung, Shredder/Schrottscheren, Sortieranlagen, sonstige Behandlung)¹²⁸.

Als Verfüllung wurde gewertet:¹²⁹

1. Die Summe aller direkt als Lagerung bergbaufremder Abfälle in übertägigen Abbaustätten¹³⁰ berichteten im Bilanzumfang enthaltenen 17er Schlüssel.
2. Erzeugnisse aus Bauschutttaufbereitungsanlagen für die Verwendung im sonstigen Erdbau (einschließlich Verfüllung).¹³¹
3. Abgezogen wurden anteilig der Netto-Input des nicht im Bilanzumfang enthaltenen Schlüssels für Boden und Steine.¹²⁷
4. Anteilig der Input in die sonstigen Behandlungsanlagen (Bodenbehandlung, Shredder/Schrottscheren, Sortieranlagen, sonstige Behandlung).¹²⁸

Die Differenzierung zwischen Recycling und Verfüllung ist bei Erzeugnissen für die Verwendung im sonstigen Erdbau und bei sonstiger Verwendung (z. B. Deponiebau, Sportplatzbau, Lärmschutzwände) nicht eindeutig abgegrenzt. Bspw. sei hier die Verwendung mineralischer Bau- und Abbruchabfälle in Lärmschutzwällen genannt. Im Hinblick auf die THG-Bilanzierung ist jedoch eine genaue Differenzierung der Anwendungen nicht relevant, da vergleichbare Prozesse substituiert werden, so dass mit der oben beschriebenen Zuordnung gearbeitet werden kann.

Im Hinblick auf das Recycling von Beton ist zu betonen, dass nur ein sehr geringer Anteil dezidiert als Betonzuschlag wiederverwertet wird. Nach der Auswertung von Destatis (2019b) werden aus Bauschutttaufbereitungsanlagen, die 95 % der Betonabfälle¹³² aufnehmen, lediglich 0,45 Mio. Mg in diesen Verwertungsweg abgetrennt. Ein Output von 0,7 Mio. Mg wird weiterhin mit EAV 17 01 01 (Beton)¹³³ berichtet, mit unspezifiziertem Verbleib. Der bei weitem größte Anteil des am Input berichteten Betons (ca. 95 %) geht demnach in Anwendungen wie Straßen- und Wegebau oder sonstigen Erdbau. Auch die Analyse der nach Kreislaufwirtschaft Bau (2018) hergestellten Recycling-Baustoffe liefert kein Indiz dafür, dass größere Mengen Beton als Betonzuschlag wiederverwertet werden.

Unter Verbrennung (Energierückgewinnung, R1) fallen:

1. In Abfallverbrennungsanlagen (0,48 Mio. Mg) sowie in Ersatzbrennstoffkraftwerken verbrannte mineralische Abfälle (0,024 Mio. Mg).¹³⁴

Unter Deponie fallen:

1. Die Summe aller direkt unter Deponien berichteten im Bilanzumfang enthaltenen 17er Schlüssel.

¹²⁸ In diesen Anlagen werden Abfälle aus unterschiedlichen Herkunftsbereichen angenommen, so dass anders als bei Bauschutttaufbereitungsanlagen keine Zuordnung der angenommenen Bau- und Abbruchabfälle zu den verschiedenen Outputströmen möglich ist. Da diese Anlagen zudem nur einen geringen Teil der übrigen mineralischen Bau- und Abbruchabfälle aufnehmen, wurde hier vereinfachend eine generische Zuordnung durchgeführt. Der Ansatz sowie die zur Aufteilung verwendeten Werte sind in Kapitel 8.1.2.2 und Tabelle 75 dargestellt.

¹²⁹ EAV 19 12 09 02

¹³⁰ Destatis (2019a), Tab. 16.1

¹³¹ EAV 19 12 09 02

¹³² EAV 17 01 01

¹³³ Aus Bodenbehandlungsanlagen und sonstigen Behandlungsanlagen wird zzgl. ein Output mit EAV 17 01 01 von 0,03 bzw. 0,04 Mio. Mg berichtet.

¹³⁴ Ausschließlich aus gemischten Bau- und Abbruchabfällen (EAV 17 09 04), vermutlich Anteile an Holz und Kunststoff.

2. Anteilig der Input in die sonstigen Behandlungsanlagen (Bodenbehandlung, Shredder/Schrottscheren, Sortieranlagen, sonstige Behandlung).¹³⁵

8.1.2.2 Getrennt berichtete Wertstoffe

Unter die getrennt berichteten Wertstoffe fallen Eisenmetalle (W061), Nichteisenmetalle (W062) sowie gemischte Metalle (W063), Glas (W071), Kunststoff (W074) und Holz (W075). Zur Abschätzung des endgültigen Verbleibs nach Anlagen zur Zwischenbehandlung wurde hier der Output aus Bauschutttaufbereitungsanlagen ausgewertet. Die Auswertung ergab, dass aus Bauschutttaufbereitungsanlagen insbesondere Fe-Metalle und in geringerem Maße NE-Metalle abgetrennt werden¹³⁶. Für diese Metalle wurde angenommen, dass sie zu 100 % dem Recycling zugeführt werden, da sie zu diesem Zweck abgetrennt werden. Glas, Kunststoff und Holz werden als Outputs von Bauschutttaufbereitungsanlagen in vernachlässigbaren Mengen ausgewiesen.

Für die weiteren Anlagen der Zwischenbehandlung (Shredder/Schrottscheren, Sortieranlagen, sonstige Behandlung) wurde eine generische Aufteilung zwischen den unterschiedlichen Endverbleiben gewählt. Die auf Schätzung beruhende Verteilung ist in Tabelle 75 dargestellt. Da die Anlagen mit dem wesentlichen Ziel arbeiten, verwertbare Wertstoffe abzutrennen, wurde insbesondere für Metalle und Glas ein hoher Anteil zum Recycling angesetzt.¹³⁷ Die verbleibende Menge wurde vereinfachend der Deponierung zugeordnet. Für Kunststoffe wird erwartet, dass auch energetische Verwertung berücksichtigt werden muss. Bei Holz wird davon ausgegangen, dass vorwiegend eine energetische Verwertung stattfindet. Die angesetzte Verteilung (82 % Verbrennung, 18 % Recycling) wurde zudem mit den Ergebnissen von Flamme et al. (2020) abgestimmt. Diese Studie zeigt eine Verteilung der Holzströme aus Anlagen zur Altholzbehandlung von 75 % zur energetischen Verwertung, 23 % zum Recycling und 2 % zur Beseitigung, die die gewählte Größenordnung unterstützt. Ein direkter Vergleich ist nicht möglich, da in der Darstellung nach Flamme et al. (2020) verschiedene EAV-Schlüssel, auch anderer Herkünfte und inkl. gefährlicher Abfälle, aggregiert dargestellt sind. Für getrennt erfasstes Holz weist Destatis (2019b) zudem relevante Mengen aus, die direkt an Feuerungsanlagen (Einsatz in Biomassekraftwerken, Destatis 2019c) angeliefert werden.

Auch die Aufteilung für das in Kapitel 8.1.2.1 beschriebene Aggregat der mineralischen Abfälle (W121 exkl. Asphalt) ist in Tabelle 75 dargestellt. Hierbei wurde berücksichtigt, dass die gemischten Bau- und Abbruchabfälle (EAV 17 09 04) nach Flamme et al. (2020) 20 % Holz enthalten. Des Weiteren wurde für diesen Strom ein Kunststoffanteil von 10 % angenommen. Den Rest stellen mineralische Abfälle dar. Vereinfachend werden für die Abschätzung der Zuordnung folgende Aufteilungen unterstellt:

- ▶ Mineralische Abfälle: 50 %-25 %-25 % Recycling-Deponie-Verfüllung
- ▶ Kunststoff: 50 %-50 % Recycling-energetische Verwertung
- ▶ Holz: 100 % energetische Verwertung

¹³⁵ In diesen Anlagen werden Abfälle aus unterschiedlichen Herkunftsbereichen angenommen, so dass anders als bei Bauschutttaufbereitungsanlagen keine Zuordnung der angenommenen Bau- und Abbruchabfälle zu den verschiedenen Outputströmen möglich ist. Da diese Anlagen zudem nur einen geringen Teil der übrigen mineralischen Bau- und Abbruchabfälle aufnehmen, wurde hier vereinfachend eine generische Zuordnung durchgeführt. Der Ansatz sowie die zur Aufteilung verwendeten Werte sind in Kapitel 8.1.2.2 und Tabelle 70 dargestellt.

¹³⁶ Mehr als der Input der entsprechenden EAV-Schlüssel, d.h. es werden zusätzlich Metalle aus mineralischen Abfällen abgetrennt (z. B. Stahl aus Beton).

¹³⁷ Für Glas stimmt die daraus resultierende Menge zum Recycling von gut 200.000 Mg/a sehr gut mit den Werten überein, die im Rahmen des UBA-Vorhabens ressourcen- und treibhausgasneutrales Deutschland ermittelt wurden.

Rechnerisch ergeben sich aus dieser Zuordnung die in Tabelle 75 gezeigten Werte für das Aggregat der mineralischen Abfälle (W121 exkl. Asphalt).

Tabelle 75: Abschätzung des endgültigen Verbleibs aus Anlagen zur Zwischenbehandlung¹³⁸ – generische Anteile

	Recycling	Deponie	Energierückgewinnung (R1)	Verfüllung
Fe-Metalle (W061)	95 %	5 %	0 %	0 %
NE-Metalle (W062)	95 %	5 %	0 %	0 %
Gemischte Metalle (W063)	95 %	5 %	0 %	0 %
Glas (W071)	91 %	9 %	0 %	0 %
Plastik (W074)	67 %	0 %	33 %	0 %
Holz (W075)	18 %	0 %	82 %	0 %
Mineral. Abfälle exkl. Asphalt (W121)	60 %	9 %	2 %	29 %
Asphalt	95 %	2 %	0 %	3 %

8.1.3 Aufkommen und Verbleib für die Bilanzierung

Das Ergebnis der zuvor beschriebenen Zuordnung der Bau- und Abbruchabfälle zum Endverbleib zeigt Tabelle 76. Diese Zuordnung der Mengenströme bildet die Mengenbasis für die THG-Bilanz und wird auch als Schnittstelle für die deutschen Mengenströme auf EU-Ebene angesetzt (s. Teilbericht EU). Das Abschneidekriterium für den Verbleib von Kleinstmengen kommt hier nicht zum Tragen. Die Mengen zur Letztbehandlung liegen jeweils über 1 %.

Die Menge an mineralischen Abfällen (W121 exkl. Asphalt) zur Verbrennung setzt sich zusammen aus den direkt angelieferten Mengen und den nach Zwischenbehandlung abgeschätzten Anteilen an Holz und Kunststoffen zur energetischen Verwertung. Die sich für letztere ergebende Aufteilung auf 80 % Holz und 20 % Kunststoffe wird vereinfacht insgesamt für die THG-Bilanz angesetzt.

Das Ergebnis der Basisdatenerhebung für B&A-Abfälle Deutschland ist in Abbildung 24 als Stoffflussdiagramm dargestellt und in Abbildung 25 das Aufkommen zur Letztbehandlung als Säulendiagramm nach Abfallarten. Beide Darstellungen visualisieren, dass die B&A-Abfälle nach Masse durch „Mineralische Abfälle“ (W121) geprägt sind. Diese Abfallfraktion nimmt 70 % der Gesamtmenge ein. Es folgt die von den „Mineralischen Abfällen“ gesondert betrachtete Menge an Asphalt mit 18 % Massenanteil. Bei den weiteren Abfallfraktionen nehmen Eisenmetalle und Holz 7 % bzw. 3 % an der Gesamtmenge ein. Der Prozentanteil der restlichen Abfallfraktionen liegt jeweils etwa um bzw. < 1 %.

¹³⁸ Bodenbehandlung, Shredder/Schrottscheren, Sortieranlagen, sonstige Behandlung nach Destatis (2019a)

Tabelle 76: Basistabelle: Letztbehandlung von Bau- und Abbruchabfällen, 2017 Deutschland (in 1000 Mg)

Abfallart	Recycling	Verfüllung	Energierückgewinnung (R1)	Deponie	Gesamt
Mineralische Abfälle (W121 exkl. Asphalt)	38.224	18.428	1.236	5.640	63.529
Asphalt	15.264	400	0	336	16.000
Fe-Metalle (W061)	6.310	0	0	319	6.629
NE-Metalle (W062)	442	0	0	23	465
Gemischte Metalle (W063)	177	0	0	9	186
Glas (W071)	221	0	0	23	244
Kunststoff (W074)	73	0	36	0	109
Holz (W075)	553	0	2.452	0	3.005
Gesamte Bau- und Abbruchabfälle	61.263	18.828	3.724	6.350	90.166

Abbildung 24: Sankey-Diagramm B&A-Abfälle Deutschland 2017

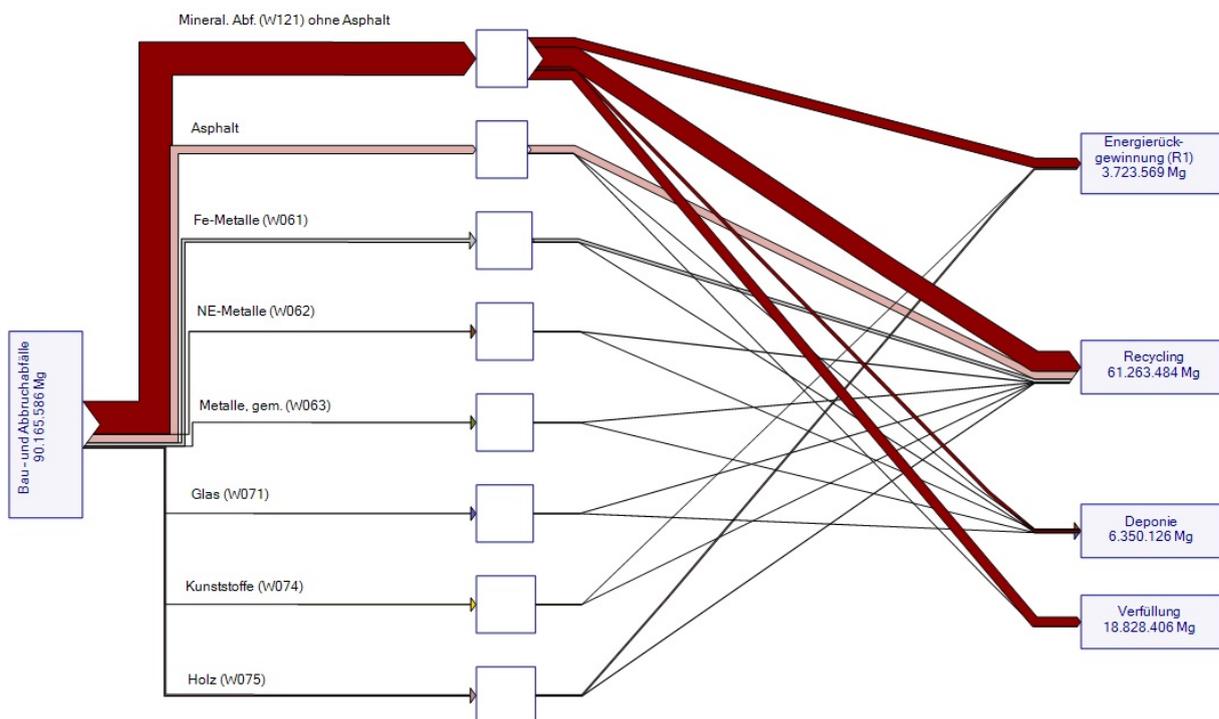
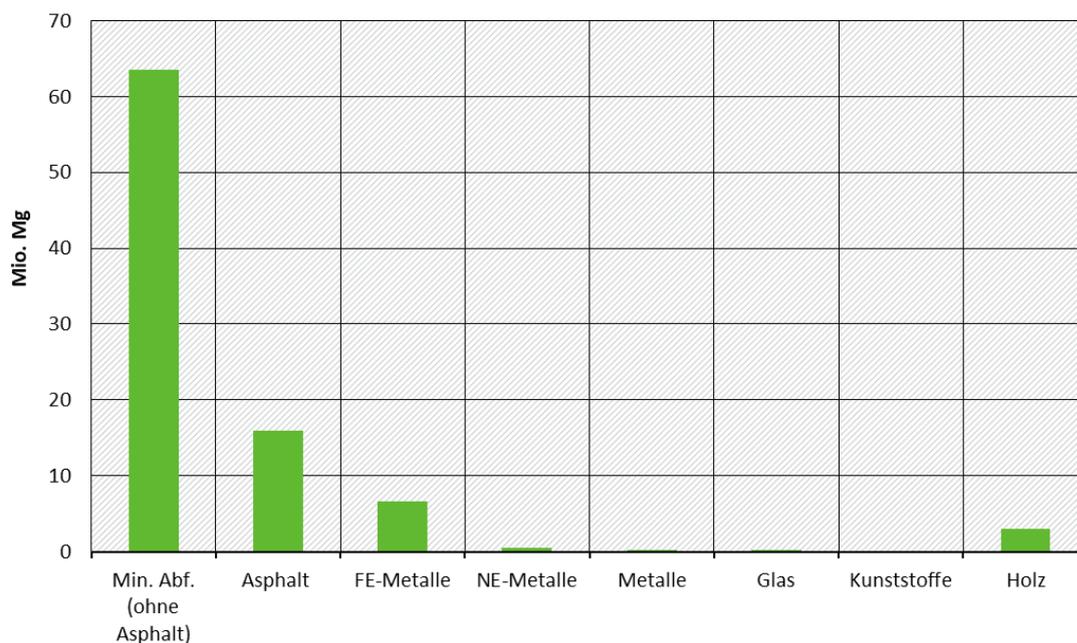


Abbildung 25: Aufkommen Letztbehandlung B&A-Abfälle Deutschland 2017



8.2 Vorgehen Bilanzierung und Kenndaten Abfallfraktionen

Die Bilanzierung der B&A-Abfälle erfolgt nach den zuvor ausgewiesenen Abfallfraktionen und der angegebenen Letztbehandlung. Insofern Sortieraufwendungen aus der Erstbehandlung relevant sind und abgebildet werden können, wie bei den trockenen Wertstoffen, sind für diese in der Bilanzierung Inputmengen anhand der Sortierverluste rückgerechnet. Das Vorgehen zur Bilanzierung ist nachfolgend nach den verschiedenen Abfallfraktionen beschrieben.

Trockene Wertstoffe (W061, W062, W063, W071, W074)

Die trockenen Wertstoffe aus den B&A-Abfällen – die Metalle, Glas und Kunststoffe - sind nach der Letztbehandlung überwiegend dem Recycling zugeordnet. Etwa 5 % der Metallfraktionen werden auch deponiert, bei Glas sind es 9 %. Kunststoffe werden zu 33 % auch energetisch verwertet.

Die Bilanzierung des Recyclings der trockenen Wertstoffe erfolgt analog der Bilanzierung der trockenen Wertstoffe bei den Siedlungsabfällen wie sie in Kapitel 4.2.7 beschrieben ist. Im Gegensatz zu den P&G-Abfällen für die teilweise höhere Ausbeuten angenommen wurden (Tabelle 15), da es sich nicht um Abfälle aus der Nachnutzung handelt, werden für die trockenen Wertstoffe aus B&A-Abfällen keine begründeten Abweichungen gegenüber den trockenen Wertstoffen aus Siedlungsabfällen angenommen. Die Aufteilung der gemischten Metalle in Fe- und NE-Metalle richtet sich nach der Aufteilung der Reinfraaktionen und ergibt sich für die Metalle aus B&A-Abfällen für Deutschland zu 93 % Fe-Metalle und 7 % NE-Metalle (Tabelle 14).

Für die Deponierung von Metallen und Glasabfällen fallen keine THG-Emissionen an. Für die anteilig energetische Verwertung von Kunststoffen wurden wie bei den P&G-Abfällen die Kenndaten – Heizwert und fossiler C-Gehalt – nach dem Marktmix für Kunststoffe in Deutschland (Tabelle 13) berechnet (Heizwert 34,2 MJ/kg; fossiler C-Gehalt 69,9 %).

Die Bilanzierung der Energieerzeugung in TAB entspricht dem in Kapitel 4.2.4 beschriebenen Vorgehen. Als Nutzungsgrade sind die durchschnittlichen Werte angesetzt, die sich aus den Angaben nach Flamme et al. (2018) ergeben (11,3 % elektrisch, 34,0 % thermisch).

Holz (W075)

Holzabfälle aus den B&A-Abfällen werden zu 82 % energetisch verwertet und zu 18 % recycelt. Die Bilanzierung entspricht dem in Kapitel 4.2.9 beschriebenen Vorgehen.

Mineralische Abfälle (W121) ohne Asphalt

Mineralische Abfälle, die die Hauptmasse bei den B&A-Abfällen ausmachen, werden zu 60 % recycelt, zu 29% einer Verfüllung zugeführt, zu 9 % deponiert und zu 2 % energetisch verwertet. Für das Recycling wurde der Einsatz im Straßen- und Wegebau oder für sonstigen Erdbau angenommen. Da es sich bei dieser Abfallfraktion um inertes Material handelt, ist deren Entsorgung mit keinen THG-Emissionen verbunden. Belastungen ergeben sich ausschließlich durch Transporte, deren Einfluss trotz des vergleichsweise hohen Masseanteils von untergeordneter Bedeutung ist. Das gleiche gilt für die deponierten Mengen und die einer Verfüllung zugeführten Mengen.

Die energetische Verwertung betrifft Holz- und Kunststoffanteile, die in gemischten Bau- und Abbruchabfällen in der Abfallfraktion mineralische Abfälle enthalten sind. Die Aufteilung ist mit 20 % Kunststoffen und 80 % Holz angenommen (s. Kap. 8.1.2). Die Bilanzierung der Energieerzeugung für diese Anteile in TAB (Energierückgewinnung, R1) entspricht dem in Kapitel 4.2.4 beschriebenen Vorgehen. Als Nutzungsgrade sind die durchschnittlichen Werte angesetzt, die sich aus den Angaben nach Flamme et al. (2018) ergeben (11,3 % elektrisch, 34,0 % thermisch). Die Kenndaten für Kunststoffe entsprechen wiederum den nach dem Marktmix für Kunststoffe in Deutschland berechneten Werten (Heizwert 34,2 MJ/kg; fossiler C-Gehalt 69,9 %), die Kenndaten für Holz den Werten nach Flamme et al. (2018).

Asphalt

Asphalt ist für die Bilanzierung gesondert von der Abfallfraktion mineralische Abfälle betrachtet aufgrund der abweichenden Art des Recyclings bei dem RC-Asphalt wieder in Asphaltmischwerken eingesetzt wird. Insgesamt wird Asphalt zu 95 % recycelt, zu 3 % einer Verfüllung zugeführt und zu 2 % deponiert. Für die Deponierung und die Verfüllung sind außer den Transportaufwendungen keine weiteren THG-Emissionen angelastet, da das inerte Material keinem biologischen Abbau unterliegt.

Beim Recycling in Asphaltmischwerken wird anteilig Bitumen ersetzt. Nach Kenntnissen nach (Vogt et al. 2012) liegt der Anteil an Frischbitumen in Asphaltprodukten etwa bei 4 %. Dieser Anteil kann durch den Einsatz von RC-Asphalt massenäquivalent ersetzt werden. Nach Betreiberangaben verursacht die Produktion von neuem Bitumen ungefähr 13 kg CO₂ pro Tonne neuem Asphalt. Dieser Wert wurde auch für diese Studie verwendet.

8.3 Beschreibung der Szenarien – Öko-Institut

Für die Bau- und Abbruchabfälle sind analog zu den Produktions- und Gewerbeabfällen zwei Szenarien vorgesehen, die sich in ihren Ambitionen unterscheiden und sowohl Stoffstromumlenkungen als auch Optimierungspotenziale betrachten. Das ambitionierte Szenario 2 nutzt hier die Potenziale in einem technisch realisierbaren Rahmen, während sich Szenario 1 auf die gleichen Annahmen stützt, jedoch deutlich geringere Verbesserungen annimmt.

Folgende Abfälle haben im 1. Szenario keine Optimierungspotenziale und es gibt auch keine gesetzlichen Regelungen, welche eine Stoffstromumlenkung bewirken:

- ▶ Mineralische Abfälle (ohne Asphalt) (W121)
- ▶ Asphalt (W121)
- ▶ Fe-Metalle (W061)
- ▶ NE-Metalle (W062)
- ▶ Gemischte Metalle (W063)

Die folgende Tabelle gibt einen Überblick über die, in beiden Szenarien angenommenen, Verschiebungen in den Abfallströmen.

Tabelle 77: Prozentuale Verschiebungen zwischen den Verwertungsendpunkten für die Szenarien 1 und 2

Abfallstrom	Szenario 1				Szenario 2			
	Deponie	Energie-rückge-winnung	Ver-füllung	Recy-cling	Deponie	Energie-rückge-winnung	Ver-füllung	Recy-cling
Mineralische Abfälle (ohne Asphalt)	-	-	-	-	-	-	- 10 %	+ 10 %
Asphalt	-	-	-	-	- 1 %	-	- 1 %	+ 2 %
Fe-Metalle	-	-	-	-	- 2 %	-	-	+ 2 %
NE-Metalle	-	-	-	-	- 2 %	-	-	+ 2 %
Gemischte Metalle	-	-	-	-	- 2 %	-	-	+ 2 %
Glas	- 2 %	-	-	+ 2 %	- 4 %	-	-	+ 4 %
Kunststoff	-	- 5 %	-	+ 5 %	-	- 10 %	-	+ 10 %
Holz	-	- 2 %	-	+ 2 %	-	- 7 %	-	+ 7 %

Als technische Optimierung ist zudem eine Steigerung der Ausbeuten bei den trockenen Wertstoffen – Kunststoffe und NE-Metalle – wie bei den Siedlungsabfällen angenommen (Tabelle 32).

8.3.1 Szenario 1 „B&A 2030 SZ1“

Folgende Annahmen werden für die einzelnen Abfallströme in Szenario 1 getroffen:

Glas (W071)

Die Recyclingrate beträgt 91 % und es wird ein Optimierungspotenzial von 2 % gesehen. Begründet wird dies durch die Möglichkeit einer besseren Sortierung auf der Baustelle, welche das stoffliche Recycling verbessert.

Kunststoff (W074)

Die Recyclingrate beträgt 67 % und es wird ein Optimierungspotenzial von 5 % gesehen. Begründet wird dies durch die Möglichkeit einer besseren Sortierung auf der Baustelle sowie einer gezielten Förderung des Recyclateinsatzes, welche eine Verschiebung Richtung stoffliches Recycling ermöglichen.

Holz (W075)

Die Recyclingrate beträgt 18 % und es wird ein Optimierungspotenzial von 2 % gesehen. Begründet wird dies durch die Möglichkeit eines besseren werkstofflichen Recyclings. Es ist heute schon möglich in Spanplatten hohe Anteile Altholz zu nutzen (z. B. 90 % Altholzanteil in Italien). Aus ökonomischen Gründen wird dies aber nicht durchgeführt, da die energetische Verwertung lohnender ist.

Diese Annahmen bewirken folgende Veränderungen:

Für Glas (W071) werden 4.880 Mg von der Deponierung in das Recycling verschoben. Für Kunststoff (W074) werden 5.425 Mg von der Energierückgewinnung (R1) in das Recycling verschoben. Für Holz (W075) werden 60.094 Mg von der Energierückgewinnung (R1) in das Recycling verschoben.

8.3.2 Szenario 2 „B&A 2030 SZ2“

Folgende Annahmen werden für die einzelnen Abfallströme in Szenario 2 getroffen:

Mineralische Abfälle (ohne Asphalt) (W121)

Die Recyclingrate beträgt 60 % und 29 % werden verfüllt, was auf EU-Ebene als Recycling gewertet wird. Gesetzlich ist eine Recyclingquote von 70 % gefordert. Unter der Annahme, dass Verfüllung nicht mehr als Recycling gewertet wird, kann hier eine Stoffstromverschiebung von 10 % angenommen werden. Begründet wird dies durch die heutige Praxis der Verfüllung: Es wird direkt verfüllt und nicht aufbereitet, deshalb ist es logisch begründbar, dass hier eine Vorbehandlung zur Stoffstromumlenkung führen kann.

Asphalt (W121)

Die Recyclingrate beträgt 95 % und es wird ein Optimierungspotenzial von 2 % gesehen. Begründet wird dies durch die Möglichkeit einer besseren Aufbereitung und Nutzung, welche das stoffliche Recycling verbessert.

Fe-Metalle (W061)

Die Recyclingrate beträgt 95 % und es wird ein Optimierungspotenzial von 2 % gesehen. Begründet wird dies durch die Möglichkeit einer besseren Sortierung auf der Baustelle, welche das stoffliche Recycling verbessert.

NE-Metalle (W062)

Die Recyclingrate beträgt 95 % und es wird ein Optimierungspotenzial von 2 % gesehen. Begründet wird dies durch die Möglichkeit einer besseren Sortierung auf der Baustelle, welche das stoffliche Recycling verbessert.

Gemischte Metalle (W063)

Die Recyclingrate beträgt 95 % und es wird ein Optimierungspotenzial von 2 % gesehen. Begründet wird dies durch die Möglichkeit einer besseren Sortierung auf der Baustelle, welche das stoffliche Recycling verbessert.

Glas (W071)

Die Recyclingrate beträgt 91 % und es wird ein Optimierungspotenzial von 4 % gesehen. Begründet wird dies durch die Möglichkeit einer besseren Sortierung auf der Baustelle, welche das stoffliche Recycling verbessert.

Kunststoff (W074)

Die Recyclingrate beträgt 67 % und es wird ein Optimierungspotenzial von 10 % gesehen. Begründet wird dies durch die Möglichkeit einer besseren Sortierung auf der Baustelle sowie einer gezielten Förderung des Recyclateinsatzes, welche eine Verschiebung Richtung stoffliches Recycling ermöglichen.

Holz (W075)

Die Recyclingrate beträgt 18 % und es wird ein Optimierungspotenzial von 7 % gesehen. Begründet wird dies durch die Möglichkeit eines besseren werkstofflichen Recyclings. Es ist heute schon möglich in Spanplatten hohe Anteile Altholz zu nutzen (z. B. 90 % Altholzanteil in Italien). Aus ökonomischen Gründen wird dies aber nicht durchgeführt, da die energetische Verwertung lohnender ist.

Diese Annahmen bewirken folgende Veränderungen:

Für Mineralische Abfälle (W121 exkl. Asphalt) werden rund 6,35 Mio. Mg von der Verfüllung in das Recycling verschoben. Für Asphalt werden jeweils 160.000 Mg von der Deponierung und der Verfüllung in das Recycling verschoben, welches so um 320.000 Mg anwächst. Für Fe-Metalle (W061) werden 132.582 Mg von der Deponierung in das Recycling verschoben. Für NE-Metalle (W062) werden 9.296 Mg von der Deponierung in das Recycling verschoben. Für gemischte Metalle (W063) werden 3.714 Mg von der Deponierung in das Recycling verschoben. Für Glas (W071) werden 9.760 Mg von der Deponierung in das Recycling verschoben. Für Kunststoff (W074) werden 10.850 Mg von der Energierückgewinnung (R1) in das Recycling verschoben. Für Holz (W075) werden 210.329 Mg von der Energierückgewinnung (R1) in das Recycling verschoben.

8.4 Ergebnisse THG-Bilanzen

In diesem Kapitel sind die Ergebnisse der THG-Bilanz der Ist-Situation (Tabelle 76) im Vergleich zu den beiden zuvor beschriebenen Szenarien für das Jahr 2030 dargestellt. Grundsätzlich gilt, dass die Ergebnisse aufgrund der Datenunsicherheiten und Datenlücken als orientierend zu verstehen sind (vgl. Kap. 1). Für die Abbildungen sind folgende Bezeichnungen verwendet:

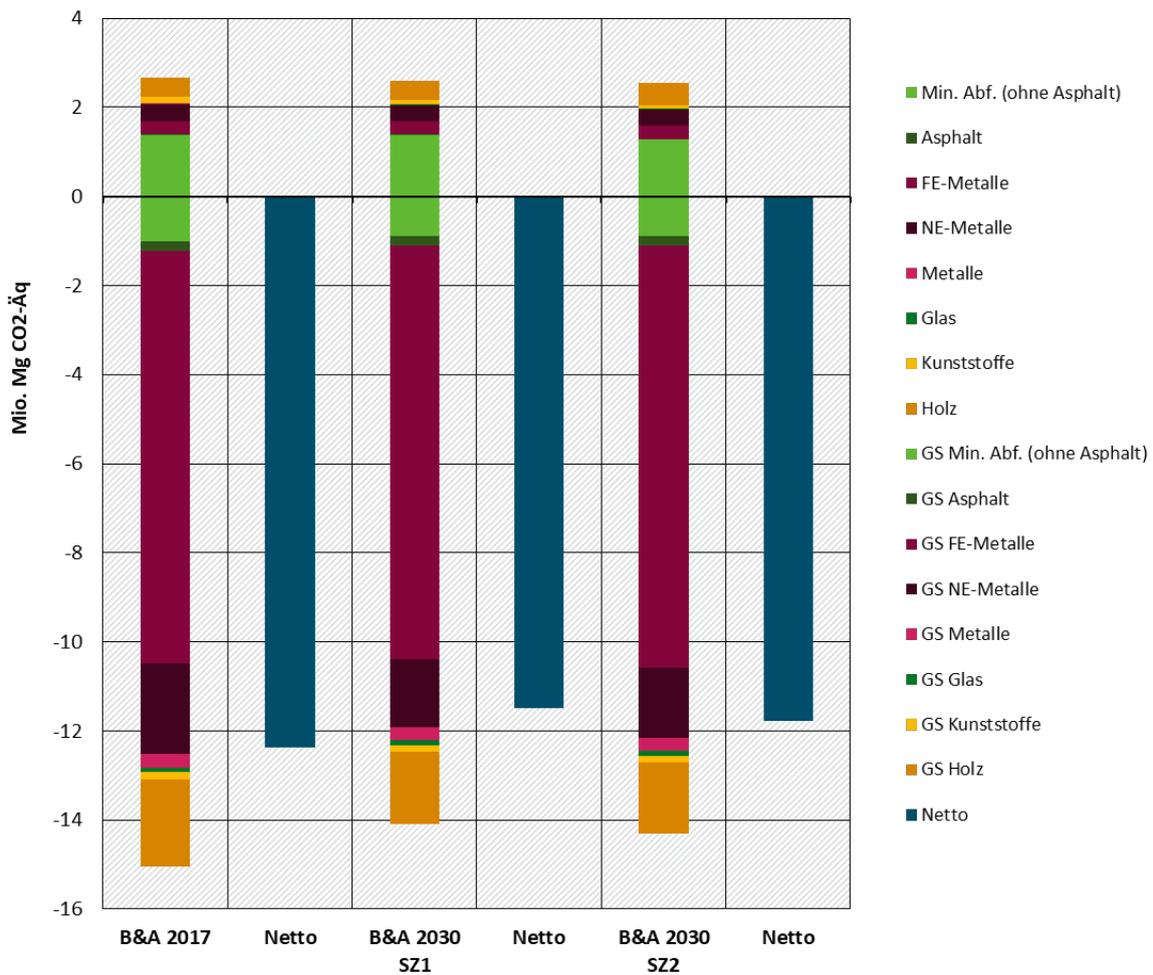
- ▶ Ist-Situation 2017: „B&A 2017“
- ▶ Szenario 1 2030: „B&A 2030 SZ1“
- ▶ Szenario 2 2030: „B&A 2030 SZ2“

Abbildung 26 zeigt die absoluten Ergebnisse nach den Be- und Entlastungen der Abfallfraktionen sowie das gesamte Nettoergebnis im Jahresvergleich. Für die **Ist-Situation 2017** ergibt sich ein **absolutes Nettoentlastungspotenzial in Höhe von rund -12,4 Mio. Mg CO₂-Äquivalente**. Die dem zugrunde liegenden Belastungen belaufen sich auf rund 2,7 Mio. Mg CO₂-Äquivalente und das Entlastungspotenzial auf rund -15,0 Mio. Mg CO₂-Äquivalente. Aus der Abbildung wird deutlich, dass vor allem die Metalle und im weiteren Holz wesentlich zum Ergebnis beitragen, deren Mengenanteil in Summe bei 11 % liegt. Getrennt erfasste Kunststoffe und Glas haben nur Massenanteile < 0,5% und spielen deswegen für das absolute Gesamtergebnis keine Rolle. Die mineralischen Abfälle, die die Hauptmasse ausmachen, schneiden mit einer Nettobelastung ab. Dies begründet sich durch die Transportaufwendungen

(ca. 50 %) und die anteilige Kunststoffverbrennung, bei der das Verhältnis fossiler C-Gehalt zu Heizwert zu einer Nettobelastung führt, die auch nicht durch die ebenfalls anteilige Holzverbrennung aufgewogen werden kann. Die Behandlung der inerten Hauptmasse selbst ist mit keinen THG-Emissionen verbunden. Die berücksichtigten Transporte sind im Gesamtergebnis der B&A-Abfälle trotz der hohen Massenanteile von nachgelagerter Bedeutung.

Für die **Vergleichsszenarien 2030** zeigen sich in Summe etwas reduzierte Belastungen und Entlastungspotenziale. Die Unterschiede zwischen den Szenarien sind dabei im Vergleich zu den Siedlungsabfällen und den P&G-Abfällen weniger stark ausgeprägt. Ursache ist der dominierende Anteil der Fe-Metalle am Ergebnis. Das Recycling von Fe-Metallen ist für die Szenarien 2030 kaum durch die Defossilisierung beeinflusst. Für das **Vergleichsszenario 1 („B&A 2030 SZ1“)** ergibt sich ein **absolutes Nettoentlastungspotenzial von rund -11,5 Mio. Mg CO₂-Äquivalente**. Die dem zugrunde liegenden Belastungen belaufen sich auf rund 2,6 Mio. Mg CO₂-Äquivalente und das Entlastungspotenzial auf rund -14,1 Mio. Mg CO₂-Äquivalente. Für das **Vergleichsszenario 2 („B&A 2030 SZ2“)** ergibt sich ein **absolutes Nettoentlastungspotenzial von rund -11,8 Mio. Mg CO₂-Äquivalente**. Die dem zugrunde liegenden Belastungen belaufen sich auf rund 2,5 Mio. Mg CO₂-Äquivalente und das Entlastungspotenzial auf rund -14,3 Mio. Mg CO₂-Äquivalente.

Abbildung 26: Szenarienvergleich B&A-Abfälle Deutschland



GS: Gutschrift bzw. Entlastungspotenzial

Die Gesamtschau der THG-Nettoergebnisse für B&A-Abfälle nach Abfallfraktionen in absoluten Werten sowie spezifisch pro Kopf und pro Tonne für die Ist-Situation 2017 und für die Vergleichsszenarien 2030 (2030 SZ1, 2030 SZ2) zeigt Tabelle 78.

Für die EU-Bilanz ist für B&A-Abfälle keine eigene Bilanz für Deutschland mit den Emissionsfaktoren für Strom und Wärme der EU27 erforderlich. Da alle Mengendaten – die für die EU27 und die für Deutschland - nach dem gleichen Vorgehen aus der europäischen Statistik abgeleitet sind. Für die EU27-Bilanz werden lediglich die Mengen für die EU27 ohne Deutschland mit denen für Deutschland zusammengeführt. Für das Szenario 2030 wird für die EU-Bilanz, für die nur ein Szenario zu berechnen ist, das Szenario 2 verwendet.

Auf Basis der **spezifischen Nettoergebnisse nach Abfallfraktionen pro Tonne Abfall** können die Ergebnisunterschiede erläutert werden:

Wie schon bei den P&G-Abfälle (und auch bei den Siedlungsabfällen für Metalle) weisen vor allem die NE-Metalle und in Folge die Fe- und die gemischten Metalle (zu 93 % Fe-Metalle) hohe spezifische Nettoentlastungspotenziale auf. Die Herstellung von Roheisen und Aluminium ist mit vergleichsweise hohen THG-Emissionen verbunden. Die weiteren Abfallfraktionen Glas und Holz weisen Nettoentlastungspotenziale in ähnlicher Höhe auf. Das Nettoentlastungspotenzial für Kunststoffe liegt demgegenüber im Basisjahr 2017 etwa halb so hoch und in den Vergleichsszenarien ähnlich hoch. Das Nettoentlastungspotenzial für Asphalt ist vergleichsweise gering. Die Entsorgung der mineralischen Abfälle (ohne Asphalt) weist im spezifischen Nettoergebnis eine geringe Belastung auf.

In den Vergleichsszenarien 2030 sind die spezifischen Nettoergebnisse verändert, die von der Defossilisierung betroffen sind und/oder für die Optimierungen angenommen sind. Die Veränderungen durch die Defossilisierung des Energiesystems für die trockenen Wertstoffe sind bereits bei den Siedlungsabfällen ausführlicher beschrieben (vgl. Kap. 5.4.1). Der Einfluss auf Fe-Metalle und Glas ist gering. Bei den NE-Metallen, die als Aluminium bilanziert sind, liegt die spezifische Nettoentlastung niedriger aufgrund der abgeschätzten reduzierten THG-Belastung der stromintensiven Primärherstellung. Dem wirkt die angenommene gesteigerte Ausbeute beim Recycling etwas entgegen. Im Szenario 2 ergibt sich das im Vergleich zu Szenario 1 etwas höhere spezifische Nettoentlastungspotenzial durch die angenommene anteilige Umlenkung von der Deponie zum Recycling. Letzteres gilt analog für Fe-Metalle und gemischte Metalle.

Bei den Kunststoffabfällen zeigt sich eine Steigerung der spezifischen Nettoentlastungspotenziale vor allem aufgrund der geringeren THG-Belastung für den Strombedarf zur Aufbereitung (Defossilisierung) und des Weiteren durch die Umlenkung von Energierückgewinnung (R1) zum Recycling (Reduzierung der fossilen CO₂-Emissionen aus Verbrennung). Das spezifische Entlastungspotenzial ist nur wenig verändert durch die angenommene Steigerung der Ausbeute.

Bei Holz geht das reduzierte spezifische Nettoentlastungspotenzial vor allem auf die niedrigeren Strom- und Wärmegutschriften zurück (Defossilisierung), die nur teils durch den für 2030 höher angesetzten Wärmenutzungsgrad kompensiert werden. Zudem bewirkt die anteilige Umlenkung zum Recycling eine reduzierte Nettoentlastung, da die Spanplattenverwertung mit einer geringeren spezifischen Nettoentlastung verbunden ist (s. Kap. 4.2.9).

Tabelle 78: Absolute und spezifische Nettoergebnisse nach Abfallfraktionen – B&A-Abfälle Deutschland Ist-Situation 2017 und Vergleichsszenarien 2030

Abfallfraktion	absolut	absolut	absolut	spez. pro Kopf ¹	spez. pro Kopf ¹	spez. pro Kopf ¹	spez. pro Tonne	spez. pro Tonne	spez. pro Tonne
B&A-Abfälle	2017	2030 SZ1	2030 SZ2	2017	2030 SZ1	2030 SZ2	2017	2030 SZ1	2030 SZ2
	Mio. Mg CO ₂ -Äq			kg CO ₂ -Äq/E			kg CO ₂ -Äq/Mg		
Mineralische Abfälle (ohne Asphalt)	0,37	0,49	0,38	4,5	5,9	4,6	6	8	6
Asphalt	-0,19	-0,19	-0,20	-2,3	-2,3	-2,4	-12	-12	-12
Fe-Metalle	-8,98	-8,98	-9,17	-108,5	-108,5	-110,8	-1.355	-1.355	-1.384
NE-Metalle	-1,65	-1,20	-1,22	-19,9	-14,4	-14,7	-3.540	-2.571	-2.625
Metalle	-0,28	-0,27	-0,27	-3,4	-3,2	-3,3	-1.497	-1.434	-1.464
Glas	-0,11	-0,11	-0,11	-1,3	-1,3	-1,3	-433	-438	-448
Kunststoffe	-0,02	-0,05	-0,07	-0,3	-0,6	-0,8	-195	-481	-604
Holz	-1,54	-1,18	-1,11	-18,5	-14,3	-13,5	-511	-393	-371
Summe/Durchschnitt	-12,38	-11,49	-11,77	-149,6	-138,7	-142,2	-137	-127	-131

2) berechnet mit Bevölkerungszahl von 82.792.351 in 2017 (Statistisches Bundesamt (Destatis) 2017)

9 Ergebnisse Deutschland im Überblick

Die Ergebnisse für Deutschland aus den einzelnen Bilanzräumen – Siedlungsabfälle, P&G-Abfälle, B&A-Abfälle – sind hier zusammengefasst dargestellt. Die Ergebnisse für den Sonderbilanzraum Lebensmittelabfälle werden ebenfalls wieder aufgegriffen, sie sind aber nicht additiv, sondern Teilmenge der Bilanzräume bzw. Herkunftsbereiche Siedlungsabfälle und P&G-Abfälle. Grundsätzlich gilt, dass die Ergebnisse für P&G-, B&A-Abfälle und LMA aufgrund der Datenunsicherheiten und Datenlücken als orientierend zu verstehen sind (vgl. Kap. 1).

Für die Gesamtschau der Ist-Situation in Deutschland und die potenzielle Situation für 2030 werden folgende Szenarien verwendet:

- ▶ Siedlungsabfälle: Basisbilanz 2017 und Leitszenario 2030
- ▶ P&G-Abfälle: Ist-Situation 2017 und Szenario 2 2030
- ▶ B&A-Abfälle: Ist-Situation 2017 und Szenario 2 2030

Für 2030 sind dies jeweils die ambitionierteren Szenarien. Abbildung 27 zeigt die absoluten Nettoergebnisse der drei Abfallherkunftsbereiche nach Abfallfraktionen. Unter „Metalle“ sind für P&G- und B&A-Abfälle die THG-Ergebnisse für Fe-, NE-Metalle und Metalle zusammengefasst. Unter „Sonstige“ sind für die P&G-Abfälle die Ergebnisse für Krankenhausabfälle, Verbrennungsrückstände und andere mineralische Abfälle zusammengefasst und für B&A-Abfälle die Ergebnisse für mineralische Abfälle und Asphalt.

In der Gesamtschau zeigt sich, dass alle Herkunftsbereiche ähnliche relevante Nettoentlastungspotenziale aufweisen. Für die B&A-Abfälle werden diese durch die Metalle geprägt, die 8 % nach Masse einnehmen (7,3 Mio. Mg). Bei den P&G-Abfällen tragen die Metalle (2,8 Mio. Mg) etwa zur Hälfte zum gesamten Nettoentlastungspotenzial bei. Die weiteren Beiträge liefern die weiteren trockenen Wertstoffe, Organikabfälle und Holz. Bei den Siedlungsabfällen ist der Beitrag durch die Metalle aufgrund der geringeren Menge (0,4 Mio. Mg) nachgelagert. Nettoentlastungspotenziale werden vor allem durch die weiteren trockenen Wertstoffe und im Weiteren in ähnlichem Umfang durch Restmüll (2017 noch etwas höher), Organikabfälle und Holz geprägt.

In Summe ergibt sich für Deutschland für das Bilanzjahr **2017** ein **gesamtes absolutes Nettoentlastungspotenzial von rund -38,6 Mio. Mg CO₂-Äquivalente**. Die dem zugrunde liegenden Belastungen belaufen sich insgesamt auf rund 24,4 Mio. Mg CO₂-Äquivalente und das Entlastungspotenzial auf rund -63,0 Mio. Mg CO₂-Äquivalente. Für die gewählten Vergleichsszenarien für das Jahr **2030** ergibt sich ein **gesamtes absolutes Nettoentlastungspotenzial von rund -32,9 Mio. Mg CO₂-Äquivalente**. Die dem zugrunde liegenden Belastungen belaufen sich auf rund 19,2 Mio. Mg CO₂-Äquivalente und das Entlastungspotenzial auf rund -52,1 Mio. Mg CO₂-Äquivalente. Im Einzelnen sind die Ergebnisse für die verschiedenen Herkunftsbereiche in den jeweiligen Kapiteln erläutert.

Tabelle 79 zeigt nochmals im Überblick die Abfallmengen sowie die absoluten und spezifischen Nettoergebnisse nach Bilanzräumen bzw. Herkunftsbereichen und als Gesamtsumme bzw. spezifische Durchschnittswerte. In Bezug auf das gesamte Aufkommen liegen Siedlungsabfälle und P&G-Abfälle ähnlich hoch (jeweils 26 %). Die B&A-Abfälle nehmen 48 % ein bestehen aber zu 88 % aus mineralischen Abfällen (inkl. Asphalt), die nur geringe THG-Effekte beitragen.

Abbildung 27: Abfälle Deutschland – absolute THG-Nettoergebnisse nach Herkunftsbereich und Abfallfraktionen

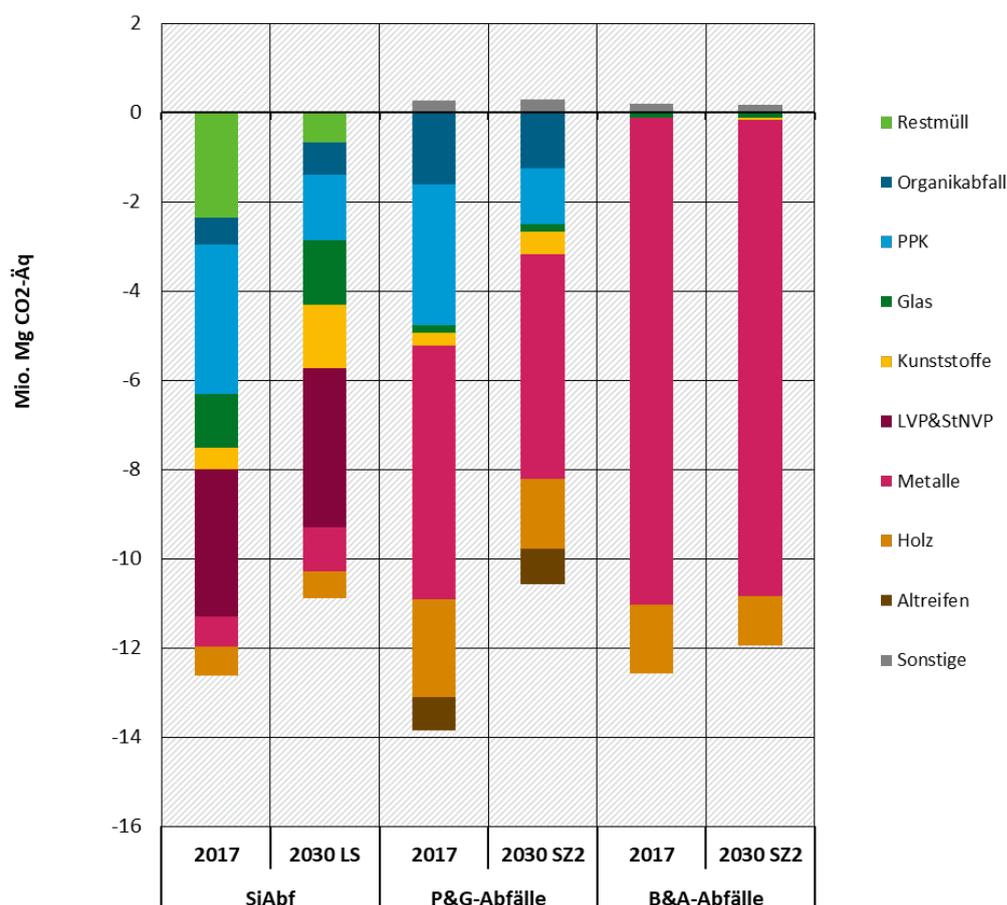


Tabelle 79: Abfälle Deutschland – Mengen sowie absolute und spezifische Nettoergebnisse nach Herkunftsbereichen, 2030 ambitioniertere Szenarien

Bilanzraum	Aufkommen	THG absolut		spez. pro Kopf ¹		spez. pro Tonne	
		2017	2030	2017	2030	2017	2030
	Mio. Mg	Mio. Mg CO ₂ -Äq		kg CO ₂ -Äq/E		kg CO ₂ -Äq/Mg	
Siedlungsabfälle	49,2	-12,6	-10,9	-152	-131	-256	-221
P&G-Abfälle	49,8	-13,6	-10,3	-164	-124	-273	-207
B&A-Abfälle	90,2	-12,4	-11,8	-150	-142	-137	-131
Summe/Durchschnitt	189,2	-38,6	32,9	-466	-398	-204	-174

2) berechnet mit Bevölkerungszahl von 82.792.351 in 2017 (Statistisches Bundesamt (Destatis) 2017)

Der Sonderbilanzraum Lebensmittelabfälle nimmt mit in Summe rund 4 Mio. Mg Aufkommen aus den Bilanzräumen Siedlungsabfälle und P&G-Abfälle einen geringen Anteil am Gesamtaufkommen ein. Das absolute Nettoentlastungspotenzial liegt für LMA im Basisvergleich für 2017 bei rd. -0,8 Mio. Mg CO₂-Äquivalente und für 2030 bei rd. -0,7 Mio. Mg CO₂-Äquivalente (vgl. Kap. 6.4.1).

10 Schlussfolgerungen und Empfehlungen

In dieser Studie wurden neben dem Herkunftsbereich Siedlungsabfälle auch die Herkunftsbereiche P&G- und B&A-Abfälle untersucht und zusätzlich als Sonderbetrachtung Lebensmittelabfälle, die eine Teilmenge der Siedlungsabfälle und P&G-Abfälle darstellen.

10.1 Datenlagen Abfallaufkommen und -verbleib

Die Siedlungsabfälle in Deutschland sind im Allgemeinen gut über die Abfallstatistik nach ihrem Aufkommen und Verbleib zu Erstbehandlungsanlagen dokumentiert. Für die weitergehende Stoffstrombetrachtung des Outputs, die für Ökobilanzen erforderlich ist, kann die Abfallstatistik nicht bzw. nur eingeschränkt herangezogen werden. Durch die Recherche ergänzender Informationsquellen (Studien, Verbandsangaben), die wissenschaftliche Expertise aus den Online-Workshops sowie der Expertise der Auftragnehmenden zu Ökobilanzen der Abfallwirtschaft wurde es dennoch möglich die Behandlung der Siedlungsabfälle und deren THG-Bilanz weitgehend gut abzubilden¹³⁹.

Allerdings entgehen der Abfallstatistik Mengen, die für das Monitoring einer Kreislaufwirtschaft wichtig sind. So ist der **Export von nicht-notifizierungspflichtigen Abfällen nicht in der Abfallstatistik erfasst** und somit auch nicht in dieser Studie. Zum einen kann dadurch das Verursacherprinzip nicht vollumfänglich berücksichtigt werden, zum anderen entgeht die Möglichkeit diese Abfälle im Rahmen des Abfall- und Kreislaufwirtschaftsregimes zu monitorieren. **Dies ist v. a. für Kunststoffabfälle wichtig. Deren Herkunft, Zusammensetzung und Verbleib bedarf einer besseren Informationsgrundlage.**

Des Weiteren lassen sich häufig Informationen der Abfallstatistik nicht gut mit Verbandsangaben oder anderen Datenerhebungen vergleichen. Dies gilt bei den Siedlungsabfällen v. a. für die Verpackungsabfälle und insbesondere jene unter dem EAV-Schlüssel 15 01 06. Nur für etwa die Hälfte dieser Abfälle ist eine weitere Differenzierung in LVP und StNVP gegeben. Nur für die LVP ist die Zusammensetzung zumindest über Studien bekannt. **Für das Monitoring und die Umsetzung einer gesteigerten getrennten Erfassung von Wertstoffen braucht es eine bessere Transparenz zu diesen Abfällen.**

Darüber hinaus wird für die Umsetzung einer „circular economy“ auch eine Datengrundlage für die Vorbereitung zur Wiederverwendung und die Wiederverwendung selbst benötigt. Diese Daten werden bisher nicht statistisch erhoben.

Für die orientierend untersuchten Bilanzräume P&G-, B&A-Abfälle und den Sonderbilanzraum Lebensmittelabfälle ist die Datenlage deutlich schwieriger. Das Aufkommen kann zwar aus der Abfallstatistik ermittelt werden, aber für den Verbleib und die damit verbundenen Umweltwirkungen bestehen mitunter erhebliche Datenunsicherheiten und Datenlücken. In vielen Fällen sind in der Statistik – auch als EAV-Schlüssel in der deutschen Statistik – Abfallarten ausgewiesen, deren Bezeichnung nur vage Anhaltspunkte über die Art der Abfälle bietet. Besonders schwierig ist die Einschätzung bei den P&G-Abfällen, die nach EAK-Stat-Schlüsseln aus Eurostat abgeleitet wurden, da diese mitunter eine Vielzahl von EAV-Schlüsseln umfassen. Das betrifft auch die Lebensmittelabfälle aus P&G-Abfällen von denen 66 % mit „für Verzehr oder Verarbeitung ungeeignete Stoffe“ bezeichnet sind. Insgesamt mussten vielfach Annahmen bezüglich der Charakteristik der Abfälle und deren Behandlung getroffen werden.

Für eine Verbesserung der Datenlage wird insbesondere für die Siedlungsabfälle vorgeschlagen alle relevanten Parteien – die statistischen Ämter, Verbände, Fachkundige

¹³⁹ Eine Ausnahme stellt die „Mischabfallsortierung“ dar für die keine repräsentativen Daten verfügbar sind.

für Abfallmengenströme und für Umweltbewertung – an einen Tisch zu bringen, um innovative Erhebungs- und Dokumentationsmöglichkeiten zu entwickeln. Für die P&G-, B&A- und Lebensmittelabfälle wird vorgeschlagen, die Datenlage gezielt für die Abfallarten zu verbessern, die eine besondere Relevanz zeigen (s. u. THG-Ergebnis). Kleinere Verbesserungen in der Abfallstatistik mit Blick auf eine leichtere Umweltbewertung liegen z. B. in einer anderen Zuordnung für Thermische Abfallbehandlungsanlagen und Feuerungsanlagen: Ersatzbrennstoffkraftwerke und Biomassekraftwerke sollten den thermischen Abfallbehandlungsanlagen zugeordnet werden und/oder die Differenzierung nach Anlagenart sollte in der Fachserie 19, Reihe 1 aufgenommen und veröffentlicht werden¹⁴⁰.

10.2 THG-Bilanz und Szenarien

Die THG-Bilanzierung für Siedlungsabfälle und Lebensmittelabfälle ist detaillierter und für P&G- und B&A-Abfälle überschlägig vorgenommen. Aufgrund der größeren Datenunsicherheiten und Datenlücken sind die THG-Ergebnisse für P&G-, B&A-Abfälle und für den Sonderbilanzraum Lebensmittelabfälle (Herkunftsbereich P&G-Abfälle) als orientierende Ergebnisse zu verstehen.

Richtungssicher ist, dass in Deutschland bei der sektoralen Betrachtung nach der Ökobilanzmethode der Abfallwirtschaft in der THG-Bilanz für alle Abfallherkunftsbereiche in Summe Nettoentlastungspotenziale erreicht werden. Dies ist mit Blick auf Organikabfälle vor allem dem Umstand zu verdanken, dass in Deutschland seit 2005 keine Siedlungsabfälle mehr unvorbehandelt deponiert werden dürfen. Auch werden getrennt erfasste Wertstoffe überwiegend recycelt und die Verbrennung oder Mitverbrennung von Restmüll und Ersatzbrennstoffen sowie von Sortier- und Aufbereitungsresten erfolgt mit Energierückgewinnung bzw. Substitution von Regelbrennstoff. **Mit der Umsetzung der Energiewende und anderer Maßnahmen des Pariser Abkommens sinken die Klimaschutzpotentiale durch die Kreislaufwirtschaft notwendigerweise, da in Folge der Defossilisierung des Energiesektors auch die Substitutionspotenziale für Strom- und Wärmeerzeugung aus Abfall abnehmen.** Dies zeigt sich für die Siedlungsabfälle bereits für 2017 im geringeren Nettoentlastungspotenzial verglichen mit der Vorgängerstudie (vgl. Anhang, Kap. B.4) und tritt in den Szenarien für das Jahr 2030 noch deutlicher zutage. **Der Einfluss der Defossilisierung besteht auch bei der Primärherstellung von Produkten und dem damit einhergehenden Substitutionspotenzial für das Recycling.** Für die vor allem relevante stromintensive Herstellung von Aluminium sowie von Holz- und Zellstoff wurde in dieser Studie der Einfluss für das Recycling im Jahr 2030 durch eine Abschätzung einbezogen.

Die Studie zeigt, dass die Kreislaufwirtschaft durch Maßnahmen zur gesteigerten getrennten Erfassung von Wertstoffen, Steigerung des Recyclings und technische Optimierungen von Anlagen trotzdem weiterhin wichtige zukünftige Klimaschutzbeiträge leisten kann.

Deutlich wird dies in der Sensitivitätsbetrachtung „business as usual“ für 2030 für **Siedlungsabfälle**. Ohne Maßnahmen würde sich der potenzielle Klimaschutzbeitrag gegenüber dem Basisjahr 2017 fast halbieren, gegenüber dem Leitszenario 2030 liegt der Beitrag um 40 % niedriger. Im Leitszenario 2030 für Siedlungsabfälle ist die Zielerreichung der rechtlich geforderten Recyclingquote von 60 % durch eine gesteigerte getrennte Erfassung berücksichtigt. Sowohl die Autorinnen und Autoren dieser Studie als auch Teilnehmende der beiden Online-Workshops mit Verbänden sehen diese Steigerung als sehr ambitioniert an (s.a. Anhang B.2).

¹⁴⁰ Die Daten sind nicht öffentlich verfügbar und wurden für diese Studie zugekauft.

Hier ist die Politik gefordert gemeinsam mit den abfallwirtschaftlichen Akteuren flankierend unterstützende Maßnahmen zu identifizieren und umzusetzen.

Aus Klimaschutzsicht würde nach der modell-theoretischen Betrachtung im Szenario „Eigenkompostierung in der RC-Rate“ ein halb so hoher Ambitionsgrad bei der gesteigerten getrennten Erfassung zu einer Einbuße von etwa 1 Mio. Mg CO₂-Äquivalente im Nettoentlastungspotenzial führen. Die Einbuße würde geringer ausfallen, wenn die ambitionierte Steigerung der getrennten Erfassung mit relevanten Qualitätsverlusten einhergeht und z. B. bei getrennt erfassten Organikabfällen vermehrt Störstoffe mit fossil-basierten Kunststofffehlwürfen anfallen, die verbrannt werden. Dass die Einbuße durch einen halb so hohen Ambitionsgrad nicht deutlich höher ausfällt hängt damit zusammen, dass die gesteigerte getrennte Erfassung etwa zur Hälfte bei den nativ-organischen Abfällen liegt. Die Rolle dieser in Treibhausgasbilanzen ist – seit dem Deponieverbot – mit knappen Nettoentlastungspotenzialen vergleichsweise neutral. Zum einen ist hier jedoch anzumerken, dass die Betrachtungen in dieser Studie Szenariobetrachtungen sind. Sie beruhen notwendigerweise auf Durchschnittswerten und Annahmen. Zum anderen ist die gesteigerte getrennte Erfassung und Behandlung von organischen Abfällen ein wichtiger Baustein einer Kreislaufwirtschaft mit Blick auf den Ressourcenschutz.

Bei den P&G- und den B&A-Abfällen zeigen die orientierenden THG-Ergebnisse, dass aus Klimaschutzsicht vor allem Metalle und im Weiteren trockene Wertstoffe, Organikabfälle und Holz Nettoentlastungsbeiträge bieten. Mineralische und andere inerte Abfallarten, die vor allem im Straßen- und Wegebau, zur Verfüllung und als Deponieersatzbaustoff eingesetzt werden oder beseitigt werden, haben nur geringe THG-Effekte. Diese Abfälle sind im Hinblick auf Ressourcenschonung (RC-Baustoffe) und mögliche Schadstoffgehalte relevant und sollten unter diesem Fokus gesondert weiter betrachtet werden. Zur Ermittlung der Klimaschutzpotentiale aus diesen Abfallherkunftsbereichen wird für künftige Untersuchungen empfohlen, sich auf die o. g. THG-relevanten Abfallarten zu fokussieren. Hier bestehen erhebliche Unsicherheiten über Art und Qualität der Abfälle. Weiterhin sollten bei P&G-Abfällen Abfallströme im Blick bleiben, die auch thermisch behandelt werden (v. a. Kunststoffe). Bedingt durch die Datenunsicherheiten sind auch die in den Szenarien 2030 untersuchten Optimierungspotenziale als orientierend zu verstehen. Je nach Ausgangslage, Art und Qualität können hier höhere Potenziale liegen, die bei besserer Kenntnis der Ist-Situation auch besser eingeschätzt und untersucht werden können.

Für die als Sonderbilanzraum untersuchten **Lebensmittelabfälle** bestehen ebenfalls erhebliche Datenunsicherheiten und mussten vielfach Annahmen und Schätzungen vorgenommen werden. Während das Aufkommen und die Potenziale zur Abfallvermeidung vergleichsweise gut untersucht sind und Maßnahmen zur Reduzierung der Lebensmittelverschwendung initiiert sind, ist das Wissen über die Art und Qualität der LMA sowie zu den Vergärungsverfahren (Hauptbehandlungsart) sehr eingeschränkt. Die für die Vergärung ermittelten THG-Emissionen und Entlastungspotenziale können über- oder unterschätzt sein. Bisher erfolgten Untersuchungen zu THG-Emissionen nur für Vergärungsanlagen, die Bioabfälle behandeln. Künftige Messkampagnen sollten auch Vergärungsanlagen einbeziehen, die gewerbliche Lebensmittelreste verarbeiten (Küchen-/Kantinenabfälle, gewerbliche Speisereste, überlagerte Lebensmittelabfälle). Hierfür wären Wege und Möglichkeiten zu finden, die Kooperation der überwiegend privatwirtschaftlich betriebenen Anlagen zu gewinnen.

Zusammenfassend werden folgende Maßnahmen empfohlen, um weiterhin relevante Klimaschutzbeiträge der Abfall- und Kreislaufwirtschaft auf Basis eines validen Datengerüsts identifizieren und erzielen zu können:

- ▶ Die Studie zeigt, dass insbesondere die Steigerung des Recyclings trockener Wertstoffe hohe Nettoentlastungspotenziale erzielt. → Die Erreichung der entsprechenden

Klimaschutzbeiträge kann nur gelingen, wenn die Datenlage und Kenntnis zu Mengenpotenzialen verbessert wird, z.B. durch Beauftragung von Analysen der Ist-Situation auf Kreisebene bei den trockenen Wertstoffen, Untersuchungen zur Optimierung der Sammelsysteme¹⁴¹, Entwicklung eines Fahrplans für die weitere Steigerung der getrennten Erfassung unter der Prämisse guter Trennqualitäten, ökologisch begleitete Pilotprojekte, finanzielle Anreize für Akteure.

- ▶ Die Ergebnisse der Studie basieren gezwungenermaßen für bestimmte Abfallarten auf Annahmen oder eingeschränkt belastbaren Daten. → Für eine bessere Einschätzung des Recyclings und dessen weitere Steigerungsmöglichkeit sollte die Zusammensetzung und Qualität der hausmüllähnlichen Gewerbeabfälle, des Sperrmülls und der gemischten Verpackungsabfälle (v. a. der nicht dem Recycling zugeführten Fraktionen) analysiert werden. Für LVP sollten für eine bessere Datenverfügbarkeit und Transparenz die bundesweiten Mengenstromdaten detailliert auf der Webseite der Stiftung Zentrale Stelle Verpackungsregister veröffentlicht werden.¹⁴²
- ▶ Für Abfälle aus der Biotonne und GPF zeigt sich im Ergebnis, dass diese ebenfalls einen, wenn auch kleineren, Klimaschutzbeitrag leisten. Fossil-basierte kunststoffhaltige Fehlwürfe wirken sich nachteilig auf das Ergebnis aus. → Zur Erreichung weiterer Klimaschutzbeiträge sind Maßnahmen nötig, damit bei der Steigerung der getrennten Erfassung von Organikabfällen, die Fehlwurfrate nicht noch ansteigt. Eine erfolgreiche Umsetzung benötigt z. B. die Kooperation der Bürgerinnen und Bürger. Vielfach bestehen noch Unsicherheiten was in die Biotonne darf, vielfach ist die Entsorgung noch kostenpflichtig. Hier sollte die Politik weiterhin ihre Unterstützung für eine bundesweite Harmonisierung und Intensivierung der Öffentlichkeitsarbeit anbieten.
- ▶ Der Klimaschutzbeitrag durch Abfälle aus der Biotonne ist bei einer Vergärung – der kombinierten stofflichen und energetischen Verwertung – höher. → Um weitere Klimaschutzbeiträge zu erreichen muss deren Anteil gesteigert werden und müssen entsprechende Anlagen zugebaut werden (Gesamtkapazitäten etwa 5 Mio. Mg im Leitszenario 2030). Planung und Aufbau der Infrastruktur benötigen organisatorische und finanzielle Unterstützung, auch sollten Fragen der Sektorenkopplung und Systemdienlichkeit für Biogas beachtet werden. Mit der Kommunalrichtlinie besteht ein Instrument zur Förderung emissionsarmer und effizienter Vergärungsanlagen, das weiter ausgebaut oder durch weitere Förderungen ergänzt werden könnte. Weitere wichtige Maßnahmen liegen in der Verbesserung der Datenlage für die Vergärung von Abfällen aus der Biotonne durch weitere Messprogramme und Optimierungsmöglichkeiten zu THG-Emissionen.
- ▶ Der Klimaschutzbeitrag durch die Vergärung gewerblicher organischer Abfälle (Küchen-/Kantinenabfälle, gewerbliche Speisereste, überlagerte Lebensmittelabfälle) kann nur orientierend ermittelt werden. → Zur belastbaren Einschätzung bedarf es der Verbesserung der Datenlage durch Projekte zur Erhebung von Daten und THG-Emissionen bei den auf die Behandlung dieser Abfallarten spezialisierten Vergärungsanlagen. Entsprechende Projekte könnten auch helfen Möglichkeiten zur Lebensmittelabfallvermeidung besser einzuschätzen.
- ▶ Die Studie zeigt, dass auch die Restmüllbehandlung weiterhin einen Klimaschutzbeitrag leisten kann. → Zur Erreichung dieser weiteren Klimaschutzbeiträge sind Optimierungsmaßnahmen unerlässlich. Für die thermische Abfallbehandlung betrifft dies

¹⁴¹ Z. B. flächendeckende Wertstofftonne, welche Infrastruktur ist nötig, welche Qualitätsvorgaben, welche Kontrollmechanismen.

¹⁴² Mengenangaben für FKN, sonstige PPK-Verbunde, Weißblech, Aluminium, Folien, Mischkunststoffe, Kunststoffarten (idealerweise weiter untergliedert) und Angabe zu EBS-Mengen und Sortierresten.

die für 2030 angenommenen Steigerungen der Nutzungsgrade. Diese sind kein Selbstläufer. Sowohl für MVAs und EBS-Kraftwerke als auch für Biomassekraftwerke sind Möglichkeiten der Optimierung weiter zu prüfen und die Umsetzung zu unterstützen (v. a. Wärmenutzung). Die Mitverbrennung von Ersatzbrennstoffen in Zementwerken bietet einen relevanten – und gegenüber der Energierückgewinnung höheren – Klimaschutzbeitrag so lange noch Kohle als Regelbrennstoff eingesetzt werden darf, die durch EBS substituiert werden kann. Insofern gilt es auch MBAs in Optimierungsbemühungen weiter zu unterstützen.

Für die **Vorbereitung zur Wiederverwendung und die Abfallvermeidung** konnte in dieser Studie ein methodischer Ansatz gezeigt werden, diese Bereiche in die Ökobilanz der Abfallwirtschaft einzubeziehen. Nach gegebener Datenlage konnte für die Vorbereitung zur Wiederverwendung nur eine verhältnismäßig geringe Menge für die THG-Bilanz bestimmt werden, die dem Restmüll (v. a. Sperrmüll) entzogen wird. In folgenden Untersuchungen sollte zum einen das Potenzial durch Analysen des Sperrmülls mit Blick auf Qualitäten genauer untersucht werden. Zum anderen entgehen der Abfallstatistik auch hier vermutlich relevante Mengen und bedarf es der Möglichkeit Gebrauchtwarenströme nach geeigneten Produktkategorien statistisch zu erfassen. Auch konnten in dieser Studie Alttextilien und Elektroaltgeräte nicht berücksichtigt werden. Diese bieten weitere Potenziale, die allerdings ebenfalls nicht hinreichend in der Abfallstatistik erfasst werden. Hier sind die Alttextilien ein eindrückliches Beispiel. Das Aufkommen (Inlandsverfügbarkeit) ist in (bvse 2020) mit rund 20 kg/E*a angegeben. Nach Abzug von 4,5 kg/E*a, die über den Hausmüll entsorgt werden (Dornbusch et al. 2020) und weiterer rund 1,5 kg/E*a (Kleiderreserve, Verschleiß) bleiben 14 kg/E, die jährlich getrennt erfasst werden müssten. In der Abfallstatistik sind davon nur rund 3 kg/E*a ausgewiesen. Insgesamt bedarf es hier statistischer Erfassungsmöglichkeiten des Aufkommens, um das Potenzial für eine Vorbereitung zur Wiederverwendung besser zu erkennen und steuern zu können. Zudem bedarf es weitergehender Untersuchungen, um das Klimaschutzpotenzial besser einschätzen zu können. Wichtigster Parameter hierbei ist die potenzielle Lebensdauerverlängerung. Hilfreich wären zum einen Herstellerangaben zur technischen Lebensdauer (wenigstens Einschätzungen) und zum anderen Befragungen von Nutzenden zu ihrem Kauf- und Verbrauchsverhalten. Für die in dieser Studie betrachteten Gebrauchtwarenkaufhäuser kann von einem Kaufverhalten ohne nennenswerten Reboundeffekt ausgegangen werden. Beim Online-Handel ist ein Rebound – ich kaufe mehr, weil ich gebraucht billiger einkaufen kann und weil kaufen und verkaufen so einfach ist – eher zu beobachten bzw. zu befürchten.

Das Einbeziehen der vollständigen Abfallvermeidung (Abfälle fallen durch effektiveres Kaufverhalten oder durch optimierte Herstellungsprozesse gar nicht erst an) in die Ökobilanz der Abfallwirtschaft zeigt diese Studie anhand der Lebensmittelabfälle. Die hierbei erzielbaren Klimaschutzpotentiale sind bezogen auf den Sonderbilanzraum Lebensmittelabfälle beachtlich. Würde in Deutschland das Ziel erreicht werden bis 2030 die Lebensmittelabfälle aus Haushalten und aus dem Außer-Haus-Verzehr zu halbieren könnte gegenüber dem Leitszenario 2030 ein fast Faktor 4 höheres Klimaschutzpotenzial erreicht werden. Das ermittelte THG-Entlastungspotenzial durch Lebensmittelabfallvermeidung ist dabei als hinreichend valide einzuschätzen, da sowohl für die Abfallzusammensetzung als auch für die THG-Belastung aus deren Herstellung Daten vorliegen. Ungenauigkeiten, die durch Mittelwertbildung aus der umfassenden Lebensmittelabfallpalette bestehen, könnten in Folgestudien durch Auswertung der Handelsstatistik eingengt werden. Eine Übertragung des Vorgehens auf andere Abfallarten ist möglich. Hierzu sind analoge Daten bezüglich der Zusammensetzung, der vermeidbaren Abfallmenge und deren THG-Belastung aus der Herstellung erforderlich.

Abschließend ist zu erwähnen, dass in künftigen Untersuchungen der alleinige Fokus auf Klimaschutzpotenziale nicht mehr ausreichend ist. Es gilt weiterhin die Klimaschutzpotenziale der Kreislaufwirtschaft zu untersuchen, um Optimierungspotenziale und mögliche Maßnahmen erkennen zu können. Allerdings geht das Ziel der Klimaneutralität nicht nur mit abnehmenden potenziellen Klimaschutzbeiträgen einher, sondern umgekehrt auch mit einem Rohstoffhunger vor allem für Anlagen zur Erzeugung von Erneuerbaren Energien, den es im Blick zu halten gilt. Der Aspekt der Ressourcenschonung ist wesentlich mit dem Beitrag der Kreislaufwirtschaft verbunden. In künftigen Vorhaben sollte zunächst ermittelt werden, welche Bereiche bzw. Ressourcen für eine Untersuchung der Ressourcenschonung relevant sind und wie diese bewertet werden sollten.

11 Quellenverzeichnis

- ABANDA (n.d.): Abfallanalysendatenbank des Landes Nordrhein-Westfalen.
https://www.abfallbewertung.org/ipa/abanda/script/lua_db_portal.php?application=abanda&runmode=aida&initform=MK_Auswertemenue. (30.10.2020).
- Adhikari, B. K.; Trémier, A.; Barrington, S.; Martinez, J.; Daumoin, M. (2013): Gas emissions as influenced by home composting system configuration. In: *Journal of Environmental Management*. Vol. 116, S. 163–171.
- AGEB (2019): Anwendungsbilanzen für die Endenergiesektoren in Deutschland in den Jahren 2013 bis 2017. Arbeitsgemeinschaft Energiebilanzen e.V. S. 35.
- Amlinger, F.; Peyr, S.; Cuhls, C. (2008): Green house gas emissions from composting and mechanical biological treatment. In: *Waste Management & Research: The Journal for a Sustainable Circular Economy*. Vol. 26, No.1, S. 47–60.
- Andersen, J. K.; Boldrin, A.; Christensen, T. H.; Scheutz, C. (2010): Greenhouse gas emissions from home composting of organic household waste. In: *Waste Management*. Vol. 30, No.12, S. 2475–2482.
- Andersen, J. K.; Boldrin, A.; Christensen, T. H.; Scheutz, C. (2011): Mass balances and life cycle inventory of home composting of organic waste. In: *Waste Management*. S. 9.
- Andersen, J. K.; Boldrin, A.; Christensen, T. H.; Scheutz, C. (2012): Home composting as an alternative treatment option for organic household waste in Denmark: An environmental assessment using life cycle assessment-modelling. In: *Waste Management*. S. 10.
- Arbeitskreis Recycling e.V. (2020): Persönliche Kommunikation mit C. Vendramin (07.10.2020).
- ARGUS; Öko-Institut; HTP (2019): Umsetzung von Neuregelungen zur Statistik im europäischen Abfallrecht (FKZ UM17333080). FKZ UM17333080.
- Behrendt, S.; Blättel-Mink, B.; Clausen, J. (2011): Wiederverkaufskultur im Internet. Chancen für nachhaltigen Konsum am Beispiel von eBay. IZT.
- Bernhard, J. (2017): Nachhaltigkeit durch Wiederverwendung. Das Stilbruch-Konzept in Hamburg. Müll und Abfall. S. 292–299.
- BFaN (2020): Persönliche Kommunikation mit Hr Wessels (BFaN - Bundesverband Futtermittel aus Nebenprodukten) Januar und Mai 2020.
- BGK, Bundesgütegemeinschaft Kompost (2018): Gebietsanalyse - Bestimmung der Sortenreinheit von Biogut eines Entsorgungsgebietes.
https://www.kompost.de/fileadmin/user_upload/Dateien/Themen/Methoden/5.6.1_Gebietsanalyse.pdf (05.08.2021).
- Bienert, C.; Persin, Dr. Ch. (2018): Wasser- und Rückstandsumfrage in der deutschen Zellstoff- und Papierindustrie 2016. In: *Wochenblatt für Papierfabrikation 3/2018*.
- bifa (2014): Aktualisierung Ökoeffizienzanalyse - Entsorgungsangebot für Siedlungsabfälle. bifa Umweltinstitut GmbH (bifa) im Auftrag des Zweckverband Regionale Abfallwirtschaft (RegAb).
- BLE (2019): Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (BLE): Futtermittel aus Nebenprodukten.
- BMU (2020): Persönliche Kommunikation mit C.-A. Radde (03.03.2020).
- BREF; Cusano; Gomez Benavides; Holbrook; Roudier (2019): Best Available Techniques (BAT) reference document for waste incineration: Industrial Emissions Directive 2010/75/EU (Integrated Pollution Prevention and Control). Publications Office, LU.
- Bücker, F.; Marder, M.; Peiter, M. R.; Lehn, D. N.; Esquerdo, V. M.; Antonio de Almeida Pinto, L.; Konrad, O. (2020): Fish waste: An efficient alternative to biogas and methane production in an anaerobic mono-digestion system. In: *Renewable Energy*. Vol. 147, S. 798–805.

- Bulach, D. W.; Dehoust, G.; Möck, A.; Oetjen-Dehne, R.; Kaiser, F.; Radermacher, J.; Lichtl, M. (2021): Ermittlung von Kriterien für hochwertige anderweitige Verwertungsmöglichkeiten von Bioabfällen. UBA-Texte 09/2021. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau. S. 167.
https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/5750/publikationen/2021-01-18_texte_09-2021_verwertung_bioabfaelle.pdf (09.02.2021).
- bvse (2020): "Bedarf, Konsum, Wiederverwendung und Verwertung von Bekleidung und Textilien in Deutschland". Textilstudie 2020. bvse - Bundesverband Sekundärrohstoffe und Entsorgung e.V. https://www.bvse.de/dateien2020/1-Bilder/03-Themen_Ereignisse/06-Textil/2020/studie2020/bvse%20Alttextilstudie%202020.pdf (22.08.2021).
- CEWEP (2019): Bottom ash fact sheet (<https://www.cewep.eu/wp-content/uploads/2017/09/FINAL-Bottom-Ash-factsheet.pdf>).
- Chan, Y. C.; Sinha, R. K.; Wang, W. (2010): Emission of greenhouse gases from home aerobic composting, anaerobic digestion and vermicomposting of household wastes in Brisbane (Australia). In: *Waste Management*. S. 9.
- Colón, J.; Martínez-Blanco, J.; Gabarrell, X.; Artola, A.; Sánchez, A.; Rieradevall, J.; Font, X. (2010): Environmental assessment of home composting. In: *Resources, Conservation and Recycling*. Vol. 54, No.11, S. 893–904.
- Conversio (2018): Stoffstrombild Kunststoffe in Deutschland 2017.
- Cuhls, C.; Mähls, B.; Clemens, J. (2015): Ermittlung der Emissionssituation bei der Verwertung von Bioabfällen. UBA-Texte 39/2015. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau. S. 148.
https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/texte_39_2015_ermittlung_der_emissionssituation_bei_der_verwertung_von_bioabfaellen.pdf (11.12.2020).
- Dehne, I.; Rüdiger Oetjen-Dehne; Siegmund, N.; Dehoust, Günter; Möck, A. (2015): Stoffstromorientierte Lösungsansätze für eine hochwertige Verwertung von gemischten gewerblichen Siedlungsabfällen. UBA-Texte 18/2015. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau.
- Dehoust, G.; Alwast, H. (2019): Kapazitäten der energetischen Verwertung von Abfällen in Deutschland und ihre zukünftige Entwicklung in einer Kreislaufwirtschaft. Öko-Institut e.V.; Alwast Consulting.
- Dehoust, G.; Möck, A.; Merz, C.; Gebhardt, P. (2016a): Umweltpotenziale der getrennten Erfassung und des Recyclings von Wertstoffen im Dualen System. *Abschlussbericht*, S. 97.
https://www.gruener-punkt.de/fileadmin/Dateien/Downloads/PDFs/16-09-21_Oeko-Institut_Abschlussbericht_LCA-DSD.PDF (20.07.2021).
- Dehoust, G.; Möck, A.; Merz, C.; Gebhardt, P. (2016b): Umweltpotenziale der getrennten Erfassung und des Recyclings von Wertstoffen im Dualen System - Kurzfassung. *Kurzfassung*, Öko-Institut e.V., Berlin.
- Dehoust; Harthan; Stahl; Hermann; Matther; Möck (2014): Beitrag der Kreislaufwirtschaft zur Energiewende Klimaschutzpotenziale auch unter geänderten Rahmenbedingungen optimal nutzen. Öko-Institut im Auftrag des BDE.
- Dehoust; Vogt; Schüler; Giegrich (2010): Klimaschutzpotenziale der Abfallwirtschaft - Am Beispiel von Siedlungsabfällen und Altholz. UBA-Texte 06/2010. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau. S. 143.
<https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/461/publikationen/3907.pdf> (09.02.2021).
- Destatis (2019a): Fachserie 19, Reihe 1: Abfallentsorgung 2017; analog für alle Jahre.
- Destatis (2019b): Zugekaufte detailliertere Informationen zu Abfallbehandlungsanlagen als Ergänzung der Fachserie 19, Reihe 1: Abfallentsorgung 2017.

- Destatis (2019c): Abfallbilanz (Abfallaufkommen/-verbleib, Abfallintensität, Abfallaufkommen nach Wirtschaftszweigen) 2017; analog für alle Jahre.
- Destatis (2020): Statistisches Bundesamt: Berechnungen des Statistischen Bundesamtes.
- Dittrich; Gerhardt; Schoer; Dünnebeil; Becker; Oehsen; Vogt; Köppen; Biemann; Böttger; Ewers; Limberger; Frischmuth; Fehrenbach (2020): Transformationsprozess zum treibhausgasneutralen und ressourcenschonenden Deutschland - GreenEe. UBA-Texte 01/2020.
- Dornbusch; Hannes; Santier; Böhm; Wüst; Zwisele; Kern; Siepenkothen; Kanthak (2020): Vergleichende Analyse von Siedlungsrestabfällen aus repräsentativen Regionen in Deutschland zur Bestimmung des Anteils an Problemstoffen und verwertbaren Materialien (Veras). UBA-Texte 113/2020. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau. S. 256.
- EU (2019): Durchführungsbeschluss (EU) 2019/ 1004 der Kommission- vom 7. Juni 2019 - zur Festlegung der Vorschriften für die Berechnung, die Prüfung und die Übermittlung von Daten über Abfälle gemäß der Richtlinie 2008/ 98/ EG des Europäischen Parlaments und des Rates sowie zur Aufhebung des Durchführungsbeschlusses C(2012) 2384 der Kommission - (Bekannt gegeben unter Aktenzeichen C(2019) 4114). S. 35.
- EU Commission (2019): Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament, den Europäischen Rat, den Rat, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen. Der europäische Grüne Deal.
- EU Commission (2020): Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament, den Europäischen Rat, den Rat, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen. Ein neuer Aktionsplan für die Kreislaufwirtschaft. Für ein sauberes und wettbewerbfähiges Europa.
- European Commission (2018): Leitlinien für die Nutzung von Lebensmitteln, die nicht mehr für den menschlichen Verzehr bestimmt sind, als Futtermittel. In: *2018/C 133/02 vom 16.04.2018*.
- FAO (2019): The State of Food and Agriculture. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome. S. 182. <https://www.fao.org/documents/card/en/c/19549EN>
- Flamme, S.; Hanewinkel, J.; Quicker, P.; Weber, D. K. (2018): Energieerzeugung aus Abfällen Stand und Potenziale in Deutschland bis 2030. UBA-Texte 51/2018. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau. S. 159.
- Flamme, S.; Harns, S.; Bischoff, J.; Fricke, C. (2020): Evaluierung der Altholzverordnung im Hinblick auf eine notwendige Novellierung. UBA-Texte 95/2020. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau. <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/evaluierung-der-altholzverordnung-im-hinblick-auf>.
- Gibbs, A.; Elliott, T.; Ballinger, A.; Hogg, D.; Gentil, E.; Fischer, C.; Bakas, I. (2014): Development of a Modelling Tool on Waste Generation and Management. Appendix 6: Environmental Modelling.
- Großhans, D.; Täube, A. (ohne Jahresangabe): Stand der Wiederverwendung von Ausbauasphalt in Deutschland. Bundesverband unabhängiger Institute für bautechnische Prüfung e.V (Großhans, D. (PEBA GmbH), Täube, A. (DAV e.V.)).
- GVM (2019): Aufkommen und Verwertung von Verpackungsabfällen in Deutschland im Jahr 2017. Gesellschaft für Verpackungsmarktforschung mbH (GVM), Mainz.
- Heinrich-Böll-Stiftung (2019): Plastikatlas: Daten und Fakten über eine Welt voller Kunststoff.
- IPCC (2006): 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Volume 5. Chapter 2: Waste Generation. Composition and Management data, Chapter 3: Solid Waste Disposal.
- IPCC (2013): Contribution of Working Group I to the 5th Assessment Report: Climate Change 2013. <https://www.ipcc.ch/report/ar5/wg1/>.

- ITAD; IGAM (2019): Umfrage zur Aufbereitung von HMV-Schlacken. Interessengemeinschaft der Thermischen Abfallbehandlungsanlagen in Deutschland e.V.; Interessengemeinschaft der Aufbereiter für Müllverbrennungsschlacken.
- Jepsen, D.; Vollmer, A.; Eberle, U.; Fels, J.; Schomerus, T. (2016): Entwicklung von Instrumenten zur Vermeidung von Lebensmittelabfällen. 85/2016. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau. S. 261.
- Kern, D. M. (2020): Kern, M., Witzenhausen-Institut: Persönliche Kommunikation von Februar 2020.
- Ketelsen; Becker (2019): Weiterentwicklung der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung (MBA) mit den Zielen der Optimierung der Ressourceneffizienz und Minimierung von Treibhausgasemissionen - 2. Zwischenbericht. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, Forschungskennzahl 3717 34 331 0.
- Ketelsen, K. (2019): Ketelsen, K., iba (Ingenieurbüro für Abfallwirtschaft und Energietechnik GmbH): Vorläufige Zusammenstellung Bilanz MBA 2017. Persönliche Kommunikation vom 28.10.2019.
- Ketelsen, K. (2020): Ketelsen, K., iba (Ingenieurbüro für Abfallwirtschaft und Energietechnik GmbH): Zusammenstellung Bilanz MBA 2017. Persönliche Kommunikation vom 20.05.2020.
- Ketelsen, K. (2021a): Verbleib EBS aus Mischabfallsortieranlagen.
- Ketelsen, K. (2021b): TOC und N₂O-Emissionen aus RTO bei MBA.
- Ketelsen, K.; Becker, G. (2021): Weiterentwicklung der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung (MBA) mit den Zielen der Optimierung der Ressourceneffizienz und Minimierung von Treibhausgasemissionen. *Entwurf Endbericht*, .
- Knappe, F.; Reinhardt, J.; Kern, D. M.; Turk, T.; Raussen, T.; Kruse, S.; Hüttner, A. (2019): Ermittlung von Kriterien für eine hochwertige Verwertung von Bioabfällen und Ermittlung von Anforderungen an den Anlagenbestand. UBA-Texte 49/2019. UBA-Texte 49/2019. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau. S. 150.
- Knappe; Vogt; Lazar; Höke (2012): Optimierung der Verwertung organischer Abfälle. UBA-Texte 31/2012. UBA-Texte 31/2012. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau.
<https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/optimierung-verwertung-organischer-abfaelle>.
- Krause, P.; Oetjen-Dehne, R.; Dehne, I.; Dehnen, D.; Erchinger, H. (2014): Verpflichtende Umsetzung der Getrenntsammlung von Bioabfällen. UBA-Texte 84/2014., 84/2014. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau.
- Kreislaufwirtschaft Bau (2018): Mineralische Bauabfälle Monitoring 2016. Bericht zum Aufkommen und zum Verbleib mineralischer Bauabfälle im Jahr 2016 (11. Monitoring-Bericht). Kreislaufwirtschaft Bau.
- KTBL (2007): Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. Faustzahlen Biogas.
- KTBL (2013): Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. Faustzahlen Biogas, 3. Ausgabe.
- Lechleitner, A.; Schwabl, D.; Schubert, T.; Bauer, M.; Lehner, M. (2019): Chemisches Recycling von gemischten Kunststoffabfällen als ergänzender Recyclingpfad zur Erhöhung der Recyclingquote. Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft.
- LfL Bayern (2020): Landesamt für Landwirtschaft Bayern - Biogasausbeuten-Datenbank.
<https://www.lfl.bayern.de/iba/energie/049711/>.
- Lleó, T.; Albacete, E.; Barrera, R.; Font, X.; Artola, A.; Sánchez, A. (2013): Home and vermicomposting as sustainable options for biowaste management. In: *Journal of Cleaner Production*. Vol. 47, S. 70–76.

- Lu, H. R.; Qu, X.; El Hanandeh, A. (2020): Towards a better environment - the municipal organic waste management in Brisbane: Environmental life cycle and cost perspective. In: *Journal of Cleaner Production*. Vol. 258, S. 120756.
- LUBW (2018): Sortenreinheit von Bioabfällen. Datenerhebung am Beispiel zweier öffentlich-rechtlicher Entsorgungsträger in Baden-Württemberg. https://www.lubw.baden-wuerttemberg.de/documents/10184/144160/%20sortenreinheit_von_bioabfaellen-1.pdf/88ee0a8b-e4c0-463c-a937-8169abc5f018.
- Martínez-Blanco, J.; Colón, J.; Gabarrell, X.; Font, X.; Sánchez, A.; Artola, A.; Rieradevall, J. (2010): The use of life cycle assessment for the comparison of biowaste composting at home and full scale. In: *Waste Management*. Vol. 30, No.6, S. 983–994.
- Mottschall, M. (2012): PROSA Fahrräder. Entwicklung der Vergabekriterien für ein klimaschutzbezogenes Umweltzeichen. Kurzstudie im Rahmen des Projekts “Top 100 - Umweltzeichen für klimarelevante Produkte.” Umweltbundesamt. <https://www.oeko.de/oekodoc/1720/2012-341-de.pdf>.
- NIR DE (2019): Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen und dem Kyoto-Protokoll 2019. Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990 – 2017. 23/2019. Umweltbundesamt. S. 947.
- Öko-Institut (2007): Stoffstromanalyse relevanter Produktgruppen, Energie- und Stoffströme der privaten Haushalte in Deutschland im Jahr 2005.
- PlasticsEurope (2018): Plastics – the facts 2018. An analysis of European plastics production, demand and waste data. https://www.plasticseurope.org/application/files/6315/4510/9658/Plastics_the_facts_2018_AF_web.pdf.
- Prognos AG; ifeu Heidelberg; INFU TU Dortmund (2008): Resource savings and CO₂-reduction potential in waste management in Europe and the possible contribution to the CO₂ reduction target in 2020.
- Quicker, P.; Neuerburg, F.; Noel, Y.; Huras, A.; Eyssen, R. G.; Seifert, H.; Vehlow, J.; Thome-Kozmiensky, K. (2017): Sachstand zu den alternativen Verfahren für die thermische Entsorgung von Abfällen. UBA-Texte 17/2017., 17/2017. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau.
- Quirós, R.; Villalba, G.; Muñoz, P.; Colón, J.; Font, X.; Gabarrell, X. (2014): Environmental assessment of two home composts with high and low gaseous emissions of the composting process. In: *Resources, Conservation and Recycling*. Vol. 90, S. 9–20.
- Reinhardt; Gärtner; Wagner (2020): Ökologische Fußabdrücke von Lebensmitteln und Gerichten in Deutschland. <https://www.ifeu.de/projekt/oekologischer-fussabdruck-von-lebensmitteln-und-gerichten-in-deutschland/>.
- Schmidt; Klopper; Bakas; Kjaer; Vogt; Giegrich (2009): Ökobilanzieller Vergleich zweier Verwertungsalternativen für Altreifen: Stoffliche Verwertung und Mitverbrennung im Zementofen (Comparative life cycle assessment of two options for waste tyre treatment: material recycling vs. co-incineration in cement kilns). Im Auftrag von Genan A/S. Durchgeführt von Force Technology, Copenhagen Resource Institute, ifeu Heidelberg.
- Schmidt, T. G.; Baumgardt, S.; Blumenthal, A. (2019): Wege zur Reduzierung von Lebensmittelabfällen - Pathways to reduce food waste (REFOWAS): Maßnahmen, Bewertungsrahmen und Analysewerkzeuge sowie zukunftsfähige Ansätze für einen nachhaltigen Umgang mit Lebensmitteln unter Einbindung sozio-ökologischer Innovationen, Volume 1. Thünen Report 73. Johann Heinrich von Thünen-Institut, Germany. <http://d-nb.info/1196378762/> (17.12.2019).
- Schmidt, T. G.; Schneider, F.; Leverenz, D. (2019): Lebensmittelabfälle in Deutschland - Baseline 2015. Thünen Report 71. Johann Heinrich von Thünen-Institut, Germany. <http://d-nb.info/1195065183/> (17.12.2019).

- Shen, Y. (2020): A review on hydrothermal carbonization of biomass and plastic wastes to energy products. No.134.
- Statistisches Amt für Hamburg und Schleswig-Holstein (2016): Bevölkerung in Hamburg 2015. In: *Statistikamt Nord*. https://www.statistik-nord.de/fileadmin/Dokumente/Presseinformationen/SI16_131.pdf.
- Statistisches Bundesamt (Destatis) (2017): Bevölkerung Deutschland Stichtag 31.12.2017. In: *Genesis-Online: 12411-0001: Bevölkerung: Deutschland, Stichtag*. <https://www-genesis.destatis.de/genesis/online?operation=table&code=12411-0001&bypass=true&levelindex=0&levelid=1611656806242#abreadcrumb>. (12.07.2021).
- TU Wien (2017): Mapping and analyses of the current and future (2020 - 2030) heating/cooling fuel deployment (fos-sil/renewables). https://ec.europa.eu/energy/sites/ener/files/documents/mapping-hc-final_report-wp3-wp4.pdf (.).
- UBA (2006): Einsatz von Sekundärbrennstoffen. UBA-Texte 07/2006. Umweltbundesamt.
- UBA (2017): Grenzüberschreitende Verbringung von zustimmungspflichtigen Abfällen 2017 – Export. Umweltbundesamt.
- UBA (2018a): Emissionsbilanz erneuerbarer Energieträger - Bestimmung der vermiedenen Emissionen im Jahr 2017. Climate Change, CC 23/2018. Umweltbundesamt. S. 156. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/2018-10-22_climate-change_23-2018_emissionsbilanz_erneuerbarer_energien_2017_fin.pdf (18.04.2021).
- UBA (2018b): Bewertung EU Richtlinien Abfall, Stand 18.4.2018.
- UBA (2019): Emissionsbilanz erneuerbarer Energieträger. Bestimmung der vermiedenen Emissionen im Jahr 2018. Climate Change, CC 37/2019. Umweltbundesamt. S. 158. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/2019-11-07_cc-37-2019_emissionsbilanz-erneuerbarer-energien_2018.pdf (18.04.2021).
- Umweltbundesamt (2021): Zeitreihe Export von nicht notifizierungspflichtigen Abfällen nach Warengruppen.
- VDP (2018): Papier 2018. Ein Leistungsbericht. Annual Report.
- VDP (2019): Papierkompass. Verband Deutscher Papierfabriken (VDP), 2019. <https://www.vdp-online.de/industrie/statistik>.
- VDP (2020): Persönliche Kommunikation vom 14.08.2020.
- VDZ (2018): Umweltdaten der deutschen Zementindustrie 2018.
- Vogt; Gärtner; Münch; Reinhardt; Köppen; Daniel; Postel; Schlowin; Klinski; Brohmann; Fritsche; Hennenberg; Hünecke; Rausch; Köppel; Peter; Pusch; Schultze (2008): Optimierung für einen nachhaltigen Ausbau der Biogaserzeugung und -nutzung in Deutschland. Forschungsprojekt des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU), FKZ: 0327544. Heidelberg: Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH (ifeu).
- Vogt, R. (2021): Treibhausgasemissionen der Abfall- und Kreislaufwirtschaft. Deutsch-Russische Konferenz "Abfall- und Kreislaufwirtschaft im Zeichen der anvisierten Klimaneutralität (virtuelle Veranstaltung, 30.03.2021).
- Vogt, R.; Derreza-Greeven, C.; Giegrich, J.; Dehoust, G.; Möck, A.; Merz, C. (2015): Klimaschutzpotenziale der Abfallwirtschaft. Darstellung der Potenziale zur Verringerung der Treibhausgasemission aus dem Abfallsektor in den OECD Staaten und ausgewählten Schwellenländern; Nutzung der Erkenntnisse im Abfalltechniktransfer. UBA-Texte 46/2015. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau. S. 238. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/texte_46_2015_klimaschutzpotenziale_der_abfallwirtschaft_0.pdf (09.02.2021).

- Vogt, R.; Fehrenbach, H.; Wiegel; Ebert, K. (2012): Maßnahmenplan zur Umsetzung einer vorbildhaften klimafreundlichen Abfallentsorgung im Land Berlin. Im Auftrag der Senatverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt Berlin.
https://www.berlin.de/senuvk/umwelt/abfall/entsorgung/download/studie_langfassung.pdf (13.12.2020).
- Vogt, R.; Ludmann, S. (2019): Stoffstrom-, Klimagas- und Umweltbilanz für das Jahr 2018 für das Land Berlin. Im Auftrag der Senatsverwaltung für Umwelt, Verkehr und Klimaschutz Berlin.
https://www.berlin.de/senuvk/umwelt/abfall/bilanzen/download/Abfallbilanz_2018.pdf (30.10.2020).
- Vogt, R.; Reinhardt, J. (2015): Stoffstrom-, Klimagas- und Umweltbilanz für das Jahr 2014 für das Land Berlin. SKU-Bilanz. S. 127.
- Völler, K. (2020): Völler, K., dena(Deutsche Energie-Agentur): Persönliche Kommunikation vom 12.03.2020.
- WDK (2018): Wirtschaftsverband der deutschen Kautschukindustrie e.V. (WDK), Pressemitteilung vom 25.07.2018. <https://www.wdk.de/pressemitteilungen-uebersichtsseite>. (20.08.2020).
- Wilts; Gries; Steger; Jepsen; Zimmermann; Rödig; Wagner; Günther; Knappe; Gsell; Dehoust; Beilke (2020): Fortschreibung des Abfallvermeidungsprogramms auf Basis einer Analyse und Bewertung des Umsetzungsstandes. Wuppertal Institut in Zusammenarbeit mit ifeu, Ökopol, INTECUS und Öko-Institut. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, FKZ 3716 34 328 0. UBA-Texte 203/2020., 203/2020. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau.

A Anhang

A.1 Datenquellen: Daten der deutschen Abfallstatistik - Destatis

Destatis veröffentlicht jährlich die „Abfallbilanz“ (Destatis 2019c) und die Fachserie 19, Reihe 1 „Abfallentsorgung“ (Destatis 2019b). Für dieses Projekt wurden zusätzlich differenziertere Informationen zu den Anlagentypen erworben (Destatis 2019c). Für die Bilanz der Lebensmittelabfälle wurden von Destatis zusätzliche Berechnungen für die Jahre 2014 und 2016 zur Verfügung gestellt (Destatis 2020).

A.1.1 Abfallbilanz (Quelle Destatis 2019a)

In der Abfallbilanz werden Aufkommen und Verbleib der Abfälle nach Art der Abfälle in

- ▶ Siedlungsabfälle (haushaltstypische und sonstige)
- ▶ Abfälle aus Gewinnung und Behandlung von Bodenschätzen
- ▶ Bau- und Abbruchabfälle sowie
- ▶ Übrige Abfälle (insbesondere aus Produktion und Gewerbe)

zusammengefasst.

Unter Siedlungsabfälle werden „alle Abfälle des Abfallkapitels 20 (Haushaltsabfälle und ähnliche gewerbliche und industrielle Abfälle sowie Abfälle aus Einrichtungen, einschließlich getrennt gesammelter Fraktionen) und der Abfallgruppe 1501 (Verpackungen – einschließlich getrennt gesammelter, kommunaler Verpackungsabfälle)“ verstanden (Destatis 2019c).

Die Abfallbilanz basiert v. a. auf den Daten von Tabelle 1.1 der Fachserie 19, Reihe 1 (FS19, R1). Bei den Inputdaten werden die aus dem Inland angelieferten Abfälle zusammen mit den im eigenen Betrieb erzeugten herangezogen. Zudem enthalten sind die aus Deutschland exportierten Abfallmengen aus Tabelle 20.1, FS19, R1, die dort allerdings ausschließlich für Abfallkapitel (2-stellige EAV-Schlüssel) benannt sind. Für Verpackungsabfall u. ä. (EAV 15) beträgt die in 2017 nach Deutschland importierte Menge 184.000 Mg, die aus Deutschland exportierte 49.000 Mg. Siedlungsabfälle (EAV 20) wurden 297.000 Mg importiert und 213.000 Mg exportiert. (Destatis 2019b)

Die exportierten Mengen an Siedlungsabfällen sind vergleichsweise gering. Sie werden in dieser Studie mit in Betrachtung einbezogen, da dies auch der Logik der europäischen Abfallstatistik entspricht und somit Konsistenz zur Bilanzierung der EU-Bilanzräume besteht.

In der Abfallbilanz ist der Verbleib nur grob in verschiedene Beseitigungsverfahren, energetische und stoffliche Verwertung unterteilt. Da diese Auflösung für die hier zu erarbeitende THG-Bilanz nicht ausreicht, ist es erforderlich die Daten der FS19, R1 heranzuziehen. Dadurch kann es zu kleineren Abweichungen in Bezug auf die Abfallbilanz kommen, da die Zuordnungen der EAV-Schlüssel zu den Bezeichnungen in der Abfallbilanz nicht immer bekannt sind. Da die Exporte wie oben beschrieben, berücksichtigt werden, ergibt sich hieraus kein Unterschied zur Abfallbilanz. Der Umgang mit Exporten bei den anderen Abfallströmen ist in den jeweiligen Kapiteln dokumentiert.

A.1.2 Abfallentsorgung, Fachserie 19, Reihe 1 (Destatis 2019b)

In der Fachserie 19, Reihe 1 (Destatis 2019b) ist die Abfallentsorgung dokumentiert. Basis sind Abfragen bei den Betreibern von Abfallbehandlungsanlagen.

Als zusätzliche Information werden im Rahmen der FS19, R1 in Tabelle 23.1.1-2 und folgende, die Erhebungen der Länder aus Meldungen der Kreise bzw. der öffentlich-rechtlichen Entsorger (öRE) zu dem bundesweiten Aufkommen an Haushaltsabfällen zusammengeführt. Da es sich dabei um gänzlich unterschiedliche Erhebungsverfahren handelt sind diese nicht in allen Fällen deckungsgleich.

Neben dem Input wird für die meisten Entsorgungsanlagen auch deren Output nach Abfallarten berichtet. Diese Informationen können für die THG-Bilanz jedoch nicht genutzt werden, da die Statistik „Abfälle aus Abfallbehandlungsanlagen“ unter dem Abfallkapitel 19 (EAV 19) erfasst. Für Siedlungsabfälle ist beispielsweise eine Zuordnung zu 15er und 20er EAV-Schlüsseln des gemeldeten Inputs ist nicht möglich. Bei den im Output ebenfalls gelisteten Abfallarten der Abfallkapitel 1501 und 20 handelt es sich i.d.R. um geringe Abfallmengen, die in der Behandlungsanlage entweder lediglich umgeschlagen wurden oder im eigenen Betrieb angefallen sind. Eine Ausnahme bilden die im Bilanzraum Bau- und Abbruchabfälle betrachteten Bauschuttzubereitungsanlagen. Hier werden weit überwiegend Bau- und Abbruchabfälle angenommen, so dass für diese Behandlungsart eine Outputanalyse vorgenommen werden konnte (s. Kapitel 8.1.2.1).

A.1.3 Sondertabellen nach Anlagenart (Destatis 2019c)

In der Fachserie 19, Reihe 1 werden in einigen Tabellen zu unterschiedlichen Anlagen mehrere Anlagenarten zusammengefasst, so dass eine konkrete Zuordnung der Abfallschlüssel erschwert wird.

Deshalb wurden im Rahmen der Recherchen zu dieser Studie von Destatis zusätzliche Tabellen erworben, die jeweils den Input und Output folgender Anlagen detaillierter aufschlüsseln.

► Thermische Abfallbehandlungsanlagen:

- Abfallverbrennungsanlagen
- Klärschlammverbrennungsanlagen
- Sonderabfallverbrennungsanlagen
- sonstige Anlagen zur thermischen Behandlung von Abfällen (z. B. Pyrolyseanlagen)

► Feuerungsanlagen mit energetischer Verwertung von Abfällen:

- Ersatzbrennstoffkraftwerke (EBS-KW)
- Biomassekraftwerke (BMKW)
- anderes Kraftwerk (z. B. Kohlekraftwerk)
- Heizkraftwerk (Anlagen, die Wärme, aber keinen Strom erzeugen)
- Anlage für andere Produktionszwecke (z. B. Mitverbrennung in Zement-, Kalk-, Ziegel- oder Stahlwerken)

► Biologische Behandlungsanlagen:

- Bioabfallkompostierungsanlagen

- Grünabfallkompostierungsanlagen (für überwiegend Grünabfälle)
- Biogas- und Vergärungsanlagen
- Kombinierte Kompostierungs- und Vergärungsanlagen
- Klärschlammkompostierungsanlagen
- sonstige biologische Behandlungsanlagen

In den Sonderauswertungen werden Daten teilweise nicht komplett angegeben, da Betriebsgeheimnisse gewahrt werden müssen. Außerdem liegen die Daten nur als Gesamtinput, also mit den Anlieferungen aus dem Ausland vor. Deshalb können die Daten in den einzelnen Anlagentypen sowohl höher als auch niedriger sein als die Werte in den zugehörigen Tabellen der FS19, R1, in denen die einzelnen Anlagentypen zusammengefasst sind. Im Einzelnen erfolgt eine fallweise Entscheidung und Erläuterung, ob Werte der Sonderauswertungen oder Werte der Tabellen aus FS19, R1 verwendet werden.

A.1.4 Zusätzliche Berechnungen des Statistischen Bundesamtes (Destatis 2020)

Für die Bilanzierung der Lebensmittelabfälle wurden von Destatis zusätzliche Berechnungen zur Verfügung gestellt. Diese konnten insbesondere genutzt werden, um die Aufteilung des Aufkommens nach NACE-Sektoren in den relevanten EAK-Stat-Kategorien auf dem Niveau der EAV-Schlüssel zu bewerten.

A.2 Datenquellen: Weitere Quellen

Eine wichtige Quelle zur Ergänzung der statistischen Informationen waren die Ergebnisse von **Studien des Umweltbundesamtes**. Insbesondere wurden folgende Vorhaben berücksichtigt:

- ▶ UBA-Texte 18/2015: Stoffstromorientierte Lösungsansätze für eine hochwertige Verwertung von gemischten gewerblichen Siedlungsabfällen (Dehne et al. 2015)
- ▶ UBA-Texte 51/2018: Energieerzeugung aus Abfällen (Flamme et al. 2018)
- ▶ UBA-Texte 49/2019: Ermittlung von Kriterien für eine hochwertige Verwertung von Bioabfällen und Ermittlung von Anforderungen an den Anlagenbestand (Knappe et al. 2019)
- ▶ UBA-Texte 139/2019: Aufkommen und Verwertung von Verpackungsabfällen in Deutschland (GVM 2019)
- ▶ FKZ 3717 34 331 0: Weiterentwicklung der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung (MBA) mit den Zielen der Optimierung der Ressourceneffizienz und Minimierung von Treibhausgasemissionen - 2. Zwischenbericht (Ketelsen / Becker 2019)
- ▶ FKZ 3717 34 341 0: Ermittlung von Kriterien für hochwertige anderweitige Verwertungsmöglichkeiten von Bioabfällen (Bulach et al. 2021)
- ▶ FKZ 3717 35 344 0: Vergleichende Analyse von Siedlungsrestabfällen aus repräsentativen Regionen in Deutschland zur Bestimmung des Anteils an Problemstoffen und verwertbaren Materialien (Dornbusch et al. 2020)
- ▶ FKZ 3717 35 340 0: Evaluierung der Altholzverordnung im Hinblick auf eine notwendige Novellierung (Flamme et al. 2020)

Für den Bilanzraum Lebensmittelabfälle (LMA) wurde außerdem insbesondere der Thünen-Report 71 „Lebensmittelabfälle in Deutschland – Baseline 2015“ herangezogen (Thünen 2019a).

Diese aktuell umfassendste Studie zu Lebensmittelabfällen, die das Thünen-Institut zusammen mit der Uni Stuttgart 2019 vorgelegt hat, wurde zur Plausibilisierung der für diese Studie verwendeten Daten herangezogen (insbes. zum Aufkommen, s. Kapitel 6.1.2). Für die Bilanzierung im Rahmen dieser Studie wird allerdings mit den von Destatis (2019b, 2019c, 2020) berichteten Werten gerechnet, da diesen Quellen detailliertere Informationen zum Verbleib der LMA in Abfallbehandlungsanlagen entnommen werden können. Dies ist für die angestrebte Quantifizierung der mit ihrer Behandlung verbundenen THG-Emissionen wesentlich.¹⁴³

Weitere einschlägige Studien, die als Informationsquellen verwendet wurden, sind im Quellenverzeichnis dokumentiert (s. Kapitel 11).

Zudem wurden von **Fachverbänden** bereitgestellte Informationen genutzt bzw. erfragt.

Für Schlacken aus der thermischen Abfallbehandlung wurden Informationen von IGAM und ITAD herangezogen (ITAD / IGAM 2019). Weiterhin wurden Informationen von ITAD zu den Leistungen bei Verbrennungsanlagen ausgewertet. Für die Bilanz der Bau- und Abbruchabfälle wurde der 11. Monitoring-Bericht der Kreislaufwirtschaft Bau¹⁴⁴ herangezogen (Kreislaufwirtschaft Bau 2018). Für Informationen zum Einsatz ehemaliger Lebensmittel in der Futtermittelherstellung wurde der Bundesverband Futtermittel aus Nebenprodukten e.V. (BFaN) kontaktiert.

Die Informationen aus den Verbänden wurden insbesondere im Bereich Lebensmittelabfälle und Herstellung von Futtermitteln um **Interviews mit Fachkundigen** ergänzt.

A.3 Siedlungsabfälle - Vergleich Verpackungsabfallmengen Destatis – GVM

Tabelle 80: Vergleich „Verwertung“ nach Destatis versus GVM – 2017, bei GVM ohne Anteile in die Müllverbrennung ohne R1; Mitverbrennung und sonstige (GVM 2019)

Materialfraktion	Ergebnisse Destatis (2019b)			GVM (4)	Differenz (5)
	Verkaufsverpackungen (1)	Transportverp. Verkaufsverp., Großgewerbe (2)	Gesamt (3)		
Glas	1.000 Mg	1.000 Mg	1.000 Mg	1.000 Mg	1.000 Mg
Papier, Pappe, Karton	1.870,80	225,2	2.096,00	2.440,30	344,3
Kunststoff	1.232,10	3.107,60	4.339,70	7.262,70	2.923,00
Aluminium	1.233,80	329,1	1.562,90	2.433,10	870,2
Weißblech (Stahl)	61,2	3,4	64,6	107,5	42,9
	271,4	68,3	339,7	793,9	454,2

¹⁴³ Im Bereich der Lebensmittelverarbeitung weicht das zugrunde gelegte Aufkommen damit zwar bei einigen Lebensmittelarten deutlich von den Angaben in Thünen (2019a) ab, die Abweichungen wurden im Hinblick auf die allgemein unsichere Datenlage jedoch insgesamt als vertretbar bewertet (s. Kapitel 4.2.2).

¹⁴⁴ Verbund der deutschen Baustoffindustrie, der Bauwirtschaft und der Entsorgungswirtschaft; <http://kreislaufwirtschaft-bau.de/>; letzter Zugriff: 10.06.2020

Materialfraktion	Ergebnisse Destatis (2019b)			GVM (4)	Differenz (5)
	Verkaufs- verpackungen (1)	Transportverp. Verkaufsverp., Großgewerbe (2)	Gesamt (3)		
Holz	k.A.	495,8	495,8	2.090,00	1.594,20
Sonstige (6)	722,6	651	1.373,60	136,7	-1.236,90
Insgesamt	5.391,80	4.880,30	10.272,30	15.264,20	4.991,90

- (1) von dualen Systemen und Branchenlösungen abgegebene Menge nach der Sortierung, einschl. getrennt erfasster Materialien, nach Destatis (2019b) Tab. 22.2
- (2) Eingesammelte Transport- und Umverpackungen und bei gewerblichen und industriellen Endverbrauchern eingesammelte Verkaufsverpackungen, nach Destatis (2019b) Tab. 21.1
- (3) Summe Spalte (1) und Spalte (2)
- (4) zugrunde gelegte Mengen nach GVM-Ergebnissen (stoffliche und energetische Verwertung, hier ohne energetische Verwertung in MVAs bzw. von Materialien aus MBAs) nach (GVM 2019)
- (5) Spalte (4) abzgl. Spalte (3)
- (6) in Spalte (4) nur Flüssigkeitskarton berücksichtigt, daher mit den Abgrenzungen der Spalten (1) und (2) überhaupt nicht vergleichbar

Als wesentliche Gründe für die Differenzen gibt GVM an, dass:

- ▶ die erfassenden Betriebe weisen sehr vielfältige Organisationsformen auf und sind häufig nur nebenbei als Einsammler tätig,
- ▶ Entsorgungsstrukturen sowie Vertriebs- und Verwertungswege sind komplex, die Schnittstelle Sammlung nicht eindeutig,
- ▶ Gewerbebetriebe schließen z.T. direkt mit Altstoffhändlern, -aufbereitern und -verwertern Entsorgungsverträge, die vermutlich nur unzureichend berücksichtigt werden
- ▶ GVM berücksichtigt die Mengen aus dem Einwegpfand von 0,41 Mio. Mg, Destatis nicht,
- ▶ Sammelmengen aus ausgesonderten Mehrwegverpackungen könnten unberücksichtigt bleiben.

A.4 Siedlungsabfälle - Eigenkompostierung

Die Einbeziehung der Eigenkompostierung in die Recyclingquote ist nicht einfach, da die Kompostmengen mit Unsicherheiten behaftet sind und keine konsistenten Daten über die Freisetzung gasförmiger Emissionen während des Abbaus der organischen Abfälle vorliegen. Nach Bulach et al. (2021) geht aus Studien hervor, dass die mittels Eigenkompostierung behandelten Abfallmengen, insbesondere mit steigender Gartenfläche, maßgeblich aus Gartenabfällen bestehen. Die Menge an produziertem Gartenabfall hängt stark von der Siedlungsstruktur, der Größe des Gartens und der Jahreszeit ab. Ernährungsgewohnheiten, aber auch die Möglichkeit, weitere Entsorgungswege, wie z. B. Grünschnittsammelplätze zu nutzen, erschweren die Generierung einer belastbaren Datenbasis zur Eigenkompostierung. Interessant ist ebenfalls die in Bulach et al. (2021) im Detail beschriebene rechtliche Lage des Anschlusszwangs an die Biotonnensammlung. Eine mögliche Befreiung kann kommunal unterschiedlich gehandhabt werden, teilweise ist nur eine Reduzierung des Biotonnenvolumens möglich. Kriterien wie der Mindestabstand des Komposters zur Grundstücksgrenze oder eine vorhandene Mindestfläche zur Ausbringung des Komposts können gefordert werden, um eine

Eigenkompostierung nachzuweisen; in der Praxis werden sie jedoch selten überprüft (Bulach et al. 2021).

Im Hinblick auf die Umweltwirkungen werden in Bulach et al. (2021) sowohl positive als auch negative Wirkungen aufgeführt, die im Folgenden kurz zusammengefasst wiedergegeben werden: Positive Beiträge werden u. a. dadurch erzielt, dass der selbst produzierte Kompost als Düngemittel und Bodenverbesserer eingesetzt wird und dabei gekauften möglicherweise torfhaltigen Kompost und industriell hergestellten Handelsdünger substituiert. Nach Krause et al. (2014) lassen sich rund 0,6 m³ Kompost pro Tonne Garten- und Küchenabfälle herstellen, für die Ökobilanzierung in Bulach et al. (2021) wurde mit 468 kg Kompost pro Tonne gerechnet. Der logistische Aufwand ist dabei bedeutend geringer als bei der großtechnischen Kompostierung, da Transport, Anlagentechnik und Inverkehrbringung entfallen. Eigenkompostierung kann auch die Organikfraktion im Restabfall reduzieren. Nachteile der Eigenkompostierung sind der Verzicht auf Energie- und Wärmegewinnung, wie es die großtechnischen Verfahren leisten. Bei schlechter fachlicher Praxis können spezifische Emissionswerte, die der Großanlage übersteigen. Weitere Details sowie Informationen zu rechtlichen Rahmenbedingungen und Anforderungen können Bulach et al. (2021) entnommen werden.

Die Emissionen der Eigenkompostierung hängen u. a. von der Zusammensetzung des zu verrottenden Gutes, der Verfahrensführung und den Wetterbedingungen ab, die stark abweichen können. Mehrere Studien (Adhikari et al. 2013; Amlinger et al. 2008; Andersen et al. 2010, 2011, 2012; Chan et al. 2010; Colón et al. 2010; Lleó et al. 2013; Lu et al. 2020; Martínez-Blanco et al. 2010; Quirós et al. 2014) untersuchen die Menge und die Auswirkungen von Methan- (CH₄) und Lachgasemissionen (N₂O). Dennoch werden nicht in allen Studien Treibhausgasemissionen angegeben, und einige neuere Studien, wie (Lu et al. 2020) und (Quirós et al. 2014), beziehen sich auf die Ergebnisse früherer Studien. In Tabelle 81 sind die CH₄- und N₂O-Emissionen sowie die CO₂-Äquivalente aus Studien aufgeführt, in denen Emissionsmessungen durchgeführt wurden.

Tabelle 81: Zusammenfassung der CH₄- und N₂O-Emissionen aus Studien zur Eigenkompostierung

CH ₄	N ₂ O	CO ₂ -Äq	Art des Abfalls	Mischungsfrequenz	Referenz
in kg/Mg Abfall					
4,2	0,45	239	Küchenabfall	Wöchentlich	(Andersen et al. 2010)
3,7	0,39	210	Küchenabfall	Wöchentlich	(Andersen et al. 2010)
0,8	0,39	127	Küchenabfall	jede 6. Woche	(Andersen et al. 2010)
1	0,55	187	Küchenabfall	jede 6. Woche	(Andersen et al. 2010)
0,4	0,3	100	Küchenabfall	keine Mischung	(Andersen et al. 2010)
0,6	0,32	111	Küchenabfall	keine Mischung	(Andersen et al. 2010)
0,788	0,192	76	Biogut ¹	Einmal	(Amlinger et al. 2008)
2,185	0,454	187	Biogut	keine Mischung	(Amlinger et al. 2008)
0,158	0,676		Biogut	Wöchentlich	(Martínez-Blanco et al. 2010)

CH ₄	N ₂ O	CO ₂ -Äq	Art des Abfalls	Mischungsfrequenz	Referenz
	0,333	99	Abfälle aus der Biotonne ²	Wöchentlich	(Adhikari et al. 2013)
	0,187	56	Abfälle aus der Biotonne	Wöchentlich	(Adhikari et al. 2013)
	0,327	97	Abfälle aus der Biotonne	Wöchentlich	(Adhikari et al. 2013)
0,05	0,253	75,05	Abfälle aus der Biotonne	keine Mischung	(Adhikari et al. 2013)
1,35	1,16		Abfälle aus der Biotonne	Wöchentlich	(Lleó et al. 2013)
0,3		83	Abfälle aus der Biotonne	Wöchentlich	(Colón et al. 2010)
0,85	0,72	50	Abfälle aus der Biotonne	keine Mischung	(bifa 2014) ³

1) Biogut: Mittels Biotonne und/oder Biosack getrennt erfasste Nahrungs- und Küchenabfälle sowie Gartenabfälle aus Privathaushalten.

2) Abfälle aus der Biotonne: Summe aus Biogut und Grüngut (Grüngut: Getrennt erfasste Gartenabfälle aus Privathaushalten sowie bei der kommunalen Pflege erzeugte Park- und Landschaftspflegeabfälle).

3) Keine unabhängigen Untersuchungen; Emissionen werden analog zur Grünabfallkompostierung geschätzt

Nach (Amlinger et al. 2008) sind die wichtigsten Aspekte der Kompostierung, die sich auf die Emissionen auswirken, die Belüftungsrate, das mechanische Rühren, die Feuchtigkeitskontrolle und die Temperaturregelung. Sie verglichen Eigenkompostierung und Mietenkompostierung und stellten fest, dass eine Eigenkompostierungseinheit, die während des 52-wöchigen Zeitraums einmal mechanisch gewendet wurde, Emissionen von 0,788 kg CH₄/Mg Abfall und 0,192 kg N₂O/Mg Abfall aufwies. Das Ergebnis zeigt, dass die gasförmigen Emissionen bei der Eigenkompostierung höher sein können als bei der Mietenkompostierung.

(Adhikari et al. 2013) untersuchten die gasförmigen Emissionen verschiedener Arten von Kompostbehältern, nämlich Holzbehälter, Kunststoffbehälter, gemischter Erdhaufen und ungemischter Erdhaufen. Sie konnten keine CH₄-Freisetzung aus Kompostern feststellen, die regelmäßig gemischt wurden, während ungemischte Erdhaufen 0,05 kg CH₄/Mg Abfall emittierten. Sie argumentierten, dass die hohen CH₄-Emissionen auf eine mangelnde Durchmischung und einen höheren Gehalt an Lebensmittelabfällen auf Trockenmassebasis zurückzuführen sind. Beides zusammen könnte zu geringeren Belüftungsraten und gleichzeitig zu einem höheren Sauerstoffbedarf aufgrund der größeren biologischen Abbaubarkeit führen, was die methanogenen Bedingungen erhöht (Adhikari et al. 2013). Die Lachgasemissionen waren am niedrigsten (0,187 kg N₂O/Mg Abfall) bei dem Kunststoffbehälter mit Belüftungslöchern am Boden und an der Oberseite. Der Holzbehälter und der gemischte Erdhaufen wiesen die höchsten Lachgasemissionen auf (0,333 und 0,327 kg N₂O/Mg Abfall), erzeugten aber auch die trockensten Komposte.

Darüber hinaus untersuchten (Andersen et al. 2010) die Emissionen der Eigenkompostierung mit unterschiedlichen Mischungsfrequenzen. Während des einjährigen Kontrollzeitraums wiesen die wöchentlich gemischten Einheiten 11-mal höhere CH₄-Emissionswerte (3,7 - 4,2 kg CH₄/Mg Abfall) auf als die Einheiten ohne jegliche Mischung (0,4 - 0,6 kg CH₄/Mg Abfall). Die N₂O-Emissionen waren unabhängig von der Behandlungsmethode und lagen zwischen 0,3

und 0,55 kg N₂O/Mg Abfall. Im Gegensatz zu anderen Studien beobachteten (Andersen et al. 2010), dass die Methanemissionen nach dem Mischen der organischen Abfälle tendenziell deutlich anstiegen, aber innerhalb einer Stunde auf das ursprüngliche Niveau zurückgingen. Dagegen war der gleiche Trend bei Lachgas nur in sehr geringem Maße zu beobachten. Die unerwarteten Unterschiede bei den CH₄-Emissionen zwischen den Behandlungsmethoden könnten mit dem unterschiedlichen Grad der Verdichtung des Materials, dem Eindringen von Luft in die Kompostieranlagen und der CH₄-Oxidation zusammenhängen (Andersen et al. 2010). Daraus wurde geschlossen, dass eine häufig wiederholte mechanische Belüftung vermieden werden sollte, um erhöhte Methanemissionen zu vermeiden. Allerdings könnte das organische Material bei geringerer Belüftung langsamer abbauen und reifen, was die Zusammensetzung des Endprodukts weiter beeinflussen könnte. Außerdem wirken sich jahreszeitliche Temperaturschwankungen auf die gasförmigen Emissionen aus. Im Frühjahr und Sommer, bei Durchschnittstemperaturen von 15 °C, können hohe CH₄- und N₂O-Emissionen auftreten, während sie im Winter bei Temperaturen unter 0 °C deutlich abnehmen (Andersen et al. 2010).

In einigen Studien zur Eigenkompostierung wurden die Messungen im Sommer und Herbst bei warmen und feuchten Bedingungen durchgeführt (z. B. (Chan et al. 2010)), in einigen jedoch in den kälteren Monaten im Winter und im frühen Frühjahr (Colón et al. 2010; Martínez-Blanco et al. 2010). Diese Tatsache kann in gewissem Maße zu den unterschiedlichen Emissionsfaktoren der Eigenkompostierung beitragen und sollte bei einem Vergleich berücksichtigt werden.

Die CH₄- und N₂O-Emissionen variieren in Abhängigkeit von Faktoren wie der Art der Komposttonne, der Menge der zugeführten organischen Abfälle und der Behandlungsmethode. Die Gesamtbandbreite der Emissionen aus den verschiedenen Studien zur Eigenkompostierung reicht von 0,05 bis 4,2 kg CH₄/Mg Abfall und 0,187 bis 1,16 kg N₂O/Mg Abfall. Zum Vergleich: (IPCC 2006) gibt Standardwerte für die zentrale Kompostierung an, die entweder in einer ähnlichen Größenordnung wie für CH₄ (4 kg CH₄/Mg Abfall) oder viel niedriger wie für N₂O (0,24 kg N₂O/Mg Abfall) liegen. Es ist anzumerken, dass insbesondere die Emissionen von N₂O, das ein höheres Treibhauspotenzial als CH₄ hat, den IPCC-Standardwert um das 2,5- bis 15,7-fache übersteigen.

Insgesamt bleiben deutliche Unsicherheiten. Aufgrund der vielen Variablen, die die Methan- und Lachgasemissionen beeinflussen, ist es sehr schwierig, diese für einen größeren Maßstab repräsentativ zu bestimmen. Insgesamt sind weitere Forschungsarbeiten erforderlich, um die gasförmigen Emissionen im Zusammenhang mit der Eigenkompostierung genauer zu quantifizieren, die Faktoren, die die Emissionen beeinflussen, zu ermitteln und Methoden zur Minimierung dieser Emissionen zu finden. Vor dem Hintergrund dieser Unsicherheiten sowie der weiteren Unsicherheiten in Bezug auf den Nutzen der Eigenkompostierung und da das Szenario der Eigenkompostierung in der RC-Rate in dieser Studie nur dazu dient, den Einfluss auf die Recyclingrate aufzuzeigen, ist die Eigenkompostierung in dieser Studie als "neutral" für den Klimawandel bewertet.

A.5 Lebensmittelabfälle – Berücksichtigte EAV-Schlüssel und Lebensmittelabfall-Anteile

Tabelle 82: Lebensmittelabfälle – Berücksichtigte EAV-Schlüssel und Lebensmittelabfall-Anteile

EAK-Stat-Code bzw. EAV-Schlüssel	Abfallart	LM-Anteil	Quelle
W091 Tierische und gemischte Nahrungsmittelabfälle			
EAV 02 01 02	Abfälle aus tierischem Gewebe	67 %	Facheinschätzung Argus
EAV 02 02 01	Schlämme von Wasch- und Reinigungsvorgängen	31 %	Facheinschätzung Argus
EAV 02 02 02	Abfälle aus tierischem Gewebe	100 %	Facheinschätzung Argus
EAV 02 02 03	für Verzehr oder Verarbeitung ungeeignete Stoffe	55 %	Facheinschätzung Argus
EAV 02 03 02	Abfälle von Konservierungsstoffen	0 %	Facheinschätzung Argus
EAV 02 05 01	für Verzehr oder Verarbeitung ungeeignete Stoffe	100 %	Facheinschätzung Argus
EAV 02 06 02	Abfälle von Konservierungsstoffen	0 %	Facheinschätzung Argus
EAV 19 08 09	Fett- und Ölmischungen aus Ölabscheidern, die Speiseöle und -fette enthalten	100 %	Facheinschätzung Argus
EAV 20 01 08	biologisch abbaubare Küchen- & Kantinenabfälle	100 %	Facheinschätzung Argus
EAV 20 01 25	Speiseöle und -fette	100 %	Facheinschätzung Argus
W092 Pflanzliche Abfälle			Facheinschätzung Argus
EAV 02 01 01	Schlämme von Wasch- und Reinigungsvorgängen	0 %	Facheinschätzung Argus
EAV 02 01 03	Abfälle aus pflanzlichem Gewebe	13 %	Facheinschätzung Argus
EAV 02 01 07	Abfälle aus der Forstwirtschaft	0 %	Facheinschätzung Argus
EAV 02 03 01	Schlämme aus Wasch-, Reinigungs-, Schäl-,	61 %	Facheinschätzung Argus

EAK-Stat-Code bzw. EAV-Schlüssel	Abfallart	LM-Anteil	Quelle
	Zentrifugier- und Abtrennprozessen		
EAV 02 03 03	Abfälle aus der Extraktion mit Lösemitteln	49 %	Facheinschätzung Argus
EAV 02 03 04	für Verzehr oder Verarbeitung ungeeignete Stoffe	67 %	Facheinschätzung Argus
EAV 02 06 01	für Verzehr oder Verarbeitung ungeeignete Stoffe	100 %	Facheinschätzung Argus
EAV 02 07 01	Abfälle aus der Wäsche, Reinigung & mechanischen Zerkleinerung des Rohmaterials	25 %	Facheinschätzung Argus
EAV 02 07 02	Abfälle aus der Alkoholdestillation	38 %	Facheinschätzung Argus
EAV 02 07 04	für Verzehr oder Verarbeitung ungeeignete Stoffe	83 %	Facheinschätzung Argus
EAV 20 02 01	biologisch abbaubare Abfälle	0 %	keine LMA erwartbar (Garten-, Park- und Friedhofsabfälle)
EAV 20 03 01 04	Abfälle aus der Biotonne	34 %	Thünen (2019a)
W101 Hausmüll und ähnliche Abfälle			
EAV 20030101 zzgl. anteilig 20030100 (nach Destatis 2019a)	Hausmüll, hausmüllähnliche Gewerbeabfälle, gemeinsam über die öffentliche Müllabfuhr eingesammelt	34 %	Dornbusch et al. (2020)
EAV 20030102 zzgl. anteilig 20030100 (nach Destatis 2019a)	Hausmüllähnliche Gewerbeabfälle, getrennt vom Hausmüll angeliefert oder eingesammelt	6 %	Dehne et al. (2015), Veras (2020)
EAV 200302	Marktabfälle	50 %	Facheinschätzung Öko-Institut
EAV 20 03 03, 20 03 07, 20 03 99	Straßenkehricht, Sperrmüll, Siedlungsabfälle a. n. g.	0 %	keine LMA erwartbar

A.6 Lebensmittelabfälle – Aufkommen nach Destatis ((2019a) & (2019b)) und Anteil an Lebensmittelabfällen für die einzelnen EAV-Schlüssel (exkl. NACE A-Mengen)

Tabelle 83: Lebensmittelabfälle – Aufkommen nach Destatis ((2019a) & (2019b)) und Anteil an Lebensmittelabfällen für die einzelnen EAV-Schlüssel (exkl. NACE A-Mengen)

Abfallart	EAV-Schlüssel	Aufkommen Input, gesamt	LM-Abfälle
Mengen in 1.000 Mg	Tabelle	Tab. 1.1	Tab. 1.1
		inkl. LMA-Anteil (s. Anhang A.3) und exkl. NACE A nach Destatis (2019c)	
Schlämme von Wasch- und Reinigungsvorgängen	02 01 01	12	0
Abfälle aus tierischem Gewebe	02 01 02	59	36
Abfälle aus pflanzlichem Gewebe	02 01 03	514	33
Abfälle aus der Forstwirtschaft	02 01 07	475	0
Schlämme von Wasch- und Reinigungsvorgängen	02 02 01	23	7
Abfälle aus tierischem Gewebe	02 02 02	174	164
für Verzehr oder Verarbeitung ungeeignete Stoffe	02 02 03	521	282
Schlämme aus Wasch-, Reinigungs-, Schäl-, Zentrifugier- & Abtrennprozessen	02 03 01	214	130
Abfälle von Konservierungstoffen	02 03 02	0	0
Abfälle aus der Lösemittelextraktion	02 03 03	0	0
für Verzehr oder Verarbeitung ungeeignete Stoffe	02 03 04	542	362
für Verzehr oder Verarbeitung ungeeignete Stoffe	02 05 01	72	72
für Verzehr oder Verarbeitung ungeeignete Stoffe	02 06 01	275	275
Abfälle von Konservierungstoffen	02 06 02	0	0

Abfallart	EAV-Schlüssel	Aufkommen Input, gesamt	LM-Abfälle
Abfälle aus der Wäsche, Reinigung und mechanischen Zerkleinerung des Rohmaterials	02 07 01	2	0,4
Abfälle aus der Alkoholdestillation	02 07 02	307	117
für Verzehr oder Verarbeitung ungeeignete Stoffe	02 07 04	54	44
Fett- und Ölmischungen aus Ölabscheidern	19 08 09	64	63
Biol. abbaubare Küchen- und Kantinenabfälle	20 01 08	1.003	971
Speiseöle und -fette	20 01 25	61	60
biologisch abbaubare Abfälle	20 02 01	5.908	0
Abfälle aus der Biotonne	20 03 01 04	4.466	1.533
Hausmüll, hausmüllähnliche Gewerbeabfälle (öffentliche Müllabfuhr)	20 03 01 01, anteilig 20 03 01 00	14.108	4.717
Hausmüllähnliche Gewerbeabfälle, getrennt von HM erfasst	20 03 01 02, anteilig 20 03 01 00	3.493	205
Marktabfälle	20 03 02	87	44
W091		1.976	1.655
W092 (inkl. 20030104)		12.768	2.494
W101 (ohne 20 03 03, 20 03 07, 20 03 99)		17.688	4.966
Summe, gesamt		32.432	9.115
Summe, ohne Hausmüll & HM-ähnliche GA			4.193
davon Siedlungsabfälle (Biotonne, 20 01 08, Marktabfälle)			2.547
davon Gewerbeabfälle (EAV 02 & 19, 20 01 25)			1.645

A.7 Aufkommen zur Erstbehandlung der Lebensmittelabfallströme

Tabelle 84: Aufkommen zur Erstbehandlung der Lebensmittelabfallströme

EAK-Stat	Abfallart	EAV	MVA	BMKW	Zementwerk	Vergärung	Kompostierung	Sonstige Behandlungsanlagen	Aufkommen rechnerisch
W091	Abfälle aus tierischem Gewebe	02 01 02	13.061		7.226	2.498		12.897	35.682
W091	Abfälle aus tierischem Gewebe	02 02 02	60.153		33.282	11.503		59.398	164.335
W091	für Verzehr oder Verarbeitung ungeeignete Stoffe	02 02 03	3.628		69.422	189.367		19.657	282.074
W091	für Verzehr oder Verarbeitung ungeeignete Stoffe	02 05 01	900			37.700		32.900	71.500
W091	Fett- und Ölmischungen aus Ölabscheidern, die Speiseöle und -fette enthalten	19 08 09				19.152		43.563	62.715
W091	biologisch abbaubare Küchen- und Kantinenabfälle	20 01 08	7.124			544.631	53.974	361.173	966.903
W091	Speiseöle und -fette	20 01 25				7.019		53.186	60.205
W092	Abfälle aus pflanzlichem Gewebe	02 01 03	45	5.434		9.812	14.761	338	30.390
W092	Schlämme aus Wasch-, Reinigungs-, Schäl-, Zentrifugier- und Abtrennprozessen	02 03 01				61.793		3.294	65.087
W092	für Verzehr oder Verarbeitung ungeeignete Stoffe	02 03 04	9.493	24.801		223.566	14.887	83.695	356.441
W092	für Verzehr oder Verarbeitung ungeeignete Stoffe	02 06 01	2.300			72.300		200.200	274.800

EAK-Stat	Abfallart	EAV	MVA	BMKW	Zementwerk	Vergärung	Kompostierung	Sonstige Behandlungsanlagen	Aufkommen rechnerisch
W092	Abfälle aus der Wäsche, Reinigung und mechanischen Zerkleinerung des Rohmaterials	02 07 01				361			361
W092	Abfälle aus der Alkoholdestillation	02 07 02				112.098		4.638	116.736
W092	für Verzehr oder Verarbeitung ungeeignete Stoffe	02 07 04				15.661		17.770	33.431
W092	Abfälle aus der Biotonne	20 03 01 04				662.473	846.541		1.509.014
W101	Marktabfälle	20 03 02	4.735			24.373	6.132	6.181	41.421
Summe			101.439	30.235	109.930	1.994.307	936.295	898.890	4.071.095

A.8 Gegenüberstellung des Abfallaufkommens nach Destatis und Thünen (2019a)

Die Darstellung und Diskussion des Aufkommens an Lebensmittelabfällen für das Referenzjahr 2015 erfolgt in Thünen (2019a) differenziert nach der Herkunft, wobei für die Lebensmittelverarbeitung nach NACE-Sektoren unterschieden wird. Zum Abgleich mit Destatis wurden daher die zusätzlichen Berechnungen des Statistischen Bundesamtes (Destatis 2020) verwendet, die eine Differenzierung nach NACE-Herkunft ermöglichen. Zur Gegenüberstellung mit Thünen (2019a) wurde das Referenzjahr 2016 angesetzt.¹⁴⁵ Der Abgleich der von Destatis in der Fachserie 19 Reihe 1 für das Referenzjahr 2016 berichteten Mengen zum Aufkommen¹⁴⁶ mit Destatis (2020) ergibt, dass den zusätzlichen Berechnungen ebenfalls die Mengen aus Tabelle 1.1 „Input insgesamt (aus dem Inland)“ als Aufkommen zugrunde liegen. Kleine Abweichungen zu dem in Kapitel 6.1.2.1 dargestellten Aufkommen nach Destatis (2019b) können folglich auf das unterschiedliche Referenzjahr zurückgeführt werden.

Zusätzlich zu den nach Destatis (2020) ausgewiesenen NACE-Kategorien wurden die Kategorien „andere Dienstleistungen“ und „übrige NACE-Codes“ eingeführt und aus den Differenzen zum jeweiligen übergeordneten Aggregat berechnet.

Um die gesamte nach Destatis (2020) berichtete Menge auf den LMA-Anteil umzurechnen, wurden für jeden EAV-Schlüssel die in Anhang A.3 dargestellten Werte angesetzt. Vereinfachend wurde zusätzlich angenommen, dass die Aufteilung auf die NACE-Sektoren proportional gleich bleibt.

Ein Ergebnis der Gegenüberstellung zeigt Tabelle 85 für Lebensmittelabfälle aus dem Gewerbe bzw. aus Biotonne und Restmüll. Die aus Biotonne berichteten Mengen stimmen sehr gut überein. Auch für Lebensmittelabfälle aus dem Gewerbe wie zeigt ein nicht dargestellter Vergleich eine gute Übereinstimmung.

Die Lebensmittelabfallmengen aus der Lebensmittelverarbeitung zeigen in einigen Sektoren deutliche Abweichungen. In Thünen (2019a) wurden sie über branchenspezifische Abfallquoten abgeschätzt, die sich auf die jeweiligen Produktionsmengen in den unterschiedlichen Wirtschaftszweigen beziehen und über Unternehmensbefragungen ermittelt wurden. Insbesondere bei Fleischabfällen, sowie Abfällen aus der Molkerei, Bäckerei und Getränkeherstellung unterscheiden sich die Werte stark. In allen Fällen ist es nicht einfach möglich, durch eine vorstellbare Variation der LMA-Anteile eine gute Übereinstimmung zu erreichen.

Bei den Fleischabfällen liegt der basierend auf Destatis (2020) abgeschätzte Wert mit 350.000 Mg deutlich höher als die über die Abfallquoten hochgerechneten Mengen nach Thünen (2019a) mit 3.000 bis 61.000 Mg. Eine mögliche Erklärung wäre, dass Fleischabfälle besonderen gesetzlichen Bestimmungen unterliegen, nach denen sie i. d. R. zunächst als tierische Nebenprodukte deklariert werden müssen und in entsprechende Behandlungsanlagen (z. B. Tierkörperverwertungsanstalten) gelangen. Somit wurden sie möglicherweise von den in Thünen (2019a) befragten Unternehmen i. A. nicht als Abfälle betrachtet.

Bei Lebensmittelabfällen aus den Bereichen Bäckerei, Molkerei und Getränkeherstellung liegen die basierend auf Destatis (2020) abgeleiteten Mengen mit 347.000 Mg deutlich unter den Angaben von Thünen (2019a) mit 552.000 bis 821.000 Mg. Hier liegt eine mögliche Erklärung in der Weiterverarbeitung zu Futtermitteln: Letztere wird von Destatis (2020) nicht erfasst, wenn

¹⁴⁵ Zweijähriger Berichtsturnus in geraden Jahren, so dass für 2015 keine Werte vorliegen.

¹⁴⁶ Nach Tabelle 1.1 (wie Destatis 2019b, jedoch für Referenzjahr 2016)

zur Nutzung als Futtermittel bestimmte ehemalige Lebensmittel als Nebenprodukte und nicht als Abfälle ausgewiesen werden (s. auch Kapitel A.9). In den von Thünen (2019a) berichteten Mengen könnten diese aufgrund der unterschiedlichen Erhebungsmethode jedoch enthalten sein. Allerdings weist auch Thünen (2019a) darauf hin, dass nach den aktuellen Festlegungen von UN und Europäischer Kommission Mengen, die in die Futtermittelherstellung gehen, nicht als Lebensmittelverluste oder -abfälle berichtet werden sollen. Diese Entschlüsse sind jedoch relativ neu¹⁴⁷, so dass sie bei der Datenerhebung möglicherweise noch keine Berücksichtigung fanden (s. auch Thünen 2019b).

Tabelle 85: Gegenüberstellung der Lebensmittelabfälle in Biotonne und Restmüll

Mengen in 1.000 Mg		Destatis (2020) zzgl. LMA-Anteil	Thünen (2019a)			Kommentar
			MW	min	max	
Restmüll	Haushalte	4.913	3.317	3.015	3.619	
	HH-ähnliche Gewerbeabfälle (kommunal)		830	750	900	unter "Außer-Haus-Verzehr" ausgewiesen
	HH-ähnliche Gewerbeabfälle (getrennt)	196	n. a.	n. a.	n. a.	
Biotonne		1.529	1.732	1.577	1.887	
sonst. Entsorgung	Eigenkompostierung, Verfütterung an Haustiere	n. a.	1.095	825	1.356	

Im Hinblick auf die allgemein unsichere Datenlage (s. auch Thünen (2019a), Ergebnisse bei der Verwendung von Abfallkoeffizienten aus der Literatur) werden die oben beschriebenen Abweichungen insgesamt als vertretbar bewertet. Andererseits sind die Datenlage und Zuordnung zu unsicher, als dass daraus quantitative Rückschlüsse, z. B. in Hinblick auf Mengen zur Verfütterung, getroffen werden könnten.

A.9 Weiterverarbeitung von ehemaligen Lebensmitteln zur Nutzung als Futtermittel

A.9.1 Abgrenzung der Behandlung von Lebensmittelabfällen von der Nutzung als Futtermittel

Ob zur Weiterverarbeitung als Futtermittel bestimmte ehemalige Lebensmittel statistisch als Abfälle erfasst werden, hängt davon ab, ob sie als Nebenprodukte (oder auch direkt Futtermittel) deklariert werden oder als Abfälle zur Verwertung. Nur in letzterem Fall erreichen die Ströme den Abfallstatus und werden dementsprechend mit EAV-Schlüssel über die Abfallstatistik erfasst. Im Rahmen der Gespräche mit Fachkundigen zeigte sich die Tendenz, dass der Anteil an Lebensmitteln, der aus der Lebensmittelproduktion in der Futtermittelindustrie weiterverarbeitet wird, nicht als Abfall deklariert wird. Dies hängt aber auch vom abgebenden Betrieb und der behördlichen Einschätzung ab. Auch bei ehemaligen Lebensmitteln, die bereits

¹⁴⁷ UN-Ebene (Champions 12.3) von 2017, EU-Ebene von 2018/2019 (s. Thünen 2019a)

Endprodukt waren, variiert die Einstufung, und die behördliche Entscheidung im konkreten Fall spielt eine Rolle. Eine quantitative Einschätzung wie sich die Anteile aufteilen, konnte nicht ermittelt werden. Der europäische Dachverband European Former Foodstuff Processors Association (EFFPA) vertritt die Forderung, dass ehemalige Lebensmittel, die zur Weiterverwendung als Futtermittel vorgesehen sind, an keiner Stelle als Abfälle eingestuft werden sollten.¹⁴⁸

Eine Handreichung der Europäischen Kommission differenziert die Einstufungsmöglichkeiten wie folgt (EC 2018):

3. Erzeugnisse, die nicht aus Erzeugnissen tierischen Ursprungs bestehen, diese nicht enthalten und nicht durch sie verunreinigt sind; diese Erzeugnisse nichttierischen Ursprungs können:
 - f) direkt zu Futtermitteln im Rahmen der Definition und des Anwendungsbereichs der Verordnung (EG) Nr. 178/2002 werden, wenn es sich um Nebenprodukte handelt, die beim Lebensmittelherstellungsprozess entstehen oder
 - g) zu Abfall im Rahmen der Definition und des Anwendungsbereichs der Abfallrahmenrichtlinie werden (bevor sie Futtermittel werden), wenn es sich bei ihnen um Endprodukte handelt;
4. Erzeugnisse, die aus Erzeugnissen tierischen Ursprungs bestehen, diese enthalten oder durch sie verunreinigt sind; diese Erzeugnisse tierischen Ursprungs werden tierische Nebenprodukte im Rahmen der Definition und des Anwendungsbereichs der Verordnung über tierische Nebenprodukte (bevor sie Futtermittel werden).

Diese Handreichung erschien im April 2018, also vor Herausgabe der aktuellen Abfallrahmenrichtlinie. Die Darstellung in EC (2018) legt nahe, dass mit der aktuellen Fassung der Abfallrahmenrichtlinie⁶⁴ auch Lebensmittel-Endprodukte, die für die Verarbeitung zu Futtermitteln bestimmt sind, nicht mehr als Abfälle betrachtet werden. Als Beispiele für Lebensmittel-Endprodukte sind dabei auch verpackte Kekse oder verpacktes Brot genannt.

Die Abfallrahmenrichtlinie⁶⁴ formuliert dazu für Stoffe pflanzlichen Ursprungs in Artikel 2 (2 e), dass „Stoffe, die für die Verwendung als Einzelfuttermittel gemäß Artikel 3 Absatz 2 g der Verordnung (EG) Nr. 767/2009 des Europäischen Parlaments und des Rates (2) bestimmt sind, die weder aus tierischen Nebenprodukten bestehen, noch tierische Nebenprodukte enthalten.“ „aus dem Anwendungsbereich dieser Richtlinie ausgeschlossen“ sind, soweit sie „bereits von anderen gemeinschaftlichen Rechtsvorschriften abgedeckt“ sind. Es werden dabei keine Details in Hinblick auf den Zustand dieser Stoffe erwähnt, z. B. in Hinblick auf Verpackungen.

Auch von der EFFPA wird dies als eine generelle Ausnahme von ehemaligen Lebensmitteln, die zur Verwendung als Futtermittel vorgesehen sind, aus dem Abfallregime interpretiert.¹⁴⁹

Nach Einschätzung des Umweltministeriums sind allerdings verpackte Lebensmittel, die nicht mehr für den menschlichen Verzehr geeignet sind, als Abfälle anzusehen. Als Futtermittel dürften diese regelmäßig nicht gelten, da sie erst entpackt werden müssen, wobei immer Reste der Verpackungen in der organischen Matrix verbleiben, die die Verarbeitung zu Tierfutter ausschließen (BMU 2020). Von Seiten der Futtermittelhersteller wurde berichtet, dass verpackte Lebensmittel i. d. R. maschinell entpackt und von Verpackungsmaterial gesäubert werden, sowie

¹⁴⁸ <https://www.fffpa.eu/what-are-former-foodstuffs/>, letzter Zugriff: 18.05.2020

¹⁴⁹ <https://www.fffpa.eu/revised-waste-framework-directive-confirms-former-foodstuffs-are-not-waste/>, letzter Zugriff: 03.06.2020

ggf. auch händischer Nachkontrolle unterzogen, um die Vorgabe zu erfüllen, dass im Futtermittel keine Verpackungsbestandteile mehr enthalten sein dürfen.¹⁵⁰

Eine eindeutige Abgrenzung zwischen der Behandlung von Lebensmittelabfällen von der Weiterverarbeitung für die Nutzung als Futtermittel konnte im Rahmen dieser Studie nicht identifiziert werden. Basierend auf verschiedenen Quellen und da das Referenzjahr der Studie vor der Annahme der aktuellen Fassung der Abfallrahmenrichtlinie liegt, scheint es möglich, dass auch Lebensmittelabfälle in der Abfallstatistik auftauchen, die später in die Verfütterung gehen. Es scheint jedoch ebenso wahrscheinlich, dass sie vielfach als Nebenprodukte deklariert und damit nicht erfasst sind.

Im Rahmen dieser Studie wird die Verfütterung von ehemaligen Lebensmitteln separat betrachtet. Als Mengengerüst werden die Verbandsangaben für die Futtermittelherstellung aus dem Bereich Back- und Süßwaren zugrunde gelegt (s. Kap. A.9.2), in denen anteilig statistisch erfasste LMA enthalten sein können. Die Basisbilanz für die statistisch erfassten Lebensmittelabfälle (s. Kap. 6.1.2.1) schließt demgegenüber die Weiterverarbeitung zu Futtermitteln als Behandlungsoption komplett aus. Für die Mengen, die in „Sonstigen Behandlungsanlagen“ behandelt werden, wird angenommen, dass sie vorbehandelt (insbes. entpackt) und danach vergoren (bzw. Fette/Öle zu Biodiesel umgestert) werden.¹⁵¹

A.9.2 Mengenströme für Futtermittel aus ehemaligen Lebensmitteln

Unabhängig von der konkreten Einstufung werden am häufigsten Backwaren, Teigwaren und Süßwaren, sowohl aus der Lebensmittelproduktion als auch aus Lebensmittel-Endprodukten, als Ausgangsstoff für Futtermittel benannt. Weiterhin werden Nebenprodukte aus Kartoffelwerken, Weizenstärkewerken und Molkereien verarbeitet. Als tierische Nebenprodukte sind laut EFFPA ausschließlich ehemalige Lebensmittel auf Milchbasis, Eier, Honig sowie Schweinegelatine erlaubt.¹⁴⁸ Dies findet sich auch in der Darstellung von EC (2018) für den Fall, dass die Futtermittel für Tiere verwendet werden sollen, die wiederum Teil der Lebensmittelkette sind.¹⁵²

Mengenschätzungen Verfütterung

Die Futtermittel aus **Nebenprodukten**, die **gemäß Marktmeldeverordnung** von der Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (BLE) berichtet werden, enthalten ausschließlich Stoffe aus der Lebensmittelproduktion. Ihre Größenordnung beläuft sich für das Wirtschaftsjahr 2017/2018 auf **ca. 5,6 Mio. Mg pflanzliche**¹⁵³ und **ca. 1,0 Mio. Mg. tierische**¹⁵⁴ Futtermittel inländischer Herkunft (BLE 2019).

Für die Futtermittelherstellung aus dem **Bereich Backwaren**¹⁵⁵ und **Süßwaren**¹⁵⁶ gehen Schätzungen des BFaN von **ca. 0,8 Mio. Mg pro Jahr** für den Gesamtmarkt in Deutschland aus, wobei die Menge an Backwaren die deutlich größere ist. Auch von der EFFPA werden Back- und

¹⁵⁰ Verordnung (EG) Nr. 767/2009 über das Inverkehrbringen und die Verwendung von Futtermittel (Anhang III) enthält Verpackung und Verpackungsteile als verbotene Materialien.

¹⁵¹ Insbesondere im Bereich Backwaren scheint anteilig auch die Weiternutzung/-verarbeitung zu Futtermitteln möglich; basierend auf den vorangehend beschriebenen Recherchen konnte jedoch keine belastbare Quantifizierung eines Anteils zur Futtermittelherstellung ermittelt werden.

¹⁵² Für Pelz- und Heimtiere bestehen andere Regelungen.

¹⁵³ z. B. Kleie, Treber, Hefe, Schlempe, Stärke, Melasse, Ölkuchen und – schrote

¹⁵⁴ v. a. Vollmilch, sowie Magermilch- und Molkepulver

¹⁵⁵ Brot, Brötchen, Toastbrot

¹⁵⁶ z. B. Süßgebäck, Kuchen, Bonbons, Schokolade

Süßwaren als typische Ausgangsstoffe erwähnt.¹⁴⁸ Auf europäischer Ebene gibt EFFPA an, dass aus ihrem Mitgliedsbereich ungefähr 3,5 Mio. Mg pro Jahr an ehemaligen Lebensmitteln verwertet werden. Für die gesamte EU schätzt sie die Menge auf 5 Mio. Mg pro Jahr.¹⁵⁷ Auch in Thünen (2019b) wird die Verwendung von Backwaren als Futtermittel beschrieben.

Eine Herstellung von Futtermitteln aus dem Obst- und Gemüsebereich wurde im Rahmen der Interviews nicht erwähnt. Nach Thünen (2019b) findet dies eher im Sektor Primärproduktion/Landwirtschaft statt, der von dieser Studie ausgeschlossen ist. Des Weiteren berichtet Thünen (2019b) von der Möglichkeit, dass nicht verkaufte Ware aus Lebensmitteleinzelhandel und -verarbeitung neben der Abgabe an Tafeln u. U. auch als Tierfutter (u. a. für Wildparks oder die Hobbylandwirtschaft) verwertet werden kann, um Lebensmittelverluste zu verringern. Aufgrund der Darstellung wird jedoch vermutet, dass es sich dabei nicht um eine in Größenordnungen relevante Praxis handelt. Lebensmittel aus dem Catering-Bereich dürfen laut EFFPA nicht in der Futtermittelproduktion verwertet werden¹⁵⁸. Nach Facheinschätzung werden diese Mengen statistisch im Abfallregime erfasst und gehen i. d. R. in Vergärungsanlagen.¹⁵⁹

Thünen (2019a) gibt zudem an, dass **aus Haushalten in Deutschland** jährlich ca. 4,3 kg pro Einwohnerin und Einwohner **an Haustiere** verfüttert werden, was **ca. 0,36 Mio. Mg/a** entspricht.

Die Bilanzierung der Verfütterung kann überschlägig für die Verbandsangaben zu Futtermitteln aus Back- und Süßwaren mit der Annahme erfolgen, dass es sich bei etwa 50 % der Menge um verpackte Lebensmittel handelt. Für die Verpackungen kann nach BFaN (2020) ein Massenanteil von 2 % angesetzt werden. Für die Substitution von Getreidesorten (substituierte Futtermittel) wären geeignete Substitutionsfaktoren abzuleiten (z. B. aus Futterwerttabellen).

Substituierte Futtermittel

Nach Schätzungen des BFaN werden aus den zu Futtermitteln verarbeiteten Back- und Süßwaren etwa 25 % Flüssigfutter und 75 % Einzel- oder Mischfutter (nach Trocknung, Mischfutterindustrie) hergestellt. Diese werden überwiegend in der Schweinefütterung eingesetzt und ersetzen dort v. a. den Einsatz von Getreidesorten (BFaN 2020).

A.10 EAK-Stat-Schlüssel und die darin per Definition jeweils enthaltenen EAV-Schlüssel

Tabelle 86: EAK-Stat-Schlüssel und die darin per Definition jeweils enthaltenen EAV-Schlüssel

EAK-Stat-Schlüssel	Name	Enthaltene EAV-Schlüssel
W012	Säuren, Laugen oder Salze	03 03 09, 05 01 16, 05 07 02, 06 03 14, 06 03 16, 06 06 03, 11 01 14, 11 02 06
W02A	Chemische Abfälle	02 01 09, 02 07 03, 03 02 99, 03 03 02, 04 01 04, 04 01 05, 04 01 09, 04 02 15, 04 02 17, 05 01 17, 06 13 03, 07 02 15, 07 02 17, 07 05 14, 08 01 12, 08 01 14, 08 01 16, 08 01 18, 08 01 20, 08 02 01, 08 03 07, 08 03 08, 08 03 13, 08

¹⁵⁷ <https://www.effpa.eu/figures-network/>, letzter Zugriff: 04.06.2020

¹⁵⁸ Im Kapitel 9 des Futtermittelkataloges ist zwar auch Catering-Rückfluss aufgeführt; die Einzelfuttermittel in diesem Kapitel müssen jedoch den Anforderungen verschiedener Verordnungen genügen bzw. können Beschränkungen unterliegen. So ist die Nutzung von fleischhaltigen Lebensmittelresten nur für Herstellung von Futtermitteln für Heim- und Pelztiere, sowie tlw. für Tiere in Aquakultur erlaubt (EC 2018). Hierzu werden nach Facheinschätzung jedoch Schlachtnebenprodukte verwendet.

¹⁵⁹ Neben Speiseresten aus Großküchen, Kantinen und Restaurants (EAV 20 01 08) werden auch unter EAV 20 03 04 erfasste „für Verzehr oder Verarbeitung ungeeignete Stoffe“, z. B. aus dem Handel, i. d. R. auf die Weise entsorgt.

EAK-Stat-Schlüssel	Name	Enthaltene EAV-Schlüssel
		03 15, 08 03 18, 08 04 10, 08 04 12, 08 04 14, 08 04 16, 10 01 25, 10 03 02, 10 03 18, 10 08 13, 10 08 14, 10 09 16, 10 10 14, 10 10 16, 11 01 12, 11 02 03, 15 02 03, 16 01 15, 16 05 05, 16 05 09, 16 08 01, 16 08 03, 16 08 04, 18 01 07, 18 01 09, 18 02 06, 18 02 08, 19 09 03, 19 09 04, 19 09 05, 19 09 06, 20 01 28, 20 01 30, 20 01 32, 20 01 41
W032	Schlämme von Industrieabwässern	03 03 05, 03 03 10, 04 01 06, 04 01 07, 04 02 20, 05 01 10, 05 01 14, 05 06 04, 06 05 03, 07 01 12, 07 02 12, 07 03 12, 07 04 12, 07 05 12, 07 06 12, 07 07 12, 100121, 100123, 10 01 26, 10 02 12, 10 02 15, 10 03 28, 10 04 10, 10 05 09, 10 06 10, 10 07 08, 10 08 20, 10 11 20, 10 12 13, 11 01 10, 12 01 15, 16 10 02, 16 10 04, 19 08 12, 19 08 14, 19 13 04, 19 13 06, 19 13 08
W05	Medizinische und biologische Abfälle	18 01 01, 18 01 02, 18 01 04, 18 02 01, 18 02 03
W061	Metallische Abfälle, eisenhaltig	10 02 10, 10 12 06, 12 01 01, 12 01 02, 16 01 17, 17 04 05, 19 01 02, 19 10 01, 19 12 02
W062	Metallische Abfälle, nicht eisenhaltig	11 05 01, 12 01 03, 12 01 04, 16 01 18, 17 04 01, 17 04 02, 17 04 03, 17 04 04, 17 04 06, 17 04 11, 19 10 02, 19 12 03
W063	Metallabfälle, eisenhaltig und nicht eisenhaltig gemischt	02 01 10, 15 01 04, 17 04 07, 20 01 40
W071	Glasabfälle	10 11 12, 15 01 07, 16 01 20, 17 02 02, 19 12 05, 20 01 02
W072	Papier und Pappeabfälle	15 01 01, 19 12 01, 20 01 01
W074	Kunststoffabfälle	02 01 04, 07 02 13, 12 01 05, 15 01 02, 16 01 19, 17 02 03, 19 12 04, 20 01 39
W075	Holzabfälle	03 01 01, 03 01 05, 03 03 01, 15 01 03, 17 02 01, 19 12 07, 20 01 38
W091	Tierische und gemischte Nahrungsmittelabfälle	02 01 02, 02 02 01, 02 02 02, 02 02 03, 02 03 02, 02 05 01, 02 06 02, 19 08 09, 20 01 08, 20 01 25
W092	Pflanzliche Abfälle	02 01 01, 02 01 03, 02 01 07, 02 03 01, 02 03 03, 02 03 04, 02 06 01, 02 07 01, 02 07 02, 02 07 04, 20 02 01
W101	Hausmüll und ähnliche Abfälle	20 03 01, 20 03 02, 20 03 03, 20 03 07, 20 03 99
W102	Gemischte und undifferenzierte Stoffe	01 03 99, 01 04 99, 01 05 99, 02 01 99, 02 02 99, 02 03 99, 02 04 99, 02 05 99, 02 06 99, 02 07 99, 03 01 99, 03 03 07, 03 03 08, 03 03 99, 04 01 99, 04 02 99, 05 01 99, 05 06 99, 05

EAK-Stat-Schlüssel	Name	Enthaltene EAV-Schlüssel
		07 99, 06 01 99, 06 02 99, 06 03 99, 06 04 99, 06 06 99, 06 07 99, 06 08 99, 06 09 99, 06 10 99, 06 11 99, 06 13 99, 07 01 99, 07 02 99, 07 03 99, 07 04 99, 07 05 99, 07 06 99, 07 07 99, 08 01 99, 08 02 99, 08 03 99, 08 04 99, 09 01 07, 09 01 08, 09 01 99, 10 01 99, 10 02 99, 10 03 99, 10 04 99, 10 05 99, 10 06 99, 10 07 99, 10 08 99, 10 09 99, 10 10 99, 10 11 99, 10 12 99, 10 13 99, 11 01 99, 11 02 99, 11 05 99, 12 01 13, 12 01 99, 15 01 05, 15 01 06, 16 01 99, 16 03 04, 16 03 06, 16 07 99, 19 01 99, 19 02 99, 19 05 99, 19 06 99, 19 08 01, 19 08 99, 19 09 99, 19 11 99, 20 01 99
W11	Gewöhnliche Schlämme	02 02 04, 02 03 05, 02 04 03, 02 05 02, 02 06 03, 02 07 05, 03 03 11, 05 01 13, 19 08 05, 19 09 02, 20 03 04, 20 03 06
W124	Verbrennungsrückstände	06 09 02, 10 01 01, 10 01 02, 10 01 03, 10 01 05, 10 01 07, 10 01 15, 10 01 17, 10 01 19, 10 01 24, 10 02 01, 10 02 02, 10 02 08, 10 02 14, 10 03 16, 10 03 20, 10 03 22, 10 03 24, 10 03 26, 10 03 30, 10 05 01, 10 05 04, 10 05 11, 10 06 01, 10 06 02, 10 06 04, 10 07 01, 10 07 02, 10 07 03, 10 07 04, 10 07 05, 10 08 04, 10 08 09, 10 08 11, 10 08 16, 10 08 18, 10 09 03, 10 09 10, 10 09 12, 10 10 03, 10 10 10, 10 10 12, 10 11 16, 10 11 18, 10 12 03, 10 12 05, 10 12 10, 10 13 07, 10 13 13, 11 05 02
W12B	Andere Mineralische Abfälle	01 01 01, 01 01 02, 01 03 06, 01 03 08, 01 03 09, 01 04 08, 01 04 09, 01 04 10, 01 04 11, 01 04 12, 01 04 13, 01 05 04, 01 05 07, 01 05 08, 02 04 01, 02 04 02, 06 09 04, 06 11 01, 08 02 02, 08 02 03, 10 03 05, 10 09 06, 10 09 08, 10 09 14, 10 10 06, 10 10 08, 10 11 03, 10 11 05, 10 11 10, 10 11 14, 101201, 101208, 101212, 101301, 101304, 101306, 101310, 101311, 101314, 120117, 120121, 16 11 02, 16 11 04, 16 11 06, 19 08 02, 19 09 01, 19 13 02, 20 02 03

B Anhang

B.1 Rechtliche Vorgaben

Tabelle 87: Recyclingquoten für Verpackungsabfälle

	Verpackungsgesetz Deutschland ¹	Künftige EU-Verpackungsrichtlinie ²	
	ab 01.01.2022	bis 31.12.2025	bis 31.12.2030
Kunststoffe	63 %	50 %	55 %
Holz	-	25 %	30 %
Eisenhaltige Metalle	90 %	70 %	80 %
Aluminium	90 %	50 %	60 %
Glas	90 %	70 %	75 %
Papier, Pappe, Karton	90 %	75 %	85 %
Getränkekartonverpackungen	80 %	-	-
Sonstige Verbundverpackungen	70 %	-	-

Quelle: UBA (2018b)

1) betrifft nur Verpackungsabfälle privater Endverbraucher

2) bezieht sich auf alle Verpackungsabfälle

B.2 Online-Workshops mit Verbänden

Im Rahmen des Projektes wurden Online-Workshops durchgeführt, um relevante Stakeholder – Verbands- und Wissenschaftsvertreter – über den Projektstand zu Siedlungsabfällen in Deutschland zu informieren und in die Szenarienfindung einzubinden. Der erste Online-Workshop fand am 30.09.2020 statt. Vorgestellt wurden die Ergebnisse der Mengendatenerhebung, der THG-Bilanz für die Ist-Situation sowie die vorgesehenen Randbedingungen für die Szenarien 2030. Die in drei Blöcken durchgeführte Veranstaltung umfasste nach jedem Block Verständnisfragen und eine Dialogrunde. Seitens der Auftragnehmer wurde die Veranstaltung auch genutzt, um mit den Stakeholdern erforderliche Annahmen zu hinterfragen. Dank der Rückmeldungen und Hinweise konnten einzelne Berechnungen auf eine bessere Datenbasis gelegt werden. Ein zentrales Element in den Dialogrunden und der Diskussion lag auf den Szenarien 2030, die als zu ambitioniert in Bezug auf die gesteigerte getrennte Erfassung erachtet wurden. Die Machbarkeit dessen sowie die dabei erreichbaren Qualitäten wurden problematisiert. Weitere Diskussionspunkte betrafen die einheitliche Verwendung von Emissionsfaktoren für Strom der EU27 sowie die Annahmen zur Veränderung der Behandlungsmengen im Szenario 2030 (v. a. verbleibender Restmüll). Die Problematik des hohen Ambitionsgrades wurde von den Auftragnehmer geteilt. Allerdings sind auftragsgemäß für die Szenarien rechtliche Vorgaben zu berücksichtigen. Die nach KrWG geforderte Recyclingquote von 60 % für Siedlungsabfälle erfordert eine deutliche Steigerung der getrennten Erfassung. Im Ergebnis der Veranstaltung wurde festgehalten den Austausch fortzuführen. Dies erfolgte mit einem zweiten Online-Workshop am 03.03.2021. In Vorbereitung dazu wurden Hintergrunddokumente erstellt und versendet: Ein Informationspapier für den

Austausch zu den Siedlungsabfällen Deutschland mit der Bitte hierzu im Vorfeld zu der Veranstaltung Stellung zu nehmen, und ein Dokument mit Informationen für die weiteren Bilanzräume. Das Informationspapier für die Siedlungsabfälle beinhaltete den weiteren projektinternen Diskussionsstand: Informationen zu bereits vereinbarten Anpassungen, in Diskussion befindliche Anpassungen und neue Vorschläge für die Szenarien 2030, wie insbesondere neu ein Szenario mit Eigenkompostierung in der RC-Rate zu betrachten.

Zu den bereits vereinbarten Anpassungen zählte, dass die Bilanzen für Deutschland mit den Emissionsfaktoren für Strom und Wärme für Deutschland berechnet werden. Für die Zusammenführung in die EU27-Bilanz müssen jedoch aus Konsistenzgründen die einheitlichen Emissionsfaktoren für die EU27 beibehalten werden. Zudem war vereinbart worden eine Sensitivität für die Anrechnung von Strom aus Abfall zu untersuchen (s. Kap. 5.3.3). Das Informationspapier bildete die Grundlage für den 2. Online-Workshop. Konzeptionell war dieser in zwei Blöcke unterteilt (Teil 1 Anpassungen, Teil 2 Szenarien), die jeweils eine Vorstellung der Inhalte, die vorab erfolgte Rückmeldungen der Verbände und eine Dialogrunde umfassten. Den Teilnehmenden war vorab mitgeteilt worden, dass im Nachgang zum Workshop mit dem UBA/BMU final entschieden wird, welche Anregungen der Verbände aufgenommen werden und wie, und welche nicht und warum. Den Teilnehmenden wurde entsprechend zunächst ein Protokoll übermittelt und im Weiteren eine Dokumentation mit Hinweisen zu der final abgestimmten Vorgehensweise. Die wichtigsten Diskussionspunkte, Anregungen und finale Vorgehensweisen waren:

- ▶ Zusammensetzung von Restmüll: hier erging der Hinweis, dass weder die Hausmüllzusammensetzung nach (Dornbusch et al. 2020) noch die Zusammensetzung für Gewerbeabfall nach (Dehne et al. 2015) repräsentativ für hausmüllähnliche Gewerbeabfälle ist. Als Lösung wurde ein neuer Ansatz entwickelt und mit Mittelwerten gearbeitet (s. Kap. 5.2).
- ▶ Auf Basis der neu resultierenden Restmüllzusammensetzung wurde nochmals das Leitszenario 2030 entwickelt und die Annahmen für eine gesteigerte getrennte Erfassung angepasst.
- ▶ Erstbehandlung Restmüllmenge in 2030: hier war im ersten Ansatz die durch die gesteigerte getrennte Erfassung reduzierte Restmüllmenge auf Basis verfügbarer Studien ungleich abgezogen worden, was hinterfragt wurde. Im Nachgang und nach nochmaliger interner Diskussion wurde deutlich, dass die zugrunde gelegten Studien deutlich geringere Mengenänderungen beinhalten als das Leitszenario in dieser Studie, so dass sich die ursprüngliche Annahme nicht mehr begründen ließ. Es wurde neu eine prozentual gewichtete Gleichverteilung der zu reduzierenden Restmüllmenge auf alle Restmüllbehandlungswege vorgenommen.
- ▶ Als Konsequenz für diese Gleichverteilung wurde zudem die für das Szenario 2030 angenommene Steigerung von Metallausbeuten aus Restmüll bei allen Behandlungswegen einheitlich angesetzt (vorher unterschiedlich wegen unterschiedlich metallreduziertem Input).
- ▶ Die Problematik steigender Störstoffanteile in der Biotonne durch eine deutliche Steigerung der getrennten Erfassung wie im Leitszenario wurde im Rahmen einer Sensitivitätsbetrachtung thematisiert.
- ▶ Das neu vorgeschlagene Szenario mit Eigenkompostierung in der RC-Rate konnte seinem Zweck nach, ein Szenario mit weniger hohem Ambitionsgrad vergleichend diskutieren zu

können, nachvollzogen werden. Es bestand Übereinstimmung, dass die festgelegte Eigenkompostierungsmenge nicht repräsentativ und vermutlich zu hoch ist. Sie wurde dennoch beibehalten, da sie eine gute Relevanz bietet, um das hohe Ambitionsniveau im Leitszenario diskutieren zu können (s. Kap. 5.3). Die THG-Bewertung der Eigenkompostierung mit Null konnte nachvollzogen werden.

B.3 Kenndaten und spezifische Emissionswerte THG-Bilanz

B.3.1 Kenndaten Abfallarten

Tabelle 88: Übersicht Rechenwerte für Heizwert und fossiler C-Gehalt

Abfallart	Heizwert in MJ/kg	fossiler C-Gehalt in %FS	Quelle
Restmüll 2017	9,2	9,4 %	berechnet (Kap. 5.2)
Restmüll 2030 Leitszenario	9,1	8,9 %	berechnet (Kap. 5.3.1)
Restmüll 2030 Szenario mit Eigenkompostierung in der RC-Rate	9,2	9,2 %	berechnet (Kap. 5.3.2)
Ersatzbrennstoff (EBS)	13	15 %	(Flamme et al. 2018)
Holzabfälle	16	2,3 %	(Flamme et al. 2018)
Störstoffe Biotonne	12	21 %	berechnet (Kap. 4.2.8)
Sortierreste aus LVP	16,942	25,6 %	(Dehoust et al. 2016a)
Aufbereitungsreste aus LVP	16	26,0 %	(Dehoust et al. 2016a)
EBS aus LVP	38	76,6 %	(Dehoust et al. 2016a)
Mischkunststoff als EBS	33,97	68,9 %	(Dehoust et al. 2016a)
Rückstände Papierindustrie	9,94	1,2 %	(UBA 2006)
PE (Reject) Getränkekartonaufbereitung	37,82	71,6 %	ifeu intern
Kunststoffabfälle, P&G-Abfälle DE	34,2	69,9 %	berechnet (Kap. 4.2.7)
Kunststoffabfälle, P&G-Abfälle EU	34,7	71,2 %	berechnet (Kap. 4.2.7)
Krankenhausabfälle	14,9	19 %	(Vogt / Ludmann 2019)
Altreifen	28	52,8 %	H _i (VDZ 2018); C _{cross} (Flamme et al. 2018)

B.3.2 Spezifische Emissionswerte Recycling

Für die vermiedenen Emissionen durch Recycling und Substitution der Primärherstellung werden grundsätzlich – wie in der Vorgängerstudie Vogt et al. (2015) – harmonisierte Werte verwendet. Tabelle 89 zeigt die in dieser Studie ermittelten spezifischen Nettoemissionswerte für das Recycling. Abweichend zu Vogt et al. (2015) beinhalten die gezeigten Werte die

Sortieraufwendungen und THG-Belastungen aus Transporten ab Sortieranlage. Transportaufwendungen ab Sortieranlage sind in dieser Studie jeweils mit einheitlichen Entfernungen angenommen (s. Kap. 4.2.2). Die Werte in Tabelle 89 stehen für das Recycling für Deutschland im Jahr 2017. In den Ergebniskapiteln für die einzelnen Bilanzräume sind dagegen die Gesamtergebnisse ausgewiesen, d.h. die spezifischen Werte beinhalten alle Entsorgungswege für eine Abfallart (z. B. auch Verbrennung, Deponierung) soweit diese eine Rolle spielen. Die Werte für Recycling unterscheiden sich nach den Bilanzräumen Siedlungsabfälle, P&G-Abfälle, B&A-Abfälle insoweit unterschiedliche Annahmen bzw. Randbedingungen gegeben sind.

Für Glas sind die Unterschiede nach Herkunftsbereich minimal. Bei den Metallen bestehen dagegen größere Unterschiede. Zum einen sind diese bedingt durch die unterschiedliche Aufteilung in Fe- und NE-Metalle (vgl. Tabelle 14). Zudem sind die Nettoentlastungspotenziale bei Metallen aus P&G-Abfällen höher aufgrund der angenommenen höheren Sortenreinheit und damit Ausbeuten (Tabelle 15). Für PPK aus P&G-Abfällen besteht die etwas höhere Nettoentlastung gegenüber PPK aus Siedlungsabfällen, weil die im Bilanzraum P&G-Abfälle zugeschätzte Menge direkt an Papierfabriken angeliefert wird und anzunehmen ist, dass es sich um sortenreine Fraktionen handelt, die ohne vorige Sortierung eingesetzt werden können. Bei den Kunststoffen ist die spezifische Nettoentlastung dann deutlich geringer, wenn anteilig weniger Neuware durch Rezyklate ersetzt werden kann, wie in dieser Studie für Kunststoffabfälle aus Siedlungsabfällen (vgl. Kap. 4.2.7.3). Der Unterschied zwischen Kunststoffen aus P&G-Abfällen und aus B&A-Abfällen ist wiederum durch die höhere Sortenreinheit und entsprechend höhere angenommene Ausbeute für den Herkunftsbereich Produktionsabfälle bedingt.

Tabelle 89: Spezifische Nettoemissionswerte Recycling trockene Wertstoffe diese Studie für 2017

Abfall- bzw. Sortierfraktionen	Netto
	[kg CO ₂ -Äq/Mg Abfallfraktion]
Metalle, SiAbf	-1.769
Metalle, P&G-Abfälle	-2.035
Metalle, B&A-Abfälle	-1.575
Papier, Pappe, Kartonagen (PPK)	-430
PPK, P&G-Abfälle (Direktanlieferung)	-438
Glas	-464
LVP	-820
Kunststoffe, SiAbf	-431
Kunststoffe, P&G-Abfälle	-937
Kunststoffe, B&A-Abfälle	-851

LVP gibt es nur bei den Siedlungsabfällen. Die Modellierung entspricht weitgehend dem Vorgehen in (Dehoust et al. 2016a) (vgl. Kap. 4.2.7.6). Das spezifische Ergebnis für LVP in dieser Studie weicht etwas von dem in (Dehoust et al. 2016a) ausgewiesenen ab. Darin ist der spezifische Nettowert mit -782 kg CO₂-Äq/Mg angegeben. Ursächlich sind kleinere Unterschiede in den spezifischen Be- und Entlastungen bedingt durch die Nachberechnung in dieser Studie

mit aktuellen Emissionsfaktoren für Strom und Wärme sowie die eigene Berechnung für Getränkeverbunde und Verbund PPK für die keine Vorgaben in (Dehoust et al. 2016a) gegeben sind.

B.4 Vergleich Ergebnisse Siedlungsabfall 2017 mit Vorgängerstudie

Klimaschutzpotenziale der Abfallwirtschaft für Siedlungsabfälle Deutschland wurden zuletzt in Dehoust et al. (2010) für das Bilanzjahr 2006 untersucht. Nachfolgend werden zunächst die zugrundeliegenden Abfallmengen und Parameter vergleichend dargestellt und anschließend die Ergebnisse der THG-Bilanz vergleichend gegenübergestellt.

B.4.1 Vergleich Aufkommen Erstbehandlung und Parameter

Das Aufkommen zur Erstbehandlung in dieser Studie ist in Abbildung 28 dem Aufkommen zur Erstbehandlung in Dehoust et al. (2010) für das Bilanzjahr 2006 gegenübergestellt. Das Gesamtaufkommen liegt zunächst für das Bilanzjahr 2017 um etwa 1,8 Mio. Mg höher als 2006. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass für 2006 das Altholzaufkommen nicht direkt vergleichbar ist, da in 2006 für Holz alle Herkunftsbereiche berücksichtigt wurden (gesamt rd. 7 Mio. Mg), während in dieser Studie die verschiedenen Herkunftsbereiche getrennt betrachtet werden. In Summe für die drei Bilanzräume Siedlungsabfälle, P&G-Abfälle und B&A-Abfälle wurde für diese Studie ein Aufkommen an getrennt erfasstem Holz in Höhe von rd. 8 Mio. Mg ermittelt¹⁶⁰. Ohne Altholz liegt das Aufkommen für Siedlungsabfälle in 2017 etwa 18 % höher als in 2006. Dies ergibt sich anteilig durch die in dieser Studie zusätzlich ausgewerteten Abfallfraktionen Kunststoffe, Metalle und Küchen-/Kantinenabfälle¹⁶¹, müsste ansonsten aber auf gestiegene Abfallmengen zurückzuführen sein.

Höhere Mengen zeigen sich in Abbildung 28 vor allem bei Restmüll, Organikabfall und im Weiteren bei Glas, während das Aufkommen zur Erstbehandlung für PPK und LVP & StNVP für das Bilanzjahr 2017 etwas niedriger ist, wobei für das Bilanzjahr 2006 unter LVP & StNVP auch Kunststoffe subsummiert waren.

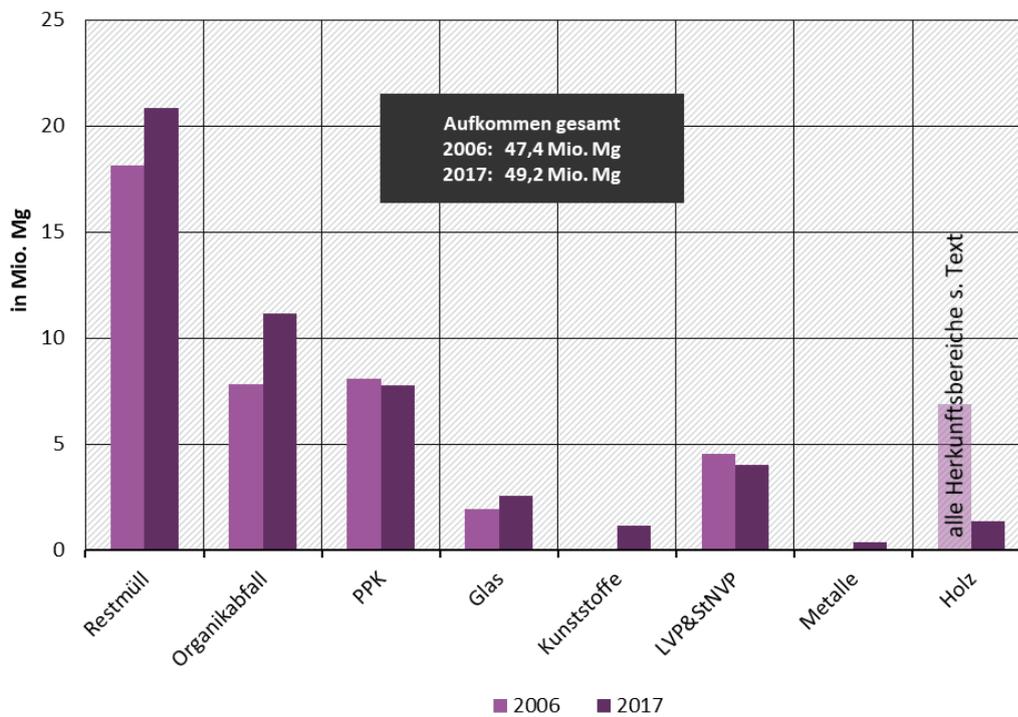
Parameter und Kenndaten für die Bilanzierung in Dehoust et al. (2010) im Vergleich zu dieser Studie zeigt Tabelle 90. Darunter besonders relevant sind die Emissionsfaktoren für Strom und Wärme, insbesondere für die Stromgutschrift. Damit waren die Belastungen aus dem Energiebedarf in 2006 höher, allerdings umgekehrt auch die Entlastungspotenziale, die einen deutlich höheren Einfluss auf das Ergebnis haben. Das bedeutet, dass die energetische Verwertung über TAB oder BMKW in 2006 noch zu deutlich höheren Klimaschutzbeiträgen geführt hat als dies aktuell der Fall ist.

Die Kenndaten für Restmüll – Heizwert und fossiler C-Gehalt – liegen für 2017 in ähnlicher Relation, so dass sich daraus nur geringe Unterschiede ergeben. Die Nutzungsgrade für TAB liegen bei den MVA etwas höher, bei den EBS-Kraftwerken für Strom niedriger und für Wärme höher. Auch wenn der gesamte Nutzungsgrad höher liegt, sind dafür keine relevanten Ergebnisänderungen zu erwarten, da die Emissionsfaktoren für die Wärmesubstitution niedriger liegen als für die Substitution von Strom. Für BMKW liegt der Stromnutzungsgrad leicht höher, aber der Wärmenutzungsgrad niedriger.

¹⁶⁰ Siedlungsabfall rd. 1,4 Mio. Mg (Tabelle 23), P&G-Abfälle rd. 3,6 Mio. Mg (Tabelle 69), B&A-Abfälle rd. 3 Mio. Mg (Tabelle 76).

¹⁶¹ Küchen-/Kantinenabfälle in 2017 rd. 1 Mio. Mg bzw. rd. 9 % der Organikabfälle.

Abbildung 28: Aufkommen Erstbehandlung Siedlungsabfall Deutschland 2017 und 2006



Werte 2006 (Dehoust et al. 2010); Werte 2017 diese Studie

Tabelle 90: Parameter und Kenndaten 2006 und 2017

	Einheit	2006	2017
EF Strom Rechenwert	g CO ₂ -Äq/kWh	598	562
EF Strom Gutschrift	g CO ₂ -Äq/kWh	887	562
EF Wärme (auch Gutschrift)	g CO ₂ -Äq/kWh	334	256
EF Erdgas	g CO ₂ -Äq/kWh	454	227 ¹
Heizwert Restmüll	kJ/kg	9.195	9.220
fossiler C-Gehalt Restmüll	% FS	9,0 %	9,4 %
<u>Nutzungsgrade TAB</u>			
MVA			
elektrisch	%	10,0 %	11,1 %
thermisch	%	30,0 %	33,5 %
EBS-KW			
elektrisch	%	18,8 %	14,7 %
thermisch	%	16,0 %	45,4 %
BMKW			
elektrisch	%	20,0 %	21,3 %

	Einheit	2006	2017
thermisch	%	20,0 %	15,0 %
<u>Biologische Behandlung</u>			
Störstoffe zur MVA	%	5 %	5 %
Kenndaten Störstoffe		Hu 9,1 MJ/kg; C _{foss} 9 %	Hu 12 MJ/kg; C _{foss} 21 %
Anteil Vergärung Abfälle aus der Biotonne I	%	15 %	44 %
Anteil Vergärung GPF	%	0 %	12 %
Anteil Biomethan	%	-	20 %
<u>LVP & StNVP</u>			
Ausbeute Aluminium	%	20 %	32 %
Ausbeute Weißblech	%	84 %	93 %
Anteil Output Sortieranlage zur stofflichen Verwertung	%	48 %	40 %

1) THG-Emissionen Erdgasvorkette derzeit eher unterschätzt

Für die organischen Wertstoffe ist die anteilige Vergärung deutlich höher, was sich in höheren THG-Entlastungen niederschlägt. Gegenläufig dazu, aber von untergeordneter Bedeutung sind die Kenndaten für die Störstoffe zur MVA aus der biologischen Behandlung. Während diese für 2006 wie Restmüll angenommen wurden, wurde für 2017 eine Zusammensetzung mit im Vergleich höheren Kunststoffanteilen ermittelt. Das ermittelte Verhältnis aus Heizwert und fossilem C-Gehalt führt zu spezifischen Nettobelastungen. Für LVP & StNVP liegen die Ausbeuten höher woraus sich grundsätzlich höhere THG-Entlastungen für die stoffliche Verwertung ergeben.

Weitere relevante Unterschiede ergeben sich durch die aktualisierten Emissionswerte für die substituierte Primärherstellung durch trockene Wertstoffe (vgl. Kap. 4.2.7), die überwiegend geringere THG-Belastungen aufweisen und damit zu geringeren Entlastungspotenzialen führen.

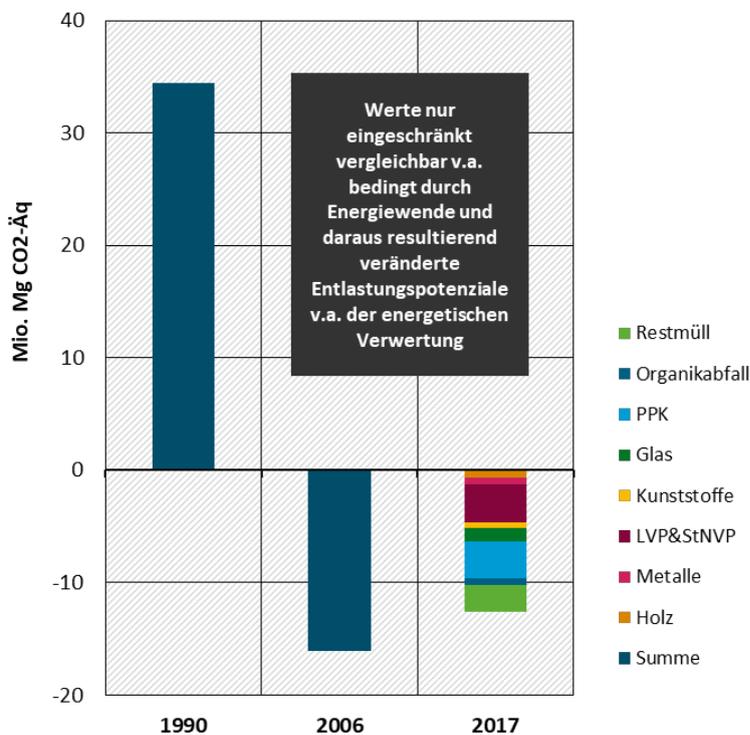
B.4.2 Gegenüberstellung THG-Bilanzergebnisse

Für einen Zeitvergleich auf absoluter Ebene mit dem Bilanzjahr 2006 und auch 1990 als Basisjahr für Klimaschutzziele ist es nötig die THG-Ergebnisse zu vereinheitlichen. Die Ökobilanzmethode erlaubt Vergleiche nur für gleiche Gesamtabfallmengen. Hierfür wurden für das Bilanzjahr 2006 und 1990 die spezifischen Ergebnisse herangezogen und auf die Gesamtabfallmenge des Bilanzjahres 2017 bezogen. Eine Unterteilung der absoluten Ergebnisse nach Einzelergebnissen der Abfallarten ist nicht sinnvoll möglich.

Abbildung 29 zeigt die auf die Abfallmenge 2017 normierten absoluten THG-Ergebnisse im Zeitvergleich. Für das Bilanzjahr 2017 ist die Untergliederung nach absoluten Nettoergebnissen der Abfallfraktionen gezeigt, die den Differenzen der absoluten Be- und Entlastungen je Fraktion entsprechen. Die Abbildung veranschaulicht nochmals deutlich das Ergebnis aus den Vorgängerstudien: Gegenüber dem Bilanzjahr 1990 hat die Abfallwirtschaft in Deutschland bereits einen maßgeblichen Beitrag zum Klimaschutz geleistet. Durch das Deponieverbot ist es

gelungen, die Bildung von Methanemissionen, die hauptverantwortlich für die Belastung in 1990 waren, zu vermeiden.

Abbildung 29: Absolute Nettoergebnisse THG-Bilanz Siedlungsabfall Deutschland im Zeitvergleich



Das absolute Nettoergebnis für 2017 liegt gegenüber 2006 etwas geringer. Dies ist vor allem durch die Energiewende bedingt und dadurch resultierende veränderte Entlastungspotenziale für Energie aus Abfall. Wäre der Anteil Erneuerbarer Energie im Jahr 2017 unverändert wie 2006 und würde weiter Marginalstrom als Gutschrift angerechnet, läge das Nettoentlastungspotenzial um 1 Mio. Mg CO₂-Äq höher als 2006. Das verdeutlicht, dass ein geringeres Nettoergebnis nicht bedeutet, dass die abfallwirtschaftlichen Leistungen sich vermindert haben, sondern es bedeutet, dass es zunehmend gelingt, die Energiewende voranzubringen und Klimaschutzziele zu erreichen.