

Ökobilanz zu den Leistungen der dualen Systeme im Bereich des Verpackungsrecyclings

Berlin/Darmstadt,
24.04.2022

Autorinnen und Autoren

Dr. Winfried Bulach
Günter Dehoust
Dr. Felix Mayer
Alexandra Möck

Geschäftsstelle Freiburg

Postfach 17 71
79017 Freiburg

Hausadresse

Merzhauser Straße 173
79100 Freiburg
Telefon +49 761 45295-0

Büro Berlin

Borkumstraße 2
13189 Berlin
Telefon +49 30 405085-0

Büro Darmstadt

Rheinstraße 95
64295 Darmstadt
Telefon +49 6151 8191-0

info@oeko.de
www.oeko.de

Eine Studie im Auftrag von:

BellandVision GmbH

Der Grüne Punkt - Duales System Deutschland GmbH

EKO-PUNKT GmbH & Co. KG

INTERSEROH Dienstleistungs GmbH

Landbell AG für Rückhol-Systeme

Noventiz Dual GmbH

PreZero Dual GmbH

Reclay Systems GmbH

Recycling Dual GmbH

Veolia Umweltservice Dual GmbH

Zentek GmbH & Co. KG

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis	7
Tabellenverzeichnis	8
Zusammenfassung	11
1. Einleitung	12
2. Ziel und Untersuchungsrahmen	12
2.1. Ziele und Anwendungen der Studie	12
2.2. Festlegung des Untersuchungsrahmens	13
2.2.1. Zu untersuchendes System	13
2.2.2. Funktion und funktionelle Einheit	13
2.2.3. Festlegung der Systemgrenzen	13
2.2.4. Datenerhebung, Anforderung an die Daten und die Datenqualität	15
2.2.5. Technologische Repräsentativität	16
2.2.6. Geographische Repräsentativität	16
2.2.7. Zeitrepräsentativität	16
2.2.8. Betrachtung des Jahres 2030	16
2.2.9. Umgang mit multifunktionellen Prozessen	17
2.2.10. Wirkungskategorien	17
2.2.11. Methoden der Auswertung	19
2.2.12. Einschränkungen, Verwendung und Zielgruppen	20
2.2.13. Art und Aufbau des für die Studie vorgesehenen Berichts	20
2.2.14. Konformität und kritische Prüfung	20
3. Sachbilanz	21
3.1. Prozessbeschreibung	21
3.2. Datengrundlage	24
3.2.1. Spezifische Daten	24
3.2.1.1. Strommix	24
3.2.2. Generische Daten	26
3.3. Einschätzung der Datenqualität	26
3.4. Eingangsmassenströme	27
3.5. Zusammensetzung der Eingangsmassenströme	29
3.5.1. Zusammensetzung der Zielstoffe	31
3.5.2. Makroskopische und elementare Zusammensetzung des Eingangsmassenstroms	32
3.6. Modellierungsansatz der energetischen Verwertung	33

3.6.1.	Energetische Verwertung in einer Müllverbrennungsanlage und einer Ersatzbrennstoff-Anlage	33
3.6.1.1.	Eingesetzte und rückgewonnen Energie	33
3.6.1.2.	Abfallspezifische Emissionen	34
3.6.1.3.	Rückgewinnung von Eisen und NE-Metallen aus Verbrennungsrückständen	36
3.6.1.4.	Bedarf an Hilfs- und Betriebsstoffen sowie Kapitalgütern	36
3.6.2.	Energetische Verwertung in einem Zementwerk	37
3.6.2.1.	Brennstoffsubstitution	37
3.6.2.2.	Substitution von Bauxit	38
3.6.2.3.	Abfallspezifische Emissionen	38
3.6.2.4.	Bedarf an Hilfs- und Betriebsstoffen	38
3.6.3.	Aufbereitung zu Ersatzbrennstoff	38
3.7.	Modellierungsansatz zur Abbildung von Transporten	38
3.7.1.	Abfallsammlung	39
3.7.2.	Transporte zu Sortieranlagen	39
3.7.3.	Transporte zu energetischen Verwertungsanlagen	39
3.7.4.	Transporte von Sortieranlagen zu Letztempfängern	40
3.7.5.	Weitere Transporte	42
3.8.	Modellierungsansatz zur Abbildung der Sortierung	42
3.8.1.	Bilanzierung von Sortieranlagen	42
3.8.2.	Verwertung von Sortierresten	42
3.9.	Verwertung ab der Sortieranlage	43
3.9.1.	Direkte energetische Verwertung von sortierten Fraktionen	43
3.9.2.	Recycling von vorsortiertem Glas, PPK und LVP	44
3.9.2.1.	Recycling von Kunststofffraktionen	44
3.9.2.2.	Recycling von Metallen	47
3.9.2.3.	Recycling von Verbundmaterialien	50
3.9.2.4.	Recycling von Glas	51
3.9.2.5.	Recycling von PPK	51
3.9.2.6.	Berücksichtigung von Letztempfängern im Ausland	52
4.	Zukunftsszenarien	52
4.1.	Szenario 1: Optimierung der Sammelmengen	52
4.2.	Szenario 2: Bundesweite Ausweitung der Wertstofftonne	53
4.2.1.	Systemerweiterung	53
5.	Ergebnisse	54
5.1.	Mengenströme	54

5.2.	Ergebnisse der Wirkungsabschätzung	56
5.3.	Ergebnisse zum Treibhauspotential für den Status Quo	56
5.3.1.	Beitragsanalyse des GWP Standardszenario	59
5.3.2.	Beitragsanalyse des GWP im Vergleichsszenario	62
5.4.	Ergebnisse weiterer Wirkungskategorien	63
5.4.1.	Terrestrisches Versauerungspotential	63
5.4.2.	Eutrophierungspotential (Süßwasser)	64
5.4.3.	Kumulierter Energieaufwand (fossil)	65
5.4.4.	Feinstaubpotential	66
5.5.	Ergebnisse des Treibhauspotential der Zukunftsszenarien	67
5.5.1.	Zukunftsszenarien 1 und 2	67
6.	Auswertung der Ökobilanz	69
6.1.	Identifizierung der signifikanten Parameter	69
6.1.1.	Lasten und Aufwendungen innerhalb eines Zementwerks	69
6.1.2.	Lasten und Aufwendungen der stofflichen Verwertung	70
6.2.	Beurteilung	70
6.2.1.	Vollständigkeitsprüfung	70
6.2.2.	Sensitivitätsprüfung	70
6.2.2.1.	Sensitivität 1: Substitution von Brennstoff im Zementwerk	71
6.2.2.2.	Sensitivität 2: Ausbeuten der stofflichen Verwertung	71
6.2.2.3.	Sensitivität 3: Stromverbrauch bei der stofflichen Aufbereitung	72
6.2.3.	Konsistenzprüfung	73
6.3.	Schlussfolgerungen und Empfehlungen	74
6.3.1.	Sensitivitätsanalysen	74
6.3.2.	Einschränkungen	74
6.4.	Fazit und Empfehlungen	75
Literaturverzeichnis		I
Annex		V
A-1.	Zusammensetzung der Störstoffe	V
A-2.	Elementare Zusammensetzung der Zielfractionen	VII
A-3.	Transportdistanzen	VIII
A-4.	Berechnung der korrigierten Emissionsmenge für Schwermetalle, HCl und SO_x in der MVA	IX
A-5.	Berechnung der fossilen CO₂-Emissionen bei der Verbrennung	IX
A-6.	Zukunftsszenarien - Zusammensetzung nicht-erfasster Abfallfraktionen in die MVA	X
A-7.	Beitragsanalyse	XI

Externes kritisches Gutachten

XIV

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1-1:	Marktanteile der dualen Systeme	12
Abbildung 2-1:	Schematische Darstellung der Systemgrenzen	15
Abbildung 3-1	Schematische Darstellung der Systemgrenzen – LVP	22
Abbildung 3-2	Schematische Darstellung der Systemgrenzen – PPK	22
Abbildung 3-3	Schematische Darstellung der Systemgrenzen – Glas	23
Abbildung 3-4	Schematische Darstellung der Systemgrenzen – Vergleichsszenario MVA	24
Abbildung 3-5	Zusammensetzung der LVP-Mengen aus den dualen Systemen für die Jahre 2019 und 2020	29
Abbildung 3-6	Schematische Darstellung der Aluminiumpaufbereitung	48
Abbildung 5-1	GWP der Leistungen der dualen Systeme gegenüber dem Vergleichsszenario für die Jahre 2019, 2020 und 2030	58
Abbildung 5-2	Beitragsanalyse des GWP der Leistungen der dualen Systeme für die unterschiedlichen Stoffgruppen	60
Abbildung 5-3	Beitragsanalyse des Treibhauspotentials des Vergleichssystems (MVA)	63
Abbildung 5-4	Beitragsanalyse des Versauerungspotentials	64
Abbildung 5-5	Beitragsanalyse des Eutrophierungspotentials	65
Abbildung 5-6	Beitragsanalyse des kumulierten Energieaufwandes (fossil)	66
Abbildung 5-7	Beitragsanalyse des Feinstaubpotential	67
Abbildung 5-8	Auswirkungen der Zukunftsszenarien 1 und 2 auf das Treibhauspotential	68
Abbildung 6-1	Sensitivitätsanalyse zur Gutschrift von Brennstoff innerhalb eines Zementwerks	71
Abbildung 6-2	Sensitivität zu den angesetzten Ausbeuten bei der stofflichen Verwertung der Kunststoffe	72
Abbildung 6-3	Sensitivität des Stromverbrauchs bei der stofflichen Aufbereitung.	73

Tabellenverzeichnis

Tabelle 2-1	Ausschlusskriterien für Wirkungskategorien, die nicht innerhalb dieser Studie berücksichtigt wurden	18
Tabelle 3-1	Anteile der Energieträger an der Nettostromerzeugung für die Bezugsjahre 2019, 2020 und 2030 und spezifische CO ₂ -Emissionen (ohne Im- und Exporte)	25
Tabelle 3-2	Anteile der Energieträger an der europäischen Nettostromerzeugung	25
Tabelle 3-3	Mengenströme der dualen Systeme in den Jahren 2019 und 2020	27
Tabelle 3-4	Reinheitswerte gemäß DSD-Spezifikation und Reinheitswerte in der Praxis	30
Tabelle 3-5	Makroskopische Zusammensetzung der betrachteten Stoffströme.	31
Tabelle 3-6	Makroskopische Zusammensetzung der über die dualen Systeme verwerteten Mengen	32
Tabelle 3-7	Elementarzusammensetzung bezogen auf 1 Mg Wertstoffe (LVP, PPK, Glas) aus den dualen Systemen.	32
Tabelle 3-8	Durchschnittliche Nettowirkungsgrade von MVA und EBS-Anlagen	33
Tabelle 3-9	Zusammensetzung des Haushaltswärmemix	34
Tabelle 3-10	Durchschnittliche Schadstofffrachten einer MVA	35
Tabelle 3-11	Metallrückgewinnungsraten in Verbrennungsanlagen	36
Tabelle 3-12:	Bilanzierte Betriebsmittelverbräuche bei der Abfallverbrennung einer MVA	36
Tabelle 3-13	Brennstoffmix in einem Zementwerk	37
Tabelle 3-14	Durchschnittliche Schadstofffrachten eines Zementwerks	38
Tabelle 3-15	Transporte vom Umschlagplatz zur Sortieranlage	39
Tabelle 3-16	Transportdistanzen zu MVA, EBS-Anlage, Zementwerk	39
Tabelle 3-17	Matrix zur Berechnung der mittleren Transportdistanz zwischen Sortieranlagen und Letztempfängern	40
Tabelle 3-18	Transportdistanzen zwischen Sortieranlagen und Letztempfängern	41
Tabelle 3-19:	Modellierung einer Sortieranlage bezogen auf 1 Mg Input-Material	42
Tabelle 3-20	Anteil der direkten energetischen Verwertung	43
Tabelle 3-21	Zielprodukte und substituierte Primärmaterialien beim Kunststoffrecycling	44
Tabelle 3-22	Stromverbrauch, Wasserverbrauch und Ausbeuten für das Recycling der Kunststofffraktionen	46
Tabelle 3-23	Energieverbräuche, Hilfsstoffe und Ausbeuten bei den unterschiedlichen Prozessen des Weißblechrecyclings	47
Tabelle 3-24	Energieverbräuche, Hilfsstoffe und Ausbeuten bei den unterschiedlichen Prozessen des Aluminiumrecyclings	50
Tabelle 3-25	Verwertungswege von Papierfangstoffen und Rejecten/Spuckstoffen	51
Tabelle 3-26	Eingesparte Wärme und Primärrohstoffe beim Glasrecycling	51
Tabelle 4-1	Verbleibende Reststoffmengen in der Restmülltonne	52
Tabelle 4-2	Verbleibende Menge StNVP in der Restmülltonne	53

Tabelle 4-3	Mengen im Standardszenario und den Zukunftsszenarien 1 und 2 nach Systemerweiterung	54
Tabelle 5-1:	Mengen Sekundärrohstoffe, EBS- ins Zementwerk und MVA/EBS-HKW-Input für das Jahr 2019	54
Tabelle 5-2:	Mengen Sekundärrohstoffe, EBS- ins Zementwerk und MVA/EBS-HKW-Input für das Jahr 2020	55
Tabelle 5-3	Gesamtergebnis GWP für die dualen Systeme und das Vergleichsszenario	56
Tabelle 5-4	Spezifische Emissionsfaktoren GWP für LVP und das Gesamtsystem	57
Tabelle 5-5	Spezifisches und absolutes GWP der Auswertung der Zukunftsszenarien 1 und 2	68

Abkürzungsverzeichnis

AP	Versauerungspotential
CO₂-Äq	Kohlenstoffdioxid-Äquivalente
EBS	Ersatzbrennstoff
EP	Eutrophierungspotential
EPS	Expandiertes Polystyrol
Fe-Metalle	Eisenmetalle
FKN	Getränkekartonverpackungen
HKW	Heizkraftwerk
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
KEA	Kumulierter Energieaufwand
LVP	Leichtverpackungen
Mg	Megagramm (1.000 kg)
MVA	Müllverbrennungsanlage
NE-Metalle	Nicht-Eisen Metalle
PE	Polyethylen
PE-HD	Polyethylen, high density
PE-LD	Polyethylen, low density
PET	Polyethylenterephthalat
PO	Polyolefine
PO-flex	Flexible Polyolefine
PP	Polypropylen
PPK	Papier, Pappe, Kartonage
PS	Polystyrol
RER	Europäischer Raum (verwendet innerhalb von ecoinvent-Datensätzen)
StNVP	Stoffgleiche Nichtverpackungen

Zusammenfassung

Seit 1991 organisieren die dualen Systeme die Sammlung, Sortierung und Verwertung von Verpackungsabfällen. Auf Datenbasis aller neun dualen Systeme, die in den Jahren 2019 und 2020 als bundesweite Systembetreiber zugelassen waren (Recycling Dual und Eko Punkt wurden erst 2021 bundesweit zugelassen, RKD war bis Ende März 2019 aktiv), wurden deren Umweltleistungen über die Methodik der Ökobilanz quantifiziert. Die Wirkungskategorie Treibhauspotential (GWP) stand dabei im Vordergrund der Studie. Das terrestrische Versauerungspotential, das Eutrophierungspotential (Süßwasser), der kumulierte Energieaufwand (fossil) sowie das Feinstaubpotential wurden als weitere Kategorien betrachtet. Im Rahmen einer komparativen Ökobilanz wurden die Leistungen der dualen Systeme einem fiktiven Vergleichsszenario, welches die Abfallverwertung ohne die Leistung der dualen Systeme abbildet, gegenübergestellt. Dazu wurde vereinfacht die energetische Verwertung der gesamten Sammelmenge in einer Müllverbrennungsanlage (MVA) bilanziert. Die Ergebnisse wurden hinsichtlich der Erfassung und Behandlung von 1 Mg (Megagramm) Abfall referenziert (funktionelle Einheit).

Die Studie konnte die ökologische Vorteilhaftigkeit der dualen Systeme gegenüber dem Vergleichsszenario bestätigen und quantifizieren. Das Netto-Ergebnis (Summe aus Emissionen und Gutschriften) des GWP liegt bei -286 kg bzw. -297 kg CO₂-Äq/Mg Sammelmenge in den Jahren 2019 bzw. 2020. Die energetische Verwertung über eine MVA ergab dagegen ein GWP von 151 kg bzw. 141 kg CO₂-Äq/Mg Sammelmenge für die Jahre 2019 bzw. 2020. Damit vermeiden die dualen Systeme durch ihre Leistung indirekt Emissionen aus der MVA. Die Differenz zwischen dem Netto-Ergebnis der dualen Systeme und dem der energetischen Verwertung in der MVA liegt bei rund 440 kg CO₂-Äq/Mg Sammelmenge. In den Kategorien Versauerungspotential, kumulierter Energieaufwand und Feinstaubpotential fiel das Netto-Ergebnis für die dualen Systeme ebenfalls besser aus als für das Vergleichsszenario. Einzig für die Kategorie Eutrophierungspotential ergab sich für die dualen Systeme ein schlechteres Nettoergebnis gegenüber dem Vergleichsszenario. Grund dafür war, dass die stoffliche Verwertung gegenüber der energetischen Verwertung einen höheren Strombedarf aufweist, welcher sich wiederum in einem erhöhten Eutrophierungspotential niederschlägt.

Im Rahmen einer Beitragsanalyse wurden Hotspots innerhalb der Prozesskette identifiziert und deren Auswirkungen auf das Gesamtergebnis über eine Sensitivitätsanalyse geprüft. Die Analyse wurde ausschließlich für die Kategorie GWP durchgeführt. Zunächst wurden die Ausbeuten und der Strombedarf der stofflichen Verwertung variiert. Hier zeigte sich, dass sich auch bei sehr konservativen Annahmen hinsichtlich der Ausbeuten nur marginale Verschlechterungen der Leistungen der dualen Systeme ergaben. Ebenso zeigte sich, dass auch eine starke Variierung des Strombedarfs für die stoffliche Verwertung die Vorteilhaftigkeit der dualen Systeme gegenüber einer energetischen Verwertung in der MVA nicht verändert. Als weiterer Hotspot wurde die Modellierung hinsichtlich der Mitverbrennung im Zementwerk näher untersucht. Wird der verpackungsstämmige Ersatzbrennstoff, der in Zementwerken verbrannt wird, nicht gegenüber dem Brennstoffmix (Basisfall), sondern gegenüber dem Kohlemix gutgeschrieben, zeigte sich, dass die spezifischen Gutschriften um etwa 60 % gegenüber dem Basisfall steigen. Damit verbessert sich das Gesamtergebnis der dualen Systeme gegenüber dem Vergleichsszenario deutlich.

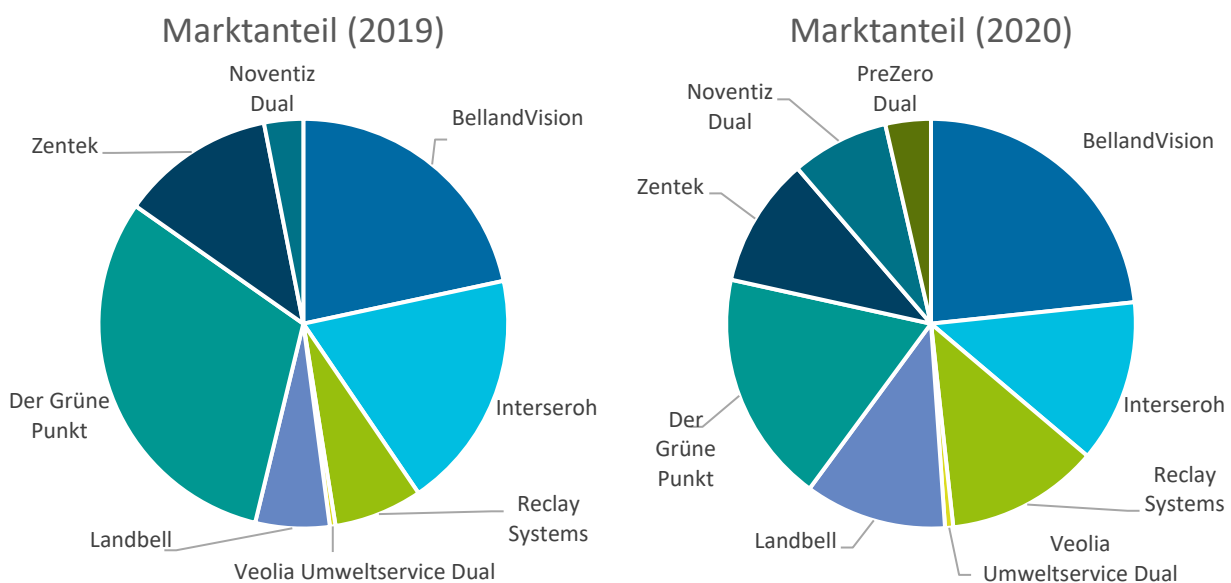
Aufbauend auf den Ergebnissen der Studie wurden Handlungsempfehlungen abgeleitet. Diese umfassen insbesondere eine verstärkte Verwertung von Mischkunststoffen, durch bessere Ausschleusung an Sortieranlagen und eine bessere Recyclingfähigkeit der in den Verkehr gebrachten Leichtverpackungen (LVP).

1. Einleitung

Vor gut 30 Jahren wurde das Duale System Deutschland zur Erfassung von Verpackungsabfällen auf der Basis der Verpackungsverordnung gegründet. Inzwischen sind 11 duale Systeme für die Erfassung, Sortierung und Verwertung von Leichtverpackungen (LVP) sowie Verpackungen aus Papier und Glas verantwortlich. Trotz langjähriger Bemühungen zur Aufklärung der Öffentlichkeit zum Umweltschutzbeitrag des Verpackungsrecyclings sowie zahlreicher Ökobilanzen, in denen die ökologischen Vorteile aufgezeigt wurden¹, sind die Meinungen zu den Leistungen der getrennten Sammlung und Verwertung von LVP noch immer gespalten. Weiterhin hält sich in Teilen der Bevölkerung die Meinung, dass die getrennt bereitgestellten Wertstoffe nicht recycelt, sondern verbrannt werden, dass Recycling im Rahmen der dualen Erfassung und Verwertung von LVP ineffizient sowie dass Kunststoffrecycling „unnötig“ und die Verbrennung der Kunststoffabfälle letztendlich umweltfreundlicher sei.

In dieser Studie sollen im Auftrag der dualen Systeme die Umweltbeiträge aufgezeigt werden, die durch das von den dualen Systemen organisierte Verpackungsrecycling entstehen. Diese Leistung wird einem Vergleichsszenario gegenübergestellt, das die Verwertung der Verpackungen ohne die Leistung der dualen Systeme abbildet. Es wurden jeweils die Daten für alle dualen Systeme erfasst, die in den (den Bilanzen zugrunde gelegten) Jahren 2019 und 2020 am System bundesweit beteiligt waren. Im Jahr 2019 waren es acht, im Jahr 2020 neun Systeme (Abbildung 1-1).

Abbildung 1-1: Marktanteile der dualen Systeme



gemessen an den Inputmengen an die Sortieranlagen (eigene Berechnung)²

2. Ziel und Untersuchungsrahmen

2.1. Ziele und Anwendungen der Studie

Die dualen Systeme möchten eine aktuelle Ökobilanz zu den Leistungen des Verpackungsrecyclings der Verpackungen aus Haushalten erstellen lassen, um die Ergebnisse insbesondere in der

¹ vgl. z. B. Dehoust et al. (2005), Dehoust et al. (2010) und Dehoust et al. (2016).

² Daten des Systems Recycling Kontor GmbH Co. & KG (kurz RK oder RKD), welches bis Ende März 2019 als duales System beteiligt war, lagen nicht vor.

Öffentlichkeitsarbeit gemeinsam nutzen zu können. Die Studie ist somit zur Veröffentlichung bestimmt. Es handelt sich hierbei um eine vergleichende Ökobilanz, in der die ökologischen Leistungen der dualen Systeme einem Vergleichsszenario gegenübergestellt werden.

Die duale Erfassung, Sortierung und das Recycling von Verpackungen leisten Beiträge zum Klima-, Ressourcen- und Umweltschutz. Die dualen Systeme als Auftraggeber dieser Studie möchten mit dieser Studie den Beitrag der eigenen Arbeiten in diesem Zusammenhang so genau wie möglich erheben lassen.

Darüber hinaus soll die Studie zeigen, wie die Auswirkungen der Energiewende zur Erreichung der Klimaziele, insbesondere die nach und nach ansteigende Dekarbonisierung der Energiebereitstellung, die erreichbaren Substitutionserträge beim Verpackungsrecycling und der energetischen Verwertung von nicht recycelbaren Verpackungsabfällen beeinflussen. Nicht zuletzt sollen die Ergebnisse der Studie eine Basis für die Weiterentwicklung des Verpackungsrecyclings bilden.

Seit dem Inkrafttreten des VerpackG sind die dualen Systeme außerdem verpflichtet, die Verbraucher*innen über deren Beitrag zum Verpackungsrecycling und den damit verbundenen Klima- und Umweltschutz zu informieren. Damit sollen diese sensibilisiert werden Verpackungsabfälle, in noch größerem Umfang als heute, getrennt zu erfassen. Die Ergebnisse dieser Studie sollen bei dieser Öffentlichkeitsarbeit genutzt werden.

2.2. Festlegung des Untersuchungsrahmens

2.2.1. Zu untersuchendes System

In der vorliegenden Bilanz werden die Leistungen der dualen Systeme in Deutschland einem Vergleichsszenario gegenübergestellt (komparative Ökobilanz). Die dualen Systeme sind für die haushaltsnahe Sammlung getrennt erfasster Verpackungen und deren Sortierung und Verwertung verantwortlich. Das Vergleichsszenario unterstellt im Rahmen einer vereinfachten Annahme, dass Verpackungsabfall, gäbe es die dualen Systeme nicht, über eine energetische Verwertung innerhalb einer Müllverbrennungsanlage (MVA) behandelt werden. Im Folgenden werden die beiden Systeme genauer erläutert.

2.2.2. Funktion und funktionelle Einheit

Um die Nutzengleichheit der beiden Systeme zu gewährleisten, müssen die beiden betrachteten Systeme die gleiche Funktion erfüllen. Die Funktion der dualen Systeme sowie auch der MVA im Vergleichsszenario ist die Behandlung und Beseitigung des anfallenden Verpackungsabfalls. Die funktionelle Einheit beider Systeme ist die Erfassung und Behandlung von 1 Megagramm (Mg) Abfall. Der referenzierte Abfallinput weist die durchschnittliche Zusammensetzung der in den jeweiligen Jahren erfassten Mengen auf. Alle Berechnungen und Ergebnisse der Bilanz beziehen sich somit jeweils auf 1 Mg Abfallinput. Sekundärnutzen werden nicht über die funktionelle Einheit abgedeckt.

2.2.3. Festlegung der Systemgrenzen

Gegenstand der Studie ist die Behandlung von Verpackungsabfällen aus Haushalten. Der Fokus liegt dabei auf den von den dualen Systemen erfassten Post-Consumer-Leichtverpackungen (LVP) aus der haushaltsnahen Sammlung sowie ergänzend die Sammlung und Verwertung von Papier, Pappe, Kartonagen (PPK) und Glas.

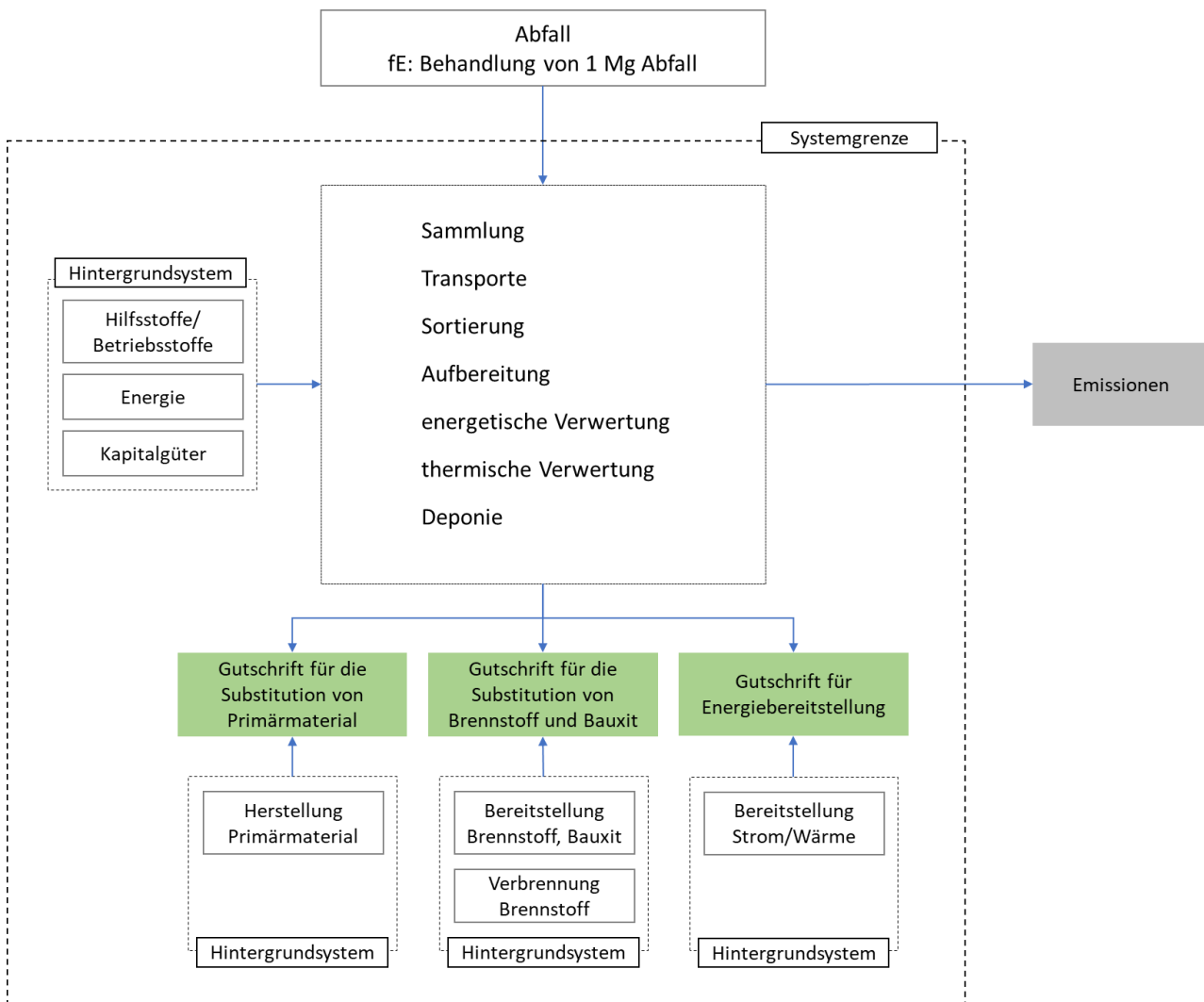
Der Abfallanfall wird als gegeben hingenommen, Maßnahmen und Effekte der Abfallvermeidung werden in dieser Studie nicht abgebildet. Für die Bewertung unterschiedlicher Verpackungssysteme, insbesondere von Einweg- gegenüber Mehrwegsystemen, ist eine Betrachtung des gesamten Lebenszyklus, inkl. Produktion, Nutzungsphase (Umlaufzahlen, Distributionslogistik) und Abfallanfall (Erfassung, Verwertung/Beseitigung) erforderlich, die nicht Gegenstand dieser Studie ist.

Die Systemgrenzen umfassen den Weg des Abfalls von der Sammlung bei der Anfallstelle, die Sortierung und Aufbereitung sowie die Erzeugung eines Sekundärproduktes. Berücksichtigt werden Transporte, extern bezogene Energie und Hilfsstoffe sowie die Entsorgung anfallender Abfälle (z. B. Sortier- und Aufbereitungsreste). Abweichend von der Lebenswegbetrachtung in Produktökobilanzen wird im Rahmen von Ökobilanzen für die Kreislaufwirtschaft der Lebensweg der Dienstleistung Abfallentsorgung betrachtet. Die Bilanzierung erfolgt erst ab der Bereitstellung des Abfalls und schließt somit das Vorleben des Abfalls, wie beispielsweise die Herstellung oder Verwendung des zu Abfall gewordenen Gutes, aus. Für die bei der Aufbereitung und Verwertung des Abfalls eingesetzten Betriebsmittel und Energieverbräuche muss allerdings der gesamte Lebensweg berücksichtigt werden. Auch am Ende der Systemgrenze ergibt sich u. U. eine Abweichung von der klassischen Lebenswegbetrachtung. Die dualen Systeme erhalten durch die Abfallbehandlung am Ende Sekundärrohstoffe (Kunststoffe, Metalle, Papierfasern) aus den Recyclingprozessen, ersetzen Brennstoffe im Zementwerk und gewinnen Strom und Wärme durch die Verbrennung des Abfalls in Ersatzbrennstoff-Heizkraftwerken (EBS-HKW) und Müllverbrennungsanlagen (MVAs). Die energetische Verwertung in der MVA im Vergleichsszenario führt zu Sekundärrohstoffen (Rückgewinnung von Metallen aus Verbrennungsrückständen) sowie zur Energierückgewinnung in Form von Strom und Wärme.

Führt das zu bilanzierende Entsorgungssystem zur Erzeugung eines quantifizierbaren Nutzens (Bereitstellung von Energie, Sekundärrohstoffen bzw. -produkten), so wird dem System entsprechend der Substitutionsmethodik eine Gutschrift zugeschrieben. Diese Gutschrift wird zu 100 % dem Abfallbehandlungssystem gutgeschrieben und nicht teilweise den aufnehmenden Produktionssystemen angerechnet. Die Wahl der Methode liegt in der besseren Vergleichbarkeit zu weiteren Studien aus dem Bereich der Abfallwirtschaft begründet (z. B. Dehoust et al. (2016), Bulach et al. (2021), Vogt et al. (2015), Dehoust et al. (2014)).

In Abbildung 2-1 ist das System „duale Systeme in Deutschland“ mit seinen Systemgrenzen dargestellt.

Abbildung 2-1: Schematische Darstellung der Systemgrenzen



Quelle: eigene Darstellung

2.2.4. Datenerhebung, Anforderung an die Daten und die Datenqualität

Entsprechend der in Ökobilanzen üblichen Praxis werden in dieser Bilanz für die untersuchten Prozesse möglichst spezifische Daten (z. B. Mengenströme, Strombedarf) und für die jeweiligen Vorketten generische Daten (z. B. Betriebsmittel, Transporte) verwendet.

Die generischen Datensätze zur Abbildung des Hintergrundsystems stammen in der vorliegenden Studie aus ecoinvent, v. 3.8, Stand: 2021 (Wernet et al. 2016). Datensätze wurden so ausgewählt, dass sie sowohl vom zeitlichen und räumlichen Bezug als auch vom bilanzierten Objekt mit dem untersuchten System eine größtmögliche Konvergenz aufweisen.

Die Datenerhebung für die Massenströme der Verpackungsabfälle³ wurde direkt bei den dualen Systemen durchgeführt. Für die Jahre 2019 und 2020 haben alle, im entsprechenden Jahr am Markt aktiven Systeme, Zahlen aus Mengenstromnachweisen über die einzelnen Fraktionen geliefert. Die Zahlen unterliegen aus kartellrechtlichen Gründen der Vertraulichkeit und wurden daher in - über alle Systeme - aggregierter Form dargestellt. Zudem lieferten für das Jahr 2020 alle betrachteten

³ Differenziert nach Fraktion und stofflicher und energetischer Verwertung

Systeme Daten zu den Letztempfängern. Letztempfänger ist die Verwertungsanlage, in der ein Produkt hergestellt wird, das keiner weiteren abfallspezifischen Behandlung (z. B. Schadstoffentfrachtung, Schreddern) mehr bedarf. Auf dieser Basis konnten Verwertungswege der einzelnen Fraktionen spezifischer bilanziert werden.

Daten für den Strombedarf sowie für die Ausbeuten und Nebenprodukte der Recyclingprozesse wurden zunächst bei den wichtigsten Recyclinganlagen mit einem Fragebogen abgefragt. Die geringe Anzahl der Antworten (21 ausgefüllte Fragebogen bei mehr als 90 versandten Fragebögen) der Anlagen ließ allerdings keinen Rückschluss auf einen geeigneten Durchschnittswert für die Bilanzierung zu. Aus diesem Grund wurden Daten aus der Literatur herangezogen und um Einschätzungen von Expert*innen ergänzt (Kapitel 3.2.1). Transporte innerhalb der Verwertungskette wurden auf Basis der Position von Sortieranlagen, Letztempfängern und energetischen Verwertungsanlagen modelliert. Annahmen, die aufgrund von Datenlücken getroffen werden mussten, werden transparent dargestellt. Sofern es sich um potentiell ergebnissensitive Annahmen handelt, werden diese zudem mit Sensitivitätsanalysen geprüft.

2.2.5. Technologische Repräsentativität

Die Daten für den Output der Sortieranlagen (Art und Menge der Sortierfraktionen) entsprechen genauen Zahlen der Anlagen. Sie basieren auf Primärdaten der dualen Systeme aus den Mengestromnachweisen und repräsentieren somit den aktuellen Stand der LVP-Sortierung in Deutschland.

Die Daten für die Recyclingprozesse stammen aus der Literatur, ergänzt um Expert*innenaussagen. Es handelt sich um Durchschnittswerte für den Strombedarf und die Ausbeuten⁴. Diese sind am aktuellen Stand der Technik orientiert. Die möglichen Schwankungsbreiten der Ausbeuten werden in einer Sensitivität untersucht. Die energetische Verwertung von Abfall wurde auf Basis aktueller Literaturwerte bilanziert. Es wurde neben den Jahre 2019 und 2020 auch ein grober Ausblick in die Zukunft bilanziert. Hierfür wurde zum einen der Strom- und Wärmemix angepasst (Tabelle 3-1 und Tabelle 3-9) und zum anderen die Wirkungsgrade und Metall-Rückgewinnungsraten der MVA verändert (vgl. Kapitel 3.6.1). Weitere Anpassungen im Hintergrundsystem werden nicht vorgenommen.

2.2.6. Geographische Repräsentativität

Die Ökobilanz hat den geographischen Bezug Deutschland und das europäische Ausland. Der geographische Erfassungsbereich der generischen Datensätze differiert je nach Prozess und ist der entsprechenden Dokumentation von ecoinvent zu entnehmen.

2.2.7. Zeitrepräsentativität

In der vorliegenden Studie werden die Jahre 2019 und 2020 bilanziert. Zusätzlich wurde ein Ausblick in die Zukunft entsprechend des Jahres 2030 bilanziert. Dieser wird im nachfolgenden Kapitel umrissen.

2.2.8. Betrachtung des Jahres 2030

Für den Ausblick hinsichtlich des Jahres 2030 werden folgende Anpassungen durchgeführt:

- Auf Grundlage der Prognosen für den Strom- und Wärmemix wird dieser für das Jahr 2030 angepasst.

⁴ Ausbeuten = Menge Sekundärmaterial/Menge Output Sortieranlage

- Die Effizienzen (thermischer und elektrischer Wirkungsgrad sowie die Rückgewinnungsrate von Metallen) der MVA werden angepasst.

Für die dualen Systeme wird in diesem Zusammenhang keine Erhöhung der Sortier- oder Verwertungseffizienz unterstellt. Auch sonst werden keine weiteren Anpassungen vorgenommen. Eine umfassende Anpassung des Hintergrundsystems wird somit nicht durchgeführt. Ebenso wird die Abfallzusammensetzung des Jahres 2020 für das Jahr 2030 beibehalten. Die Auswertung der vergangenen Jahre zeigt, dass sich die Verhältnisse von Papier, Kunststoffen, Glas und Metallen in den letzten zehn Jahren kaum verändert haben (Eurostat 2021).

Aufgrund der gewählten Anpassungen können also nur die Teilaspekte eines dekarbonisierten Strom- und Wärmemix und einer verbesserten Effizienz dargestellt werden.

2.2.9. Umgang mit multifunktionellen Prozessen

Die Aufwendungen und Gutschriften, die durch die Verwertung und Beseitigung des Abfalls bilanziert werden, werden immer zu 100 % dem jeweiligen Abfallstrom zugeschrieben. In Hintergrundprozessen ist die bereits vorhandene Allokation von ecoinvent (apos: allocation at point of substitution) verwendet worden.

2.2.10. Wirkungskategorien

Von den einzelnen Prozessen können unterschiedliche Auswirkungen auf die Umwelt ausgehen. Diese möglichen Auswirkungen sind bei der Schadstoffbewertung in der Wirkungsabschätzung zu berücksichtigen. Die Aufgabe der Wirkungsabschätzung ist es, die in der Sachbilanz erhobenen Daten in Hinblick auf bestimmte Umweltauswirkungen, sogenannte Wirkungskategorien, zu untersuchen und damit zusätzliche Informationen zu liefern, die in die Bewertung einfließen.

Bezüglich der zu betrachtenden Wirkungskategorien führt die Fachliteratur aus: „Da ISO 14044 keine feste Liste von Wirkungskategorien vorgibt, nicht einmal eine Empfehlungsliste, obliegt die Auswahl der Kategorien den Erstellern der Ökobilanz.“ (Klöpffer 2009)

In Anpassung an die Thematik und die bestehenden Fragestellungen wird ReCiPe 2016 Midpoint (H) (Huijbregts et al. 2016) aus dem Methodenpack 2.1.2 in openLCA (GreenDelta 2021) als Methode zur Wirkungsabschätzung ausgewählt. Bei der ReCiPe Midpoint-Methode erfolgt die Wirkungsabschätzung auf Midpoint-Ebene, d. h. in der Mitte der Wirkungskette. Die problemorientierten Midpoint-Wirkungsindikatorergebnisse haben den Vorteil einer höheren Datensicherheit und enthalten keine Normierung bzw. Gewichtung.

Folgende Midpoint-Kategorien werden für diese Studie ausgewählt:

Die Berechnung des **Erderwärmungspotentials** (global warming potential - GWP) in Form von CO₂-Äquivalenten wird allgemein anerkannt. Mit dem Intergovernmental Panel of Climate Change (IPCC) besteht zudem ein internationales Fachgremium, das sowohl die Methode als auch die entsprechenden Kennzahlen für klimawirksame Substanzen errechnet und fortschreibt. Bei der Berechnung von CO₂-Äquivalenten muss die Verweilzeit der Gase in der Troposphäre berücksichtigt werden. ISO 14067 legt den Bezugszeitraum auf der 100-Jahre-Basis fest und dieser Empfehlung folgen wir.

Eine **Versauerung** kann ebenfalls sowohl bei terrestrischen als auch bei aquatischen Systemen eintreten. Verantwortlich sind die Emissionen säurebildender Abgase. Die Berechnung des Versauerungspotentials (acidification potential - AP) erfolgt in Form von SO₂-Äquivalenten.

Die **Eutrophierung** steht für eine Nährstoffzufuhr im Übermaß, sowohl für Gewässer als auch für Böden. Im vorliegenden Projektzusammenhang wird der Nährstoffeintrag ins Frischwasser betrachtet. Das Eutrophierungspotential (EP, hier: Eutrophication potential - freshwater) von Nährstoffemissionen wird hierbei durch die Aggregation von Phosphor-Äquivalenten ermittelt.

Der **Verbrauch an fossilen energetischen Ressourcen** wird über den fossilen Kumulierten Energie-Aufwand (KEA, fossil) abgebildet. KEA ist ein Maß für den gesamten Verbrauch an energetischen Ressourcen, die für die Bereitstellung eines Produktes oder einer Dienstleistung benötigt werden. Im KEA enthalten ist auch der Energiegehalt, der im Produkt selbst enthalten ist. Über den KEA können alle nicht erneuerbaren und erneuerbaren energetischen Ressourcen als Primärenergiewerte ausgewiesen werden. In der vorliegenden Ökobilanz werden mit dem KEA, fossil nur die nicht erneuerbaren, fossilen energetischen Ressourcen berücksichtigt. Zur Berechnung wird der untere Heizwert der verschiedenen Energieträger angesetzt.

Die Kategorie **Feinstaub** umfasst primären und sekundären Feinstaub. Primärer Feinstaub entsteht an der Quelle (z. B. durch Verbrennung) und repräsentiert einen Teil des Schwebstaubs, der in seinem Durchmesser wenige Mikrometer aufweist (z. B. PM₁₀=Feinstaub kleiner 10 µm). Sekundärer Feinstaub entsteht durch die Koagulation oder chemische Reaktionen von Molekülen (insbesondere Ammoniak, Schwefel- und Stickoxide) in der Atmosphäre. Die gesundheitlichen Auswirkungen von Feinstaub auf Mensch und Tier sind vielfältig und noch nicht vollständig untersucht. Neben Einflüssen auf die Atemwege und die Lungenfunktion werden dem Feinstaub auch Auswirkungen auf das Herz-Kreislauf-System zugeschrieben. Das Feinstaubpotential (fine particual matter formation potential – PM) wird über die entsprechenden Charakterisierungsfaktoren zu PM_{2,5} aggregiert.

Auf weitere Kategorien wird in dieser Studie verzichtet. Tabelle 2-1 fasst die Ausschlusskriterien für weitere Wirkungskategorien zusammen.

Tabelle 2-1 Ausschlusskriterien für Wirkungskategorien, die nicht innerhalb dieser Studie berücksichtigt wurden

Wirkungskategorie	Ausschlusskriterium
Verknappung von mineralischen und fossilen Ressourcen	Die Verknappung von fossilen Ressourcen ist bereits durch KEA, fossil abgedeckt. Die Verknappung mineralischer Ressourcen wurde ausgeschlossen, da sich die LVP massenmäßig vorrangig aus Kunststoffen und Papier zusammensetzen und daher für das hier betrachtete System nicht relevant ist.
Öko- und Humantoxizität	Die Wirkungsabschätzung der Toxizität setzt weiterhin auf lineare Zusammenhänge zwischen Emissionen und Wirkungen. Die Ergebnisse dieser Wirkungskategorien sind aus diesem Grund nicht ausreichend belastbar, weshalb fundierte Aussagen auf Basis der schlechten Datenlage bzw. Methodik nicht möglich sind.
Abbau der stratosphärischen Ozonschicht	Die Freisetzung ozonzersetzender Stoffströme kann keinem Prozess des Vordergrundsystems zugeordnet werden und findet im betrachteten System

Wirkungskategorie	Ausschlusskriterium
	nicht in einer relevanten Größenordnung statt. Die Relevanz der entsprechenden Wirkungskategorie ist für diese Studie somit nicht gegeben ist daher für die Betrachtung dieser Studie nicht relevant.
Ionisierende Strahlung	Innerhalb des Vordergrundsystems wird keine relevante Menge hochenergetischer Strahlung freigesetzt. Die Relevanz der entsprechenden Wirkungskategorie ist für diese Studie somit nicht gegeben.
Marine Eutrophierung	Eine Auswertung zeigt ein vernachlässigbares Potential für Prozesse des Vordergrundsystems. Lediglich im Hintergrundsystem kann die Bereitstellung von Strom und Wärme durch Biogas (aufgrund der entsprechenden Vorkette) zu einem erhöhten Potential führen. Dies ist aber nicht spezifisch für das betrachtete System und führt für alle betrachteten Optionen zu Ergebnissen einer ähnlichen Größenordnung. Die Relevanz der entsprechenden Wirkungskategorie ist für diese Studie somit nicht gegeben.
Oberflächennahe Ozonbildung	Auswirkungen dieser Wirkungskategorie überlagern sich mit denen der Kategorie Feinstaubbildung. Zusätzlich wurden erhöhte NMVOC-Emissionen im Prozess der Papierfabrik (ecoinvent Datensatz) identifiziert. Diese sind nicht nachvollziehbar, dominieren aber die Auswertung dieser Wirkungskategorie. Da diese nicht belastbaren Daten die Kategorie dominieren, wird diese Wirkungskategorie nicht betrachtet.
Wasserverbrauch	In der Kategorie Wasserverbrauch wird in der ReCiPe Methode nicht nach Qualität des Wassers (z. B. Flusswasser, oberflächennahes Grundwasser, fossiles Wasser etc.) und Art der Nutzung (z. B. Kühlwasser, Wasserkraft, Trinkwasser etc.) differenziert. Durch die Auswertung dieser Kategorie wird kein Mehrwert generiert, vielmehr wird es zu einem Indikator, wie viel Wasserkraft innerhalb eines Systems genutzt wird. Dies ist nicht spezifisch für das betrachtete System und führt für alle betrachteten Optionen zu Ergebnissen einer ähnlichen Größenordnung. Damit ist diese Kategorie für diese Studie nicht relevant.
Landnutzung	Die Datenqualität zur Landnutzung wird derzeit noch als unzureichend eingeschätzt und wurde daher von der Betrachtung ausgeschlossen. Zudem wurden keine Flächen im Rahmen der Datenerhebung gesammelt, da diese bei der Erhebung ohnehin nicht repräsentativ für das System wären. Da im betrachteten System keine biobasierten Kunststoffe betrachtet werden, die eine relevante Landnutzung verursachen, ist diese Kategorie nicht relevant und die Datenbasis nicht belastbar.

Eine Normierung mit globalen Jahresemissions- bzw. Verbrauchswerten als optionaler Bestandteil der Wirkungsabschätzung wird in dieser Studie nicht durchgeführt. Ebenso werden keine Ordnungs- und Gewichtungsverfahren verwendet.

2.2.11. Methoden der Auswertung

Die Auswertung wird entsprechend der in ISO 14040 und ISO 14044 geforderten Bestandteile durchgeführt. Diese umfasst:

- Identifizierung der signifikanten Parameter auf der Grundlage der Ergebnisse der Sachbilanz und Wirkungsabschätzungsphasen der Ökobilanz;
- eine Beurteilung, die die Vollständigkeits-, Sensitivitäts- und Konsistenzprüfungen berücksichtigt;
- Schlussfolgerungen, Einschränkungen und Empfehlungen.

2.2.12. Einschränkungen, Verwendung und Zielgruppen

Für die vorliegende Studie werden spezifische Annahmen getroffen und Rahmenbedingungen zugrunde gelegt, die der dargestellten Zielfestlegung entsprechen. Eine Übertragung der Ergebnisse auf andere Anwendungsbereiche ist daher nicht ohne eingehende Prüfungen möglich. Beispielsweise ist die Übertragung der Ergebnisse auf andere geographische Bezugsräume als diejenigen, die dieser Studie zugrunde liegen, nicht zulässig, wobei die Gründe hierfür die folgenden sind:

- Die Zusammensetzung der Abfallströme, die über die dualen Systeme innerhalb Deutschlands erfasst werden, sind nur für Deutschland repräsentativ. Innerhalb anderer Länder kann neben der spezifischen Abfallerzeugung durch Post-Consumer eine andere Handhabung bzw. ein abweichender Umfang der erweiterten Herstellerverantwortung zu einer Verschiebung der Abfallzusammensetzung führen.
- Der Anteil der energetischen Verwertung im Vergleich zur stofflichen Verwertung ist auf die dualen Systeme in Deutschland zugeschnitten.
- Im Hinblick auf die Bereitstellung von Strom gelten die Studienergebnisse in erster Linie nur für den in dieser Studie gesetzten geographischen Bezugsraum.

Die erste Zielgruppe für diese Ökobilanzstudie sind die dualen Systeme, die zum einen mit Hilfe der Bilanz Verbesserungsbedarf im System erkennen und zum anderen die Ergebnisse für ihre Öffentlichkeitsarbeit nutzen können. Weitere Zielgruppen sind

- Hersteller und Anwender von Primär- und Sekundärmaterial,
- Unternehmen aus dem Verwertungsbereich,
- Fachleute aus dem Abfallbereich, Vertreter von Ministerien und Behörden.

Des Weiteren ist auch die Öffentlichkeit eine Zielgruppe, bei der ein besseres Verständnis für die ökologische Leistung der dualen Systeme und somit eine noch höhere Akzeptanz der getrennten Erfassung von Verpackungen erreicht werden soll.

2.2.13. Art und Aufbau des für die Studie vorgesehenen Berichts

Die Art und der Aufbau des Berichts orientieren sich an den vier Phasen einer Ökobilanz (Zieldefinition, Sachbilanz, Wirkungsabschätzung, Auswertung). Nach Abschluss des Projekts soll dieser Bericht als Ganzes publiziert werden.

2.2.14. Konformität und kritische Prüfung

Die vorliegende Ökobilanz wurde entsprechend den einschlägigen Vorgaben der ISO 14040 und ISO 14044 durchgeführt. Da es sich um eine vergleichende Ökobilanz handelt, die zur Publikation vorgesehen ist, wurde wie in den Normen vorgesehen, eine kritische Prüfung durch ein Panel aus

drei unabhängigen Gutachter*innen durchgeführt. Das Review-Panel bestand aus Dr. Andreas Ciroth, Dr. Daniel Maga und Dr. Alexandra Pehlken, die auf einschlägige und umfassende Kenntnisse und Erfahrungen in den methodischen Anforderungen an Ökobilanzen und der Abfallwirtschaft, insbesondere Recycling, verweisen können. Die Prüfung erfolgte gemäß Abschnitt 6.2 der ISO 14044 begleitend zur Studie. Das, die Prüfaussage enthaltende, Gutachten wird in den Anhang des Berichtes aufgenommen.

3. Sachbilanz

3.1. Prozessbeschreibung

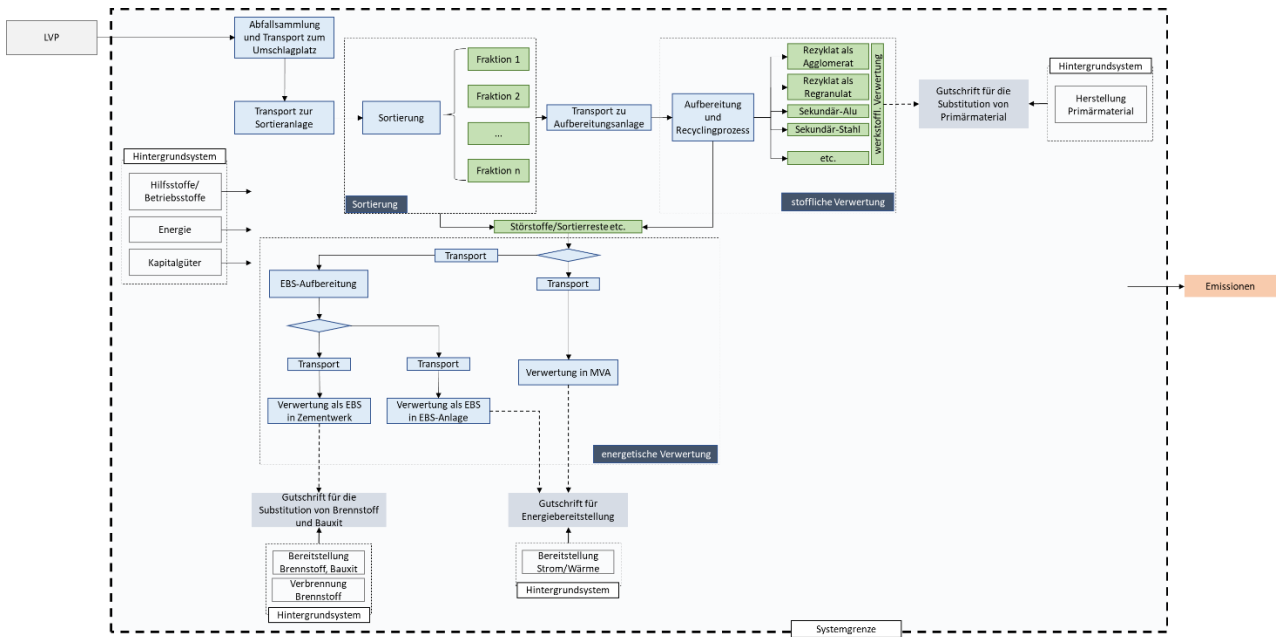
Die Voraussetzung dafür, dass PPK, Glas und LVP innerhalb der dualen Systeme einer hochwertigen Verwertung zugeführt werden können, ist, dass sie separat gesammelt werden. Davon ausgehend, durchlaufen die einzelnen Stoffströme dieselben Haupt-Prozessschritte:

1. Separat vorliegendes PPK, Glas oder LVP⁵ werden gesammelt, zu einem Umschlagplatz transportiert und von dort aus in aller Regel zu einer Sortieranlage verbracht. Ausnahmen können die Direktbelieferung von Glas- oder Papierfabriken darstellen.
2. PPK, Glas und LVP werden an Sortieranlagen vorsortiert und im Falle der LVP in die einzelnen Fraktionen separiert. Störstoffe landen am Ende der Sortierung weitgehend in der Fraktion Sortierreste.
3. Vorsortierte Fraktionen werden mehrheitlich einem werkstofflichen Recycling zugeführt und aufbereitet, welches nun als Sekundärmaterial (werk-)stofflich verwertet werden kann. Fraktionsspezifisch werden Stoffströme auch zu einem nicht unerheblichen Anteil einer energetischen Verwertung zugeführt (z. B. Mischkunststoffe oder PET).
4. Sowohl Sortierreste als auch Reste aus der Aufbereitung werden mehrheitlich einer energetischen Verwertung zugeführt. Zu einem weitaus geringeren Anteil werden Störstoffe deponiert (z. B. inerte Sortierreste aus der Glasaufbereitung) oder einem weiteren Recyclingprozess zugeführt (z. B. falsch sortierte, recyclingfähige Stoffströme wie Eisenmetalle in der Aluminiumfraktion).

In den nachfolgenden Darstellungen sind die Systemgrenzen für die Verwertung von LVP (Abbildung 3-1), PPK (Abbildung 3-2) und Glas (Abbildung 3-3) innerhalb der dualen Systeme angegeben.

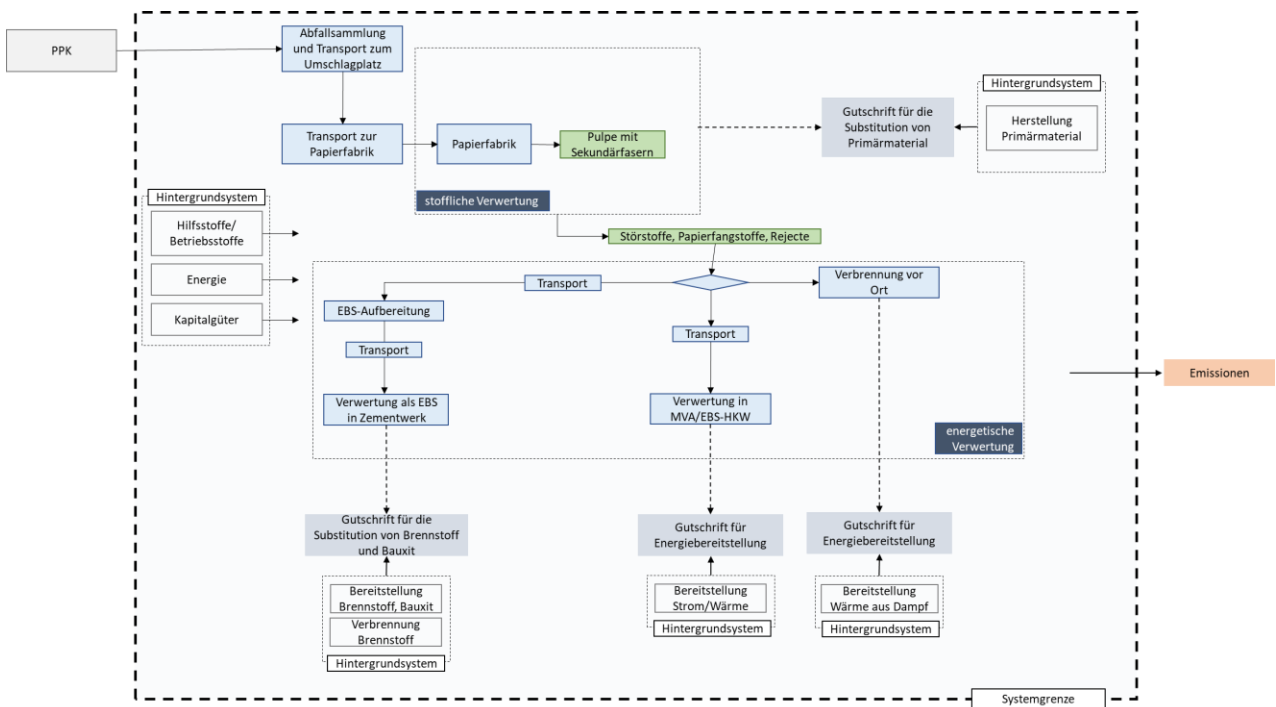
⁵ Die Produktion von Abfallbeuteln bzw. Abfalltonnen wurde dabei nicht bilanziert.

Abbildung 3-1 Schematische Darstellung der Systemgrenzen – LVP



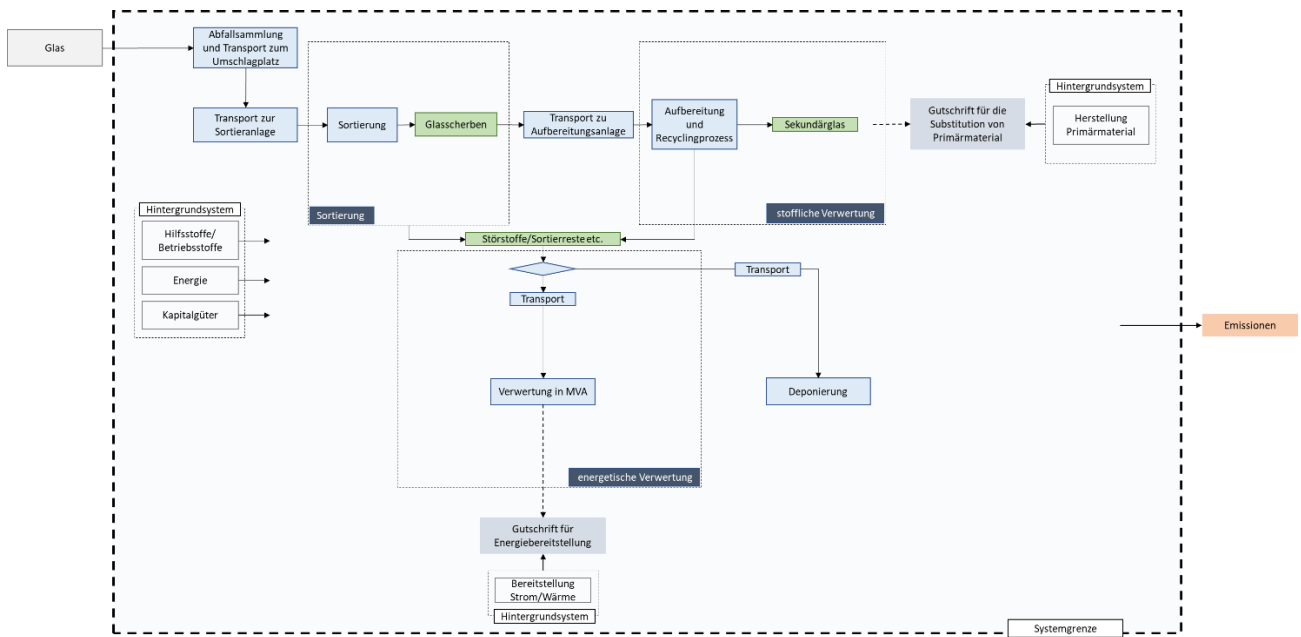
Quelle: eigene Darstellung

Abbildung 3-2 Schematische Darstellung der Systemgrenzen – PPK



Quelle: eigene Darstellung

Abbildung 3-3 Schematische Darstellung der Systemgrenzen – Glas



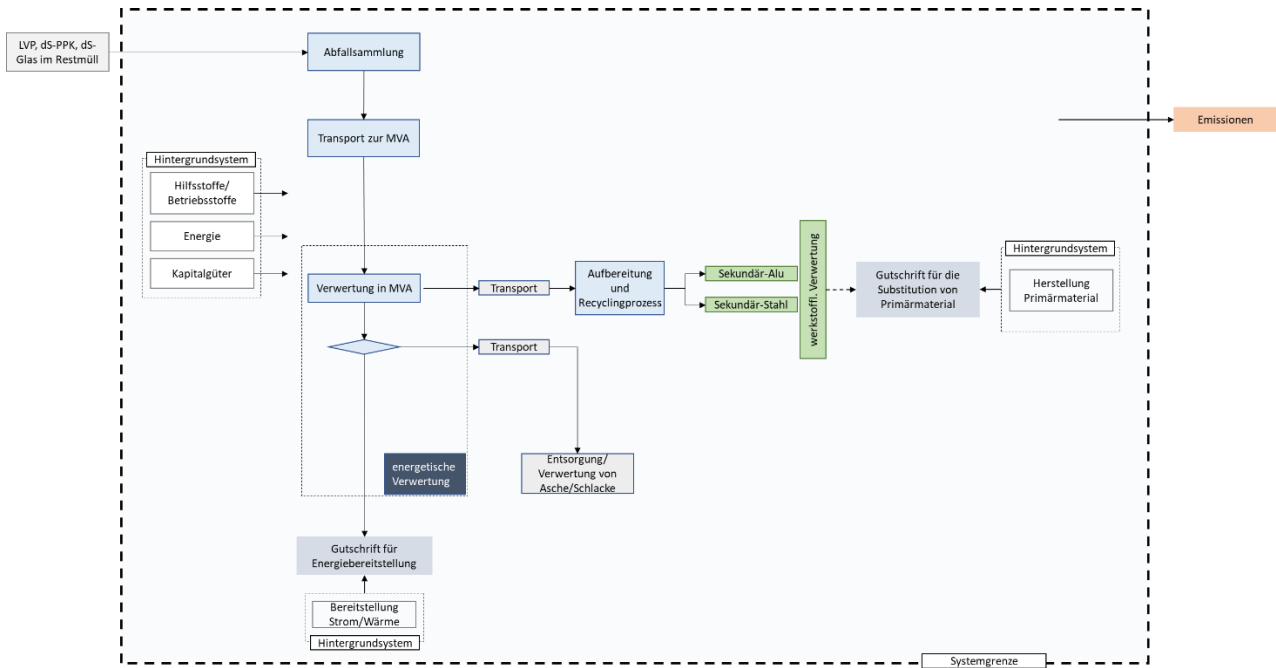
Quelle: eigene Darstellung

Im Vergleichsszenario wird unterstellt, dass die Verpackungen, die derzeit über die dualen Systeme erfasst werden, nicht separat erfasst, sondern im Restmüll entsorgt werden. Entsprechend wird im Vergleichsszenario die Behandlung der LVP, PPK und Glas in einer Restmüll-MVA bilanziert. Der so vorliegende Abfallstrom durchläuft folgende Haupt-Prozessschritte:

1. LVP, Glas und PPK werden gesammelt und zu einer MVA transportiert.
2. Die gesamte Abfallmenge wird ohne vorherige Sortierung einer energetischen Verwertung innerhalb der MVA zugeführt.

In Abbildung 3-4 sind die Systemgrenzen und Prozesse des Vergleichsszenarios dargestellt.

Abbildung 3-4 Schematische Darstellung der Systemgrenzen – Vergleichsszenario MVA



Quelle: eigene Darstellung

3.2. Datengrundlage

3.2.1. Spezifische Daten

Der geographische Bezug der Datensätze wird nach Möglichkeit passend für den jeweiligen Kontext gewählt. Wird ein deutschlandspezifischer Datensatz benötigt, wird dieser, wenn möglich, landesspezifisch gewählt, sonst europäisch oder global (in dieser Priorisierung).

3.2.1.1. Strommix

Die rasche Veränderung des deutschen Strommix durch die Energiewende hat über die letzten Jahre dazu geführt, dass der in ecoinvent hinterlegte Strommix trotz regelmäßiger Updates nicht dem aktuellen Stand entspricht. Aus diesem Grund wird der Prozess des deutschen Strommix inklusive Umspannungsverlusten nachmodelliert. Die Zusammensetzung des modellierten Mix und die eingesetzten Anteile der jeweiligen Anlagentypen sind in Tabelle 3-1 dargestellt. Zu beachten ist, dass die Zusatzaufwände pro bereitgestellter kWh gerechnet werden. Dies gilt auch für die Umspannungsverluste. Da in ecoinvent kein Umwandlungsprozess Nieder- auf Mittelspannung vorhanden ist, wurde für die Solarenergie der gleiche Umwandlungsverlust wie für Hoch- auf Mittelspannung angenommen. Aus diesem Grund wird der Umspannungsaufwand auf alle Stromerzeugungsanlagen mit Hoch- und Niederspannung angewandt.

Tabelle 3-1 **Anteile der Energieträger an der Nettostromerzeugung für die Bezugsjahre 2019, 2020 und 2030 und spezifische CO₂-Emissionen (ohne Im- und Exporte)**

Energieträger	Anteil an der Nettostromerzeugung im deutschen Strommix		
	2019 ^b	2020 ^{a,b}	2030 ^b
Steinkohle	11,9 %	11,9 %	8,7 %
Braunkohle	21,7 %	21,0 %	10,3 %
Erdgas	12,9 %	12,7 %	17,6 %
Öl	0,9 %	1,1 %	0,4 %
Kernenergie	11,2 %	10,7 %	0,0 %
Windenergie (onshore)	15,4 %	16,1 %	22,3 %
Windenergie (offshore)	3,9 %	4,6 %	13,1 %
Photovoltaik	7,6 %	7,7 %	14,7 %
Biomasse	2,5 %	2,5 %	2,6 %
Biogas	5,1 %	5,0 %	3,8 %
Wasser	3,9 %	3,9 %	3,8 %
Andere ^c	3,0 %	2,9 %	2,7 %
Spez. CO ₂ -Emissionen ^d	552 g/kWh	543 g/kWh	403 kWh

a) bereinigt um Auswirkungen der Corona-Pandemie, b) basierend auf internen Modellierungen, c) Gichtgas, Raffineriegas, Kokerei/Stadtgas, sonstige Gase, Abfall, d) inkl. Vorkette und Verluste

Quelle: Datenbasis für den Projektionsbericht 2021 für Deutschland (Repenning et al. 2021)

Auf gleiche Weise wurde der Europäische Strommix angepasst. Die Rohdaten für die Berechnung der Anteile der Energieträger wurden von der European Commission (2021) angegeben. Für die Jahre 2019 und 2020 lag keine Differenzierung vor. Für das Jahr 2030 wurde ein Mittelwert der Szenarien REG, MIX und MIX-CP⁶ angesetzt. Die Anteile der Energieträger an der Nettostromerzeugung sind in Tabelle 3-2 angegeben.

Tabelle 3-2 **Anteile der Energieträger an der europäischen Nettostromerzeugung**

Energieträger	2019/2020 ^a	2030 ^b
Kernenergie	26,4 %	16,9 %
Biomasse	6,5 %	5,4 %
Wasserkraft	12,7 %	11,4 %
Windenergie (onshore)	12,5 %	25,6 %
Windenergie (offshore)	1,5 %	6,7 %

⁶ Die Szenarien REG, MIX und MIX-CP stellen drei unterschiedliche Politikszenerarien dar, die seitens der Europäischen Union entwickelt wurden. Die zugrunde liegenden Annahmen der drei Szenarien sind in European Commission (2021) dargestellt

Energieträger	2019/2020 ^a	2030 ^b
Photovoltaik	5,5 %	14,3 %
Geothermie	0,2 %	0,1 %
Stein/Braunkohle	14,1 %	4,2 %
Öl	1,0 %	0,2 %
Erdgas und synthetische Gase	18,6 %	14,1 %
Abfall ^c	1,0 %	1,0 %
Spez. CO ₂ -Emissionen ^d	350 g CO ₂ -Äq /kWh	215 g CO ₂ -Äq

^{a)} keine Unterscheidung zwischen 2019 und 2020, ^{b)} Mittelwert der Szenarien REG, MIX und MIX-CP (European Commission 2021), ^{c)} Annahme, ^{d)} inkl. Vorkette

(für die Bezugsjahre 2019, 2020 und 2030 und spezifische CO₂-Emissionen (nach European Commission (2021)))

3.2.2. Generische Daten

Zur Berechnung der hier vorliegenden Studie wurde auf die Softwarelösungen openLCA (GreenDelta 2022) zurückgegriffen. Verwendete Datenbanken waren die ecoinvent-Datenbank (apos, v. 3.8, Stand: 2021, Wernet et al. (2016)).

3.3. Einschätzung der Datenqualität

Die Datenqualität kann aufgrund der Datenherkunft näher diskutiert werden. Dazu können die eingesetzten Daten klassifiziert werden:

- Sekundärdaten aus validierten Datenbanken (Strom, Hilfsstoffe, Metalle etc.),
- Sekundärdaten aus Publikationen,
- Primärdaten von Projektteilnehmern auf Basis von etablierten Prozessen.

Die Datenqualität von Sekundärdaten aus validierten Datenbanken entspricht dem heutigen State of the Art, der in der Ökobilanzierung angesetzt wird. Hierunter fallen alle Material- und Energiebereitstellungsprozesse.

Die Datenqualität von Sekundärdaten aus aktuellen Publikationen ist in fast allen Fällen der aktuelle Stand der Wissenschaft. Ältere Publikationen wurden nur herangezogen, wenn diese gegenüber zeitlichen Veränderungen im Wesentlichen neutral betrachtet werden können (z. B. Heizwertberechnungen oder thermodynamische Berechnungen und Stoffstromverteilungen innerhalb einer Pyrolyse nach Dölling et al. (2000)).

Die Datenqualität von Primärdaten ist als sehr hoch anzusehen. Mengenstromnachweise und Wertungspfade stammen direkt von den dualen Systemen. Da diese einer regelmäßigen Prüfung unterliegen wird deren Validität als gesichert gewertet.

Die genutzten Daten entsprechen dem festgelegten Untersuchungsrahmen zeitlich, geographisch und technisch. Die genutzte Datenqualität ist gut, vor allem was die Primärdaten angeht. Verbesserungspotentiale sind vor allem hinsichtlich der stofflichen Verwertung von papierhaltigen Fraktionen wünschenswert. Der Prozess einer Papierfabrik wurde aufgrund zu geringer Rücklaufquoten aus den Fragebögen über den generischen in der ecoinvent-Datenbank hinterlegten Prozess (treatment of waste paper to pulp, wet lap, totally chlorine free bleached, CA-QC) abgebildet. Die Sachbilanzdaten dieses Prozesses stammen aus nur einer Papierfabrik in Kanada und sind sowohl zeitlich als auch geographisch wenig repräsentativ für die hier vorliegende Studie.

3.4. Eingangsmassenströme

Entsprechend der Mengenstromnachweise der dualen Systeme betragen die Inputströme in der vorliegenden Bilanz 6.014.894 Mg im Jahr 2019 und 6.547.743 Mg im Jahr 2020. Der Anteil getrennt gesammelter LVP lag im Jahr 2019 bei 39 %, im Jahr 2020 bei 38 %. Der Anteil Verpackungs-PPK lag bei 27 % (2019) bzw. bei 32 % (2020). Der Glasanteil an der Gesamtmenge lag 2019 bei 33 %, 2020 bei 29 %. Innerhalb der dualen Systeme werden derzeit rund 65 Fraktionen unterschieden. Da sich diese Fraktionen oft in ihrer Zusammensetzung bzw. in ihrem nachfolgenden Behandlungspfad nur marginal unterscheiden, wurden diese für die ökobilanzielle Betrachtung zu 20 Hauptfraktionen geclustert. In Tabelle 3-3 sind diese Fraktionen und ihre jeweiligen Mengenströme dargestellt.

Bei den Fraktionen aus der getrennt gesammelten LVP-Menge handelt es sich um den Output der Sortieranlagen. Für PPK und Glas werden von manchen dualen Systemen einerseits die gesammelten Mengen, andererseits die Outputströme aus den Sortieranlagen angegeben. Für Systeme, für die nur die aussortierten Mengen und nicht die Inputmengen vorliegen, werden entsprechend Burger et al. (2021) für den Anteil Sortierrest an der Fraktion folgende Korrekturen vorgenommen:

- Anteil der Sortierreste bei Glasverpackungen: 8,1 %
- Anteil der Sortierreste bei PPK: 14,2 %.

Tabelle 3-3 Mengenströme der dualen Systeme in den Jahren 2019 und 2020

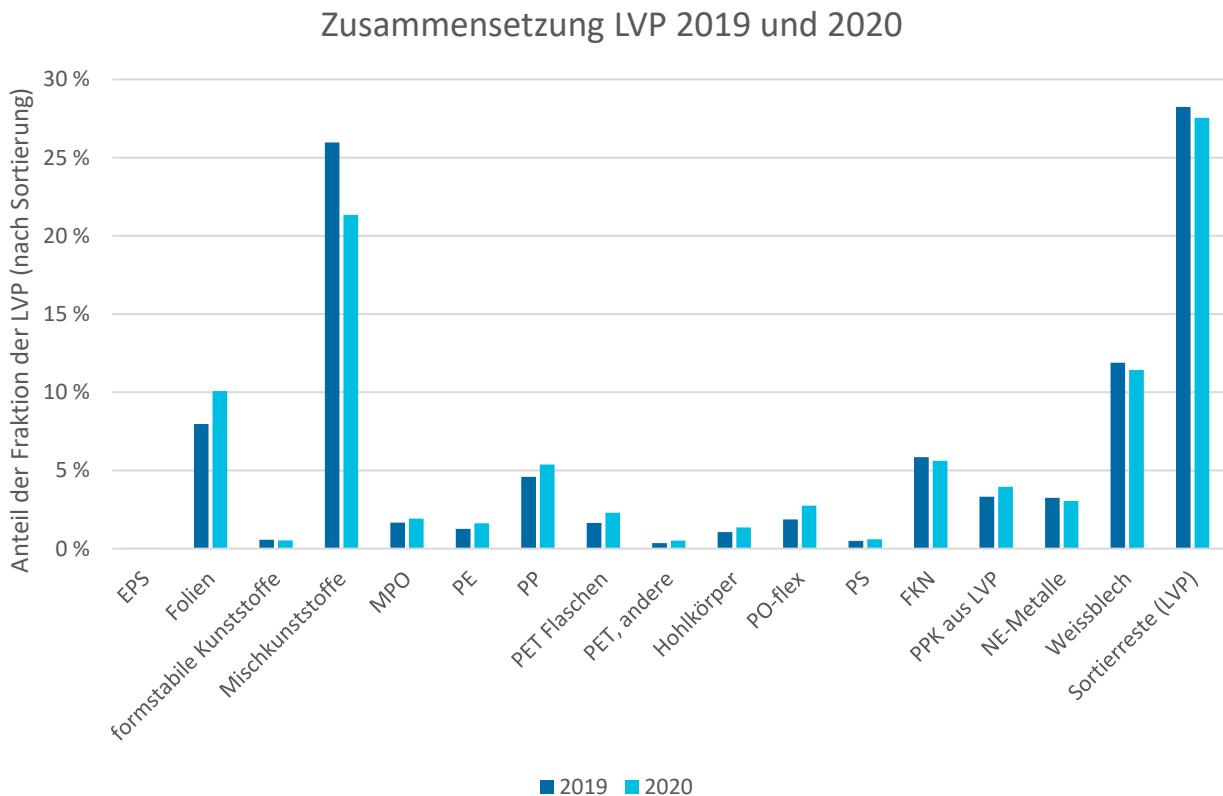
Typ	Fraktionen-Cluster	Beinhaltete Fraktionen	Menge 2019 [Mg]	Menge 2020 [Mg]
Glas	Glas	100, 101, 102, 103, 104, 105, 625 ^a	1.982.628	1.917.636
	<i>davon Sortierreste</i>	-	160.593	155.328
PPK	PPK ^b	200, 201, 202, 203, 204, 205, 206, 209, 210, 211, 212	1.646.834	2.122.359
	<i>davon Sortierreste</i>	-	233.850	301.375
Kunststoffe	Folien	310-0, 310-1	189.980	252.701
	PP ^c	324-0, 324-1, 324-2, 324-3, 324-4, 324-5, 324-6	109.497	134.873
	PE ^d	329-0, 329-3, 329-6	30.190	40.600
	PS ^e	331-0, 330-0	11.798	14.869
	EPS ^f	340-0, 340-1, 340-2	941	1134
	PET-Flaschen ^g	325-0, 328-1, 328-2, 328-3	39.059	57.699
	PET (andere) ^g	328-5, 328-6, 328-0	8.322	12.943
	MPO ^h	323-0	39.626	48.196
	PO-flex ⁱ	323-2	44.433	68.864

Typ	Fraktionen-Cluster	Beinhaltete Fraktionen	Menge 2019 [Mg]	Menge 2020 [Mg]
	Formstabile Kunststoffe	351-0, 351-1, 351-2	13.487	13.229
	Hohlkörper	320-0, 321-0, 322-0	25.166	33.953
	Mischkunststoffe zum Recycling	350-0, 350-6, 351-5, 350-4, 352-0	128.670	111.156
	Mischkunststoffe zur energetischen Verwertung		490.831	424.021
Verbunde	Verbunde, FKN ^j	510, 512	139.552	140.651
	PPK aus LVP ^k	550	79.073	99.137
Metalle	NE-Metalle ^l	420	77.554	76.290
	Weißblech	410, 412, 400, 430, 625 ^a	283.594	286.575
SR	Sortierreste aus LVP ^m	830, 830-2, 831, 850, 880, 361-0, 365-0	673.659	690.858
Summe			6.014.894	6.547.743

a) Die Fraktion 625 (Glas und Metalle) wurde zu gleichen Teilen auf die Cluster Glas und Weißblech verteilt, b) PPK=Papier, Pappe, Kartonagen, c) PP=Polypropylen, d) PE=Polyethylen, e) PS=Polystyrol, f) EPS=expandiertes Polystyrol, g) PET=Polyethylenterephthalat, h) MPO=gemischte Polyolefine, i) PO-flex=flexible Polyolefine, j) FKN=Getränkekartonverpackungen, k) PPK aus LVP= Papier, Pappe, Kartonagen aus Leichtverpackungen, l) NE-Metalle=Nicht-Eisen Metalle, m) LVP=Leichtverpackungen

In Abbildung 3-5 sind die Output-Mengen aus den Sortieranlagen für die Jahre 2019 und 2020 dargestellt. Die prozentuale Zusammensetzung hat sich über die beiden Jahre im Wesentlichen kaum verändert, jedoch ist der Anteil der Mischkunststoffe von 26 % auf 21 % zurückgegangen und der Anteil der Folien von 8 % auf 10 % angestiegen. Den größten Anteil an LVP machen neben den Mischkunststoffen die Sortierreste (mit 28 % in beiden Jahren) aus, gefolgt von Weißblech, Folien und Getränkekartons und PP.

Abbildung 3-5 Zusammensetzung der LVP-Mengen aus den dualen Systemen für die Jahre 2019 und 2020



Quelle: eigene Darstellung

3.5. Zusammensetzung der Eingangsmassenströme

Die in Tabelle 3-3 angegebenen Mengen stellen Stoffströme dar, die nicht der reinen Zielfraktion entsprechen. So enthalten sie auf Grund der Beschaffenheit des Abfallprodukts noch Fremdstoffe (z. B. Aludeckel an PS-Joghurtbechern) oder werden auf Grund technischer Grenzen der Sortieranlagen nicht vollständig korrekt aussortiert.

Aus den DKR-Produktspezifikationen lassen sich die maximal zulässigen Fremdstoffanteile für die jeweiligen (sortierten) LVP-Fraktionen ableiten. Aus einer Studie des Umweltbundesamtes (Knappe et al. 2021) geht hervor, dass diese maximalen Fremdstoffanteile in der Regel erreicht oder sogar überschritten werden. Weiterhin kann davon ausgegangen werden, dass die jeweils vorsortierten Fraktionen trotz trockener Lagerung einen gewissen Wassergehalt aufweisen.

Für **Glas** werden Burger et al. (2021) zufolge 8,1 % an Fremdstoffen von der Inputmenge abgetrennt. Es handelt sich dabei mehrheitlich um inerte Materialien wie Keramik. Für die Modellierung wird von einem Wasseranteil von 20 % im Fremdstoffanteil ausgegangen.

Der Wasseranteil von **PPK** beträgt gemäß PMV (2008) etwa 12 %. Die (feuchte) Sortierrestmenge beträgt nach Burger et al. (2021) 14,2 %. Der Anteil an Rejecten⁷/Spuckstoffen ist mit 2,5 % zu bilanzieren (Steger et al. 2019). Der genannte Fremdstoffanteil bezieht sich jedoch auf die gesamte

⁷ Reststoffe aus der Zellstoff- und Papierindustrie

PPK-Menge und nicht ausschließlich auf Verpackungs-PPK. Es wird folglich an dieser Stelle ein Fehler zugelassen.

Für **Kunststoffe** werden basierend auf u.e.c. Berlin (2011) für Kunststoffe aus der LVP-Sortierung folgende Praxis-Reinheitsgrade (bezogen auf trockenes Inputmaterial) angesetzt (Tabelle 3-4).

Tabelle 3-4 Reinheitswerte gemäß DSD-Spezifikation und Reinheitswerte in der Praxis

Stoffstrom aus der LVP/WST-Sortierung	Reinheit gemäß DSD-Spezifikation	Reinheit Wert der Praxis
PE-Fraktion	94 Ma.-%	94 Ma.-%
PP-Fraktion	94 Ma.-%	86 Ma.-%
PS-Fraktion	94 Ma.-%	78 Ma.-%
PET-Fraktion	98 Ma.-%	75 Ma.-%
Folien-Fraktion (>DIN A4)	92 Ma.-%	88 Ma.-%

nach u.e.c. Berlin (2011)

Da die Aufstellung mit Hinblick auf die betrachteten Kunststofffraktionen unvollständig ist, wird ein gewichteter mittlerer Fremdstoffanteil von 14,5 % für Kunststoffe berechnet, für die keine Werte vorlagen. Auf ähnliche Weise wird der mittlere Wassergehalt der Kunststoffe bestimmt. Nach Dehoust und Christiani (2012) sind für alle Kunststoffsorten 8 % Wasseranteil anzusetzen. Für Folien liegt dieser Wert bei 13 % und für Mischkunststoffe bei 15 %. Der mittlere gewichtete Wasseranteil beträgt somit 13,4 % über alle Kunststofffraktionen.

Für **FKN** wird entsprechend Kauertz et al. (2020) ein Wassergehalt von 5 % und ein Fremdstoffanteil von 10 % angesetzt.

Für **PPK aus LVP** können nach Wagner et al. (2018) 15-20 % Feuchtigkeit (Mittel: 17,5 %) und ein Fremdstoffanteil (feucht) von 10 % angesetzt werden. Der Feuchtigkeitsanteil muss jedoch aufgrund von biologischen Aktivitäten während der Lagerung der Fraktion auf 30 % korrigiert werden (HTP GmbH & Co. KG 2022).

Aus Befragungen mit Letztempfängern kann abgeleitet werden, dass **NE-Metalle** und **Fe-Metalle** einen Fremdstoffanteil von jeweils 62 % bzw. 20 % aufweisen. Dieser Anteil deckt sich mit Analysen und Daten von Wagner et al. (2018). Dehoust und Christiani (2012) geben für Aluminium eine Produktionsausbeute von 35-40 % an, für die Weißblechfraktion einen Metallanteil von 85 %. Bezogen auf den Fremdstoffanteil wird ein Wassergehalt von 20 % angesetzt.

In Tabelle 3-5 ist die oben beschriebene makroskopische Zusammensetzung der Fraktionen zusammengefasst dargestellt. Die Zusammensetzung der Fremdstoffe für die beschriebenen Fraktionen ist detailliert in Tabelle A - 1 dargestellt.

Tabelle 3-5 Makroskopische Zusammensetzung der betrachteten Stoffströme.

	Anteil Zielmaterial (wasserfrei)	Fremdstoffanteil (wasserfrei)	Wassergehalt
PPK (unsortiert)	75,5 %	12,5 % Sortierreste; 2,1 % Rejecte	12 %
Glas (unsortiert)	91,9 %	6,5 %	1,6 %
Kunststoffe, gesamt	82,1 %	14,5 %	13,4 %
Verbunde, FKN	85 % ^a	10 %	5 %
PPK aus LVP	63 %	7 %	30 %
Weißblech	80 %	16 %	4 %
NE-Metalle	38 %	49,6 %	12,4 %

^{a)} bestehend aus PPK, PE und Aluminium

Bei **Sortierresten** wird nicht nach Unter-, Mittel- oder Überkorn unterschieden. Ebenso wird keine Unterscheidung zwischen Sortierresten (Fraktionsnummern 830, 830-2, 831, 850 und 880) und Kunststoffen zur Energiegewinnung (361-0) oder Ersatzbrennstoffvorprodukt (365-0) vorgenommen. Alle genannten Fraktionen werden fortan als Sortierreste referenziert und für die entsprechenden Verwertungspfade (Kapitel 3.8.2) wird immer dieselbe Zusammensetzung angenommen. Der Heizwert von Sortierresten kann mit 16-18 MJ/kg Feuchtmasse angenommen werden (HTP GmbH & Co. KG 2021). Weder aus den Fragebögen noch aus der Literatur geht eine mittlere Zusammensetzung von Sortierresten hervor. Aus Michael Wiczorek (2019) kann ein Proxy für Sortierreste abgeleitet werden. Die Zusammensetzung ist hier mit 28 % PET, 18 % dunklen Kunststoffen, 15 % PPK, 36 % Reststoffen und 3 % Folien angegeben. Wird ein Feuchtigkeitsgehalt von 20 % angesetzt, so ergibt sich ein Heizwert von 17,4 MJ/kg Feuchtmasse. Durch die elementare Zusammensetzung nach Doka (2020) ergibt sich ein Gesamtkohlenstoffgehalt (C_{gesamt}) von 41,1 % C mit einem fossilen Kohlenstoffgehalt von 0,70 kg C_{fossil} /kg C_{gesamt} .

3.5.1. Zusammensetzung der Zielstoffe

Die elementare Zusammensetzung der Zielstoffe wird überwiegend aus Doka (2020) übernommen. In Anhang A-2 sind die elementare Zusammensetzung der trockenen, störstofffreien Zielstoffe sowie die resultierenden Heizwerte dargestellt. Hinsichtlich der behandelten Verbundstoffe wurden Zusammensetzungen ermittelt. Getränkekartons setzen sich im Mittel etwa zu 68,5 % aus Karton, 4,0 % Aluminium, 18,0 % PE-Folie und 9,5 % PE-Verschluss zusammen (Kauertz et al. 2020; Fischer 2021; Burger et al. 2021; Institut cyclos-HTP GmbH 2022b). Für die Verbrennungsmodellierung wird angenommen, dass sämtliches Aluminium in einem Getränkekarton brennbar ist. Für PPK aus LVP wird auf Analysen von Burger et al. (2021) zurückgegriffen. Der Papieranteil beträgt demnach 88,3 %, der Kunststoffanteil 8,9 % und 2,7 % werden Aluminium zugeordnet.

3.5.2. Makroskopische und elementare Zusammensetzung des Eingangsmassenstroms

Aufbauend auf den beschriebenen Massenströmen und den entsprechenden Zusammensetzungen (siehe auch Kapitel A-1 und A-2) kann die Gesamt-Zusammensetzung bezogen auf 1 Mg Wertstoffe aus den dualen Systemen ermittelt werden. Diese ist in Tabelle 3-6 dargestellt.

Tabelle 3-6 Makroskopische Zusammensetzung der über die dualen Systeme verwer- teten Mengen

Fraktion		2019	2020
Reinstoffe (wasser- und störstofffrei)	Glas	30,3 %	28,1 %
	PPK	20,1 %	22,6 %
	Kunststoffe	13,6 %	13,5 %
	NE-Metalle	0,5 %	0,5 %
	Fe-Metalle	3,8 %	3,5 %
	Verbunde, FKN	2,0 %	1,8 %
	PPK aus LVP	0,8 %	0,9 %
	Sortierreste aus LVP	9,0 %	8,5 %
Wasser		9,5 %	9,4 %
Störstoffe		10,8 %	10,6 %
Summe		100,00 %	100,00 %

Quelle: eigene Berechnungen auf Basis von Mengenstromnachweisen und mittleren Störstoffanteilen

Die makroskopische Zusammensetzung lässt sich mittels der beschriebenen Zusammensetzungen der Zielfractionen (Kapitel A-2), der Wassergehalte (Kapitel 3.5) und Störstoffgehalte (Annex A-1) in eine elementare Zusammensetzung für 1 Mg Sammelmenge aus den dualen Systemen überführen. Diese Zusammensetzung ist Ausgangsbasis für die Bilanzierung des Vergleichsszenarios entsprechend einer energetischen Verwertung über eine MVA (Kapitel 3.6).

Tabelle 3-7 Elementarzusammensetzung bezogen auf 1 Mg Wertstoffe (LVP, PPK, Glas) aus den dualen Systemen.

Komponente	2019	2020
H ₂ O	9,5 %	9,7 %
C	30,6 %	31,8 %
H	4,4 %	4,6 %
N	0,2 %	0,2 %
S	0,1 %	0,1 %
O	30,6 %	30,7 %
Cl	0,6 %	0,6 %
Asche	24,0 %	22,4 %
Fe	4,3 %	4,1 %
Al	0,8 %	0,8 %
Summe	100,0 %	100,0 %

Komponente	2019	2020
Heizwert (MJ/kg)	13,4	13,9
Fossiler Kohlenstoffanteil	54,1 %	52,0 %

Quelle: eigene Berechnung auf Basis von Doka (2020).

3.6. Modellierungsansatz der energetischen Verwertung

3.6.1. Energetische Verwertung in einer Müllverbrennungsanlage und einer Ersatzbrennstoff-Anlage

Störstoffe und Rejecte, die aus dem Recycling ausgeschleust und einer Verbrennung zugeführt werden, wurden (auch bei ausländischen Anlagen) in deutschen Zementwerken oder MVA bilanziert. Die Bilanzierung einer MVA und einer Ersatzbrennstoff-Anlage (EBS-Anlage) unterscheidet sich hinsichtlich der Strom- und Wärmeproduktion in Bezug auf die Nettowirkungsgrade und die Rückgewinnung von Fe- und NE-Metallen aus den Verbrennungsrückständen. Abgesehen davon erfolgt die Modellierung für beide Anlagentypen analog. Zur ökobilanziellen Berechnung einer energetischen Verwertungsanlage werden drei Komponentengruppen abgebildet:

1. die abfallspezifischen Produktions- und Verbrauchsmengen an Energie
2. abfallspezifischen Emissionen und
3. der Bedarf an Hilfs- und Betriebsstoffen.

Ausgangsbasis für die Berechnung dieser Komponenten ist die elementare Zusammensetzung der energetisch verwerteten Abfallströme. Daraus lassen sich wichtige Kenngrößen einer Verbrennungsmodellierung ableiten.

3.6.1.1. Eingesetzte und rückgewonnenen Energie

MVA und EBS-Anlagen können im Mittel für Deutschland als Kraft-Wärme-Kopplungsanlagen verstanden werden, die die chemisch gebundene Energie eines Abfallstromes in nutzbaren Strom und Wärme überführen. Aus dem Heizwert des Abfalls ergeben sich als Produkte der MVA/EBS-Anlage Strom und Wärme. Durch die Multiplikation des abfallspezifischen Heizwertes mit den Nettowirkungsgraden einer energetischen Verwertungsanlage kann die rückgewonnene thermische und elektrische Energie abgebildet werden. Die produzierte Nettostrommenge wird gegenüber dem deutschen Strommix, die produzierte Wärmemenge dem Haushalts-Wärmemix im jeweiligen Bezugsjahr gutgeschrieben.

Nach Flamme et al. (2018) werden die in Tabelle 3-8 angegebenen Nettowirkungsgrade für die Jahre 2019 und 2020 angesetzt. In den angegebenen Nettowirkungsgraden sind Eigenstrombedarfe, die teilweise auch über das öffentliche Stromnetz bereitgestellt werden, bereits eingerechnet. Für das Jahr 2030 werden nur moderate Wirkungsgradsteigerungen bei der MVA erwartet, während die Wirkungsgrade bei EBS-Anlagen kaum noch steigerbar scheinen.

Tabelle 3-8 Durchschnittliche Nettowirkungsgrade von MVA und EBS-Anlagen

Anlagentyp	Wirkungsgrad	Netto 2019/2020	Netto 2030
MVA	Thermischer Wirkungsgrad	33,3 %	37,5 %

	Elektrischer Wirkungsgrad	11,3 %	11,7 %
EBS-Anlage	Thermischer Wirkungsgrad	37,0 %	37,0 %
	Elektrischer Wirkungsgrad	15,0 %	15,0 %

nach Flamme et al. (2018). Zukunftsentwicklungen nach eigenen Einschätzungen

In der Modellierung wird die erzeugte Wärme gegenüber dem **Haushalts-Wärmemix** in den jeweiligen Bezugsjahren gutgeschrieben. Da weder davon auszugehen ist, dass klassische Fernwärme zukünftig ansteigt, noch dass Wärme aus Strom ersetzt wird, werden im Wärmemix Strom und Fernwärme nicht betrachtet. Da sich der angegebene Nettowirkungsgrad für die thermische Energie auf die Wärme bezieht, die ab der Verwertungsanlage anfällt, muss diese weiterhin noch um Leitungsverluste im Fernwärmenetz (15 %) und Verluste an der Hausübergabestation (10 %) korrigiert werden (Kaltschmitt 2020). Die Zusammensetzung des gutgeschriebenen Wärmemix ist in Tabelle 3-9 angegeben.

Tabelle 3-9 Zusammensetzung des Haushaltswärmemix

Energieträger	Anteil an der Nettowärmeerzeugung im deutschen Haushaltswärmemix		
	2019 ^b	2020 ^{a,b}	2030 ^b
Braunkohle	1,0 %	0,8 %	0,4 %
Feste Biomasse	15,2 %	15,3 %	19,6 %
Erdgas	52,7 %	52,6 %	45,2 %
Umweltwärme/ Geothermie	1,6 %	1,7 %	3,6 %
Heizöl	25,1 %	25,2 %	23,7 %
Solarthermie	2,2 %	2,3 %	5,8 %
Andere ^c	2,2 %	2,2 %	1,7 %
Spez. CO ₂ -Emissionen ^d	68,1 g CO ₂ -Äq./MJ	67,7 g CO ₂ -Äq./MJ	61,2 g CO ₂ -Äq./MJ

^{a)} bereinigt um Auswirkungen der Corona-Pandemie, ^{b)} basierend auf internen Modellierungen, ^{c)} Steinkohle, Steinkohlenkoks, Biogas, ^{d)} inkl. Vorkette

(ohne Strom und Fernwärme) für die Bezugsjahre 2019, 2020 und 2030 und spezifische CO₂-Emissionen.

Quelle: eigene Berechnungen Öko-Institut.

Gegenüber der produzierten Wärmemenge fällt der externe Wärmebedarf, der durch Erdgas bereitgestellt wird, einer energetischen Verwertungsanlage eher gering aus. Entsprechend Neuwahl et al. (2019) wird für den externen Wärmebedarf ein pauschaler Wert von 430 MJ Erdgas/Mg Abfall angesetzt. Diese Wärme wird u. a. für die Vorwärmung der Verbrennungsluft, der Temperaturerhöhung in der Brennkammer oder zur Rauchgasreinigung benötigt.

3.6.1.2. Abfallspezifische Emissionen

Emissionen aus Abfallverbrennungsanlagen an die Luft werden entsprechend den gültigen Verordnungen (17. BImSchV) auf trockenes Rauchgas mit einem Bezugssauerstoffgehalt von 11 % bezogen. Entsprechend VDI 3460 sind durchschnittliche Schadstofffrachten für überwachungspflichtige

Emissionen aus MVA bekannt. Diese wurden gleichermaßen für EBS-Anlagen angenommen, da diese den gleichen Grenzwerten gemäß 17. BImSchV unterliegen und die Anlagentechnik der Rauchgasreinigung auf einem ähnlichen Niveau ist (CUTEC 2016). N₂O- und NMVOC-Emissionen sind nicht überwachungspflichtig, aber potentiell relevant für die ökobilanzielle Betrachtung und werden aus Neuwahl et al. (2019) und Doka (2020) übernommen. In Tabelle 3-10 sind die durchschnittlichen Emissionsfrachten einer MVA dargestellt.

Tabelle 3-10 Durchschnittliche Schadstofffrachten einer MVA

Schadstoff	Emissionsfaktoren [mg/Nm ³ Rauchgas, trocken bei 11 % Bezugssauerstoff] (Unsicherheitsbereich in Klammern)	Quelle
HCl	2 (0-8,5)	VDI 3460
SO _x	6,75 (0-38,3)	VDI 3460
HF	0,13 (0-0,4)	VDI 3460
Staub ^a	0,225 (0-1,4)	VDI 3460
Hg	0,0024 (0-0,02)	VDI 3460
CO	10,5 (1-28)	VDI 3460
NO _x	77,25 (19,5-142,5)	VDI 3460
Cd+Th	0,00125 (0-0,006)	VDI 3460
As, Cd, Co, Cr, BaP	0,0075 (0-0,045)	VDI 3460
Dioxine	0,000005 (0-0,00005)	VDI 3460
NH ₃	0,8 (0-4,9)	VDI 3460
N ₂ O	8 (1-35) ^b	(Neuwahl et al. 2019)
NMVOC	1,5 (1-2)	Doka (2020)

^a) Feinstaub < 2,5 µm ^b) Annahme: 67 % der MVA verfügen über eine SCR, 33 % über eine SNCR

Bei den Schadstofffrachten muss berücksichtigt werden, dass gewisse Emissionen maßgeblich von der Abfallzusammensetzung beeinflusst sind, während andere Emissionen unabhängig vom Abfallinput sind. Schwermetall-, Schwefeldioxid- und Chlorwasserstoffemissionen können als linear proportional zu den entsprechenden Konzentrationen im Abfallgut angesetzt werden. Überschlägig wird der Korrekturfaktor für Schwermetallemissionen über den Ascheanteil im betrachteten Abfallgut korrigiert. Die Berechnung der korrigierten Emissionsmenge für diese Stoffe wird detailliert in Anhang A-4 erläutert. Für NMVOC, CO, N₂O, NH₃ und NO_x erfolgt keine entsprechende Korrektur. Diese Emissionen sind kaum oder gar nicht von der Zusammensetzung des Abfallinputs abhängig, sondern vielmehr von der Verbrennungsführung und dem Aufbau der Rauchgasreinigung.

Als weitere Emission an die Luft muss die Kohlenstoffdioxidmenge berücksichtigt werden. Diese wird in Abhängigkeit vom Kohlenstoffgehalt des Abfalls berechnet (s. Anhang A-5). Da davon ausgegangen werden kann, dass in modernen Abfallverwertungsanlagen kaum Kohlenstoff (C) in die Asche eingebunden wird oder über die Rauchgasreinigung zurückgehalten wird, wird sämtlicher Kohlenstoff zu Kohlenstoffdioxid (CO₂) oxidiert (die unter Tabelle 3-10 aufgeführte CO-Menge ist im Vergleich vernachlässigbar). Bezüglich der Klimawirksamkeit von CO₂ ist lediglich CO₂, welches aus fossilen Kohlenstoffquellen entsteht, zu berücksichtigen. Für biogenen Kohlenstoff wird davon ausgegangen, dass die bei der Verbrennung freigesetzten CO₂-Emissionen im Vorfeld bereits durch biologische Prozesse gebunden wurden.

3.6.1.3. Rückgewinnung von Eisen und NE-Metallen aus Verbrennungsrückständen

In den Verbrennungsrückständen einer MVA können sich ausgehend von dem Abfalleingangsstrom recyclingfähige Metalle befinden. Quantitativ wichtig sind dabei v. a. Eisen und Aluminium.

Pruvost (2013) untersuchte Transmissionskoeffizienten für verschiedene Aluminiumfraktionen innerhalb der MVA und ermittelte für Aluminiumfolien bzw. laminierte Aluminiumfolien, dass > 40 % in der Verbrennungsrückstände zurückbleiben und potentiell zurückgewonnen werden können. Diese Ergebnisse wurden von Biganzoli et al. (2012) verifiziert. Danach kann für Folien angesetzt werden, dass 58,8 % des Aluminiums oxidiert, während die restlichen 41,2 % des Aluminiums im Aufgabengut potentiell rückgewinnbar sind.

Die vorhandenen nicht oxidierten Metallmengen in den Verbrennungsrückständen werden in der Regel nicht vollständig zurückgewonnen. Für die Rückgewinnung von Eisenmetallen wird daher eine Ausbringungsrate von 81 % angesetzt, für Aluminium 53 % (Haupt et al. 2018). Diese Rückgewinnungsraten beziehen sich auf nicht oxidierte Metalle, exklusive sehr kleiner oder dünner Teile in der Rostasche. Für das Bezugsjahr 2030 wird angenommen, dass sich die Rückgewinnungsraten mäßig steigern (Tabelle 3-11). Der Metallinput in die Verbrennungsanlagen ergibt sich aus dem Metallgehalt der energetisch verwerteten Abfälle (vgl. Kapitel 3.5.2).

Tabelle 3-11 Metallrückgewinnungsraten in Verbrennungsanlagen

	2019/2020	2030
Metallrückgewinnung Fe-Metalle	81 %	84 %
Metallrückgewinnung NE-Metalle	53 %	64 %

(Haupt et al. (2018), eigene Einschätzungen)

3.6.1.4. Bedarf an Hilfs- und Betriebsstoffen sowie Kapitalgütern

Weitere Lasten ergeben sich bei der Abfallverbrennung durch den Verbrauch von Betriebsstoffen, der Verbringung von Asche und Schlacke. Je nach Aufbau der Rauchgasreinigung (z. B. trockene vs. quasi-trockene vs. nasse Rauchgasreinigung oder selektive katalytische vs. selektive nicht-katalytische Rauchgasreinigung) können sich die Betriebsstoffe und Mengen zum Teil erheblich unterscheiden. Für eine MVA und EBS-Anlage werden auf Basis von Neuwahl et al. (2019) folgende Hilfsstoffe veranschlagt. Diese sind aber nicht repräsentativ für alle MVA in Deutschland.

Tabelle 3-12: Bilanzierte Betriebsmittelverbräuche bei der Abfallverbrennung einer MVA

Hilfsstoff	Menge
Herdofenkoks	2,5 kg/Mg Abfall
Aktivkohle	0,9 kg/Mg Abfall
Ammoniak (ohne Wasser)	0,4 kg/Mg Abfall
Harnstoff (ohne Wasser)	0,4 kg/Mg Abfall
Kalkhydrat	7,5 kg/Mg Abfall

auf Basis von Neuwahl et al. (2019)

Die Verbrennungsrückstände aus MVA und EBS-Anlagen werden im „Straßenbau, [im] Deponiebau sowie [im] untertägige[n] Versatz“ eingesetzt (Alwast und Riemann 2010). Gutschriften für die Verwertung fester Rückstände oder Lasten für die Entsorgung der Rauchgasreinigungsrückstände sind in diesem Modell nicht berücksichtigt, da sich diese nahezu gegenseitig aufwiegen (Dehoust et al. 2016; Dehoust et al. 2010).

3.6.2. Energetische Verwertung in einem Zementwerk

Aus Mischkunststoff sowie aus Sortier- und Aufbereitungsresten werden Ersatzbrennstoffe (EBS) gewonnen, die u. a. im Zementwerk energetisch verwertet werden. Die Verbrennung dieses EBS im Zementwerk führt zur Einsparung von Primärbrennstoffen. Die Bilanzierung der Aufwendungen und Gutschriften innerhalb eines Zementwerks wird nachfolgend beschrieben.

3.6.2.1. Brennstoffsubstitution

Im Gegensatz zu einer MVA oder EBS-Anlage werden Abfallströme in einem Zementwerk als Brennstoff genutzt und nicht zum Antrieb eines Kreisprozesses. Daraus wird abgeleitet, dass der betrachtete Abfallstrom innerhalb eines Zementwerkes den im Zementwerk genutzten Brennstoffmix ersetzt. Brennstoff wird entsprechend des Heizwertes 1:1 ersetzt. Somit ersetzt ein 1 MJ eines Abfallstromes 1 MJ des in Zementwerk verwendeten Brennstoffmix. Ersetzt wird sowohl Primär- als auch Sekundärbrennstoff. Die Zusammensetzung dieses Brennstoffmix ist in Tabelle 3-13 angegeben. Für die betrachteten Jahre (2019, 2020 und 2030) wird der Brennstoffmix nicht verändert, da keine belastbaren Prognosen für die Entwicklung des Brennstoffmix in Zementwerken existieren. Für fossile Brennstoffe wird die Vorkette zur Gewinnung der entsprechenden Energieträger angesetzt (z. B. Förderung von Braunkohle).

Tabelle 3-13 Brennstoffmix in einem Zementwerk

Brennstoff	Anteil	Heizwert [MJ/kg]	C-Anteil [kg/kg FM]	C-fossil [kg/kg C]
Braukohle	20,1 %	21,5	0,655	1
Erdgas	0,6 %	38	0,59	1
Heizöl	0,2 %	40	0,87	1
Petrolkoks	2,8 %	27,7	0,845	1
Steinkohle	8,3 %	29	0,885	1
Sekundärbrennstoff	67,9 %	22	0,49	0,74
Altreifen	5,8 %	28	0,65	0,73
Altöl	2,2 %	30	0,83	1
Zellstoff/PPK	0,4 %	5	0,17	0,01
Kunststoff	18,5 %	23	0,47	1
SBS	27,4 %	22	0,50	0,63
Tiermehl/fett	3,1 %	18	0,41	0
EBS	5,4 %	18	0,38	0,51
Altholz	0,0 %	14	0,40	0,05
Lösungsmittel	3,6 %	25	0,50	1
Klärschlamm	1,4 %	2	0,09	0

entsprechend Zeschmar-Lahl et al. (2020). Heizwerte, C- und C-fossil-Anteil nach Dehoust et al. (2016)

3.6.2.2. Substitution von Bauxit

Befinden sich im Aufgabengut Anteile von Aluminium, werden diese gegenüber Bauxit gutgeschrieben. Der Substitutionsfaktor betrug 3,29 und ergibt sich aus dem Anteil von Aluminium in Bauxit (57,5 % Al₂O₃ in Bauxit nach Bertau (2013) und einem Anteil von 52,9 % Al in Al₂O₃).

3.6.2.3. Abfallspezifische Emissionen

Die abfallspezifischen Emissionen werden analog zu 3.6.1.2 berechnet. Aufbauend auf VDZ (2020) wird abweichend von Tabelle 3-10 mit Schadstofffrachten entsprechend Tabelle 3-14 gerechnet. Die Bezugssauerstoffmenge beträgt 10 % O₂. Für Emissionsfrachten von Schwermetallen liegen nur Emissionsfaktoren vor, die die Kenntnis der Schwermetalle im Aufgabengut voraussetzt. Da diese nicht bekannt waren, werden hier die Emissionsfrachten einer MVA angesetzt.

Tabelle 3-14 Durchschnittliche Schadstofffrachten eines Zementwerks

Schadstoff	Emissionsfaktoren [mg/Nm ³ Rauchgas, trocken bei 10 % Bezugssauerstoff] (Schwankungsbreiten in Klammern)	Quelle
HCl	2,5 (0-12)	VDZ (2020)
SO _x	75 (0-390)	VDZ (2020)
Staub ^a	2,5 (0-7)	VDZ (2020)
CO	600 (0-5.800)	VDZ (2020)
NO _x	180 (120-450)	VDZ (2020)
NH ₃	20 (0-120)	VDZ (2020)

3.6.2.4. Bedarf an Hilfs- und Betriebsstoffen

Da die Hilfs- und Betriebsstoffe sowie die Kapitalgüter nicht abfallspezifisch modelliert werden, sind diese identisch für 1 MJ Brennstoffmix (entsprechend Tabelle 3-13) und 1 MJ entsprechend des untersuchten Abfallstroms. Somit trägt deren Bilanzierung nicht zu Unterschieden bei.

3.6.3. Aufbereitung zu Ersatzbrennstoff

Werden Abfallströme bzw. Sekundärabfallströme in einer EBS-Anlage oder einem Zementwerk verwertet, wird - falls nicht anders spezifiziert - eine Aufbereitung der Stoffströme bilanziert. Für die Aufbereitung wird ein Strombedarf von 320 kWh/Mg Inputmaterial angesetzt. Die Ausbeute beträgt 80 % bezogen auf den feuchten Input. 5 % der Aufbereitungsreste werden in der MVA energetisch verwertet. Der Rest sind Feuchteverluste.

3.7. Modellierungsansatz zur Abbildung von Transporten

Transporte werden mittels des generischen ecoinvent-Prozesses „transport, freight, lorry, >32 metric ton, EURO5 {RER}“ abgebildet. Es handelt sich dabei um einen LKW mit einem zulässigen Gesamtgewicht > 32 Tonnen, dessen Abgase der Abgasnorm Euro 5 entsprechen. Ist die zu transportierende Masse aus den Mengenströmen bekannt, muss nachfolgend die Transportdistanz ermittelt werden. Eine Ausnahme bildet die Abfallsammlung. Da an dieser Stelle das Stop-and-Go-Verhalten der Sammelfahrzeuge berücksichtigt werden muss, wird an dieser Stelle der ecoinvent Prozess „municipal waste collection service by 21 metric ton lorry {RER}“ herangezogen.

3.7.1. Abfallsammlung

Für die Abfallsammlung wird eine Transportdistanz von 10 km angesetzt. Dies gilt sowohl für die getrennte Sammlung von Wertstoffen (LVP-, PPK-, Glassammlung) als auch für das Vergleichsszenario. Nach der Abfallsammlung erfolgt für den Basisfall der Transport zum Umschlagplatz. Dieser wurde in beiden Fällen mit 15 km bilanziert (Dehoust et al. 2016). Da dies keine Stop-and-Go Fahrweise darstellt, wurde dies über „transport, freight, lorry, >32 metric ton, EURO5 {RER}“ abgebildet. Im Vergleichsszenario entfällt dieser Transport.

3.7.2. Transporte zu Sortieranlagen

Transporte zu Sortieranlagen für Glas und LVP können aus Datensätzen der dualen Systeme abgeleitet werden. Der Transport zwischen Umschlagplatz und Sortieranlage beträgt sowohl für LVP als auch für Glas etwa 100 km. Für Glas wird ein geringer Teil (3,5 %) vom Umschlagplatz direkt an die Glasfabrik geliefert. PPK geht zwar zu etwa 60 % in eine Sortierung, allerdings wird im Modell eine Papierfabrik mit integrierter Sortierung (aus ecoinvent) gerechnet. Der Transport zu einer Sortieranlage entfällt damit.

Tabelle 3-15 Transporte vom Umschlagplatz zur Sortieranlage

Transport von Umschlagplatz zu	Distanz (km)
Sortieranlage LVP	103
Sortieranlage Glas	112

3.7.3. Transporte zu energetischen Verwertungsanlagen

Die Distanzen vom Letztempfänger oder Sortieranlagen zu energetischen Verwertungsanlagen werden standortunabhängig bilanziert. Zu diesem Zweck wurde ein Gitternetz über Deutschland gelegt. Der Transport von jedem Gitterpunkt zu den nächsten drei MVA, EBS-Anlagen und Zementwerken wird mittels Microsoft Bing Maps API (Microsoft Corporation 2021) berechnet. Es wird also die tatsächliche Distanz und nicht etwa die Entfernung entsprechend der Luftlinie errechnet. Die berechneten Distanzen werden entsprechend der Bevölkerungsdichte gewichtet, da die Bevölkerungsdichte an die Abfallproduktion gekoppelt ist. In Anhang A-3 sind das Gitternetz und die sich ergebenden Distanzen hinterlegt.

Da in der Regel nicht davon ausgegangen werden kann, dass immer die nächstgelegene Anlage vom Verursacher eines Abfallstroms angefahren wird, jedoch auch ein gewisses wirtschaftliches Interesse an kurzen Transportdistanzen vorliegt, wird im Referenzfall für alle Anlagentypen die Distanz zur zweitnächsten Anlage angesetzt. Damit ergeben sich die bilanzierten Distanzen in Tabelle 3-16.

Tabelle 3-16 Transportdistanzen zu MVA, EBS-Anlage, Zementwerk

Transport zu	Distanz (km)
MVA	75
EBS-Anlage	133

Transport zu	Distanz (km)
Zementwerk	127

3.7.4. Transporte von Sortieranlagen zu Letztempfängern

Die exakte Berechnung der Transportdistanzen zwischen den Sortieranlagen und den Letztempfängern kann nur dann erfolgen, wenn für jeden Mengenstrom sowohl der Sender (Sortieranlage) als auch der Empfänger (Letztempfänger) bekannt ist. Von allen dualen Systemen werden die an die Letztempfänger gelieferten Mengen quantifiziert und protokolliert. Diese Mengen liegen separat für die Fraktionsnummern vor und können für die Auswertung herangezogen werden. In der Mehrheit der Fälle ist jedoch nicht bekannt, welche Sortieranlage wie viel ihrer Sortierfraktionen an welche Letztempfänger schicken. Diese Distanzen werden entsprechend dem nachfolgend beschriebenen Vorgehen abgeschätzt.

Da sowohl die Position aller Sortieranlagen als auch Letztempfänger bekannt ist, wird in einem ersten Schritt die Distanz zwischen jeder Sortieranlage und jedem Letztempfänger mittels Microsoft Bing Maps API (Microsoft Corporation 2021) berechnet. Anschließend wird für jeden Letztempfänger der Mittelwert über die Distanzen zwischen allen Sortieranlagen gebildet. Entsprechend des Marktanteils (hier: mengenmäßige Annahme eines Letztempfängers) wird die gemittelte Distanz gewichtet. Tabelle 3-17 stellt die Matrix zur Berechnung der Transportdistanzen dar.

Tabelle 3-17 Matrix zur Berechnung der mittleren Transportdistanz zwischen Sortieranlagen und Letztempfängern

		Sortierfraktion x			
		Letztempfänger A	Letztempfänger B	...	Letztempfänger n
Marktanteil		x %	x %	...	x %
Sortieranlage A		x km	x km	...	x km
Sortieranlage B		x km	x km	...	x km
...		
Sortieranlage n		x km	x km	...	x km
Mittelwert Distanz i		Mittelwert, Distanz {Sortieranlage $_i$ an Letztempf. A} x Marktanteil	Mittelwert, Distanz {Sortieranlage $_i$ an Letztempf. B} x Marktanteil	...	Mittelwert, Distanz {Sortieranlage $_i$ an Letztempf. n} x Marktanteil

$$\emptyset \text{Distanz \{Sortieranlage an Letztempfänger\}} = \sum_{i=\text{Letztempfänger A}}^{\text{Letztempfänger n}} \text{Mittelwert}_{\text{Distanz } i} \cdot \text{Marktanteil}_i$$

Bei der Durchführung der Berechnung wird zwischen Letztempfänger im Ausland und innerhalb Deutschlands unterschieden. Es wird somit eine Transportdistanz zu Anlagen in Deutschland und Anlagen außerhalb Deutschlands bilanziert. Weiterhin wird auch die Anzahl der Letztempfänger (getrennt nach in- und ausländisch) erhoben. Da derzeit knapp 800 Letztempfänger von allen dualen

Systemen beliefert werden, werden Letztempfänger, die bezogen auf die jeweiligen Cluster einen Marktanteil < 1 % im Jahr 2020 besaßen, von der Betrachtung ausgeschlossen. Für die Bilanzierung werden die mittleren Distanzen berechnet. Für Mischkunststoffe, Weißblech und Sortierreste steht eine hohe Anzahl an Anlagen innerhalb Deutschlands bereit. Die Annahme ist begründet, dass hier nähergelegene Letztempfänger prioritär beliefert werden. Hier wird angenommen, dass Letztempfänger von den nächstgelegenen 50 % aller Sortieranlagen beliefert werden.

Es soll an dieser Stelle angemerkt werden, dass die berechneten Distanzen nur als Proxy dienen können und nicht annähernd das komplexe Logistiknetz zwischen Sender und Empfänger abdecken. Die Daten konnten gegenüber den Daten von zwei dualen Systemen verifiziert werden. Für ein System zeigten die berechneten Distanzen eine hohe Konvergenz mit den berechneten Distanzen. Für ein zweites System fielen die Distanzen im Mittel zu hoch aus.

Tabelle 3-18 Transportdistanzen zwischen Sortieranlagen und Letztempfängern

Fraktion	Anzahl Anlage in Deutschland	Anzahl Anlagen im Ausland	Anteil Letztempfänger im Ausland ^b	Distanz zu Anlagen im Ausland [km]	Distanz zu Anlagen in Deutschland [km]
Glas ^a	20	0	0 %		
PPK ^a	25	4	7 %		
Folien	13	11	39 %	1.631	407
PP	10	8	18 %	998	464
PE	6	9	52 %	1.414	443
PS	4	3	57 %	1.140	485
EPS	3	0	0 %	-	404
PET-Flaschen	6	8	55 %	1.017	454
PET (andere)	2	3	88 %	2.165	416
MPO	5	1	13 %	816	531
PO-flex	7	7	29 %	1.990	395
Formstabile Kunststoffe	3	0	0 %	-	461
Hohlkörper	8	4	20 %	657	497
Mischkunststoffe, alt ^c	28	1	3 %	2.281	255
Mischkunststoffe, neu ^c	26	0	0 %	-	247
Verbunde, FKN	3	6	24 %	1.754	443
PPK aus LVP	14	2	10 %	2.055	410
NE-Metalle	8	0	0 %	-	428
Weißblech ^c	17	2	4 %	725	258
Sortierreste aus LVP ^d	> 40	0	0 %	-	171

a) Keine vollständigen Informationen zu Sortieranlagen vorhanden b) bezogen auf Massenströme, c) hierbei werden nur Anlagen zur Aufbereitung von Sortierresten werden betrachtet, d) Annahme: Letztempfänger werden von den nächstgelegenen 50 % aller Sortieranlagen beliefert

3.7.5. Weitere Transporte

Transporte zu Anlagen, die Recyclingreste oder Sortierreste zu EBS aufbereiteten, werden mit 200 km bilanziert. Transporte zu Deponien werden pauschal mit 50 km angesetzt.

3.8. Modellierungsansatz zur Abbildung der Sortierung

3.8.1. Bilanzierung von Sortieranlagen

Die Sortierung des gesammelten LVP in die verschiedenen Fraktionen erfolgt in einer LVP-Sortieranlage. Die Glassortierung, bei der Fremdstoffe, die nicht die Zielfraktion darstellen, abgetrennt werden, erfolgt in einer Glas-Sortieranlage. Die Sortierung von PPK ist in der vorliegenden Bilanz im verwendeten Datensatz der Papierfabrik integriert und wird nicht separat bilanziert.

Eine Sortieranlage stellt aus verfahrenstechnischer Sicht eine komplexe Kombination verschiedener Trenntechniken dar. Aus ökobilanzieller Sicht kann eine Sortieranlage jedoch als Black-Box betrachtet werden. Die hier bilanzierten Anlagen entsprechen dem Durchschnitt der heute in Deutschland betriebenen Sortieranlagen. Die spezifischen Energieverbräuche wurden aus Fragebögen ermittelt und mit Dehoust et al. (2016) und Knappe et al. (2021) abgeglichen. Dieserverbräuche für die mobile Einsatztechnik sowie Wärmeverbräuche (insbesondere für Büroräume) am Anlagenstandort werden für LVP und Glas gleichermaßen angesetzt. Der Strombedarf wird spezifisch für LVP und Glas angegeben. Für Glas ist die Datenlage begrenzt und es liegen nur Einschätzungen seitens Haupt et al. (2018) vor. Die Stromverbräuche für die Sortierung von Glas fallen mit 4,1 kWh/Mg Input deutlich geringer aus als für die Sortierung von LVP (40-60 kWh/Mg Input). Grund dafür ist ein geringer Einsatz an Trenntechniken. In Tabelle 3-19 sind die Energieverbräuche für die LVP- und Glassortierung dargestellt.

Tabelle 3-19: Modellierung einer Sortieranlage bezogen auf 1 Mg Input-Material

Fluss	Menge
Diesel	30 MJ/Mg Input
Strom	50 kWh/Mg Input (für LVP) 4,1 kWh (für Glas)
Wärme (Erdgas)	10 MJ/Mg Input

Quelle: Fragebögen, Dehoust et al. (2016), Knappe et al. (2021), Haupt et al. (2018)

3.8.2. Verwertung von Sortierresten

Für Glas wird eine Verwertung der Sortierreste entsprechend Haupt et al. (2018) angesetzt. Den Großteil der Sortierreste stellen inerte Störstoffe dar, die deponiert werden. Die restlichen Sortierreste werden über eine MVA verwertet. Störstoffe aus der PPK-Aufbereitung werden ebenfalls über eine MVA verwertet. Für Glas wird eine Verwertung der Sortierreste entsprechend Haupt et al.

(2018) angesetzt. Für Sortierreste aus LVP geht aus der Ermittlung der Letztempfänger hervor, dass 14 % der Sortierreste an eine EBS-Anlage geliefert werden, 18 % in eine MVA gehen und 68 % zu EBS aufbereitet werden.

3.9. Verwertung ab der Sortieranlage

3.9.1. Direkte energetische Verwertung von sortierten Fraktionen

Vorsortierte Fraktionen werden mehrheitlich einer stofflichen Verwertung zugeführt. Zu einem nicht unerheblichen Anteil werden diese aber fraktionsspezifisch auch direkt einer energetischen Verwertung zugeführt. In Tabelle 3-20 ist angegeben, zu welchem Anteil die verschiedenen Fraktionen in die direkte Verbrennung gehen.

Für PET-basierte Kunststofffraktionen sowie für Mischkunststoffe werden zwischen 12 % und 91 % einer direkten energetischen Verwertung zugeführt. Für diese Fraktionen wird angenommen, dass diese aufbereitet und anschließend in einem Zementwerk verwertet werden. Für die anderen Fraktionen beträgt der Anteil der energetischen Verwertung weniger als 5 %. Hier wird modelliert, dass diese über eine MVA verwertet werden.

Tabelle 3-20 Anteil der direkten energetischen Verwertung

Fraktion	Anteil der direkten energetischen Verwertung	
	2019	2020
Glas	0 %	0 %
PPK	1 %	1 %
Folien	2 %	3 %
PP	0 %	0 %
PE	0 %	1 %
PS	2 %	3 %
EPS	2 %	0 %
PET-Flaschen	21 %	12 %
PET (andere)	32 %	34 %
MPO	0 %	3 %
PO-flex	1 %	2 %
Formstabile Kunststoffe	4 %	2 %
Hohlkörper	3 %	2 %
Mischkunststoffe	80 %	75 %
Verbunde, FKN	0 %	5 %
PPK aus LVP	0 %	3 %
NE-Metalle	0 %	0 %
Weißblech	0 %	0 %
Sortierreste aus LVP	100 %	100 %

3.9.2. Recycling von vorsortiertem Glas, PPK und LVP

Die ökobilanziellen Auswirkungen eines Recyclingprozesses sind vom (i) Recyclingprozess, (ii) den spezifischen Energieverbräuchen und (iii) der Qualität der angelieferten LVP-Fraktion abhängig. Die Qualität bzw. Zusammensetzung des Eingangstroms (v. a. Störstoff- und Feuchtigkeitsgehalt) entscheidet maßgeblich über die Ausbeute des angestrebten Zielproduktes.

Neben der Bestimmung der Rezyklatausbeute muss im Rahmen der Substitutionsmethode weiterhin bestimmt werden, (iv) gegenüber welchem Primärprodukt das recycelte Produkt gutgeschrieben werden soll und (v) wie sich die qualitativen Eigenschaften eines recycelten Produktes gegenüber einem aus Primärmaterial erzeugten Produkt unterscheidet. Letzteres wird über einen sogenannten Substitutionsfaktor berücksichtigt.

3.9.2.1. Recycling von Kunststofffraktionen

Je nach Kunststoff und Qualität wird die sortierte Fraktion in den Recyclinganlagen zu unterschiedlichen Produkten recycelt. Die gängigsten Optionen stellen dabei die Weiterverarbeitung zu Regranulat, Agglomerat oder Flakes (Mahlgut, i. d. R. 2-5 mm Teilchengröße) dar. Mahl gut und Flakes sind durch Zerkleinerung gewonnene Kunststoffprodukte. Agglomerate sind teilplastifizierte und homogenisierte Kunststoffe, die durch Anschmelzen von Mahl gut zu rieselfähigem Material werden. Dieses wird entweder direkt in einem Produkt oder zur Weiterverarbeitung zu Regranulat eingesetzt. Regranulate werden aus Mahl gut oder Agglomeraten über einen Schmelzprozess gewonnen und haben eine gleichmäßige Korngröße.

Basierend auf den Daten der Letztempfänger wird abgeschätzt, wie viel Prozent einer Fraktion in Anlagen mit dem einen oder anderen Output gehen. So gehen Folien beispielsweise zu etwa 76 % in Anlagen, die diese zu Regranulat verwerten, der Rest geht in Anlagen, die Agglomerate erzeugen. Je nach Qualität des Rezyklats werden verschiedene Primärrohstoffe ersetzt. So werden Agglomerate vor allem für dickwandige Profile wie beispielsweise Paletten genutzt und ersetzen damit Kunststoff, Holz oder Beton. In Tabelle 3-21 sind die Recyclingverfahren für die unterschiedlichen Fraktionen sowie die substituierten Produkte dargestellt.

Tabelle 3-21 Zielprodukte und substituierte Primärmaterialien beim Kunststoffrecycling

Fraktion	Zielprodukt	Anteil	Substitutionsprodukt
Folien	Regranulat	76 %	PE-LD ^a
	Agglomerat	24 %	50 % HDPE, 25 % Holz, 25 % Beton
PP	Regranulat	100 %	PP
PE	Regranulat	100 %	PE-HD ^b
PS	Regranulat	100 %	PS
EPS	Mahlgut	100 %	EPS
PET-Flaschen	Granulat	100 %	PET, amorph
PET (andere)	Flakes	100 %	PET, amorph

Fraktion	Zielprodukt	Anteil	Substitutionsprodukt
MPO	Regranulat	100 %	PE-HD
PO-flex	Regranulat	100 %	PE-LD ^a
Formstabile Kunststoffe	Regranulat	100 %	22 % PE-HD ^b , 71 % PP, 7 % PS
Hohlkörper	Regranulat	100 %	50 % PE-HD ^b , 50 % PP,
Mischkunststoffe	Agglomerat	36 %	50 % PE-HD, 25 % Holz, 25 % Beton
	Regranulat	64 %	PE-HD ^b

^{a)} PE-LD: Polyethylene, low density, ^{b)} PE-HD: Polyethylene, high density,

Die erzielten Rezyklate ersetzen je nach Kunststoffart und Qualität Primärmaterial. Gespräche mit Expert*innen und Recyclingunternehmen zeigen, dass Rezyklate zum Teil in Blends mit Primärkunststoffen bis zur technisch maximal möglichen Menge eingesetzt werden. In diesen Fällen ersetzen die Rezyklate eins zu eins Primärmaterial. Andere Recyclingunternehmen berichten davon, ihr (meist aus 100 % Rezyklat bestehendes) Produkt im Vergleich zu Produkten aus Primärmaterial etwas dickwandiger gestalten zu müssen. In diesen Fällen erfolgt die Substitution nicht eins zu eins, sondern 1 kg Rezyklat ersetzt beispielsweise 0,9 kg Primärmaterial. Um diesen beiden Fällen Rechnung zu tragen, wurden die Gutschriften für die Substitution von Primärmaterial mit einem Substitutionsfaktor (SF) gerechnet. Dieser beträgt für alle Kunststoffe 0,95, mit Ausnahme von EPS und Kunststoff-/Holz-Betonersatz bei den Agglomeraten. Das in Wertstoffhöfen getrennt gesammelte EPS wird aufgemahlen und in verschiedenen Einsatzgebiete verwendet (z. B. Herstellung von Blähbeton, Ausgleichsmassen, Füllmaterial etc.). Hier wird ein SF von 1 gegenüber EPS aus Primärmaterial angesetzt. Für den Ersatz von Kunststoffen, Holz oder Beton wird ebenfalls mit einem SF von 1 gerechnet, da die Produkte auch bei Verwendung von Primärmaterial dickwandig sind. Zu beachten ist bei Holz und Beton, dass 1 kg Rezyklat nicht 1 kg Holz bzw. Beton ersetzt, sondern die Substitution über das Volumen erfolgt. Zudem wurde die Lebensdauer der Materialien berücksichtigt. Für Holz wird die gleiche Lebensdauer wie für Kunststoff angenommen, für Betonprodukte wird angenommen, dass sie doppelt so lange halten wie Kunststoffprodukte.

Weiterhin sind der Stromverbrauch und die Ausbeuten in den jeweiligen Recyclingprozessen relevant für die Bilanz. Um ein möglichst aktuelles und realistisches Bild dieser Parameter zu erhalten, wurden Fragebögen an alle mengenmäßig relevanten Verwerter geschickt. Die Antwortrate war jedoch deutlich zu gering, um ein adäquates Bild der Recyclinganlagen in Deutschland zu ergeben. Aus diesem Grund werden sowohl für den Strombedarf als auch für die Ausbeuten Literaturangaben und Werte aus Expertiseinterviews angesetzt.

Die Ausbeuten entsprechen dem Stand der Technik, unterliegen jedoch im Mittel (je nach Anlagentechnik und -alter) Schwankungen. In Tabelle 3-22 sind die Ausbeuten nach Stand der Technik, die Stromverbräuche sowie der Wasserbedarf der Recyclingprozesse dargestellt. Für die Ausbeuten werden für einige Kunststofffraktionen zudem konservative Werte ermittelt, die später in einer Sensitivität bilanziert werden. Beide Ausbeuten beziehen sich immer auf den Input in die Recyclinganlage (sortierte Fraktion mit Störstoffen nach DRK-Spezifikation und Feuchte). Die Ausbeuten für EPS liegen so hoch, da die EPS-Fraktion, die ins Recycling geht, aus der getrennten Sammlung in Bringsystemen stammt. Hier gibt es nur einen sehr kleinen Störstoffanteil. Da es sich beim EPS-Recycling lediglich um ein Vermahlen handelt, wird hier kein konservativer Wert festgelegt. Für die Ausbeuten

bei „PET-Flaschen“ und „PET (andere)“ wird ebenfalls kein konservativer Wert festgelegt, da diese Werte bereits einen gut abgesicherten Wert für das Mittel der Recyclinganlagen darstellen. Weiterhin werden Dieselverbräuche für die mobile Einsatztechnik pauschal mit 4,4 L/Mg Inputmaterial angesetzt, Wärmeverbräuche pauschal mit 243 MJ/Mg Inputmaterial (Haupt et al. 2018).

Recyclingreste aus der Kunststoff- und Metallaufbereitung werden zu 2 % einer MVA zugeführt und zu 98 % zu EBS aufbereitet und im Zementwerk verbrannt. Die Zusammensetzung der trockenen Recyclingreste wird aus Tabelle A - 1 übernommen. Der Wassergehalt der Recyclingreste wird pauschal mit 20 % angenommen.

Tabelle 3-22 Stromverbrauch, Wasserverbrauch und Ausbeuten für das Recycling der Kunststofffraktionen

Fraktion	Stromverbrauch [kWh/Mg Input]	Wasserverbrauch [L/Mg Input]	Ausbeuten, Stand der Technik ^a	Ausbeuten, konservativ ^a
Folien, Regranulierung	1.100 ^b	500 ^b	70 % ^d	65 % ^d
Folien, Agglomeration	330 ^b	-	73 % ^d	68 % ^d
PP	585 ^c	500 ^b	74 % ^d	68 % ^d
PE	585 ^c	500 ^b	75 % ^d	70 % ^d
PS	450 ^b	500 ^b	74 % ^d	68 % ^d
EPS	280 ^f	-	95 % ^f	95 % ^f
PET-Flaschen	500 ^b	500 ^b	62,5 % ^e	62,5 % ^e
PET (andere)	500 ^g	500 ^g	52,5 % ^e	52,5 % ^e
MPO	580 ^{b,d}	4.500 ^{b,d}	60 % ^d	55 % ^d
PO-flex	1.100 ^{b,d}	500 ^{b,d}	55 % ^d	50 % ^d
Formstabile Kunststoffe	575 ^{b,d}	500 ^g	60 % ^d	55 % ^d
Hohlkörper	575 ^{b,d}	500 ^g	65 % ^d	50 % ^d
Mischkunststoffe, Agglomeration	351 ^b	-	66,5 % ^d	60 % ^d
Mischkunststoffe, Regranulierung	580 ^b	4.500 ^b	46 % ^d	35 % ^d

^aBezogen auf den Input-Massenstrom in Recyclinganlagen, ^bDehoust et al. (2016), ^cKnappe et al. (2021), ^dHTP GmbH & Co. KG (2021), HTP GmbH & Co. KG (2022), ^eWagner et al. (2018), ^fAuf Basis von Befragungen von Letztempfängern, ^gEigene Einschätzung

(nach Dehoust et al. 2016; Knappe et al. 2021; HTP GmbH & Co. KG 2021; Wagner et al. 2018)

3.9.2.2. Recycling von Metallen

Eisenmetalle sind zu mehr als 99 % in Form von Weißblech im LVP enthalten. Die Weißblechfraktion geht zunächst in eine mechanische Aufbereitung, wo sie von Störstoffen befreit wird. Eine nachfolgende Entzinnung ist nicht Stand der Technik. Störstoffbefreites Weißblech wird anschließend über ein Stahlwerk verwertet. Der Prozess des Stahlrecyclings wird über den ecoinvent-Prozess „steel production, electric, low-alloyed“ modelliert. Der Substitutionsfaktor wird mit 1 angesetzt, da sich recycelter Stahl nicht von Primärstahl unterscheidet. In Tabelle 3-23 sind die Strom-, Wärme- und Dieselverbräuche sowie die Ausbeuten dargestellt.

Tabelle 3-23 Energieverbräuche, Hilfsstoffe und Ausbeuten bei den unterschiedlichen Prozessen des Weißblechrecyclings

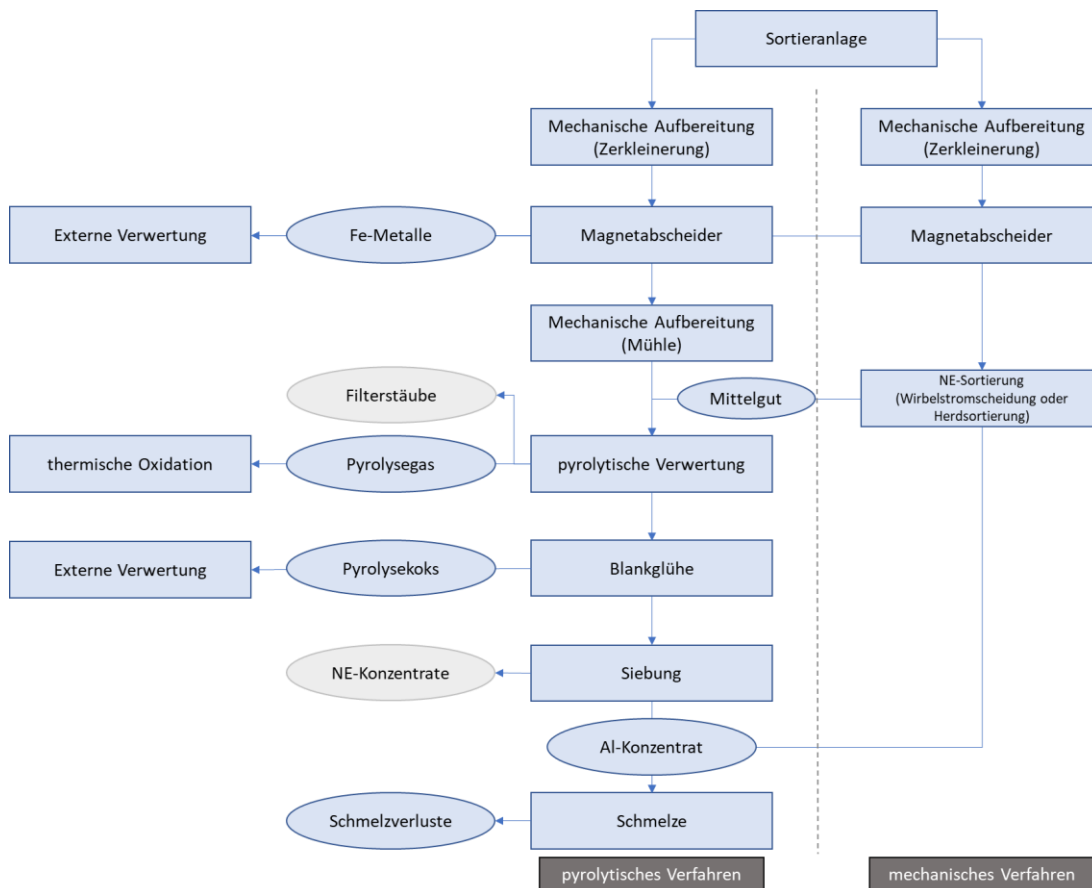
Prozess	Bezugsgröße	Stromverbrauch	Wärmeverbrauch	Hilfsstoffe	Ausbeute
Mechanische Aufbereitung	Output der Sortieranlagen	30 kWh/Mg	243 MJ/Mg	4,4 L Diesel/Mg	80 Gew-% Weißblech
Elektroofen	Störstoff und zinnbefreites Weißblech	ecoinvent ^{a)}	ecoinvent ^{a)}	ecoinvent ^{a)}	95,2 Gew-% niedriglegierter Stahl ^{b)}

^{a)}Die Daten sind lizenzrechtlich geschützt, ^{b)}nach Sphera Solutions, Inc. (2021)

(nach Kopytziok (2001), Knein (2014), Burger et al. (2021))

Nicht-Eisenmetalle sind innerhalb der dualen Systeme als Aluminium zu verstehen. Bei der Verwertung der Aluminiumfraktion aus den Sortieranlagen stehen als erster Verwertungsschritt zwei Optionen zur Verfügung: (i) die direkte Pyrolyse oder die (ii) mechanische Aufbereitung. Im Jahr 2020 wurden 80 % der Aluminiumfraktion direkt an eine Pyrolyseanlage geliefert. In Abbildung 3-6 sind die Prozessschritte der Aluminiumaufbereitung schematisch dargestellt.

Abbildung 3-6 Schematische Darstellung der Aluminiumaufbereitung



Rechtecke stellen Prozesse dar, Ovale Stoffströme. Grau hinterlegte Stoffströme werden nicht modelliert.

Quelle: eigene Darstellung nach Dölling et al. (2000), Dehoust et al. (2021) und Tschachtli et al. (2019)

In der **Pyrolyse** wird das Aufgabengut nach einer initialen Aufbereitung und Abscheidung von Eisenmetallen einem Pyrolyseverfahren unterzogen. Störstoffe, die etwa 60 % des Aufgabengutes ausmachen, werden innerhalb des Drehrohrs bei 500-600 °C in die Gasphase überführt. Das dabei entstehende Pyrolysegas (inkl. Pyrolyseöl, die sich bei den Pyrolysetemperaturen im gasförmigen Zustand befinden) wird nachfolgend überstöchiometrisch verbrannt. Die produzierte Wärme wird genutzt, um das Pyrolysedrehrohr zu beheizen. Ein autothermer Pyrolyseprozess kann dabei in der Regel ermöglicht werden. Lediglich zum Anfahren und ggf. für die technische Nachverbrennung wird externe Wärme (Erdgas oder Öl) in der Größenordnung von 0,3 MJ/kg Input benötigt.

Die PreZero Pyral GmbH gibt zudem an, die Restwärme in einen Kreisprozess einzuspeisen und Strom zu erzeugen (PreZero Pyral GmbH 2019). Ausgehend vom:

- Energiegehalt der Störstofffraktion von ~20 MJ/kg (Vergleiche Kapitel A-1),
- einem Störstoffanteil von 62 % und einem Aluminiumanteil von 38 %,
- einem Wärmeeigenbedarf von 4 MJ/kg Eingangsmaterial,
- der Annahme, dass sich 7 % der Energie nach der Pyrolyse im Pyrolysekoks befinden und
- 2 % als Strahlungsverlust angesetzt werden,

kann die Stromproduktion abgeschätzt werden. Wird ein Brutto-Turbinenwirkungsgrad von 15 % zugrundegelegt, beträgt die spezifische Stromproduktion etwa 0,3 kWh/kg:

Gleichung 1 Berechnung der spezifischen Bruttostromerzeugung in einer Pyrolyseanlage pro kg vorsortiertem Aluminium aus LVP

$$\dot{W}_{el,brutto} = 0.15 \cdot \left(0.62 \frac{\text{kg Störstoff}}{\text{kg Input}} \cdot 19.9 \frac{\text{MJ}}{\text{kg}} \cdot 0.98 - 4 \frac{\text{MJ}}{\text{kg}} - 0.07 \cdot 0.62 \cdot 19.9 \frac{\text{MJ}}{\text{kg}} \right) = 0.30 \frac{\text{kWh}}{\text{kg Input}}$$

In der Modellierung werden die Stromproduktion bzw. der Stromverbrauch über alle Anlagen zu 0 gesetzt. Einerseits ist am Anlagenstandort ein Eigenstrombedarf anzusetzen (Vorzerkleinerung, Förderbänder, Rotation des Drehrohrs etc.), der sich in der Größenordnung 0,15 kWh/kg Inputmasse befindet (Information aus Fragebögen), andererseits wird der Strombedarf an manchen Standorten durch die Eigenstromerzeugung sogar übertroffen. Hilfs- und Betriebsstoffe einer Pyrolyseanlage werden in gleicher Weise angesetzt wie bei einer MVA (vgl. Tabelle 3-12). Ebenso werden dieselben Emissionsfrachten wie bei einer MVA angesetzt (vgl. Tabelle 3-10), da auch für Pyrolyseanlagen, die zur Abfallverwertung genutzt werden, die unter § 8 angegebenen Grenzwerte nach 17. BImSchV eingehalten werden müssen⁸. Daten zu Kapitalgütern stehen nicht zur Verfügung. Die Verbringung von Rückständen der Pyrolyse wurde, ähnlich wie bei der MVA, nicht berücksichtigt.

Anschließend an den Pyrolyseprozess wird der aluminiumhaltige Pyrolyserückstand mittels Blankglühe vom Pyrolysekoks getrennt. Der gewonnene Pyrolysekoks wird in der Modellierung deponiert (Angaben zur Verbringung des Koks aus Fragebogen). In einer nachfolgenden Siebung wird das Aluminiumkonzentrat von anderen NE-Metallen getrennt. Aufgrund von Oxidations- und Absiebungsverlusten kann die Aluminiumausbeute bezogen auf den Aluminiuminput mit 93,7 % angesetzt werden (Dölling et al. 2000). Das entstandene Aluminium kann innerhalb von Aluhütten umgeschmolzen werden oder in granulierter Form als Sekundäraluminium eingesetzt werden (Dehoust et al. 2021). Innerhalb der Modellierung wird eine Einschmelzung und ein anschließendes Gießen zu Aluminiumbarren angesetzt. Der Stromverbrauch wird für diesen Prozess mit 0,15 kWh/kg und der Wärmeverbrauch mit 3,2 MJ/kg angesetzt (European Aluminium 2018). Der Substitutionsfaktor wird mit 1 angesetzt, da sich recyceltes Aluminium in keiner Weise von Primäraluminium unterscheidet.

Die **mechanische Aufbereitung** von Aluminium aus LVP spielt mit einem Anteil von weniger als 20 % bezogen auf die Gesamtmasse heute eine eher untergeordnete Rolle. Entsprechend Dehoust et al. (2016) wird ein Stromverbrauch von 75 kWh/Mg Inputmaterial angesetzt. Wärme und Dieselverbräuche werden ähnlich wie bei Weißblech- und Kunststoffrecycling angesetzt. Die Zielprodukte der mechanischen Aufbereitung sind ein Aluminiumkonzentrat und ein Mittelgut, welches nachfolgend an einer Pyrolyseanlage aufgeschlossen werden muss. Die möglichst umfassend von Aluminium befreite Störstofffraktion wird energetisch verwertet.

Da weder der Störstoffanteil in den Produktströmen noch die Verteilung auf Mittelgut und Aluminiumkonzentrat bekannt sind, werden diese abgeschätzt. Es wird angenommen, dass sich 50 % des Aluminiums im Aufgabengut im Aluminiumkonzentrat und 50 % im Mittelstrom befanden. In Tabelle 3-24 sind Energieverbräuche, Hilfsstoffe und Ausbeuten für das Recycling von Aluminium dargestellt.

⁸ Abweichend von MVA muss für Feuerungsanlagen, die mit Pyrolysegas aus Abfallstoffen betrieben werden, ein Bezugssauerstoffgehalt für die genannten Grenzwerte von 3 % angesetzt werden (§ 8 Abs. 3, 17. BImSchV). Diese Anpassung wurde nicht vorgenommen.

Tabelle 3-24 Energieverbräuche, Hilfsstoffe und Ausbeuten bei den unterschiedlichen Prozessen des Aluminiumrecyclings

Anteil	Prozess	Bezugspunkt	Strom	Wärme	Hilfsstoffe	Ausbeute
81,2 %	Pyrolyse	Output der Sortieranlagen	0 kWh/Mg	300 MJ/Mg	Gemäß MVA ^a	35,6 % Aluminium ^d 6,4 % Pyrolysekoks ^d
18,8 %	Mechanische Aufbereitung	Output der Sortieranlagen	75 kWh/Mg	243 MJ/Mg	4,4 L Diesel/Mg	33 % Aluminium ^d
100 % ^b	Umschmelzen zu Aluminiumbarren	Input Aluminiumhütte	150 kWh/Mg ^c	3.200 MJ/Mg ^c	European Aluminium (2018)	98 % ^c

^a)Vergleiche 3.6.1, ^b)bezogen auf aufbereitetes Aluminium, ^c)nach European Aluminium (2018), ^d) bezogen auf 100 % Inputstrom

(nach Dehoust et al. (2016), European Aluminium (2018), Dölling et al. (2000))

3.9.2.3. Recycling von Verbundmaterialien

Das Recycling von vorsortiertem **FKN** beinhaltet folgende Schritte: (i) die Zerkleinerung, (ii) die Abtrennung von Störstoffen (iii), die Abtrennung des Kunststoff- und Aluminiumanteils und (iv) die Zerkleinerung/Auflösung der Papierfraktion. Der Prozess des Recyclings von FKN wird mit der Papierfabrik aus ecoinvent (treatment of waste paper to pulp, wet lap, totally chlorine free bleached) bilanziert. Diese wird für Deutschland angepasst (Strommix und Verwertung von Störstoffen und Rejekten).

Entsprechend Tabelle 3-5 werden Störstoffverluste (trocken) in Höhe von 10 % und Feuchtigkeitsanteile in Höhe von 5 % angesetzt. Der Anteil an PE und Alu an FKN beträgt 22,2 % bezogen auf die feuchte Inputmasse (87,3 % Kunststoff, 12,7 % Aluminium). Dieser Strom wird abgetrennt und vollständig einer Verwertung im Zementwerk zugeführt. Der Feuchtigkeitsgehalt des PE/Alu-Mix wird mit 40 % angesetzt (Dehoust et al. 2016). Verluste bei der Aufbereitung des PPK-Anteils werden in Anlehnung an das Recycling von Verpackungs-PPK mit 11,35 % bezogen auf den Papiergehalt (trocken) angesetzt. Hiervon betragen 25 % Verluste durch Rejete und Spuckstoffe, etwa 75 % stellen Verluste in Form von Papierfangstoffen dar. Mit Hinblick auf die Inputmasse ergab sich für FKN insgesamt eine Ausbeute von 55,7 %. Als Substitutionsprodukt wird Sulfatzellstoff angesetzt.

Das Recycling von **PPK aus LVP** wird an das Recycling von FKN angelehnt. Wiederum werden Anpassungen hinsichtlich der Ausbeute gemacht. Entsprechend Tabelle 3-5 werden Störstoffverluste (trocken) in Höhe von 7,0 % und Feuchtigkeitsverluste in Höhe von 30 % angesetzt. Der Anteil an Kunststoff und Alu beträgt 7,3 % bezogen auf die feuchte Inputmasse (vergleiche Kapitel 3.5.1). Dieser Strom wird abgetrennt und vollständig einer Verwertung im Zementwerk zugeführt. Wie bei der Aufbereitung von FKN wurde diesem Strom ein Feuchtigkeitsgehalt von 40 % zugewiesen. Verluste bei der Aufbereitung des PPK-Anteils werden in Anlehnung an das Recycling von Verpackungs-PPK mit 11,35 % bezogen auf den Papiergehalt angesetzt. Hiervon betragen 25 % Verluste durch Rejete und Spuckstoffe, etwa 75 % stellen Verluste in Form von Papierfangstoffen dar. Mit Hinblick auf die Inputmasse ergibt sich für PPK aus LVP insgesamt eine Ausbeute von 48,2 %. Als Substitutionsprodukt werden 33 % Holzschliff und 67 % Sulfatzellstoff angesetzt.

Störstoffreste aus der Aufbereitung von Verbunden werden analog zu Recyclingresten aus der Kunststoff- und Metallaufbereitung behandelt. Der PE/Alu-Mix aus der Aufbereitung von FKN wird

aufbereitet und einem Zementwerk zugeführt. Verluste aus der Papieraufbereitung werden entsprechend Tabelle 3-25 verwertet. Eine Aufbereitung der genannten Stoffströme wird nicht berücksichtigt. Die chemische Zusammensetzung der Verlustströme ist Sommer et al. (2012) entnommen.

Tabelle 3-25 Verwertungswege von Papierfangstoffen und Rejecten/Spuckstoffen

	Anteil an Verlusten bei der Kartonaufbereitung	EBS-Anlage vor Ort	MVA	EBS-Anlage	Zementwerk
Papierfangstoffe	77,7 %	29,9 %	2,0 %	28,7 %	39,3 %
Rejecte/Spuckstoffe	22,3 %	48,6 %	4,3 %	47,1 %	0 %

(abgeleitet aus Steger et al. (2019))

3.9.2.4. Recycling von Glas

Das gesammelte Glas geht zunächst in eine Sortierung. Dort werden 7 % vornehmlich inerte Störstoffe aussortiert. Das restliche Glas geht in die Glasaufbereitung. In der vorliegenden Bilanz wird das Glasrecycling nach Dehoust et al. (2016) bilanziert. Der Strombedarf für die Aufbereitung entspricht 14,8 kWh/Mg Input. Gutschriften werden für den Ersatz von Primärrohstoffen und die eingesparte Wärme vergeben (Tabelle 3-26). Bei Wärme wird auf Grund der Datenverfügbarkeit direkt die Differenz zwischen Wärmebedarf Recycling und Wärmebedarf Primärherstellung bilanziert. Der Verlust beim Glasrecycling wurde mit 1,4 % angesetzt.

Tabelle 3-26 Eingesparte Wärme und Primärrohstoffe beim Glasrecycling

Fluss	Spezifische Menge
Wärme	4,5 MJ/kg
Dolomit	0,254 kg/kg
Feldspat	0,061 kg/kg
Quarzsand	0,669 kg/kg
Natriumkarbonat	0,196 kg/kg

(Dehoust et al. 2016)

3.9.2.5. Recycling von PPK

Das Recycling von PPK wird entsprechend des Recyclings von Verbunden modelliert. Die durchschnittlichen Verluste bei der Aufbereitung von PPK zu Zellstoff werden mit 11,35 % angesetzt. Etwa 25 % entfallen auf Verluste in Form von Rejecten und Spuckstoffen, 75 % auf Papierfangstoffe (Steger et al. 2019). Mit Hinblick auf die Inputmasse ergibt sich für PPK insgesamt eine Ausbeute von 65 %. Als Substitutionsprodukt werden 33 % Holzschliff und 67 % Sulfatzellstoff angesetzt.

3.9.2.6. Berücksichtigung von Letztempfängern im Ausland

Bezüglich des Recyclings von Stoffströmen außerhalb Deutschlands wird davon ausgegangen, dass sich der Prozess des Recyclings nicht von Recyclingprozessen innerhalb Deutschlands unterscheidet. Für Letztempfänger außerhalb Deutschlands wird jedoch der europäische Strommix angesetzt.

4. Zukunftsszenarien

Neben dem Standardszenario für die Jahre 2019, 2020 und 2030 werden in der vorliegenden Bilanz auch zwei Zukunftsszenarien gerechnet. Hier werden Änderungen in den Abfallströmen bezüglich Sammelmengen als auch Zusammensetzung angenommen:

1. Optimierung der Sammelmengen
2. Bundesweite Ausweitung der Wertstofftonne

Betrachtet wird für die Zukunftsszenarien lediglich die Wirkungskategorie „Treibhauspotential (GWP)“.

4.1. Szenario 1: Optimierung der Sammelmengen

In Szenario 1 wird die Sammelmengen der Verpackungen gesteigert, indem Teile der heute noch im Restmüll verbleibenden Verpackungen korrekt über die LVP-Sammlung erfasst werden. Es wird unterstellt, dass durch Sensibilisierung und Information der Bevölkerung sowie durch intensives Abfallmanagement an den Sammelstellen insbesondere im Bereich von Großwohnanlagen, die Sammelmengen im heutigen System gesteigert werden können. Aus der Studie „Vergleichende Analyse von Siedlungsrestabfällen aus repräsentativen Regionen in Deutschland zur Bestimmung des Anteils an Problemstoffen und verwertbaren Materialien“ (Dornbusch et al. 2020) wird abgeleitet, welche Mengen an Verpackungen noch im Restmüll vorhanden sind. Diese Mengen sind in Tabelle 4-1 zusammengestellt

Tabelle 4-1 Verbleibende Reststoffmengen in der Restmülltonne

Abfallgruppe	noch vorhandene Mengen in der Restmülltonne^a
Leichtverpackungen (LVP) gesamt	7,2 kg/E*a (~597.600 Mg/a in D)
<i>Fe-Verpackungen</i>	<i>0,7 kg/E*a (~58.100 Mg/a in D)</i>
<i>Alu-Verpackungen</i>	<i>0,4 kg/E*a (~33.200 Mg/a in D)</i>
<i>Folien (ohne Mülltüten)</i>	<i>2,1 kg/E*a (~174.300 Mg/a in D)</i>
<i>Hartkunststoffe</i>	<i>2,8 kg/E*a (~232.400 Mg/a in D)</i>
<i>Verbundverpackungen^b</i>	<i>1,2 kg/E*a (~99.600 Mg/a in D)</i>
Papierverpackungen	2,7 kg/E*a (~224.100 Mg/a in D)
Altglasverpackungen und Behälterglas	4,3 kg/E*a (~356.900 Mg/a in D)

^{a)} hochgerechnet mit rund 83 Mio. Einwohnern, ^{b)} keine weitere Information, welche Art Verbunde, daher Annahme: Verteilung zwischen FKN und PPK aus LVP im Restmüll wie in LVP-Sammelmengen

(nach Dornbusch et al. (2020))

Es wird angenommen, dass für alle Fraktionen 70 % der aktuell noch im Restmüll vorhandenen Menge getrennt erfasst werden können. Vereinfachend wird angenommen, dass die zusätzlich erfassten Wertstoffmengen im Restmüll im gleichen Verhältnis vorliegen, wie in der getrennt erfassten Menge LVP. Folien aus dem Restmüll werden nach ihrem Anteil in der getrennt erfassten LVP-Fraktion auf Folien und PO-flex gerechnet. Aus dem Restmüll erfasste Hartkunststoffe werden anteilig den anderen Kunststofffraktionen zugerechnet. Zusätzlich erfasste Verbunde werden anteilig den Clustern FKN und PPK aus LVP zugerechnet. Daraus ergeben sich die Mengen für gesammelte Wertstoffe in Anhang A-6.

4.2. Szenario 2: Bundesweite Ausweitung der Wertstofftonne

In diesem Szenario wird davon ausgegangen, dass eine bundesweite Wertstofftonne durchgesetzt wird. Zusätzlich zu den Mengen, die im ersten Szenario angenommen werden, wird in diesem Szenario abgeleitet, wieviel stoffgleiche Nichtverpackungen (StNVP) noch erfassbar sind. Die Mengen sind in Tabelle 4-2 dargestellt.

Tabelle 4-2 Verbleibende Menge StNVP in der Restmülltonne

Abfallgruppe	noch vorhandene Mengen in der Restmülltonne ^a
Fe	0,7 kg/E*a (~58.100 Mg/a in D)
Alu	0,4 kg/E*a (~33.200 Mg/a in D)
Hartkunststoffe	2,0 kg/E*a (~166.000 Mg/a in D)
Verbunde ^b	2,8 kg/E*a (~232.400 Mg/a in D)

^{a)} hochgerechnet mit rund 83 Mio. Einwohnern, ^{b)} Keine weiteren Information welche Art Verbunde, daher Annahme: Zusammensetzung Verbunde: 20 % Fe, 10 % Alu, 70 % Kunststoffe

(nach Dornbusch et al. (2020))

Es wird angenommen, dass für alle Fraktionen 70 % der aktuell noch im Restmüll vorhandenen Menge StNVP getrennt erfasst werden können. Die zusätzlich erfasste Menge Hartkunststoffe wird wie in Szenario 1 anteilig den Kunststofffraktionen (mit Ausnahme von Folien und PO-flex) zugeordnet. Für die StNVP-Verbunde liegt keine genauere Beschreibung vor. Es wird daher eine Zusammensetzung von 20 % Fe, 10 % Alu und 70 % Kunststoff angenommen. Diese werden den drei Fraktionen zugerechnet. Daraus ergeben sich die Mengen für gesammelte Wertstoffe in Anhang A-6.

4.2.1. Systemerweiterung

Auf Grund der unterschiedlichen Sammelmengen in den beiden Zukunftsszenarien und dem Standardszenario muss eine Systemerweiterung durchgeführt werden, um die Nutzengleichheit zu gewährleisten (Entsorgung der gleichen Menge Abfall). Das bedeutet, es darf nicht nur die im jeweiligen Szenario von den dualen Systemen erfasste Menge Verpackungsabfall oder stoffgleiche Nichtverpackungen (StNVP) betrachtet werden, sondern es muss zusätzlich die jeweils nicht erfasste Menge berücksichtigt werden. Vereinfachend wird angenommen, dass die von den dualen Systemen nicht erfasste Menge Verpackungsabfall über den Restmüll erfasst und in einer MVA entsorgt wird. Die jeweiligen Mengen sind in Tabelle 4-3 angegeben.

Tabelle 4-3 Mengen im Standardszenario und den Zukunftsszenarien 1 und 2 nach Systemerweiterung

	Standardszenario (2020)	Szenario 1	Szenario 2
Erfasste Menge durch die dualen Systeme	6.547.743 Mg/a	7.372.763 Mg/a	7.715.553 Mg/a
Nicht erfasste, aber mögliche Menge LVP ^a	825.020 Mg/a	-	-
Nicht erfasste, aber mögliche Menge StNVP ^a	342.790 Mg/a	342.790 Mg/a	-

^{a)} Verwertung über MVA

5. Ergebnisse

5.1. Mengenströme

In Tabelle 5-1 sind für 2019 und in Tabelle 5-2 für 2020 die Mengenströme dargestellt. Die einzelnen LVP-Fractionen werden dabei in die Cluster Kunststoffe, Verbunde und Metalle zusammengeführt. Von den Gesamt-LVP werden 2019 50,4 % und 2020 54,5 % der Sammelmenge einer stofflichen Verwertung zugeführt. Bei den Kunststoffen gehen 2019 rund 55 %, 2020 etwa 63 % der aussortierten Menge ins Recycling. Ein großer Teil der Kunststoffe (vor allem Mischkunststoffe, aber auch PET) geht direkt in die EBS-Aufbereitung. Die kleine Differenz zwischen den Spalten A und B bei den Clustern Verbunde, Metalle und PPK kommt von der kleinen Menge, die in die Direktverbrennung geht. Glas wird vor Eintritt ins Recycling sortiert, daher ergibt sich hier eine Differenz zwischen Sammelmenge und Menge ins Recycling. Im Jahr 2019 werden insgesamt rund 3,66 Mio. Mg Sekundärrohstoffe, im Jahr 2020 rund 4,02 Mio. Mg Sekundärrohstoffe generiert.

Tabelle 5-1: Mengen Sekundärrohstoffe, EBS- ins Zementwerk und MVA/EBS-HKW-Input für das Jahr 2019

	Gesamtmenge (Mg)	Menge ins Re- cycling (Mg)	Sekundärrohstoff (Mg)	als EBS ins Ze- mentwerk (Mg)	In MVA/EBS- HKW (Mg)
	A	B	C	D	E
Kunststoffe ^a	1.132.000	623.465	410.283	603.953	46.711
Verbunde ^a	218.624	218.115	116.060	55.705	40.306
Metalle ^b	361.148	361.148	254.105	53.380	4.422
Sortierreste	673.659	0	0	389.988	237.791
LVP gesamt	2.385.432	1.202.727	780.449	1.103.025	329.229
PPK	1.646.834	1.631.041	1.061.304	247.955	308.404
Glas ^c	1.982.627	1.843.844	1.818.030	21.503	1.781
Gesamt	6.014.893	4.677.612	3.659.782	1.372.483	639.414

a) Die Differenz der Summe (C+D+E) zur Gesamtsumme (A) sind die Feuchteverluste. b) Die Differenz der Summe der einzelnen Verwertungswege (C+D+E) zur Gesamtmenge (A) bei „Metalle“ stellt den Pyrolyseverlust in der Aluminiumverwertung sowie Feuchteverluste dar. c) Die Differenz der Summe der einzelnen Verwertungswege (C+D+E) zur Gesamtmenge (A) bei „Glas“ sind die inerten Störstoffe, die auf die Deponie verbracht werden, sowie Feuchteverluste.

Lesehilfe Tabelle

In Spalte A stehen die gesamten Mengen, die bei der LVP-Sortierung aussortiert werden bzw. die gesamten Sammelmengen PPK und Glas. In Spalte B stehen die Mengen, die nach der ersten Sortierung in Recyclinganlagen gehen. Spalte C zeigt die aus dem Input ins Recycling (B) zurückgewonnenen Sekundärrohstoffmengen. In Spalte D stehen die Mengen, die als Ersatzbrennstoffe ins Zementwerk gehen. Das sind zum einen Kunststoffe (vor allem Mischkunststoffe und PET) und Sortierreste, die direkt als EBS verwertet werden, zum anderen Aufbereitungsreste aus den Recyclingprozessen. Es handelt sich hier um die bereits aufbereitete Menge EBS, nicht um die Menge, die in die EBS-Aufbereitung geht. In Spalte E sind die Mengen, die in die MVA oder ein EBS-Heizkraftwerk gehen. In die MVA gehen kleine Mengen direkt nach der Sortierung (Direktverbrennung) sowie Störstoffe aus den Recyclingprozessen und der EBS-Aufbereitung. Die Summe aus Spalte C, D und E ergibt die Gesamtmenge. Zwischen der Summe der Einzelströme und der Gesamtmenge kommt es zu einer Differenz, die im Feuchteverlust begründet liegt sowie bei Aluminium im Pyrolyseverlust. Zusätzlich sind deponierte Stoffströme nicht in der Tabelle gelistet.

Tabelle 5-2: Mengen Sekundärrohstoffe, EBS- ins Zementwerk und MVA/EBS-HKW-Input für das Jahr 2020

	Gesamtmenge (Mg)	Menge ins Recycling (Mg)	Sekundärrohstoff (Mg)	als EBS ins Zementwerk (Mg)	In MVA/EBS-HKW (Mg)
	A	B	C	D	E
Kunststoffe ^a	1.214.238	764.908	509.038	587.275	48.834
Verbunde ^a	239.788	239.214	126.332	59.809	46.611
Metalle ^b	362.865	362.865	256.046	53.777	4.454
Sortierreste	690.858	0	0	399.944	243.862
LVP gesamt	2.507.749	1.366.986	891.416	1.100.805	343.761
PPK	2.122.359	2.102.006	1.367.756	319.552	397.456
Glas ^c	1.917.636	1.783.401	1.758.434	20.798	1.723
Gesamt	6.547.743	5.252.393	4.017.606	1.441.155	742.940

a) Die Differenz der Summe (C+D+E) zur Gesamtsumme (A) sind die Feuchteverluste. b) Die Differenz der Summe der einzelnen Verwertungswege (C+D+E) zur Gesamtmenge (A) bei „Metalle“ stellt den Pyrolyseverlust in der Aluminiumverwertung sowie Feuchteverluste dar. c) Die Differenz der Summe der einzelnen Verwertungswege (C+D+E) zur Gesamtmenge (A) bei „Glas“ sind die inerten Störstoffe, die auf die Deponie verbracht werden, sowie Feuchteverluste.

Wird die spezifische Menge⁹ Sekundärrohstoff bei Kunststoffen für die Jahre 2019 und 2020 verglichen, so lässt sich eine Steigerung von 0,36 auf 0,42 kg Sekundärrohstoff pro kg gesammeltem Kunststoff feststellen. Bei allen anderen Fraktionen bleibt die spezifische Menge Sekundärrohstoff

⁹ bezogen auf die Gesamtmenge der Fraktion (Spalte zwei)

weitgehend unverändert. Mit der Erhöhung der spezifischen Menge Sekundärrohstoff bei Kunststoffen geht eine Reduktion der spezifischen Menge EBS aus Kunststoffen von 0,53 auf 0,48 kg EBS pro kg gesammeltem Kunststoff einher.

5.2. Ergebnisse der Wirkungsabschätzung

Mittels der ReCiPe Midpoint (H) Methode werden die Sachbilanzdaten (LCI) in die Wirkungskategorien Treibhauspotential (GWP), Versauerungspotential (AP), Eutrophierungspotential, Süßwasser (EP, freshwater) und den kumulierten Energieaufwand, fossil (KEA, fossil), übersetzt. Die Bilanzergebnisse werden separat für die Jahre 2019 und 2020 berechnet. Zusätzlich werden die zukünftigen Potentiale unter Berücksichtigung der veränderten Zusammensetzung im Strom- und Haushaltswärmemix sowie der Prämisse einer verbesserten Leistung der MVA für das Jahr 2030 berechnet (Kapitel 3.2.1). Anpassungen werden nur im Vordergrundsystem getätigt, während Hintergrunddaten-sätze der ecoinvent-Datenbank nicht angepasst wurden. Die Bilanzergebnisse werden sowohl für die Leistungen der dualen Systeme als auch für das Vergleichsszenario der Verwertung der Wertstoffmengen in einer MVA berechnet. Für die Veränderungen der erfassten Wertstoffmengen entsprechend der unter Kapitel 4 präsentierten Zukunftsszenarien wird das Treibhauspotential berechnet.

Die Ergebnisse werden getrennt in Belastungen und Entlastungen sowie auch als Nettoergebnis (Summe Belastungen und Entlastungen) dargestellt. Das Nettoergebnis ist entweder positiv, das heißt, das gesamte System trägt in Summe zu einer Belastung der Umwelt bei oder negativ, das heißt, das System trägt in Summe zu einer Entlastung der Umwelt bei.

5.3. Ergebnisse zum Treibhauspotential für den Status Quo

In Tabelle 5-3 werden die Gesamtergebnisse der drei betrachteten Jahre dargestellt. Ein direkter Vergleich der Jahre 2019 und 2020 ist auf Grund der verschiedenen Mengen an gesammeltem und behandeltem Abfall nicht zulässig. Die Veränderungen im absoluten GWP zwischen den Jahren 2019 und 2020 können zunächst auf eine Steigerung der Sammelmengen zurückgeführt werden. Diese sind insbesondere für PPK (Steigerung um 29 %), Metalle (Steigerung um 12 %) und Verbunde (Steigerung um 10 %) angestiegen. Für Glas und Kunststoffe blieben die Sammelmengen nahezu unverändert (Kapitel 3.4).

Tabelle 5-3 Gesamtergebnis GWP für die dualen Systeme und das Vergleichsszenario

Absolutes GWP [Mio. Mg CO ₂ -Äq/a]	2019	2020	2030
Summe LVP	-0,85	-1,02	-1,17
Summe gesamt (LVP, PPK, Glas)	-1,72	-1,95	-2,23
Vergleichsszenario „MVA“	0,91	0,93	1,23

In Tabelle 5-4 werden die spezifischen Emissionsfaktoren LVP und das Gesamtsystem (LVP, PPK, Glas) für die Jahre 2019, 2020 und 2030 dargestellt. Es handelt sich dabei um die Nettoergebnisse, das heißt die Aufwendungen für Transporte, Sortierung und Aufbereitung wie auch die Gutschriften sind bereits verrechnet. Die Aufwendungen für die Abfallsammlung und den Bindedraht (1 Ma% bezogen auf LVP/PPK) werden allokiert. Eine Übersicht der spezifischen Emissionsfaktoren der einzelnen Fraktionen ist in Anhang A-7 (Tabelle A - 5 bis Tabelle A - 7) zu finden.

Tabelle 5-4 Spezifische Emissionsfaktoren GWP für LVP und das Gesamtsystem

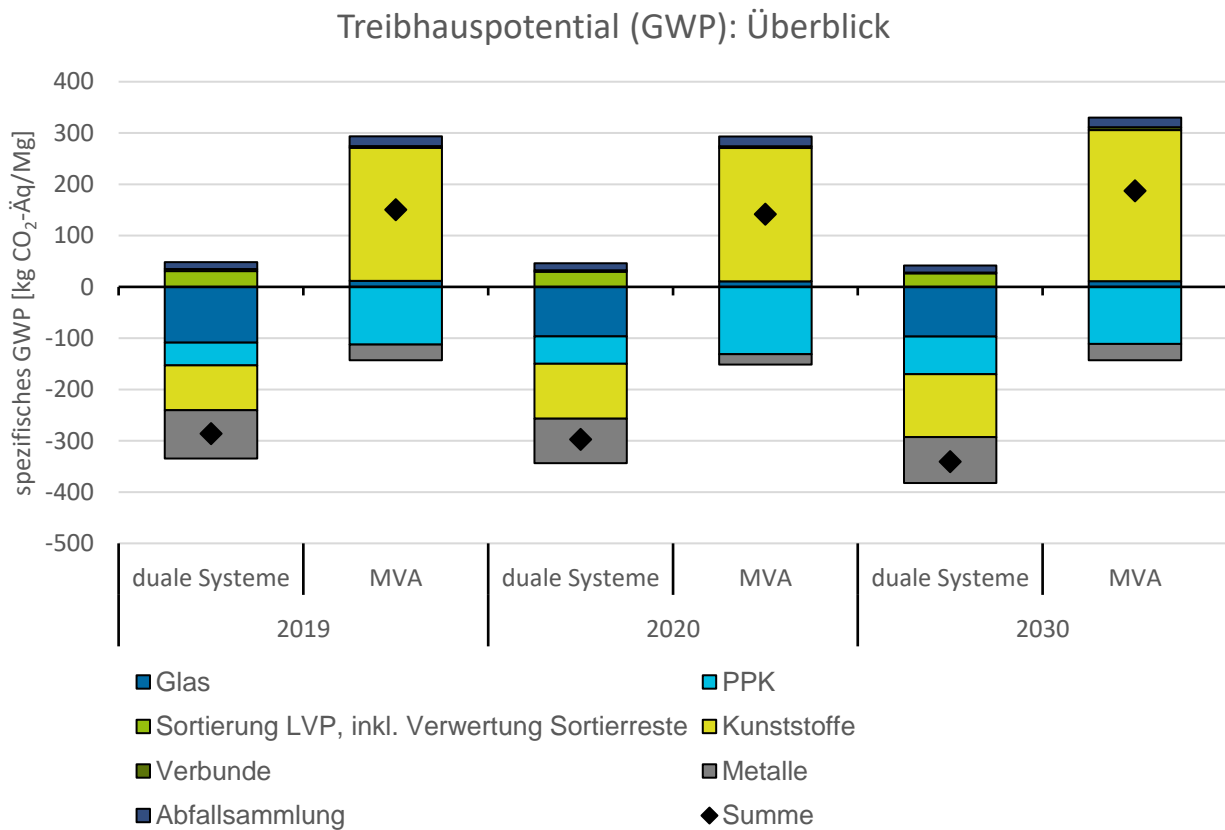
Spezifisches GWP [kg CO₂-Äq/Mg]	2019	2020	2030
LVP, spezifisch	-357	-407	-467
Gesamt, spezifisch (LVP, PPK, Glas)	-286	-297	-341
Vergleichsszenario „MVA“	151	142	187

In Abbildung 5-1 ist das Treibhauspotential der dualen Systeme und des Vergleichsszenarios (MVA) dargestellt. Unterteilt wurde die Darstellung in die Wertstoffgruppen Glas, PPK, Kunststoffe, Metalle und Verbunde. Die Sortierung der LVP inklusive der Verwertung der Sortierreste ist ebenfalls separat dargestellt. Die Grafik stellt die spezifischen Emissionen für die Jahre 2019, 2020 und 2030 dar.

In allen drei Jahren ergibt sich für die dualen Systeme eine Netto-Gutschrift (Netto-Entlastung). Diese beträgt im Jahr 2019 -286 kg CO₂-Äq/Mg und verbessert sich im Jahr 2020 auf -297 kg CO₂-Äq/Mg. Die Prognose für 2030 zeigt für dieselbe Abfallzusammensetzung wie im Jahr 2020 ein spezifisches GWP von -341 kg CO₂-Äq/Mg.

Die höchste Reduktion des spezifischen GWP innerhalb einer Stoffgruppe kann für Kunststoffe in Höhe von etwa 22 % verzeichnet werden. Diese ist maßgeblich auf die verstärkte stoffliche Verwertung von Kunststoffen zurückzuführen. Insbesondere durch PET-Flaschen und Mischkunststoffe wird aufgrund von höheren stofflichen Verwertungsquoten im Jahr 2020 eine wesentliche Verringerung des Treibhauspotentials erzielt. Eine weitere Senkung des spezifischen GWP für das Jahr 2030 ist der prognostizierten Dekarbonisierung des deutschen und europäischen Strommix zuzuschreiben. Aufwendungen für das Recycling, insbesondere für die stoffliche Verwertung von Kunststoffen, sind dem Verbrauch von elektrischer Energie zuzuordnen (Aufwendungen im Recycling resultieren zu mehr als 90 % aus dem Verbrauch elektrischer Energie). Durch die zunehmende Dekarbonisierung des Strommix sinken die spezifischen CO₂-Äq-Emissionen pro Energieeinheit und damit auch die Aufwendungen für das Recycling. An dieser Stelle muss jedoch auch darauf hingewiesen werden, dass zu erwarten ist, dass sich auch Gutschriften für die Substitution von Primärmaterial perspektivisch verringern dürften. Auch hier werden die Treibhausgasreduktionen der Strombereitstellung zum Tragen kommen. Dieser Aspekt kann, wie eingangs bemerkt, nicht in der Modellierung abgebildet werden.

Abbildung 5-1 GWP der Leistungen der dualen Systeme gegenüber dem Vergleichsszenario für die Jahre 2019, 2020 und 2030



Quelle: eigene Darstellung

Die beschriebene Entwicklung lässt sich über drei maßgeblich für das GWP relevante Aspekte herleiten: (i) dem fossilen Kohlenstoffanteil im Abfallstrom, (ii) der Art und Menge der Energiebereitstellung und (iii) der Menge rückgewinnbarer Metalle. Die energetische Verwertung von Abfallstoffen führt zur Oxidation des im Abfallstrom gebundenen fossilen Kohlenstoffes zu fossilem CO₂. Diese Emissionen können durch die rückgewonnene Energie aus MVA und EBS-Anlagen in Form von Strom und Wärme teilweise kompensiert werden. Für Verbunde entsprechen die Aufwendungen durch Verbrennung etwa den Gutschriften durch die Energierückgewinnung. Bei PPK überwiegt auf Grund des sehr geringen fossilen C-Anteils die Bereitstellung von Energie gegenüber der Freisetzung von CO₂. Das GWP für PPK ist somit in Summe negativ. Für Metalle und Glas führt lediglich die Oxidation der Störstoffe zur Freisetzung von CO₂-Emissionen bzw. die Bereitstellung von Energie. Die energetische Verwertung dieser Stoffströme geht zunächst neutral in die Berechnung ein. Die Rückgewinnung von Eisen- und Nichteisen-Metallen aus den Verbrennungsrückständen führt jedoch für die Stoffstromgruppe Metalle (nach einer entsprechenden Aufbereitung) zu einer Gutschrift gegenüber Primärmaterialien. Für Kunststoffe ist das GWP durch die Lasten der Freisetzung von fossilem CO₂ dominiert. Die Gutschrift für rückgewonnene thermische und elektrische Energie kann die direkten Emissionen hier nicht kompensieren.

Diese Effekte führen dazu, dass sich das spezifische GWP zwischen den Jahren 2019 und 2020 leicht verbessert hat, da sich die Zusammensetzung der Sammelmengen hin zu einem höheren Anteil an PPK, Verbunden und Metallen verschoben hat. Die deutliche Verbesserung des spezifischen GWP zwischen den Jahren 2020 und 2030 ist auf sich verändernde Rahmenbedingungen

zurückzuführen. Zunächst wird davon ausgegangen, dass sich die thermischen und elektrischen Wirkungsgrade der MVA sowie deren Rückgewinnungsraten für Metalle bis zum Jahr 2030 erhöhen (Kapitel 3.6.1). Dieser Aspekt führt zunächst zu einer Verringerung des GWP. Im Zuge der Verdrängung von fossilen Energieträgern aus dem deutschen Strom- und Wärmemix werden sich aber auch die Gutschriften für Wärme und Strom verringern, und zwar in einem Maße, die die erhöhten Effizienzen der MVA nicht kompensieren können.

5.3.1. Beitragsanalyse des GWP Standardszenario

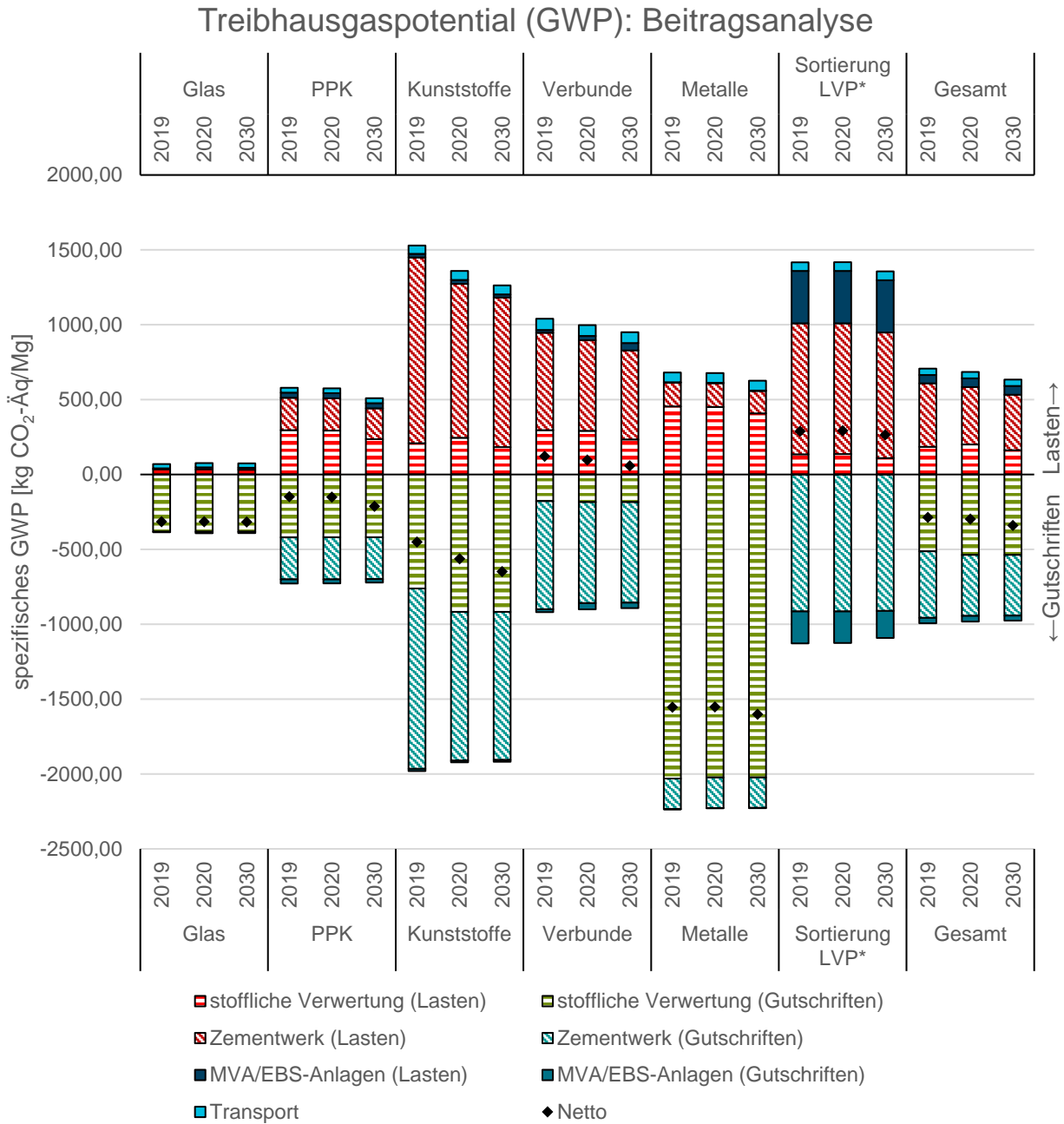
Die Beiträge der Verwertungswege sind in Abbildung 5-2 dargestellt¹⁰. Die Auswertung unterscheidet nach den Wertstoffgruppen und den betrachteten Jahren. Das GWP der Sortierung ist den LVP-Fractionen anteilig zugeordnet. Der Abfalltransport wird ebenfalls anteilig den Stoffgruppen zugeordnet. Bei der Auswertung wird nach Lasten und Gutschriften für die Verwertungswege stoffliche Verwertung und energetischen Verwertung innerhalb von MVA, EBS-Anlagen und Zementwerken differenziert. Ebenfalls ist der Einfluss des Transportes auf das GWP ausgewiesen. In Abbildung 5-2 ergibt die Summe aller Lasten und Gutschriften über alle Wertstoffgruppen, multipliziert mit deren Anteil an der Sammelmenge, das spezifische GWP pro Mg Sammelmenge.

Für **Glas** ändert sich das spezifische GWP pro kg Glas über die Jahre nicht. Der Beitrag am GWP wird scheinbar durch die Gutschriften der stofflichen Verwertung dominiert. Diesen stehen kaum Lasten für die Verwertung gegenüber. Dies liegt in der Art der Modellierung begründet, die für die Verwertung von Glas angesetzt wird. Die Gutschriften für die stoffliche Verwertung werden bereits mit den diesbezüglichen Aufwendungen verrechnet (Kapitel 3.9.2). Die stoffliche Verwertung führt insgesamt zu Gutschriften von ~ -320 kg CO₂-Äq/Mg Inputmaterial.

Für **PPK** kann über die betrachteten Jahre eine leichte Verbesserung des spezifischen GWP festgehalten werden. Zwischen den Jahren 2020 und 2030 macht sich der Einfluss des dekarbonisierten Strommix in Form von reduzierten Treibhausgasemissionen bei der stofflichen Verwertung bemerkbar. Beträgt die Summe aus Lasten und Gutschriften der stofflichen Verwertung in den Jahren 2019 und 2020 noch ca. -150 kg CO₂-Äq/Mg Inputmaterial, steigt dieser Wert im Jahr 2030 auf rund -210 kg CO₂-Äq/Mg an. Neben der stofflichen Verwertung wird die Behandlung von PPK durch die energetische Verwertung dominiert. Die Verwertung von Störstoffen, Rejecten, Papierfangstoffen etc. in Zementwerken resultiert trotz teils niedrigen Brennstoffqualitäten (z. B. wegen hohem Feuchtegehalt der Papierfangstoffe) in einer Netto-Gutschrift. Grund hierfür sind die teils sehr geringen Anteile des fossilen Kohlenstoffgehalts im Aufgabengut.

¹⁰ Um Übersichtlichkeit zu wahren, wurden Teilprozesse und Fraktionen innerhalb der Grafik bereits aggregiert. Eine detailliertere Darstellung findet sich in Anhang A-7.

Abbildung 5-2 Beitragsanalyse des GWP der Leistungen der dualen Systeme für die unterschiedlichen Stoffgruppen



*Sortierung LVP umfasst die Verwertung der Sortierreste

„Gesamt“ bezieht sich auf die durchschnittliche Zusammensetzung von 1 Mg Sammelmenge.

Quelle: eigene Darstellung

Auch bei der Verwertung der Kunststofffraktionen über die dualen Systeme zeigt sich eine fortlaufende Verbesserung der spezifischen Treibhausgasemissionen. Zwischen den Jahren 2019 und 2020 ist die vermehrte stoffliche Verwertung der Kunststofffraktionen anzuführen (vergleiche Kapitel 3.9.1). Die Verschiebung hin zu mehr stofflicher Verwertung führt zwar zunächst zu höheren Aufwendungen bei der stofflichen Verwertung, jedoch auch zu höheren Gutschriften für die Substitution von Primärmaterial. Gleichzeitig zeigt sich auch, dass sich die Lasten und Gutschriften aus der ener-

getischen Verwertung durch vermehrtes stoffliches Recycling reduzieren. Die dahingehenden Aufwendungen und Gutschriften der energetischen Verwertung von Kunststoffen (bzw. der darin enthaltenen Störstoffe) führt insgesamt aber zu einem positiven spezifischen GWP-Ergebnis, also zu einer Netto-Last. Der Rückgang des GWP zwischen 2020 und 2030 geht, ähnlich wie bei PPK, auf die Dekarbonisierung des Strommix zurück. Damit sinken die Aufwendungen für die stoffliche Verwertung und zu einem etwas geringeren Anteil auch die Aufwendungen für die Aufbereitung von Kunststoffen (bzw. der darin enthaltenen Störstoffe) zu EBS. Damit reduzieren sich die Lasten der Aufbereitung und Verwertung im Zementwerk leicht. Die Summe dieser Effekte führt schließlich zu einer Verbesserung des spezifischen GWP für Kunststoffe von -450 kg CO₂-Äq/Mg Inputmaterial (Jahr 2019) auf -560 kg CO₂-Äq/Mg Inputmaterial (Jahr 2020) bis hin zu -650 kg CO₂-Äq/Mg Inputmaterial (Jahr 2030).

Der Verwertungsprozess von FKN und PPK aus LVP zeichnet sich durch einen hohen Anteil an Materialien aus, die derzeit keiner stofflichen Verwertung zugeführt werden, sondern innerhalb von Zementwerken energetisch verwertet werden. Insbesondere sind das die in diesen Fraktionen vorhandenen Kunststoff- und Aluminiumanteile. Dementsprechend ist die Beitragsanalyse für Verbunde durch die entsprechende energetische Verwertung dominiert. Da die Verwertung von EBS in Zementwerken in der Modellierung zwischen den betrachteten Jahren nicht verändert wurde (Kapitel 3.6.2), ist somit auch zu erklären, weshalb sich die Nettobeträge des GWP über die Jahre kaum verändern. Die spezifischen Aufwendungen der stofflichen Verwertung fallen pro Gewichtseinheit in etwa gleich hoch aus wie bei der Verwertung von PPK. Aufgrund geringerer Ausbeuten und der Art des Substitutionsmaterials fallen die Gutschriften für die stoffliche Verwertung etwas geringer aus.

Das spezifische GWP der Verwertung von Metallen bleibt über den Betrachtungszeitraum auf einem etwa gleichbleibenden Niveau. Da die Gewinnung von Eisen- und Nicht-Eisen-Metallen aus Primärmaterial deutlich energieintensiver ist als deren Rückgewinnung aus Sekundärmaterial, ergeben sich Gutschriften für das stoffliche Recycling, die die entsprechenden Aufwendungen stark überwiegen. Die Aufwendungen für die Rückgewinnung von Aluminium betragen ~700 kg CO₂-Äq/Mg Inputmaterial, die Gutschriften dagegen ca. -3.300 kg CO₂-Äq/Mg Inputmaterial. Für Weißblech stehen Aufwendungen in Höhe von 400 kg CO₂-Äq/Mg Inputmaterial einer Gutschrift von 1.700 kg CO₂-Äq/Mg Inputmaterial gegenüber. Die energetische Verwertung, die mit der Aufbereitung von Metallen verbunden ist, ist nur bei der Verwertung von Weißblech relevant. Dahingehende Gutschriften und Aufwendungen sind in etwa gleich. Bei der Verwertung von Aluminium spielt die energetische Verwertung eine untergeordnete Rolle. Da das Aluminium der dualen Systeme mehrheitlich pyrolysiert wird, werden Fremdstoffe direkt vor Ort verwertet. Dahingehende Lasten werden vollständig den Aufwendungen für die stoffliche Verwertung zugeordnet.

Über die gesamten von den dualen Systemen erfassten Sammelmengen zeigt sich, dass zwei Aspekte maßgeblich das GWP beeinflussen:

1. Die Verwertung von LVP und PPK bzw. der Störstoffe und Rejecte über ein Zementwerk führt zu 40-45 % der Gutschriften und ~60 % der Lasten im Gesamtsystem.
2. Die stoffliche Verwertung führt zu 25-30 % der Lasten im Gesamtsystem (davon sind etwa 70-75 % auf den Strombedarf zurückzuführen). Gutschriften aus der stofflichen Verwertung für die Substitution von Primärmaterial verursachen 50-55 % aller Gutschriften im System.

Die Verwertung von Reststoffen über eine MVA bzw. EBS-Anlage hat dagegen einen untergeordneten Einfluss (etwa 8 % bezogen auf die gesamten Lasten und 4 % auf die gesamten Gutschriften im System). Ebenso sind die Lasten der Transporte für das GWP eher von untergeordneter Rolle

(ca. 6 % der gesamten Lasten). Diese können mehrheitlich der Verwertung von Sortierresten zugeordnet werden.

5.3.2. Beitragsanalyse des GWP im Vergleichsszenario

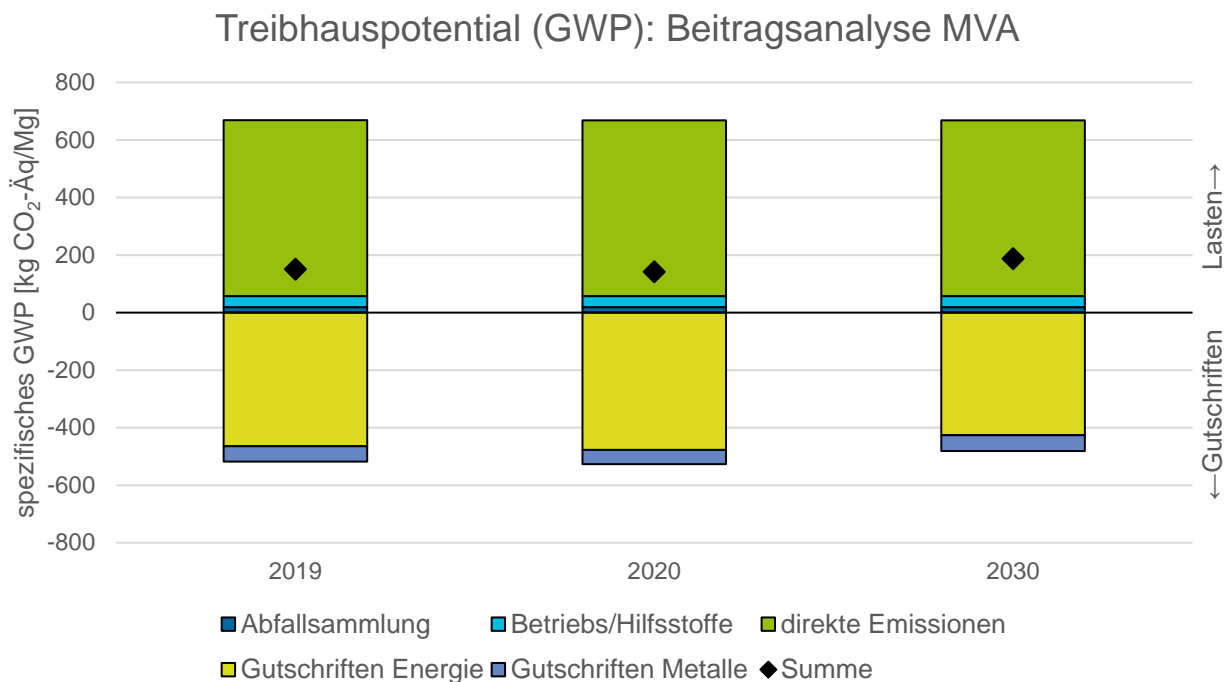
Das Vergleichsszenario einer Verwertung der gesamten Wertstoffmengen über eine MVA beinhaltet fünf Komponenten: (i) die Abfallsammlung, (ii) die Verwendung von Hilfs- und Betriebsstoffen, (iii) direkte Emissionen, (iv) Gutschriften für die Rückgewinnung von nutzbarer Energie und (v) die Rückgewinnung von Metallen aus den Verbrennungsrückständen. Die beiden letztgenannten Komponenten führen zu einer Gutschrift, die anderen Komponenten zu Lasten. Wie bereits in Kapitel 5.3.1 beschrieben, steigt das GWP des Vergleichsszenarios über die Jahre konstant an. Basierend auf den fünf benannten Komponenten soll die Herleitung erfolgen, die zu einem Anstieg des GWP führt.

Die Abfallsammlung beinhaltet die Haus-zu-Haus-Sammlung und den Transport zur MVA. Das spezifische GWP kann über die betrachteten Jahre als konstant betrachtet werden. Der Anteil der Abfallsammlung beträgt mit 19 kg CO₂-Äq/Mg Abfall nur etwa 3 % der gesamten Lasten. Ähnlich wie die Abfallsammlung bleibt der spezifische Beitrag der Hilfs- und Betriebsstoffe am GWP über die Jahre identisch. Hilfs- und Betriebsstoffe tragen mit 39 kg CO₂-Äq/Mg Abfall zu etwa 6 % der Lasten bei. Klimawirksame Emissionen, die bei der energetischen Verwertung von Abfällen entstehen, sind mehrheitlich den fossilen CO₂-Emissionen zuzuordnen. Neben den fossilen CO₂-Emissionen tragen auch Lachgasemissionen zum GWP bei. Für die hier vorliegende Modellierung gehen jedoch nur etwa 2 % der direkten Emissionen auf Lachgasemissionen zurück. Die gesamten spezifischen Emissionen aus der energetischen Verwertung blieben mit rund 600 kg CO₂-Äq/Mg Abfall über die Jahre konstant.

Unter den in Kapitel 3.6.1 vorgegebenen Rahmenbedingungen ist die Menge und Art der rückgewonnenen Energie nur vom Heizwert des verwerteten Aufgabengutes abhängig. Der Heizwert zwischen den Jahren 2019 und 2020 bzw. 2030 erhöhte sich von 13,4 MJ/kg Feuchtmasse auf 13,9 MJ/kg Feuchtmasse. Daraus resultierten höhere Mengen an rückgewonnener thermischer und elektrischer Energie. Dieser Effekt wird dadurch kompensiert, dass die Gutschriften für Strom und Wärme aufgrund einer zunehmenden Dekarbonisierung zurückgingen. Besonders deutlich wird dieser Effekt zwischen den Jahren 2020 und 2030. Die spezifischen Gutschriften sanken hier von -460 auf -430 kg CO₂-Äq/kg Abfall. Darin ist bereits eine prognostizierte Steigerung des thermischen und elektrischen Wirkungsgrades von MVA berücksichtigt (vergleiche Kapitel 3.6.1.1).

Die Rückgewinnung von Fe- und NE-Metallen aus den Verbrennungsrückständen einer MVA führt zu Gutschriften, da Metalle als Sekundärmaterial wieder in den Materialkreislauf eingespeist werden und damit Primärmaterial ersetzen. Der Anteil der Metalle im Abfallstrom ändert sich über die Jahre nur marginal. Jedoch wird bis zum Jahr 2030 eine Erhöhung der Rückgewinnungsrate unterstellt, weshalb sich die Gutschriften leicht erhöhen. Für die Rückgewinnung der Metalle werden Gutschriften in Höhe von rund 50 kg CO₂-Äq/kg Abfall vergeben, die damit etwa 10 % der Gutschriften darstellen.

Abbildung 5-3 Beitragsanalyse des Treibhauspotentials des Vergleichssystems (MVA)



Quelle: eigene Darstellung

5.4. Ergebnisse weiterer Wirkungskategorien

Um die GWP-Ergebnisse mit weiteren relevanten ökologischen Aspekten abzugleichen, werden die Ergebnisse für die Wirkungskategorien (i) terrestrisches Versauerungspotential, (ii) Eutrophierungspotential (Süßwasser) und (iii) kumulierter Energieaufwand (fossil) ausgewertet.

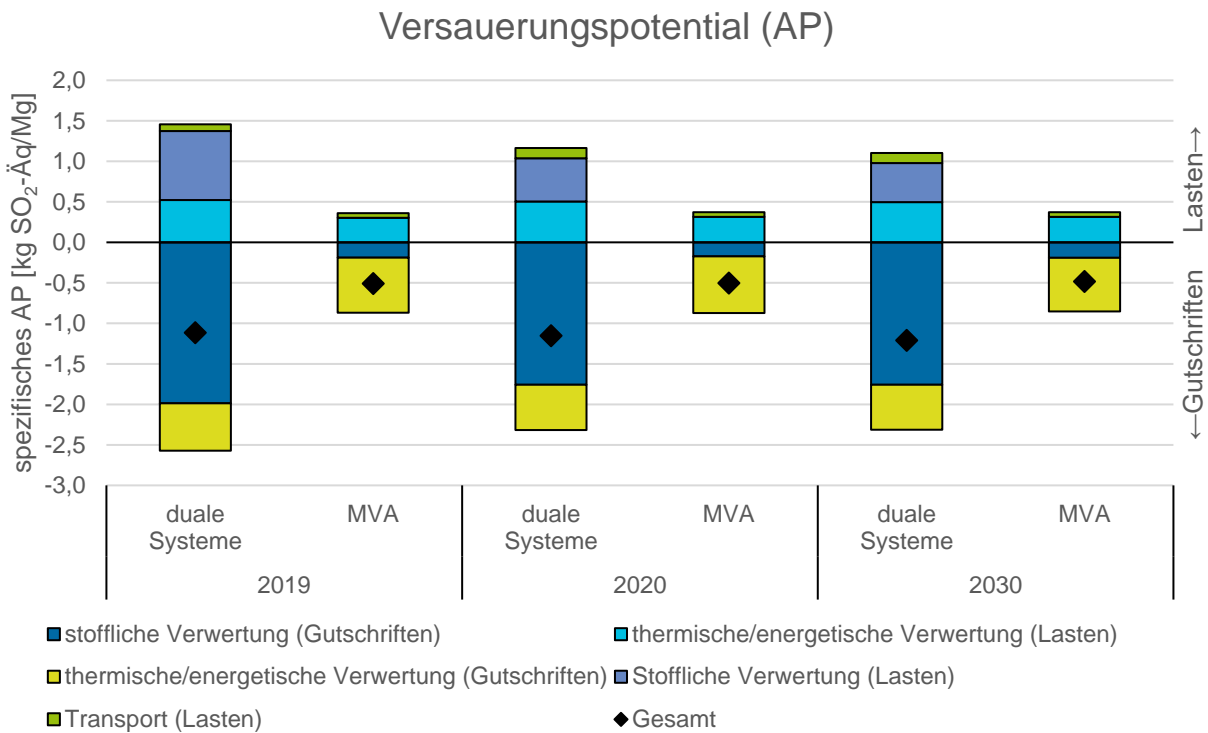
5.4.1. Terrestrisches Versauerungspotential

Die Auswertung des terrestrischen Versauerungspotentials ist in Abbildung 5-4 dargestellt. Auch für diese Wirkungskategorie stellt sich die Verwertung der Sammelmengen über die dualen Systeme positiv gegenüber dem Vergleichsszenario dar. Die Gutschriften hinsichtlich des spezifischen Versauerungspotentials fallen für die Leistungen der dualen Systeme gegenüber dem Vergleichsszenario fast doppelt so hoch aus. Die Veränderungen über die Jahre sind dabei marginal. Bei den dualen Systemen zeigt sich zwischen den Jahren 2019 und 2020 jedoch ein starker Anstieg bei den Gutschriften und Lasten der stofflichen Verwertung. Der Grund dafür ist in den erhöhten Verwertungsmengen an PPK zu finden. Sowohl die stoffliche Verwertung von PPK zu Zellstoff als auch die Herstellung der substituierten Zellstoffmenge aus Primärmaterial führen zu starken Auswirkungen in dieser Wirkungskategorie. Eine detailliertere Analyse konnte die Produktion von Pulpe aus Holzschliff (Gutschriften für Substitutionsprodukt) und die Verwendung von Natriumdithionit während des Aufbereitungsprozesses (Lasten der stofflichen Verwertung) identifizieren.

Weitere wichtige Treiber des Versauerungspotentials auf der Lastenseite sind die Freisetzung von Schwefel- und Stickoxiden sowie Ammoniak-Emissionen während der energetischen Verwertung. Auf der Gutschriftenseite stellt neben der Substitution von Zellstoff aus Primärmaterial auch die Substitution von Fe- und NE-Metallen einen wichtigen Anteil in der Kategorie der Versauerung dar. Ebenfalls relevant sind die im Zuge der Wärme- und Strombereitstellung emittierten Schwefel- und

Stickstoffoxide. Diese wirken sich insbesondere bei der stofflichen Verwertung innerhalb der dualen Systeme auf der Lastenseite aus. Innerhalb des Vergleichsszenarios wirkt sich die Substitution von Wärme und Strom dagegen positiv auf das Gesamtergebnis aus. Da Schwefel- und Stickstoffoxide fast ausschließlich bei der Energiebereitstellung durch fossile Energieträger auftreten, kann für die Zukunft ein Rückgang des Versauerungspotentials bei der Strom- und Wärmebereitstellung prognostiziert werden.

Abbildung 5-4 Beitragsanalyse des Versauerungspotentials



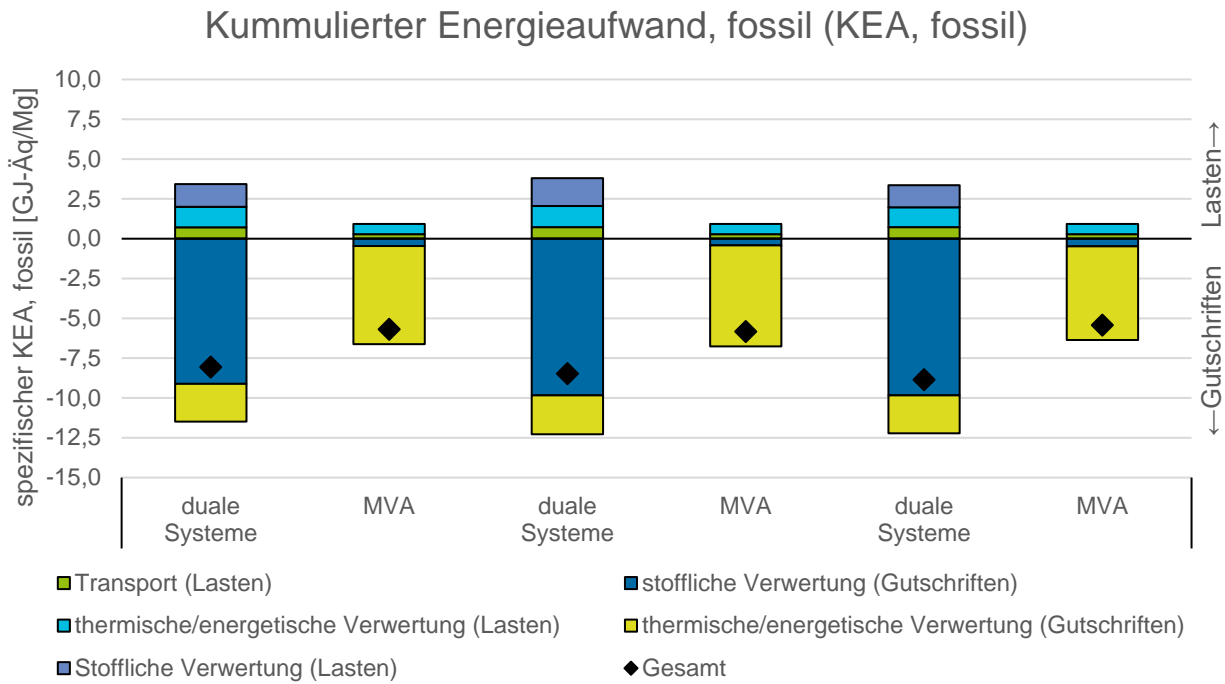
(der dualen Systeme und des Vergleichsszenarios für die Jahre 2019, 2020 und 2030)

Quelle: eigene Darstellung

5.4.2. Eutrophierungspotential (Süßwasser)

Für die Kategorie der Eutrophierung von Süßwasser zeigt das Vergleichsszenario zunächst für die Jahre 2019 und 2020 höhere Gutschriften und damit ein geringeres Potential als die Verwertung der Sammelmengen über die dualen Systeme. Im Vergleichsszenario sind dabei kaum Lasten zu verzeichnen, jedoch hohe Gutschriften durch die Bereitstellung von Energie. Die hohen Gutschriften erklären sich durch das hohe Eutrophierungspotential der Braun- und Steinkohleförderung. Innerhalb der ecoinvent-Datenbank ist diese mit der Freisetzung von Phosphaten bei der Behandlung des entstehenden Aushubs verknüpft. Der Aspekt der Freisetzung von Phosphaten bei der Kohleförderung erklärt ebenfalls die hohen Gutschriften bei der Verwertung von Abfallströmen über das Zementwerk (Gutschrift gegenüber Brennstoff aus Kohle) und die Lasten der Aufbereitung innerhalb der stofflichen Verwertung (Strom- und Wärmebereitstellung durch Kohle). Die zunehmende Verdrängung der Kohle aus dem Strom- und Wärmemix zwischen den Jahren 2020 und 2030 führt dazu, dass sich einerseits die Gutschriften für die Energiebereitstellung schmälern und andererseits sich die Lasten der stofflichen Verwertung verringern. Im Zuge dessen zeigt sich, dass das Eutrophierungspotential der dualen Systeme kontinuierlich sinkt, während es für das Vergleichsszenario

Abbildung 5-6 Beitragsanalyse des kumulierten Energieaufwandes (fossil)



(der dualen Systeme und des Vergleichsszenarios für die Jahre 2019, 2020 und 2030)

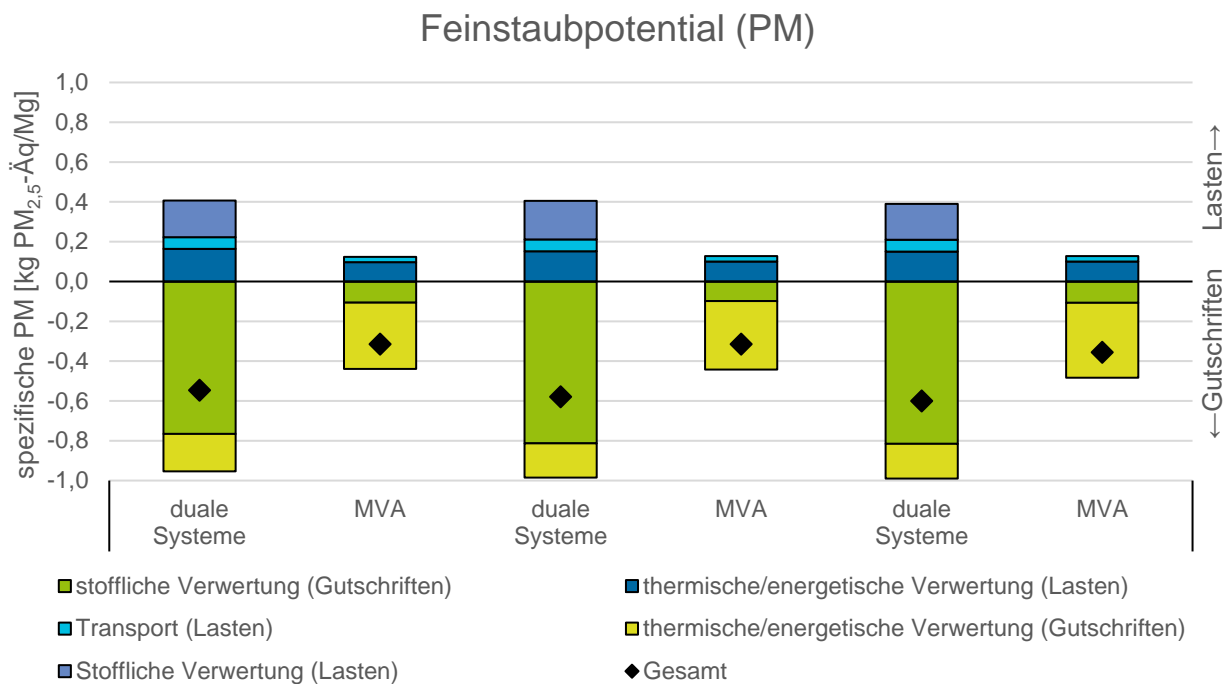
Quelle: eigene Darstellung

5.4.4. Feinstaubpotential

Das Feinstaubpotential der dualen Systeme gegenüber dem Vergleichsszenario ist in Abbildung 5-7 dargestellt. Die dualen Systeme stellen sich mit etwa -0.55 bis -0.60 kg PM 2,5-eq/Mg Inputmaterial gegenüber dem Vergleichsszenario (~-0.3 kg PM 2,5-eq/Mg) um 50-60 % deutlich besser dar. Maßgebliche Gutschriften ergeben sich innerhalb der dualen Systeme durch die stoffliche Verwertung bzw. die Substitution von Primärmaterial. Neben Stahl, Glas und verschiedenen Kunststofffraktionen ist dies insbesondere auf die Gutschrift gegenüber Zellstoff zurückzuführen. Die hohen Gutschriften scheinen an dieser Stelle nicht plausibel und liegen im hohen Alter des Datensatzes bzw. der unzureichenden technologischen Repräsentativität begründet. Die Gutschriften dürften in der Realität also deutlich geringer ausfallen.

Weiterhin ist festzustellen, dass die Lasten der thermischen Verwertung bei der MVA geringer ausfallen als innerhalb der dualen Systeme. Dies ist insofern verwunderlich, weil die Gesamtmenge, die innerhalb der dualen Systeme einer energetischen Verwertung zugeführt wird, deutlich geringer ausfällt als im Vergleichsszenario. Dies liegt in der deutlich höheren Schadstofffracht begründet, die durch Zementwerke im Vergleich zu MVA freigesetzt wird. Für Staub, NO_x und SO_x sind die spezifischen Emissionsmengen eines durchschnittlichen Zementwerks deutlich höher als die einer MVA.

Abbildung 5-7 Beitragsanalyse des Feinstaubpotential



(der dualen Systeme und des Vergleichsszenarios für die Jahre 2019, 2020 und 2030)

Quelle: eigene Darstellung

5.5. Ergebnisse des Treibhauspotential der Zukunftsszenarien

Im nachfolgenden Kapitel werden die GWP-Ergebnisse der Zukunftsszenarien abgebildet. Strommix, Haushaltswärmemix sowie Nettowirkungsgrade der MVA entsprechen dem Jahr 2030. Wie in Tabelle 4-3 aufgeführt, werden die nicht-gesammelten Mengen in den Szenarien in der MVA verbrannt¹¹.

5.5.1. Zukunftsszenarien 1 und 2

In Tabelle 5-5 sind der Status Quo sowie die Ergebnisse der Zukunftsszenarien 1 (Optimierung der Sammelmengen) und 2 (Bundesweite Ausweitung der Wertstofftonne) sowohl für das Gesamtsystem (duale Systeme inkl. Systemerweiterung), als auch für die dualen Systeme und die Systemerweiterung (MVA) getrennt dargestellt. Zusätzlich wird noch separat ausgewiesen, welche Auswirkungen sich ergeben, wenn innerhalb von Szenario 2 nur die Wertstofftonne ausgeweitet wird, aber keine Optimierung der Sammelmengen stattfindet. Dies wird als Szenario 2* (Sz 2*) angegeben.

¹¹ Im Standardfall Wertstoffe sowie StNVP im Restmüll, in Szenario 1 die StNVP im Restmüll

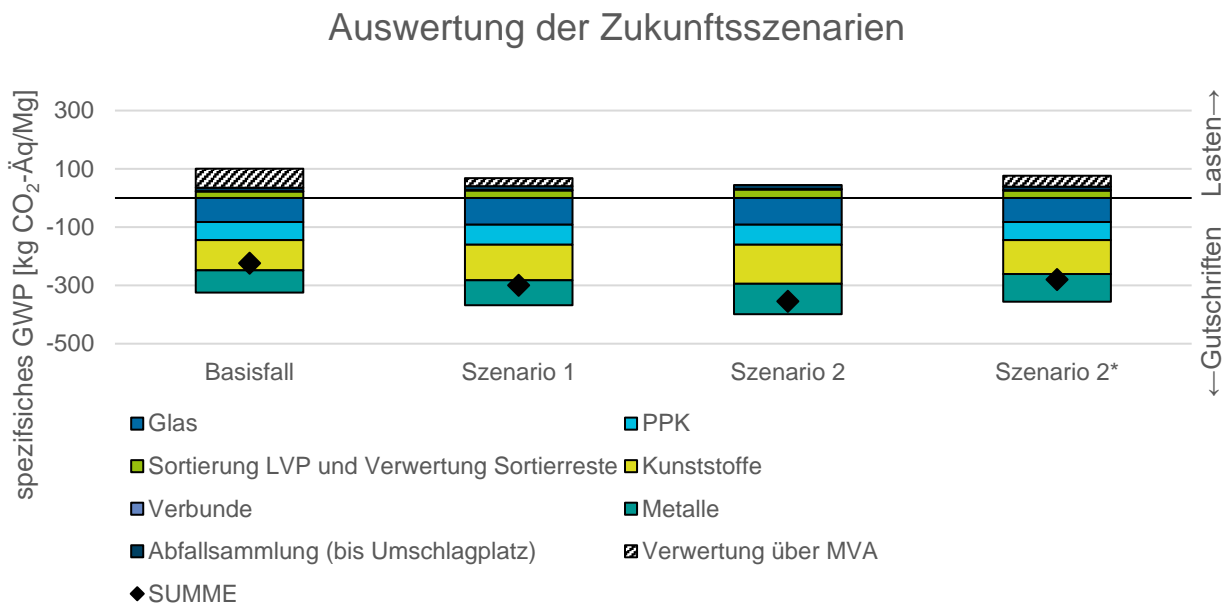
Tabelle 5-5 Spezifisches und absolutes GWP der Auswertung der Zukunftsszenarien 1 und 2

	Gesamtsystem		Ohne MVA (nur duale Systeme)			Nur MVA		
	Mengen (Mg)	kg CO ₂ -Äq/Mg ^a	Mengen (Mg)	Mio. Mg CO ₂ -Äq/a	kg CO ₂ -Äq/Mg ^a	Mengen (Mg)	Mio. Mg CO ₂ -Äq/a	kg CO ₂ -Äq/Mg ^a
SQ	7.715.553	-224	6.547.743	-2,23	-289	1.167.810	0,50	65
Sz 1	7.715.553	-300	7.372.763	-2,55	-327	342.790	0,21	28
Sz 2	7.715.553	-355	7.715.553	-2,77	-355	0	0	0
Sz 2 ^{*b}	7.715.553	-280	6.890.533	-2,44	-317	825.020	0,29	37

a) Die spezifischen Werte beziehen sich auf die Gesamtmenge von 7.715.553 Mg. b) Nur Ausweitung der Wertstofftonne, aber keine Optimierung der Sammelmengen

Die Auswertung der Szenarien ist in Abbildung 5-8 dargestellt. Durch die Zusatzmengen, die im Basisfall zunächst über eine MVA verwertet werden, ergibt sich ein gesamtes GWP zu -224 kg CO₂-Äq. Die zusätzlichen, für eine potentielle Verwertung verfügbaren Mengen schlagen durch die energetische Verwertung mit einem spezifischen GWP von 65 kg CO₂-Äq zu Buche (bezogen auf 1 Mg Inputmenge).

Abbildung 5-8 Auswirkungen der Zukunftsszenarien 1 und 2 auf das Treibhauspotential



Quelle: eigene Darstellung

Werden diese Mengen nun nicht mehr über eine MVA, sondern entsprechend Szenario 1 und 2 über die dualen Systeme verwertet, fällt das GWP deutlich besser aus. Werden 70 % der verwertbaren Wertstoffmengen der Restmülltonne über die dualen Systeme verwertet (Szenario 1), steigen die Gutschriften innerhalb des bilanzierten Systems um 34 % auf -300 kg CO₂-Äq/Mg Inputmenge. Werden zusätzlich 70 % der verfügbaren StNVP über eine Wertstofftonne über die dualen Systeme er-

fasst (Szenario 2), steigern sich die Gutschriften um 58 % gegenüber dem Basisfall. Kommt es lediglich zu einer Ausweitung der Wertstofftonne, aber keiner Optimierung der Sammelmengen (Szenario 2*), so beziffern sich die Gutschriften auf -280 kg CO₂-Äq/Mg Inputmenge.

Die Erfassung der zusätzlichen Wertstoffmengen aus den Restabfällen und StNVP zeigt ein Reduktionspotential von bis zu 130 kg CO₂-Äq/Mg Inputmenge unter der Voraussetzung, dass die bisher nicht erfassten Mengen über eine MVA verwertet werden. Das Gesamteinsparungspotential bezogen auf die gesamte Sammelmenge beziffert sich somit auf 1,01 Mio. Mg CO₂-Äq/a.

6. Auswertung der Ökobilanz

Das folgende Kapitel wertet die in Kapitel 5 dargestellten Ergebnisse aus. Hierzu werden zunächst Parameter und Annahmen, die die Ergebnisse der Ökobilanz wesentlich beeinflussen, herausgearbeitet und diskutiert (Kapitel 6.1). Davon ausgehend wird die Relevanz der Aussagen der Ökobilanz beurteilt. Hierfür erfolgt zunächst die Prüfung der Vollständigkeit (Kapitel 6.2.1), darauffolgend die Analyse der Beeinflussung des Ergebnisses durch variierte Einflussgrößen (Sensitivitätsanalysen, Kapitel 6.2.2) und eine Erörterung der Konsistenz der Ergebnisse (Kapitel 6.2.3). Abschließend geht Kapitel 6.3 zusammenfassend auf Schlussfolgerungen, Einschränkungen und Empfehlungen ein, die sich aus der Ökobilanz ergeben.

6.1. Identifizierung der signifikanten Parameter

6.1.1. Lasten und Aufwendungen innerhalb eines Zementwerks

Wie in Kapitel 5 beschrieben, ist die Treibhausgasbilanz der dualen Systeme zunächst stark von den Lasten und Aufwendungen des Zementwerks abhängig. Die Lasten bei der Verwertung über ein Zementwerk müssen als gegeben hingenommen werden. Diese stammen zu mehr als 75 % aus direkten Emissionen und sind ausschließlich von der Zusammensetzung des Aufgabengutes abhängig.

Bei der Berechnung der Gutschriften gibt es jedoch unterschiedliche Herangehensweisen. Im Standardszenario der vorliegenden Modellierung werden die dem Zementwerk zugeführten EBS-Mengen gegenüber dem in Tabelle 3-13 angegebenen Brennstoffmix gutgeschrieben. Dies wurde als Standard angesetzt, da davon auszugehen ist, dass die Substitution von ausschließlich fossilen Primärbrennstoffen bereits in absehbarer Zeit nicht mehr möglich sein wird. Das bedeutet, Zementwerke ersetzen zukünftig nicht nur fossile Primärbrennstoffe, sondern auch fossile Ersatzbrennstoffe aus Abfällen durch nachwachsende Brennstoffe. Aktuell kann bereits für einzelne Ersatzbrennstofffraktionen nicht mehr mit Bestimmtheit unterstellt werden, dass sie ausschließlich Primärbrennstoffe ersetzen. Es ist eher davon auszugehen, dass die Ersatzbrennstoffe aus dem Verpackungsrecycling heute z. T. schon Ersatzbrennstoffe aus anderen Quellen verdrängen.

Daneben besteht die Möglichkeit, Gutschriften für die Substitution des reinen fossilen Brennstoffmix (vornehmlich Kohle) zu bilanzieren. Dieses Vorgehen begründet sich aus der Annahme, dass bei der Mitverbrennung von Abfällen in Zementwerken ein direkter Zusammenhang zwischen Brennstoff aus Abfall und substituiertem Regelbrennstoff besteht, da nicht-fossile Brennstoffe aus anderweitigen Herkunftsquellen noch nicht in ausreichendem Umfang zur Verfügung stehen und nicht vollständig ausgeschlossen werden kann, dass in einer begrenzten Übergangszeit der Ersatz von Primärbrennstoffen auch durch fossile Ersatzbrennstoffe noch gesteigert wird. Zudem wird die Substi-

tution des fossilen Brennstoffmix in Dehoust et al. (2016) als Standardfall gerechnet. Auch im Hinblick auf eine Quasifortschreibung dieser Studie und für die dadurch nötige Vergleichbarkeit wird dieses Vorgehen als Sensitivität modelliert.

Bei Bilanzen zur Leistung der gesamten Abfallwirtschaft eines Landes ist die Frage, ob Ersatzbrennstoffe andere Brennstoffe aus Abfällen verdrängen, nicht relevant, da Primärbrennstoffe immer durch Brennstoffe aus der Abfallwirtschaft ersetzt werden und deshalb der Ersatz von Primärbrennstoffen in jedem Fall dem System gutzuschreiben ist. In Zukunft werden dann allerdings auch regenerative Primärbrennstoffe ersetzt werden, so dass auch in solchen Fällen, die Substitutionsgutschriften zurück gehen werden.

6.1.2. Lasten und Aufwendungen der stofflichen Verwertung

Die verschiedenen Prozesse der stofflichen Aufbereitung stellen neben der energetischen Verwertung von Abfallströmen den wichtigsten Einfluss auf die Treibhausgasbilanz dar. Gutschriften werden auf Grundlage der Ausbeute und den in ecoinvent hinterlegten Prozessen für entsprechendes Primärmaterial angesetzt. Die Validierung bzw. Anpassung der Hintergrunddaten der ecoinvent-Datenbank geht über den Umfang dieser Studie hinaus. Jedoch sollten die Ausbeuten der stofflichen Aufbereitung kritisch geprüft werden. Dies gilt vor allem für Kunststofffraktionen, bei denen die Ausbeuten, wie in Tabelle 3-22 gezeigt, gewissen Schwankungsbreiten unterliegen. Wird im Basisfall mit den Ausbeuten am oberen Ende der Schwankungsbreite gerechnet, soll innerhalb einer Sensitivitätsanalyse auch der Einfluss bei der Ansetzung von konservativen Werten dargestellt werden.

Bezüglich der Lasten der stofflichen Verwertung kann in 5.3.1 gezeigt werden, dass diese maßgeblich auf den Verbrauch der elektrischen Energie zurückzuführen ist. Entsprechend soll der Einfluss dieses Faktors in einer Sensitivitätsprüfung in den Fokus gerückt werden.

6.2. Beurteilung

6.2.1. Vollständigkeitsprüfung

Für die vorliegende Ökobilanz werden Daten zu allen im Ziel und Untersuchungsrahmen festgelegten Prozessschritten erhoben. Die Ökobilanz wird für die in den Jahren 2019 und 2020 durch die dualen Systeme erfasste Gesamtsammelmengen berechnet. Jedoch ergaben sich Einschränkungen bei der Inventarisierung der Prozesskette. Innerhalb der dualen Systeme werden im Jahr 2020 60-70 Fraktionen unterschieden, die wiederum insgesamt über rund 800 Letztempfänger verwertet werden. Für einige Fraktionen befinden sich eine Vielzahl der Letztempfänger wiederum im europäischen Ausland (vergleiche Tabelle 3-18). Insbesondere ein niedriger Rücklauf aus den Fragebögen führt zu einer verminderten Datengrundlage. Die Abbildung der Prozesse, die mit der stofflichen Verwertung einhergehen, können daher nur als Proxy für das komplexe Verwertungsnetz innerhalb der dualen Systeme verstanden werden. Hinsichtlich der Prozessdaten liegt für Kunststoffe oft nur eine Inventarisierung für die Aufbereitung hin zu Granulat vor, die innerhalb der Modellierung übergreifend für die gesamte Fraktion angesetzt wird.

6.2.2. Sensitivitätsprüfung

Im Folgenden wird die Sensitivität der Ergebnisse der Ökobilanz gegenüber einer Variation von in Kapitel 6.1 ausgewählten, ergebnisrelevanten Einflussgrößen diskutiert.

6.2.2.1. Sensitivität 1: Substitution von Brennstoff im Zementwerk

Wird EBS, welcher innerhalb der Prozesskette der dualen Systeme erzeugt und in einem Zementwerk verwertet wird, wie in 6.1.1 gegenüber des fossilen Brennstoffmix anstatt des Gesamt-Brennstoffmix gutgeschrieben, verringert sich das GWP um etwa 200 kg CO₂-Äq/Mg. Abhängig vom Betrachtungsjahr bedeutet das eine Reduktion des GWP von 55 % (Jahr 2030) bis zu 72 % (Jahr 2019). Die spezifischen Ergebnisse dieser Sensitivitätsanalyse sind in Abbildung 6-1 dargestellt.

Abbildung 6-1 Sensitivitätsanalyse zur Gutschrift von Brennstoff innerhalb eines Zementwerks



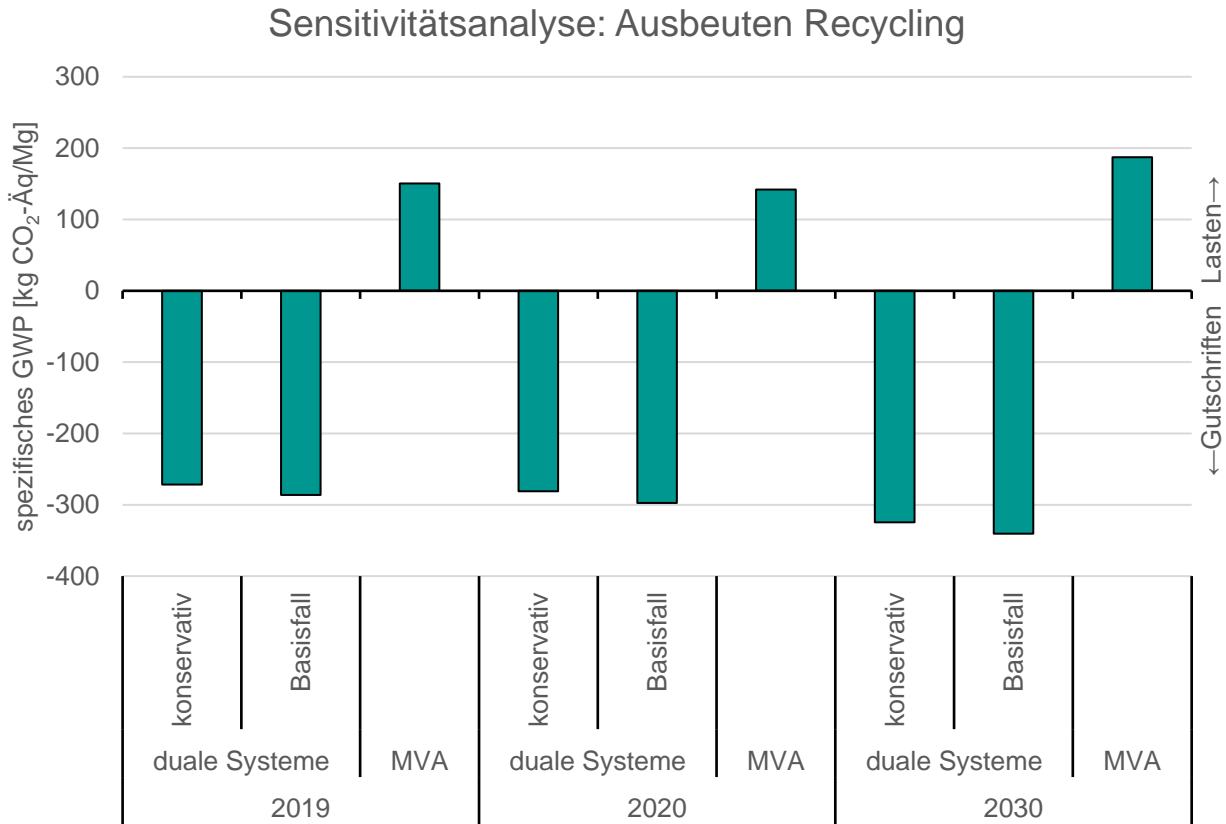
„Basisfall“ = EBS-Material wird gegenüber dem Brennstoffmix gutgeschrieben, „ZW, fossil“ = EBS-Material wird gegenüber fossilen Brennstoffen gutgeschrieben.

Quelle: eigene Darstellung

6.2.2.2. Sensitivität 2: Ausbeuten der stofflichen Verwertung

Werden die Ausbeuten des stofflichen Recyclings konservativ angenommen (d. h. es wird die untere Grenze der Schwankungsbreite in Tabelle 3-22 angenommen), verringern sich die Gutschriften geringfügig gegenüber dem Basisfall. In Abbildung 6-2 sind die spezifischen GWP-Ergebnisse dargestellt. Die Veränderung des GWP beträgt in allen Jahren ca. 5 %. Die Festlegung der Ausbeuten innerhalb der aktuellen Schwankungsbreiten hat somit einen geringen Einfluss auf das Gesamtergebnis.

Abbildung 6-2 Sensitivität zu den angesetzten Ausbeuten bei der stofflichen Verwertung der Kunststoffe

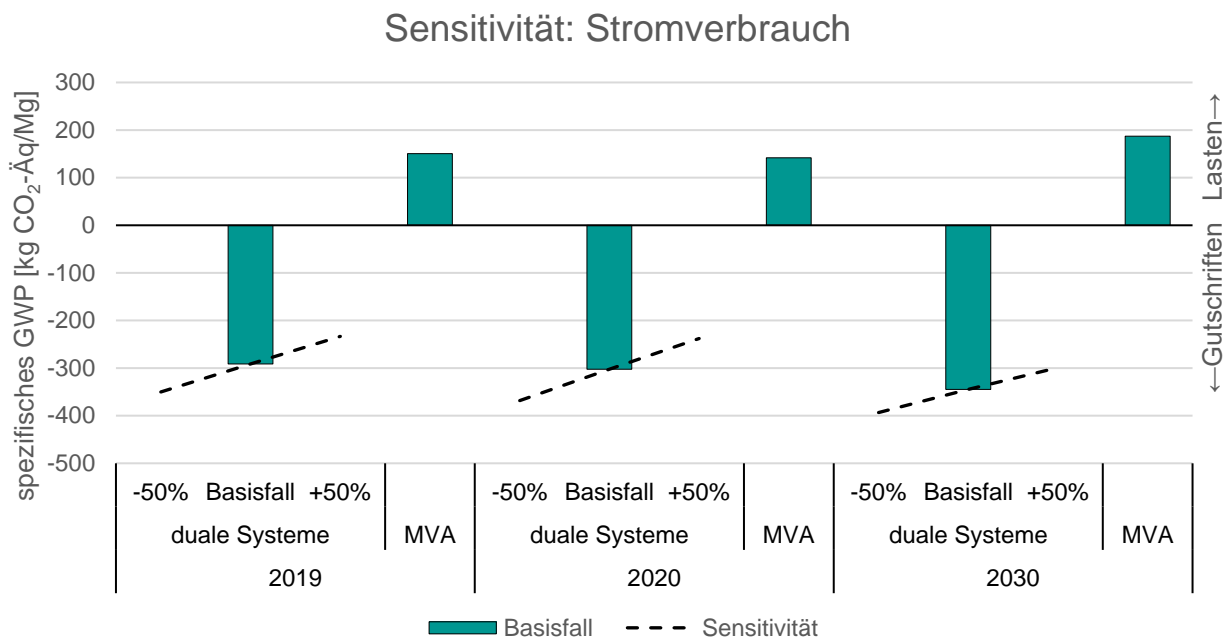


Quelle: eigene Darstellung

6.2.2.3. Sensitivität 3: Stromverbrauch bei der stofflichen Aufbereitung

Innerhalb dieser Sensitivität wird der angesetzte Stromverbrauch für die stoffliche Verwertung (vergleiche Kapitel 3.9.2) zwischen -50 % (Faktor 0,5) und +50 % (Faktor 1,5) gegenüber des Basisfalls verändert. Die Auswertung dieser Sensitivität wird in Abbildung 6-3 dargestellt. Durch die Veränderung im Strommix verändert sich das spezifische GWP hinsichtlich der Leistungen der dualen Systeme um etwa 20 % in den Jahren 2019 und 2020 und um rund 14 % im Jahr 2030. Für das Jahr 2030 wird deutlich, dass die Dekarbonisierung des Strommix den Anteil des Stroms am GWP und die damit einhergehende Variation innerhalb dieser Sensitivität reduziert. Trotz der sehr hoch angesetzten Schwankungsbreiten beim Stromverbrauch innerhalb dieser Sensitivität zeigt sich, dass das Vergleichsszenario in allen Variationen deutlich schlechter hinsichtlich des GWP abschneidet als die Verwertung innerhalb der dualen Systeme.

Abbildung 6-3 Sensitivität des Stromverbrauchs bei der stofflichen Aufbereitung.



Quelle: eigene Darstellung

6.2.3. Konsistenzprüfung

In der Datengenerierung wird eine konsistente Vorgehensweise verfolgt. Die Datenabfrage erfolgt unter ähnlichen Bedingungen. Mengenströme seitens der dualen Systeme werden in gleicher Weise abgefragt (Excel-Vorlage). Die Daten für die Stoffströme aus den LVP-Sortieranlagen und diesbezügliche Mengenströme an Letztempfänger haben den gleichen Detaillierungsgrad. Die übermittelten Werte werden anschließend homogenisiert (z. B. Korrektur um Sortierreste bei Glas und PPK), um vollständige Konsistenz zwischen den Datensätzen zu gewährleisten. Innerhalb der für Sortieranlagen und Letztempfänger konzipierten Fragebögen werden fraktionsübergreifend dieselben Betriebswerte abgefragt. Nicht ausgefüllte Daten werden über Rückfragen ermittelt.

Literaturwerte aus teils unterschiedlichen Quellen hinsichtlich der Zusammensetzung (Feuchtegehalt, Störstoffanteil) und stofflichen Verwertung von LVP werden bei der Mehrheit der Fraktionen durch Recherchen bei Expert*innen, bei Betreibern und Planern von Sortier- und Recyclinganlagen sowie Gutachtern validiert (HTP GmbH & Co. KG 2022; 2021; Institut cyclos-HTP GmbH 2022a; 2022b).

Die Verwendung von generischen Datensätzen aus der ecoinvent-Datenbank für die Abbildung von Prozessschritten innerhalb der stofflichen Verwertung führt durch die unterschiedlichen geographischen und zeitlichen Bezüge zu Inkonsistenzen. Dies betrifft insbesondere die Aufbereitung von papierhaltigen Fraktionen (PPK und Verbunde).

Die Charakterisierungsfaktoren für die Umweltwirkungen GWP, AP, KEA (fossil) sind einer einheitlichen Quelle entnommen (GreenDelta 2021).

6.3. Schlussfolgerungen und Empfehlungen

6.3.1. Sensitivitätsanalysen

Die Diskussion in Kapitel 6.2.2 zeigt, dass die Ergebnisse robust sind und auch eine Variierung der signifikanten Parameter zu keinen wesentlichen Änderungen der obigen Aussagen führen. Die Sensitivitäten haben gezeigt, dass eine Reduktion der Effizienz der Recyclinganlagen im Hinblick auf die Ausbeuten, in den aus Sicht von Fachleuten anzusetzenden Schwankungsbereichen, nur marginal zu einer Verschlechterung der ökologischen Leistung der dualen Systeme führen. Auch eine Absenkung bzw. Erhöhung des Strombedarfs für die Prozesse zum stofflichen Recycling führt nur zu geringen Verbesserungen bzw. Verschlechterungen.

Sensitivität 1 bestätigt die hohe Bedeutung der Verwertung von EBS in der Mitverbrennung in Zementwerken und deren hohen Einfluss auf das Gesamtergebnis. Die Entlastungsbeiträge nehmen insgesamt stark zu, wenn im Zementwerk nur Primärrohstoffe, insbesondere Kohle, ersetzt werden könnten. Der Abstand zur Entsorgung in den MVA würde sich noch vergrößern. Unter den Rahmenbedingungen des Standardszenarios (EBS substituiert Brennstoffmix) wird allerdings der Vorrang des stofflichen Recyclings von insbesondere Kunststoffen gegenüber der Mitverbrennung gestärkt. Diese Tendenz könnte sich in Zukunft, im Rahmen der Bemühungen zur Dekarbonisierung der Zementproduktion, noch verstärken.

6.3.2. Einschränkungen

Die für die Modellierung der Vordergrundprozesse verwendeten Vorketten stammen aus der ecoinvent-Datenbank. Diese ist weithin anerkannt, allerdings sind viele Prozesse dort in grober Annäherung modelliert und mit Unsicherheiten behaftet. Dies gilt vor allem für die Vorketten der Materialgewinnung. Diese Probleme und Unsicherheiten sind in der Wissenschaft akzeptiert und treffen alle Untersuchungen, welche Datenbanken zur Modellierung einer Ökobilanz nutzen.

Als wesentliche Einschränkung bzgl. der Ergebnisse der vorliegenden Ökobilanzstudie ist darauf hinzuweisen, dass

- Realdaten zu Energieverbräuchen und Stoffstromverteilungen aufgrund eines geringen Rücklaufs von Fragebögen für eine Vielzahl von stofflichen Verwertungspfaden nicht vorliegen,
- die Zusammensetzung der Fraktionen, inklusive der enthaltenen Störstoffe und Feuchtigkeitsgehalte anhand der DKR-Spezifikationen modelliert werden, da dahingehende makroskopische Analysen oder chemische Zusammensetzungen nicht vorhanden sind,
- Transportdistanzen aufgrund fehlender eindeutiger Sender und Empfängerbeziehungen nicht detailgetreu abgebildet werden,
- die werkstoffliche Verwertung im Ausland nach deutschen Rahmenbedingungen modelliert wird und lediglich der Strommix für den Strombedarf beim Recycling sowie die Transportentfernungen angepasst werden.

Weiterhin ist festzuhalten, dass das Vergleichsszenario zu der Erfassung und Verwertung über die dualen Systeme nicht das kontrafaktische Szenario darstellt und daher nur als Anhaltspunkt für einen „was-wäre-wenn-Fall“ dienen kann. Würden PPK, Glas und LVP nicht über die dualen Systeme erfasst, ist keineswegs gesichert, dass diese Stoffströme alternativ über eine MVA behandelt werden würden. Diese Einschränkung gilt allerdings nur in Bezug auf die Zuordnung der Leistungen des

Verpackungsrecycling auf die dualen Systeme. Die Aussagen gelten uneingeschränkt für das Verpackungsrecycling in dem bilanzierten Umfang, unabhängig von wem und in welcher Form dieses organisiert werden würde.

6.4. Fazit und Empfehlungen

Insgesamt erbringen die dualen Systeme in den Jahre 2019 und 2020 durch die Verwertung der Leichtverpackungen pro Jahr eine Entlastung des Treibhauspotentials um ca. 0,85 bzw. 1,02 Mio. Mg CO₂-Äq. Das Recycling von Glas und PPK entlastet die Umwelt zusätzlich um rund 0,87 bzw. 0,93 Mio. Mg CO₂-Äq. Der Gesamtbeitrag des Verpackungsrecyclings von Leichtverpackungen, Glas und PPK liegt damit bei 1,72 bzw. 1,95 Mio. Mg CO₂-Äq pro Jahr. Durch die Dekarbonisierung des Strommix steigt dieser Beitrag im Jahr 2030 auf 2,23 Mio. Mg CO₂-Äq an.

Die Bilanzierung des Vergleichsszenarios (LVP, Glas und PPK werden einer MVA zugeführt) zeigt, dass die dualen Systeme durch die Verschiebung hin zur stofflichen Verwertung auch indirekt Emissionen aus der MVA vermeiden. Der Gesamtbeitrag der dualen Systeme, inklusive dem indirekten Beitrag durch die vermiedenen Emissionen aus der Verbrennung ergibt sich zu rund 2,6 bzw. 2,9 Mio. Mg CO₂-Äq in den Jahren 2019 bzw. 2020. Durch die fortschreitende Dekarbonisierung des Strommix kann dieser Beitrag im Jahr 2030 auf 3,5 Mio. Mg CO₂-Äq ansteigen. Fehlwürfe durch den Post-Consumer, schlecht recyclebare Verpackungen und Grenzen bei der Sortier- und Verwertungstechnik schließen jedoch ein vollständiges stoffliches Recycling aus. In der Konsequenz wird weiterhin ein hoher Stoffmengenanteil der energetischen Verwertung zugeführt.

Wichtig ist zu berücksichtigen, dass aus den Netto-Gutschriften nicht folgt, dass eine Zunahme der Abfallmenge eine Entlastung für die Umwelt nach sich zieht. Der Produktion von Abfall geht immer die Produktion des Gutes, das zu Abfall wird, voraus und damit ein Energie- und Ressourcenverbrauch. Die Bilanz dient der Bewertung verschiedener Abfallbehandlungswege, deren Auswirkungen im Gesamtsystem Erde aber nicht abgekoppelt vom Rest betrachtet werden kann. Das bedeutet, würde man die Produktion der Güter, die zu Abfall werden, mitberücksichtigen, würde sich in der Gesamtsumme (Produktion + Abfallbehandlung) eine Netto-Belastung ergeben. Dann gilt: Je mehr Güter produziert werden, desto höher fällt die Abfallmenge aus und desto höher sind auch die absoluten Umweltbelastungen.

Die Sensitivitäten haben gezeigt, dass eine Reduktion der Effizienz der Recyclinganlagen im Hinblick auf die Ausbeuten, in den aus Sicht von Fachleuten anzusetzenden Schwankungsbereichen, nur marginal zu einer Verschlechterung der ökologischen Leistung der dualen Systeme führt. Auch eine Absenkung bzw. Erhöhung des Strombedarfs für die Prozesse zum stofflichen Recycling führt nur zu geringen Änderungen im GWP. Entscheidender wird in Zukunft sein, mehr Kunststoffe aus den Mischkunststoffen in besser recyclingfähige Fraktionen auszuschleusen. Insbesondere mit Blick auf ältere Sortieranlagen, die weder Kunststoffarten weitgehend getrennt aussortieren noch auf neue Fraktionen wie MPO oder PO-flex umgestellt haben oder umstellen können, scheint es noch Verbesserungspotential zu geben. Auch eine verbesserte Recyclingfähigkeit der Fraktionen durch Erhöhung des Anteils an Monomaterial ist für eine künftige Verbesserung des Recyclings relevant. Zum einen sind heute schon zahlreiche Produzenten freiwillig bzw. weil sie von den Abnehmern ihrer Produkte dazu aufgefordert wurden, dabei, die Recyclingfähigkeit der Verpackungen zu verbessern. Zum anderen ist ein Fondsmodell in der Diskussion, mit dem die Forderungen aus § 21 VerpackG, dass die Recyclingfähigkeit auf die Systemkosten der Erstinverkehrbringer von Verpackungen Einfluss nehmen soll, erfüllt werden sollen. In der Summe kann daraus mit großer Sicherheit geschlossen werden, dass die Recyclingquoten und die Effizienz des Verpackungsrecyclings in

den kommenden Jahren noch ansteigen werden. Damit werden auch dessen ökologische Auswirkungen weiter zunehmen, falls es gelingt die Recyclinginfrastruktur entsprechend auszubauen. Dazu sollten von der Umweltpolitik die wirtschaftlichen Rahmenbedingungen zur Förderung des Recyclings, wie beispielsweise die Festsetzung von (weiteren) Quoten für den Rezyklateinsatz und Abgaben für die Verbrennung von Kunststoffen zügig umgesetzt werden.

Die Modellierungen der EBS-Mitverbrennung im Zementwerk (einmal mit Brennstoffmix und einmal mit fossilem Mix) haben gezeigt, dass die Dekarbonisierung des Brennstoffs in Zementwerken zu einer deutlichen Reduktion der Gutschriften führt. Je mehr Sekundärbrennstoffe und regenerative Primärbrennstoffe in den Zementwerken verbrannt werden, desto geringer fällt die Gutschrift aus. Es ist im Hinblick auf die zukünftigen Entwicklungen daher maßgeblich, dass insbesondere die Menge der Kunststoffe, die heute als EBS in Zementwerke geht, durch vermehrtes Recycling, reduziert wird.

Im Vergleich zu weniger effizienten Verbrennungsverfahren wie der MVA oder EBS-Heizkraftwerken, ist das Recycling von Kunststoffen noch deutlicher überlegen. Dies trifft umso mehr zu, je weiter die Dekarbonisierung des Strom- und Wärmemix voranschreitet.

Im Hinblick auf die anderen Wirkungskategorien und den fossilen KEA zeigt sich keine Änderung der Grundaussage. In allen drei Kategorien führen beide Systeme (duale Systeme und MVA) zu Entlastungen, die Leistung der dualen Systeme führt dabei in allen Jahren zu höheren Entlastungen als die MVA.

Literaturverzeichnis

- Alwast, H.; Riemann, A. (2010): Verbesserung der umweltrelevanten Qualitäten von Schlacken aus Abfallverbrennungsanlagen (50/2010). Umweltbundesamt (Hg.). Dessau-Roßlau, 2010.
- Bertau, M. (2013): Industrielle Anorganische Chemie Vierte, vollständig überarbeitete und aktualisierte Auflage. Weinheim Germany: Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA. Online verfügbar unter <https://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&scope=site&db=nlebk&db=nlabk&AN=640373>.
- Bulach, W.; Dehoust, G.; Möck, A.; Oetjen-Dehne, R.; Kaiser, F.; Radermacher, J.; Lichtl, M. (2021): Ermittlung von Kriterien für hochwertige anderweitige Verwertungsmöglichkeiten von Bioabfällen (09/2021). Umweltbundesamt (Hg.). Dessau-Roßlau, 2021. Online verfügbar unter https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/5750/publikationen/2021-01-18_texte_09-2021_verwertung_bioabfaelle.pdf.
- Burger, A.; Cayé, N.; Jaegermann, C.; Schüler, K. (2021): Aufkommen und Verwertung von Verpackungsabfällen in Deutschland im Jahr 2019 (148/2021). Umweltbundesamt (Hg.). Dessau-Roßlau, 2021.
- CUTEC (2016): Differenzierung der energetischen Verwertung am Kriterium der Energieeffizienz. Unter Mitarbeit von CUTEC Institut - Clausthaler Umwelttechnik-Institut GmbH. bvse - Bundesverband Sekundärrohstoffe und Entsorgung e.V (Hg.). Clausthal-Zellerfeld, 2016.
- Dehoust, G.; Christiani, J. (2012): Analyse und Fortentwicklung der Verwertungsquoten für Wertstoffe Sammel- und Verwertungsquoten für Verpackungen und stoffgleiche Nicht-Verpackungen als Lenkungsinstrument zur Ressourcenschonung (40/2012). Umweltbundesamt (Hg.). Dessau-Roßlau, 2012. Online verfügbar unter <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/analyse-fortentwicklung-verwertungsquoten-fuer>.
- Dehoust, G.; Harthan, R.; Stahl, H.; Hermann, H.; Matthes, F.; Möck, A. (2014): Beitrag der Kreislaufwirtschaft zur Energiewende, Klimaschutzpotenziale auch unter geänderten Rahmenbedingungen optimal nutzen. BDE (Hg.). Berlin, 2014. Online verfügbar unter <https://www.oeko.de/uploads/oeko/oekodoc/1857/2014-004-de.pdf>.
- Dehoust, G.; Hermann, A.; Christiani, J.; Bartnik, S.; Beckamp, S.; Bünemann, A. (2021): Ermittlung der Praxis der Sortierung und Verwertung von Verpackungen im Sinne des § 21 VerpackG (11/2021). Umweltbundesamt (Hg.). Dessau-Roßlau, 2021.
- Dehoust, G.; Möck, A.; Merz, C.; Gebhardt, P. (2016): Umweltpotenziale der getrennten Erfassung und des Recyclings von Wertstoffen im Dualen System. Öko-Institut e.V. (Hg.). Berlin, 2016.
- Dehoust, G.; Schüler, D.; Vogt, R.; Giegrich, J. (2010): Klimaschutzpotenziale der Abfallwirtschaft, Am Beispiel von Siedlungsabfällen und Altholz (06/2010). Öko-Institut e.V.; IFEU. Umweltbundesamt (Hg.), 2010.
- Dehoust, G.; Wiegmann, K.; Fritsche, U.; Stahl, H.; Jenseit, W.; Herold, A.; Cames, M.; Gebhardt, P. (2005): Statusbericht zum Beitrag der Abfallwirtschaft zum Klimaschutz und mögliche Potentiale. Unter Mitarbeit von Vogt, R. und Giegrich, J. Öko-Institut e.V.; IFEU. Umweltbundesamt (Hg.), 2005.
- Doka, G. (2020): Excel tools for EcoSpold2 + EcoSpold1 files 2020 + SimaPro mapping file, 7 Excel workbooks in ZIP-Archive (13.3 MB ZIP). Version.
- Dölling; Klein; Mackenstedt (2000): Studie über stoffliche Verwertung von aluminiumhaltigen Verpackungen aus dem Dualen System, Bilanzierung von Pyrolyseverfahren. VAW aluminium AG, 2000.
- Dornbusch, H.-J.; Hannes, L.; Santjer, M.; Böhm, C.; Wüst, S.; Zwisele, B.; Kern, M.; Siepenkothen, H.-J.; Kanthak, M. (2020): Vergleichende Analyse von Siedlungsrestabfällen aus repräsentativen Regionen in Deutschland zur Bestimmung des Anteils an Problemstoffen und verwertbaren Materialien (113/2020). Umweltbundesamt (Hg.). Dessau-Roßlau, 2020.
- European Aluminium (2018): Environmental Profile Report, Life-Cycle inventory data for aluminium production and transformation processes in Europe. European Aluminium (Hg.). Brussels, 2018.

- European Commission (2021): Policy scenarios for delivering the European Green Deal, 2021. Online verfügbar unter https://energy.ec.europa.eu/data-and-analysis/energy-modelling/policy-scenarios-delivering-european-green-deal_en.
- Eurostat (2021): Packaging waste by waste management operations, Datensatz: env_waspac, 2021. Online verfügbar unter https://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/show.do?dataset=env_waspac&lang=en.
- Fischer, T. (2021): Recycling von Getränkekartons in Deutschland 2018. Deutsche Umwelthilfe e.V. (Hg.), 2021. Online verfügbar unter https://www.duh.de/fileadmin/user_upload/download/Projektinformation/Kreislaufwirtschaft/210108_DUH_Recyclingquote_Getr%C3%A4nkekartons_2018.pdf.
- Flamme, S.; Hanewinkel, J.; Quicker, P.; Weber, K. (2018): Energieerzeugung aus Abfällen: Stand und Potenziale in Deutschland bis 2030 (51/2018). Umweltbundesamt (Hg.). Dessau-Roßlau, 2018.
- GreenDelta (2021): openLCA LCIA methods. Version v.2.1.2. Berlin.
- GreenDelta (2022): openLCA. Version 1.10.
- Haupt, M.; Kägi, T.; Hellweg, S. (2018): Modular life cycle assessment of municipal solid waste management. In: *Waste management (New York, N.Y.)* 79, S. 815–827. DOI: 10.1016/j.wasman.2018.03.035.
- HTP GmbH & Co. KG (2021): Persönliches Gespräch zwischen dem Öko-Institut und Joachim Christiani. online, 21.12.2021.
- HTP GmbH & Co. KG (2022): Persönliches Gespräch zwischen dem Öko-Institut und Joachim Christiani. online, 22.02.2022.
- Huijbregts, M.; Steinmann, Z.; Elshout, P.; Stam, G.; Verones, F.; Vieira, M.; Hollander, A.; Zijp, M.; van Zelm, R. (2016): ReCiPe 2016, A harmonized life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level. National Institute for Public Health and the Environment (Hg.). Bilthoven, 2016.
- Institut cyclos-HTP GmbH (2022a): Persönliches Gespräch zwischen Günter Dehoust und Sandra Beckamp, Januar 2022.
- Institut cyclos-HTP GmbH (2022b): Persönliches Gespräch zwischen Roland Botor und Günter Dehoust, Januar 2022.
- ISO 14040: DIN EN ISO 14040:2021-02, Umweltmanagement - Ökobilanz - Grundsätze und Rahmenbedingungen (ISO_14040:2006_ + Amd_1:2020); Deutsche Fassung EN_ISO_14040:2006_ + A1:2020, Berlin: Beuth Verlag GmbH.
- ISO 14044: DIN EN ISO 14044:2021-02, Umweltmanagement - Ökobilanz - Anforderungen und Anleitungen (ISO_14044:2006_ + Amd_1:2017_ + Amd_2:2020); Deutsche Fassung EN_ISO_14044:2006_ + A1:2018_ + A2:2020, Berlin: Beuth Verlag GmbH.
- ISO 14067: DIN EN ISO 14067:2019-02, Treibhausgase - Carbon Footprint von Produkten - Anforderungen an und Leitlinien für Quantifizierung (ISO_14067:2018); Deutsche und Englische Fassung EN_ISO_14067:2018, Berlin: Beuth Verlag GmbH.
- Kaltschmitt, M. (2020): Erneuerbare Energien, Systemtechnik · Wirtschaftlichkeit · Umweltaspekte. Unter Mitarbeit von Streicher, W. und Wiese, A. 6th ed. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin / Heidelberg. Online verfügbar unter <https://ebookcentral.proquest.com/lib/kxp/detail.action?docID=6382002>.
- Kauertz, B.; Busch, M.; Bader, J. (2020): Ökobilanzielle Betrachtung von Getränkeverbundkartons in Deutschland, In den Getränkesegmenten Säfte und Nektare sowie H-Milch und Frischmilch. Heidelberg, 2020.
- Klöpffer, W. (2009): Ökobilanz (LCA), Ein Leitfaden für Ausbildung und Beruf, Wiley InterScience (Online service). Weinheim: Wiley-VCH. Online verfügbar unter <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/book/10.1002/9783527627158>.
- Knappe, F.; Reinhardt, J.; Kauertz, B.; Oetjen-Dehne, R.; Buschow, N.; Ritthoff, M.; Wilts, H.; Lehmann, M. (2021): Technische Potenzialanalyse zur Steigerung des Kunststoffrecyclings und des Rezyklateinsatzes (92/2021). Umweltbundesamt (Hg.). Dessau-Roßlau, 2021. Online verfügbar unter https://epub.wupperinst.org/frontdoor/deliver/index/docId/7808/file/7808_Kunststoffrecycling.pdf.
- Knein, A. (2014): Recycling von Weißblech, Metalle und Kunststoffe effizienter verwerten. Deutsche Gesellschaft für Weißblechrecycling mbH. Veranstalter: Berliner Recycling und Rohstoffkonferenz. Berlin, 2014.

- Kopytziok, N. (2001): Sachgebiet Abfall: Vermeidung ökologischer Belastungen. Die ökologische Wirksamkeit der Vermeidung und Verwertung von Siedlungsabfällen (2. Auflage). Berlin, 2001.
- Michael Wiczorek (2019): Möglichkeiten und Grenzen moderner LVP-Sortieranlagen, Aktuelle Entwicklungen in der Kreislaufwirtschaft. 42. Seminar für kommunale Abfallberater im Freistaat Sachsen. Lobbe Entsorgung West GmbH & Co KG. Dresden, 2019.
- Michel, R. (1932): Berechnung der Verbrennungswärmen fester und flüssiger Brennstoffe nach den Wärmewerten ihrer Einzelbestandteile, 1932.
- Microsoft Corporation (2021): Microsoft Bing Maps API. Version. Online verfügbar unter <https://www.microsoft.com/en-us/maps/choose-your-bing-maps-api>.
- Neuwahl, F.; Cusano, G.; Gómez Benavides, J.; Holbrook, S.; Roudier, S. (2019): Best Available Techniques (BAT) reference document for waste incineration: Industrial Emissions Directive 2010/75/EU (Integrated Pollution Prevention and Control), European Commission. Joint Research Centre. (JRC118637): Publications Office.
- PMV (2008): Quality properties of the most important recovered paper grades in dependence of sorting conditions. TU Darmstadt Papierfabrikation und Mechanische Verfahrenstechnik (PMV). Präsentation beim COST E 48 Meeting in Budapest., 2008.
- PreZero Pyral GmbH (2019): Umweltberichte 2013-2019. Online verfügbar unter <https://www.prezero-pyral.com/umweltberichte/>.
- Repenning et al. (2021): Projektionsbericht 2021 für Deutschland. Unter Mitarbeit von Öko-Institut e.V.; Fraunhofer ISI; IREES GmbH und Thünen-Institut. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz (Hg.). Berlin, 2021. Online verfügbar unter <https://www.bmu.de/download/projektionsbericht-der-bundesregierung-2021>.
- Sommer, J.; Trumpf, R.; Haas, A. (2012): Reststoffverwertung in der Papierindustrie am Beispiel des Heizkraftwerkes Wörth der Papierfabrik Palm, Konzept, Realisierung, Inbetriebnahme und erste Betriebserfahrungen, 2012.
- Sphera Solutions, Inc. (2021): GaBi. Version 10.6.0.110. Leinfelden-Echterdingen.
- Steger, S.; Ritthoff, M.; Bulach, W.; Schüler, D.; Kosinska, I.; Degreif, S.; Dehoust, G.; Bergmann, T.; Krause, P.; Oetjen-Dehne, R. (2019): Stoffstromorientierte Ermittlung des Beitrags der Sekundärrohstoffwirtschaft zur Schonung von Primärrohstoffen und Steigerung der Ressourcenproduktivität (34/2019). Umweltbundesamt (Hg.). Dessau-Roßlau, 2019. Online verfügbar unter <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/stoffstromorientierte-ermittlung-des-beitrags-der>.
- Tschachtli, S.; Pitschke, T.; Kreibe, S.; Martin, A. (2019): Recyclingfähigkeit von Verpackungen, Konkretisierung Untersuchungsrahmen und Kriterienkatalog. bifa Umweltinstitut. Augsburg, 2019. Online verfügbar unter https://www.interseroh.de/fileadmin/PDF/Broschueren_und_Informationsmaterial/530592_Recyclingfaehigkeit_Bewertungskatalog_v6_4__002__oeffentlicher_Download.pdf.
- u.e.c. Berlin (2011): unveröffentlichtes Datenmaterial, referenziert in UBA 92/2021, 2011.
- VDI 3460 (2014): Emissionsminderung; Thermische Abfallbehandlung; Grundlagen.
- VDZ (2020): Umweltdaten der deutschen Zementindustrie. Unter Mitarbeit von Verein Deutscher Zementwerke e.V. Düsseldorf, 2020.
- 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. Unter Mitarbeit von IFEU (46/2015). Dessau-Roßlau, 2015. Online verfügbar unter https://www.ifeu.de/fileadmin/uploads/2015_UBA-Texte-46.2015_Klimaschutzpotenziale_Abfallwirtschaft.pdf.
- Wagner, J.; Günther, M.; Rhein, H.-B.; Meyer, P. (2018): Analyse der Effizienz und Vorschläge zur Optimierung von Sammelsystemen der haushaltsnahen Erfassung von Leichtverpackungen und stoffgleichen Nichtverpackungen auf der Grundlage vorhandener Daten (37/2018). Umweltbundesamt (Hg.). Dessau-Roßlau, 2018.

Wernet, G.; Bauer, C.; Steubing, B.; Reinhard, J.; Moreno-Ruiz, E.; Weidema, B. (2016): The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology. In: *Int J Life Cycle Assess* 21 (9), S. 1218–1230. DOI: 10.1007/s11367-016-1087-8.

Zeschmar-Lahl; Schönberger, H.; Waltisberg, J. (2020): Abfallmitverbrennung in Zementwerken (202/2020). Umweltbundesamt (Hg.). Dessau-Roßlau, 2020.

Annex

A-1. Zusammensetzung der Störstoffe

Die Zusammensetzung der trockenen Störstoffe wird aus den DKR-Spezifikationen abgeleitet. Darin sind für die untersuchten Fraktionen die maximalen Störstoffanteile einzelner Teilströme aufgeführt. Abbildung A - 1 stellt beispielhaft die Störstoffanteile für PPK aus LVP (Fraktionsnummer 550) dar.

Abbildung A - 1 Ausweisung der maximalen Störstoffanteile entsprechend DKR-Spezifikation (Beispiel für 550-PPK aus LVP)

C Störstoffe	
Maximaler Gesamtstörstoffanteil	10 Masse-%
Metallische oder mineralische Störstoffe mit einem Stückgewicht > 100 g dürfen nicht enthalten sein!	
Flüssigkeitskartons	< 4 Masse-%
Kunststoffartikel	< 3 Masse-%
Metalle	< 0,5 Masse-%
Sonstige Störstoffe	< 3,5 Masse-%

Der Gesamtstörstoffanteil wird auf 100 % normiert und den einzelnen Störstoffanteilen zugeordnet. Im Beispiel in Abbildung A - 1 darf der Anteil an Flüssigkeitskartons maximal 4 Masse-% betragen. Werden die maximalen Störstoffanteile aufsummiert, so ergeben sich für das Beispiel 11 % Gesamtstörstoffanteil. Der Anteil an Flüssigkeitskartons bezogen auf die maximale Gesamtstörstoffmenge beträgt somit 36,4 %. Dieser Ansatz wird für alle Teilfraktionen mit Ausnahme von NE-Metallen durchgeführt. Hier liegen ausreichende Informationen von Letztempfängern vor.

In Tabelle A - 1 sind die Störstoffanteile der einzelnen Fraktionen zusammengetragen. Diese werden insgesamt sechs Störstofffraktionen zugeordnet (Metalle, Inertes, PPK, FKN, Kunststoffmischung, Sonstiges). Die Zusammensetzung dieser Störstofffraktionen wird über die in Doka (2020) hinterlegte Datenbank in eine elementare Zusammensetzung übersetzt. Die Fraktion Sonstige Reststoffe wird auf Basis von Dornbusch et al. (2020) über die deutsche Hausmüllzusammensetzung modelliert.

Ausgehend von den Massenanteilen (ξ) von Sauerstoff (O), Wasserstoff (H), Kohlenstoff (C), Stickstoff (N) und Schwefel (S) sowie des Wassergehaltes (H_2O) lässt sich der Heizwert eines Abfallstroms ableiten. Nach Michel (1932) kann der Heizwert (H_u) nach Gleichung A - 1 berechnet werden.

Gleichung A - 1 Berechnung des Heizwertes

$$H_u \left[\frac{MJ}{kg} \right] = -9.8324\xi_O + 124.265\xi_H + 34.016\xi_C + 19.079\xi_S + 6.276\xi_N - 2.2\xi_{H_2O} - 2.2 \cdot 9\xi_H$$

Wird zusätzlich Aluminium während des Verbrennungsprozesses zu Aluminiumoxid (Al_2O_3) oxidiert, werden anteilig 30,96 MJ je kg Aluminium freigesetzt. Ob eine Oxidation von Aluminium während des Verbrennungsprozesses stattfindet, ist maßgeblich von der Geometrie des Abfallgutes abhängig. Während dünnwandige Aluminiumfraktionen (z. B. Aluminiumfolie) überwiegend verbrennen,

oxidiert bei dickwandigen Objekten nur die oberste Schicht (wenige Mikrometer) und das restliche Objekt ist vor einer weiteren Oxidation geschützt.

Für Verpackungs-PPK und Störstoffe in Verpackungsglas liegen keine Spezifikationen vor. Diese werden auf Basis von Haupt et al. (2018) ermittelt.

Tabelle A - 1 Makroskopische und elementare Zusammensetzung der Störstoffe (wasserfrei) in den untersuchten Fraktionen

	Makroskopische/ elementare Zusammensetzung	Störstoffe Glas	Störstoffe PPK	Störstoffe Kunststoffe	Störstoffe Verbunde (FKN)	Störstoffe PPK aus LVP	Störstoffe NE-Metalle	Störstoffe Weißblech
Makroskopische Analyse	Metalle	10 %	3 %	10 %	5 %	5 %	5 %	
	Inertes	77 %					5 %	20 %
	PPK	6 %	55 %	26 %	25 %		18 %	
	FKN					36 %		20 %
	Kunststoffmischung	6 %	39 %	37 %	40 %	27 %	53 %	20 %
	Sonstige Reststoffe	2 %	3 %	27 %	30 %	32 %	10 %	40 %
Elementaranalyse	Heizwert [MJ/kg]	3,4	24,8	19,4	24,3	24,3	25,5	17,9
	C [Ma-%]	7,5 %	5,5 %	45,8 %	52,9 %	52,3 %	54,1 %	41,6 %
	C-fossil [kg C _{fossil} /kg C]	59,6 %	52,8 %	57,9 %	63,5 %	62,3 %	69,2 %	52,7 %
	H [Ma-%]	1,1 %	8,3 %	6,1 %	8,1 %	7,8 %	8,5 %	6,1 %
	N [Ma-%]	0,1 %	0,7 %	0,5 %	0,6 %	0,5 %	0,6 %	0,5 %
	O [Ma-%]	3,4 %	27,9 %	26,4 %	22,4 %	21,5 %	18,5 %	29,1 %
	S [Ma-%]	0,0 %	0,2 %	0,1 %	0,2 %	0,2 %	0,2 %	0,2 %
	Cl [Ma-%]	1,1 %	0,9 %	1,8 %	1,4 %	1,1 %	1,5 %	1,0 %
	Asche	86,8 %	6,2 %	19,3 %	14,4 %	16,6 %	16,7 %	21,5 %

A-2. Elementare Zusammensetzung der Zielfractionen

Tabelle A - 2 Zusammensetzung der Zielfractionen (wasserfrei, ohne Störstoffe) (Doka 2020)

Typ	Cluster	Heizwert	C	C-fossil	H	N	O	S	Cl	Al	Fe	Asche
Glas ^c	Glas	0,0	0,0 %	-	0,0 %	0,0 %	49,3 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	50,7 %
PPK ^c	PPK	18,9	48,4 %	0,0 %	6,5 %	0,3 %	43,8 %	0,2 %	0,8 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %
Kunststoffe ^c	Folien, PP, PE	40,6	82,5 %	100,0 %	12,3 %	0,1 %	3,9 %	0,0 %	0,1 %	0,0 %	0,0 %	1,0 %
	PS / EPS	37,4	87,0 %	100,0 %	7,8 %	0,2 %	3,9 %	0,1 %	0,1 %	0,0 %	0,0 %	0,9 %
	PET ^a	21,9	55,5 %	100,0 %	6,4 %	0,6 %	36,9 %	0,0 %	0,1 %	0,0 %	0,0 %	0,5 %
	Kunststoffe, andere ^b	37,7	74,8 %	100,0 %	12,5 %	0,7 %	8,7 %	0,2 %	2,1 %	0,0 %	0,4 %	1,0 %
Verbundede ^c	Verbunde, FKN	24,9	55,8 %	40,7 %	7,8 %	0,2 %	31,1 %	0,1 %	0,6 %	4,0 %	0,0 %	4,3 %
	PPK aus LVP	20,6	49,4 %	13,5 %	6,8 %	0,3 %	39,5 %	0,2 %	0,9 %	2,7 %	0,0 %	2,8 %
Metalle ^d	NE-Metalle)	18,1	0,0 %	-	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,5 %	99,5 %	0,0 %	99,5 %
	Weißblech	0,0	0,0 %	-	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,1 %	0,0 %	99,6 %	99,9 %

^{a)} gilt für PET-Flaschen und PET (andere) ^{b)} gilt für alle oben nicht genannten Kunststofffraktionen, ^{c)} Eigene Berechnung

^{d)} Zusammensetzung aus Doka (2020)

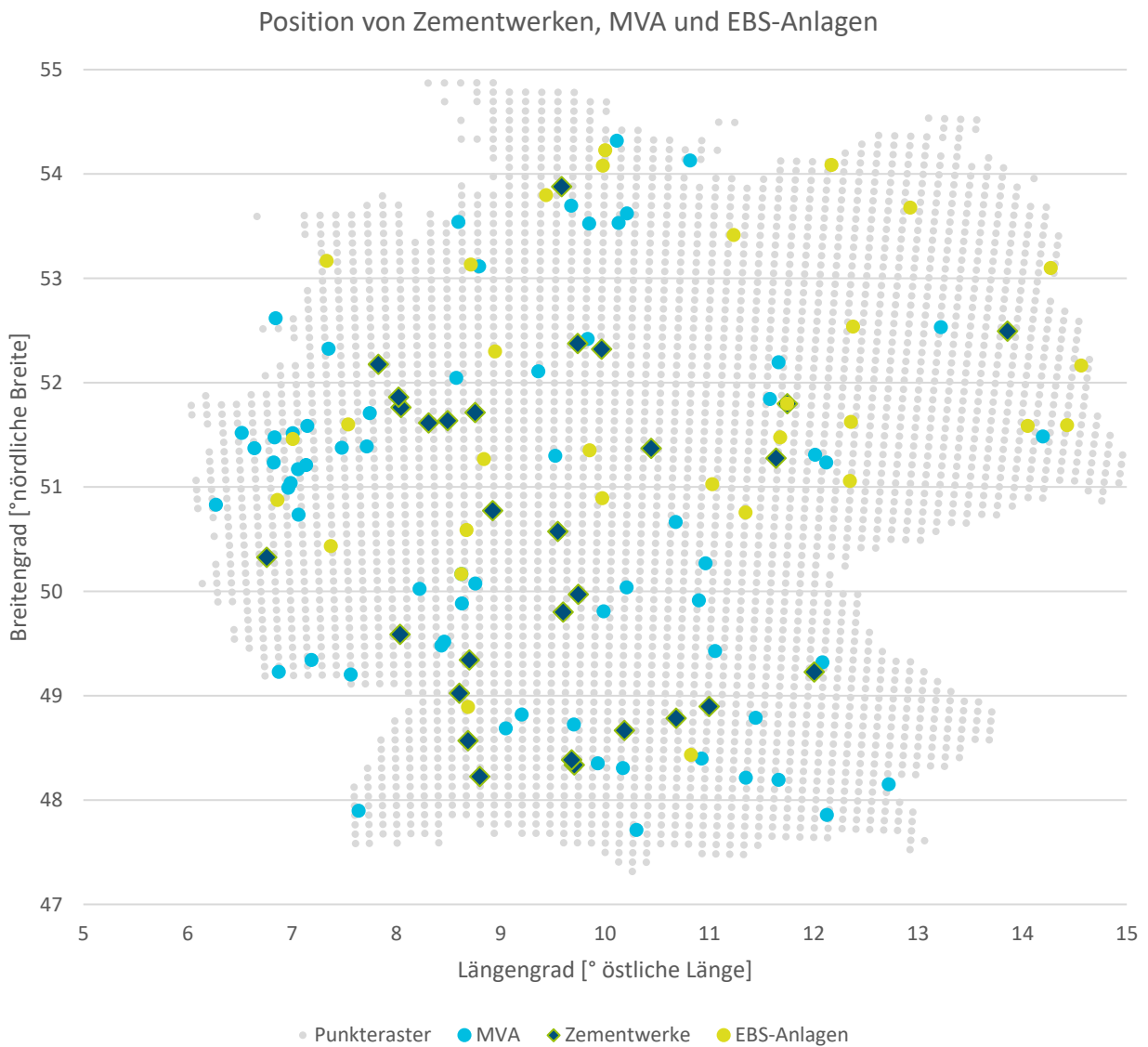
A-3. Transportdistanzen

In Tabelle A - 3 sind die Transportdistanzen für die verschiedenen Anlagentypen angegeben.

Tabelle A - 3 Transportdistanzen zu energetischen Verwertungsanlagen

Mittlere Distanz [km] von einem beliebigen Punkt zu	zur nächsten Anlage	zur 2.-nächsten Anlage	Zur 3.-nächsten Anlage
einer MVA	45 (± 39)	75 (± 55)	105 (± 59)
einer EBS-Anlage	74 (± 52)	133 (± 89)	182 (± 93)
einem Zementwerk	85 (± 54)	127 (± 66)	156 (± 65)

Abbildung A - 2 Gitterpunkte und Position der energetischen Verwertungsanlagen



(abgeleitet aus Flamme et al. (2018))

A-4. Berechnung der korrigierten Emissionsmenge für Schwermetalle, HCl und SO_x in der MVA

Die Berechnung der korrigierten Emissionsmenge ($\dot{m}_{Emission}$) für Schwermetalle erfolgte entsprechend Gleichung A - 2.

Gleichung A - 2 Berechnung der Emissionsmengen von MVA und EBS-Anlagen

$$\dot{m}_{Emission} = \text{Korrekturfaktor} \cdot \dot{m}_{Abfall} \cdot \sigma_{Durchschnitt} \cdot RG_{spez,tr,O_2=11\%}$$

$$\text{Korrekturfaktor für Schwermetalle} = \frac{\xi_{Asche, ist}}{\xi_{Asche, Durchschnitt}}$$

$$\text{Korrekturfaktor für HCl} = \frac{\xi_{Cl, ist}}{\xi_{Cl, Durchschnitt}}$$

$$\text{Korrekturfaktor für SO}_x = \frac{\xi_{S, ist}}{\xi_{S, Durchschnitt}}$$

Es gilt \dot{m}_{Abfall} = Massenstrom des untersuchten Abfallstroms, $\sigma_{Durchschnitt}$ = durchschnittliche Emissionen einer Abfallverbrennungsanlage entsprechend Tabelle 3-10 und $RG_{spez,tr,O_2=11\%}$ = spezifische trockene Rauchgasmenge bei einem Bezugssauerstoffgehalt von 11 % für den untersuchten Abfallstrom. Weiterhin gilt $\xi_{Asche/Cl/S, ist}$ = Ascheanteil bzw. Chlor oder Schwefelanteil im untersuchten Abfallstrom, $\xi_{Asche/Cl/S, Durchschnitt}$ = durchschnittlicher Asche-/Chlor-/Schwefelanteil in Abfallverbrennungsanlagen¹².

A-5. Berechnung der fossilen CO₂-Emissionen bei der Verbrennung

Unter Berücksichtigung der molaren Massen von CO₂ und C kann entsprechend Gleichung A - 3 der fossile Mengenstrom an CO₂ ($\dot{m}_{CO_2,fossil}$) und der biogene Mengenstrom an CO₂ ($\dot{m}_{CO_2,biogen}$) berechnet werden.

Gleichung A - 3 Berechnung des Massenstroms an CO_{2,fossil} und CO_{2,biogen} unter Annahme einer vollständigen Oxidation innerhalb eines Verbrennungsprozesses

$$\dot{m}_{CO_2,fossil} = \dot{m}_{Abfall} \cdot \xi_C \cdot \frac{44 \frac{mol}{g CO_2}}{12 \frac{mol}{g C}} \cdot w_{C,fossil}$$

Es gilt $w_{C,fossil}$ = Anteil fossiler Kohlenstoff bezogen auf die gesamte Kohlenstoffmenge des Abfallinputs.

¹² Angenommen wurde ein Ascheanteil von 17,8 Ma-%, ein Schwefelanteil von 0,1 Ma-% und ein Chloranteil von 0,6 Ma-% bezogen auf die Feuchtmasse. Dies entspricht dem durchschnittlichen Aschegehalt in Restmüll.

A-6. Zukunftsszenarien - Zusammensetzung nicht-erfasster Abfallfraktionen in die MVA

Tabelle A - 4 **Zusammensetzung der gesammelten Menge Wertstoffe**

Fraktionen	Standard-szenario (Mg)	Szenario 1 (Mg)	Szenario 2 (Mg)
Glas	1.917.636	2.167.466	2.167.466
PPK	2.122.359	2.372.189	2.372.189
Folien	252.701	322.168	322.168
MPO	48.196	54.560	63.559
PO-flex	68.864	87.794	87.794
Hohlkörper	33.953	38.436	44.777
PP	134.873	152.680	177.866
PE	40.600	45.961	53.542
PET Flaschen	57.699	65.317	76.092
PET, andere	12.943	14.651	17.068
PS	14.869	16.832	19.609
EPS	1.134	1.283	1.495
Formstabile Kunststoffe	13.229	14.975	17.446
Mischkunststoffe	535.178	605.840	705.776
Sortierreste aus LVP	690.858	806.101	900.536
FKN	140.651	170.280	170.280
Verbunde, andere	99.137	120.021	120.021
Alu	76.290	93.128	121.752
Weißblech	286.575	316.041	369.079
Summe	6.547.743	7.465.723	7.808.513

A-7. Beitragsanalyse

Tabelle A - 5 Detaillierte Beitragsanalyse des GWP der dualen Systeme. Werte in kg CO₂-Äq/kg Abfallstrom. Bezugsjahr = 2019

Menge [Mg/a]	Cluster	Gesamt ^c	Transport ^c	Aufwendungen Recycling ^c				Gutschrift Recycling ^c	Verwertung im Zementwerk ^{b, c}		Verwertung in MVA/EBS-Anlage ^c	
				Strom	Wärme	Diesel	Andere ^a		Lasten	Gutschriften	Lasten	Gutschriften
1.917.636	Glas	-0,33	0,02	0,01	0,00	0,00	0,02	-0,38			0,01	0,00
2.122.359	PPK	-0,17	0,02	0,21	0,02		0,05	-0,42	0,22	-0,28	0,03	-0,03
2.507.749	Sortierung LVP	0,04	0,01	0,03	0,00	0,00	0,00					
252.701	Folien	-0,82	0,07	0,41	0,02	0,00	0,01	-1,39	0,26	-0,24	0,06	-0,03
48.196	MPO	-0,89	0,06	0,30	0,02	0,00	0,01	-1,32	0,41	-0,38	0,01	-0,01
68.864	PO-flex	-0,49	0,08	0,52	0,02	0,00	0,01	-1,19	0,52	-0,48	0,04	-0,02
33.953	Hohlkörper	-0,95	0,05	0,28	0,02	0,00	0,01	-1,38	0,32	-0,29	0,07	-0,03
134.873	PP	-1,21	0,04	0,29	0,02	0,00	0,01	-1,60	0,30	-0,27	0,01	0,00
40.600	PE	-1,25	0,08	0,25	0,02	0,00	0,01	-1,65	0,28	-0,26	0,01	0,00
57.699	PET Flaschen	-1,32	0,07	0,10	0,01	0,00	0,00	-1,60	0,57	-0,48	0,00	0,00
12.943	PET, andere	-0,48	0,18	0,12	0,01	0,00	0,00	-0,93	1,02	-0,88	0,00	-0,01
14.869	PS	-2,24	0,08	0,19	0,02	0,00	0,01	-2,59	0,29	-0,27	0,05	-0,02
1.134	EPS	-3,13	0,03	0,15	0,02	0,00	0,01	-3,36	0,05	-0,04	0,05	-0,02
13.229	Formstabile Kunststoffe	-0,84	0,05	0,30	0,02	0,00	0,01	-1,30	0,51	-0,46	0,09	-0,04
535.178	Mischkunststoffe	-0,06	0,02	0,05	0,00	0,00	0,00	-0,18	1,98	-1,94	0,01	-0,01
690.858	Sortierreste aus LVP	0,11	0,01						0,87	-0,91	0,35	-0,21
140.651	FKN	0,18	0,08	0,21	0,02		0,05	-0,10	0,85	-0,92	0,01	-0,02
99.137	Verbunde, andere	-0,05	0,04	0,21	0,02	0,00	0,05	-0,31	0,30	-0,37	0,03	-0,02
76.290	Alu	-2,52	0,06	0,04	0,07	0,00	0,63	-3,29	0,13	-0,16	0,00	0,00
286.575	Weißblech	-1,32	0,05	0,20	0,02	0,00	0,14	-1,69	0,17	-0,22	0,00	0,00
6.547.743	Abfallsammlung	0,01	0,01									
46.301	Bindedraht	1,24					1,24					

a) Hilfs-/Betriebsstoffe, Kapitalgüter etc., b) inkl. Aufbereitung, c) Werte in kg CO₂-Äq/kg Abfallstrom

Tabelle A - 6 Detaillierte Beitragsanalyse des GWP der dualen Systeme. Werte in kg CO₂-Äq/kg Abfallstrom. Bezugsjahr = 2020

Menge [Mg/a]	Cluster	Gesamt ^c	Trans- port ^c	Aufwendungen Recycling ^c				Gut- schrift Recyc- ling ^c	Verwertung im Zementwerk ^{b, c}		Verwertung in MVA/EBS-Anlage ^c	
				Strom	Wärme	Diesel	Andere ^a		Lasten	Gutschriften	Lasten	Gutschriften
1.917.636	Glas	-0,33	0,02	0,01	0,00	0,00	0,02	-0,38			0,01	-0,01
2.122.359	PPK	-0,18	0,02	0,21	0,02		0,05	-0,42	0,22	-0,28	0,03	-0,03
2.507.749	Sortierung LVP	0,04	0,01	0,03	0,00	0,00	0,00					
252.701	Folien	-0,82	0,07	0,40	0,02	0,00	0,01	-1,38	0,26	-0,24	0,07	-0,03
48.196	MPO	-0,84	0,06	0,29	0,02	0,00	0,01	-1,28	0,40	-0,37	0,07	-0,04
68.864	PO-flex	-0,50	0,08	0,51	0,02	0,00	0,01	-1,19	0,52	-0,48	0,03	-0,01
33.953	Hohlkörper	-0,97	0,05	0,28	0,02	0,00	0,01	-1,39	0,32	-0,30	0,05	-0,02
134.873	PP	-1,21	0,04	0,29	0,02	0,00	0,01	-1,60	0,30	-0,27	0,01	-0,01
40.600	PE	-1,24	0,08	0,25	0,02	0,00	0,01	-1,64	0,28	-0,26	0,02	-0,01
57.699	PET Flaschen	-1,52	0,08	0,11	0,02	0,00	0,00	-1,78	0,43	-0,37	0,00	0,00
12.943	PET, andere	-0,49	0,18	0,12	0,01	0,00	0,00	-0,94	1,01	-0,87	0,01	-0,01
14.869	PS	-2,20	0,08	0,18	0,02	0,00	0,01	-2,56	0,29	-0,26	0,07	-0,03
1.134	EPS	-3,09	0,03	0,14	0,02	0,00	0,01	-3,34	0,05	-0,04	0,07	-0,03
13.229	Formstabile Kunststoffe	-0,88	0,05	0,30	0,02	0,00	0,01	-1,33	0,52	-0,47	0,06	-0,03
535.178	Mischkunststoffe	-0,09	0,02	0,06	0,00	0,00	0,00	-0,22	1,90	-1,86	0,00	0,00
690.858	Sortierreste aus LVP	0,11	0,01						0,87	-0,91	0,35	-0,21
140.651	FKN	0,16	0,07	0,21	0,02		0,05	-0,10	0,82	-0,89	0,03	-0,05
99.137	Verbunde, andere	-0,06	0,04	0,21	0,02		0,05	-0,31	0,30	-0,37	0,03	-0,03
76.290	Alu	-2,52	0,06	0,03	0,07	0,00	0,63	-3,29	0,13	-0,16	0,00	0,00
286.575	Weißblech	-1,33	0,05	0,20	0,02	0,01	0,14	-1,69	0,17	-0,22	0,00	0,00
6.547.743	Abfallsammlung	0,01	0,01									
46.301	Bindedraht	1,23					1,23					

^{a)} Hilfs-/Betriebsstoffe, Kapitalgüter etc., ^{b)} inkl. Aufbereitung, ^{c)} Werte in kg CO₂-Äq/kg Abfallstrom

Tabelle A - 7 Detaillierte Beitragsanalyse des GWP der dualen Systeme. Werte in kg CO₂-Äq/kg Abfallstrom. Bezugsjahr = 2030

Menge [Mg/a]	Cluster	Gesamt ^c	Trans- port ^c	Aufwendungen Recycling ^c				Gut- schrift Recyc- ling ^c	Verwertung im Zementwerk ^{b, c}		Verwertung in MVA/EBS-Anlage ^c	
				Strom	Wärme	Diesel	Andere ^a		Lasten	Gutschrif- ten	Lasten	Gutschrif- ten
1.917.636	Glas	-0,33	0,02	0,01	0,00	0,00	0,02	-0,38			0,01	-0,01
2.122.359	PPK	-0,24	0,02	0,15	0,02		0,05	-0,42	0,21	-0,28	0,03	-0,02
2.507.749	Sortierung LVP	0,04	0,01	0,02	0,00	0,00	0,00					
252.701	Folien	-0,95	0,07	0,28	0,02	0,00	0,01	-1,38	0,25	-0,24	0,04	-0,03
48.196	MPO	-0,93	0,06	0,21	0,02	0,00	0,01	-1,28	0,38	-0,37	0,07	-0,03
68.864	PO-flex	-0,66	0,08	0,36	0,02	0,00	0,01	-1,19	0,50	-0,47	0,04	-0,02
33.953	Hohlkörper	-1,06	0,05	0,20	0,02	0,00	0,01	-1,39	0,31	-0,30	0,05	-0,02
134.873	PP	-1,30	0,04	0,21	0,02	0,00	0,01	-1,60	0,28	-0,27	0,01	0,00
40.600	PE	-1,33	0,08	0,17	0,02	0,00	0,01	-1,64	0,27	-0,25	0,02	-0,01
57.699	PET Flaschen	-1,57	0,08	0,08	0,02	0,00	0,00	-1,79	0,41	-0,37	0,00	0,00
12.943	PET, andere	-0,57	0,18	0,08	0,01	0,00	0,00	-0,95	0,97	-0,87	0,00	0,00
14.869	PS	-2,27	0,08	0,12	0,02	0,00	0,01	-2,56	0,28	-0,26	0,07	-0,03
1.134	EPS	-3,13	0,03	0,11	0,02	0,00	0,01	-3,34	0,05	-0,04	0,07	-0,03
13.229	Formstabile Kunststoffe	-0,98	0,05	0,22	0,02	0,00	0,01	-1,33	0,50	-0,47	0,06	-0,02
535.178	Mischkunststoffe	-0,14	0,02	0,05	0,00	0,00	0,00	-0,22	1,85	-1,85	0,00	0,00
690.858	Sortierreste aus LVP	0,11	0,01						0,84	-0,91	0,35	-0,18
140.651	FKN	0,14	0,07	0,15	0,02		0,05	-0,10	0,81	-0,88	0,06	-0,04
99.137	Verbunde, andere	-0,12	0,04	0,15	0,02		0,05	-0,31	0,29	-0,37	0,03	-0,03
76.290	Alu	-2,53	0,06	0,03	0,07	0,00	0,63	-3,29	0,13	-0,16	0,00	0,00
286.575	Weißblech	-1,39	0,05	0,15	0,02	0,00	0,14	-1,69	0,16	-0,22	0,00	0,00
6.547.743	Abfallsammlung	0,01	0,01									
46.301	Bindedraht	1,21					1,17					

^{a)} Hilfs-/Betriebsstoffe, Kapitalgüter etc., ^{b)} inkl. Aufbereitung, ^{c)} Werte in kg CO₂-Äq/kg Abfallstrom

Externes kritisches Gutachten

Bericht zur Kritischen Prüfung

der Studie „Ökobilanz zu den Leistungen der dualen Systeme im Bereich des Verpackungsrecyclings“

Datum:	28. April 2022
Ökobilanzierer:	Dr. Winfried Bulach, Günter Dehoust, Dr. Felix Mayer, Alexandra Möck, Öko-Institut, Büro Darmstadt
Auftraggeber:	Die dualen Systeme in Deutschland
Gutachter:	Dr.-Ing. Andreas Ciroth (GreenDelta GmbH, Vorsitz) Dr.-Ing. Alexandra Pehlken (Steinbeis Ressource) Dr.-Ing. Daniel Maga (Fraunhofer UMSICHT)

Inhaltsverzeichnis

1	Überblick	3
1.1	Titel, Datum und Version der finalen Studie	3
1.2	Angestrebte Zielgruppe des Berichts zur Kritischen Prüfung	3
1.3	Mitglieder des Reviewpanels	3
2	Vorgehensweise in der Kritischen Prüfung	3
3	Allgemeine Kommentare	4
4	Ergebnis der kritischen Prüfung durch die Gutachter gemäß ISO 14044.....	5

1 Überblick

Die geprüfte Studie stellt in einer Ökobilanz die Umweltauswirkungen der heutigen Verwertung von Verpackungen aus Haushalten dar und vergleicht sie mit denen einer Verbrennung der Verpackungsabfälle in einer Müllverbrennungsanlage. Die Verwertung wird derzeit in Deutschland von den Dualen Systemen praktiziert, die ausschließliche Verbrennung der gesamten Verpackungsabfälle in der Müllverbrennungsanlage ist eine hypothetische Option. Die Studie untersucht die Verwertung der Verpackungsabfälle beginnend vom Anfall der Abfälle in den Haushalten. Ziel der Studie ist es, die Wirkungen der Leistungen der Dualen Systeme auf Klima-, Ressourcen- und Umweltschutz so genau wie möglich zu erfassen und darüber hinaus die Effekte der Energiewende auf die Umweltauswirkungen des Verpackungsrecyclings darzustellen. Die Ergebnisse sollen sowohl der Fachwelt als auch einer breiteren Öffentlichkeit vorgestellt werden, auch im Sinne eines Marketings. Die Ökobilanz wurde von den Dualen Systemen in Deutschland beauftragt und vom Öko-Institut in Freiburg erstellt.

1.1 Titel, Datum und Version der finalen Studie

Dieser Prüfbericht bezieht sich auf die Studie “Ökobilanz zu den Leistungen der dualen Systeme im Bereich des Verpackungsrecyclings“ in der Version vom 24.04.2022.

1.2 Angestrebte Zielgruppe des Berichts zur Kritischen Prüfung

Genau wie die Studie ist dieser Bericht zur Kritischen Prüfung für die Fachwelt und die breitere Öffentlichkeit gedacht, also für die Dualen Systeme, für Hersteller und Anwender von Primär- und Sekundärmaterial, Unternehmen aus dem Verwertungsbereich, Experten aus dem Abfallbereich, sowie für Ministerien und Behörden

1.3 Mitglieder des Reviewpanels

Das Reviewpanel besteht aus drei unabhängigen Gutachtern:

- Dr.-Ing. Andreas Ciroth, GreenDelta, Berlin (Vorsitz)
- Dr.-Ing. Alexandra Pehlken, Steinbeis Ressource, Bad Zwischenahn
- Dr.-Ing. Daniel Maga, Fraunhofer UMSICHT, Oberhausen

2 Vorgehensweise in der Kritischen Prüfung

Die Kritische Prüfung wurde begleitend zur Studie im Zeitraum von Januar bis April 2022 durchgeführt. Der aktuelle Stand der Studie sowie das vollständige, rechenfähige Ökobilanzmodell wurde dem Reviewpanel vom Öko-Institut übergeben. In zwei Webmeetings wurden Studie und Vorgehensweise mit dem Panel durchgesprochen. Kommentare der Gutachter wurden erst innerhalb des Panels diskutiert und abgestimmt und dann mit dem Öko-Institut geteilt. Sie wurden dann in neuen Versionen des Berichts und des Softwaremodells berücksichtigt.

Die durchgeführte Prüfung entspricht damit der „Kritischen Prüfung durch einen Ausschuss der interessierten Kreise“ nach ISO 14040, Abschnitt 7.3.3.

Hinweis: Der vorliegende Bericht wurde an das Öko-Institut als Ersteller der Studie und an die Dualen Systeme als Auftraggeber übergeben. Das Reviewpanel ist nicht verantwortlich für die nachfolgende Nutzung des Berichts durch Dritte. Schlussfolgerungen des Panels beziehen sich ausschließlich auf den vollständigen Bericht der Studie “ Ökobilanz zu den Leistungen der dualen Systeme im Bereich des Verpackungsrecyclings ” vom 24.04.2022, (Dateiname ‚Endbericht_final_240422.docx‘) und auf keinen anderen Bericht, auf Auszüge daraus, oder auf nachfolgende Veröffentlichungen. Die Schlussfolgerungen sind außerdem spezifisch für Kontext und Inhalt der vorliegenden Studie und dürfen nicht darüber hinaus verallgemeinert werden.

3 Allgemeine Kommentare

Die im geprüften Bericht dargestellte Ökobilanz folgt den ISO Standards 14040/14044:2006. Die Ökobilanz ist transparent dokumentiert und vollständig. Der Zugriff auf das vollständige Ökobilanzmodell in Ökobilanzsoftware erlaubte eine detaillierte Prüfung des Modells, was sehr positiv ist. Ziel und Untersuchungsrahmen sind klar beschrieben und werden von der Studie erfüllt.

Die Modellierung erfolgt für die Jahre 2019 und 2020, es wird außerdem ein Ausblick für das Jahr 2030 gegeben. Aus Sicht der Reviewer ist das 2030 Szenario nicht umfassend abgebildet und erlaubt lediglich eine Abschätzung für zukünftige Entwicklungen. Für die Modellierung wurden spezifische, erhobene Daten aus einer Vollerhebung (Mengenstromnachweis) und andere spezifische Daten von den Projektpartnern verwendet, die mit modellierten Daten zum Beispiel zu Entsorgungsanlagen und schließlich mit generischen Daten zu den Ökobilanzmodellen verbunden wurden. Müllverbrennungsanlagen wurden materialspezifisch aufbauend auf anerkannten Modellen der Fachliteratur erstellt. Dies verspricht für das Vordergrundsystem sehr repräsentative Daten für die Jahre 2019 und 2020, was sehr gut ist.

Die Modellierung für das Jahr 2030 verändert nur den Strom- und Wärmemix sowie die Effizienzen der Müllverbrennungsanlagen und ist daher eher als Abschätzung einzuordnen.

Die Studie setzt als Nutzen die Entsorgung von 1 Mg Verpackungsabfall an, und berücksichtigt anderen von den Systemen bereitgestellten Nutzen über Gutschriftenrechnungen. Das ist sinnvoll und sachgerecht.

Die Auswahl der verwendeten Wirkungskategorien wird in der Studie begründet. Eine derartige Begründung ist nicht einfach und wird in Studien oft nicht gegeben. Die Auswahl der Wirkungskategorien scheint dem „Untersuchungsobjekt“ Verpackungsentsorgung und -recycling angemessen. Im Ergebnis der Studie zeigen sich deutliche Vorteile der Verwertung der gesammelten Verpackungsabfälle über die Dualen Systeme im Vergleich mit der Behandlung in

einer Müllverbrennungsanlage. Dieses Ergebnis ergibt sich plausibel aus den Modellen, es erweist sich stabil gegenüber verschiedenen Parameteränderungen und ist insgesamt belastbar.

4 Ergebnis der kritischen Prüfung durch die Gutachter gemäß ISO 14044

Nach ISO 14044:2006 Standard Absatz 6.1 hat die kritische Prüfung zu prüfen, dass:

- die zur Durchführung der Ökobilanz verwendeten Methoden mit dieser Internationalen Norm übereinstimmen

Die Struktur des Berichts deckt die in ISO 14040 und ISO 14044 geforderten Aspekte ab (Definition von Ziel und Anwendungsbereich - Analyse der Sachbilanz (LCI) - Bewertung der Auswirkungen auf den Lebenszyklus (LCIA) und Interpretation). Es werden Schlussfolgerungen, Einschränkungen und Empfehlungen vorgestellt.

Die Definitionen der funktionellen Einheit, des Referenzflusses und der Systemgrenze sind im Hinblick auf das Ziel der Studie angemessen. Die angewandten Methoden der Bestandsaufnahme stehen im Einklang mit den ISO-Normen 14040 und 14044, einschließlich der Beschreibung der zu vergleichenden Systeme und der Einheitsprozesse innerhalb der Grenzen, der Zuordnung, der Behandlung fehlender Daten, der Ausschlüsse und der Abgrenzung. Die Wahl der Wirkungskategorien und der Charakterisierungsmodelle wird begründet. Es werden Sensitivitätsanalysen der Ergebnisse durchgeführt und verschiedene Zukunftsszenarien definiert. Die Unterschiede zwischen den Ergebnissen der Basisszenarien und der alternativen Szenarien werden analysiert und diskutiert.

- die zur Durchführung der Ökobilanz verwendeten Methoden wissenschaftlich und technisch fundiert sind,

Die in der Studie berücksichtigten Wirkungskategorien und die gewählten Charakterisierungsmodelle sind angemessen und von einem international anerkannten Rahmenwerk abgeleitet;

- die verwendeten Daten in Bezug auf das Ziel der Studie angemessen und nachvollziehbar sind.

Die Datenquellen wurden bei der Überprüfung auf allgemeine Plausibilität geprüft. Es wurden so weit wie möglich Primärdaten verwendet und falls nötig plausible literaturgestützte Annahmen getroffen. Auch die verwendeten Hintergrunddaten sind in Bezug auf das Ziel der Studie angemessen.

- die Interpretationen nachvollziehbar sind und das Ziel der Studie widerspiegeln

Die Schlussfolgerungen und Empfehlungen für die Zielgruppe der Studie stehen im Einklang mit der Interpretation der Ergebnisse unter Berücksichtigung der Grenzen und Ziele der Studie.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass die Studie transparent und kohärent ist. Der Bericht folgt den Anforderungen in den ISO Normen 14040 und 14044. Die in den jeweiligen Tabellen, Abbildungen und Anhängen berichteten Daten ergänzen den Text und ermöglichen ein tieferes Verständnis der Ergebnisse. Ausschlüsse und Einschränkungen der Studie sind im Text klar beschrieben.

Abschließende kritische Stellungnahme zur Überprüfung Die LCA-Studie wurde gemäß und in Übereinstimmung mit den ISO-Standards 14040 und 14044 durchgeführt.

Berlin, 28. April 2022



Dr. Andreas Ciroth



Dr. Alexandra Pehlken



Dr. Daniel Maga