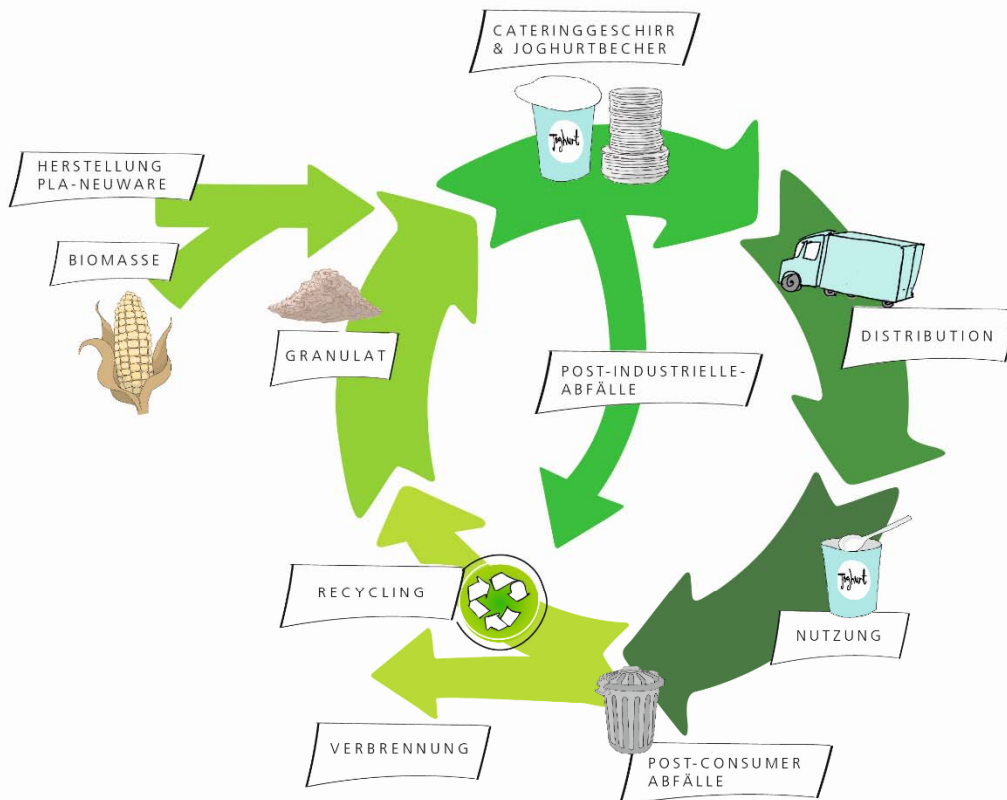


RECYCLING VON BOWERKSTOFFEN ZUR EFFIZIENTEN KASKADENNUTZUNG – ÖKOLOGISCHE UND SOZIOÖKONOMISCHE BEWERTUNG ZUR STRATEGIEENTWICKLUNG IN RICHTUNG HOCHWERTIGER RECYCLINGOPTIONEN



Gefördert durch:



aufgrund eines Beschlusses
des Deutschen Bundestages

RECYCLING VON BOWERKSTOFFEN ZUR EFFIZIENTEN KASKADENNUTZUNG – ÖKOLOGISCHE UND SOZIOÖKONOMISCHE BEWERTUNG ZUR STRATEGIEENTWICKLUNG IN RICHTUNG HOCHWERTIGER RECYCLINGOPTIONEN

LCA PLA-Recycling

Vorgelegt von: **Fraunhofer-Institut für Umwelt-, Sicherheits- und Energietechnik UMSICHT**
Institutsleiter
Prof. Dr.-Ing. Eckhard Weidner
Osterfelder Straße 3
46047 Oberhausen

Dieser Bericht ist ein Ergebnis des BMEL-Verbundvorhabens »Nachhaltige Verwertungsstrategien für Produkte und Abfälle aus biobasierten Kunststoffen«, welches unter den Förderkennzeichen 22010814, 22031812, 22019212, 22031312, 22012414 zu finden sind. Der Bericht wäre ohne die Mithilfe der Projektpartner nicht zustanden gekommen. Dank geht daher an:

- KNOTEN WEIMAR Internationale Transferstelle Umwelttechnologien GmbH
- Technische Universität Chemnitz
- Fraunhofer-Institut für Angewandte Polymerforschung IAP
- Fraunhofer-Institut für Verfahrenstechnik und Verpackung IVV
- Fraunhofer-Institut für Holzforschung Wilhelm-Klauditz-Institut WKI
- IfBB – Institut für Biokunststoffe und Bioverbundwerkstoffe Hochschule Hannover
- Bösel Plastic Management GmbH

Autoren dieses Berichts sind: Dr.-Ing. Daniel Maga, Dr.-Ing. Markus Hiebel, Dr.-Ing. Stephan Kabasci, Nils Thonemann

Zitierhinweis: Maga, D.; Hiebel, M; Kabasci, S.; Thonemann, N: Recycling von Biowerkstoffen zur effizienten Kaskadennutzung – Ökologische und sozio-ökonomische Bewertung zur Strategieentwicklung in Richtung hochwertiger Recyclingoptionen; Forschungsverbund: Nachhaltige Verwertungsstrategien für Produkte und Abfälle aus biobasierten Kunststoffen, Oberhausen, März 2018, DOI: 10.24406/UMSICHT-N-484636

Oberhausen, März 2018

Inhalt

1	Zusammenfassung	4
2	Ziel und Rahmen der Studie	6
2.1	Hintergrund und Zielsetzung	6
2.2	Anwendung und Zielgruppe der Studie	9
2.3	Funktionelle Einheit	9
2.4	Lebensweg und Systemgrenzen	9
2.5	Datenerhebung und Datenqualität	10
2.5.1	Zeitlicher Bezug	10
2.5.2	Geographischer Bezug	11
2.5.3	Technologischer Bezug	11
2.5.4	Erfassung von Datenqualität	12
2.6	Umgang mit Multifunktionalität	12
2.7	Umgang mit Qualitätsveränderungen durch Recycling	15
2.8	Vorgehen bei Wirkungsabschätzung und Auswertung	17
2.8.1	Wirkungskategorien und -indikatoren	17
2.8.2	Optionale Elemente	18
2.9	Sensitivitätsanalysen	19
2.9.1	Beitragsanalyse (Hotspots)	19
2.9.2	Umgang mit Multifunktionalität	19
2.9.3	Wahl von PLA-Hintergrunddaten	19
3	Betrachtete Recyclingverfahren	19
3.1	Aufbereitung Post-Consumer-Abfälle	19
3.2	TV1: Werkstoffliches Recycling von Post-Consumer-PLA-Abfällen (TUC)	23
3.3	TV2: Chemisches Recycling von PLA zu Dilactid (Fraunhofer IAP)	24
3.4	TV3: Physikalisches Recycling von PLA durch selektives Lösen aus dem Abfallstrom (Fraunhofer IVV und Fraunhofer WKI)	27
3.5	TV 4: Werkstoffliches Recycling von post-industriellen PLA-Abfällen (HsH – IfBB und Bösel Plastic Management GmbH)	27
3.6	Thermische Verwertung von PLA-Abfällen in einer Müllverbrennungsanlage	29
4	Ausgewählte Daten zur Sachbilanz	32
4.1	KN-Daten zur Aufbereitung von Post-Consumer-Abfällen	32
4.2	Daten zur Milchsäure- und PLA-Produktion	35
4.3	Daten zum werkstofflichen Recycling von Post-Consumer-PLA-Abfällen (TUC)	38
4.4	Daten zum chemischen Recycling von PLA zu Dilactid (Fraunhofer IAP)	39

4.5	Daten zum physikalischen Recycling von PLA durch selektives Lösen aus dem Abfallstrom (Fraunhofer IVV und Fraunhofer WKI)	46
4.6	Daten zum werkstofflichen Recycling von post-industriellen PLA-Abfällen (HsH – IfBB und Bösel Plastic Management GmbH)	48
4.7	Daten zur thermischen Verwertung von PLA-Abfällen in einer Müllverbrennungsanlage	50
5	Ergebnisse der Wirkungsabschätzung	50
5.1	Potenzielle Umweltwirkung der Aufbereitung von Post-Consumer-Abfällen	51
5.2	TV 1: Potenzielle Umweltwirkung des werkstofflichen Recyclings von Post-Consumer-PLA-Abfällen (TUC)	52
5.3	TV 2: Potenzielle Umweltwirkung des chemischen Recyclings von PLA zu Dilactid (Fraunhofer IAP)	54
5.4	TV 3: Potenzielle Umweltwirkung des physikalischen Recyclings von PLA durch selektives Lösen aus dem Abfallstrom (Fraunhofer IVV und Fraunhofer WKI)	56
5.5	TV 4: Potenzielle Umweltwirkung des werkstofflichen Recyclings von post-industriellen PLA-Abfällen (HsH – IfBB und Bösel Plastic Management GmbH)	58
5.6	Potenzielle Umweltwirkung der thermischen Verwertung von PLA-Abfällen in einer Müllverbrennungsanlage	59
5.6.1	Thermische Verwertung von Post-Consumer PLA-Abfällen	59
5.6.2	Thermische Verwertung von post-industriellen PLA-Abfällen	60
5.7	Potenzielle Umweltwirkung der Herstellung von primärem PLA-Granulat	62
5.8	Vergleich Recycling versus thermische Verwertung in einer MVA	64
5.8.1	Vergleich des werkstofflichen Recyclings von Post-Consumer-PLA-Abfällen mit thermischer Verwertung in einer MVA	64
5.8.2	Vergleich Recycling von PLA zu Dilactid mit thermischer Verwertung in einer MVA	66
5.8.3	Vergleich Recycling von PLA durch selektives Lösen mit thermischer Verwertung in einer MVA	68
5.8.4	Vergleich werkstoffliches Recycling von post-industriellen PLA-Abfällen mit thermischer Verwertung in einer MVA	70
5.9	Ökobilanzieller Vergleich der Rezyklate mit primärem PLA	72
5.9.1	Vergleiche von Rezyklaten aus werkstofflichem Recycling von Post-Consumer-Abfälle mit Neuware	73
5.9.2	Vergleiche von Rezyklaten aus chemischen Recycling von PLA zu Dilactid mit Neuware	74
5.9.3	Vergleiche von Rezyklaten aus physikalischem Recycling von PLA durch selektives Lösen aus dem Abfallstrom mit Neuware	76

5.9.4	Vergleiche von Rezyklaten aus werkstofflichem Recycling von post-industriellen PLA-Abfällen mit Neuware	77
5.10	Ergebnisse der Sensitivitätsanalysen	78
5.10.1	Variation Umgang mit Multifunktionalität auf Prozessebene	78
5.10.2	Variation Hintergrunddaten PLA-Herstellung	81
6	Auswertung und Interpretation	83
6.1	Vollständigkeit, Konsistenz und Datenqualität	83
6.2	Bewertung der Ergebnisse	83
6.2.1	Bewertung der Ergebnisse des werkstofflichen Recyclings von Post-Consumer-PLA-Abfällen	83
6.2.2	Bewertung der Ergebnisse des Recyclings von PLA zu Dilactid	84
6.2.3	Bewertung der Ergebnisse des physikalischen Recyclings von PLA durch selektives Lösen aus dem Abfallstrom	85
6.2.4	Bewertung der Ergebnisse des werkstofflichen Recyclings von post-industriellen PLA-Abfällen	85
6.3	Einschränkungen	86
6.3.1	Einschränkungen hinsichtlich der Auswahl der betrachteten End-of-Life-Optionen	86
6.3.2	Einschränkungen hinsichtlich der Qualität und Verfügbarkeit von Post-Consumer-PLA-Abfällen	87
6.3.3	Einschränkungen hinsichtlich zukünftiger Entwicklungen	87
6.3.4	Einschränkungen durch die Wahl der Bewertungsmethode	87
6.3.5	Einschränkungen hinsichtlich der länderspezifischen Gültigkeit der Ergebnisse	88
6.3.6	Einschränkungen hinsichtlich der verwendeten Daten	88
6.4	Schlussfolgerungen und Empfehlungen	88
6.4.1	Schlussfolgerungen für Entsorger	90
6.4.2	Schlussfolgerungen für Händler von PLA-Produkten	91
6.4.3	Schlussfolgerungen für Konsumenten, Politik und Fördergeber	91
7	Kommunikationsstrategie für PLA-Produkte	91
8	Anhang: Ergebnisse Wirkungsabschätzung	95
9	Abkürzungsverzeichnis	101
10	Tabellenverzeichnis	103
11	Bildverzeichnis	105
12	Literaturverzeichnis	108

1 Zusammenfassung

Im Rahmen des Forschungsverbunds »Nachhaltige Verwertungsstrategien für Produkte und Abfälle aus biobasierten Kunststoffen« wurden vier Verfahren zum Recycling von Produkten aus Polylactiden (PLA) entwickelt:

Recycling-verfahren

1. Werkstoffliches Recycling von Post-Consumer-PLA-Abfällen (TU Chemnitz und Knoten Weimar),
2. Chemisches Recycling von PLA zu Dilactid (Fraunhofer IAP),
3. Physikalisches Recycling von PLA durch selektives Lösen aus dem Abfallstrom (Fraunhofer IVV und Fraunhofer WKI) und
4. Werkstoffliches Recycling von post-industriellen PLA-Abfällen (HsH – IfBB und Bösel Plastic Management GmbH).

Die ersten drei Verfahren verwerten Post-Consumer-Abfälle, wohingegen das vierte Verfahren das werkstoffliche Recycling von post-industriellen PLA-Abfällen adressiert. Für diese vier Verfahren wurde eine Ökobilanzstudie durchgeführt, die folgende Forschungsfragen beantwortet:

Forschungsfragen

- Ist das werkstoffliche (mechanische, physikalische) und rohstoffliche (chemische) Recycling von PLA-basierten Biokunststoffen aus ökologischer Sicht sinnvoll?
- Wo liegen die Vor- und ggf. Nachteile im Vergleich zum heutigen Entsorgungsweg über die energetische Verwertung?

Ergebnisse

Die vorliegende Ökobilanzstudie hat gezeigt, dass sowohl ein werkstoffliches als auch rohstoffliches Recycling von PLA-Abfällen zur Reduzierung von Umweltwirkungen beiträgt, da der rezyklierte Kunststoff Neuware teilweise ersetzen kann. Bilanziell führt die Substitution von Neuware zu Einsparungen bei Biomasseanbau, -düngung und -ernte, wodurch sich Vorteile z. B. in den Umweltkategorien Landnutzung, Eutrophierung und Versauerung ergeben. Darüber hinaus führt die Substitution von Neuware unter anderem zu Treibhausgasinsparungen und zur Reduktion des fossilen Primärenergieaufwands. Die Auswertung der Umweltbilanz zeigt, dass die Umweltwirkungen der Rezyklate in den betrachteten Kategorien deutlich geringer sind als bei Neuware.

Vorteilhaftigkeit des Recyclings von PLA-Abfällen

Die Erzeugung von PLA-Rezyklaten sowohl durch werkstoffliches als auch rohstoffliches Recycling trägt, verglichen mit PLA-Neuware, zu einer deutlichen Reduzierung von potenziellen Umweltwirkungen bei.

Die stoffliche Verwertung von PLA-Abfällen zeigt sowohl für post-industrielle auch als für Post-Consumer-Abfälle in den untersuchten Wirkungskategorien ökologische Vorteile gegenüber der thermischen Verwertung.

Vergleich Recycling von PLA-Abfällen versus energetische Verwertung

Für alle untersuchten Recyclingverfahren gilt, dass die stoffliche Verwertung aus Umweltsicht vorteilhaft ist gegenüber der energetischen Verwertung.

Alle untersuchten Verfahren können einen Beitrag zur Reduzierung von Umweltwirkungen leisten und zur Schonung natürlicher Ressourcen beitragen. Abhängig vom Grad der Verunreinigung des PLA-Abfallstroms, den Anforderungen an das Rezyklat, wirtschaftlichen Kenngrößen sowie ggf. weiteren Randbedingungen sollte zukünftig, auch zur Erhöhung der zirkulären Wirtschaft, geeignete PLA-Recyclingverfahren ausgewählt und umgesetzt werden. Dafür müsste sich der PLA-Anteil im Abfallstrom deutlich erhöhen.

2 Ziel und Rahmen der Studie

2.1 Hintergrund und Zielsetzung

Die hier präsentierte Ökobilanzstudie folgt den ISO-Normen 14040/44 [DIN 14044-2006; DIN 14040-2006] und ist dem Forschungsverbund »Nachhaltige Verwertungsstrategien für Produkte und Abfälle aus biobasierten Kunststoffen« des Förderprogramms »Nachwachsende Rohstoffe« des Bundesministeriums für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) zuzuordnen. Ziel des Förderschwerpunkts ist es, eine Wissensbasis zur nachhaltigen Integration der biobasierten Kunststoffe in die deutsche Abfallwirtschaft aufzubauen. Zur Sicherung der Qualität der vorliegenden Studie wurde eine externe kritische Prüfung der Studie durchgeführt, dessen Bericht der Studie angehängt ist.

Im Rahmen des geförderten Verbundvorhabens werden neue Verfahren zum werkstofflichen und chemischen Recycling von Polylactid- (PLA) basierten Produkten entwickelt. Diese Recyclingverfahren werden ökobilanziell bewertet, um mögliche ökologische Vor- bzw. Nachteile des Recyclings gegenüber etablierten Entsorgungspfaden zu identifizieren.

Die Ergebnisse des Verbundvorhabens sollen u. a. unter den Akteuren der Recycling- und Biowerkstoffbranche verbreitet werden, um die Umsetzung technologischer Lösungen des Recyclings von Biowerkstoffen in der Praxis anzustoßen. Weitere Adressaten der Studie werden im Kapitel 2.2 erläutert.

Als untersuchter Biokunststoff wird ausschließlich PLA betrachtet. PLA ist eines der am meisten verwendeten biobasierten Polymere, unter anderem da es in industriellem Maßstab produziert wird, rezyklierbar ist und unter industrieller Kompostierung biologisch abbaubar ist [Auras-2004]. Neben potenzieller negativer Umweltwirkungen der Herstellung von PLA¹ in verschiedenen Umweltwirkungskategorien wie Versauerung, Eutrophierung oder Ozonabbau [Weiss-2012], wird die Entsorgungsphase von PLA immer wieder kritisch betrachtet.

Die europäische Abfallhierarchie, eingeführt durch die European Waste Framework Directive 2006/12/EC [EC-2006], bzw. das in Deutschland umgesetzte Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Bewirtschaftung von Abfällen (KrWG) [Bundestag-2012], setzt gemäß §6 (2) KrWG folgende Präferenzen hinsichtlich der Entsorgungsphase:

1. Vermeidung,
2. Vorbereitung zur Wiederverwendung,
3. Recycling,
4. sonstige Verwertung (insbes. energetische Verwertung und Verfüllung) und
5. Beseitigung.

¹ Die Herstellung von PLA schließt den Anbau von stärke- bzw. zuckerhaltiger Biomasse sowie die Weiterverarbeitung zu PLA ein.

Von der Hierarchie darf abgewichen werden, wenn die anderen Maßnahmen unter Berücksichtigung des ganzen Lebenszyklus vorteilhafter für Mensch und Umwelt sind. Kriterien zur Entscheidungsfindung sind: Emissionen, Schonung von Ressourcen, einzusetzende bzw. zu gewinnende Energie sowie Anreicherung von Schadstoffen.

Insgesamt kommen für PLA-Produkte folgende End-of-Life-Optionen in Frage:

- werkstoffliches Recycling (schließt mechanisches und physikalisches = lösungsmittelbasiertes Recycling ein)
- rohstoffliches Recycling (entspricht chemischem Recycling),
- Aufbereitung und Einsatz als Ersatzbrennstoff,
- Thermische (= energetische) Verwertung in einer Müllverbrennungsanlage,
- anaerobe Vergärung in einer Biogasanlage,
- industrielle Kompostierung und
- Deponierung.

Zusätzlich ist die Wiederverwendung von langlebigen Produkten aus PLA denkbar. Diese Möglichkeit ist stärker durch die Eigenschaften des Produkts und weniger durch den Werkstoff selbst beeinflusst und wird daher hier nicht näher betrachtet.

Wie [Rossi-2015] gezeigt hat, entstehen im Fall der **Deponierung** kaum CO₂-Emissionen, da PLA in Deponien – über eine 100-jährige Zeitskala betrachtet – nur zu ca. 1 % abgebaut wird [Rossi-2015]. Der Kohlenstoffanteil im PLA, der im Fall einer Deponierung zu Methan umgewandelt wird, ist mit kleiner als 0,1 % ebenfalls gering, so dass in Summe weder signifikante Mengen an Treibhausgasemissionen emittiert werden noch durch Koppelprodukte eingespart werden können. In Deutschland ist die Option der Deponierung von PLA-Produkten gesetzlich nicht erlaubt.

Die **industrielle Kompostierung** ist aus Klimasicht die oftmals schlechteste Variante [De Andrade-2016; Rossi-2015]. Die Kompostierung von PLA verbessert weder wesentlich die Kompostqualität noch erlaubt sie die Rückgewinnung von Energie. Gleichzeitig wird der Kohlenstoff zum klimawirksamen CO₂ umgewandelt.

Für eine **anaerobe Vergärung** von PLA sind thermophile Bedingungen erforderlich, um den biologischen Abbau zu initiieren [Shi-2010]. Wird ein Teil des Methans zur Erzeugung der notwendigen thermischen Energie für die Fermentation genutzt, so entstehen in Summe mehr CO₂-Emissionen als durch die Verstromung von überschüssigem Biogas in einem Blockheizkraftwerk (BHKW) eingespart werden [Rossi-2015].

Da die Deponierung in Deutschland verboten ist, Kompostierung von PLA-Produkten aufgrund der meist praktizierten Voraussortierung aller Kunststoffe

nicht durchgeführt wird und die Vergärung wie beschrieben keine Umweltvorteile mit sich bringt, werden diese Verfahren im Rahmen der Ökobilanzstudie nicht weiter berücksichtigt.

Im Fall der **thermischen Verwertung** wird ein Teil der im PLA gebundenen Energie zurückgewonnen. Der im PLA enthaltene Kohlenstoff wird annähernd vollständig zu CO₂ konvertiert. Je nach Wirkungsgrad und abhängig von der Annahme, welche Energieträger ersetzt werden, liegen die emittierten CO₂-Emissionen meist über den »eingesparten« Treibhausgasemissionen, die aus der Substitution von Energie resultieren [Rossi-2015].

Insbesondere das **werkstoffliche und das rohstoffliche (chemische) Recycling** haben das Potenzial, durch Substitution von primärer PLA höhere Treibhausgaseinsparungen zu erreichen als im End-of-Life entstehen.

Sowohl das lösungsmittelbasierte Recycling (physikalisches Recycling) als auch das chemische Recycling befinden sich derzeit noch in der Entwicklung und sollen im Rahmen dieser Studie näher untersucht werden. Das meist genutzte Verfahren in Deutschland ist die thermische Verwertung von PLA-Abfällen in einer Müllverbrennungsanlagen (MVA), so dass in dieser Studie ein Vergleich zwischen verschiedenen Recyclingverfahren [Forschungsverb-2016] und der energetischen Verwertung gezogen wird.

Folgende Recyclingverfahren wurden im Rahmen des Forschungsverbands untersucht:

- TV1: Werkstoffliches Recycling von Post-Consumer-PLA-Abfällen (TUC, KW)
- TV2: Chemisches Recycling von PLA zu Dilactid (Fraunhofer IAP)
- TV3: Physikalisches Recycling von PLA durch selektives Lösen aus dem Abfallstrom (Fraunhofer IVV und Fraunhofer WKI)
- TV 4: Werkstoffliches Recycling von post-industriellen PLA-Abfällen (HsH - IfBB und Bösel Plastic Management GmbH)

Ziel der ökobilanziellen Untersuchung ist der Vergleich der potenziellen Umweltwirkungen verschiedener End-of-Life-Optionen von PLA-Produkten, wobei folgende Fragen beantwortet werden sollen:

- Ist das werkstoffliche (mechanische, physikalische) und rohstoffliche (chemische) Recycling von PLA-basierten Biokunststoffen aus ökologischer Sicht sinnvoll?
- Wo liegen die Vor- und ggf. Nachteile z. B. im Vergleich zum heutigen Entsorgungsweg über die energetische Verwertung?
- Wo bestehen Optimierungs- und Forschungsbedarfe?

Dabei sollen sowohl Post-Consumer- als auch post-industrielle Abfälle untersucht werden. Es wird davon ausgegangen, dass sich in Zukunft ausreichende Mengen an PLA im Leichtverpackungsstrom befinden werden, die eine Aussortierung wirtschaftlich erscheinen lassen.

Ein Vergleich zwischen den einzelnen Recyclingverfahren ist aufgrund fehlender Nutzenäquivalenz der Rezyklate nicht möglich und nicht intendiert. Zudem sind die Anforderungen der untersuchten Recyclingverfahren an den zu verwertenden Abfallstrom sehr unterschiedlich, so dass eine Vergleichbarkeit nicht sinnvoll ist.

2.2 Anwendung und Zielgruppe der Studie

Die ökobilanziellen Untersuchungen sind zum einen für die Entsorger/Recycler von Interesse, aber ebenfalls für Akteure in der Wertschöpfungskette z. B. Händler von PLA-Produkten sowie für Konsumenten. Weiterhin interessant sind die Ergebnisse der Studie für die Politik, um gezielt politische Instrumente wie z. B. die Förderung von Forschung und Entwicklung (FuE) oder Anreizstrukturen zu entwickeln.

2.3 Funktionelle Einheit

Die Funktionelle Einheit (FE) ist eine Größe, auf die sich alle betrachteten Umweltauswirkungen beziehen. Die Funktionelle Einheit sollte demnach so definiert werden, dass sie sich auf alle End-of-Life-Optionen anwenden lässt.

Zur Analyse potenzieller Umweltwirkungen verschiedener End-of-Life-Optionen von PLA-Produkten wird in dieser Studie die Funktionelle Einheit »**Verwertung einer Tonne PLA-Abfälle**« festgelegt. Die Mengenangabe bezieht sich ausschließlich auf den PLA-Anteil in den Abfällen und explizit nicht auf Störstoffe, die mit dem Abfallstrom anfallen. Der Bezug auf die PLA-Menge im Abfallstrom erlaubt den Vergleich der Verwertungsverfahren auch bei der Betrachtung unterschiedlicher Abfallströme.

Denkbar ist auch der Bezug zu einem definierten Abfallstrom. Dies ist aber problematisch, da in dem Verbundprojekt unterschiedliche Qualitäten an Abfällen hinsichtlich ihrer Rezyklierbarkeit untersucht werden. So werden sowohl Post-Consumer-Abfälle aus dem Leichtverpackung- (LVP) Strom als auch Industrieabfälle (PLA-Stanzreste von Danonebechern) betrachtet. Zudem erfordern die verschiedenen Recyclingverfahren unterschiedliche Reinheiten des eingehenden PLA-Abfallstroms.

2.4 Lebensweg und Systemgrenzen

Diese LCA-Studie ist eine End-of-Life-Studie, in der verschiedene Verwertungspfade von PLA-Abfällen miteinander verglichen werden sollen.

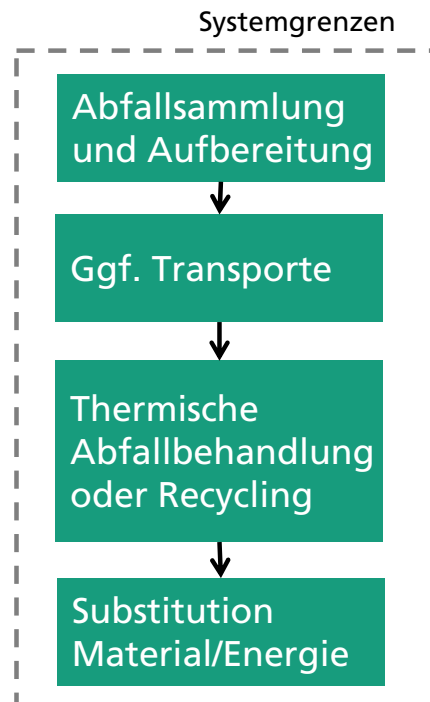
Die einzelnen Prozessschritte dieses Lebenswegs sind:

- Anfall des Abfalls,
- Sammlung und Aufbereitung,
- Transporte,
- Recycling (hier die vier Verfahren des FNR-Forschungsverbundes) oder
- energetische Verwertung.

Neben diesen Prozessschritten schließen die Systemgrenzen mögliche Gutschriften für anfallende Produkte wie Energie oder Rezyklate ein. Bild 2-1 veranschaulicht die gewählten Systemgrenzen.

Es wird festgelegt, dass ein im System auftretender Materialfluss nur dann abgeschnitten und somit aus der Betrachtung herausgenommen werden darf, wenn dieser mit weniger als fünf Prozent am gesamten Energie- und Massenstrom beteiligt ist.

Bild 2-1:
Systemgrenzen der
End-of-Life-Studie



2.5 Datenerhebung und Datenqualität

Zur Erfassung von Primärdaten wurden von Fraunhofer UMSICHT Datenerhebungsbögen für jedes der vier zu untersuchenden Verfahren erstellt. Die Fragebögen wurden den Projektpartnern als MSEXcel®-Datei zur Verfügung gestellt. Als Hintergrunddaten werden die GaBi-Datenbank [thinkstep-2017] und falls notwendig die ecoinvent-Datenbank Version 3.3 verwendet.

2.5.1 Zeitlicher Bezug

Für den Vergleich verschiedener Verwertungsoptionen von PLA-Abfällen wurden möglichst aktuelle Daten (2015-2017) verwendet. Außerdem wurde Literatur aus den Jahren 2000-2017 berücksichtigt.

Derzeit befindet sich nur ein sehr geringer Anteil an PLA und PLA-Blends von größtenteils unter 1,1 Promille im gesamten Abfallstrom [KN-2016]. Bei diesen geringen Mengen ist eine Aussortierung nicht wirtschaftlich. Für die Studie

wurde daher angenommen, dass der Anteil an PLA im LVP-Abfallstrom in Zukunft (Prognosejahr 2030) durch den Ersatz von PS auf mindestens 8 % ansteigt, da man davon ausgeht, dass dann eine Aussortierung wirtschaftlich interessant wird. Als Basis werden PS-Mengen von 340 kt von 4 250 kt Kunststoffverpackungen (insgesamt) angenommen [Consultic-2016].

Die acht Prozent lassen sich wie folgt einordnen: Werden bei der Betrachtung der LVP-Ströme nur die in Sortieranlagen relevanten Stoffmengen herangezogen, so ist festzuhalten, dass die abfallrelevante LVP-Menge im Jahr 2009 ca. 2,3 Mio. Tonnen betrug und die lizenzierte Menge nur 1,3 Mio. Tonnen [Dehoust-2012]. Der Kunststoffanteil betrug ca. 61 % (ca. 1,4 Mio. t) bzw. 54 % (ca. 0,7 Mio. t) [Dehoust-2012]. Unter der Annahme, dass in der mittleren Zukunft 15 % der lizenzierten Kunststoffe (ca. 100 000 t) durch PLA substituiert werden, entspricht dies einer Zumischung zum LVP-Strom um acht Prozent .

2.5.2 Geographischer Bezug

Der geografische Bezug der Studie und der betrachteten Prozesse zur Abfallverwertung ist Deutschland. Es wird für die unterschiedlichen Recyclingverfahren daher der nationale Strommix verwendet. Für Hilfs- und Betriebsstoffe wird der deutsche oder, falls nicht verfügbar, der europäische Mix verwendet.

Da der Weltmarktführer von PLA NatureWorks LLC seine Produkte in den USA (Nebraska) produziert, wird für die Herstellung von primärem PLA die USA als Bezugsort gewählt.

2.5.3 Technologischer Bezug

Die entwickelten Recyclingverfahren befinden sich derzeit in unterschiedlichen Entwicklungsstadien. Tabelle 2-1 zeigt eine Einschätzung der Technologiereife (TRL) der verschiedenen Verfahren. Das im Teilvorhaben (TV) 4 entwickelte Verfahren zum werkstofflichen Recycling von post-industriellen PLA-Abfällen ist derzeit am weitesten entwickelt und wird durch die Firma Bösel Plastic Management GmbH in einer Recyclinganlage umgesetzt. Es ist das einzige Verfahren im FNR-Forschungsverbund, welches post-industrielle Abfälle anstatt Post-Consumer-Abfälle verwertet. Prinzipiell eignen sich die anderen Recyclingverfahren ebenfalls zum Recycling von post-industriellen Abfällen.

Tabelle 2-1: Technologiereife der betrachteten Recyclingverfahren in Anlehnung an die TRL-Definition der NASA [NASA-2012]

Verfahren	TRL (1-9)
TV1: Werkstoffliches Recycling von Post-Consumer-PLA-Abfällen (TUC)	TRL 8: Qualifiziertes System mit Nachweis der Funktionstüchtigkeit im Einsatzbereich
TV2: Chemisches Recycling von PLA zu Dilactid (Fraunhofer IAP)	TRL 4: Versuchsaufbau im Labor

TV3: Physikalisches Recycling von PLA durch selektives Lösen aus dem Abfallstrom (Fraunhofer IVV und Fraunhofer WKI)	TRL 4: Versuchsaufbau im Labor
TV 4: Werkstoffliches Recycling von post-industriellen PLA-Abfällen (HsH - IfBB und Bösel Plastic Management GmbH)	TRL 9: Erfolgreiche Umsetzung im Markt

Auch wenn die Teilvorhaben zwei und drei einem TRL-Level von 4 (Versuchsaufbau im Labor) zugeordnet werden, so ist das physikalische Recycling von PLA durch selektives Lösen (TV3) bereits weiter entwickelt als das chemisches Recycling von PLA zu Dilactid (TV2), welches noch einer deutlichen Skalierung der Prozesse bedarf.

Die thermische Verwertung von PLA in einer MVA ist Stand der Technik. Belastbare Aussagen zu einem Recyclingverfahren mit einem TRL kleiner als sechs (Prototyp in Einsatzumgebung) sind nur schwer möglich. Da die Messungen zur Datenerhebung oftmals ausschließlich auf Laborverfahren basieren, wird eine Abschätzung von Material- und Energiebedarfen für industrielle Verfahren angestrebt. Dazu werden Abschätzungen vorgenommen, wie hoch z. B. der Wärmebedarf eines industriellen Prozesses mit Wärmeintegration wäre.

2.5.4 Erfassung von Datenqualität

Zur Erfassung der Datenqualität enthält der Fragebogen zur Datenabfrage die folgenden Angabemöglichkeiten:

- Datenherkunft (gemessen, berechnet; Literatur; geschätzt)
- Datenqualität (sehr gut = selbst gemessen und erhoben; gut = berechnet; befriedigend = Literaturwert; schlecht = geschätzt; nicht erhoben = keine Angabe, fehlend)
- Datenaktualität (sehr gut = 2014-2017; gut = 2012-2013; befriedigend = 2010-2012; schlecht = vor 2010)

Mit der Erfassung der zusätzlichen Informationen zur Datenherkunft, Datenqualität und Datenaktualität soll eine Einordnung der Belastbarkeit der Ergebnisse unterstützt werden.

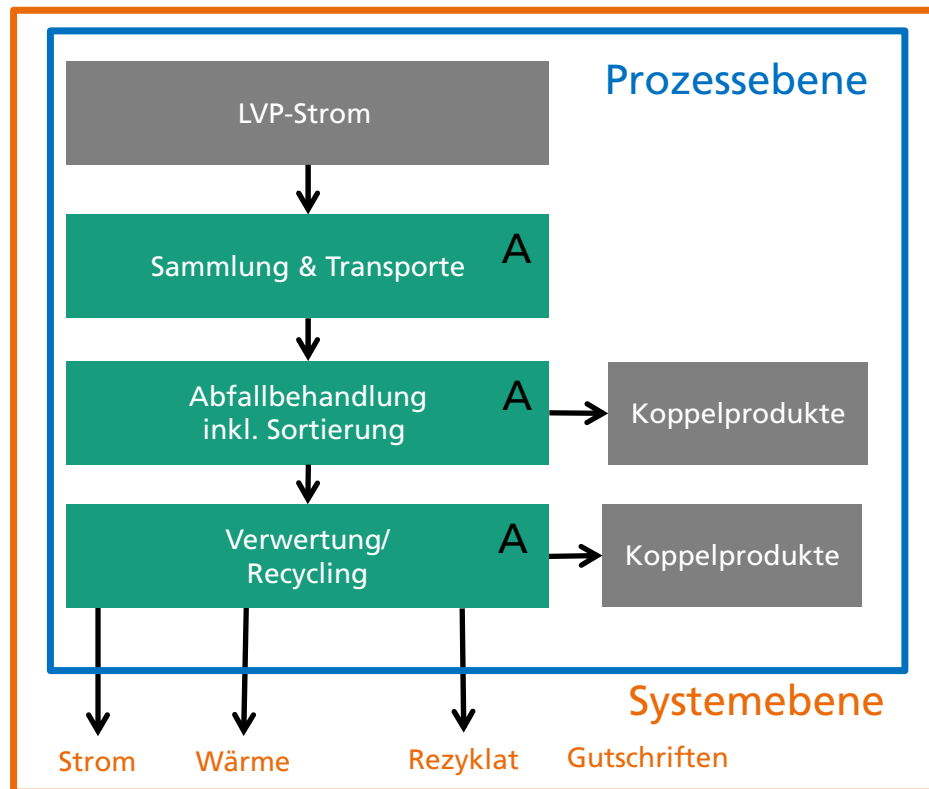
2.6 Umgang mit Multifunktionalität

Die Modellierung der Verwertung von Abfällen erfordert die Anwendung von Allokationsregeln (Zuordnungsregeln). Zwei Ebenen sind hierbei zu unterscheiden:

- Prozessebene: Umgang mit Multifunktionalität auf der Ebene einzelner Prozesse innerhalb des untersuchten Verwertungsverfahrens
- Systemebene: Umgang mit Multifunktionalität der Verwertungsdienstleistung und zusätzlicher Produkte, die bei der Verwertung entstehen

Bild 2-2 zeigt den Zusammenhang zwischen Prozess- und Systemebene.

Bild 2-2:
Umgang mit Multifunktionalität auf Prozess- und Systemebene



A: Allokation

Prozessebene

Prozessbezogene Allokationen sind erforderlich, falls in einem Prozess Koppelprodukte entstehen, von denen jedoch nur eines im betrachteten Produktsystem bilanziert werden soll (Multi-Output-Prozess), oder wenn die Entsorgung einer Abfallfraktion eines Abfallstroms bilanziert werden soll (Multi-Input-Prozess). Im letzteren Fall wird versucht die mit der Entsorgung verbundenen Stoff- und Energieflüsse möglichst kausal zuzuordnen.

Die Herausforderung liegt beispielsweise darin, dem Abfalltyp, der von Interesse für die Fragestellung der Ökobilanz ist (hier: PLA-Abfälle), einen Anteil der Umweltlasten der Abfallaufbereitung zuzuordnen.

Im vorliegenden Projekt SustRecPLA² wird angenommen, dass sich im Jahr 2030, 8 % PLA-Abfälle im LVP-Abfallstrom befinden werden (siehe Kapitel 2.5.1). Zudem wird auf Basis von Versuchen der Knoten Weimar GmbH und der TU Chemnitz für die Ökobilanzstudie angenommen, dass in der LVP-Sortieranlage bezogen auf die Masse ca. 55 % des PLA positiv aussortiert werden. Für die Bewertung der stofflichen Verwertung dieser PLA-Abfälle – unter Berücksichtigung möglicher weiterer Verluste durch Aufreinigungsprozesse –

² Akronym für das Teilvorhaben: Recycling von Biowerkstoffen zur effizienten Kaskadennutzung - Ökologische und sozio-ökonomische Bewertung zur Strategieentwicklung in Richtung hochwertiger Recyclingoptionen

heißt das, dass ein Großteil des gesamten LVP-Abfallstroms für den PLA-Recyclingprozess nicht relevant ist. Eine Zuordnung der Umweltlasten der Abfallsortierung und -behandlung auf den PLA-Abfallstrom sowie auf weitere Abfallströme ist somit notwendig.

Gemäß der ISO-Norm 14044 soll, wo immer möglich, eine Allokation oder eine Systemerweiterung vermieden werden, indem eine Teilung der betroffenen Prozessmodule in zwei oder mehrere Teilprozesse durchgeführt wird und Input- und Outputdaten bezogen auf diese Teilprozesse erhoben werden [DIN 14044-2006]. Dies ist für die Aufbereitung der LVP-Abfälle mit gemäß der Zielstellung ausschließlichem Fokus auf PLA nicht möglich, da z. B. für die Sortieranlage nur Daten zum Gesamtenergiebedarf vorliegen.

Alternativ kann eine Systemerweiterung (Warenkorbansatz) oder die Gutschriftenmethode, auch bekannt unter dem Begriff »Avoided-Burden-Approach«, angewandt werden, wobei zusätzliche Funktionen der Koppelprodukte zu berücksichtigen sind. In dem hier untersuchten Fall führt die Anwendung der Gutschriftenmethode auf die Koppelprodukte der Sortieranlage dazu, dass in Summe die Verwertung der Abfallfraktionen zu mehr Treibhausgaseinsparungen führt als Treibhausgasemissionen bei der Aufbereitung freigesetzt werden. Ein solches Ergebnis ist schwer interpretierbar und reflektiert nicht die Realität, so dass in dem oben beschriebenen Fall von der Anwendung der Gutschriftenmethode abgesehen wird.

Wenn eine Allokation nicht vermieden werden kann, sollten nach ISO 10044 die Inputs und Outputs des Systems zwischen ihren unterschiedlichen Produkten so zugeordnet werden, dass die zugrundeliegenden physikalischen Beziehungen zwischen ihnen widerspiegelt werden [DIN 14044-2006].

Zur Auswahl steht die Allokation nach Masse oder nach Heizwert. Für eine Allokation nach Masse spricht, dass Lasten einfach ohne aufwändige Messungen aufgeteilt werden können. Andererseits spiegelt sich im Fall der Allokation nach Masse eine geringe Effektivität in der Abfallsortierung, ausgedrückt durch eine schlechte Erfassungs- und hohe Verlustquote, nicht in den LCA-Ergebnissen wieder.

Die Allokation nach Heizwert ist problematisch, da Abfallströme wie Eisenmetalle oder Aluminiumschrotte keinen Heizwert haben. Zudem hat PLA einen niedrigeren Heizwert als andere Kunststoffe wie Polyolefine, so dass dem PLA-Abfallstrom ggf. weniger Umweltlasten zugeordnet würden.

Im Fall, dass in einem Multi-Output-System (Koppel-)Produkte mit sehr unterschiedlichen monetären Werten anfallen, ist eine Allokation nach monetärem Wert prinzipiell sinnvoll. Problematisch ist, dass Preise bzw. Kosten oftmals schwer zu erheben sind und stärkeren Schwankungen unterworfen sein können.

Entsprechend den oben genannten Argumenten und Abwägungen wird in dieser Studie für die prozessbezogenen Allokation die **Allokation nach Masse** angewendet.

Systemebene

Der Umgang mit Multifunktionalität ist dann notwendig, wenn das ursprünglich betrachtete Produkt (hier Produkt aus PLA), nach seinem Gebrauch beispielsweise in der Verwertung einen Zusatznutzen erbringt (hier Rezyklat, Strom, Wärme), der über den in der funktionellen Einheit abgebildeten Nutzen (Entsorgung von einer Tonne PLA-Abfälle) hinausgeht.

Die stoffliche Verwertung von PLA-Abfällen führt zu dem Produkt PLA-Rezyklat, welches ggf. in spezifischen Anwendungen primäres PLA ersetzen kann. Auch die thermische Verwertung von PLA-Abfällen in einer MVA bedingt die Erzeugung von Strom und Wärme, welche vermarktet werden können. Für einen Vergleich der zwei Verwertungspfade, stofflich und energetisch, bietet sich daher die Anwendung der **Gutschriftenmethode** an. Daher wird diese für den Systemvergleich angewendet.

2.7 Umgang mit Qualitätsveränderungen durch Recycling

Es ist zu beachten, dass die Qualität der Rezyklate nicht zwingend der Qualität der Neuware entspricht. So führen beispielsweise Verfärbungen, geringere Molekulargewichte oder Fremdeinschlüsse zu einer geringeren Qualität des Rezyklats. Die Wertminderung des Rezyklats spiegelt sich wider im geringeren Marktpreis. Dieser berücksichtigt die Qualitätsminderung auch im Hinblick auf die Zielanwendung, die vom Abnehmer beabsichtigt wird. Der Preis von Neuware (hier: Ingeo 2003 D) ist stark abhängig von der abgenommenen Menge. Bei geringeren Mengen liegt der PLA-Neuwarenpreis in 2017 bei ca. 2 800 bis 3 000 € pro Tonne [Bösel-2017b], wohingegen bei größeren Abnahmemengen, wie beispielweise für die Produktion von Joghurtbechern, von Preisen von ca. 2 050 €/t ausgegangen werden kann [Fraunhofer-2017]. Bis dato wird ausschließlich das PLA Regranulat aus Produktionsrückständen vermarktet. Dieses kann zu einem Wert von ca. 1 100 €/t abgesetzt werden [Bösel-2017b]. Daraus ergibt sich bei einem Preis von 2 050 €/t für die Neuware und 1 100 €/t für das Rezyklat eine Preisdifferenz von 46 %, die als Qualitätsabschlag angesetzt wird. Der Rezyklatwert beträgt damit 54 % der Neuware.

Für die anderen Rezyklate liegen keine Marktpreise vor, so dass auf technische Kennzahlen zurückgegriffen werden muss. Im Fall des werkstofflichen Recyclings von Post-Consumer-Abfällen wurden mechanische Kennwerte bestimmt [Hartmann-2017]. Es ergeben sich folgende Änderungen (gerundet auf ganze Zahlen) zur Neuware NatureWorks PLA 2003D bzw. zum alternativ eingesetzten Bösel-PLA-Mahlgut durch die Schmelzefiltration, deren Werte in Klammern gesetzt sind:

Vergleich gegenüber	Neuware	Bösel-PLA-Mahlgut
▪ E-Modul	-1 %	(+1 %)
▪ Zugfestigkeit	-24 %	(-10 %)
▪ Dehnung:	-23 %	(-1 %)
▪ Schlagzähigkeit (ungekerbt)	-31 %	(-30 %)

Zu erkennen ist, dass gegenüber der Neuware, aber auch gegenüber dem Bösel-PLA-Mahlgut, fast durchgängig geringere Kennzahlen erreicht werden. Bei E-Modul und Schlagzähigkeit zeigen sich kaum Unterschiede zwischen dem Post-Consumer-Rezyklat und dem post-industriellen Material. Das Material ist hingegen in Bezug auf die Zugfestigkeit und die Bruchdehnung schlechter. Da die Bruchdehnungswerte in der Regel für die Dimensionierung von Kunststoffteilen keine Rolle spielen, sondern wie die Schlagzähigkeit eher einen Hinweis auf die Art des Versagens bei Bruch (zäh oder spröde) geben, wird der Rückgang bei der Zugfestigkeit als Vergleichsgröße gewählt. Dementsprechend wird auf Basis des Zugfestigkeitsverlust ein Abschlag gegenüber dem Wert für das PLA Regranulat aus Produktionsrückständen (entspricht Bösel-PLA-Mahlgut) vorgenommen. Das heißt, es wird mit einem Wert des Rezyklats von 54 % * (100 – 10) % = 49 % im Bezug zur Neuware gerechnet. Der Qualitätsabschlagsfaktor beträgt somit 51 %.

Das PLA-Rezyklat aus selektivem Lösen verliert ca. 10 bis 15 Prozent an Molmasse, was (falls Additive nicht verloren gehen³) in einem ähnlichen Ausmaß zu einer Verschlechterung der mechanischen Eigenschaften führt. Die mechanische Kennwerte wurden beim Fraunhofer IVV durch Zugversuch nach DIN EN ISO 527 (Prüfstäbe 1 B) ermittelt. Es ergeben sich folgende Änderungen (gerundet auf ganze Zahlen) zur Neuware NatureWorks PLA 2003D:

Vergleich gegenüber	Neuware 2003 D
▪ E-Modul	- 9 %
▪ Zugfestigkeit	- 11 %
▪ Dehnung	+ 34 %
▪ Schlagzähigkeit (ungekerbt)	- 9 %

Zu erkennen ist, dass das Rezyklat in der Zugfestigkeit um 11 % von der Neuware abweicht. Zur Berücksichtigung des Qualitätsverlusts wird auf Basis des oberen Molmassenverlusts konservativ mit einem Abschlag von 15 % gerechnet.

Im Fall des chemischen Recyclings von PLA-Abfällen zum Dilactid entspricht die Qualität des Rezyklats die der Neuware, so dass hier kein Qualitätsabschlag vorgenommen werden muss. Tabelle 2-2 fasst die Annahmen für die Qualitätsabschläge der betrachteten Regranulate zusammen.

³ Ein Verlust von Additiven kann nicht ausgeschlossen werden.

Tabelle 2-2: Annahmen zum Qualitätsabschlag durch Recycling

PLA-Typ	Preis [€/t]	Weiterer Indikator	Qualitätsabschlag [%]
Neuware Ingeo 2003 D	2 050		
Regranulat aus Post-Consumer-Abfällen	Nicht verfügbar	Zugfestigkeitsverlust von 10 % gegenüber Bösel-Material	51
Regranulat aus selektivem Lösen	Nicht verfügbar	Molmassenverlust um 15 %	15
Regranulat aus chemischen Recycling	Entspricht Neuware		0
Regranulat, aus Produktionsrückständen	1 050		46

Die Qualitätsabschlagsfaktoren haben direkte Auswirkungen auf die Beurteilung der Vorteilhaftigkeit eines untersuchten Rezyklats gegenüber von Neuware. Ein solcher Vergleich von Rezyklat und Neuware wird in Kapitel 5.9 durchgeführt.

2.8 Vorgehen bei Wirkungsabschätzung und Auswertung

2.8.1 Wirkungskategorien und -indikatoren

Die Auswahl der Wirkungskategorien erfolgt nach Relevanz und Belastbarkeit der Aussagen. Folgende Kategorien wurden im Hinblick auf die Zielstellung als relevant identifiziert:

Ressourcenbezogene Kategorien:

- Fossiler Ressourcenverbrauch
- Naturraumbeanspruchung Agrarfläche

Emissionsbezogene Kategorien:

- Klimawandel
- Ozonabbau
- Sommersmog
- Versauerung
- Terrestrische Eutrophierung, aquatische Eutrophierung
- Feinstaub

Sachbilanzgrößen:

- Kumulierter Energieaufwand (KEA, gesamt, nicht erneuerbar, erneuerbar)

Da die Bilanzierung von Toxizität (Humantoxizität, Ökotoxizität) mit sehr hohen Unsicherheiten einhergeht [Hauschild-2015], werden diese Wirkungskategorien nicht betrachtet.

Die angewendeten Wirkungsabschätzungsmethoden entsprechen den empfohlenen Methoden des International Reference Life Cycle Data System (ILCD) und Product Environmental Footprint (PEF) [JRC-2010]. Ergänzend wird für die Kategorien »Fossiler Ressourcenverbrauch« und »Flächeninanspruchnahme« die Midpoint-Methode ReCiPe Version 1.08 verwendet [Goedkoop-2013], da die entsprechenden Messeinheiten Flächeninanspruchnahmen und Öl-Äquivalente anschaulicher sind als die ILCD-empfohlenen Messeinheiten. Die Rohöläquivalente beziehen sich auf ein Referenzrohöl mit einem Heizwert von 42 MJ und berücksichtigen fossile Brennstoffe [Goedkoop-2013]. Zudem kommen die Charakterisierungsfaktoren des fünften IPCC Assessment Reports für die Kategorie Klimawandel zum Einsatz [Myhre-2013], da diese den aktuellsten Stand des Wissens abbilden. Tabelle 2-3 fasst die verwendeten Wirkungsabschätzungsmethoden zusammen.

Tabelle 2-3: Verwendete Wirkungskategorien, Wirkungsabschätzungsmethoden und Messeinheiten

Wirkungskategorie	Wirkungsabschätzungsmethodik	Einheit
Fossiler Ressourcenverbrauch	Verbrauch fossiler Rohstoffe (ReCiPe 1.08 Midpoint, H)	kg Rohöl-Äq.
Flächeninanspruchnahme	Landwirtschaftliche Landinanspruchnahme (ReCiPe 1.08 Midpoint, H)	m ² *a
Klimawandel	GWP100, mit/ohne biogenem CO ₂ (IPCC AR5)	kg CO ₂ -Äq.
Ozonabbau	Ozonabbaupotential Midpoint (ILCD v1.09)	kg CFC-11-Äq.
Sommersmog	Fotochemisches Ozonbildungspotenzial Midpoint, Menschliche Gesundheit (ILCD v1.09)	kg NMVOC
Versauerung	Versauerung Midpoint (ILCD v1.09)	Mol von H ⁺ -Äq.
Aquatische Eutrophierung	Eutrophierung marine Ökosysteme Midpoint (ILCD v1.09), Frischwasser Eutrophierung, Midpoint (ILCD v1.09),	kg N-Äq., kg P-Äq.,
Terrestrische Eutrophierung	Terrestrische Eutrophierung Midpoint (ILCD v1.09)	Mol von N-Äq.
Feinstaub	Feinstaub/Anorganische Substanzen Midpoint (ILCD v1.09)	kg PM _{2,5} -Äq.
Kumulierter Energieaufwand	Primärenergiebedarf aus nicht regenerativen Ressourcen, aus reg. Ressourcen, aus reg. und nicht reg. Ressourcen (unterer Heizwert)	MJ

2.8.2 Optionale Elemente

Nach ISO 14044 (Abschnitt 4.4.3) kann die Auswertung drei optionale Elemente enthalten: 1. Normierung, 2. Ordnung und 3. Gewichtung. Da diese

Schritte subjektive Komponenten (Gewichtung) enthalten, sollen diese optionalen Elemente nur dann durchgeführt werden, wenn Sie die Interpretation deutlich erleichtern. Dies ist dann der Fall, wenn der Vergleich von zwei Systemen unterschiedliche Tendenzen in den betrachteten Wirkungskategorien aufzeigt. Da dies hier nicht der Fall ist, wird von einer Normierung, Ordnung und Gewichtung abgesehen.

2.9 Sensitivitätsanalysen

Im Rahmen der Ökobilanzstudie werden verschiedene Aspekte hinsichtlich ihrer Einflüsse auf die Ergebnisse geprüft. Untersucht werden die Beiträge einzelner Prozesse zum Gesamtergebnis, der Einfluss durch die Wahl des Umgangs mit der Multifunktionalität sowie die Wahl von PLA-Hintergrunddaten.

2.9.1 Beitragsanalyse (Hotspots)

Als Hotspots werden die Prozesse definiert, an denen die Umweltbelastungen besonders hoch sind. Aufgrund dieser Eigenschaft sind diese besonders sensitiv hinsichtlich des Ergebnisses. Im Rahmen dieser Studie werden die prozentualen Beiträge von Prozessschritten (Kapitel 2.4) zu den untersuchten Wirkungskategorien (Kapitel 2.8.1) ausgewertet, um die Hotspots zu identifizieren.

2.9.2 Umgang mit Multifunktionalität

Die Wahl der Methode zum Umgang mit Multifunktionalität (vgl. Kapitel 2.6) kann einen großen Einfluss auf das Gesamtergebnis haben. Daher wird an geeigneten Stellen eine Sensitivitätsanalyse hinsichtlich der Wahl des Umgangs mit Multifunktionalität durchgeführt.

2.9.3 Wahl von PLA-Hintergrunddaten

Bei Anwendung des sogenannten »Avoided-Burden-Approachs« (Gutschriftenmethode) hat die Wahl der Hintergrunddaten für die Herstellung von PLA einen großen Einfluss hinsichtlich der Vorteilhaftigkeit des Recyclingprozesses. Daher wird eine Sensitivitätsanalyse hinsichtlich der Wahl des PLA-Datensatzes durchgeführt.

3 Betrachtete Recyclingverfahren

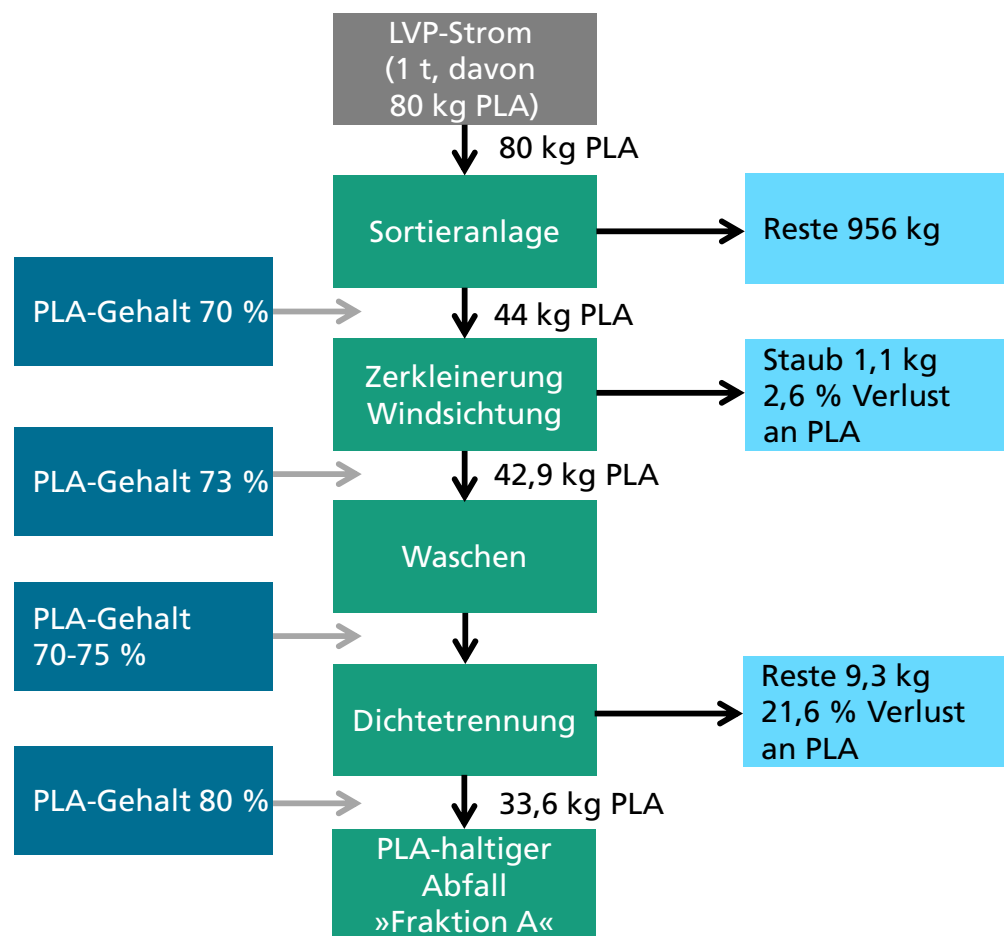
3.1 Aufbereitung Post-Consumer-Abfälle

Eine Aussortierung von PLA-haltigen Abfällen ist im Jahr 2017 noch nicht etabliert. Im Jahr 2016 lag der Anteil an PLA und PLA-Blends im gesamten Leichtverpackungsabfallstrom größtenteils unter 1,1 Promille [KN-2016]. Um dennoch sinnvolle Aussagen machen zu können, wurde für das Projekt angenommen, dass der Anteil von PLA im LVP-Strom in der Zukunft (Jahr 2030) 8 Massenprozent beträgt (vergleiche Kapitel 2.5.1).

Folgende, in Bild 3-1 dargestellte und im Rahmen des deutschen LVP-Recyclings etablierte Sortier- und Aufbereitungstechnik wurde für einen zusammengesetzten LVP-Abfallstrom mit 8 % PLA-Abfällen im Rahmen des SustRecPLA-Projektes verwendet.

Bei den von der Knoten Weimar GmbH und der TU Chemnitz durchgeführten Sortierversuchen mit nahem Infrarot (NIR) wurde eine Erfassungsquote für PLA-haltige Abfälle von 55 %⁴ erreicht. Das heißt, dass von 80 kg PLA-Abfällen in einer Tonne LVP-Abfälle 44 kg positiv als PLA aussortiert wurden. Projektbegleitende Untersuchungen durch das Fraunhofer IVV haben gezeigt, dass der Anteil an PLA in der aussortierten Fraktion bei ca. 70 % liegt. Weitere Aufbereitungsschritte werden benötigt, um den PLA-Gehalt in der Sortierfraktion für Recyclingverfahren zu erhöhen.

Bild 3-1:
Mengenstrom Sortier- und Aufbereitungsschritte LVP-Strom mit PLA



Die Bereitstellung von Alt-PLA für ein stoffliches Recycling beinhaltet damit folgende Prozesse (siehe Bild 3-2):

- Abfallsammlung und Transport

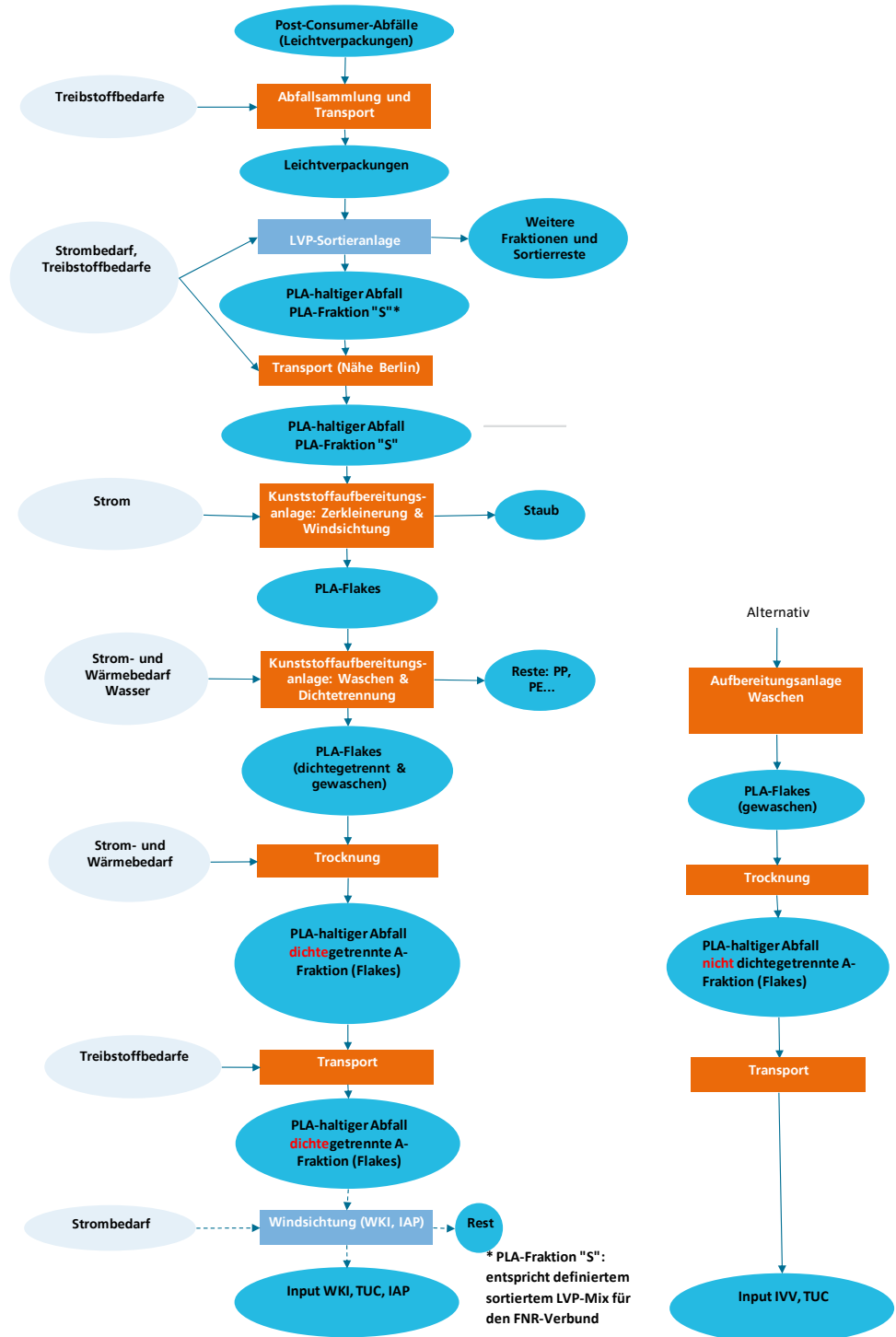
⁴ In einem ersten Sortiertest zur Erzeugung des Materials für den Verbund durch Knoten Weimar lag die Erfassungsquote bei ca. 40 %. Durch optimierte Einstellungen konnte die Erfassungsquote gesteigert werden.

- LVP-Sortieranlage (PLA-Fraktion »S«)
- Transport
- Aufbereitungsanlage⁵: Zerkleinerung und Windsichtung
- Aufbereitungsanlage: Waschen ggf. mit Dichtentrennung entsprechend Bild 3-2 (PLA-Fraktion »A«)
- Trocknung in der Aufbereitungsanlage:
- Transport

Einen detaillierteren Überblick zu den Prozessen gibt Bild 3-2.

⁵ Aufbereitungsanlage für Kunststoffe der Firma Service und Consulting GmbH

Bild 3-2:
Bilanzierte Sortierungs-
und Aufbereitungs-
schritte LVP-Strom mit
PLA

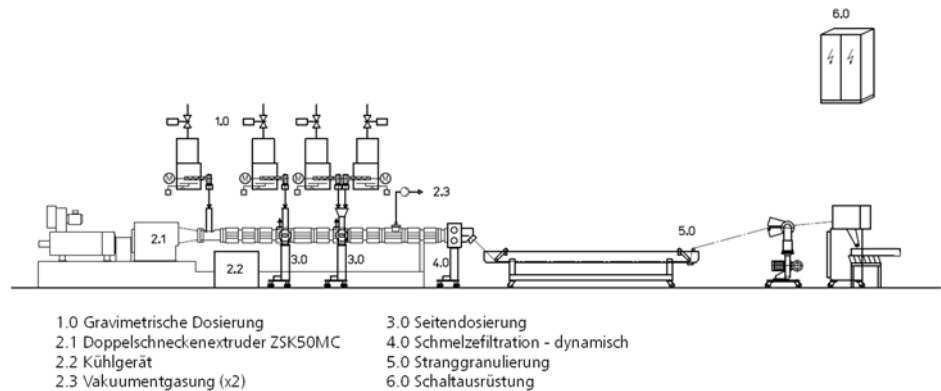


Alternativ zum Waschen mit Dichtentrennung wurde im Projekt auch Waschen ohne Dichtentrennung durchgeführt (rechte Seite im Bild 3-2). Je nach darauf folgendem Recyclingverfahren wurden im Anschluss weitere Aufbereitungsschritte wie eine zusätzliche Windsichtung durchgeführt (siehe Bild 3-2 unten links).

3.2 TV1: Werkstoffliches Recycling von Post-Consumer-PLA-Abfällen (TUC)

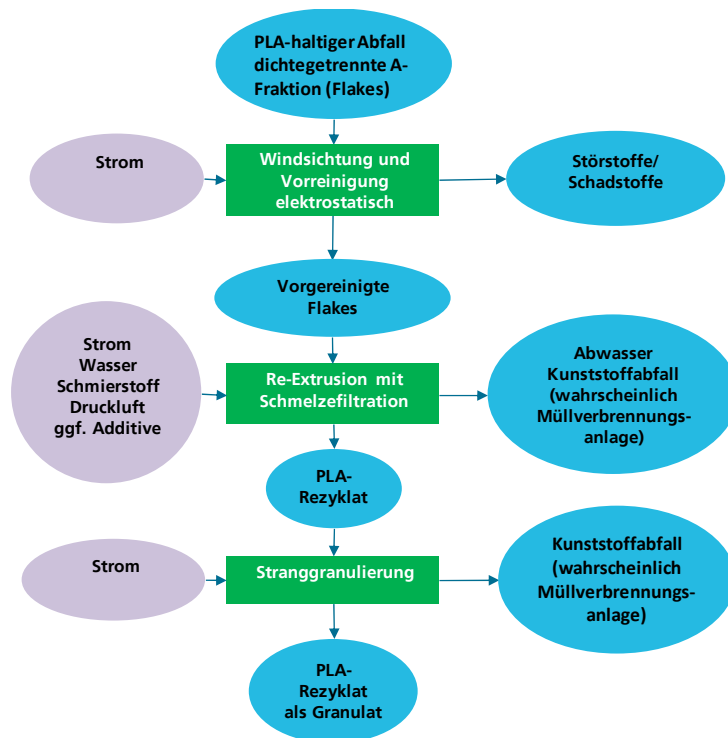
Das Verfahren zum werkstofflichen Recycling von Post-Consumer-PLA-Abfällen, welches seitens der TU Chemnitz (TUC) untersucht wurde, ist in Bild 3-3 dargestellt. Praxisüblich ist die Integration der Schmelzefiltration in den Extrusionsprozess (Element 4.0 in Bild 3-3), die grundsätzlich ein effizientes Abtrennen von festen Störstoffen ermöglicht.

Bild 3-3:
Werkstoffliches Recyclingverfahren von Post-Consumer-PLA-Abfällen (TUC)



Die Abtrennung von Störstoffen unter Nutzung der Schmelzefiltration ist jedoch in einem relativ geringen Ausmaß möglich (z. B. bei Papierresten ca. 5 %), sodass der Input-Abfallstrom (PLA-haltiger Abfall, dichtegetrennte A-Fraktion, Flakes) vor dem Rezyklieren zusätzlich aufbereitet wird. Dazu können die aus Sortierung und Aufbereitung kommenden Flakes, wie in Bild 3-4 dargestellt, zunächst durch eine erneute 3-stufige Windsichtung und zusätzlich elektrostatisch (mittels einer Corona-Walze) auf der Basis der dielektrischen Eigenschaften von Störstoffen separiert werden.

Bild 3-4:
Bilanzierte Recycling-
schritte zum werkstoff-
lichen Recycling von
Post-Consumer-PLA-
Abfällen (TUC)



3.3 TV2: Chemisches Recycling von PLA zu Dilactid (Fraunhofer IAP)

Ziel des Verfahrens ist die Reintegration von Alt-Polylactid in den Syntheseprozess von Polylactid. Dieser Recyclingprozess wurde beim Fraunhofer IAP im Technikumsmaßstab (IAP-Miniplant) entwickelt und enthält alle Prozessschritte der kommerziellen Produktion von PLA auf Basis von Milchsäure:

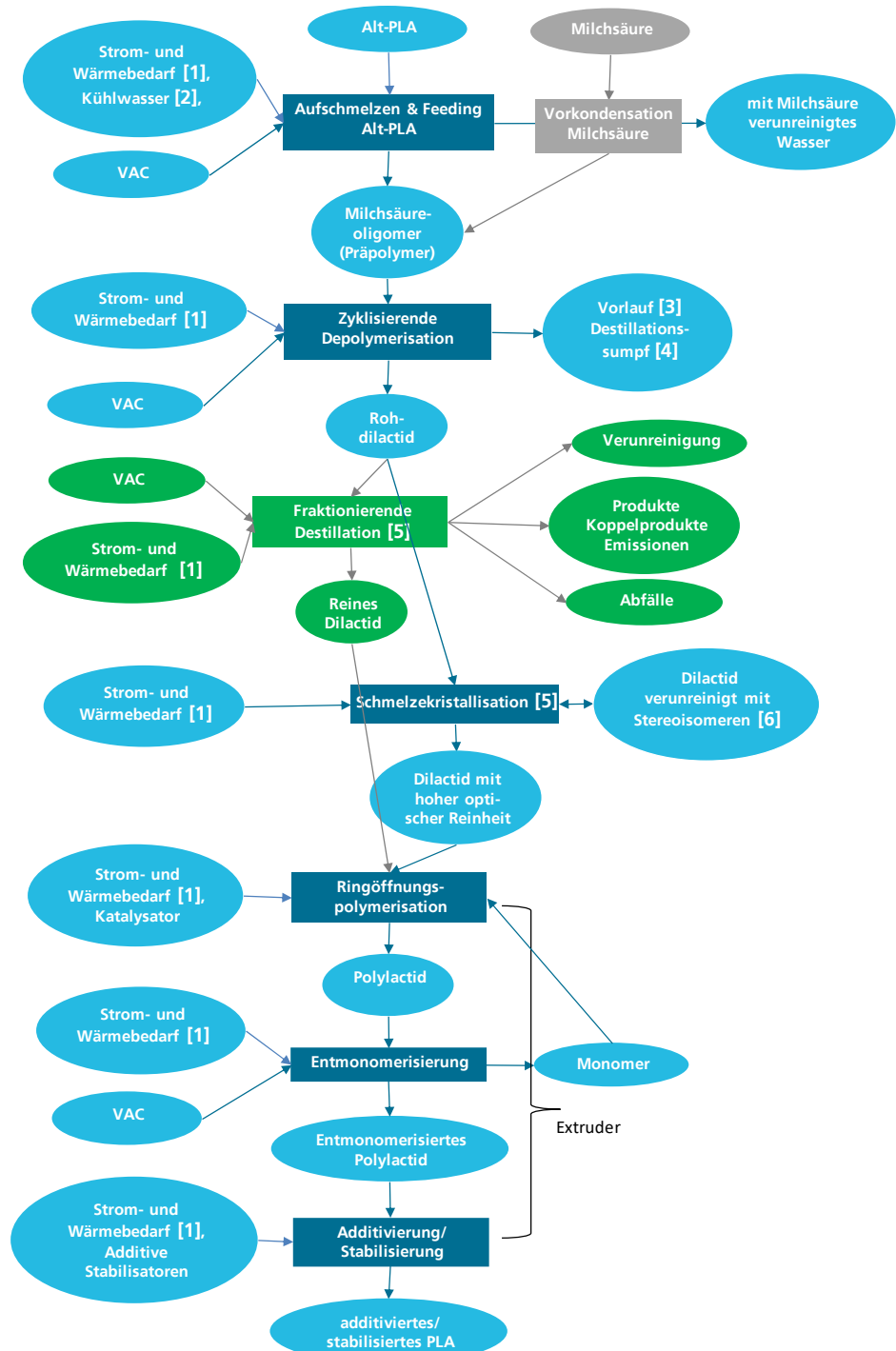
- Bereitstellung Alt-PLA (*Kommerziell: Bereitstellung Milchsäure*)
- Aufschmelzen von Alt-PLA (*Kommerziell: Vorkondensation als Polykondensation*),
- Zyklisierende Depolymerisation,
- Schmelzekristallisation (Optional: Fraktionierende Destillation),
- Ringöffnungspolymerisation sowie
- Entmonomerisierung und Additivierung/Stabilisierung.

Als »kommerziell« sind bei den ersten beiden Prozessschritten die Verfahren angegeben, die für die primäre Herstellung von PLA spezifisch sind. Alle weiteren Prozesse finden sowohl im Recyclingverfahren als auch in der Herstellung von primärem PLA statt.

Eine Übersicht zu diesem chemischen Recyclingverfahren zeigt Bild 3-5. Die fraktionierende Destillation ist fester Bestandteil des industriellen PLA-Verfahrens und kann dort durch eine nachfolgende Schmelzekristallisation ergänzt werden. Im Batch-Betrieb des IAP-Technikums wird auf die Rektifikation ver-

zichtet (entspricht den in grün dargestellten Prozessen im Bild 3-5) und anschließend die Schmelzekristallisation zur Aufreinigung des Lactids eingesetzt. Die grau dargestellten Prozesse repräsentieren die Schritte, die beim Recycling im Vergleich zur Primärproduktion wegfallen.

Bild 3-5:
Systemgrenzen : Recycling von PLA zu Dilactid; grün = optional; grau = alternativ



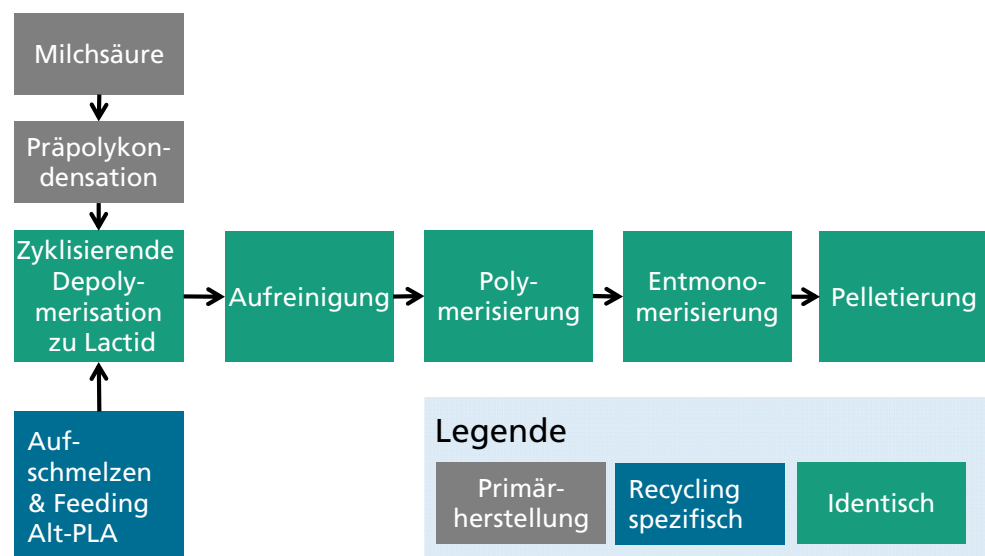
VAC: Anschluss eines drehzahlgeregelten Vakuumpumpenstandes

Legende zu Bild 3-5

- [1] Alle Reaktoren werden mit einem eigenen Thermostaten beheizt, der ein Silikonöl als Wärmeträger verwendet und sonst nur Strom und einen Kühlwasseranschluss benötigt.
- [2] Das Kühlwasser wird im Fraunhofer IAP Mini Plant in einem geschlossenen Kreislauf gefahren.
- [3] Der Vorlauf besteht im Wesentlichen aus Wasser, Milchsäure und geringen Mengen Lactid und wird verworfen.
- [4] Der Destillationssumpf wird mit Hilfe von Monoethylenglykol aus dem Reaktor entfernt und im Lösungsmittelabfall entsorgt.
- [5] Die fraktionierende Destillation und die Schmelzekristallisation sind zwei Reinigungsschritte für Lactid, die sich ergänzen können, aber nicht müssen. Zurzeit wird im Technikumsmaßstab nur die Schmelzekristallisation verwendet.
- [6] Produkt der Schmelzekristallisation ist hochreines L,L-Dilactid. Der Abfall besteht aus L,L-Dilactid, das mit meso-Lactid und D,D-Dilactid verunreinigt ist. Der Abfall kann gesammelt und dann erneut zur Kristallisation eingesetzt werden.

Einen Vergleich zwischen dem Recyclingprozess und der primären Herstellung von PLA zeigt Bild 3-6.

Bild 3-6:
Verfahren zur Herstellung von PLA auf Basis von Alt-PLA oder Milchsäure



Aus technischen Gründen wurden in der Verfahrensentwicklung dem PLA-Herstellungsprozess nur 10 % Alt-PLA zugeführt. Für die Bilanzierung des PLA-Rezyklats wird vereinfachend angenommen, dass 100 % Alt-PLA eingesetzt wird.

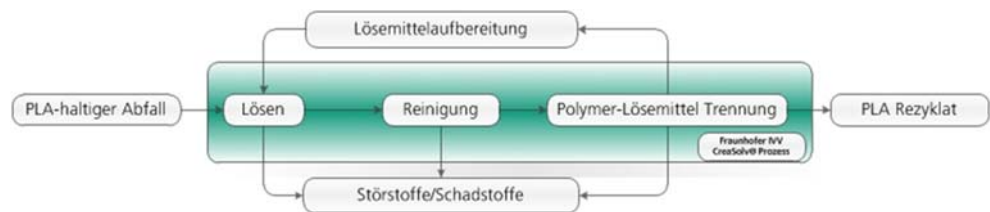
3.4 TV3: Physikalisches Recycling von PLA durch selektives Lösen aus dem Abfallstrom (Fraunhofer IVV und Fraunhofer WKI)

Ziel des physikalischen Recyclingverfahrens ist die Erzeugung eines PLA-Rezyklats mittels Lösungsmittel.

Das Verfahren besteht aus folgenden Prozessschritten:

- Bereitstellung Alt-PLA (PLA-haltiger Abfall, nicht dichtegetrennte A-Fraktion in Form von Flakes)
- Lösen von Alt-PLA im Lösekessel,
- Reinigung der PLA-Lösung und Behandlung des Filtrerrückstands,
- Trennung von Lösemittel und PLA (thermisch),
- Lösemittelaufbereitung und Rückführung.

Bild 3-7:
Lösemittelbasierter PLA
Recyclingprozess

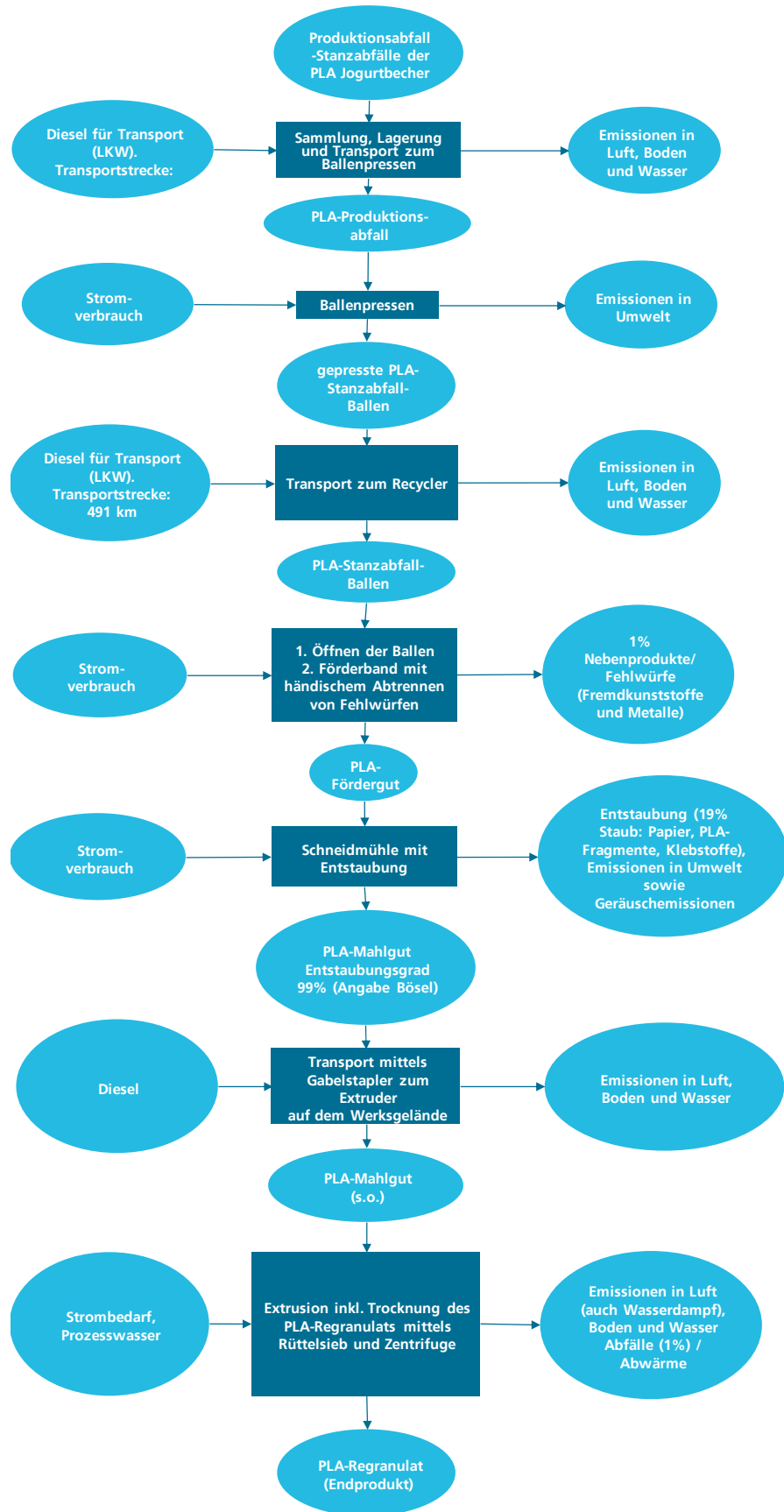


Das Alt-PLA des PLA-haltigen Abfalls »nicht dichtegetrennte A-Fraktion« wird spezifisch in einem Lösemittelgemisch gelöst und von Fremdpolymeren, Staub, Farbe, Klebstoff und Papier gereinigt. Das Lösemittelgemisch wird während der Polymer-Lösemittel- und der Filtrerrückstand-Lösemittel-Trennung zurückgewonnen und wiederverwendet.

3.5 TV 4: Werkstoffliches Recycling von post-industriellen PLA-Abfällen (HsH – IfBB und Bösel Plastic Management GmbH)

Das werkstoffliche Recycling von PLA-Stanzabfällen umfasst folgende Aufbereitungsschritte wie in Bild 3-8 dargestellt.

Bild 3-8:
 Prozessschritte zum
 werkstofflichen Recy-
 cling von PLA-Stanzab-
 fälle



Bei der Herstellung der Polylactid-basierten Joghurtbecher fallen Produktionsreste, meist Stanzabfälle, an. Diese haben einen monetären Wert und werden an Recycler vermarktet. Dazu werden die Stanzabfälle am Produktionsstandort gesammelt und im Anschluss als Ballenware zum Recycler transportiert. Hier werden die Pre-Consumer-Abfälle zerkleinert und ein Großteil der Störstoffe mittels Siebung und Windsichtung abgetrennt. Metallische Bestandteile werden vor der Zerkleinerung heraussortiert. Nach dem Durchlaufen dieser Prozesskette entsteht als Rezyklat ein PLA-Mahlgut. Dieses wird mittels Extrusion und einer intergrierten, kontinuierlichen Schmelzefiltration aufgearbeitet zu PLA-Regranulaten. Bei der Schmelze-Filtration wird wiederum ein Teil der noch enthaltene Störstoffe abgetrennt. Für die ökobilanzielle Betrachtung des werkstofflichen Recyclings von PLA-Stanzabfällen werden folgende Aufbereitungsschritte berücksichtigt:

- Transport zur Ballenpresse,
- Ballenpresse,
- Transport zur Aufbereitung,
- Aufbereitung PLA-Stanzabfälle zu PLA-Mahlgut
- Extrusion und Granulierung des PLA-Mahlguts zu PLA-Regranulat.

Je nach Qualitätsanforderungen können bei der Extrusion Zusatzstoffe hinzugegeben werden, die die Funktionalität des PLA aufwerten sollen. Durch Rückstände der grünen Farbe der Etiketten weisen die PLA-Regranulate eine grünliche Färbung auf.

3.6 Thermische Verwertung von PLA-Abfällen in einer Müllverbrennungsanlage

PLA-Abfälle können entweder im Restmüll oder über das Duale System Deutschland (DSD), auch bekannt unter den Bezeichnungen grüner Punkt oder gelber Sack, entsorgt werden. Für die Studie wird vereinfacht angenommen,

1. dass 100 % der PLA-Abfälle über das DSD entsorgt werden,
2. dass 100 % der PLA-Fraktion in die Sortierrestefraktion aussortiert wird und,
3. dass die Sortierreste zu 100 % der thermischen Verwertung in einer MVA zugeführt werden.

Für den Fall von Joghurtbechern mit einer Papierbanderole ist es auch denkbar, dass diese in die Pappe, Papier, Kartonagen (PPK)-Fraktion aussortiert werden. In diesem Fall würden beim anschließenden Papierrecycling die Störstoffe, also das PLA mit Klebstoffresten, abgetrennt und wahrscheinlich energetisch verwertet werden. Die Option einer weiteren Aufbereitung von Sortierresten zu einem Ersatzbrennstoff und einem weiteren Einsatz z. B. in einem Zementwerk wird explizit nicht betrachtet. Gründe dafür sind fehlende Daten zur Aufbereitung von Ersatzbrennstoffen und deren Transport sowie Unsicherheiten hinsichtlich der Wahl des zu substituierenden Energieträgers. Für die thermische Verwertung von PLA wird eine durchschnittliche deutsche MVA mit trockener Rauchgasreinigung angenommen. Entgegen der Realität, dass Abfälle vor der

thermischen Verwertung immer gemischt werden, wird mittels Anwendung von Allokationsverfahren ausschließlich die thermische Verwertung von PLA mit einem unteren Heizwert von 17,9 MJ/kg berechnet. Detaillierte Informationen zum Prozess und zu den modellspezifischen Annahmen sind auf der thinkstep Homepage abrufbar [thinkstep-2016].

Für die Post-Consumer-Abfälle wird angenommen, dass diese die Sortieranlage durchlaufen und in der Sortierrestefraktion enden. Für die Stanzabfälle wird angenommen, dass diese nicht besonders aufbereitet werden müssen und direkt in die thermische Verwertung gehen.

Für die Post-Consumer-Abfälle wird das in Bild 3-9 gezeigte Bilanzierungsmodell der Ökobilanzsoftware GaBi verwendet. Für die thermische Verwertung der Stanzabfälle wird das in Bild 3-10 dargestellte LCA-Modell verwendet.

Bild 3-9:
GaBi-Modell zur Bilanzierung der thermischen Verwertung von einer Tonne PLA-Abfall aus Post-Consumer-Abfällen inkl. Sammlung, Transport und Aussortierung des Abfalls

Referenz thermische Verwertung von Alt-PLA aus Post-Consumer-Abfällen

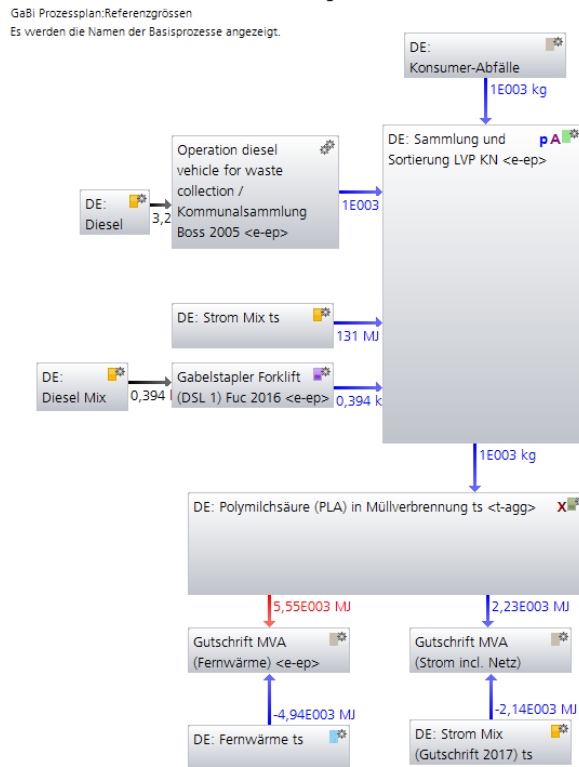
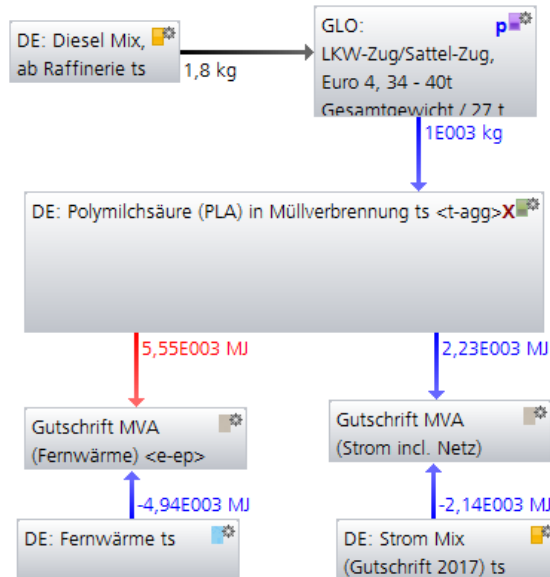


Bild 3-10:
GaBi-Modell zur Bilanzierung der thermischen Verwertung von einer Tonne PLA-Abfall aus Stanzabfällen inkl. Transport des Abfalls

Referenz thermische Verwertung von Alt-PLA aus Stanzabfällen

GaBi Prozessplan: Referenzgrößen
Es werden die Namen der Basisprozesse angezeigt.



Für die Prozessschritte Sammlung und Sortierung wird eine Allokation nach Masse angewendet, was dazu führt, dass ausschließlich der PLA-Anteil der Abfälle bilanziell berücksichtigt wird. Für die in der MVA erzeugte thermische Energie und den erzeugten Strom werden Gutschriften vergeben. Es wird angenommen, dass die erzeugte thermische Energie den durchschnittlichen deutschen Fernwärmemix substituiert. Der bilanzierte Fernwärmemix berücksichtigt Transmissionsverluste in der Höhe von 11 % im Fernwärmenetz und in den Haushalten. Referenzdatensatz ist der GaBi-Datensatz »DE: Fernwärme« mit dem Referenzjahr 2016. Für den in der MVA erzeugten Strom werden ebenfalls Gutschriften vergeben. Hier wird angenommen, dass der deutsche Strommix substituiert wird. Berücksichtigt werden für die Vergabe der Gutschrift die vom GaBi-Datensatz »DE: Strom Mix« bilanzierten Netzverluste von 4,4 % (Referenzjahr 2013).

Durch den sich in der Zukunft verändernden Strom- und Wärmemix werden sich die Gutschriften in den nächsten Jahrzehnten deutlich verändern. Diese Einflüsse wurden aber im Rahmen dieser Studie nicht betrachtet (siehe Kapitel 6.3.3).

4 Ausgewählte Daten zur Sachbilanz

4.1 KN-Daten zur Aufbereitung von Post-Consumer-Abfällen

Es wird angenommen, dass in Zukunft der Anteil von PLA in den LVP-Abfällen 8 % beträgt. Die sich dann ergebende Zusammensetzung des LVP-Stroms ist in Tabelle 4-1 zusammengefasst.

Tabelle 4-1: Angenommene Zusammensetzung des gesammelten LVP-Abfalls mit erhöhtem PLA-Anteil auf Basis von Abschätzungen durch Knoten Weimar, basierend auf [Dehoust-2014; Lönnecke-2015]

Material	Massenanteil [%]
Polyethylenterephthalat (PET)	8,5
Polyolefine (PE, PP)	28,0
PLA	8,0*
Andere Kunststoffe	5,5
Leichtverpackungen auf PPK-Basis	6,4
Verbunde (z. B. Tetra-Paks)	8,0
Fe-Metalle	8,4
Al-Metalle	2,2
Fehlwürfe	25,0

* Anteil an PLA, der dem Abfallstrom zugeführt wurde

Sortierversuche im Rahmen des FNR-Forschungsverbands durch die Knoten Weimar GmbH mit der in Tabelle 4-1 dargestellten Abfallzusammensetzung haben gezeigt, dass aus einer LVP-Charge, in die 8 % PLA eingemischt wurden, ca. 4,4 % der gesamten Masse mittels eingestellten Geräten, die mit NIR arbeiten, positiv in eine PLA-Fraktion aussortiert werden. Dies entspricht einem Anteil von 55 % des PLA-Massenstroms. Die aussortierte PLA-Fraktion enthält neben 70 % PLA weitere Störstoffe wie andere Kunststoffe in Höhe von 19 % (u. a. PP, PE, PET) sowie Anteile an Papier, Pappe. Die Papierfraktion stammt im Wesentlichen aus der Ummantelung der Danone-Becher (10 %) und anderen Resten (1 %).

Wie in Bild 3-1 im Kapitel 3.1 dargestellt, werden die Abfälle nach der Sortierung in der LVP-Sortieranlage in einer Aufbereitungsanlage zerkleinert, windgesichtet, gewaschen, dichtegetrennt und getrocknet. Die Material- und Energiebedarfe sind in Tabelle 4-2 zusammengefasst.

Tabelle 4-2: Annahmen Abfallsortierung und -aufbereitung

Prozess	Material-/Energiebedarf	Material-/Energiebedarfsmenge	Einheit	Hinweis/Quelle
Transport und Sammlung von kommunalen Abfällen in dieselbetriebenen Fahrzeugen		1	t Alt-PLA	Entspricht einer Sammelstoppzeit von 1 573 Sekunden, Sammelzeit von 503 Sekunden und einer Transportdistanz von 4,77 km/t [Boss-2005]
Stromverbrauch der Sortieranlage	Strom	48	kWh/t Input	Mittelwert aus 36,5 kWh/t [Dehoust-2014] und 59,5 kWh/t [Dehne-2015]
Dieserverbrauch der Sortieranlage	Diesel für Gabelstapler etc.	6,3	kWh/t Input	[Dehne-2015]
Durchschnittliche Transportentfernung zur Aufbereitungsanlage		200	km	Transport zur ATP-Aufbereitungsanlage; LKW Dieselfahrzeug, Euro 4, Fracht 34 - 40 t Gesamtgewicht / 27 t Nutzlast
Strom für die Zerkleinerung und Windsichtung	Strom	60	kWh/t Input	Mittelwert der Schneidemühle Typ LM 450/1200 [Herbold-2017c]
Materialverlust	Staub	2,6	%	Gemessen im Versuch
Bedarf an Strom für den Waschprozess mit Dichtentrennung pro Tonne PLA-Flakes	Strom	24	kWh/t Input	Basierend auf Angaben von Durchsatz und Leistung in [Hoffmann-2015]
Bedarf an Wasser pro Tonne PLA-Flakes	Leitungswasser	1 500	L/t Input	Angegebene Menge ist die Zugabe von Frischwasser zur Regenerierung des Kreislaufwassers; Anzahl der Kreisläufe unbekannt.
Anteil, der nach Waschen und Dichtentrennung abgetrennt wird	Abgetrennte Fraktion	21,6	%	Abgetrennte Fraktion durch Waschen und Dichtentrennung (hauptsächlich Polyolefine, kann auch PLA enthalten), gemessen im Versuch
Bedarf an Strom in der Trocknung pro Tonne gewaschene PLA-Flakes		43	kWh/t Input	Mechanische Trocknung, Mittelwert aus Herstellerangaben: [Herbold-2017b; Herbold-2017a; Herbold-2017d]

Prozess	Material-/Energiebedarf	Material-/Energiebedarfsmenge	Einheit	Hinweis/Quelle
Distanz zur Recyclinganlage		200	km	Geschätzter Wert

Neben dem PLA-Anteil im LVP-Strom fallen in der Prozesskette bis zum rezykliertem Produkt, wie in Tabelle 4-3 verdeutlicht, weitere Stoffströme an, die einer stofflichen oder energetischen Verwertung zugeführt werden.

Tabelle 4-3: Angenommene Zusammensetzung der weiteren Sortierfraktionen und Sortierreste auf Basis von Tabelle 4-1 und der Annahme, dass ca. 50 % des LVP-Stroms stofflich verwertet werden [Consultic-2016], Metalle zu 100 % stofflich verwertet

Material	Massenanteil [%]	Verwertung
PET	4,25	werkstofflich
Polyolefine (PE, PP)	14	werkstofflich
Mischkunststoffe	2,75	werkstofflich oder energetisch
Leichtverpackungen auf PPK-Basis	3,2	werkstofflich oder energetisch
Verbunde (z. B. Tetra-Paks)	4,0	werkstoffliche oder energetisch
Fe-Metalle	8,4	werkstofflich
Al-Metalle	2,2	werkstofflich
Anteil Ersatzbrennstoff (EBS) - Vorprodukt (enthält auch PLA)	48,7	energetisch
Sortierreste	12,5	thermische Behandlung

Um nun eine spezifische Bewertung der Umweltwirkungen des PLA-Abfallstroms durchführen zu können, sind die Material- und Energiebedarfe der einzelnen Abfallsortierungs- und Aufbereitungsschritte sowie die daraus resultierenden Emissionen den einzelnen Sortierfraktionen zuzuordnen (vgl. Kapitel 2.9.2). **Für die Bilanzierung des PLA-Abfallstroms wird eine Zuordnung (Allokation) nach Masse durchgeführt.** Alternativ sind andere Allokationsschlüssel wie Energie, Exergie oder ökonomische Kriterien denkbar. Benötigte Daten für die Anwendung dieser Allokationsschlüssel liegen allerdings nicht vor.

Daneben ist, wie in Kapitel 2.6 erläutert, eine weitere Alternative die Vermeidung der Allokation durch Anwendung einer Systemerweiterung im Sinne einer Modellierung der vollständigen Verwertungskette. In diesem Fall würde jedoch das vollständige Abfallverwertungssystem und keine abfallsortenspezifische Wirkungsabschätzung bilanziert.

Bei Betrachtung des vollständigen Abfallverwertungssystems besteht zudem die Möglichkeit, die neben der in der funktionellen Einheit adressierten Produkte,

mit einer Gutschrift (Gutschriftenmethode) für die zurückgewonnene Energie bzw. für die Substitution von Primärrohstoffen durch Rezyklate zu berücksichtigen. Dieses Vorgehen hat sich im Rahmen des Projektes als nicht praktikabel erwiesen, da es mit zu hohen Unsicherheiten einhergeht. Unsicherheiten resultieren beispielsweise aus der Auswahl des Substitutionsprozesses sowie aus fehlenden Daten für die abfallfraktionsspezifischen Verwertungsverfahren. Es zeigte sich, dass sich bilanziell – im Fall der Anwendung der Gutschriftenmethode (Avoided-Burden-Approach) – für die Verwertung des LVP-Abfalls mehr Gutschriften als Lasten ergeben. Die Anwendung der Gutschriftenmethode hätte somit zur Folge, dass bereits die Bereitstellung des PLA-Abfallstroms bilanziell zu Einsparungen führt, was nicht plausibel zu begründen ist.

4.2 Daten zur Milchsäure- und PLA-Produktion

NatureWorks LLC ist der größte Produzent von High Molecular Weight PLA, welcher auf der Grundlage des Cargill-Dow patentierten Verfahrens [Steinbüchel-2005] – ein lösungsmittelfreies Verfahren kombiniert mit einem Destillationsverfahren – PLA produziert.

Für dieses Verfahren wurden über mehr als ein Jahrzehnt Ökobilanzstudien veröffentlicht [Vink-2003], [Vink-2004], [Vink-2007], [Vink-2010], [Vink-2015], die nur einen begrenzten Einblick in die Teilprozesse gewähren, da die Daten ausschließlich aggregiert präsentiert werden und nicht alle Hintergrunddaten dokumentiert sind. Ab 2010 wurde abweichend zu den Vorstudien nicht mehr das Boustead-Modell verwendet, sondern die GaBi LCA Software (Version 6.3).

Erhebliche Verbesserungen wurden ab 2010 im Hinblick auf die Ernteerträge von Mais (durch genetische Modifikationen) und des Fermentationsprozesses von Milchsäure (Steigerung der Ausbeute und Reduktion von eingesetzten Stoffen) erzielt. Genauere Hintergrundinformationen dazu sind nicht veröffentlicht, sondern es wird auf nicht veröffentlichte Daten verwiesen [Vink-2015].

Einen wesentlichen Einfluss auf die Ökobilanz hat die Allokation der Koppelprodukte der Maisproduktion, die in Mais-Nassmahlwerken (engl. corn wet mill CWM) anfallen. Dort wird der Mais aufgetrennt in seine Komponenten: Proteine, Fette, Fasern, Stärke, Asche und Wasser. Nur die Stärke (15 % Feuchtegehalt), die im Fall von NatureWorks 57 % des Mais beträgt, wird zu PLA weiterverarbeitet. In dem von thinkstep erstellten Ökobilanzdatensatz wird eine Massenallokation nach Trockenmasse durchgeführt [Vink-2015], auch wenn der zugehörige Critical Review fälschlicherweise angibt, dass keine Allokation durchgeführt worden sei [Kupfer-2014].

Auf Basis der Angaben zu den Mengen an den Produkten Maisöl, Glutemehl, Glutemfutter, lässt sich folgende Allokation nach der Masse feststellen:

Tabelle 4-4: Produkte der Mais-Nassmahlwerke und deren Massenverteilung in [Vink-2015] und [Harbec-2010]

Produkt	Massenanteil [%] [Vink-2015]	Massenanteil [%], gerundet [Harbec-2010]
Glutenmehl	6	6
Glutenfutter	33	18
Maisöl	4	2
Stärke	57	72
Maisquellwasser (corn steep liquor)	Intern verwertet	3

Die Trockengehalte der Maisbestandteile wurden nicht angegeben, so dass eine Ungenauigkeit in der Datenbasis besteht.

In anderen Studien zur Milchsäureerzeugung auf der Rohstoffbasis von Mais wird mit einer Gutschriftenmethode gearbeitet. In [Harbec-2010] werden Gutschriften für die Koppelprodukte der Stärke angegeben. Als Substitute werden Sojamehl und Gerste entsprechend des Proteingehalts von Glutenmehl und Glutenfutter angesetzt sowie für das Maisöl Sojaöl als Substitut angenommen.

Für den in der Milchsäurefermentation anfallenden Gips wird eine Gutschrift angesetzt. Es wird angenommen, dass der Gips in Bodenverbesserungsmitteln eingesetzt werden kann [Vink-2015].

Neben der Studie von [Vink-2015] finden sich weitere LCA-Studien zu PLA in der Literatur, die in der folgenden Tabelle 4-5 aufgelistet sind. In Tabelle 4-5 sind LCA-spezifische Aspekte der Studien wie Rohstoffbasis, Wahl der Allokationsmethode und Literaturstelle sowie Ergebnisse zu Landnutzung, Einsatz (fossiler) Ressourcen und Carbon Footprint (CF) mit und ohne Einbeziehung biogenen CO₂ (einschließlich Assimilation von CO₂ in der Photosynthese) angegeben.

Tabelle 4-5: Vergleich Landnutzung, (fossiler) Primärenergiebedarf, Allokationsmethode, Carbon Footprint (CF) cradle-to-gate von PLA in verschiedenen Studien

Zuckerquelle	Landnutzung [ha/t PLA/a]	Primärenergieaufwand [MJ/kg PLA]	Allokationsmethode	CF (excl. biogenem CO ₂)	CF (inkl. biogenem CO ₂)	Quelle
Zuckerrohr	0,2	30,55 (fossil)	Preis	k. A.	0,5	[Groot-2010]
Zuckerrübe	k. A.	67,45	Preis	k. A.	2,24	[Mortimer-2009]
Zuckerrübe	k. A.	49,31	Masse	k. A.	1,09	[Mortimer-2009]

Zuckerquelle	Landnutzung [ha/t PLA/a]	Primärenergieaufwand [MJ/kg PLA]	Allokationsmethode	CF (excl. biogenem CO ₂)	CF (inkl. biogenem CO ₂)	Quelle
Zuckerrübe	k. A.	69,31	Energie	k. A.	2,38	[Mortimer-2009]
Weizen	k. A.	60,81	Preis	k. A.	2,34	[Mortimer-2009]
Weizen	k. A.	40	Masse	k. A.	0,6	[Mortimer-2009]
Weizen	k. A.	56	Energie	k. A.	1,71	[Mortimer-2009]
Mais	k. A.	54,1 (fossil)	k. A.	k. A.	1,8	[Vink-2003]
Mais	0,17	50,2 (fossil)	k. A.	k. A.	2,02	[Vink-2007]
Mais	0,17	42,1 (fossil)	Masse	k. A.	1,24	[Vink-2010]
Mais	0,15	40,05 (fossil)	Masse	2,46	0,62	[Vink-2015]
Zuckerrohr	0,16	k. A.	keine	k. A.	k. A.	[IfBB-2016]
Zuckerrübe	0,18	k. A.	keine	k. A.	k. A.	[IfBB-2016]
Mais	0,37	k. A.	keine	k. A.	k. A.	[IfBB-2016]
Weizen	1,04	k. A.	keine	k. A.	k. A.	[IfBB-2016]
Mais	0,11	73,2 45,4 (fossil)	Masse	3,48	1,29	[Ecolnvent-2015], Markt-durchschnitt
Mais	0,11	72 44,2 (fossil)	Masse	3,4	1,20	[Ecolnvent-2015]
Mais	0,11	75 48,5 (fossil)	Masse	3,12	1,08	[Ecolnvent-2006]

Zu erkennen sind deutliche Abweichungen zwischen den LCA-Studien. So reicht die angegebene Flächeninanspruchnahme von 0,1 bis fast 0,4 ha/t PLA und Jahr bei der Erzeugung von PLA auf Maisbasis.

Der fossile Primärenergieaufwand liegt zwischen ca. 30 und 54 MJ/kg PLA und der Carbon Footprint (fossil) zwischen 2,5 und 3,5 kg CO₂-Äq./kg PLA bzw. der Carbon Footprint einschließlich biogenem CO₂ zwischen 0,5 und 2,4 kg CO₂-Äq./kg PLA.

Da NatureWorks LLC der größte Produzent von High Molecular Weight PLA ist, werden für die Ökobilanzierung im Rahmen dieser Studie die von NatureWorks veröffentlichten Werte verwendet. Die vollständigen und aktuellsten Daten für

PLA von NatureWorks liegen als GaBi-Datensatz vor [thinkstep-2010]. Diese beziehen sich auf das Referenzjahr 2010 und unterscheiden sich geringfügig zu den Daten von [Vink-2015] (vgl. Auswertung in Kapitel 5.7 in Tabelle 5-1).

Es zeigt sich, dass die aus dem GaBi-Datensatz berechenbaren potenziellen Umweltwirkungen verglichen mit Angaben aus anderen Studien, wie in Tabelle 4-5 aufgelistet, vergleichsweise niedrig sind. Die Wahl des GaBi-Datensatzes führt daher zu tendenziell eher geringen Gutschriften für den Fall der Bilanzierung der Substitution von primärem PLA und stellt somit eine konservative Annahme dar.

4.3 Daten zum werkstofflichen Recycling von Post-Consumer-PLA-Abfällen (TUC)

Das Verfahren erlaubt das werkstoffliche Recycling von aufbereiteten PLA-Abfällen aus Post-Consumer-Abfällen mit einem Störstoffgehalt von ca. 5 %. Da der Stoffstrom aus der Sortieranlage einen Störstoffgehalt von ca. 20 % aufweist, wird der PLA-Abfall zunächst mittels Windsichtung und elektrostatischer Abscheidung weiter aufbereitet, so dass nach Aufbereitung ein Störstoffgehalt von ca. 5 % erzielt wird. Die Material- und Energiebedarfe der Abfallaufbereitung sowie des Recyclingverfahrens sind in Tabelle 4-6 zusammengefasst.

Tabelle 4-6: Material- und Energiebedarfe werkstoffliches Recycling von Post-Consumer-PLA-Abfällen

Prozess	Material-/Energiebedarf	Material-/Energiebedarfsmenge	Einheit	Hinweis
Transportstrecke Sortieranlage zur Recyclinganlage		0	km	Annahme, dass Anlage neben einer Sortieranlage aufgebaut wird
Abtrennung von Störstoffen (von 22 % auf 5 % Störstoffgehalt)	Strom	16,8	kWh/t getrocknete Flakes	eingesetzte Systeme: HAMOS 3-stufiger Zickzacksichter (DRS), Elektrostatische Metallkunststoff Separation (KWS) und Elektrostatische Kunststoff/Kunststoff-Trennung via. Corona-Walze (EKS) Anschlussleistungen: 6,6 kW (Windsichtung); 10,6 kW (Elektrostatisch KWS); 8 kW (Elektrostatisch Corona-Walze Kunststoff/Kunststoff); 2/3 der Anschlussleistung werden abgefragt
Verlust an PLA in Aufbereitung		< 3	%	Geschätzt auf Basis von Versuchsdaten

Prozess	Material-/Energiebedarf	Material-/Energiebedarfsmenge	Einheit	Hinweis
Extrusion und Stranggranulierung	Strom	207	kWh/t Flakes	Geschätzt, Anschlussleistung 181 kW, Massendurchsatz 350 kg/h; 40 % abgerufene Leistung; Stromverbrauch von Schmelzesieb und Granulierung nicht erfasst
Wasserverbrauch Extruder und Stranggranulierung	Wasser	20	L/t Flakes	Geschätzt, internes Kühlwassernetz, 12m Gesamtkühlstrecke (5m Kühlwasserbecken)
Störstoffmenge über Siebwech- sler	Im Wesentlichen Papier	50	kg/t Flakes	Entspricht Störstoffmenge im Input; gemessen 24,5 kg tatsächlicher Ausschuss ohne Reste in Maschinenteilen
Verlust an PLA in Extrusion		1	%	Geschätzt anhand industriellem Durchschnitt; Spritzklumpen beim Anfahren = 0,053 t/t

4.4 Daten zum chemischen Recycling von PLA zu Dilactid (Fraunhofer IAP)

In einem ersten Schritt wurden Daten für den im Labor entwickelten Prozess (Mini Plant) erhoben. Es zeigte sich, dass sich spezifische Kennwerte wie der Bedarf an Wärme- oder Kühlleistung der zyklisierenden Depolymerisation, nur schwer erheben lassen. Auch für die weiteren Prozessschritte konnten die Energie- und Stoffbedarfe nur mit einer hohen Unsicherheit abgeschätzt werden. Zudem beinhaltet der Prozess zahlreiche interne Recyclingprozesse (closed-loop-recycling), so dass die Energiebedarfe ein mehrfaches Recycling berücksichtigen müssten. Reinigungsprozesse wie die Entfernung des Destillationssumpfes mittels Monoethylenglykol (Prozessschritt zyklisierende Depolymerisation) sind im Labor nicht optimiert und würden industriell so nicht umgesetzt werden.

Die Toleranz gegenüber Verunreinigungen im Ausgangsmaterial (PLA-Abfälle) ist ebenfalls problematisch. Es wird eine weitere Aufreinigung benötigt, so dass ausschließlich annähernd störstofffreies Alt-PLA rezykliert wird. Da im Verfahren zum werkstofflichen Recycling von Post-Consumer-Abfällen eine weitere Aufreinigung des Abfallstroms durchgeführt wurde, werden die dort erhobenen Daten zur Bilanzierung der Aufbereitung der Abfälle verwendet.

Da die im Projekt erhobenen Labordaten für einen möglichen industriellen Prozess nicht repräsentativ sind, wurde eine alternative Herangehensweise der Datenerhebung gewählt. Auf Basis von Expertenabschätzungen wurde die Annahme getroffen, dass das Aufschmelzen und die Einspeisung (Feeding) des Alt-PLA energetisch vergleichbar ist mit dem Prozessschritt der Polykondensation von Milchsäure, welcher durch die Alt-PLA-Einspeisung vermieden wird

(vgl. Bild 3-6 in Kapitel 3.3). Letztendlich führt diese Annahme dazu, dass durch das Recyclingverfahren im Vergleich zum Herstellungsprozess von primärem PLA die Herstellung von Milchsäure vermieden wird. Wie in Tabelle 4-7 dargestellt wird angenommen, dass 1,11 kg Alt-PLA 1,25 kg Milchsäurelösung (Milchsäurekonzentration 90 %) ersetzen.

Tabelle 4-7: Annahmen zum industriellen Prozess des Recyclings von PLA zu Dilactid

Material-/Energiebedarf	Material-/Energiebedarfsmenge	Einheit	Hinweis
Milchsäure	1,25	kg/kg PLA	berechnet aus Milchsäuregehalt von 90 % und einem D-Lactidanteil von 10 % [IfBB-2016]
Alt-PLA	1,11	kg/kg PLA	Berechnet mit einem D-Lactidanteil von 10 %

Bilanziell lässt sich der Aufwand des PLA-Recyclings (ohne Abfallsammlung und Aufbereitung) somit als Differenz zwischen PLA-Herstellung und Milchsäureherstellung berechnen. Als Transportdistanz der aufbereiteten PLA-Abfälle zur PLA-Produktionsanlage werden 200 km angenommen.

Einheitsprozessspezifische Sachbilanzdaten zur Milchsäureherstellung sind in kommerziellen Ökobilanzdatenbanken nicht enthalten. Die in [Vink-2015] publizierten Daten zu Umweltwirkungskategorien von PLA und auch die im GaBi-Datensatz [thinkstep-2010] enthaltenen Sachbilanzdaten von PLA liegen ausschließlich in aggregierter Form vor.

Andererseits gibt der BREW-Bericht [BREW-2006] Werte für den Energieeinsatz und die Treibhausgasemissionen der Milchsäureherstellung an. Auch das »Greenhouse Gases, Regulated Emissions, and Energy Use in Transportation« GREET Modell enthält Daten zur Herstellung von L-Milchsäure auf Basis von Glucose [GREET-2015]. Die Daten lassen sich dennoch nur schwer verwenden, da die Herstellung von Glucose aus Mais nicht detailliert abgebildet ist. Ecoinvent 3.3 bietet ausschließlich Daten zur Herstellung von Milchsäure auf Basis von Acetaldehyd an [Ecoinvent-2012], so dass diese nicht genutzt werden können. Umfangreiche Daten zur Herstellung von Milchsäure enthält eine Doktorarbeit von [Harbec-2010]. Die dort dargestellten Daten basieren auf dem Prozess von NatureWorks, allerdings vor dem Jahr 2010. Daher wurden durch den Autor dieses Berichts nachträglich Anpassungen der Daten vorgenommen, um die Konsistenz mit dem Datensatz von [Vink-2015] bzw. dem GaBi-Datensatz [thinkstep-2010] zu erhalten.

Bild 4-1 fasst, entsprechend der oben genannten Quellen, den Primärenergiebedarf (erneuerbar und nicht erneuerbar) sowie die Treibhausgasemissionen der Milchsäureherstellung unter Anwendung verschiedener Systemgrenzen zusammen. Zu bedenken ist, dass unterschiedliche Technologien und Zeiträume im dargestellten Vergleich berücksichtigt werden, so dass sich deutliche Unterschiede ergeben. Die neueren Daten zeigen tendenziell geringe Energiebedarfe und Treibhausgasemissionen und spiegeln somit den technischen Fortschritt wider.

Bild 4-1:
Primärenergieaufwand
und Carbon Footprint
der Milchsäureherstellung
im Vergleich

Data source	Dataset name	Process description	Non-renewable and renewable energy use on a cradle-to-factory gate basis [GJ/t]	Non-renewable energy use on a cradle-to-grave basis for three different end-of-life scenarios [GJ/t]	GHG emissions on a cradle-to-grave basis GHG emissions for three different end-of-life scenarios	GHG emissions on a cradle-to-grave basis GHG emissions for three different end-of-life scenarios								
			Nonrenewable energy use	Renewable energy use	Total energy use	Incineration without energy recovery	Incineration with energy recovery	Digestion with energy recovery	GHG emissions cradle-to-grave	Renew. C stored in product (CO2 eq.)	GHG emissions cradle-to-factory gate	Incineration without energy recovery	Incineration with energy recovery	Digestion with energy recovery
The BREW Project														
	BiOLA-SRI-TpHcont	Lactic acid via anaerobic, continuous, pH6 fermentation by Lactobacillus delbrueckii on dextrose; workup via acidification and filtration. (SRI, 2001).	37,5	20,6	58	37,5	30,3	33,1	2,7	-1,5	1,2	2,7	2,3	2,5
	BiOLA-SRI-FlowpH	Lactic acid via anaerobic, continuous low pH fermentation by homo-lactic bacteria (CD) on dextrose; workup via extraction and distillation. (SRI, 2001).	36,8	29,3	66,1	36,8	29,6	32,4	2,4	-1,5	0,9	2,4	2	2,1
	BiOLA-SRI-FlowpH	Lactic acid via anaerobic fermentation on dextrose; workup via unspecified process involving neutralisation & acidification. Nature Works process (NW, 2004a; Vnk et al., 2004, 2004a); supplementary data from SRI process designs (SRI, 1996).	31,2	20,7	51,9	31,2	24	26,8	2	-1,5	0,5	2	1,6	1,8
	BiOLA-NW-TU	Lactic acid via anaerobic, continuous low pH fermentation on dextrose; workup via solvent extraction and distillation. Shell analysis based on BiOLA-SRI-FlowpH process designs (Cano, 2001).	28,5	29,3	57,8	28,5	21,3	24,1	1,9	-1,5	0,4	1,9	1,5	1,7
	BiOLA-SH-Fex	Lactic acid via anaerobic, continuous low pH fermentation on dextrose; workup via electrolysis. Shell analysis based on BiOLA-SRI-FlowpH process designs (Cano, 2001).	30,9	29,3	60,2	30,9	23,8	26,5	1,8	-1,5	0,4	1,8	1,5	1,6
	BiOLA-SH-Fed	Lactic acid via anaerobic, continuous fermentation on dextrose; workup via electrolysis. Shell analysis based on BiOLA-SRI-FlowpH process designs (Cano, 2001).	22,6	19	41,6	22,6	15,5	18,2	1,2	-1,5	-0,3	1,2	0,8	1
	BiOLA-Anaer-GA-Fed	Lactic acid via anaerobic, continuous fermentation on dextrose; workup via unspecified process involving neutralisation & acidification. Nature Works (NW, 2004a; Vnk et al., 2004, 2004a); supplementary data from SRI process designs (SRI, 1996). Nature Works data	19,6	19,3	38,9	19,6	12,4	15,2	1,2	-1,5	-0,2	1,2	0,9	1
	BiOLA-NW-FU	Lactic acid via anaerobic fermentation on dextrose; workup via unspecified process involving neutralisation & acidification. Nature Works (NW, 2004a; Vnk et al., 2004, 2004a); supplementary data from SRI process designs (SRI, 1996). Nature Works data	23,1	25,2	48,3	kein Wert	kein Wert	kein Wert	1,82	-1,91	-0,09	kein Wert	kein Wert	kein Wert
Harbec 2010														
	Harbec 2010	1 kg of L-lactic acid solution, at 88% wt (USP/FCC grade concentration (González, et al., 2007)) on dextrose from corn	kein Wert	kein Wert	kein Wert	kein Wert	kein Wert	kein Wert	2,82	-1,64	1,18	kein Wert	kein Wert	kein Wert
	Harbec 2010	Lactic acid production from a pure glucose stream sourced from a com.wet milling facility (GREET model)	kein Wert	kein Wert	66,87	kein Wert	kein Wert	kein Wert	2,46	kein Wert	kein Wert	kein Wert	kein Wert	kein Wert
	Harbec 2010	1 kg of L-lactic acid solution, at 88% wt (USP/FCC grade concentration (González, et al., 2007)) on dextrose from corn	kein Wert	kein Wert	kein Wert	kein Wert	kein Wert	kein Wert	1,36	-1,47	-0,11	kein Wert	kein Wert	kein Wert
	Harbec 2010	Lactic acid production from a pure glucose stream sourced from a com.wet milling facility (GREET model)	kein Wert	kein Wert	kein Wert	kein Wert	kein Wert	kein Wert	1,36	-1,47	-0,11	kein Wert	kein Wert	kein Wert
	Harbec 2010	1 kg of L-lactic acid solution, at 88% wt (USP/FCC grade concentration (González, et al., 2007)) on dextrose from corn	kein Wert	kein Wert	kein Wert	kein Wert	kein Wert	kein Wert	1,36	-1,47	-0,11	kein Wert	kein Wert	kein Wert

Die in diesem Projekt bilanzierten Input- und Outputströme zur Herstellung von Dextrose, welche als Rohstoff zur Erzeugung von Milchsäure verwendet wird, sind in Tabelle 4-8 zusammengefasst.

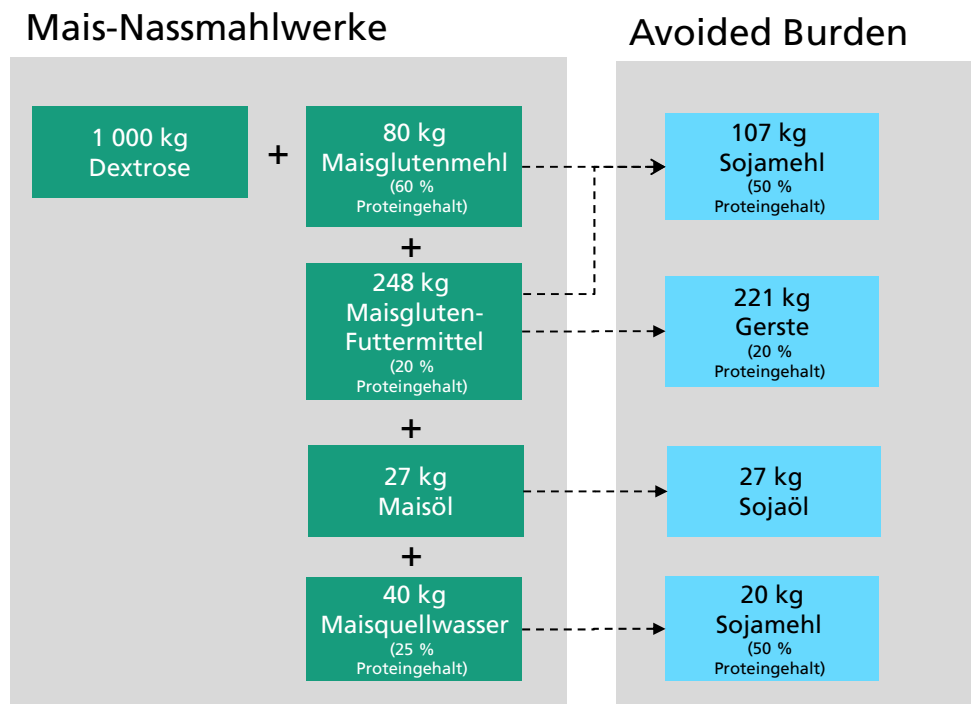
Tabelle 4-8: Material- und Energiebedarfe der Dextroseherstellung auf Basis von 1 500 kg Mais

Material-/Energiebedarf	Material-/Energiebedarfsmenge	Einheit	Hintergrunddaten/Fluss	Quelle
Inputs				
Kalkstein	0,3	kg	CH: Kalkstein, gemahlen, verpackt, ab Werk [ecoinvent]	[Harbec-2010]
Anbaufläche Mais	2 083,09	m ²		[Vink-2015]
Thermische Energie aus Erdgas	1 678	MJ	Europe without Switzerland: heat, district or industrial, natural gas [allocatable product] [ecoinvent 3]	[Harbec-2010]
Blauer Wasserverbrauch	5,16	kg	Europe without Switzerland: tap water [allocatable product] [ecoinvent 3]	[Vink-2015]
Chlor flüssig	0,012	kg	GLO: chlorine, liquid [ecoinvent 3]	[Harbec-2010]
Natriumhydroxid	0,282	kg	GLO: sodium hydroxide, without water, in 50% solution state [allocatable product]	[Harbec-2010]
Cyclohexan	0,055	kg	RER: cyclohexane [allocatable product]	[Harbec-2010]
Schwefeldioxid	3,06	kg	RER: Schwefeldioxid, flüssig, ab Werk [Anorganika]	[Harbec-2010]
Schwefelsäure	0,45	kg	RER: Schwefelsäure, flüssig, ab Werk [Anorganika]	[Harbec-2010]
Natriumchlorid	0,065	kg	RER: sodium chloride, powder [allocatable product]	[Harbec-2010]
Harnstoff	0,208	kg	RER: urea, as N [allocatable product]	[Harbec-2010]
Strom	322	MJ	Strom [Elektrische Energie]	[Harbec-2010]
Transport	50	tkm	transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO3 [allocatable product]	[Vink-2015]
Mais	1500	kg	US: Mais, ab Hof [Pflanzenbau]	[Harbec-2010]

Material-/Energiebedarf	Material-/Energiebedarfsmenge	Einheit	Hintergrunddaten/Fluss	Quelle
Outputs				
Dextrose	855	kg	Dextrose [Nachwachsende Rohstoffe]	[Vink-2015]
Substitut Gerstenkorn	491,8	kg	GLO: barley grain [allocatable product]	[Vink-2015]
Substitut Sojamehl	96,8	kg	US: soybean meal [allocatable product]	[Vink-2015]
Substitut Sojaöl	56,4	kg	US: soybean oil, crude [allocatable product]	[Vink-2015]
	0,0002	kg	BOD5, Biological Oxygen Demand [Fluss]	[Harbec-2010]
	0,1188	kg	Chlorid [Fluss]	[Harbec-2010]
	0,0007	kg	Schwebstoffe [Fluss]	[Harbec-2010]
	0,0007	kg	Staub (PM10) [Partikel in Luft]	[Harbec-2010]
	0,0002	kg	Sulfate [Fluss]	[Harbec-2010]

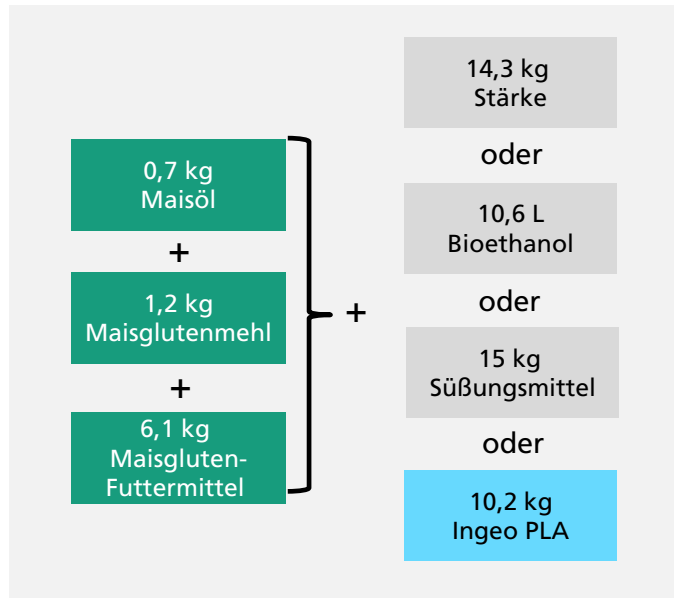
Neben der Dextrose fallen in den Mais-Nassmahlwerken die Koppelprodukte Glutenmehl; Glutenfutter, Maisöl und Maisquellwasser an. Diese können entweder, wie bei [Harbec-2010], durch eine Gutschriftenmethode (Avoided-Burden-Approach) berücksichtigt werden oder wie bei [Vink-2015] durch Massenallokation. [Harbec-2010] hat, wie in Bild 4-2 dargestellt, für die Koppelprodukte Gutschriften entsprechend des Proteingehalts vergeben.

Bild 4-2: Systemerweiterung für Koppelprodukte der Dextroseherstellung auf Maisbasis, nach [Harbec-2010]



Im Gegensatz dazu verwendet [Vink-2015] eine Massenallokation nach Trockenmasse. Da keine Trockengewichte der Koppelprodukte angegeben werden, wird vereinfacht mit den Feuchtgehalten allokiert. Dazu wird entsprechend der Angaben von [Vink-2015] mit den in Bild 4-3 dargestellten Verhältnissen gerechnet.

Bild 4-3:
Koppelprodukte der
Mais-Nassmahlwerke
nach [Vink-2015]



Die von [Vink-2015] verwendete Massenverteilung der Koppelprodukte unterscheidet sich von den Annahmen bei [Harbec-2010]. Folgende in Tabelle 4-9 dargestellte Massenverteilung wurde in den jeweiligen Studien verwendet. Für diese Studie werden die Allokationsschlüssel (entspricht Massenverteilung) auf Basis von [Vink-2015] angesetzt, um konsistent mit dem PLA-Datensatz der Datenbank Gabi [thinkstep-2010] zu bleiben.

Tabelle 4-9: Koppelprodukte bei der Dextroseherstellung aus Mais

Produkt	Massenanteil (gerundet) nach [Harbec-2010]	Massenanteil (gerundet) nach [Vink-2015]
Glutenmehl	6 %	6 %
Glutenfutter	18 %	33 %
Maisöl	2 %	4 %
Maisquellwasser	3 %	0 %
Dextrose	72 %	57 %

Die Dextrose wird in einem nächsten Prozessschritt zu Milchsäure weiterverarbeitet. Die zugehörigen Material- und Energiebedarfe sind in Tabelle 4-10 zusammengefasst.

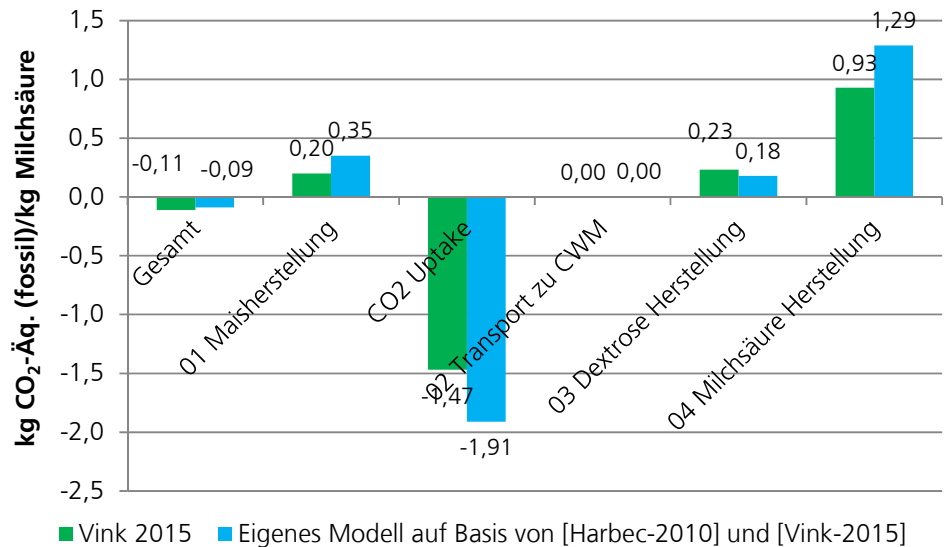
Tabelle 4-10: Material- und Energiebedarfe für die Herstellung von 1 kg Milchsäure auf Basis von Dextrose

Material-/Energiebedarf	Material-/Energiebedarfsmenge	Einheit	Hintergrunddaten/Fluss	Quelle
Inputs				
Dampf (MJ) [Dampf]	12,1	MJ	US: Prozessdampf aus Erdgas 90 % ts	[Vink-2015]
Dextrose	1,13	kg	Harbec angepasst	siehe Tabelle 4-8
Leitungswasser	2,776	kg	Europe without Switzerland: market for tap water ecoinvent	[Vink-2010]
Kalkhydrat trocken gelöscht	0,0813624	kg	Kalkhydrat trocken gelöscht [Mineralische Werkstoffe]	[Vink-2010]
Schwefelsäure, flüssig, ab Werk	0,08100835	kg	RER: Schwefelsäure, flüssig, ab Werk [Anorganika]	[Vink-2010]
Strom	0,0061	MJ	US: Strom Mix (Texas) ts Harbec angepasst	abgeleitet von [Vink-2010]
Transport	0,86	tkm	transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO3 [allocatable product]	[Harbec-2010]
Outputs				
Milchsäure (2-Hydroxypropansäure)	1	kg	L-Lactic acid (88 % wt) + impurities	[Harbec-2010]
Abwasser	11	kg	US: Kommunale Abwasserbehandlung (Klärschlamm-Verbrennung) ts	[Harbec-2010]
Biomasse Schlämme	0,12	kg	Nicht weiter modelliert	[Harbec-2010]
Gips	0,67	kg	Gips [Mineralische Werkstoffe] Substitut	[Harbec-2010]

Laut [Vink-2015] wird die Dextrose im technischen Prozess der PLA-Herstellung als konzentrierte Lösung vom Mais-Nassmahlwerk per Pipeline zur Fermentationsanlage transportiert. Es wird angenommen, dass hieraus keine relevanten Umweltwirkungen resultieren.

Unter der Annahme, dass für 1 kg PLA 1,25 kg Milchsäure (ca. 90 %-ige Lösung) gebraucht werden, ergeben sich die in Bild 4-4 dargestellten Treibhausgasemissionen. Dargestellt sind zum einen die Werte auf Basis der Daten von [Vink-2015] und zum anderen die Werte auf Basis des eigen erstellten GaBi-Modells, welches auf den Daten aus der Tabelle 4-8 und der Tabelle 4-10 basiert.

Bild 4-4:
Fossile Treibhausgasemissionen einschließlich des CO₂-Uptake der Herstellung von 1 kg Milchsäure auf Basis von Dextrose auf Basis von Dextrose (Massenallokation der Koppelprodukte der Mais-Nassmahlwerke)



Zu erkennen ist, dass es trotz Harmonisierung zahlreicher Daten leichte Differenzen zwischen den Daten von [Vink-2015] und dem vom Autor der Studie erstellten LCA-Modell gibt. So hat die Maisherstellung bei [Vink-2015] geringere treibhausgasrelevante Emissionen als der durchschnittliche Mais aus den USA. Die Sachbilanzdaten zur (Gen-)Maisproduktion von NatureWorks sind nicht öffentlich zugänglich und daher nicht nachvollziehbar. Auch in den weiteren Prozessschritten treten leichte Unterschiede zwischen den Treibhausgaswerten auf. Unterschiede im CO₂-Uptake resultieren z. B. aus der Art der Bilanzierung. Bei [Vink-2015] wird folgendermaßen gerechnet: Kohlenstoffgehalt in PLA beträgt 0,5 kg/kg PLA, das heißt die netto CO₂-Aufnahme beträgt $0,5 \text{ kg/kg PLA} / (12 \cdot 44) = 1,83 \text{ kg CO}_2/\text{kg PLA}$. Das GaBi-Modell rechnet mit der CO₂-Aufnahme in der Maisherstellung und allokiert diese per Masse auf die verschiedenen Maisbestandteile Maisöl, Stärke, Gluten etc.

In Summe sind die Werte dennoch annähernd identisch:

- 0,11 kg CO₂-Äq./kg Milchsäure nach den Angaben aus [Vink-2015] versus
- 0,09 kg CO₂-Äq./kg Milchsäure nach eigener Berechnung. Es wird angenommen, dass in anderen Wirkungskategorien ebenfalls keine wesentlichen Unterschiede auftreten, da ähnliche Hintergrunddaten verwendet wurden.

Für die weitere Ökobilanzierung des Verfahrens werden ausschließlich die für den industriellen Prozess abgeschätzten Daten verwendet. Die beim Fraunhofer IAP im Labor erhobenen Daten werden daher nicht weiter verwendet.

4.5 Daten zum physikalischen Recycling von PLA durch selektives Lösen aus dem Abfallstrom (Fraunhofer IVV und Fraunhofer WKI)

Das Verfahren eignet sich um hochwertiges PLA-Rezyklat aus Post-Consumer-Abfällen herzustellen. Dazu wird Alt-PLA in einem Lösungsbehälter aus verunreinigten PLA-Abfällen herausgelöst, Störstoffe abgetrennt und das Lösungsmittel von dem gelösten PLA getrennt und in den Kreislauf zurückgeführt. Der ausgewiesene Nettobedarf an Lösungsmittel bezieht sich auf diejenige Menge an Lösungsmittel, die nicht im Kreislauf geführt wird, sondern die z. B. bei der

Trocknung des PLA abgetrennt wird. Direkte Umweltwirkungen durch die Emission der Lösungsmittel in die Luft wurden auf Grund von fehlenden Messdaten nicht berücksichtigt und könnten ggf. zur Kategorie Sommersmog beitragen. Wirkungen auf andere Wirkungskategorien sind nicht zu erwarten, Durch Extrusion und Schneiden des PLA-Strangs wird ein Granulat erzeugt. Folgende Daten liegen der Bilanzierung zu Grunde:

Tabelle 4-11: Annahmen zum physikalischen Recycling von PLA durch selektives Lösen aus dem Abfallstrom

Prozess	Material-/Energiebedarf	Material-/Energiebedarfsmenge	Einheit	Hinweis/Quelle
Stromverbrauch des gesamten Verfahrens	Strom	165	kWh/t Input	Durch Fraunhofer IVV gemessen
Bedarf an thermischer Energie für das gesamte Verfahren		1 128	kWh/t Input	GaBi-Datensatz: DE: Thermal energy from natural gas
Bedarf an Lösungsmittel (netto), entspricht Nachspeisebedarf		3,28	kg/t Input	Netto-Bedarf durch Fraunhofer IVV gemessen Zusammensetzung aus Geheimhaltungsgründen nicht angegeben.
Verlust an PLA im Filterrückstand		1,3	%	Durch Fraunhofer IVV gemessen
Wasser für Extrusion		14,7	kg/t Input	Übertragene Messdaten von Bösel GaBi-Datensatz: DE: Tap water from groundwater
Rückstand		265	kg/t Input	Rückstand aus Polyolefinen und Papier für thermische Verwertung in einer MVA

Anstatt eine Systemerweiterung für die Entsorgung des abgetrennten Rückstands (Störstoffe) durchzuführen, wird eine Allokation nach Masse angewendet.

4.6 Daten zum werkstofflichen Recycling von post-industriellen PLA-Abfällen (HsH – IfBB und Bösel Plastic Management GmbH)

Als Ausgangsmaterial dienen Produktionsabfälle, die in Ochsenfurt bei der Produktion der PLA-Danone-Activia-Joghurtbecher entstehen. Es handelt sich meist um Stanzabfälle, die von der Danone AG veräußert werden. Die eingekauften Stanzabfälle werden in Würzburg von der Firma Karl Fischer & Söhne GmbH & Co. KG zu Ballen gepresst. Von da werden sie zu der Firma Bösel Plastic Management GmbH (kurz Bösel) transportiert und dort weiterverarbeitet. Dazu gehören das Zerkleinern der PLA-Abfallballen in einer Schneidmühle und die nachgeschaltete Entstaubung mittels Windsichtung. Das PLA-Mahlgut wird bei der Firma Bösel extrudiert, so dass ein PLA-Regranulat entsteht. Bei dieser Extrusion kommt ein Schmelzefilter zum Einsatz. Als Extruder wird der Typ MAS 90 eingesetzt. Tabelle 4-12 zeigt die wesentlichen Annahmen für den untersuchten werkstofflichen Recyclingprozess von PLA-Stanzabfällen.

Tabelle 4-12: Annahmen zum werkstofflichen Recycling von post-industriellen PLA-Abfällen

Prozess	Material-/Energiebedarf	Material-/Energiebedarfsmenge	Einheit	Hinweis/Quelle
Transport der Stanzabfälle (Ochsenfurt nach Würzburg)		11	km	GaBi-Datensatz »LKW Dieselfahrzeug, Euro 3, Fracht 7,5 – 12 t Gesamtgewicht / 5 t Nutzlast«
Stromverbrauch der Ballenpresse	Strom	30	kWh/t Input	Expertenschätzung durch Fraunhofer UMSICHT
Dieserverbrauch der Sortieranlage	Diesel für Gabelstapler etc.	6,3	kWh/t Input	[Dehne-2015]
Transport der Ballen (Würzburg nach Bösel)		491	km	GaBi-Datensatz »LKW Dieselfahrzeug, Euro 5, Fracht 34 – 40 t Gesamtgewicht / 27 t Nutzlast«
Strom für die Aufbereitung pro Tonne PLA Abfall zu PLA Mahlgut	Strom	71,25	kWh/t Input	Von Bösel Plastic Management GmbH gemessen
Bedarf an Treibstoffen bei der Aufbereitung pro Tonne PLA Abfall zu PLA Mahlgut	Diesel für Gabelstapler	1	L/t	Von Bösel Plastic Management GmbH geschätzt

Prozess	Material-/Energiebedarf	Material-/Energiebedarfsmenge	Einheit	Hinweis/Quelle
Ausbeute PLA Mahlgut aus PLA-Abfall		80	%	20 % der Reststoffe bestehen aus max. 1 % Fehlwürfen wie Metallen (werden entsprechend entsorgt) und Fremdkunststoffen (werden verbrannt). Die restlichen 19 % bestehen aus Staub, welcher sich wie folgt zusammensetzt: 10 % Kunststoffpartikel und 90 % Papier (inkl. Farbe und Klebstoffen). Der Staub wird an ein Zementwerk (ca. 170 km entfernt) geliefert mittels LKW 40-Tonner (GaBi-Datensatz »LKW Dieselfahrzeug, Euro 5, Fracht 34 – 40 t Gesamtgewicht/27 t Nutzlast«). Vereinfacht wird für die Sensitivätsberechnung in der LCA eine MVA anstatt eines Zementwerks angenommen
Strom für die Extrusion pro Tonne PLA Mahlgut		144,4	kWh/t Input	Von Bösel Plastic Management GmbH gemessen
Prozesswasser, was ersetzt werden muss (z. B. durch Verdampfung) pro Tonne PLA Mahlgut	Wasser	20	L/t Input	Von Bösel Plastic Management GmbH gemessen
Materialverluste in der Extrusion		1	%	Von Bösel Plastic Management GmbH geschätzt (Literaturwert)

Die eingesetzten Produktionsabfälle werden zu einem Preis zwischen 250 und 300 €/t aufgekauft [Bösel-2017a]. Sie sind daher keine Abfälle, sondern stellen ein Handelsgut dar. Um dies zu berücksichtigen wird den Produktionsabfällen ein Anteil der Umweltwirkung der PLA-Herstellung zugeschrieben. Hier wird vereinfacht das monetäre Wertverhältnis zwischen PLA-Neuware und Stanzabfälle verwendet, welches bei einem PLA-Preis von 2,05 €/kg und durchschnittlichen Kosten von 0,28 €/kg Stanzabfälle ca. 13 % beträgt.

Im Extrusionsprozess werden derzeit keine Additive wie Kettenverlängerer oder Füllstoffe eingesetzt. Im Rahmen des Projekts wurden seitens des Instituts für Biokunststoffe und Bioverbundwerkstoffe (IfBB) in enger Zusammenarbeit mit Bösel Optimierungen des Recycling-Prozesses realisiert.

4.7 Daten zur thermischen Verwertung von PLA-Abfällen in einer Müllverbrennungsanlage

Zur Abbildung der thermischen Verwertung von PLA wird ein GaBi-Datensatz verwendet [thinkstep-2016] welcher eine durchschnittliche deutsche MVA mit trockener Rauchgasreinigung bilanziert.

Als Transportstrecken werden die gleichen Annahmen wie für die stoffliche Verwertung von PLA-Abfällen angesetzt:

- Post-Consumer-Abfälle: Sammlung und Transport der Abfälle mit einer Sammelstoppzeit von 1 573 Sekunden, Sammelzeit von 503 Sekunden und einer Transportdistanz von 4,77 km/t gemäß [Boss-2005].
- Stanzabfälle: 133 km Transport von Ochsenfurt (Danone GmbH Werk Ochsenfurt) zum Müllheizkraftwerk der Energieversorgung Offenbach AG in Offenbach am Main.

5 Ergebnisse der Wirkungsabschätzung

Die in Kapitel 5 durchgeführte ausführliche Beschreibung der Ergebnisse der untersuchten Umweltindikatoren dient vorrangig dem Verständnis der untersuchten potenziellen Umweltwirkungen. In einem ersten Schritt werden die potenziellen Umweltwirkungen der Aufbereitung von Post-Consumer-Abfällen als auch der Recyclingverfahren untersucht. Zusätzlich werden für die erzeugten Rezyklate Gutschriften vergeben. Diese Gutschriften berücksichtigen bereits einen Qualitätsabschlagsfaktor, der in Kapitel 2.7 eingeführt wurde. In einem weiteren Schritt werden in Kapitel 5.6 die potenziellen Umweltwirkungen der thermischen Verwertung von PLA-Abfällen beleuchtet. Hier werden Gutschriften für den erzeugten Strom und die gewonnene thermische Energie vergeben. Die Datensätze zur Bilanzierung der Gutschriften spiegeln heutige Emissionswerte wider. Durch zukünftig emissionsärmere Energieerzeugung werden die Gutschriften für die in MVAs erzeugte Energie entsprechend sinken. In Kapitel 5.9 wird ergänzend betrachtet, welche Umweltwirkung mit den erzeugten Rezyklaten, verglichen mit PLA-Neuware verbunden ist.

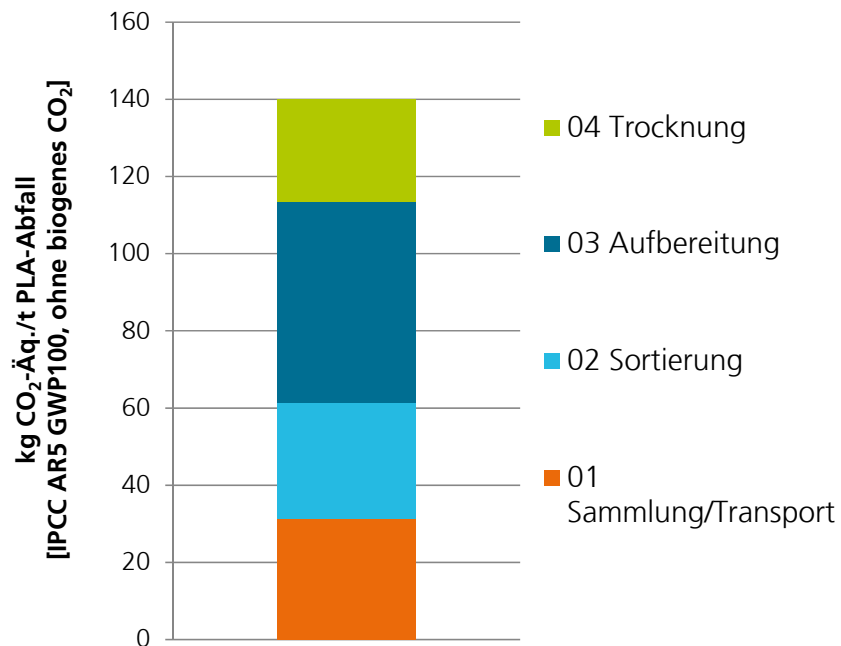
Die Berechnung der mit PLA-Rezyklaten verbundenen Umweltwirkungen ist interessant für Produkthersteller, die beispielsweise Polystyrol in ihren Produkten durch PLA ersetzen möchten. Diese Hersteller haben z. T. Bedenken hinsichtlich der ökologischen Vorteilhaftigkeit und der höheren Kosten von PLA. In Zukunft ist es denkbar, dass anstelle von primärem PLA ein PLA-Rezyklat eingesetzt wird. Dieses ist voraussichtlich kostengünstiger als primäres PLA. In dieser Studie werden die Umweltwirkungen des Rezyklats gegenüber Neuware untersucht.

Zusätzlich wird eine detaillierte Beitragsanalyse (vgl. Kapitel 2.9.1) durchgeführt, um den Einfluss verschiedener Prozesse auf die jeweilige Umweltwirkungskategorie zu quantifizieren. Die Beitragsanalyse soll dabei unterstützen, Informationen für eine mögliche Prozessoptimierung zu liefern. Die Reihenfolge der ausgewiesenen Umweltwirkungskategorien entspricht der Reihenfolge, die in Kapitel 2.8.1 festgelegt wurde.

5.1 Potenzielle Umweltwirkung der Aufbereitung von Post-Consumer-Abfällen

Die Sammel-, Transport-, Sortier- und Aufbereitungsschritte von LVP-Abfällen bezogen auf eine Tonne PLA-Abfälle mit einem PLA-Gehalt von ca. 80 % bedingen Treibhausgasemissionen in der Höhe von ca. 140 kg CO₂-Äq. Wie Bild 5-1 zeigt, entfallen ca. 37 % der Treibhausgasemissionen auf die Aufbereitung der PLA-Abfälle sowie weitere ca. 22 % auf die Sammlung und den Transport der Abfälle. Sortierung und Trocknung tragen zu ca. 22 % bzw. 19 % zu den Treibhausgasemissionen bei.

Bild 5-1:
Treibhausgasemissionen der Sammlung und Aufbereitung der PLA-Fraktion (80 % PLA) von LVP-Abfällen



Wie in Bild 5-2 dargestellt, tragen die Sammlung und der Transport der Abfälle zu ca. 60 % zu den Umweltwirkungen in den Wirkungskategorien Sommersmog, Versauerung sowie Eutrophierung bei. Dies ist bedingt durch vergleichsweise hohe wirkungskategorie-relevante Emissionen aus den Verbrennungsmotoren der Sammel- und Transportfahrzeuge verglichen mit den wirkungskategorie-relevanten Emissionen der Stromerzeugung, welche in den anderen Prozessschritten Sortierung, Aufbereitung und Trocknung dominieren. Zudem tragen Sammlung und Transport der Abfälle zu ca. 40 % der Feinstaubemissionen bei, die ebenfalls durch den Betrieb der Fahrzeuge bedingt sind.

Bild 5-2:
Beitrag der Sammlung
und Aufbereitung der
PLA-Fraktion (80 %
PLA) von LVP-Abfällen
zu den einzelnen Wir-
kungskategorien (Mas-
senallokation)

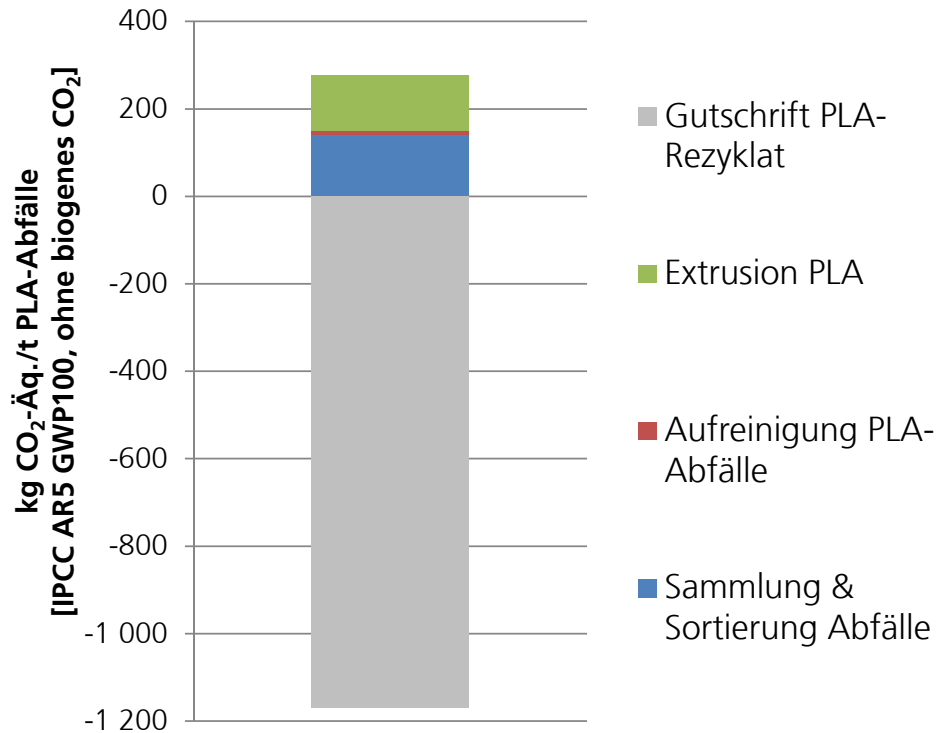
Wirkungskategorie	Sammlung/ Transport	Sortierung	Aufbereitung	Trocknung
Fossiler Ressourcenverbrauch [kg Öl-Äq.]	28%	20%	34%	17%
Naturraumbeanspruchung Agrarfläche [m ² a]	33%	19%	32%	16%
Klimawandel mit biogenem CO ₂ [kg CO ₂ -Äq.]	22%	22%	38%	19%
Klimawandel ohne biogenes CO ₂ [kg CO ₂ -Äq.]	22%	22%	37%	19%
Ozonabbau [kg CFC-11-Äq.]	1%	27%	47%	24%
Sommersmog [kg NMVOC]	66%	10%	16%	8%
Versauerung [Mol H ⁺ -Äq.]	55%	13%	21%	11%
Terrestrische Eutrophierung [Mol N-Äq.]	69%	9%	14%	7%
Aquatische Eutrophierung (marin) [kg N-Äq.]	66%	10%	16%	8%
Aquatische Eutrophierung (Frischwasser) [kg P-Äq.]	20%	20%	42%	18%
Feinstaub [kg PM _{2,5} -Äq.]	39%	17%	29%	15%
Primärenergiebedarf aus nicht reg. Ressourcen [MJ]	23%	21%	37%	19%
Primärenergiebedarf aus reg. Ressourcen [MJ]	5%	26%	46%	23%
Primärenergiebedarf aus reg. und nicht reg. Ressourcen [MJ]	19%	23%	39%	20%

Tabelle 8-1 im Anhang weist für die jeweiligen Prozessschritte die absoluten potenziellen Umweltwirkungen von einer Tonne aufbereiteten PLA-Abfällen aus LVP-Abfällen mit einem PLA-Gehalt von 80 % aus.

5.2 TV 1: Potenzielle Umweltwirkung des werkstofflichen Recyclings von Post-Consumer-PLA-Abfällen (TUC)

Das werkstoffliche Recycling von einer Tonne Alt-PLA aus Post-Consumer-PLA-Abfällen geht einher mit Treibhausgasemissionen in der Höhe von 277 kg CO₂-Äq. Davon entfallen 54 % auf die Sammlung, Sortierung und Aufbereitung der Abfälle. Die verbleibenden 46 % entfallen auf das mechanische Recycling, welches mittels eines mit dynamischer Schmelzefiltration ausgestatteten Extrusionsprozess durchgeführt wird. Für das Rezyklat wird eine Gutschrift in Höhe von 1 170 kg CO₂-Äq. vergeben, die bereits einen Substitutionsfaktor von 49 % PLA-Neuware (vergleiche Kapitel 2.7) berücksichtigt. Bild 5-3 veranschaulicht die Beiträge der einzelnen Prozessschritte zu den Treibhausgasemissionen.

Bild 5-3:
Treibhausgasemissionen des werkstofflichen Recyclings von Post-Consumer-PLA-Abfällen einschließlich einer Gutschrift für das PLA-Rezyklat



Die Beiträge zu den weiteren analysierten Wirkungskategorien sind in Bild 5-4 zusammengefasst. Die vergleichsweise höheren Beiträge der Sammlung und Sortierung der Abfälle in den Wirkungskategorien Sommersmog, Versauerung, terrestrische und aquatische Eutrophierung lassen sich zurückführen auf die Transportprozesse, in denen Diesel verbrannt wird. Zudem resultiert ein großer Anteil der Umweltwirkungen von oftmals um die 50 % aus dem Strombedarf des Extrusionsprozesses.

Bild 5-4:
Beiträge der Sammlung und Sortierung von Post-Consumer-PLA-Abfällen, der weiteren Aufreinigung der PLA-Sortierfraktion und des werkstofflichen Recycling von Alt-PLA zu den einzelnen Wirkungskategorien

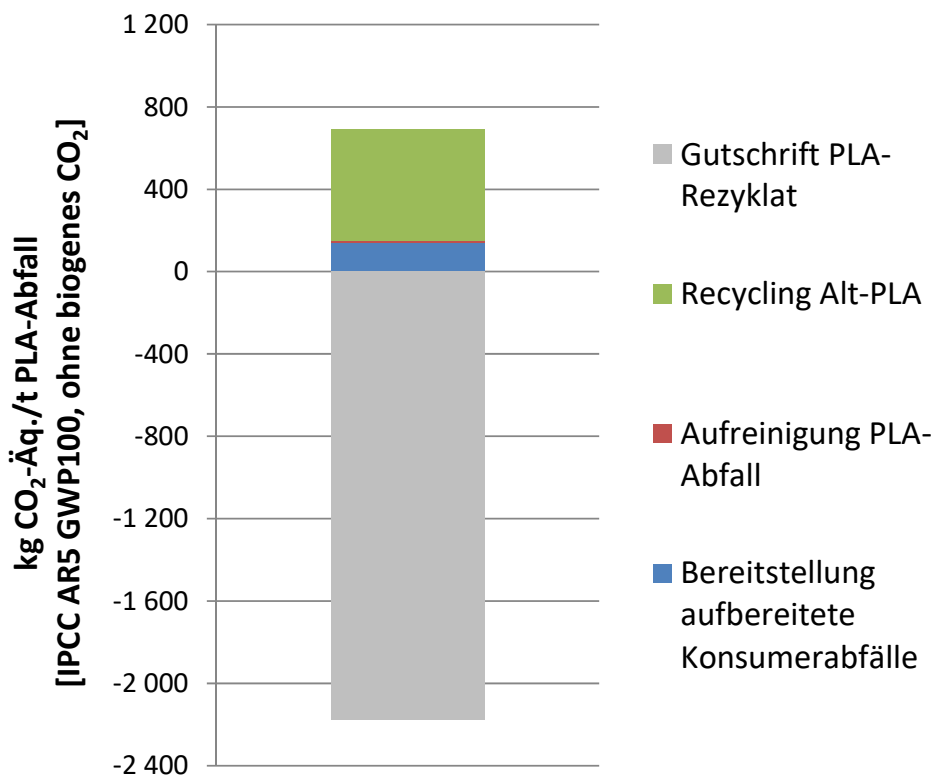
Wirkungskategorie	Sammlung & Sortierung Abfälle		
	Sortierung Abfälle	Aufreinigung PLA-Abfälle	Extrusion PLA
Fossiler Ressourcenverbrauch [kg Öl-Äq.]	52%	4%	44%
Naturraumbeanspruchung Agrarfläche [m ² *a]	54%	3%	42%
Klimawandel mit biogenem CO ₂ [kg CO ₂ -Äq.]	50%	4%	46%
Klimawandel ohne biogenes CO ₂ [kg CO ₂ -Äq.]	50%	4%	46%
Ozonabbau [kg CFC-11-Äq.]	44%	4%	52%
Sommersmog [kg NMVOC]	70%	2%	28%
Versauerung [Mol H ⁺ -Äq.]	64%	3%	33%
Terrestrische Eutrophierung [Mol N-Äq.]	73%	2%	25%
Aquatische Eutrophierung (marin) [kg N-Äq.]	71%	2%	27%
Aquatische Eutrophierung (Frishwasser) [kg P-Äq.]	52%	4%	45%
Feinstaub [kg PM _{2,5} -Äq.]	57%	3%	40%
Primärenergiebedarf aus nicht reg. Ressourcen [MJ]	51%	4%	46%
Primärenergiebedarf aus reg. Ressourcen [MJ]	45%	4%	51%
Primärenergiebedarf aus reg. und nicht reg. Ressourcen [MJ]	49%	4%	47%

5.3 TV 2: Potenzielle Umweltwirkung des chemischen Recyclings von PLA zu Dilactid (Fraunhofer IAP)

Das Recycling von Alt-PLA zu Dilactid, welches weiter zu PLA-Rezyklat prozessiert wird, führt zu Treibhausgasemissionen von ca. 700 kg CO₂-Äq/t Alt-PLA. Der Großteil (78 %) der Treibhausgasemissionen resultiert aus dem Feeding und Aufschmelzen von Alt-PLA sowie aus der Weiterverarbeitung von Lactid zu PLA. Diese Prozesse sind in Bild 5-5 zusammengefasst unter dem Begriff »Recycling Alt-PLA«. Die verbleibenden Treibhausgasemissionen resultieren aus der Aufbereitung von Post-Consumer-Abfällen, wie in Kapitel 5.1 erläutert, und den nachgeschalteten Aufreinigungsschritten der PLA-Abfallfraktion. Das Recycling von einer Tonne Alt-PLA ermöglicht die Produktion von 900 kg PLA. Unter der Annahme, dass die Qualität des Rezyklats die der Neuware entspricht, werden gemäß der Mengenverhältnisse Gutschriften in der Höhe von ca. 2 180 kg CO₂-Äq. für die Substitution von PLA-Neuware vergeben.

Wie in Kapitel 4.4 eingangs erläutert, wurde für die Bilanzierung der Prozesse Aufschmelzen von Alt-PLA und Weiterverarbeitung von Lactid zu PLA die Annahme getroffen, dass das Aufschmelzen und die Einspeisung (Feeding) des Alt-PLA energetisch vergleichbar sind mit der im PLA-Herstellungsverfahren durchgeführten Polykondensation der Milchsäure, die im Recyclingprozess vermieden wird (vgl. Bild 3-6 in Kapitel 3.3). Auf Basis dieser Annahme wurden die Emissionen und Ressourcenaufwendungen der Prozesse Aufschmelzen von Alt-PLA und Weiterverarbeitung von Lactid zu PLA abgeschätzt, indem die Ressourcenaufwendungen und Emissionen der Herstellung von Milchsäure von den Ressourcenaufwendungen und Emissionen der Herstellung von primärer PLA subtrahiert wurden. Wie in Kapitel 4.4 gezeigt, geht dieser Ansatz, aufgrund der Verwendung von unterschiedlichen Modellen, mit Ungenauigkeiten einher.

Bild 5-5:
Treibhausgasemissionen des Recyclings von Alt-PLA zu Dilactid einschließlich einer Gutschrift für das PLA-Rezyklat



Durch die Anwendung dieser methodischen Herangehensweise ergeben sich für das Aufschmelzen von Alt-PLA und die Weiterverarbeitung von Lactid zu Rezyklat-PLA in den Wirkungskategorien Ozonabbau und aquatische Eutrophierung nicht plausible negative Werte. Diese negativen Werte lassen sich zurückführen auf Unterschiede hinsichtlich der Anwendung von Allokationsschlüsseln auf Maisbestandteile sowie auf die Unterschiede bei Hintergrunddaten zum Maisanbau in den verwendeten Datensätzen zur PLA-Produktion [thinkstep-2010] und zur Milchsäureproduktion. Ein Vergleich der verwendeten Daten zur Bilanzierung von Milchsäure und PLA findet sich in Kapitel 4.4 und ist exemplarisch für die Treibhausgasemissionen in Bild 4-4 dargestellt. Weitere nicht plausible negative Werte ergeben sich im Hinblick auf die Inanspruchnahme von landwirtschaftlicher Fläche, welche in Summe gegen Null gehen sollte, da die Inanspruchnahme von landwirtschaftlicher Fläche für die Herstellung von PLA im Wesentlichen aus dem Anbau von Mais zur Herstellung von Milchsäure resultiert. Zudem wird beim Recycling von Alt-PLA keine landwirtschaftliche Nutzfläche für den Anbau von Mais belegt. Aus den zuvor genannten Gründen werden die berechneten negativen Werte in den Kategorien Ozonabbau, aquatische Eutrophierung und Naturraumbeanspruchung Agrarfläche für den Prozessschritt »Recycling Alt-PLA« gleich Null gesetzt.

Die Beiträge der Prozessschritte Sammlung und Aufbereitung von Post-Consumer-Abfällen, weitere Aufbereitung der PLA-Sortierfraktion und Recycling von Alt-PLA zu den untersuchten Umweltwirkungskategorien sind in Bild 5-6 zusammengefasst. Ungenauigkeiten ergeben sich hier modellbedingt, wie zuvor

erörtert, in den Kategorien Ozonabbau und aquatische Eutrophierung, da deren Beiträge für den Prozessschritt »Recycling Alt-PLA« gleich Null gesetzt wurden.

Bild 5-6:
Beiträge der Sammlung und Aufbereitung von Post-Consumer-PLA-Abfällen, der weiteren Aufbereitung der PLA-Sortierfraktion und des Recycling von Alt-PLA zu Dilactid zu den einzelnen Wirkungskategorien

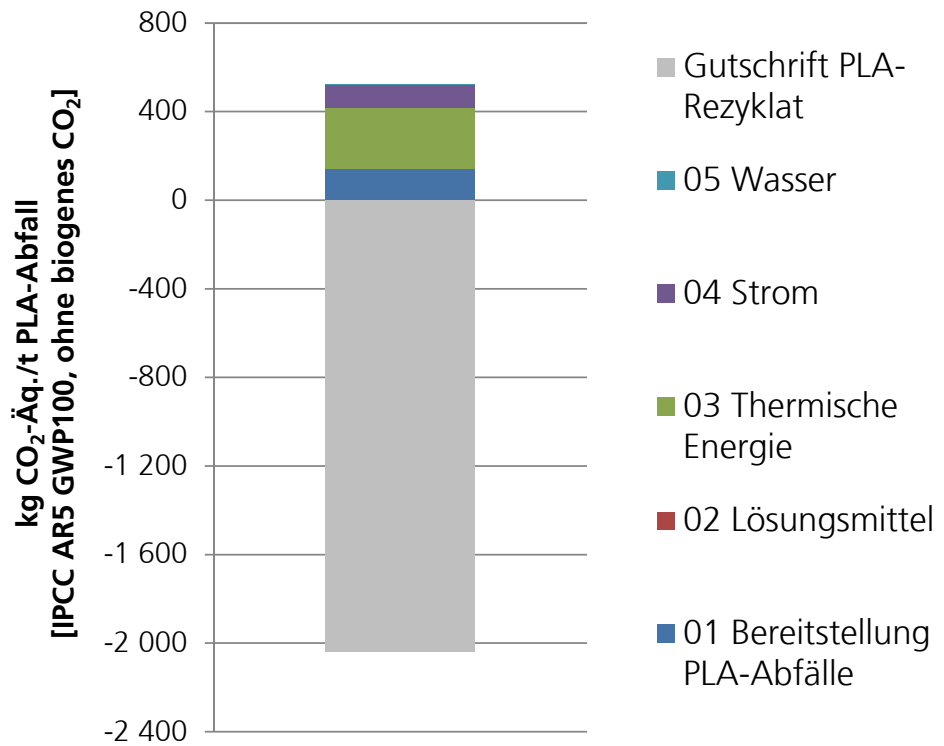
Wirkungskategorie	Aufbereitung		
	Konsumer-abfälle	Aufreinigung PLA-Abfall	Recycling Alt-PLA
Fossiler Ressourcenverbrauch [kg Öl-Äq.]	23%	2%	76%
Naturraumbanspruchung Agrarfläche [m ² ·a]	94%	6%	0%
Klimawandel mit biogenem CO ₂ [kg CO ₂ -Äq.]	22%	2%	76%
Klimawandel ohne biogenes CO ₂ [kg CO ₂ -Äq.]	20%	1%	78%
Ozonabbau [kg CFC-11-Äq.]	91%	9%	0%
Sommersmog [kg NMVOC]	8%	0%	92%
Versauerung [Mol H ⁺ -Äq.]	26%	1%	73%
Terrestrische Eutrophierung [Mol N-Äq.]	40%	1%	59%
Aquatische Eutrophierung (marin) [kg N-Äq.]	97%	3%	0%
Aquatische Eutrophierung (Frishwasser) [kg P-Äq.]	93%	7%	0%
Feinstaub [kg PM _{2,5} -Äq.]	38%	2%	60%
Primärenergiebedarf aus nicht reg. Ressourcen [MJ]	19%	1%	80%
Primärenergiebedarf aus reg. Ressourcen [MJ]	25%	2%	73%
Primärenergiebedarf aus reg. und nicht reg. Ressourcen [MJ]	20%	2%	78%

Wie in Bild 5-6 zu erkennen ist, liefert in den anderen untersuchten Umweltwirkungskategorien der Recyclingschritt den größten Beitrag (> 50 %). Die absoluten Ergebnisse der potenziellen Umweltwirkungen des Recyclings von einer Tonne Alt-PLA zu Dilactid sind in Tabelle 8-2 im Anhang zusammengefasst.

5.4 TV 3: Potenzielle Umweltwirkung des physikalischen Recyclings von PLA durch selektives Lösen aus dem Abfallstrom (Fraunhofer IVV und Fraunhofer WKI)

Das Recycling von einer Tonne Alt-PLA durch selektives Lösen von PLA aus dem Abfallstrom führt zu Treibhausgasemissionen in Höhe von 521 kg CO₂-Äq/t Alt-PLA. Wie Bild 5-7 zeigt, werden ca. 50 % der Treibhausgasemissionen durch den Bedarf an thermischer Energie für Lösung und Trocknung des PLA benötigt. Ca. 30 % der Treibhausgasemissionen lassen sich zurückführen auf die Sammlung, Sortierung und Aufbereitung der PLA-Abfälle. Weitere 20 % der Treibhausgasemissionen resultieren aus der Bereitstellung der elektrischen Energie im Wesentlichen für die Extrusion des PLAs. Für das erzeugte Rezyklat wird eine Gutschrift in Höhe von 2 040 kg CO₂-Äq. vergeben, die bereits einen Substitutionsfaktor von 85 % PLA-Neuware (vergleiche Kapitel 2.7) berücksichtigt.

Bild 5-7:
Treibhausgasemissionen des Recyclings von PLA durch selektives Lösen aus dem Abfallstrom einschließlich einer Gutschrift für das PLA-Rezyklat



Wie Bild 5-8 zeigt haben die Bereitstellung der PLA-Abfälle und der Bedarf an thermischer Energie die größten Anteile an den meisten untersuchten potenziellen Umweltwirkungen. Ausnahmen davon sind die Kategorien Ozonabbau und aquatische Eutrophierung, in denen das Lösungsmittel eine wesentliche Rolle spielt. Auch im Hinblick auf die Naturraumbeanspruchung hat die Bereitstellung von Strom (teilweise aus Biomasse) einen deutlich höheren Anteil als die Bereitstellung von thermischer Energie aus Erdgas. Das für die Extrusion notwendige Wasser zum Abkühlen des Extrusionsstrangs hat keinen Einfluss auf die untersuchten Umweltwirkungen.

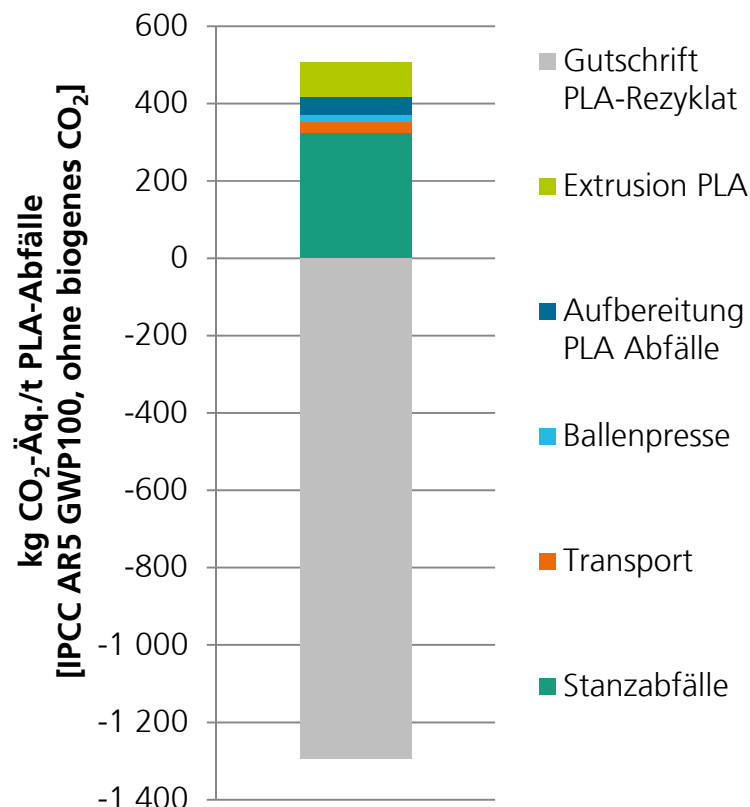
Bild 5-8:
Beiträge der Sammlung und Aufbereitung von Consumer-Abfällen, der weiteren Aufbereitung der PLA-Sortierfraktion und des Recyclings von Alt-PLA durch selektives Lösen aus dem Abfallstrom

Wirkungskategorie	Beitrag (%)				
	Bereitstellung PLA-Abfälle	Lösungsmittel	Thermische Energie	Strom	Wasser
Fossiler Ressourcenverbrauch [kg Öl-Äq.]	21%	1%	63%	14%	0%
Naturraumbeanspruchung Agrarfläche [m ² a]	51%	16%	1%	32%	0%
Klimawandel mit biogenem CO ₂ [kg CO ₂ -Äq.]	27%	0%	53%	20%	0%
Klimawandel ohne biogenes CO ₂ [kg CO ₂ -Äq.]	27%	1%	53%	20%	0%
Ozonabbau [kg CFC-11-Äq.]	0%	100%	0%	0%	0%
Sommersmog [kg NMVOC]	50%	2%	32%	16%	0%
Versauerung [Mol H ⁺ -Äq.]	49%	3%	28%	20%	0%
Terrestrische Eutrophierung [Mol N-Äq.]	55%	2%	27%	16%	0%
Aquatische Eutrophierung (marin) [kg N-Äq.]	55%	2%	25%	17%	0%
Aquatische Eutrophierung (Frischwasser) [kg P-Äq.]	33%	43%	1%	23%	0%
Feinstaub [kg PM _{2,5} -Äq.]	45%	4%	25%	26%	0%
Primärenergiebedarf aus nicht reg. Ressourcen [MJ]	24%	1%	58%	17%	0%
Primärenergiebedarf aus reg. Ressourcen [MJ]	51%	1%	1%	46%	0%
Primärenergiebedarf aus reg. und nicht reg. Ressourcen [MJ]	28%	1%	50%	21%	0%

5.5 TV 4: Potenzielle Umweltwirkung des werkstofflichen Recyclings von post-industriellen PLA-Abfällen (HsH – IfBB und Bösel Plastic Management GmbH)

Bei der Verwertung von einer Tonne Alt-PLA aus PLA-Stanzabfällen durch werkstoffliches Recycling entstehen insgesamt 507 kg CO₂-Äq. Bild 5-9 zeigt die Verteilung der Treibhausgasemissionen auf die einzelnen Verfahrensschritte. Ca. 64 % der gesamten Treibhausgasemissionen resultieren aus dem Einsatz und damit dem »Rucksack« der Stanzabfälle (dunkelgrün). Im Gegensatz zu den Post-Consumer-Abfällen wird für die Stanzabfälle ein ökologischer Rucksack berücksichtigt, da diese nicht als Abfall anfallen, sondern für diese ein Erlös am Markt erzielt wird. Weitere 18 % der Treibhausgasemissionen sind bedingt durch die Extrusion des PLA-Mahlguts. Der Treiber hierbei ist der Strombedarf der Extrusion, welcher 144,4 kWh/t PLA Mahlgut beträgt. Bei der Aufbereitung der PLA-Abfälle (Transport mittels Gabelstapler, Zerkleinerung, Siebung und Entstaubung) entstehen weitere 9 % der Treibhausgasemissionen. Der Transport der Abfälle (6 %) und die Verdichtung der Abfälle in einer Ballenpresse (4 %) tragen zu einem geringeren Anteil zu den Treibhausgasemissionen bei. Für das Rezyklat wird eine Gutschrift in Höhe von 1 294 kg CO₂-Äq. vergeben, die bereits einen Substitutionsfaktor von 54 % PLA-Neuware (vergleiche Kapitel 2.7) berücksichtigt.

Bild 5-9:
Treibhausgasemissionen des werkstofflichen Recyclings von PLA-Stanzabfällen einschließlich einer Gutschrift für das PLA-Rezyklat



Wie Bild 5-10 zeigt, ist abweichend von den oben geschilderten Verhältnissen der Transport (Emissionen aus Dieselverbrennung) für einen etwas höheren

prozentualen Anteil in den Wirkungskategorien Sommersmog (8 %), terrestrische Eutrophierung (10 %) und Eutrophierung mariner Ökosysteme (9 %) verantwortlich. Zudem liegt der Beitrag der Stanzabfälle zu den Treibhausgasemissionen, unter Berücksichtigung der Bindung von CO₂ in der Biomasse (Mais) sowie der Treibhausgasemissionen aus biogenen Quellen, deutlich niedriger verglichen mit den anderen Wirkungskategorien. Dies ist bedingt durch die Bindung von CO₂ im PLA, welche anteilmäßig den Stanzabfällen zugeschrieben wird. Zugleich liegt durch den geringen Beitrag der Stanzabfälle zu den Treibhausgasemissionen inkl. biogenem CO₂ der relative Beitrag der Extrusion (Strom) entsprechend höher.

Bild 5-10:
Beitrag Prozessschritte und Ausgangsmaterial zu den einzelnen Wirkungskategorien (Mas-senallokation)

Wirkungskategorie	Stanzabfälle	Transport	Ballenpresse	Aufbereitung PLA Abfälle	Extrusion PLA
Fossiler Ressourcenverbrauch [kg Öl-Äq.]	69%	6%	3%	8%	14%
Naturraumbeanspruchung Agrarfläche [m ² a]	97%	1%	0%	1%	1%
Klimawandel mit biogenem CO ₂ [kg CO ₂ -Äq.]	31%	11%	7%	18%	34%
Klimawandel ohne biogenes CO ₂ [kg CO ₂ -Äq.]	64%	6%	4%	9%	18%
Ozonabbau [kg CFC-11-Äq.]	100%	0%	0%	0%	0%
Sommersmog [kg NMVOC]	77%	8%	2%	6%	8%
Versauerung [Mol H ⁺ -Äq.]	77%	6%	2%	6%	9%
Terrestrische Eutrophierung [Mol N-Äq.]	75%	10%	2%	6%	8%
Aquatische Eutrophierung (marin) [kg N-Äq.]	76%	9%	2%	6%	8%
Aquatische Eutrophierung (Frishwasser) [kg P-Äq.]	73%	4%	3%	7%	13%
Feinstaub [kg PM _{2,5} -Äq.]	77%	7%	2%	5%	9%
Primärenergiebedarf aus nicht reg. Ressourcen [MJ]	67%	5%	3%	9%	16%
Primärenergiebedarf aus reg. Ressourcen [MJ]	81%	1%	2%	5%	11%
Primärenergiebedarf aus reg. und nicht reg. Ressourcen [MJ]	72%	3%	3%	7%	14%

Tabelle 8-4 im Anhang fasst die absoluten potenziellen Umweltwirkungen des werkstofflichen Recyclings von Alt-PLA aus PLA-Stanzabfällen in den jeweiligen Verarbeitungsschritten zusammen.

5.6 Potenzielle Umweltwirkung der thermischen Verwertung von PLA-Abfällen in einer Müllverbrennungsanlage

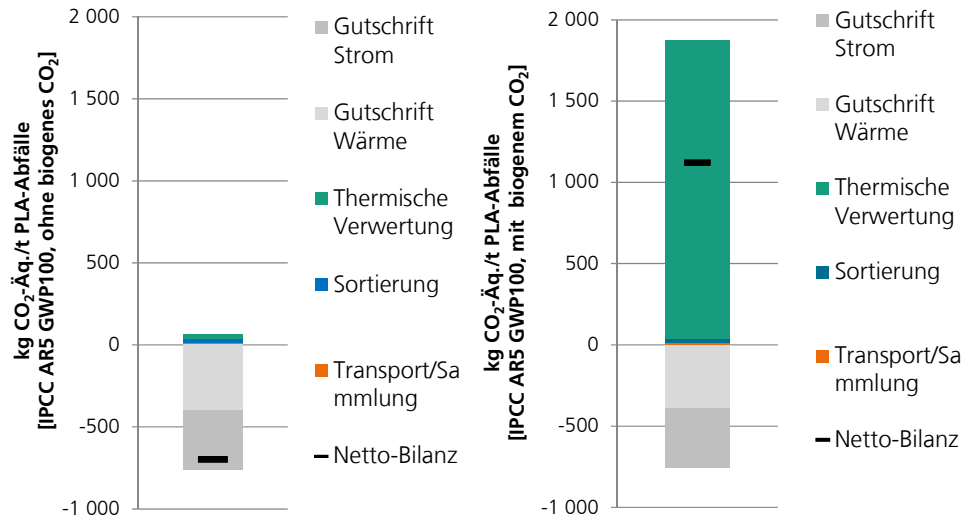
Bei der thermischen Verwertung von PLA-Abfällen werden für Post-Consumer-Abfälle die Sammlung und der Transport, für industrielle PLA-Stanzabfälle ausschließlich der Transport bilanziert. Darüber hinaus werden für beide Abfallströme die sich anschließende thermische Verwertung in einer MVA sowie Gutschriften für die Koppelprodukte Strom und Fernwärme berücksichtigt (vgl. Kapitel 3.6). Dabei wird, entsprechend der Vorgehensweise bei den stofflichen Recyclingverfahren, eine Allokation der Abfallfraktionen nach Masse durchgeführt, so dass ausschließlich der PLA-Anteil im Abfallstrom bilanziert wird.

5.6.1 Thermische Verwertung von Post-Consumer PLA-Abfällen

Werden ausschließlich die Treibhausgasemissionen aus fossilen Quellen betrachtet, werden im Fall der thermischen Verwertung von einer Tonne PLA-Abfällen aus Post-Consumer-Abfällen einschließlich Transport, Sammlung und Sortierung ca. 63 kg CO₂-Äq. emittiert und ca. 761 kg CO₂-Äq. durch die Substitution von Strom und Fernwärme eingespart. In Summe können somit durch die thermische Verwertung von einer Tonne PLA-Abfälle ca. 700 kg CO₂-Äq.

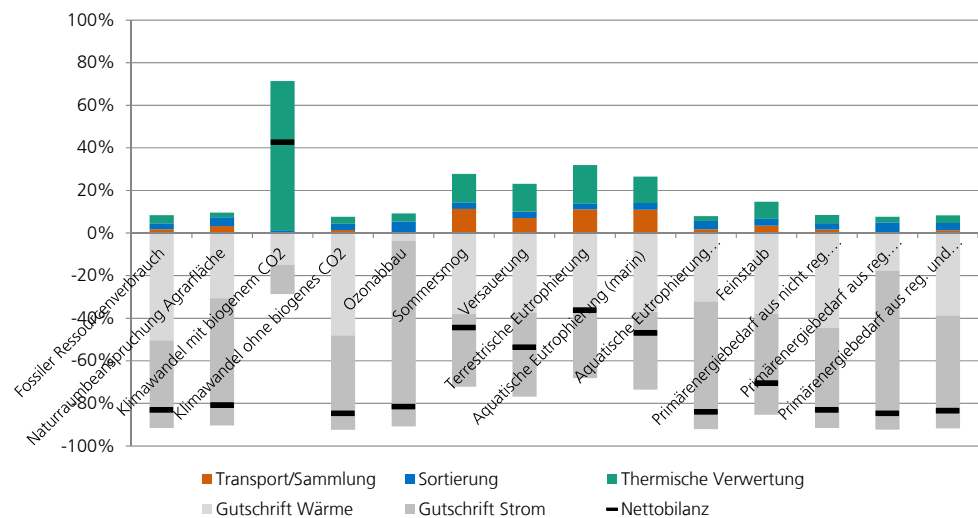
eingespart werden. Werden auch CO₂-Emissionen aus biogenen Quellen zusätzlich mit berücksichtigt, wie in Bild 5-11 auf der rechten Seite dargestellt, werden netto 1 120 kg CO₂-Äq. emittiert.

Bild 5-11:
Treibhausgasbilanz der thermischen Verwertung von Alt-PLA aus Post-Consumer-Abfällen



Die Betrachtung der weiteren Wirkungskategorien, wie in Bild 5-12 dargestellt, zeigt, dass die thermische Verwertung von Post-Consumer-Abfällen durchweg zu Netto-Einsparungen zwischen ca. 40-80 % führt. Eine Zusammenfassung der absoluten Werte befindet sich in Tabelle 8-5 im Anhang.

Bild 5-12:
Relative Umweltwirkung der thermischen Verwertung von einer Tonne PLA-Abfälle aus Post-Consumer-Abfällen (= 100 %) im Vergleich zu Gutschriften für die Koppelprodukte Strom und Fernwärme

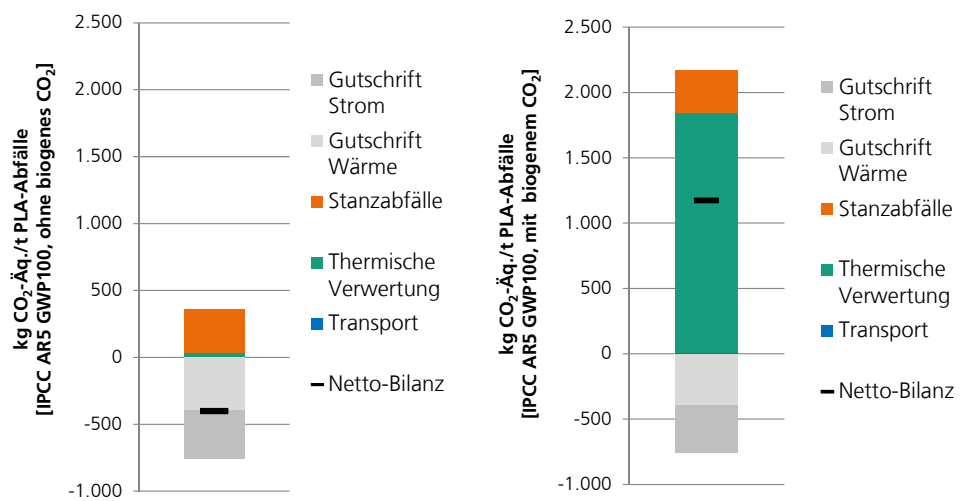


5.6.2 Thermische Verwertung von post-industriellen PLA-Abfällen

Bild 5-13 zeigt die Treibhausgasemissionen, die mit der thermischen Verwertung von einer Tonne PLA-Abfällen verknüpft sind. Zu erkennen ist, dass durch den Transport und durch die thermische Verwertung lediglich ca. 34 kg CO₂-

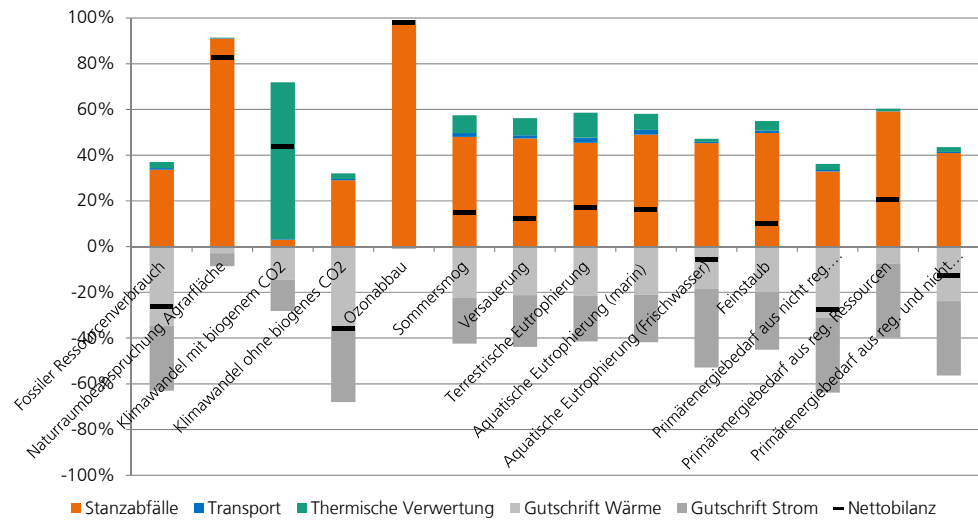
Äq./t PLA-Abfälle aus fossilen Quellen emittiert werden, wohingegen die Koppelprodukte der MVA (Strom und Wärme) zu einer Reduktion der Treibhausgasemissionen um ca. 760 kg CO₂-Äq.(fossil)/t PLA-Abfälle beitragen. Die industriellen PLA-Abfälle weisen einen Carbon Footprint von 325 kg CO₂-Äq./t auf, sodass in Summe ca. 360 kg CO₂-Äq./t PLA-Abfälle emittiert werden. Unter zusätzlicher Berücksichtigung von CO₂-Emissionen aus biogenen Quellen werden hingegen ca. 2 150 kg CO₂-Äq./t PLA-Abfälle emittiert. Die zusätzlichen CO₂-Emissionen stammen vor allem aus dem Kohlenstoffanteil im PLA. In Summe werden somit durch die thermische Verwertung von einer Tonne PLA-Abfälle ca. 400 kg CO₂-Äq.(fossil)/t PLA-Abfälle eingespart, unter zusätzlicher Berücksichtigung von CO₂-Emissionen aus biogenen Quellen netto ca. 1 200 kg CO₂-Äq. emittiert.

Bild 5-13:
Treibhausgasbilanz der thermischen Verwertung von post-industriellen PLA-Abfällen



Eine Zusammenfassung der potenziellen Umweltwirkungen der thermischen Verwertung von einer Tonne industriellen PLA-Abfälle zeigt Tabelle 8-6 im Anhang. Zu erkennen ist, dass die Gutschriften für Strom und Fernwärme oftmals geringer ausfallen als die potenziellen Umweltwirkungen durch die Bereitstellung der post-industriellen PLA-Abfälle einschließlich der Wirkungen aus Transport und thermischer Verwertung in einer MVA. Bild 5-14 zeigt die relativen Verhältnisse zwischen Umweltwirkungen aus PLA-Abfällen, Transport und thermischer Verwertung und den Gutschriften für die Koppelprodukte Strom und Fernwärme.

Bild 5-14: Relative Umweltwirkung der thermischen Verwertung von einer Tonne PLA-Abfälle aus PLA-Stanzabfällen (= 100 %) im Vergleich zu Gutschriften für die Koppelprodukte Strom und Fernwärme



5.7 Potenzielle Umweltwirkung der Herstellung von primärem PLA-Granulat

Für den Vergleich des Recycling von Alt-PLA mit der thermischen Verwertung von PLA müssen Gutschriften für die Produkte PLA-Rezyklat bzw. Strom und thermische Energie vergeben werden. Wie in Kapitel 4.2 erörtert, wird als Datengrundlage für die primäre PLA-Herstellung der GaBi-Datensatz »US: Ingeo Polymilchsäure (PLA) Biopolymer Herstellung« [thinkstep-2010] verwendet. Dieser weist, wie in Tabelle 5-1 dargestellt, geringfügige Unterschiede zu den in [Vink-2015] veröffentlichten Daten auf. Eine deutliche Abweichung von ca. 100 % tritt ausschließlich in der Wirkungskategorie Ozonabbau auf. Bei den in Tabelle 5-1 dargestellten Daten ist zu berücksichtigen, dass im Gegensatz zu den ausgewählten Wirkungsabschätzungsmethoden dieser Studie wie in Kapitel 2.8.1 dargestellt, hier die Wirkungsabschätzungsmethode CML2001: Version April 2013 angewendet wurde, um kompatibel mit den aus [Vink-2015] in Tabelle 1 dargestellten Werten zu sein.

Tabelle 5-1: Potenzielle Umweltwirkungen von einer Tonne PLA-Granulat auf Basis von Mais gemäß GaBi-Datensatz: »US: Ingeo Polymilchsäure (PLA) Biopolymer Herstellung NatureWorks« und Tabelle 1 in [Vink-2015]; Wirkungsabschätzungsmethodik CML2001: Version April 2013

Wirkungskategorie	GaBi-Datensatz: US: Ingeo Polymilchsäure (PLA) Biopolymer Herstellung NatureWorks	Veröffentlichung [Vink-2015]	Prozentuale Abweichung
Klimawandel mit biogenem CO ₂ [kg CO ₂ -Äq.]	587	620	6 %
Klimawandel ohne biogenes CO ₂ [kg CO ₂ -Äq.]	2 410	kein Wert	kein Wert
Ozonabbau [kg R11-Äq.]	0,00000114	0,00000000040	> -100 %
Sommersmog [kg Ethen-Äq.]	0,56	0,60	8 %

Wirkungskategorie	GaBi-Datensatz: US: Ingeo Polymilchsäure (PLA) Biopolymer Herstellung NatureWorks	Veröffentlichung [Vink-2015]	Prozentuale Abweichung
Versauerung [kg SO ₂ -Äq.]	7,54	7,26	-4 %
Aquatische Eutrophierung (Frischwasser) [kg Phosphat-Äq.]	1,42	1,38	-3 %
Primärenergiebedarf aus nicht reg. Ressourcen (oberer Heizwert) [MJ]	37 200	40 050	8 %
Primärenergiebedarf aus reg. Ressourcen (oberer Heizwert) [MJ]	27 300	26 610	-3 %

Eine Zusammenfassung der potenziellen Umweltwirkungen einer Tonne primärer PLA zeigt Tabelle 5-2. Die Daten zur Naturraumbeanspruchung (Agrarfläche) sind gemäß der Informationen in [Vink-2015] angepasst. Diese Daten dienen als Grundlage für die Berechnung von Gutschriften für PLA-Rezyklate und stellen in diesem Kontext verglichen mit anderen LCA-Studien zur PLA Herstellung eine konservative Abschätzung dar.

Tabelle 5-2: Potenzielle Umweltwirkungen von einer Tonne PLA-Granulat auf Basis von Mais gemäß GaBi-Datensatz: »US: Ingeo Polymilchsäure (PLA) Biopolymer Herstellung NatureWorks«

Wirkungskategorie	PLA primär (NatureWorks)
Fossiler Ressourcenverbrauch [kg Öl-Äq.]	745
Naturraumbeanspruchung Agrarfläche [m ² *a]	1 530
Klimawandel mit biogenem CO ₂ [kg CO ₂ -Äq.]	595
Klimawandel ohne biogenes CO ₂ [kg CO ₂ -Äq.]	2 420
Ozonabbau [kg CFC-11-Äq.]	0,0000011
Sommersmog [kg NMVOC]	7,62
Versauerung [Mol H ⁺ -Äq.]	9,51
Terrestrische Eutrophierung [Mol N-Äq.]	30,0
Aquatische Eutrophierung (marin) [kg N-Äq.]	3,18
Aquatische Eutrophierung (Frischwasser) [kg P-Äq.]	0,01
Feinstaub [kg PM _{2,5} -Äq.]	0,368
Primärenergiebedarf aus nicht reg. Ressourcen [MJ]	34 500
Primärenergiebedarf aus reg. Ressourcen [MJ]	27 300
Primärenergiebedarf aus reg. und nicht reg. Ressourcen [MJ]	61 700

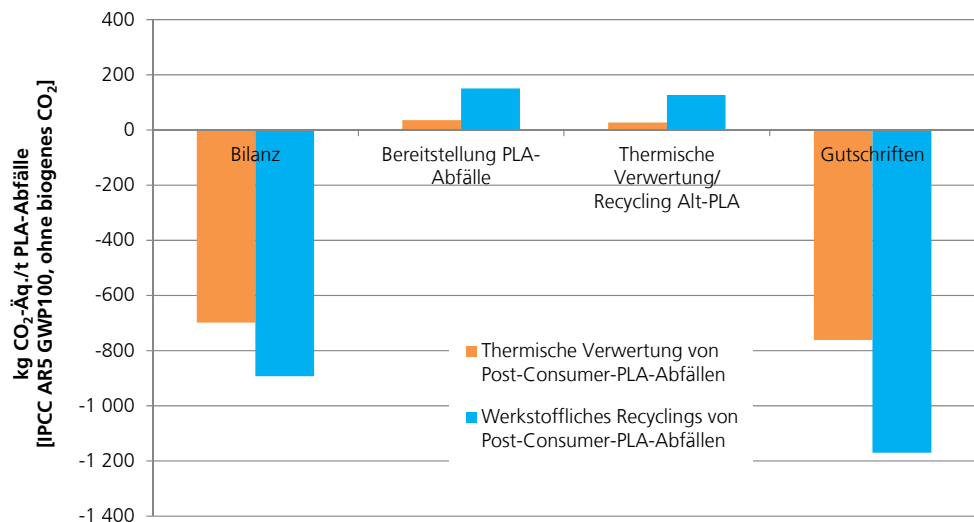
5.8 Vergleich Recycling versus thermische Verwertung in einer MVA

Im Folgenden werden die potenziellen Umweltwirkungen der zwei End-of-Life-Optionen: Recycling und thermische Verwertung von PLA-Abfällen miteinander verglichen. Dabei werden im Fall der Recyclingverfahren Gutschriften für das Rezyklat berücksichtigt (vgl. Kapitel 5.7) sowie bei der thermischen Verwertung Gutschriften für die Rückgewinnung von thermischer Energie und Strom (vgl. Kapitel 5.6).

5.8.1 Vergleich des werkstofflichen Recyclings von Post-Consumer-PLA-Abfällen mit thermischer Verwertung in einer MVA

Wie Bild 5-15 zeigt, ergibt sich für das werkstoffliche Recycling von Post-Consumer-PLA-Abfällen gegenüber der energetischen Verwertung eine Einsparung von ca. 30 % Treibhausgasemissionen. Die Gutschrift für das Rezyklat in der Höhe von 1 170 kg CO₂-Äq. berücksichtigt hierbei einen Qualitätsabschlag von 51 % gegenüber der Neuware. Das heißt, bilanziell ersetzt eine Tonne Rezyklat 490 kg Neuware. Im Fall der energetischen Verwertung von einer Tonne PLA-Abfällen werden Gutschriften für den erzeugten Strom und die produzierte Wärme in Höhe von 761 kg CO₂-Äq. bilanziert. In Summe ergeben sich bei Berücksichtigung der Emissionen durch den Aufwand der Bereitstellung der PLA-Abfälle sowie durch deren Verwertung im Fall des werkstofflichen Recyclings Einsparungen von ca. 893 kg CO₂-Äq. und im Fall der energetischen Verwertung von 700 kg CO₂-Äq.

Bild 5-15:
Treibhausgasemissionen (fossil) des werkstofflichen Recyclings von 1 t Alt-PLA aus Post-Consumer-Abfällen im Vergleich zur thermischen Verwertung in einer MVA



Wie Bild 5-16 zeigt ergeben sich auch im Hinblick auf die anderen untersuchten Umweltwirkungskategorien Nettoeinsparungen durch das werkstoffliche Recycling verglichen mit einer thermischen Verwertung.

Bild 5-16:
Absolute Einsparungen durch Recycling von 1 t Alt-PLA aus Post-Consumer-Abfällen durch werkstoffliches Recycling im Vergleich zur thermischen Verwertung von einer Tonne PLA-Abfälle

Wirkungskategorie	Einsparungen durch werkstoffliches Recyclings von einer Tonne Alt-PLA aus Post-Consumer-Abfällen
Fossiler Ressourcenverbrauch [kg Öl-Äq.]	-124
Naturraumbeanspruchung Agrarfläche [m ² *a]	-714
Klimawandel mit biogenem CO ₂ [kg CO ₂ -Äq.]	-1 134
Klimawandel ohne biogenes CO ₂ [kg CO ₂ -Äq.]	-194
Ozonabbau [kg CFC-11-Äq.]	-0.0000005
Sommersmog [kg NMVOC]	-2.60
Versauerung	-3.14
Terrestrische Eutrophierung [Mole of H+ Äq.]	-10.24
Aquatische Eutrophierung (marin) [kg N-Äq.]	-1.07
Aquatische Eutrophierung (Frischwasser) [kg P-Äq.]	0.00
Feinstaub [kg PM2,5-Äq.]	-0.12
Primärenergiebedarf aus nicht reg. Ressourcen [MJ]	-5 026
Primärenergiebedarf aus reg. Ressourcen [MJ]	-9 582
Primärenergiebedarf aus reg. und nicht reg. Ressourcen [MJ]	-14 633

Die Nettoeinsparungen können auch als relative Einsparungen ausgedrückt werden, wie in Bild 5-17 dargestellt. Wie bereits in Bild 5-15 gezeigt, sind die Einsparungen im Hinblick auf fossile Treibhausgasemissionen durch das werkstoffliche Recycling ca. 30 % höher verglichen mit der thermischen Verwertung. Dies wird in Bild 5-17 durch den Faktor »1,3« ausgedrückt.

Zudem besteht die Möglichkeit, dass die thermische Verwertung der Post-Consumer-PLA-Abfälle zu Netto-Emissionen führt, wohingegen das werkstoffliche Recycling zu Nettoeinsparungen beiträgt. Wird das Verhältnis zwischen den Emissionen und den Einsparungen berechnet, ergibt sich ein negativer Wert. Dieser lässt sich schwer interpretieren, da ein Wechsel von Einsparungen zu zusätzlichen Emissionen prinzipiell unendlich hohe Einsparungen bedeutet. Dieser Fall ist in der letzten Spalte in Bild 5-17 dargestellt.

Bild 5-17:
Relative Einsparungen durch werkstofflichen Recycling im Vergleich zur thermischen Verwertung von einer Tonne Alt-PLA

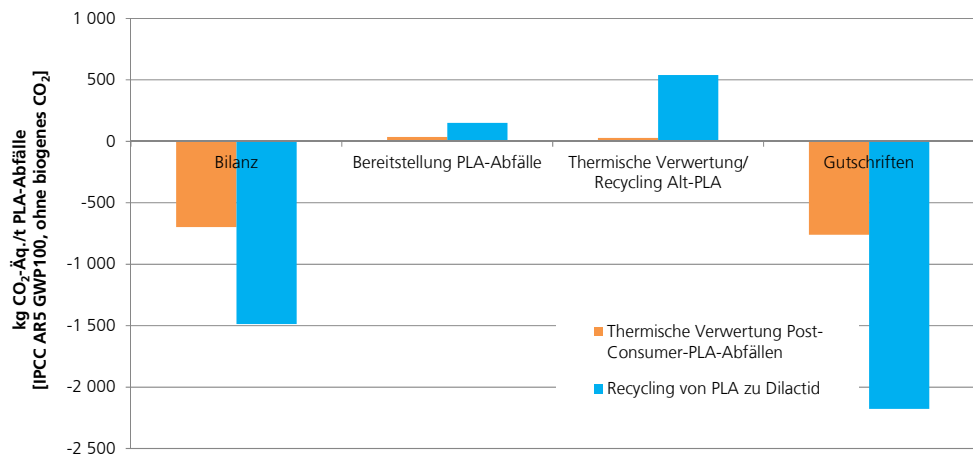
Wirkungskategorie	Verhältnis Umweltwirkung Recycling zur Umweltwirkung thermische Verwertung (Einsparfaktor)					
	> 1-2x	> 3-4x	> 5-9x	> 10-49x	> 50x	∞
Fossiler Ressourcenverbrauch	1,7					
Naturraumbeanspruchung Agrarfläche				42,3		
Klimawandel mit biogenem CO ₂						
Klimawandel ohne biogenes CO ₂	1,3					
Ozonabbau						
Sommersmog			5,7			
Versauerung			4,8			
Terrestrische Eutrophierung			6,2			
Aquatische Eutrophierung (marin)			5,6			

Aquatische Eutrophierung (Frischwasser)		2,8				
Feinstaub		4,2				
Primärenergiebedarf aus nicht reg. Ressourcen	1,6					
Primärenergiebedarf aus reg. Ressourcen			5,3			
Primärenergiebedarf aus reg. und nicht reg. Ressourcen	2,4					

5.8.2 Vergleich Recycling von PLA zu Dilactid mit thermischer Verwertung in einer MVA

Das Recycling von Alt-PLA zu Dilactid sowie die weitere Verarbeitung des Dilactid zu PLA führen in Summe zu ca. doppelt so hohen Netto-Treibhausgasersparungen im Vergleich zur thermischen Verwertung von Alt-PLA in einer MVA. Bild 5-18 zeigt die Treibhausgasemissionen aus fossilen Quellen in den jeweiligen Prozessschritten sowie die Treibhausgasersparungen durch die Substitution von primärer PLA bzw. von Strom und Wärme im Fall der thermischen Verwertung.

Bild 5-18:
Treibhausgasemissionen (fossil) des Recyclings von Alt-PLA zu Dilactid von 1 t Alt-PLA aus Post-Consumer-Abfällen im Vergleich zur thermischen Verwertung in einer MVA



Wie Bild 5-19 zeigt, ergeben sich auch im Hinblick auf die anderen untersuchten Umweltwirkungskategorien Nettoeinsparungen durch das Recycling verglichen mit einer thermischen Verwertung.

Bild 5-19:
Absolute Einsparungen durch Recycling von 1 t Alt-PLA zu Dilactid im Vergleich zur thermischen Verwertung von einer Tonne PLA-Abfälle

Wirkungskategorie	Einsparungen durch Recycling von Alt-PLA zu Dilactid gegenüber thermischer Verwertung pro Tonne
Fossiler Ressourcenverbrauch [kg Öl-Äq.]	-345
Naturraumbeanspruchung Agrarfläche [m ² *a]	-1 354
Klimawandel mit biogenem CO ₂ [kg CO ₂ -Äq.]	-1 022
Klimawandel ohne biogenes CO ₂ [kg CO ₂ -Äq.]	-789
Ozonabbau [kg CFC-11-Äq.]	-0,0000010
Sommersmog [kg NMVOC]	-1,58
Versauerung	-6,15
Terrestrische Eutrophierung [Mole of H+ Äq.]	-20,65
Aquatische Eutrophierung (marin) [kg N-Äq.]	-2,46
Aquatische Eutrophierung (Frischwasser) [kg P-Äq.]	-0,01
Feinstaub [kg PM _{2,5} -Äq.]	-0,26
Primärenergiebedarf aus nicht reg. Ressourcen [MJ]	-13 486
Primärenergiebedarf aus reg. Ressourcen [MJ]	-19 845
Primärenergiebedarf aus reg. und nicht reg. Ressourcen	-33 163

Die Nettoeinsparungen führen zu relativen Einsparungen, die in Bild 5-20 zusammengefasst sind. Wie bereits in Bild 5-18 gezeigt, sind die Einsparungen im Hinblick auf fossile Treibhausgasemissionen ca. doppelt so hoch durch das Recycling verglichen mit der thermischen Verwertung. Dies wird in Bild 5-20 durch den Faktor »2,1« ausgedrückt. Die Einsparung der Inanspruchnahmen von Agrarfläche ist beispielsweise im Fall der stofflichen Verwertung um den Faktor 79 höher als im Fall der thermischen Verwertung. Die Wirkungskategorie Ozonabbau birgt große modellspezifische Unsicherheiten, wie in Kapitel 4.2 erläutert. Daher ist der Wert 794 in der Wirkungskategorie Ozonabbau nur wenig aussagekräftig.

Bild 5-20:
Relative Einsparungen durch Recycling zu Dilactid im Vergleich zur thermischen Verwertung von einer Tonne Alt-PLA

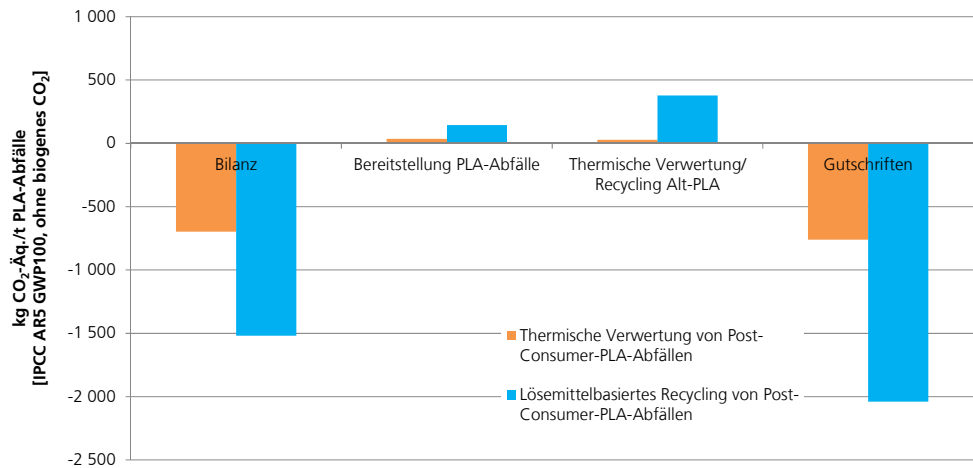
Wirkungskategorie	Verhältnis Umweltwirkung Recycling zur Umweltwirkung thermische Verwertung (Einsparfaktor)				
	> 1-2x	> 3-4x	> 5-9x	> 10-49x	> 50x
Fossiler Ressourcenverbrauch		3,0			
Naturraumbeanspruchung Agrarfläche					79,2
Klimawandel mit biogenem CO ₂	0,1				
Klimawandel ohne biogenes CO ₂	2,1				
Ozonabbau					794,4
Sommersmog		3,8			
Versauerung			8,4		
Terrestrische Eutrophierung				11,6	
Aquatische Eutrophierung (marin)				11,5	
Aquatische Eutrophierung (Frischwasser)			6,0		

Feinstaub			8,1	
Primärenergiebedarf aus nicht reg. Ressourcen		2,7		
Primärenergiebedarf aus reg. Ressourcen				9,8
Primärenergiebedarf aus reg. und nicht reg. Ressourcen		4,2		

5.8.3 Vergleich Recycling von PLA durch selektives Lösen mit thermischer Verwertung in einer MVA

Das Recycling von Alt-PLA durch selektives Lösen führt zu ca. 2-fach höheren Treibhausgaseinsparungen im Vergleich zur thermischen Verwertung. So betragen die Einsparungen durch die Substitution von primärem PLA 1 519 kg CO₂-Äq. pro Tonne Alt-PLA. Die thermische Verwertung in einer MVA führt durch die Substitution von Strom und Wärme zu Einsparungen in Höhe von ca. 700 kg CO₂-Äq. pro Tonne Alt-PLA.

Bild 5-21: Treibhausgasemissionen (fossil) durch lösemittelbasiertes Recycling von 1 t Alt-PLA im Vergleich zur thermischen Verwertung von einer Tonne PLA-Abfällen in einer MVA



Die exakten Einsparungen durch die stoffliche Verwertung an Stelle der thermischen Verwertung sind in Bild 5-22 zusammengefasst. Die Einsparungen sind durch das negative Vorzeichen gekennzeichnet.

Bild 5-22:
Absolute Einsparungen durch lösemittelbasiertes Recycling von 1 t Alt-PLA im Vergleich zur thermischen Verwertung von einer Tonne PLA-Abfällen

Wirkungskategorie	Einsparungen durch lösemittelbasiertes Recycling von einer Tonne Alt-PLA gegenüber thermischer Verwertung
Fossiler Ressourcenverbrauch [kg Öl-Äq.]	-292
Naturraumbeanspruchung Agrarfläche [m ² *a]	-1 261
Klimawandel mit biogenem CO ₂ [kg CO ₂ -Äq.]	-1 104
Klimawandel ohne biogenes CO ₂ [kg CO ₂ -Äq.]	-821
Ozonabbau [kg CFC-11-Äq.]	0,0000002
Sommersmog [kg NMVOC]	-5,10
Versauerung	-6,34
Terrestrische Eutrophierung [Mole of H+ Äq.]	-20,09
Aquatische Eutrophierung (marin) [kg N-Äq.]	-2,15
Aquatische Eutrophierung (Frischwasser) [kg P-Äq.]	-0,01
Feinstaub [kg PM2,5-Äq.]	-0,25
Primärenergiebedarf aus nicht reg. Ressourcen [MJ]	-13 326
Primärenergiebedarf aus reg. Ressourcen [MJ]	-19 451
Primärenergiebedarf aus reg. und nicht reg. Ressourcen	-32 803

Der jeweilige Faktor der Einsparungen ist für die untersuchten Wirkungskategorien in Bild 5-23 angegeben. Wie bereits erörtert, beträgt beispielsweise die Einsparungsfaktor für die Wirkungskategorie Klimawandel (ohne biogenem CO₂) 2,2. Ausschließlich in der Wirkungskategorie Ozonabbau zeigt das Recyclingverfahren Nachteile gegenüber der thermischen Verwertung. Anstatt Netto-Einsparungen, wie im Fall der thermischen Verwertung, ergeben sich für das Recyclingverfahren Netto-Emissionen.

Die vergleichsweise geringen Beiträge zum Ozonabbaupotenzial entstammen zu 99 % aus der Ethylacetatvorkette und gehen mit einer höheren Unsicherheit einher. Der verwendete ecoinvent-Datensatz stammt aus dem Jahr 1989 und basiert auf dem Datensatz zur Ameisensäureproduktion (Route: Oxidation von Butan). Die Emissionen, die im Wesentlichen zur Kategorie Ozonabbau beitragen, resultieren aus Vorketten der Gewinnung von Butan. Heute dominiert das Verfahren zur Gewinnung von Ethylacetat durch säurekatalysierte Veresterung von Essigsäure, so dass der verwendete Hintergrunddatensatz nicht mehr repräsentativ ist. Zudem wurde in dem ecoinvent.-Datensatz eine Massenallokation zwischen den Koppelprodukten Ameisensäure, Methylacetat, Ethylacetat, Essigsäure, Methylethylketon und Aceton vorgenommen, welche die Wertschöpfung der Produkte nicht widerspiegelt. Letztendlich sind die ozonabbauenden Emissionen mengenmäßig so gering und basieren auf einem nicht repräsentativen Datensatz, dass keine belastbare Aussage zur Kategorie Ozonabbau gemacht werden kann.

Bild 5-23:
Relative Einsparungen durch Lösungsmittelbasiertes Recycling im Vergleich zur thermischen Verwertung von einer Tonne Alt-PLA

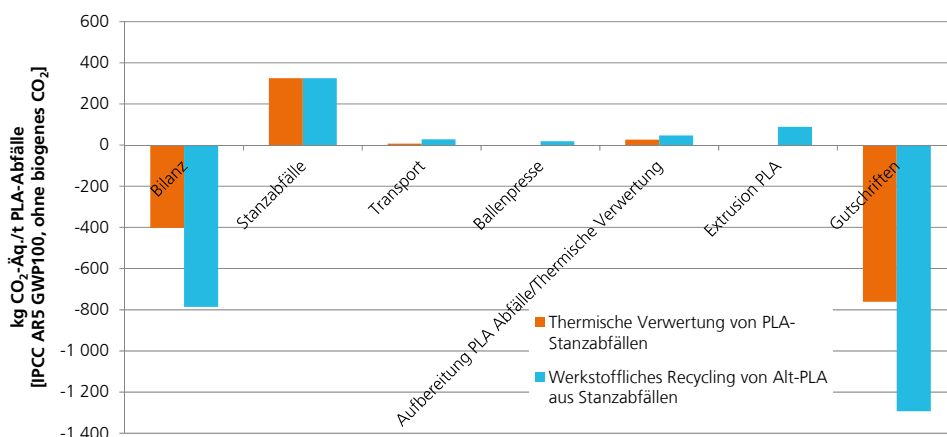
Wirkungskategorie	Verhältnis Umweltwirkung Recycling zur Umweltwirkung thermische Verwertung (Einsparfaktor)					zusätzliche Emissionen
	> 1-2x	> 3-4x	> 5-9x	> 10-49x	> 50x	
Fossiler Ressourcenverbrauch		2,7				
Naturraumbeanspruchung Agrarfläche					73,9	

Klimawandel mit biogenem CO ₂					67,6	
Klimawandel ohne biogenes CO ₂	2,2					
Ozonabbau						
Sommersmog				10,2		
Versauerung			8,7			
Terrestrische Eutrophierung				11,3		
Aquatische Eutrophierung (marin)				10,2		
Aquatische Eutrophierung (Friscwasser)			5,0			
Feinstaub			7,7			
Primärenergiebedarf aus nicht reg. Ressourcen		2,6				
Primärenergiebedarf aus reg. Ressourcen			9,6			
Primärenergiebedarf aus reg. und nicht reg. Ressourcen		4,2				

5.8.4 Vergleich werkstoffliches Recycling von post-industriellen PLA-Abfällen mit thermischer Verwertung in einer MVA

Bild 5-24 zeigt die Treibhausgasemissionen aus fossilen Quellen für die Fälle der thermischen Verwertung (orange) sowie des werkstofflichen Recyclings (hell blau) in unterschiedlichen Prozessschritten. In Summe werden für den Fall der thermischen Verwertung bilanziell 403 kg CO₂-Äq./t PLA-Abfälle eingespart, wohingegen das werkstoffliche Recycling bilanziell zu einer Nettoeinsparung von ca. 786 kg CO₂-Äq./t PLA-Abfälle führt. Insgesamt werden somit im Fall des werkstofflichen Recyclings ca. doppelt so hohe Treibhausgaseinsparungen erzielt verglichen mit der thermischen Verwertung in einer MVA.

Bild 5-24:
Treibhausgasemissionen (fossil) des werkstofflichen Recyclings von 1 t PLA aus Stanzabfällen im Vergleich zur thermischen Verwertung in einer MVA



Auch in allen anderen betrachteten Umweltkategorien ist das werkstoffliche Recycling der thermischen Verwertung überlegen und führt zu größeren Einsparungen. Die Differenzen zwischen den Werten der thermischen Verwertung sowie des werkstofflichen Recyclings sind in Bild 5-25 dargestellt. Die Zahlen spiegeln den absoluten Vorteil des werkstofflichen Recyclings gegenüber der thermischen Verwertung wider.

Bild 5-25:
Einsparungen durch werkstoffliches Recycling im Vergleich zur thermischen Verwertung von einer Tonne Alt-PLA

Wirkungskategorie	Einsparungen durch mech. Recycling gegenüber thermischer Verwertung pro Tonne PLA-Abfälle
Fossiler Ressourcenverbrauch [kg Öl-Äq.]	-176
Naturraumbeanspruchung Agrarfläche [m ² *a]	-792
Klimawandel mit biogenem CO ₂ [kg CO ₂ -Äq.]	-1 229
Klimawandel ohne biogenes CO ₂ [kg CO ₂ -Äq.]	-384
Ozonabbau [kg CFC-11-Äq.]	-0.0000006
Sommersmog [kg NMVOC]	-3.06
Versauerung	-3.76
Terrestrische Eutrophierung [Mole of H+ Äq.]	-12.17
Aquatische Eutrophierung (marin) [kg N-Äq.]	-1.28
Aquatische Eutrophierung (Frischwasser) [kg P-Äq.]	-0.005
Feinstaub [kg PM2,5-Äq.]	-0.14
Primärenergiebedarf aus nicht reg. Ressourcen [MJ]	-7 594
Primärenergiebedarf aus reg. Ressourcen [MJ]	-11 339
Primärenergiebedarf aus reg. und nicht reg. Ressourcen [MJ]	-18 944

Das werkstoffliche Recycling zeigt auch relativ gegenüber der thermischen Verwertung deutlich geringere potenzielle Umweltwirkungen, die durch die Einsparfaktoren (Verhältnis Wert Recycling zu Wert thermische Verwertung) ausgedrückt werden. Wie bereits in Bild 5-24 gezeigt, sind die Einsparungen im Hinblick auf fossile Treibhausgasemissionen ca. doppelt so hoch durch das Recycling verglichen mit der thermischen Verwertung. Dies wird in Bild 5-26 durch den Faktor »2« ausgedrückt. Der Faktor zur Reduzierung der aquatischen Eutrophierung (Frischwasser) beträgt beispielsweise 20,5. Teilweise führt die thermische Verwertung der post-industriellen PLA-Abfälle zu Netto-Emissionen, wohingegen das werkstoffliche Recycling zu Nettoeinsparungen führt. Wird das Verhältnis zwischen den Emissionen und den Einsparungen berechnet, ergibt sich ein negativer Wert. Dieser lässt sich schwer interpretieren, da

ein Wechsel von Einsparungen zu zusätzlichen Emissionen unendlich hohe Einsparungen bedeutet. Dieser Fall ist in der letzten Spalte in Bild 5-26 aufgeführt.

Bild 5-26:
Relative Einsparungen durch werkstoffliches Recycling an Stelle von thermischer Verwertung von einer Tonne Alt-PLA-

Wirkungskategorie	Verhältnis Umweltwirkung Recycling zur Umweltwirkung thermische Verwertung (Einsparfaktor)					
	> 1-2x	> 3-4x	> 5-9x	> 10-49x	> 50x	∞
Fossiler Ressourcenverbrauch		3,3				
Naturraumbeanspruchung Agrarfläche						
Klimawandel mit biogenem CO ₂						
Klimawandel ohne biogenes CO ₂	2					
Ozonabbau						
Sommersmog						
Versauerung						
Terrestrische Eutrophierung						
Aquatische Eutrophierung (marin)						
Aquatische Eutrophierung (Frischwasser)				20,5		
Feinstaub						
Primärenergiebedarf aus nicht reg. Ressourcen		2,9				
Primärenergiebedarf aus reg. Ressourcen						
Primärenergiebedarf aus reg. und nicht reg. Ressourcen			8,3			

5.9 Ökobilanzieller Vergleich der Rezyklate mit primärem PLA

In der öffentlichen Diskussion über PLA-Produkte aus primärer PLA wird oftmals argumentiert, dass diese in den Kategorien Landinanspruchnahme, Versauerung, Eutrophierung und Ozonabbau schlechter abschneiden als konventionelle petrochemische Kunststoffe wie Polypropylen. Höhere Werte in diesen Kategorien hängen im Wesentlichen mit dem Anbau von Agrarbiomasse (Mais) zusammen, die für die Herstellung von PLA genutzt wird. Durch ein Recycling kann der Anbau von Biomasse vermieden werden, so dass es zu einer deutlichen Reduktion der potenziellen Umweltwirkungen in den oben genannten Kategorien kommt.

Zu berücksichtigen ist, dass die Qualität der Rezyklate unterschiedlich ist (vergleiche Kapitel 2.7). Die geringere Qualität der Rezyklate gegenüber der Neuware wird im Rahmen der Ökobilanz mit Hilfe eines Abschlagfaktors berücksichtigt. Die angewendeten Faktoren sind in Tabelle 2-2 im Kapitel 2.7 zusammengefasst. Dadurch, dass im Fall eines Qualitätsabschlags bilanziell weniger Primärmaterial ersetzt wird als Rezyklat zur Verfügung steht, werden in den nachfolgenden Kapiteln in den Tabellen die um den Abschlagfaktor reduzierten Mengen an primärer PLA ausgewiesen.

Nutzungsäquivalenz der produzierten Rezyklate

Auch wenn der Eindruck entstehen könnte, dass die Rezyklate durch den Vergleich mit Neuware untereinander vergleichbar werden, ist ein solcher Vergleich aufgrund von fehlender Nutzenäquivalenz nicht möglich.

Die in Tabelle 2-2 im Kapitel 2.7 ausgewiesenen Faktoren basieren auf unterschiedlichen Annahmen und lassen einen direkten Vergleich nicht zu. Zudem ist die Frage der Substitution von Neuware durch Rezyklate stark abhängig von der intendierten Anwendung. Der Vergleich dient ausschließlich der Fragestellung, ob das Verwenden von PLA-Rezyklaten anstatt von PLA-Neuware zu einer Reduzierung von potenziellen Umweltwirkungen beitragen kann.

5.9.1 Vergleiche von Rezyklaten aus werkstofflichem Recycling von Post-Consumer-Abfälle mit Neuware

Der Vergleich von 490 kg PLA-Neuware, gemäß des Qualitätsabschlags des Rezyklats in Höhe von 51 %, mit einer Tonne Rezyklat aus dem werkstofflichen Recycling von Post-Consumer-Abfällen zeigt, dass durchweg mehr als 75 % der analysierten Umweltwirkungen durch den Einsatz von Rezyklaten an Stelle von Neuware reduziert werden können. Allein in der Wirkungskategorie Klimawandel mit biogenem CO₂ ergeben sich durch die gewählten Systemgrenzen sowie aufgrund des Umgangs mit Multifunktionalität Einsparungen von lediglich 4 %. Tabelle 5-3 fasst die Reduktionspotenziale von potenziellen Umweltwirkungen durch die Substitution von PLA-Neuware durch PLA-Rezyklat aus werkstofflichem Recycling von Post-Consumer-Abfällen zusammen. Für den Fall einer eins zu eins Substitution von Neuware durch das Rezyklat wären die Einsparungen entsprechend größer. Die in Tabelle 5-3 ausgewiesenen relativen Einsparungen spiegeln somit tendenziell eher minimale Reduktionen von potenziellen Umweltwirkungen wieder.

Tabelle 5-3: Vergleich der potenziellen Umweltwirkungen von 490 kg PLA-Granulat auf Basis von Mais gemäß GaBi-Datensatz [thinkstep-2010] mit einer Tonne Rezyklat aus Alt-PLA aus Post-Consumer-Abfällen

Wirkungskategorie	490 kg PLA von NatureWorks (Neuware)	1 t PLA Rezyklat aus werkstofflichem Recycling von Post-Consumer-PLA-Abfällen	Reduktion Umweltwirkung gegenüber qualitätsabschlagsbereinigtem Wert [%]
Fossiler Ressourcenverbrauch [kg Öl-Äq.]	365	67	82
Naturraumbeanspruchung Agrarfläche [m ² *a]	750	11	99
Klimawandel mit biogenem CO ₂ [kg CO ₂ -Äq.]	292	279	4
Klimawandel ohne biogenes CO ₂ [kg CO ₂ -Äq.]	1 186	280	76
Ozonabbau [kg CFC-11-Äq.]	5,6,E-07	9,4,E-10	100
Sommersmog [kg NMVOC]	3,7	0,5	85
Versauerung [Mol H ⁺ -Äq.]	4,7	0,6	86
Terrestrische Eutrophierung [Mol N-Äq.]	14,7	2,4	83
Aquatische Eutrophierung (marin) [kg N-Äq.]	1,56	0,24	85
Aquatische Eutrophierung (Frischwasser) [kg P-Äq.]	0,01	0,00	84
Feinstaub [kg PM _{2,5} -Äq.]	0,18	0,02	88
Primärenergiebedarf aus nicht reg. Ressourcen [MJ]	16 905	3 566	79
Primärenergiebedarf aus reg. Ressourcen [MJ]	13 377	1 377	90
Primärenergiebedarf aus reg. und nicht reg. Ressourcen [MJ]	30 233	4 936	84

5.9.2 Vergleiche von Rezyklaten aus chemischen Recycling von PLA zu Dilactid mit Neuware

Der Vergleich zwischen primärer PLA und dem Rezyklat aus Alt-PLA aus Post-Consumer-Abfällen, zeigt abgesehen von der Kategorie »Klimawandel mit biogenem CO₂« deutliche Einsparungen von oftmals über 70 %. Durch die Methodik zur Bilanzierung des industriellen Recyclingprozesses, wie in Kapitel 4.4 erläutert, ergeben sich durch die Verwendung von verschiedenen Daten aus

unterschiedlichen Quellen, u. a. zum Maisanbau, Ungenauigkeiten, die sich in der Kategorie Klimawandel mit biogenem CO₂ widerspiegeln. Der Wert ist nicht valide und sollte daher nicht in die Bewertung einfließen. Auch in der Wirkungskategorie Ozonabbau liegen hohe Unsicherheiten vor, so dass die angegebene Einsparung von ca. 100 % mit Vorsicht interpretiert werden sollte.

Tabelle 5-4: Vergleich der potenziellen Umweltwirkungen von einer Tonne PLA-Granulat auf Basis von Mais gemäß GaBi-Datensatz [thinkstep-2010] mit einer Tonne Rezyklat aus chemischen Recycling von Alt-PLA aus Post-Consumer-Abfällen

Wirkungskategorie	1 t PLA von NatureWorks (Neuware)	1 t PLA Rezyklat aus Recycling von PLA zu Dilactid	Reduktion Umweltwirkung gegenüber qualitätsabschlagsbereinigtem Wert [%]
Fossiler Ressourcenverbrauch [kg Öl-Äq.]	745	173	77
Naturraumbeanspruchung Agrarfläche [m ² *a]	1 530	7	100
Klimawandel mit biogenem CO ₂ [kg CO ₂ -Äq.]	595	705	-18
Klimawandel ohne biogenes CO ₂ [kg CO ₂ -Äq.]	2 420	767	68
Ozonabbau [kg CFC-11-Äq.]	1,E-06	5,E-10	100
Sommersmog [kg NMVOC]	7,6	5,2	31
Versauerung [Mol H ⁺ -Äq.]	9,5	1,8	82
Terrestrische Eutrophierung [Mol N-Äq.]	30,0	4,9	84
Aquatische Eutrophierung (marin) [kg N-Äq.]	3,18	0,19	94
Aquatische Eutrophierung (Frischwasser) [kg P-Äq.]	0,01	0,0007	95
Feinstaub [kg PM2,5-Äq.]	0,37	0,04	90
Primärenergiebedarf aus nicht reg. Ressourcen [MJ]	34 500	10 467	70
Primärenergiebedarf aus reg. Ressourcen [MJ]	27 300	2 745	90
Primärenergiebedarf aus reg. und nicht reg. Ressourcen [MJ]	61 700	13 319	78

5.9.3 Vergleiche von Rezyklaten aus physikalischem Recycling von PLA durch selektives Lösen aus dem Abfallstrom mit Neuware

Auch das Rezyklat aus dem Recycling von PLA durch selektives Lösen zeigt deutliche Reduzierungen der Umweltwirkungen im Vergleich zur primären Herstellung von PLA. Da die Qualität des Rezyklats geringer ist als die der Primärware werden entsprechend des bestimmten Qualitätsabschlags in der Höhe von 15 % (vergleiche Kapitel 2.7), die potenziellen Umweltwirkungen von 850 kg Neuware denen von einer Tonne Rezyklats gegenübergestellt. Wie Tabelle 5-5 zeigt, sind die potenziellen Umweltwirkungen des Rezyklats gegenüber der Neuware um mehr als 70 % reduziert, abgesehen in den Wirkungskategorien Klimawandel mit biogenem CO₂ und Ozonabbau. In der Kategorie Ozonabbau werden beim Rezyklat durch den Einsatz der Lösungsmittel 22 % mehr Wirkung verursacht als bei der primären Herstellung von PLA. Je nach Anwendung des Rezyklats ist auch eine eins zu eins Substitution von Neuware denkbar. In diesem Fall würden die relativen Einsparungen entsprechend höher ausfallen.

Tabelle 5-5: Vergleich der potenziellen Umweltwirkungen von 850 kg PLA-Granulat auf Basis von Mais gemäß GaBi-Datensatz [thinkstep-2010] mit einer Tonne Rezyklat aus lösemittelbasiertem Recycling von Alt-PLA

Wirkungskategorie	850 kg PLA von NatureWorks (Neuware)	1 t PLA Rezyklat aus lösemittelbasiertem Recycling von Alt-PLA	Reduktion Umweltwirkung gegenüber Qualitätsabschlagsbereinigtem Wert [%]
Fossiler Ressourcenverbrauch [kg Öl-Äq.]	633	166	74
Naturraumbeanspruchung Agrarfläche [m ² *a]	1 301	11	99
Klimawandel mit biogenem CO ₂ [kg CO ₂ -Äq.]	506	523	-3
Klimawandel ohne biogenes CO ₂ [kg CO ₂ -Äq.]	2 057	526	74
Ozonabbau [kg CFC-11-Äq.]	9,7,E-07	1,2,E-06	-22
Sommersmog [kg NMVOC]	6,5	0,8	88
Versauerung [Mol H ⁺ -Äq.]	8,1	0,8	90
Terrestrische Eutrophierung [Mol N-Äq.]	25,5	3,2	88
Aquatische Eutrophierung (marin) [kg N-Äq.]	2,70	0,30	89
Aquatische Eutrophierung (Frischwasser) [kg P-Äq.]	0,01	0,00	85
Feinstaub [kg PM _{2,5} -Äq.]	0,31	0,03	91

Wirkungskategorie	850 kg PLA von NatureWorks (Neuware)	1 t PLA Rezyklat aus lösemittelbasiertem Recycling von Alt-PLA	Reduktion Umweltwirkung gegenüber qualitätsabschlagsbereinigtem Wert [%]
Primärenergiebedarf aus nicht reg. Ressourcen [MJ]	29 325	7 606	74
Primärenergiebedarf aus reg. Ressourcen [MJ]	23 205	1 207	95
Primärenergiebedarf aus reg. und nicht reg. Ressourcen [MJ]	52 445	8 805	83

5.9.4 Vergleiche von Rezyklaten aus werkstofflichem Recycling von post-industriellen PLA-Abfällen mit Neuware

Wie Tabelle 5-6 zeigt, sind die potenziellen Umweltwirkungen von PLA-Rezyklat aus werkstofflichem Recycling von post-industriellen PLA-Abfällen gegenüber primärem PLA um ca. 65 % reduziert. Deutlich geringere Einsparungen werden ausschließlich für die Kategorie »Klimawandel mit biogenem CO₂« berechnet, welche die Bindung von CO₂ durch den Mais sowie die Freisetzung von CO₂ aus biogenen Quellen berücksichtigt. Eine Ursache für die deutlich geringeren Einsparungen in dieser Kategorie verglichen mit den erreichten Einsparungen in den anderen Wirkungskategorien ist die gewählte Systemgrenze (cradle-to-gate), die die Bilanz in diesem Fall positiv für das primäre PLA beeinflusst. Zu beachten ist, dass in der Realität, abhängig von der Anwendung des Werkstoffs, höhere Substitutionsquoten erzielt werden können. Dementsprechend höher würden die relativen Potenziale zur Reduktion von Umweltwirkungen ausfallen.

Tabelle 5-6: Vergleich der potenziellen Umweltwirkungen von 540 kg PLA-Granulat auf Basis von Mais gemäß GaBi-Datensatz [thinkstep-2010] mit einer Tonne Rezyklat aus werkstofflichem Recycling von post-industriellen PLA-Abfällen

Wirkungskategorie	540 kg PLA von NatureWorks (Neuware)	1 t PLA Rezyklat aus mech. Recycling	Reduktion Umweltwirkung gegenüber qualitätsabschlagsbereinigtem Wert [%]
Fossiler Ressourcenverbrauch [kg Öl-Äq.]	402	146	64
Naturraumbeanspruchung Agrarfläche [m ² *a]	826	214	74
Klimawandel mit biogenem CO ₂ [kg CO ₂ -Äq.]	321	264	18

Wirkungskategorie	540 kg PLA von NatureWorks (Neuware)	1 t PLA Rezyklat aus mech. Recycling	Reduktion Umweltwirkung gegenüber qualitätsabschlagsbereinigtem Wert [%]
Klimawandel ohne biogenes CO ₂ [kg CO ₂ -Äq.]	1 307	512	61
Ozonabbau [kg CFC-11-Äq.]	6E-07	2E-07	75
Sommersmog [kg NMVOC]	4,11	1,34	67
Versauerung [Mol H ⁺ -Äq.]	5,14	1,68	67
Terrestrische Eutrophierung [Mol N-Äq.]	16,20	5,44	66
Aquatische Eutrophierung (marin) [kg N-Äq.]	1,72	0,57	67
Aquatische Eutrophierung (Frischwasser) [kg P-Äq.]	0,007	0,003	65
Feinstaub [kg PM _{2,5} -Äq.]	0,20	0,06	67
Primärenergiebedarf aus nicht reg. Ressourcen [MJ]	18 630	7 009	62
Primärenergiebedarf aus reg. Ressourcen [MJ]	14 742	4 555	69
Primärenergiebedarf aus reg. und nicht reg. Ressourcen [MJ]	33 318	11 572	65

5.10 Ergebnisse der Sensitivitätsanalysen

5.10.1 Variation Umgang mit Multifunktionalität auf Prozessebene

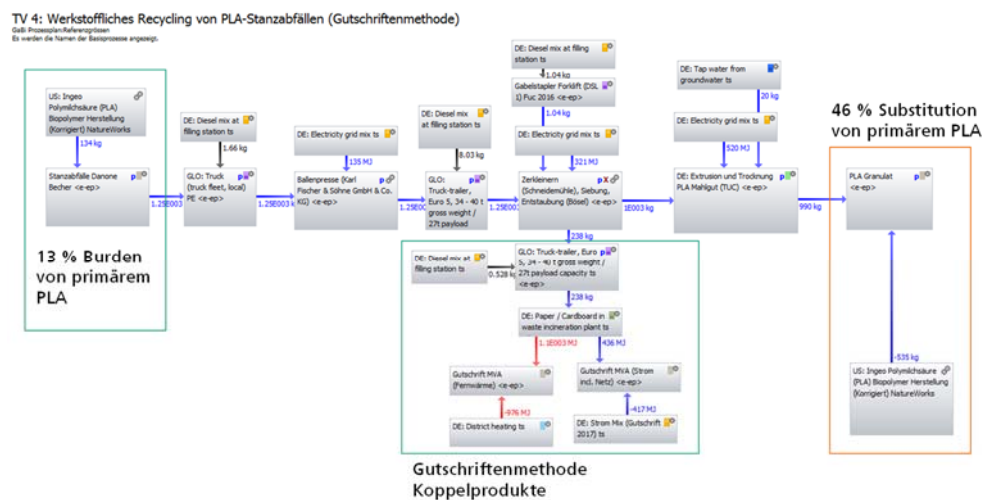
Für das werkstoffliche Recyclingverfahren von Stanzabfällen ist es möglich verschiedene Methoden zum Umgang mit Multifunktionalität anzuwenden:

1. Allokation nach Masse,
2. Allokation nach Heizwert und
3. die Gutschriftenmethode.

Dies ist für die Recyclingverfahren von Alt-PLA aus Post-Consumer-Abfällen nicht möglich, da nicht alle Heizwerte der Abfallfraktionen vorliegen und für die Anwendung der Gutschriftenmethode Datenlücken im Hinblick auf die Aufbereitung der einzelnen Abfallfraktionen sowie deren Substitutionspotenziale bestehen.

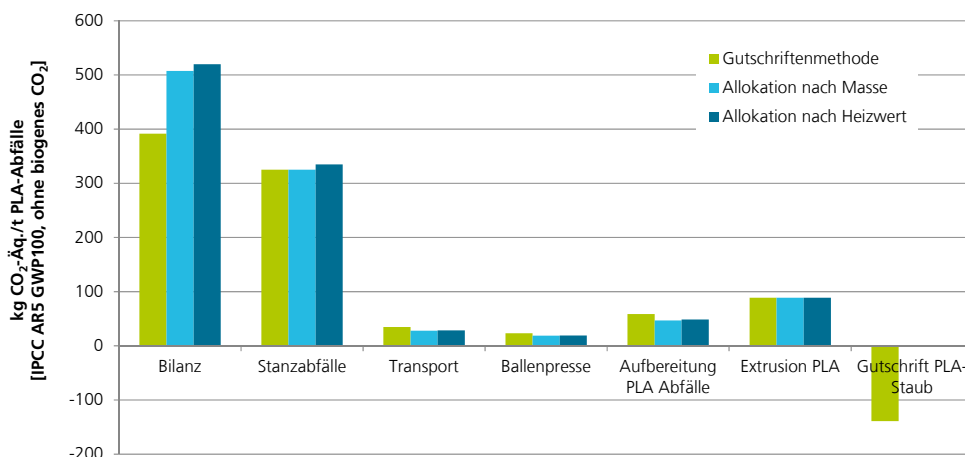
Im Fall des werkstofflichen Recyclingverfahrens von Stanzabfällen fallen, wie Bild 5-27 zeigt, in der Schneidmühle Stäube an, die im Wesentlichen, zu ca. 90 %, aus Papier bestehen. Für die Abfallfraktion wird ein Heizwert von 15 MJ/kg und für die PLA-Fraktion ein Heizwert von 17,9 MJ/kg angenommen. Für die Anwendung der Gutschriftenmethode wird zusätzlich angenommen, dass die Abfallfraktion 170 km zur nächsten MVA transportiert und thermisch verwertet wird (vergleiche Tabelle 4-12). Für die Koppelprodukte Strom und Fernwärme werden entsprechende Gutschriften (deutscher Fernwärme- und Strommix) vergeben. Die in Bild 5-27 dargestellte Gutschrift für die Substitution von primärem PLA (in orange) wird nicht im Rahmen der hier beschriebenen Sensitivitätsanalyse der Variation des Umgangs mit Multifunktionalität auf Prozessebene berücksichtigt, sondern im Folgekapitel 5.10.2 adressiert.

Bild 5-27:
LCA-Modell des werkstofflichen Recyclings von 1 t PLA aus Stanzabfällen bei Anwendung der Gutschriftenmethode



Wie in Bild 5-28 exemplarisch für die Treibhausgasemissionen (fossil) zu erkennen ist, führt die Anwendung der Allokation nach Masse annähernd zu den gleichen Ergebnissen wie die Anwendung einer Allokation nach Heizwert. Größere Abweichungen ergeben sich für den Fall der Anwendung der Gutschriftenmethode. Hier liegt der netto Carbon Footprint aufgrund der Gutschrift für die thermische Verwertung der papierreichen Abfallfraktion unter den anderen netto Werten.

Bild 5-28:
Treibhausgasemissionen (fossil) des werkstofflichen Recyclings von 1 t PLA aus Stanzabfällen bei Variation der Allokationsmethode



Wie in Bild 5-29 dargestellt führt die Anwendung der Allokation nach Heizwert an Stelle nach Masse auch in den anderen untersuchten Wirkungskategorien zu keinen wesentlichen Abweichungen (< 4 %). Deutliche Abweichungen von bis zu ca. minus 20 % ergeben sich im Fall der Anwendung der Gutschriftenmethode. Eine Ausnahme stellt die besonders hohe Abweichung von ca. 80 % in der Kategorie Klimawandel mit biogenem CO₂ dar. Dadurch, dass bei der Gutschriftenmethode die abgetrennte Papierabfallfraktion verbrannt wird (vgl. Bild 5-27), entstehen in diesem Fall vergleichsweise hohe CO₂-Emissionen aus biogenen Quellen.

Bild 5-29:
Treibhausgasemissionen (fossil) des werkstofflichen Recyclings von 1 t PLA aus Stanzabfällen bei Variation der Allokationsmethode

Wirkungskategorie	Abweichung Allokation nach Heizwert zu Allokation nach Masse	Abweichung Gutschriftenmethode zu Allokation nach Masse
Fossiler Ressourcenverbrauch [kg Öl-Äq.]	2,5%	-19,4%
Naturraumbeanspruchung Agrarfläche [m ² *a]	3,4%	-1,2%
Klimawandel mit biogenem CO ₂ [kg CO ₂ -Äq.]	2,1%	82,0%
Klimawandel ohne biogenes CO ₂ [kg CO ₂ -Äq.]	2,5%	-22,8%
Ozonabbau [kg CFC-11-Äq.]	3,3%	-0,1%
Sommersmog [kg NMVOC]	3,3%	-2,3%
Versauerung [Mol H ⁺ -Äq.]	2,7%	-4,5%
Terrestrische Eutrophierung [Mol N-Äq.]	3,0%	-0,6%
Aquatische Eutrophierung (marin) [kg N-Äq.]	2,9%	-2,2%
Aquatische Eutrophierung (Frischwasser) [kg P-Äq.]	2,8%	-12,1%
Feinstaub [kg PM _{2,5} -Äq.]	3,0%	-6,2%
Primärenergiebedarf aus nicht reg. Ressourcen [MJ]	2,8%	-19,2%
Primärenergiebedarf aus reg. Ressourcen [MJ]	2,9%	-8,1%
Primärenergiebedarf aus reg. und nicht reg. Ressourcen [MJ]	2,9%	-14,9%

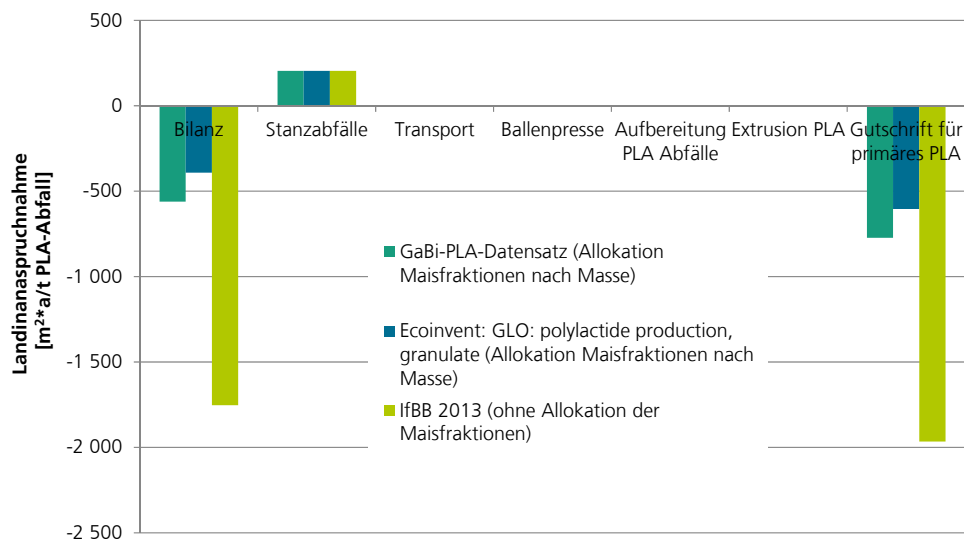
Zusammenfassend lässt sich sagen, dass bei der Bilanzierung des werkstofflichen Recyclings von Stanzabfällen die Anwendung der Gutschriftenmethode anstatt der Anwendung der Allokation nach Masse oder nach Heizwert zu deutlichen Abweichungen führt. Die Abweichungen sind dennoch nicht so gravierend, dass es zu anderen Aussagen käme. Die auf Prozessebene gewählte Allokation nach Masse, aber auch die Allokation nach Heizwert, stellt somit einen konservativeren Ansatz dar.

Für die Recyclingverfahren von Alt-PLA aus Post-Consumer-Abfällen können aufgrund der nicht hinreichenden Datenlage keine Aussagen zu Sensitivitäten hinsichtlich der Wahl von Allokationsmethoden getroffen werden.

5.10.2 Variation Hintergrunddaten PLA-Herstellung

Wie bereits in Tabelle 4-5 in Kapitel 4.2 gezeigt, unterscheiden sich die verfügbaren Daten zur potenziellen Umweltwirkungen als auch zur Flächeninanspruchnahme von primärem PLA deutlich. So schwanken beispielsweise die Angaben zur Flächeninanspruchnahme zwischen 0,1 bis 0,4 ha/t PLA und Jahr. Dementsprechend variiert auch die Höhe der Gutschriften, die für die Substitution von primärem PLA vergeben wird. Bei einem angenommenen Substitutionsfaktor von primärem PLA durch PLA-Rezyklats von 54 % (vergleiche Kapitel 2.7) ergeben sich für das werkstoffliche Recycling von einer Tonne post-industrieller PLA-Abfälle bei Variation der Hintergrunddaten von primärem PLA folgende in Bild 5-30 dargestellten Flächeneinsparungen.

Bild 5-30:
Reduktion der Flächeninanspruchnahme durch werkstoffliches Recyclings von 1 t PLA aus Stanzabfällen bei Variation der Hintergrunddaten für primäres PLA



Auffällig ist, dass der Anbau des Mais für die Herstellung von primärem PLA (Balken Gutschrift primäres PLA) das Gesamtergebnis so stark dominiert, dass in Bild 5-30 die Flächeninanspruchnahmen durch Erzeugung von Bioenergie (Strom) und Biodiesel (5 % im Diesel für LKWs) nicht sichtbar werden. Diese Aufwendungen verursachen gerade einmal eine Flächeninanspruchnahme von 7 m²*a pro rezyklierter Tonnen Alt-PLA.

Zu erkennen ist weiterhin, dass der Unterschied der Gutschriftenhöhe zwischen dem für diese Studie verwendeten Gabi-PLA-Datensatz [thinkstep-2010] und den ecoinvent-PLA-Daten [EcoInvent-2015] ca. 20 % beträgt. Sowohl der Gabi-Datensatz als auch der ecoinvent Datensatz allokieren die Maisfraktionen, die im Mais-Nassmahlwerk anfallen (vergleiche Mengenangaben in Bild 4-2 und Bild 4-3), nach Masse. Im Gegensatz dazu wurde bei den durch das IfBB veröffentlichten Daten [IfBB-2016] keine Allokation vorgenommen. Dementsprechend weichen diese deutlich von den Werten der anderen Datensätze ab. Im letzteren Fall wird die Inanspruchnahme der Fläche durch den Anbau von Mais

ausschließlich dem PLA zugeschrieben, auch wenn ein Großteil der Maispflanze für die Herstellung anderer Produkte genutzt wird. Ein direkter Vergleich, wie in Bild 5-30 dargestellt, ist aufgrund der unterschiedlichen Annahmen zur Allokation problematisch, zeigt aber gleichzeitig die Spannbreite möglicher Ergebnisse auf.

6 Auswertung und Interpretation

6.1 Vollständigkeit, Konsistenz und Datenqualität

Die für die Verfahren »werkstoffliches Recycling von Post-Consumer-PLA-Abfällen« (vgl. Kapitel 3.2), »chemisches Recycling von Alt-PLA zu Dilactid« (vgl. Kapitel 3.3), »physikalisches Recyclings von PLA durch selektives Lösen« (vgl. Kapitel 3.4) als auch für das Verfahren »Werkstoffliches Recycling von post-industriellen PLA-Abfällen« (vgl. Kapitel 3.5) relevanten Informationen und Daten lagen vor. Ergebnisrelevante Lücken sind nach Einschätzung der Autoren nicht vorhanden.

Die Qualität der Daten der untersuchten End-of-Life-Optionen unterscheidet sich dennoch aufgrund der Verfügbarkeit von Primärdaten und Hintergrunddaten erheblich, so dass zahlreiche Annahmen getroffen werden mussten.

In der Studie wurde ausschließlich die End-of-Life-Phase von PLA-Abfällen betrachtet. Der Einfluss des Entsorgungspfades auf den gesamten Lebenszyklus eines PLA-Produktes wurde nicht untersucht.

Allokationsregeln, Systemgrenzen und die Anwendung von Wirkungsabschätzungsmethoden wurden einheitlich bei allen untersuchten End-of-Life-Szenarien angewendet. Die Anwendung anderer Methoden zum Umgang mit Multifunktionalität kann zu anderen Ergebnissen führen wie in Kapitel 5.10.1 gezeigt wurde.

6.2 Bewertung der Ergebnisse

6.2.1 Bewertung der Ergebnisse des werkstofflichen Recyclings von Post-Consumer-PLA-Abfällen

Im Rahmen des von der TU Chemnitz und Knoten Weimar durchgeführten Projekts zum Recycling von Alt-PLA aus Post-Consumer-Abfällen konnte gezeigt werden, dass ein werkstoffliches Recycling von aufgereinigten PLA-Abfällen mit bis zu fünf Massenprozent Störstoffgehalt Papier technisch problemlos realisierbar ist. Zudem wurde gezeigt, dass die technischen Kennwerte des Rezyklats nicht wesentlich schlechter sind als die der Neuware (vergleiche Kapitel 2.7).

Die ökobilanzielle Bewertung hat gezeigt, dass das werkstoffliche Recycling gegenüber der energetischen Verwertung deutliche Einsparungen von 40 % in der Kategorie Klimawandel bis zu 42-fache Einsparungen in der Kategorie Naturraumbeanspruchung Agrarfläche erlaubt.

Auch der ökobilanzielle Vergleich des Rezyklats gegenüber von Neuware zeigt ein deutliches Einsparpotenzial auf, das bis auf die Kategorie Klimawandel mit biogenem CO₂ durchweg über 75 % liegt.

Das Aussortieren und die Aufreinigung von PLA-Abfällen im LVP-Strom für ein werkstoffliches Recycling sind demnach, unter den getroffenen Annahmen, aus ökologischer Sicht der energetischen Verwertung eindeutig vorzuziehen.

6.2.2 Bewertung der Ergebnisse des Recyclings von PLA zu Dilactid

Durch die Demonstration des Verfahrens zum Recycling von PLA zu Dilactid, konnte gezeigt werden, dass es technisch möglich ist PLA-Abfälle aufzuschmelzen und ohne nennenswerte Material- und Qualitätsverluste zu einem bestimmten Anteil in den Herstellungsprozess von primärem PLA einzuschleusen. Das gewonnene Rezyklat verfügt über dasselbe Molekulargewicht wie primäres PLA und zeigt auch keine weiteren negativen Eigenschaften wie Verfärbung etc. Das chemische Recyclingverfahren wurde bis dato ausschließlich im Labor demonstriert, das in dieser Studie bilanzierte Recyclingverfahren bezieht sich aber auf eine industrielle Umsetzung des Verfahrens. Zu berücksichtigen ist, dass derzeit der Anteil an Alt-PLA, der dem Primärprozess zugeführt wird, lediglich 10 % beträgt. Das so gewonnene Rezyklat besteht somit zu 90 % aus »konventionellem« PLA.

Als nächster wichtiger Schritt steht die Umsetzung in einer kontinuierlich betriebenen Demoanlage an, die etwas flexibler steuerbar wäre als eine kommerzielle Produktionsanlage. Denkbar wäre beispielsweise die Integration in die Demoanlage von Uhde Inventa Fischer in Guben. Der darauf folgende Schritt wäre die tatsächliche Integration des Prozesses in einen industriellen Prozess. In Frage kommen prinzipiell Produktionsanlagen von NatureWorks LLC, Corbion, Futerra, JinHui Zhao Long High Technology Co. Ltd, Shanxi Jinhui Energy Group Ltd, Zhejiang Hisun Biomaterials Co., Ltd und Teijin, welche die wichtigsten PLA-Werkstoffhersteller sind mit Standorten in USA, Brasilien, Belgien, Thailand, Japan und China. Eine weitere Voraussetzung wäre, dass hinreichende PLA-Abfallmengen lokal verfügbar sind.

Die Ergebnisse der Ökobilanzstudie zeigen, dass durch das chemische Recycling von PLA-Abfällen ein Rezyklat hergestellt werden kann, welches deutlich geringere potenzielle Umweltwirkungen aufweist verglichen mit primärem PLA. Gerade in den Kategorien Landinanspruchnahme, Eutrophierung und Versauerung, welche typischerweise bei primärem PLA aufgrund des Anbaus von Biomasse negativ herausstechen, zeigt das Rezyklat vergleichsweise niedrige Werte. Die Bilanzierung zeigt in diesen Kategorien Werte für das Rezyklat welche mehr als 80 % unter denen von primärem PLA liegen. Aber auch in den anderen untersuchten Kategorien wurde eine deutliche Reduktion der potenziellen Umweltwirkungen von oftmals mehr als 70 % berechnet.

Der Vergleich des chemischen Recyclings mit einer thermischen Verwertung zeigt klare Vorteile für das chemische Recycling. Die Netto-Einsparungen, die sich als Summe aus Schlecht- und Gutschriften ergeben, sind für das chemische Recycling verglichen mit der thermischen Verwertung mindestens doppelt so hoch (fossile Treibhausgasemissionen) und maximal fast 80 Mal so hoch im Fall der Inanspruchnahme von Agrarflächen.

Daraus lässt sich klar ableiten, dass das chemische Recycling der thermischen Verwertung von PLA-Abfällen aus Umweltsicht zu bevorzugen ist. Durch das Recycling kann ein Rezyklat hergestellt werden, das deutlich niedrigere potenzielle Umweltwirkungen aufweist als herkömmliches primäres PLA. Für den Fall einer erfolgreichen Einführung in den Markt sowie hinreichender PLA-Mengen im Abfallstrom, die eine sortenreine Aussortierung wirtschaftlich erlauben, kann das chemische Recycling von PLA zukünftig dazu beitragen, dass Produkte aus PLA-Rezyklat auf den Markt kommen werden, die eine deutlich verbesserte Ökobilanz aufweisen.

6.2.3 Bewertung der Ergebnisse des physikalischen Recyclings von PLA durch selektives Lösen aus dem Abfallstrom

Im TV3: »Recycling von PLA durch selektives Lösen aus dem Abfallstrom« wurde ein Prozess zum Recycling von Post-Consumer-Abfällen entwickelt, der unter sehr geringen Verlusten von weniger als 4 % an PLA ein qualitativ hochwertiges Rezyklat herstellen kann. Analysen des Fraunhofer IVV haben gezeigt, dass das Rezyklat gegenüber der Neuware lediglich 10 bis 15 Prozent an Molgewicht verliert. Im Rahmen des Projektes wurde der Prozess deutlich energetisch optimiert, so dass nun unter vergleichsweise geringem Energieeinsatz für Lösen, Reinigen, Lösemittelrückgewinnung- und Kreislaufführung ein annähernd störstofffreies Rezyklat hergestellt werden kann. Zudem ist das Verfahren in der Lage mit höheren Verschmutzungsgraden des Inputmaterials umzugehen.

Die Ökobilanz zeigt für das Recycling deutliche geringere Umweltwirkungen verglichen mit einer thermischen Verwertung (bei Anwendung der Gutschriftenmethode). So liegen beispielsweise die Einsparungen durch das Recycling an Stelle der thermischen Verwertung in der Wirkungskategorie Klimawandel (fossil) um den Faktor 2,2 und im Hinblick auf die Flächeninanspruchnahme ca. 74-fach höher. Ausschließlich in der Wirkungskategorie Ozonabbau zeigt die thermische Verwertung Vorteile gegenüber dem Recyclingverfahren.

Der direkte Vergleich des Rezyklats mit einem primären PLA zeigt ebenfalls deutliche Vorteile von größer als 74 % in beinahe allen betrachteten Wirkungskategorien. Auch wenn in den Kategorien Ozonabbau bilanziell keine Einsparungen gegenüber der Neuware erzielt werden, so ist dieses Ergebnis aufgrund fehlender repräsentativer Hintergrunddaten nicht belastbar.

6.2.4 Bewertung der Ergebnisse des werkstofflichen Recyclings von post-industriellen PLA-Abfällen

Im Rahmen des Verbundprojektes konnte gezeigt werden, dass das werkstoffliche Recycling von PLA-Stanzabfällen technisch funktioniert. Zudem zeigt die vorliegende Ökobilanzstudie, dass negative Aspekte des Anbaus von Biomasse für die Herstellung von primärem PLA wie Landinanspruchnahme, Eutrophierung und Versauerung durch das werkstoffliche Recycling von PLA-Abfällen zu über 50 % vermieden werden. Ein preisbasierter Qualitätsabschlag des Rezyklats von 46 % gegenüber der Neuware ist hierbei bereits berücksichtigt.

Darüber hinaus belegt die Studie, dass das werkstoffliche Recycling von PLA-Abfällen deutliche Vorteile gegenüber der thermischen Verwertung aufweist. Auch wenn die thermische Verwertung der PLA-Abfälle durch die Rückgewinnung von Energie (Strom und Wärme) bereits aufgrund der Substitution des deutschen Strom- und Fernwärmemix in einigen der untersuchten Wirkungskategorien zu Umweltentlastungen beiträgt, werden durch die Herstellung von PLA-Rezyklat und Substitution von primärem PLA deutlich höhere Entlastungen generiert. So werden beispielsweise doppelt so viele Treibhausgasemissionen aus fossilen Quellen vermieden wie bei der thermischen Verwertung. Im Hinblick auf die Naturrauminanspruchnahme werden ca. 800 m² landwirtschaftliche Fläche pro Jahr gegenüber einer thermischen Verwertung eingespart.

Unsicherheiten bestehen hinsichtlich der Berücksichtigung des Qualitätsabschlags. So wird für das Rezyklat im Vergleich zur Neuware ein ca. 46 % geringerer Marktpreis erzielt, zum Beispiel aufgrund der grünlichen Einfärbung des Materials, des geringeren Molekulargewichts, zusätzlichen Aufwendungen für eine Zulassung für Lebensmittel gemäß des Verfahren der EFSA-Sicherheitsbewertung bei gegebener Zulassung durch die Europäische Kommission nach Verordnung EG282/2008 und der ggf. geringeren Hydrolysestabilität im Vergleich zu primärem PLA. Andererseits kann das Rezyklat, je nach Zielanwendung, ggf. auch zu 100 % primäres PLA oder beispielsweise Polystyrol ersetzen. Derzeit wird das Rezyklat eingesetzt in kurzlebigen Produkten im Garten- und Landschaftsbau, im Transportsektor oder für Dekorationszwecke.

Im Rahmen des Teilvorhabens »Aufbereitung und werkstofflicher Wiedereinsatz von biobasierten Kunststoffen aus Produktabfällen« des Forschungsverbunds wurden Optimierungen des Recyclingprozesses realisiert, um die Qualität des Rezyklats weiter zu erhöhen. Es wurden Compoundierungs- bzw. Additivierungsversuche anhand des PLA-Regranulats durchgeführt, um u.a. die Rezyklatstabilität gegen Hydrolyse, die zur Molekülkettenerosion führt, zu erhöhen. Mit dem Einbringen von Hydrolysestabilisatoren konnte gezeigt werden, dass eine vergleichbare Hydrolysestabilität des Rezyklats verglichen mit primärem PLA erzielt werden kann. Zudem wurden Farbstoffversuche durchgeführt, die eine Färbung des Granulats erlauben. Eine Verbesserung der Rezyklatqualität ist somit mit Additiven prinzipiell möglich, auch wenn dies zu höheren Kosten und Umweltwirkungen führen würde.

6.3 Einschränkungen

Die Ergebnisse der untersuchten End-of-Life-Optionen und deren Systemvergleiche sind nach Auffassung der Auftraggeber innerhalb der definierten Randbedingungen belastbar. Für den Fall, dass von den Annahmen abgewichen wird, sollten die folgenden Einschränkungen berücksichtigt werden.

6.3.1 Einschränkungen hinsichtlich der Auswahl der betrachteten End-of-Life-Optionen

In der vorliegenden Studie wurden ausgewählte Recyclingverfahren betrachtet, die im Rahmen des Forschungsverbunds »Nachhaltige Verwertungsstrategien für Produkte und Abfälle aus biobasierten Kunststoffen« entwickelt wurden.

Ggf. werden in anderen Projekten ähnliche Ansätze zum Recycling von PLA verfolgt. Eine direkte Übertragung der Ergebnisse auf andere Verfahren ist dennoch nicht möglich, da bereits geringfügige technische Abänderungen der Verfahren zu deutliche Abweichungen führen können. Als Referenzszenario wurde die thermische Verwertung in einer MVA angenommen, da dies die wahrscheinlichste Verwertung in Deutschland ist. Eine weitere Aufbereitung von PLA-Abfällen zu Ersatzbrennstoffen, die beispielsweise in Zementwerken als Energieträger eingesetzt werden, wurde nicht betrachtet. Tendenziell ist für diesen Fall, verglichen mit der thermischen Verwertung in einer MVA, mit höheren Einsparungen zu rechnen, da der Wirkungsgrad im Zementwerk oftmals höher ist und teilweise Braunkohle als Energieträger ersetzt würde.

6.3.2 Einschränkungen hinsichtlich der Qualität und Verfügbarkeit von Post-Consumer-PLA-Abfällen

Derzeit befinden sich nur sehr geringe Mengen an PLA von größtenteils unter 1,1 Promille im gesamten Abfallstrom [KN-2016]. Zudem befinden sich etliche PLA-Polyester-Blends im Markt, deren Rezyklierbarkeit nicht im Rahmen des Projekts untersucht wurden. Sowohl die angenommene Menge an PLA im Abfallstrom als auch dessen Qualität (Reinheit) sind nicht repräsentativ für die heutige Situation in Deutschland. Die in der Studie vorgenommenen Annahmen sollen vielmehr das Potenzial aufzeigen, welchen Beitrag die stoffliche Verwertung von PLA-Produkten zur Ressourcenschonung und Reduzierung von potenziellen Umweltwirkungen leisten kann.

6.3.3 Einschränkungen hinsichtlich zukünftiger Entwicklungen

Die Aussagen der vorliegenden Ökobilanz beziehen sich für den Fall der Verwertung von post-industriellen PLA-Abfällen auf den betrachteten Bezugszeitraum, wohingegen für den Fall der Verwertung von Post-Consumer-PLA-Abfällen zukünftige Entwicklungen bereits teilweise berücksichtigt werden. Zukünftige Entwicklungen fanden Berücksichtigung zum einen hinsichtlich der verfügbaren Mengen an PLA im LVP-Abfallstrom, hinsichtlich der angewendeten Sortiertechnik als auch hinsichtlich der Entwicklungsreife der Recyclingverfahren. Ob die zukünftigen Entwicklungen, wie angenommen, tatsächlich stattfinden werden, bleibt zunächst offen. Für die thermische Verwertung von PLA-Abfällen wurden Gutschriften für den heutigen Strom- und Fernwärmemix berücksichtigt. Wenn im Zuge der Energiewende der zukünftige Strom- und Fernwärmemix mit geringeren Umweltwirkungen verbunden sein wird, wird dementsprechend die thermische Verwertung weniger vorteilhaft und die stoffliche Verwertung folglich noch vorteilhafter.

6.3.4 Einschränkungen durch die Wahl der Bewertungsmethode

Die in der vorliegenden Studie angewandte Indikatorenauswahl (vgl. Kapitel 2.8.1) erfolgte hinsichtlich der Relevanz für biobasierte Produkte. Zudem wurden weitestgehend die empfohlenen Wirkungsabschätzungsmethoden des European Commission Joint Research Centre (JRC) ausgewählt, welche bereits durch das JRC hinsichtlich ihrer Eignung untersucht wurden [JRC-2010]. Die

Anwendung anderer Bewertungsmethoden könnte ggf. zu einer anderen Einschätzung des Systemvergleichs führen.

6.3.5 Einschränkungen hinsichtlich der länderspezifischen Gültigkeit der Ergebnisse

Die Ergebnisse dieser Studie gelten für die Situation in Deutschland. Dies betrifft zum einen für Deutschland typische Entsorgungspfade und Technologien als auch den bilanzierten Strom- und Fernwärmemix. Die Anwendung der Aussagen auf abweichende geographische Rahmenbedingungen ist nicht möglich. So werden beispielweise Kunststoffabfälle in vielen Ländern der Welt deponiert und nicht thermisch verwertet.

6.3.6 Einschränkungen hinsichtlich der verwendeten Daten

Die in Kapitel 5 dargestellten Ergebnisse gelten unter Verwendung der in Kapitel 4 beschriebenen Primärdaten und verwendeten Datensätze (Hintergrunddaten). Die Verwendung abweichender Datensätze kann zu abweichenden Ergebnissen führen. Gerade die Wahl von anderen PLA-Datensätzen kann wie in Kapitel 5.10.2 gezeigt, zu deutlichen Änderungen führen.

Für das werkstoffliche Recycling von Post-Consumer-PLA-Abfällen wurden großenteils auf Basis von Herstellerangaben Abschätzungen für die Energiebedarfe der Anlagen vorgenommen. Für das Recycling von PLA zu Dilactid wurden auf Basis von Daten zur PLA-Herstellung Abschätzungen zu den Umweltwirkungen des Recyclingprozesses vorgenommen. Zusätzlich wurden Daten im Labor erhoben, die nicht repräsentativ sind für einen industriellen Prozess und daher nicht verwendet wurden. Beim physikalischen Recycling von PLA durch Lösen wurden aktuelle Daten der Pilotanlage im Technikum erhoben und verwendet. Die beste Datengrundlage lag für das mechanische Recycling von postindustriellen PLA-Abfällen vor. Für dieses Verfahren wurden Durchschnittsdaten im laufenden Betrieb erhoben.

Die erfassten Angaben der Primärdatenlieferanten aus dem Forschungsverbund zur Datenqualität waren nicht vollständig. Daher konnten daraus keine weiteren belastbaren Schlussfolgerungen gezogen werden (Datenqualität, Datenaktualität, Datenherkunft).

6.4 Schlussfolgerungen und Empfehlungen

In der folgenden Schlussfolgerung wird diskutiert, welche Erkenntnisgewinne sich aus den erarbeiteten Ergebnissen ableiten lassen. Folgende Annahmen und Aspekte sollen noch einmal hervorgehoben werden:

- In dieser Studie werden zurzeit sich in Entwicklung befindliche Recyclingverfahren für PLA verglichen mit langjährig bestehenden Verfahren der thermischen Verwertung von Abfällen in MVAs.
- Die Recyclingverfahren befinden sich in unterschiedlichen Entwicklungsstadien. Die Anwendung des Recyclings zu Dilactid im industriellen Maßstab steht noch aus, wurde aber bereits in der vorliegenden Ökobilanzstudie angenommen. Das physikalische Recycling durch selektives Lösen als

auch das werkstoffliche Recycling von Consumer-PLA-Abfällen konnten im Technikum demonstriert werden. Das werkstoffliche Recycling von post-industriellen PLA-Abfällen wird hingegen bereits industriell umgesetzt.

- Die funktionelle Einheit bezieht sich ausschließlich auf den PLA-Anteil im Abfallstrom. Um dem Rechnung zu tragen, wurde für die Koppelprodukte eine Allokation nach Masse durchgeführt. Dementsprechend werden PLA-Verluste in der Sortierung und Aufbereitung bilanziell in Bezug auf die funktionelle Einheit nicht berücksichtigt. In der Realität müsste der gesamte Abfallstrom und dessen Verwertungspfade analysiert werden unter Berücksichtigung realer Recyclingquoten. Dies ist für diese Studie aufgrund der Zielstellung jedoch nicht sinnvoll.
- Für die Bilanzierung der konventionellen Entsorgungswege der untersuchten PLA-Abfallströme musste aufgrund der bestehenden Datenlage auf die vereinfachte Annahmen zurückgegriffen werden, dass diese zu 100 % in einer MVA thermisch verwertet werden.
- Für den Fall der thermischen Verwertung von PLA-Abfällen wurde angenommen, dass die gesamte anfallende Wärme der MVA als Fernwärme veräußert werden kann. Dies muss nicht immer der Fall sein, zum Beispiel wenn im Sommer kein Wärmeabnehmer zur Verfügung steht.
- Die Rezyklate weisen unterschiedliche Qualitäten auf. Um diesen Unterschieden gerecht zu werden, wurden Qualitätsabschläge berechnet. Die Datengrundlage für die Berechnung dieser Qualitätsabschläge ist unterschiedlich gut, so dass die diesbezüglichen Unsicherheiten zwischen den Verfahren ebenfalls variieren. Für das physikalische Recycling von Alt-PLA aus Post-Consumer-Abfällen durch selektives Lösen musste auf die Kenngröße Molmassenverlust zurückgegriffen werden, welche ggf. den bilanzierten (monetären) Wert des Rezyklats überschätzt.

Die Ergebnisse des in der Studie durchgeführten ökobilanziellen Vergleichs lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- Ein **werkstoffliches als auch rohstoffliches Recycling von PLA** trägt zur Reduzierung von Umweltwirkungen bei, da der rezyklierte Kunststoff Neuware teilweise ersetzen kann. Bilanziell führt die Substitution von Neuware zu Einsparungen bei Biomasseanbau, -düngung und -ernte, wodurch sich Vorteile z. B. in den Umweltkategorien Landnutzung, Eutrophierung und Versauerung ergeben. Darüber hinaus führt die Substitution von Neuware unter anderem zu Treibhausgaseinsparungen und zur Reduktion des fossilen Primärenergieaufwands. **In Summe sind die Umweltwirkungen der Rezyklate**, abgesehen von der Kategorie Ozonabbau beim physikalischen Recyclingverfahren durch selektives Lösen von PLA, **in allen anderen betrachteten Kategorien deutlich geringer als bei Neuware.**
- Die **stoffliche Verwertung** von PLA-Abfällen zeigt sowohl für post-industrielle als für Post-Consumer-Abfälle in allen untersuchten Wirkungskategorien ökologische Vorteile **gegenüber der thermischen Verwertung**. Eine Ausnahme davon stellt auch hier die Wirkungskategorie

Ozonabbau beim physikalischen Recyclingverfahren durch selektives Lösen von PLA dar.

- **Alle** untersuchten Verfahren können einen Beitrag zur **Reduzierung von Umweltwirkungen** leisten und zur Schonung natürlicher Ressourcen beitragen. Abhängig vom Grad der Verunreinigung des PLA-Abfallstroms, den Anforderungen an das Rezyklat, wirtschaftlichen Kenngrößen sowie ggf. weiteren Randbedingungen sollte zukünftig, auch zur Erhöhung der zirkulären Wirtschaft, geeignete PLA-Recyclingverfahren ausgewählt und umgesetzt werden. Erst ein steigender Anteil an PLA im Abfallstrom wird dazu führen, dass die Verfahren wirtschaftlich werden.

6.4.1 Schlussfolgerungen für Entsorger

Eine stoffliche Verwertung von PLA-Abfällen ist aus ökologischer Sicht der thermischen Verwertung vorzuziehen. Es konnte gezeigt werden, dass eine Detektion und Aussortierung von PLA-Abfällen im Post-Consumer Stoffstrom möglich ist. Darüber hinaus konnte gezeigt werden, dass geringe Mengen PLA einige etablierte Recyclingstoffströme nicht stören [Hiebel-2017].

Alle in der Ökobilanzstudie untersuchten Verfahren eignen sich prinzipiell dafür, PLA-Abfälle zu recyceln. Die Toleranz der einzelnen Verfahren gegenüber dem Verunreinigungsgrad der PLA-Abfälle ist jedoch je nach Verfahren unterschiedlich.

Bei besonders geringem Störstoffgehalt von **weniger als einem Prozent** und einer lokalen Anbindung an einen PLA-Produktionsstandort, eignet sich insbesondere das **chemische Recycling** von PLA-Abfällen. Das hierbei erhaltene Rezyklat unterscheidet sich nicht von der Neuware. Aber auch das werkstoffliche Recycling funktioniert am effizientesten bei niedrigen Störstoffgehalten.

Im Fall von sehr hohen **Störstoffgehalten von ca. 5 – 30 %** eignet sich insbesondere das **physikalische Recycling** durch selektives Lösen. Das Verfahren ist in der Lage PLA von den Störstoffen zu trennen und ein qualitativ hochwertiges Rezyklat herzustellen. Andererseits ist das Verfahren im Vergleich zu den anderen Verfahren energetisch aufwendiger und Bedarf des Einsatzes von Lösungsmitteln. Dies spiegelt sich in vergleichsweise höheren Umweltwirkungen des Recyclingprozesses gegenüber den anderen werkstofflichen Verfahren wider. Insgesamt trägt das Verfahren, abgesehen im Hinblick auf die Kategorie Ozonabbau, zur Reduzierung der Umweltwirkung gegenüber der energetischen Verwertung bei.

Das **werkstoffliche Recycling** von PLA-Abfällen eignet sich insbesondere bei **Störstoffgehalten von bis zu fünf Prozent**, die im Extrusionsschritt über eine Schmelzefiltration entfernt werden können. In Abhängigkeit von der Art der Verunreinigung können auch höhere Störstoffanteile bis zu 10 % realisiert werden. Bereits im Markt befindet sich das werkstoffliche Recycling von post-industriellen PLA-Abfällen. Beim werkstofflichen Recycling von post-industriellen PLA-Abfällen entfällt der für Post-Consumer-Abfälle notwendige Sammlungs-, Sortierungs- und Aufbereitungsaufwand, so dass hier besonders geringe Umweltwirkungen durch den Recyclingprozess verursacht werden. Aber auch das

werkstoffliche Recycling von Post-Consumer-PLA-Abfällen trägt zur Reduzierung von Umweltwirkungen gegenüber der thermischen Verwertung bei.

6.4.2 Schlussfolgerungen für Händler von PLA-Produkten

Im Jahr 2017 sind die PLA-Abfallmengen zu gering, um eine stoffliche Verwertung wirtschaftlich betreiben zu können. So lag im Jahr 2016 der Anteil an PLA und PLA-Blends im gesamten Abfallstrom größtenteils unter 1,1 Promille [KN-2016]. Andererseits zeigten Versuche der TU Chemnitz im Rahmen des BMEL-Verbundvorhabens: »Nachhaltige Verwertungsstrategien für Produkte und Abfälle aus biobasierten Kunststoffen«, dass kleine Mengen PLA einigen etablierten Recyclingstoffströmen nicht schaden [Hiebel-2017]. Für den Fall, dass sich in Zukunft eine Aussortierung von PLA-Abfällen wirtschaftlich lohnt, stehen Recyclingverfahren bereit, die zur Reduktion von Umweltwirkungen beitragen können. PLA-Produkte sollten in den dualen Systemen hinsichtlich stofflicher Verwertungsverfahren perspektivisch stärker berücksichtigt werden.

6.4.3 Schlussfolgerungen für Konsumenten, Politik und Fördergeber

Derzeit befinden sich verschiedene Verfahren zum Recycling von PLA-Produkten in der Entwicklung. Ausschließlich das werkstoffliche Recycling von postindustriellen PLA-Abfällen wird derzeit kommerziell umgesetzt. Im Handel erhältliche Produkte aus dem Rezyklat tragen zu einer mehr als 50 %-igen Reduzierung von Umweltwirkungen bei, falls PLA-Neuware ersetzt wird. Das Recycling von Post-Consumer-Abfällen ist noch nicht kommerziell umgesetzt, wenn auch technisch machbar, so dass Konsumenten von PLA-Produkten derzeit noch nicht von positiven Umwelteffekten durch deren Recycling profitieren können. Im Rahmen des Forschungsverbunds wurde zudem nachgewiesen, dass kleine Mengen an PLA einige etablierte Recyclingstoffströme nicht schaden [Hiebel-2017].

Ziel für die Politik sollte es sein, bei steigenden PLA-Mengen im Markt, die Weiterentwicklung der Verfahren zum Recycling von Post-Consumer-Abfällen zu fördern. Zielführend wäre auch die Förderung der Weiterverbreitung von PLA-Produkten wie Joghurtbechern aus PLA. Allein die Substitution von Polystyrol durch PLA in Deutschland wäre ausreichend, um die notwendigen Mengen an PLA für ein stoffliches Recycling zur Verfügung zu stellen. Wie die Ökobilanzstudie gezeigt hat, erlauben alle untersuchten Verfahren die Reduzierung von Umweltwirkungen im End-of-Life. Aber erst durch deren Umsetzung in der Praxis und durch deren Etablierung in bestehende Entsorgungssysteme können potenzielle Umweltwirkungen von PLA-Produkten durch Recycling reduziert werden.

7 Kommunikationsstrategie für PLA-Produkte

Neben der durchgeführten Ökobilanz zum End-of-Life von PLA-Produkten wurde im Rahmen des geförderten Teilprojekts des Forschungsverbunds der

Frage nachgegangen, wie und welche Aspekte von PLA-Produkten Konsumenten und Unternehmen (Verarbeitern) kommuniziert werden sollten.

Vor diesem Hintergrund wurde eine Masterarbeit erstellt die folgende Forschungsfragen beantwortet [Burgstaller-2017]:

- In welchen Bereichen sind Biokunststoffe konventionellen Kunststoffen überlegen oder konkurrenzfähig?
- Welche Kriterien muss eine effektive Kommunikation über Biokunststoffe erfüllen?
- Wie müssen erfolgreiche Werbebotschaften formuliert werden?

Gemäß der Arbeit [Burgstaller-2017] werden Biokunststoffe mit ihrer biogenen Ressourcenbasis allgemein als zukunftsweisende Alternative zu erdölbasierten Kunststoffen betrachtet. Dennoch beträgt 2017 der Anteil an der weltweiten Kunststoffproduktion in der Höhe von 320 Millionen Tonnen Kunststoffen nur ca. 1 % [Bioplastics-2017]. Gründe dafür sind politischer, ökonomischer, ökologischer, gesellschaftlicher und materialspezifischer Art. Daneben spielt die Kommunikation bzw. die Darstellung der Biokunststoffe eine wichtige Rolle, inwieweit sich Akzeptanz der und Nachfrage nach Biokunststoffen entwickeln. Gerade die Akzeptanz und das Vertrauen in Biokunststoffe sind gemäß der Masterarbeit durch eine Häufung von Greenwashing-Vorwürfen in den letzten Jahren geschwächt. Dementsprechend muss eine effektive Nachhaltigkeitskommunikation Vorteile bzw. den Mehrwert der Biokunststoffe herausstellen, ohne Vorwürfe der Verbrauchertäuschung zu implizieren. Die Entwicklung einer geeigneten Kommunikationsstrategie zur Entwicklung geeigneter stakeholder-spezifischer Botschaften ist daher notwendig.

Basierend auf einer Stakeholderanalyse wurden in der Arbeit spezifische Aspekte für Endkonsumenten und Unternehmen (Markeninhaber und Händler) als Fokusgruppe herausgearbeitet. Diese waren **Preis und Kosten, Flächenkonkurrenz, Entsorgungsoptionen, CO₂-Ausstoß, Umweltwirkungen** sowie **Zertifizierung**. Gemäß der Masterarbeit spielt speziell für Unternehmen zusätzlich der Energieaufwand eine wichtige Rolle und Konsumenten wünschen sich zusätzlich Informationen zu Material- und Produkteigenschaften.

Da Unternehmen die vollständige und umfassende Aufklärung über ihre aktuellen oder zukünftig zu vermarktenden Produkte einfordern, gilt die ausführliche Analyse der Untersuchungskriterien (UK) zu Vor- und Nachteilen auch gleichzeitig als mögliche Kommunikationsform.

Klare Vorteile von PLA gegenüber Polystyrol (PS) zeigen die UK CO₂-Ausstoß sowie Zertifizierung des biobasierten Anteils und Zertifizierung von nachhaltiger Biomasse. Ambivalent sind die UK Material- und Produkteigenschaften, Preis und Kosten sowie Umweltauswirkungen. In diesen Kategorien weist PLA gegenüber PS einige Schwächen, gleichzeitig aber auch einige Stärken auf, weshalb beide Kunststofftypen hierbei als vergleichbar gelten.

Der Energieaufwand und der Verbrauch von Fläche von PLA-Produkten gegenüber PS-Produkten sind oftmals über den gesamten Lebenszyklus erhöht und somit negativ zu bewerten. Wie bereits in der vorliegenden Ökobilanzstudie

diskutiert, existieren im Jahr 2017 für PLA-Post-Consumer-Abfälle keine etablierten stofflichen Verwertungspfade, während das Recycling für die Mehrzahl der konventionellen Kunststoffe bereits großflächig etabliert ist.

Demzufolge ist es durchaus plausibel, dass sich die in der Masterarbeit befragten Experten vorrangig für eine Endverbraucherkommunikation über den CO₂-Ausstoß sowie den biobasierten Anteil aussprachen, zumal beide Eigenschaften zertifiziert werden können. Über Entsorgung und schließlich auch über Kompostierung zu kommunizieren empfehlen die Experten hingegen nicht. Auch wenn die Ökobilanz gezeigt hat, dass eine stoffliche Verwertung zur Entlastung der Umwelt beitragen kann und auch, dass eine thermische Verwertung tendenziell zu größeren Einsparungen, so ist heute das stoffliche Recycling von Post-Consumer-PLA-Abfällen noch nicht etabliert.

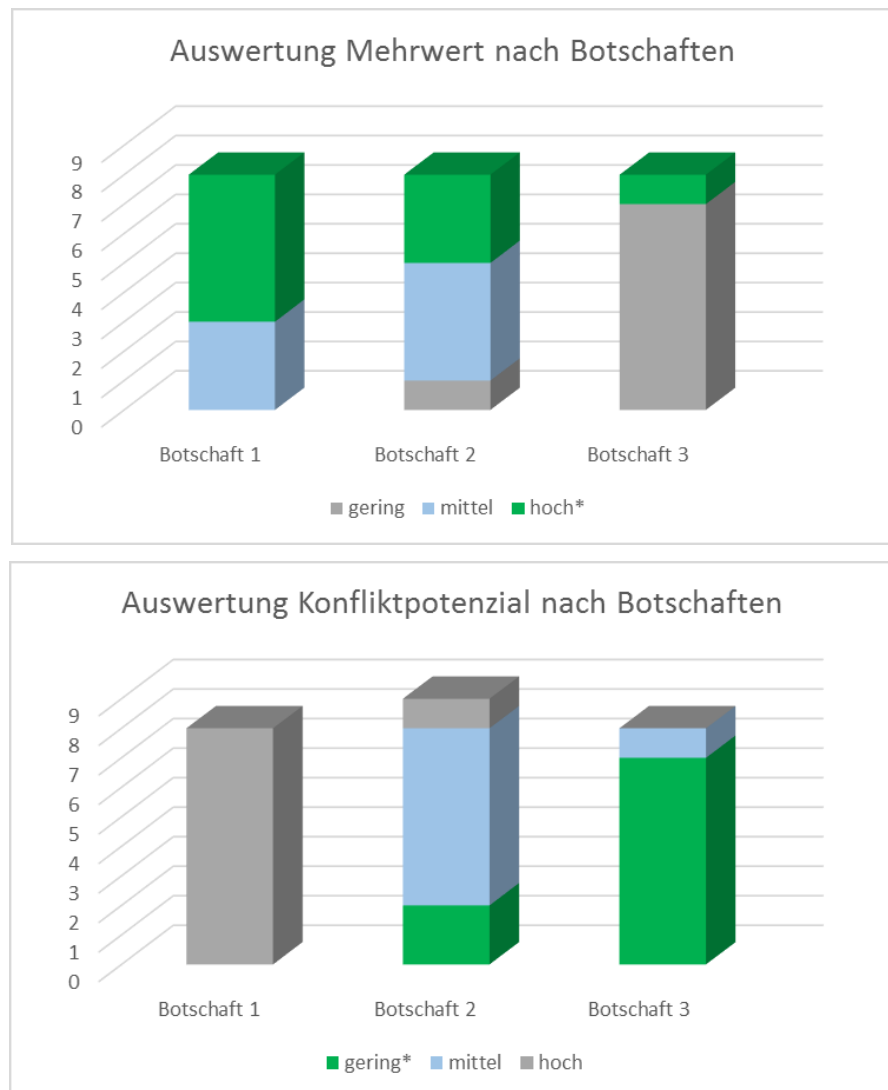
Weiter gehen die Experten davon aus mit einfach verständlichen, positiven aber wahren Botschaften den größten Mehrwert von PLA zu transportieren. Im Gegensatz dazu wird die Nennung positiver, wahrer Aspekte in Kombination mit der Offenlegung von Schwachstellen für eine erfolgreiche Endkonsumentenkommunikation als hinderlich empfunden.

Dieses ambivalente Bild zeigte sich in der Expertenbeurteilung von Aussagen im Hinblick auf Mehrwert und Konfliktpotenzial z. B. durch Verbrauchertäuschung. Unterschieden wurde hierbei zwischen den folgenden drei Typen an Botschaften [Burgstaller-2017]:

- Typ 1: Verallgemeinerte, leicht verständliche und positive Botschaft zu PLA
- Typ 2: Konkrete, positive Botschaft zu PLA (wenn möglich im Vergleich zu PS oder zu konventionellen Kunststoffen)
- Typ 3: Konkrete positive Aspekte zu PLA sowie konkrete negative Aspekte zu PLA

Das höchste Konfliktpotenzial wird der Formulierung verallgemeinerter Aussagen, ohne einen Beleg von konkreten Zahlen oder der Nennung negativer Aspekte, zugeschrieben (Typ 1). Eine vollständige Offenlegung und Quantifizierung aller Aspekte würde hingegen kaum Raum für Vorwürfe zur Verbrauchertäuschung zulassen (Typ 3). Bild 7-1 veranschaulicht die Expertenbewertung der drei Botschaftstypen nach Mehrwert und Konfliktpotenzial.

Bild 7-1:
Auswertung des Mehrwerts und Konfliktpotenzials von Biokunststoffen nach Botschaften; *trägt zu einer effektiven Kommunikation bei [Burgstaller-2017]



Gemäß Frau Burgstaller ist dieser Gegensatz zwischen Mehrwert und Konfliktpotenzial am besten mit einer mehrstufigen Kommunikationsstrategie zu lösen. Dabei sollten Produktverpackungen oder Werbebotschaften eingängige, einfache, konkrete aber stets wahre Kernaussagen enthalten, während weiterführende, detailliertere Informationen auf Unternehmenshomepages oder Informationsbroschüren leicht und schnell verfügbar gemacht werden sollen.

Anstatt ein möglichst vollständiges Bild von Nachhaltigkeit zu kommunizieren, das stets kontroverse Aussagen und Diskussionen hervorruft, ist es aus Sicht der Kommunikation effizienter einzelne, positive Aspekte hervorzuheben, diese dabei genau zu benennen und mit Nachweisen zu belegen [Burgstaller-2017].

8 Anhang: Ergebnisse Wirkungsabschätzung

Tabelle 8-1: Potenzielle Umweltwirkungen der Sammlung und Aufbereitung von einer Tonne PLA-Abfälle (ca. 80 % PLA-Gehalt)

Wirkungskategorie	Gesamt-bilanz	Sammlung/ Transport	Sortierung	Aufberei- tung	Trocknung
Fossiler Ressourcenver- brauch [kg Öl-Äq.]	35,0	9,9	7,0	12,0	6,1
Naturraumbeanspruchung Agrarfläche [m ² *a]	5,73	1,91	1,07	1,82	0,93
Klimawandel mit bioge- nem CO ₂ [kg CO ₂ -Äq.]	139	30	30	52	26
Klimawandel ohne bioge- nes CO ₂ [kg CO ₂ -Äq.]	140	31	30	52	27
Ozonabbau [kg CFC-11- Äq.]	4,1E-10	6,1E-12	1,1E-10	2,0E-10	1,0E-10
Sommersmog [kg NMVOC]	0,38	0,25	0,04	0,06	0,03
Versauerung [Mol H ⁺ -Äq.]	0,41	0,23	0,05	0,09	0,04
Terrestrische Eutrophie- rung [Mol N-Äq.]	1,75	1,21	0,16	0,25	0,13
Aquatische Eutrophierung (marin) [kg N-Äq.]	0,17	0,11	0,02	0,03	0,01
Aquatische Eutrophierung (Frischwasser) [kg P-Äq.]	0,0006	0,0001	0,0001	0,0002	0,0001
Feinstaub [kg PM _{2,5} -Äq.]	0,012	0,005	0,002	0,004	0,002
Primärenergiebedarf aus nicht reg. Ressourcen [MJ]	1 790	416	380	656	334
Primärenergiebedarf aus reg. Ressourcen [MJ]	614	28	161	281	144
Primärenergiebedarf aus reg. und nicht reg. Res- sourcen [MJ]	2 400	444	541	938	478

Tabelle 8-2: Potenzielle Umweltwirkungen des chemischen Recyclings von einer Tonne Alt-PLA aus Consumer-Abfällen

Wirkungskategorie	Gesamt-bilanz	Aufbereitung Consumer-Abfälle	Aufreinigung PLA-Abfall	Recycling Alt-PLA
Fossiler Ressourcenverbrauch [kg Öl-Äq.]	155	35	2	118
Naturraumbeanspruchung Agrarfläche [m ² *a]	6,1	6	0,4	Kein Wert (geht gegen Null)
Klimawandel mit biogenem CO ₂ [kg CO ₂ -Äq.]	634	139	10	485
Klimawandel ohne biogenes CO ₂ [kg CO ₂ -Äq.]	690	140	10	540
Ozonabbau [kg CFC-11-Äq.]	4,5E-10	4,1E-10	3,9E-11	Kein Wert
Sommersmog [kg NMVOC]	4,72	0,38	0,01	4,33
Versauerung [Mol H ⁺ -Äq.]	1,58	0,41	0,02	1,15
Terrestrische Eutrophierung [Mol N-Äq.]	4,40	1,75	0,05	2,60
Aquatische Eutrophierung (marin) [kg N-Äq.]	0,17	0,17	0,01	Kein Wert
Aquatische Eutrophierung (Frischwasser) [kg P-Äq.]	6,E-04	6,E-04	4,E-05	Kein Wert
Feinstaub [kg PM2,5-Äq.]	0,03	0,01	0,00	0,02
Primärenergiebedarf aus nicht reg. Ressourcen [MJ]	9 420	1 790	130	7 500
Primärenergiebedarf aus reg. Ressourcen [MJ]	2 470	614	56	1 800
Primärenergiebedarf aus reg. und nicht reg. Ressourcen [MJ]	11 987	2 400	187	9 400

Tabelle 8-3: Potenzielle Umweltwirkungen des physikalischen Recyclings von einer Tonne Alt-PLA aus Consumer-Abfällen durch selektives Lösen aus dem Abfallstrom

Wirkungskategorie	Gesamt- bilanz	Bereit- stellung PLA-Ab- fälle	Lö- sungs- mittel	Thermi- sche Energie	Strom	Wasser
Fossiler Ressourcenverbrauch [kg Öl-Äq.]	165	35	2	104	23	0
Naturraumbeanspruchung Agrarfläche [m ² *a]	11,2	5,7	1,8	0,1	3,6	0,0
Klimawandel mit biogenem CO ₂ [kg CO ₂ -Äq.]	518	139	2	276	101	0
Klimawandel ohne biogenes CO ₂ [kg CO ₂ -Äq.]	521	140	3	276	102	0
Ozonabbau [kg CFC-11-Äq.]	1,2E-06	4,1E-10	1,2E-06	9,4E-12	3,8E-10	2,7E-15
Sommersmog [kg NMVOC]	0,76	0,38	0,01	0,25	0,12	0,00
Versauerung [Mol H ⁺ -Äq.]	0,83	0,41	0,02	0,23	0,17	0,00
Terrestrische Eutrophierung [Mol N-Äq.]	3,15	1,75	0,07	0,84	0,49	0,00
Aquatische Eutrophierung (marin) [kg N-Äq.]	0,30	0,17	0,01	0,08	0,05	0,00
Aquatische Eutrophierung (Frischwasser) [kg P-Äq.]	2E-03	6E-04	7E-04	1E-05	4E-04	4E-07
Feinstaub [kg PM _{2,5} -Äq.]	0,03	0,01	0,00	0,01	0,01	0,00
Primärenergiebedarf aus nicht reg. Ressourcen [MJ]	7 530	1 790	100	4 360	1 280	0
Primärenergiebedarf aus reg. Ressourcen [MJ]	1 195	614	17	11	552	0
Primärenergiebedarf aus reg. und nicht reg. Ressourcen [MJ]	8 717	2 400	117	4 370	1 830	0

Tabelle 8-4: Potenzielle Umweltwirkungen des werkstofflichen Recyclings von einer Tonne Alt-PLA aus Stanzabfällen

Wirkungskategorie	Gesamt PLA-Rezyklat	Stanzabfälle	Transport	Ballenpresse	Aufbereitung PLA Abfälle	Extrusion PLA
Fossiler Ressourcenverbrauch [kg Öl-Äq.]	144,7	100,0	8,8	4,3	11,1	20,5
Naturraumbeanspruchung Agrarfläche [m ² *a]	212,2	205,0	1,7	0,6	1,7	3,1
Klimawandel mit biogenem CO ₂ [kg CO ₂ -Äq.]	261,1	79,8	27,5	18,4	46,7	88,7
Klimawandel ohne biogenes CO ₂ [kg CO ₂ -Äq.]	507,2	325,0	27,9	18,5	46,9	88,9
Ozonabbau [kg CFC-11-Äq.]	1,54E-07	1,53E-07	5,42E-12	6,96E-11	1,66E-10	3,35E-10
Sommersmog [kg NMVOC]	1,33	1,02	0,11	0,02	0,08	0,10
Versauerung [Mol H ⁺ -Äq.]	1,66	1,28	0,11	0,03	0,09	0,15
Terrestrische Eutrophierung [Mol N-Äq.]	5,39	4,02	0,54	0,09	0,32	0,43
Aquatische Eutrophierung (marin) [kg N-Äq.]	0,56	0,43	0,05	0,01	0,03	0,04
Aquatische Eutrophierung (Frischwasser) [kg P-Äq.]	0,0025	0,0018	0,0001	0,0001	0,0002	0,0003
Feinstaub [kg PM _{2,5} -Äq.]	0,06	0,049	0,004	0,001	0,003	0,006
Primärenergiebedarf aus nicht reg. Ressourcen [MJ]	6 939	4 620	373	233	593	1 120
Primärenergiebedarf aus reg. Ressourcen [MJ]	4 509	3 660	25	100	241	483
Primärenergiebedarf aus reg. und nicht reg. Ressourcen [MJ]	11 456	8 280	398	333	835	1 610

Tabelle 8-5: Potenzielle Umweltwirkungen der thermischen Verwertung von einer Tonne Post-Consumer-PLA-Abfällen

Wirkungskategorie	Transport/Sammlung	Sortierung	Thermische Verwertung	Gutschrift Wärme	Gutschrift Strom
Fossiler Ressourcenverbrauch [kg Öl-Äq.]	3,7	5,6	7,9	-103,0	-84,3
Naturraumbeanspruchung Agrarfläche [m ² *a]	0,72	0,88	0,46	-6,55	-12,80
Klimawandel mit biogenem CO ₂ [kg CO ₂ -Äq.]	11	24	1 840	-390	-364
Klimawandel ohne biogenes CO ₂ [kg CO ₂ -Äq.]	12	24	27	-396	-365
Ozonabbau [kg CFC-11-Äq.]	2,E-12	8,E-11	6,E-11	-6,E-11	-1,E-09
Sommersmog [kg NMVOC]	0,14	0,04	0,17	-0,48	-0,43
Versauerung [Mol H ⁺ -Äq.]	0,11	0,05	0,20	-0,57	-0,61
Terrestrische Eutrophierung [Mol N-Äq.]	0,60	0,16	0,96	-1,91	-1,76
Aquatische Eutrophierung (marin) [kg N-Äq.]	0,05	0,02	0,06	-0,18	-0,18
Aquatische Eutrophierung (Frischwasser) [kg P-Äq.]	4,E-05	9,E-05	5,E-05	-8,E-04	-1,E-03
Feinstaub [kg PM _{2,5} -Äq.]	0,002	0,002	0,004	-0,020	-0,025
Primärenergiebedarf aus nicht reg. Ressourcen [MJ]	156	302	368	-4 360	-4 610
Primärenergiebedarf aus reg. Ressourcen [MJ]	11	123	70	-468	-1 990
Primärenergiebedarf aus reg. und nicht reg. Ressourcen [MJ]	166	426	438	-4 820	-6 590

Tabelle 8-6: Potenzielle Umweltwirkungen der thermischen Verwertung einer Tonne post-industrieller PLA-Abfälle

Wirkungskategorie	Stanzabfälle	Transport	Thermische Verwertung	Gutschrift Wärme	Gutschrift Strom
Fossiler Ressourcenverbrauch [kg Öl-Äq.]	100,0	2,0	7,9	-103,0	-84,3
Naturraumbeanspruchung Agrarfläche [m ² *a]	205,0	0,4	0,5	-6,6	-12,8
Klimawandel mit biogenem CO ₂ [kg CO ₂ -Äq.]	79,8	6,3	1 840,0	-390,0	-364,0
Klimawandel ohne biogenes CO ₂ [kg CO ₂ -Äq.]	325,0	6,4	27,0	-396,0	-365,0
Ozonabbau [kg CFC-11-Äq.]	1,5E-07	8,0E-13	5,9E-11	-5,7E-11	-1,4E-09
Sommersmog [kg NMVOC]	1,02	0,03	0,17	-0,48	-0,43
Versauerung [Mol H ⁺ -Äq.]	1,28	0,04	0,20	-0,57	-0,61
Terrestrische Eutrophierung [Mol N-Äq.]	4,02	0,20	0,96	-1,91	-1,76
Aquatische Eutrophierung (marin) [kg N-Äq.]	0,43	0,02	0,06	-0,18	-0,18
Aquatische Eutrophierung (Frischwasser) [kg P-Äq.]	2E-03	2E-05	5E-05	-8E-04	-1E-03
Feinstaub [kg PM _{2,5} -Äq.]	0,05	0,00	0,00	-0,02	-0,02
Primärenergiebedarf aus nicht reg. Ressourcen [MJ]	4 620	86	368	-4 360	-4 610
Primärenergiebedarf aus reg. Ressourcen [MJ]	3 660	6	70	-468	-1 990
Primärenergiebedarf aus reg. und nicht reg. Ressourcen [MJ]	8 280	91	438	-4 820	-6 590

9 Abkürzungsverzeichnis

Al	Aluminium
BHKW	Blockheizkraftwerk
BMEL	Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft
CF	Carbon Footprint
CO ₂	Kohlendioxid
CWM	Corn wet mill
DSD	Dual System Deutschland
EBS	Ersatzbrennstoff
EFSA	Europäische Behörde für Lebensmittelsicherheit
FE	Eisen
FNR	Fachagentur Nachwachsender Rohstoffe e.V.
Fraunhofer IAP	Fraunhofer-Institut für Angewandte Polymerforschung
Fraunhofer IVV	Fraunhofer-Institut für Verfahrenstechnik und Verpackung
Fraunhofer UMSICHT	Fraunhofer-Institut für Umwelt-, Sicherheits- und Energietechnik
Fraunhofer WKI	Fraunhofer-Institut für Holzforschung, Wilhelm-Klauditz-Institut
FE	Funktionelle Einheit
FuE	Forschung und Entwicklung
REET	Greenhouse gases, Regulated Emissions, and Energy use in Transportation
GWP	Global Warming Potential
HsH	Hochschule Hannover
IfBB	Institut für Biokunststoffe und Bioverbundwerkstoffe

ILDS	International Reference Life Cycle Data System
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
ISO	International Organization of Standardization
JRC	European Commission Joint Research Centre
KEA	Kumulierter Energieaufwand
KrWG	Kreislaufwirtschaftsgesetz
KW	Knoten Weimar GmbH
LCA	Life Cycle Assessment
LVP	Leichtverpackung
MAS	Maschinen und Anlagenbau Schulz GmbH
MVA	Müllverbrennungsanlage
NIR	Nahinfrarot
PE	Polyethylen
PEF	Product Environmental Footprint
PET	Polyethylenterephthalat
PKK	Pappe, Papier, Kartonage
PLA	Poly lactide, Polymilchsäuren, auch Polylactid acid
PO	Polyolefin
PP	Polypropylen
PS	Polystyrol
TRL	Technology Readiness Level
TUC	Technische Universität Chemnitz
TV	Teilvorhaben
UK	Untersuchungskriterien
VAC	Vakuumpumpe

10 Tabellenverzeichnis

Tabelle 2-1:	Technologiereife der betrachteten Recyclingverfahren in Anlehnung an die TRL-Definition der NASA [NASA-2012]	11
Tabelle 2-2:	Annahmen zum Qualitätsabschlag durch Recycling	17
Tabelle 2-3:	Verwendete Wirkungskategorien, Wirkungsabschätzungsmethoden und Messeinheiten	18
Tabelle 4-1:	Angenommene Zusammensetzung des gesammelten LVP-Abfalls mit erhöhtem PLA-Anteil auf Basis von Abschätzungen durch Knoten Weimar, basierend auf [Dehoust-2014; Lönnecke-2015]	32
Tabelle 4-2:	Annahmen Abfallsortierung und -aufbereitung	33
Tabelle 4-3:	Angenommene Zusammensetzung der weiteren Sortierfraktionen und Sortierreste auf Basis von Tabelle 4-1 und der Annahme, dass ca. 50 % des LVP-Stroms stofflich verwertet werden [Consultic-2016], Metalle zu 100 % stofflich verwertet	34
Tabelle 4-4:	Produkte der Mais-Nassmahlwerke und deren Massenverteilung in [Vink-2015] und [Harbec-2010]	36
Tabelle 4-5:	Vergleich Landnutzung, (fossiler) Primärenergiebedarf, Allokationsmethode, Carbon Footprint (CF) cradle-to-gate von PLA in verschiedenen Studien	36
Tabelle 4-6:	Material- und Energiebedarfe werkstoffliches Recycling von Post-Consumer-PLA-Abfällen	38
Tabelle 4-7:	Annahmen zum industriellen Prozess des Recyclings von PLA zu Dilactid	40
Tabelle 4-8:	Material- und Energiebedarfe der Dextroseherstellung auf Basis von 1 500 kg Mais	42
Tabelle 4-9:	Koppelprodukte bei der Dextroseherstellung aus Mais	44
Tabelle 4-10:	Material- und Energiebedarfe für die Herstellung von 1 kg Milchsäure auf Basis von Dextrose	45
Tabelle 4-11:	Annahmen zum physikalischen Recycling von PLA durch selektives Lösen aus dem Abfallstrom	47
Tabelle 4-12:	Annahmen zum werkstofflichen Recycling von post-industriellen PLA-Abfällen	48
Tabelle 5-1:	Potenzielle Umweltwirkungen von einer Tonne PLA-Granulat auf Basis von Mais gemäß GaBi-Datensatz: »US: Ingeo Polymilchsäure (PLA) Biopolymer Herstellung NatureWorks« und Tabelle 1 in [Vink-2015]; Wirkungsabschätzungsmethodik CML2001: Version April 2013	62
Tabelle 5-2:	Potenzielle Umweltwirkungen von einer Tonne PLA-Granulat auf Basis von Mais gemäß GaBi-Datensatz: »US: Ingeo Polymilchsäure (PLA) Biopolymer Herstellung NatureWorks«	63

Tabelle 5-3:	Vergleich der potenziellen Umweltwirkungen von 490 kg PLA-Granulat auf Basis von Mais gemäß GaBi-Datensatz [thinkstep-2010] mit einer Tonne Rezyklat aus Alt-PLA aus Post-Consumer-Abfällen	74
Tabelle 5-4:	Vergleich der potenziellen Umweltwirkungen von einer Tonne PLA-Granulat auf Basis von Mais gemäß GaBi-Datensatz [thinkstep-2010] mit einer Tonne Rezyklat aus chemischen Recycling von Alt-PLA aus Post-Consumer-Abfällen	75
Tabelle 5-5:	Vergleich der potenziellen Umweltwirkungen von 850 kg PLA-Granulat auf Basis von Mais gemäß GaBi-Datensatz [thinkstep-2010] mit einer Tonne Rezyklat aus lösemittelbasiertem Recycling von Alt-PLA	76
Tabelle 5-6:	Vergleich der potenziellen Umweltwirkungen von 540 kg PLA-Granulat auf Basis von Mais gemäß GaBi-Datensatz [thinkstep-2010] mit einer Tonne Rezyklat aus werkstofflichem Recycling von post-industriellen PLA-Abfällen	77
Tabelle 8-1:	Potenzielle Umweltwirkungen der Sammlung und Aufbereitung von einer Tonne PLA-Abfälle (ca. 80 % PLA-Gehalt)	95
Tabelle 8-2:	Potenzielle Umweltwirkungen des chemischen Recyclings von einer Tonne Alt-PLA aus Consumer-Abfällen	96
Tabelle 8-3:	Potenzielle Umweltwirkungen des physikalischen Recyclings von einer Tonne Alt-PLA aus Consumer-Abfällen durch selektives Lösen aus dem Abfallstrom	97
Tabelle 8-4:	Potenzielle Umweltwirkungen des werkstofflichen Recyclings von einer Tonne Alt-PLA aus Stanzabfällen	98
Tabelle 8-5:	Potenzielle Umweltwirkungen der thermischen Verwertung von einer Tonne Post-Consumer-PLA-Abfällen	99
Tabelle 8-6:	Potenzielle Umweltwirkungen der thermischen Verwertung einer Tonne post-industrieller PLA-Abfälle	100

11 Bildverzeichnis

Bild 2-1:	Systemgrenzen der End-of-Life-Studie	10
Bild 2-2:	Umgang mit Multifunktionalität auf Prozess- und Systemebene	13
Bild 3-1:	Mengenstrom Sortierungs- und Aufbereitungsschritte LVP-Strom mit PLA	20
Bild 3-2:	Bilanzierte Sortierungs- und Aufbereitungsschritte LVP-Strom mit PLA	22
Bild 3-3:	Werkstoffliches Recyclingverfahren von Post-Consumer-PLA-Abfällen (TUC)	23
Bild 3-4:	Bilanzierte Recyclingschritte zum werkstofflichen Recycling von Post-Consumer-PLA-Abfällen (TUC)	24
Bild 3-5:	Systemgrenzen : Recycling von PLA zu Dilactid; grün = optional; grau = alternativ	25
Bild 3-6:	Verfahren zur Herstellung von PLA auf Basis von Alt-PLA oder Milchsäure	26
Bild 3-7:	Lösemittelbasierter PLA Recyclingprozess	27
Bild 3-8:	Prozessschritte zum werkstofflichen Recycling von PLA-Stanzabfälle	28
Bild 3-9:	GaBi-Modell zur Bilanzierung der thermischen Verwertung von einer Tonne PLA-Abfall aus Post-Consumer-Abfällen inkl. Sammlung, Transport und Aussortierung des Abfalls	30
Bild 3-10:	GaBi-Modell zur Bilanzierung der thermischen Verwertung von einer Tonne PLA-Abfall aus Stanzabfällen inkl. Transport des Abfalls	31
Bild 4-1:	Primärenergieaufwand und Carbon Footprint der Milchsäureherstellung im Vergleich	41
Bild 4-2:	Systemerweiterung für Koppelprodukte der Dextroseherstellung auf Maisbasis, nach [Harbec-2010]	43
Bild 4-3:	Koppelprodukte der Mais-Nassmahlwerke nach [Vink-2015]	44
Bild 4-4:	Fossile Treibhausgasemissionen einschließlich des CO ₂ -Uptake der Herstellung von 1 kg Milchsäure auf Basis von Dextrose (Massenallokation der Koppelprodukte der Mais-Nassmahlwerke)	46
Bild 5-1:	Treibhausgasemissionen der Sammlung und Aufbereitung der PLA-Fraktion (80 % PLA) von LVP-Abfällen	51
Bild 5-2:	Beitrag der Sammlung und Aufbereitung der PLA-Fraktion (80 % PLA) von LVP-Abfällen zu den einzelnen Wirkungskategorien (Massenallokation)	52
Bild 5-3:	Treibhausgasemissionen des werkstofflichen Recyclings von Post-Consumer-PLA-Abfällen einschließlich einer Gutschrift für das PLA-Rezyklat	53
Bild 5-4:	Beiträge der Sammlung und Sortierung von Post-Consumer-PLA-Abfällen, der weiteren Aufreinigung der PLA-	

	Sortierfraktion und des werkstofflichen Recycling von Alt-PLA zu den einzelnen Wirkungskategorien	53
Bild 5-5:	Treibhausgasemissionen des Recyclings von Alt-PLA zu Dilactid einschließlich einer Gutschrift für das PLA-Rezyklat	55
Bild 5-6:	Beiträge der Sammlung und Aufbereitung von Post-Consumer-PLA-Abfällen, der weiteren Aufbereitung der PLA-Sortierfraktion und des Recycling von Alt-PLA zu Dilactid zu den einzelnen Wirkungskategorien	56
Bild 5-7:	Treibhausgasemissionen des Recyclings Recyclings von PLA durch selektives Lösen aus dem Abfallstrom einschließlich einer Gutschrift für das PLA-Rezyklat	57
Bild 5-8:	Beiträge der Sammlung und Aufbereitung von Consumer-Abfällen, der weiteren Aufbereitung der PLA-Sortierfraktion und des Recycling von Alt-PLA durch selektives Lösen aus dem Abfallstrom	57
Bild 5-9:	Treibhausgasemissionen des werkstofflichen Recyclings von PLA-Stanzabfällen einschließlich einer Gutschrift für das PLA-Rezyklat	58
Bild 5-10:	Beitrag Prozessschritte und Ausgangsmaterial zu den einzelnen Wirkungskategorien (Massenallokation)	59
Bild 5-11:	Treibhausgasbilanz der thermischen Verwertung von Alt-PLA aus Post-Consumer-Abfällen	60
Bild 5-12:	Relative Umweltwirkung der thermischen Verwertung von einer Tonne PLA-Abfälle aus Post-Consumer-Abfällen (= 100 %) im Vergleich zu Gutschriften für die Koppelprodukte Strom und Fernwärme	60
Bild 5-13:	Treibhausgasbilanz der thermischen Verwertung von post-industriellen PLA-Abfällen	61
Bild 5-14:	Relative Umweltwirkung der thermischen Verwertung von einer Tonne PLA-Abfälle aus PLA-Stanzabfällen (= 100 %) im Vergleich zu Gutschriften für die Koppelprodukte Strom und Fernwärme	62
Bild 5-15:	Treibhausgasemissionen (fossil) des werkstofflichen Recyclings von 1 t Alt-PLA aus Post-Consumer-Abfällen im Vergleich zur thermischen Verwertung in einer MVA	64
Bild 5-16:	Absolute Einsparungen durch Recycling von 1 t Alt-PLA aus Post-Consumer-Abfällen durch werkstofflichen Recycling im Vergleich zur thermischen Verwertung von einer Tonne PLA-Abfälle	65
Bild 5-17:	Relative Einsparungen durch werkstofflichen Recycling im Vergleich zur thermischen Verwertung von einer Tonne Alt-PLA	65
Bild 5-18:	Treibhausgasemissionen (fossil) des Recyclings von Alt-PLA zu Dilactid von 1 t Alt-PLA aus Post-Consumer-Abfällen im Vergleich zur thermischen Verwertung in einer MVA	66
Bild 5-19:	Absolute Einsparungen durch Recycling von 1 t Alt-PLA zu Dilactid im Vergleich zur thermischen Verwertung von einer Tonne PLA-Abfälle	67

Bild 5-20:	Relative Einsparungen durch Recycling zu Dilactid im Vergleich zur thermischen Verwertung von einer Tonne Alt-PLA	67
Bild 5-21:	Treibhausgasemissionen (fossil) durch lösemittelbasiertes Recycling von 1 t Alt-PLA im Vergleich zur thermischen Verwertung von einer Tonne PLA-Abfällen in einer MVA	68
Bild 5-22:	Absolute Einsparungen durch lösemittelbasiertes Recycling von 1 t Alt-PLA im Vergleich zur thermischen Verwertung von einer Tonne PLA-Abfällen	69
Bild 5-23:	Relative Einsparungen durch Lösungsmittel basiertes Recycling im Vergleich zur thermischen Verwertung von einer Tonne Alt-PLA	69
Bild 5-24:	Treibhausgasemissionen (fossil) des werkstofflichen Recyclings von 1 t PLA aus Stanzabfällen im Vergleich zur thermischen Verwertung in einer MVA	71
Bild 5-25:	Einsparungen durch werkstoffliches Recycling im Vergleich zur thermischen Verwertung von einer Tonne Alt-PLA	71
Bild 5-26:	Relative Einsparungen durch werkstoffliches Recycling an Stelle von thermischer Verwertung von einer Tonne Alt-PLA-	72
Bild 5-27:	LCA-Modell des werkstofflichen Recyclings von 1 t PLA aus Stanzabfällen bei Anwendung der Gutschriftenmethode	79
Bild 5-28:	Treibhausgasemissionen (fossil) des werkstofflichen Recyclings von 1 t PLA aus Stanzabfällen bei Variation der Allokationsmethode	80
Bild 5-29:	Treibhausgasemissionen (fossil) des werkstofflichen Recyclings von 1 t PLA aus Stanzabfällen bei Variation der Allokationsmethode	80
Bild 5-30:	Reduktion der Flächeninanspruchnahme durch werkstoffliches Recyclings von 1 t PLA aus Stanzabfällen bei Variation der Hintergrunddaten für primäres PLA	81
Bild 7-1:	Auswertung des Mehrwerts und Konfliktpotenzials von Biokunststoffen nach Botschaften; *trägt zu einer effektiven Kommunikation bei [Burgstaller-2017]	94

12 Literaturverzeichnis

- [Auras-2004] Auras, R.; Harte, B.; Selke, S. (2004): An overview of polylactides as packaging materials. In: *Macromolecular bioscience*, 4(9), S. 835–864
- [Bioplastics-2017] European Bioplastics (2017): Bioplastics market data. Zuletzt geprüft am: 12.12.2017. <http://www.european-bioplastics.org/market/>
- [Bösel-2017a] Bösel Plastic Management GmbH (20.10.2017): Preise Stanzabfälle. E-Mail
- [Bösel-2017b] Bösel Plastic Management GmbH (30.11.2017): Abschätzung von Preisen von PLA-Mahlgut, PLA-Regranulat und PLA-Neuware. E-Mail
- [Boss-2005] Boss, A. (2005): Life Cycle Assessment of a Gas-Electric Hybrid Waste Collection Vehicle – Comparison with Conventional Waste Collection Vehicles. Master's Thesis. Göteborg
- [BREW-2006] Patel, M. e. a. (2006): Medium and Long-term Opportunities and Risks of the Biotechnological Production of Bulk Chemicals from Renewable Resources - The Potential of White Biotechnology: The BREW Project. Final report. Utrecht
- [Bundestag-2012] Bundestag (2012): Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Bewirtschaftung von Abfällen: Kreislaufwirtschaftsgesetz - KrWG
- [Burgstaller-2017] Maria Burgstaller (21.07.2017): Nachhaltigkeitskommunikation von Biokunststoffen - Entwicklung einer stakeholderspezifischen Kommunikationsstrategie für Polylactid. Masterarbeit. München
- [Consultic-2016] Consultic (2016): Produktion, Verarbeitung und Verwertung von Kunststoffen in Deutschland 2015: - Kurzfassung -
- [De Andrade-2016] Cosate de Andrade, Marina F.; Souza, P. M. S.; Cavalett, O.; Morales, A. R. (2016): Life Cycle Assessment of Poly(Lactic Acid) (PLA): Comparison Between Chemical Recycling, Mechanical Recycling and Composting. In: *Journal of Polymers and the Environment*, 24(4), S. 372–384
- [Dehne-2015] Dehne, I.; Oetjen-Dehne, R.; Oetjen-Dehne Siegmund, N. (2015): Stoffstromorientierte Lösungsansätze für eine hochwertige Verwertung von gemischten gewerblichen Siedlungsabfällen. Zuletzt geprüft am: 13.03.2017. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/texte_18_2015_stoffstromorientierte_loesungsansaeetze_fuer_eine_hochwertige_verwertung_0.pdf
- [Dehoust-2012] Dehoust, G.; Christiani, J. (2012): Analyse und Fortentwicklung der Verwertungsquoten für Wertstoffe: Sammel- und Verwertungsquoten für Verpackungen und stoffgleiche Nichtverpackungen als Lenkungsinstrument zur Ressourcenschonung. Dessau-Roßlau
- [Dehoust-2014] Dehoust, G.; Stahl, H.; Gebhardt, P. (2014): Klima- und Ressourcenbilanz für die Abfallentsorgung des Landkreises Kassel: Vergleich des Status Quo mit vier Entwicklungsszenarien. Berlin. Zuletzt geprüft am: 13.03.2017. <http://www.abfall-kreis-kassel.de/Download/GraueWertstofftonne/KlimaRessourcenBilanz.pdf>
- [DIN 14040-2006] DIN Deutsches Institut für Normung e.V. (November 2009): Umweltmanagement - Ökobilanz - Grundsätze und Rahmenbedingungen (ISO 14040:2006); Deutsche und Englische Fassung EN ISO 14040:2006: Umweltmanagement – Ökobilanz – Grundsätze und Rahmenbedingungen (ISO 14040:2006), 13.020.10(14040). Berlin: Beuth Verlag GmbH (13.020.10)
- [DIN 14044-2006] DIN Deutsches Institut für Normung e.V. (Oktober 2006): Umweltmanagement - Ökobilanz - Anforderungen und Anleitungen (ISO 14044:2006); Deutsche und

- Englische Fassung EN ISO 14044:2006, 13.020.10(14044). Berlin: Beuth Verlag GmbH (13.020.10)
- [EC-2006] European Commission (2006): Directive 2006/12/EC of the European Parliament and of the Council of 5 April 2006 on waste
- [EcolInvent-2006] EcolInvent Centre (2006): Dataset GLO: Polylactide, Granulat, ab Werk
- [Ecoinvent-2012] Sutter, J. (2011): Ecoinvent 3.3 dataset documentation. Lactic Acid Production - GLO. <https://v33.ecoquery.ecoinvent.org/>
- [EcolInvent-2015] EcolInvent Centre (2015): Dataset GLO: polylactide production, granulate
- [Forschungsverb-2016] Forschungsverbund (2016): Status-Quo-Papier 01/2016: Nachhaltige Verwertungsstrategien für Produkte und Abfälle aus biobasierten Kunststoffen. http://www.bionet.net/fileadmin/dokumente/Biopolymere/Status-Quo-Papier_Forschungsverbund.pdf
- [Fraunhofer-2017] Fraunhofer UMSICHT (2017): Expertenschätzung zum Preis von Ingeo 2003 D. Oberhausen
- [Goedkoop-2013] Goedkoop, M.; Heijungs, R.; Huijbregts, M.; an de Schryver; Struijs, J.; van Zelm, R. (2013): ReCiPe 2008: A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level. First edition (revised). Report I: Characterisation. Amersfoort, Leiden, Nijmegen, Bilthoven
- [GREET-2015] Dunn, J. B.; Adom, F.; Sather, N.; Han, J.; Snyder, S.; He, C.; Gong, J.; Yue, D.; You, F. (2015): Life-cycle Analysis of Bioproducts and Their Conventional Counterparts in GREET: Energy Systems Division
- [Groot-2010] Groot, W. J.; Borén, T. (2010): Life cycle assessment of the manufacture of lactide and PLA biopolymers from sugarcane in Thailand. In: *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 15(9), S. 970–984
- [Harbec-2010] Harbec, A. (2010): Lactic acid production from agribusiness waste starch fermentation with lactobacillus amylophilus and its cradle-to-gate life cycle assessment as a precursor to poly-L-lactide. Montréal
- [Hartmann-2017] Tobias Hartmann TU Chemnitz (23.11.2017): Mechanischen Kennwerte zum Bösel-PLA-Mahlgut und zum Neumaterial natureworks 2003D. E-Mail
- [Hauschild-2015] Hauschild, M. Z.; Huijbregts, M. A.J. (2015): Life Cycle Impact Assessment. Dordrecht: Springer Netherlands
- [Herbold-2017a] NEUE HERBOLD (2017): Mechanischer Trockner Typ TM 1006. Zuletzt geprüft am: 17.03.2017. http://neue-herbold.com/wp-content/uploads/2014/12/TM1006_mechanischer_Trockner.pdf
- [Herbold-2017b] NEUE HERBOLD (2017): Mechanischer Trockner Typ TM 1005. http://neue-herbold.com/wp-content/uploads/2014/12/TM1005_mechanischer_Trockner.pdf
- [Herbold-2017c] NEUE HERBOLD (2017): Schneidmühle-LM. Zuletzt geprüft am: 13.03.2017. <http://neue-herbold.com/>
- [Herbold-2017d] NEUE HERBOLD (2017): Stufentrockner der Baureihe T. Zuletzt geprüft am: 17.03.2017. http://neue-herbold.com/wp-content/uploads/2015/01/T_Stufentrockner.pdf
- [Hiebel-2017] Hiebel, M.; Maga, D.; Kabasci, S.; Lieske, A.; Jesse, K.; Westphalen, C.; Bauer, J.; Kroll, L.; Rinberg, R.; Hartmann, T.; Endres, H.-J.; Siebert-Raths, A.; Bellušová, D.; Mauer, S.; Kötter-Gribbe, S.; Mäurer, A.; Fell, T.; Dörgens, A. (2017): PLA-Abfälle im Abfallstrom: Ergebnisrapport. <https://www.umsicht.fraunhofer.de/content/dam/umsicht/de/dokumente/pressemitteilungen/2017/ergebnisbericht-pla-abfaelle-im-abfallstrom.pdf>
- [Hoffmann-2015] Harald Hoffmann (2015): Kunststoff-Recycling: Maßgeschneiderte Kunststoff-Waschanlage optimiert Durchsatz, Produktqualität und Betriebskosten. <http://www.lindner-washtech.com/de/presse/kunststoff-recycling-massgeschneiderte-kunststoff-waschanlage-optimiert-durchsatz-produktqualitaet-und-betriebskosten.html>

- [IfBB-2016] IfBB (2016): Biopolymers facts and statistics: 2016. Hannover. Zuletzt geprüft am: 21.06.2017. http://ifbb.wp.hs-hannover.de/wp-content/uploads/2014/02/Biopolymers-Facts-Statistics_2016.pdf
- [JRC-2010] JRC (2010): ILCD Handbook: Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context
- [KN-2016] Knoten Weimar GmbH (2016): Produkte aus biobasierten Kunststoffen in der LVP-Sortierung. Zuletzt geprüft am: 13.03.2017. http://www.bionet.net/fileadmin/dokumente/Biopolymere/Biobasierte_Kunststoffe_in_der_LVP-Sortierung.pdf
- [Kupfer-2014] Kupfer, T. (2014): Life cycle assessment dataset US: Ingeo 2010 biopolymer production Blair Critical Review. www.natureworkslc.com/The-Ingeo-Journey/Eco-Profile-and-LCA/Eco-Profile
- [Lönnecke-2015] Lönnecke, K.; Lohmann, D. (2015): Verträglichkeit von biologisch abbaubaren Biokunststoffen mit den etablierten Systemen zur Erfassung und zum Recycling von Altkunststoffen
- [Mortimer-2009] Mortimer, N. D.; Evans, A.K.F.; Ashley, C.; Hatto, V. L.; Shaw, C.; Whitaker, C.; Hunter, A. J. (2009): Life Cycle Assessment Workbooks for a Selection of Major Renewable Chemicals
- [Myhre-2013] Myhre, G.; Shindell, D. (2013): Anthropogenic and Natural Radiative Forcing: In: T. Stocker, et al. eds. Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. p. 731
- [NASA-2012] NASA (2012): Definition Of Technology Readiness Levels. https://esto.nasa.gov/files/trl_definitions.pdf
- [Rossi-2015] Rossi, V.; Cleeve-Edwards, N.; Lundquist, L.; Schenker, U.; Dubois, C.; Humbert, S.; Jolliet, O. (2015): Life cycle assessment of end-of-life options for two biodegradable packaging materials: Sound application of the European waste hierarchy. In: *Journal of Cleaner Production*, 86, S. 132–145
- [Shi-2010] Shi, B.; Palfery, D. (2010): Enhanced Mineralization of PLA Meltblown Materials Due to Plasticization. In: *Journal of Polymers and the Environment*, 18(2), S. 122–127
- [Steinbüchel-2005] Steinbüchel, A. (Hrsg.) (2005): Biopolymers Online. Weinheim, Germany: Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA
- [thinkstep-2010] thinkstep (2010): Process data set: Ingeo Polylactide (PLA) biopolymer production; corn production, dextrose wet milling process, fermentation to lactic acid, polymerisation; single route, at plant; 1.210–1.430 kg/m³ (en). Zuletzt geprüft am: 26.05.2017. <http://gabi-documentation-2017.gabi-software.com/xml-data/processes/10716cd4-7418-44a8-81a7-844104f85901.xml>
- [thinkstep-2016] thinkstep (2016): Polylactic acid (PLA) in waste incineration plant. <http://gabi-documentation-2017.gabi-software.com/xml-data/processes/4493eff4-3a86-450d-911d-07e6585465e1.xml>
- [thinkstep-2017] thinkstep (2017): GaBi Software-System and Database for Life Cycle Engineering
- [Vink-2003] Vink, E. T.H.; Rábago, K. R.; Glassner, D. A.; Gruber, P. R. (2003): Applications of life cycle assessment to NatureWorks™ polylactide (PLA) production. In: *Polymer Degradation and Stability*, 80(3), S. 403–419
- [Vink-2004] Vink, E. T. H.; Rabago, K. R.; Glassner, D. A.; Springs, B.; O'Connor, R. P.; Kolstad, J.; Gruber, P. R. (2004): The sustainability of NatureWorks polylactide polymers and Ingeo polylactide fibers: an update of the future. In: *Macromolecular bioscience*, 4(6), S. 551–564

- [Vink-2007] Vink, E. T.H.; Glassner, D. A.; Kolstad, J. J.; Wooley, R. J.; O'Connor, R. P. (2007): The eco-profiles for current and near-future NatureWorks® polylactide (PLA) production. In: *Industrial Biotechnology*, 3(1)
- [Vink-2010] Vink, E. T.H. (2010): The eco-profile for current Ingeo® polylactide production. In: *Industrial Biotechnology*
- [Vink-2015] Vink, E. T.H.; Davies, S. (2015): Life Cycle Inventory and Impact Assessment Data for 2014 Ingeo™ Polylactide Production. In: *Industrial Biotechnology*, 11(3), S. 167–180
- [Weiss-2012] Weiss, M.; Haufe, J.; Carus, M.; Brandão, M.; Bringezu, S.; Hermann, B.; Patel, M. K. (2012): A Review of the Environmental Impacts of Biobased Materials. In: *Journal of Industrial Ecology*, 16, S169-S181



INSTITUT FÜR ENERGIE-
UND UMWELTFORSCHUNG
HEIDELBERG

Endbericht zur kritische Prüfung der Studie „LCA PLA-Recycling“

im Rahmen des BMEL - geförderten Projekts: Recycling von Biowerkstoffen zur effizienten Kaskadennutzung - Ökologische und sozioökonomische Bewertung zur Strategieentwicklung in Richtung hochwertiger Recyclingoptionen (FKZ: 22031812)

Benedikt Kauertz und Andreas Detzel

Heidelberg, April 2018



Inhalt

1	Veranlassung des Gutachtens und Vorgehensweise der kritischen Prüfung	3
2	Ergebnisse der Prüfung	6
2.1	Methodische Übereinstimmung mit der Norm	6
2.2	Sind die Methoden wissenschaftlich begründet und entsprechen sie dem Stand der Ökobilanz-Technik?	7
2.3	Sind die verwendeten Daten in Bezug auf das Ziel der Studie hinreichend und zweckmäßig?	8
2.4	Berücksichtigung der Einschränkungen und des Ziels der Studie bei der Auswertung	9
2.5	Transparenz und Stimmigkeit des Berichts	10
3	Fazit und Empfehlungen	11

1 Veranlassung des Gutachtens und Vorgehensweise der kritischen Prüfung

Die kritisch geprüfte Ökobilanz steht im Kontext eines Forschungsvorhabens bei der Fachagentur für Nachwachsende Rohstoffe (FNR). Der Forschungsverbund wird durch das BMEL unterstützt und durch die FNR betreut. In der Ökobilanz werden Recyclingverfahren von PLA-Produkten ökobilanziell untersucht.

Veranlassung

Der Review umfasst gemäß der Leistungsbeschreibung die folgenden Ökobilanzen:

- Ökobilanz zum Thema: Hochwertiges mechanisches Recycling von postindustriellen Polylactid (PLA)-Abfällen
- Ökobilanz zum Thema: Mechanisches Recycling von Post-Consumer-PLA-Abfällen
- Ökobilanz zum Thema: Recycling von PLA zu Dilactid
- Ökobilanz zum Thema: Recycling von PLA durch selektives Lösen aus dem Abfallstrom

Referenz für den ökobilanziellen Vergleich ist jeweils die thermische Verwertung als aktuell angenommener Status quo der Verwertung von PLA-Abfällen. Ein Vergleich der einzelnen Technikvarianten zum PLA-Recycling ist im Rahmen der Studie nicht intendiert. Die Ergebnisdarstellung entspricht den Anforderungen der Fragestellung, lässt jedoch indirekt einen Vergleich der Verfahren zu.

Die Dokumentation der Ökobilanz umfasst ca. 100 Seiten für alle Verfahren; die modelltechnische Umsetzung wurde mittels der Software GaBi vorgenommen. Die Studie soll als Grundlage für (Teil-) Veröffentlichungen der Ergebnisse dienen. Zur Verbesserung der Glaubwürdigkeit und Qualität der Studie soll ein Critical Review durchgeführt werden. Es empfiehlt sich dazu, die kritische Prüfung gemäß der DIN EN ISO 14040/14044 durchzuführen.

Demnach sind zwei verschiedene Vorgehensweisen möglich: Kritische Prüfung

A. durch interne oder externe Sachverständige nach ISO 14044 § 6.2

„Eine Kritische Prüfung kann von internen oder externen Sachverständigen vorgenommen werden. Dabei muss die Prüfung durch von der Ökobilanz unabhängige Sachverständige durchgeführt werden“.

B. durch einen Ausschuss interessierter Kreise nach ISO 14044 § 6.3

„In einem derartigen Fall sollte vom Auftraggeber der Studie ein externer, unabhängiger Sachverständiger ausgewählt werden, der als Vorsitzender eines Prüfungsausschusses mit mindestens drei Mitgliedern fungiert. Auf der Grundlage des Ziels und des Untersu-

chungsrahmens der Studie sollte der Vorsitzende weitere unabhängige, qualifizierte Sachverständige auswählen.

Für die Wirkungsabschätzung muss zusätzlich zu sonstiger Sachkenntnis und Interessen die Sachkenntnis der Prüfer in den für alle wichtigen Wirkungskategorien der Studie relevanten wissenschaftlichen Disziplinen beachtet werden.“

In beiden Fällen A und B gilt: „Das Gutachten, Stellungnahmen des Erstellers sowie alle Reaktionen auf Empfehlungen des Gutachters müssen in den Bericht zur Ökobilanz aufgenommen werden.“

Form und Inhalt der Studie sowie die intendierte Anwendung der Ergebnisse sprechen für eine Prüfung nach ISO 14044 § 6.2 in Form eines nachgeschalteten Ein-Personen-Reviews.

Die kritische Prüfung dient dazu, die Konformität einer Ökobilanz mit der ISO-Normenreihe 14040/14044 zu überprüfen. Die Prüfung betrifft die vier Komponenten einer Ökobilanz (LCA): **Vorgehen**

1. Zielsetzung und Festlegung des Untersuchungsrahmens
2. Sachbilanz
3. Wirkungsabschätzung
4. Auswertung

Dabei gilt, dass dem Auftraggeber die Formulierung des Ziels der Ökobilanz frei gestellt ist. Das heißt auch, dass die Ziele oder die geplanten Anwendungen einer Ökobilanz gemäß DIN EN ISO 14040/14044 im Rahmen der kritischen Prüfung weder verifiziert noch validiert werden können. Die ISO-Norm fordert jedoch in der gesamten Dokumentation der Studie Nachvollziehbarkeit und Transparenz. Letztlich ist dabei die Zieldarstellung der Ausgangspunkt des gesamten Review-Prozesses.

Es ist somit die Aufgabe der kritischen Gutachter, die Nachvollziehbarkeit und Konsistenz der Ökobilanzstudie entlang der Linie „Zielsetzung - Methode - Daten - Aussagen - Schlussfolgerungen“ zu prüfen; diese Elemente müssen bei jeder Ökobilanz in Übereinstimmung stehen.

Der Ersteller der Ökobilanz hat die Pflicht, in alle Daten, die zur Prüfung benötigt werden, Einsicht zu gewähren. Dies gilt auch für solche Daten, die ggf. von Dritten zur Verfügung gestellt wurden.

Die praktische Durchführung der kritischen Prüfung umfasst die folgenden Schritte:

- Intensive Auseinandersetzung mit der übersendeten Dokumentation der Ökobilanz (Berichtsversion vom 12. Dezember 2017)
- Schriftliche Rückmeldung zur Dokumentation (in Form von Fragen zum Bericht)
- Vor-Ort-Termin zur Diskussion der schriftlichen Rückmeldung am 04. Januar 2018
- Modellprüfung im Rahmen des Vor-Ort-Termins
- Schriftliche Ausarbeitung eines Abschlussberichts zur kritischen Prüfung (vorgelegt am 28. März 2018)

Der Prüfung werden die internationalen Normen DIN ISO EN 14040/14044 (2006) zu Grunde gelegt. **Normen und Prüfkriterien**

Geprüft wird nach den in der LCA-Rahmennorm 14040 vorgegebenen Kriterien, ob

1. "die bei der Durchführung der Ökobilanz angewendeten Methoden mit dieser Internationalen Norm übereinstimmen;
2. die bei der Durchführung der Ökobilanz angewendeten Methoden wissenschaftlich begründet sind und dem Stand der Ökobilanzmethodik entsprechen;
3. die verwendeten Daten in Bezug auf das Ziel der Studie hinreichend und zweckmäßig sind;
4. die Auswertungen die erkannten Einschränkungen und das Ziel der Ökobilanz berücksichtigen;
5. der Bericht transparent und in sich stimmig ist".

Die kritische Prüfung wurde als „Ein-Personen-Review“ durch Benedikt Kauertz durchgeführt. Fokus der Prüfung waren die folgenden Punkte:

- Definition des Systemraums und des Vergleichsmodells
- Ableitung der Prozessdaten und Integration der erhobenen Daten in das Modell

die kritische Prüfung der Ökobilanz erfolgt nachgeschaltet, d.h. es wurde ein vollständiger Ökobilanzbericht zur Begutachtung vorgelegt. Im Rahmen der kritischen Prüfung wurden Hinweise sowie Ergänzungs- und Änderungswünsche formuliert, die dann im Zuge einer Berichtsrevision (vorgelegt im März 2018) umgesetzt wurden.

2 Ergebnisse der Prüfung

2.1 Methodische Übereinstimmung mit der Norm

Der Bericht zur Ökobilanz umfasst alle in der ISO-Norm benannten Komponenten einer Ökobilanz - jedoch ohne der in der Norm vorgegebenen Struktur im Detail zu folgen. So begründet die detaillierte Beschreibung der untersuchten Recyclingverfahren ein eigenständiges Kapitel, ebenso ist der Bericht um ein zusätzliches Kapitel zur Kommunikationsstrategie für PLA-Produkte ergänzt. Diese Ausdifferenzierung im Bericht erhöht die Lesbarkeit und die Transparenz der Studie, wobei insbesondere das letzte Kapitel (Kommunikationsstrategie für PLA-Produkte) nicht als Teil der Ökobilanz gewertet werden kann.

Das Kapitel zur Ziel und Rahmendefinition (Kapitel 2) stellt detailliert Informationen zum Untersuchungsgegenstand dar und grenzt diesen gegenüber nicht betrachteten Alternativen klar und deutlich ab. Die für das Verständnis der Ökobilanz wesentlichen Punkte wie funktionelle Einheit, Allokation, Wirkungsabschätzung und betrachtete Sensitivität sind kurz und verständlich beschrieben. Des Weiteren gibt das Kapitel Informationen bezüglich der Zielgruppe der Studie und einen Exkurs dahingehend, wie im Rahmen der Studie mit Qualitätsanforderungen durch das Recycling umgegangen wird.

Ziel- und Rahmendefinition

So erfolgt für die Rezyklate ein Qualitätsabschlag auf Basis der Parameter „chemische und mechanische Eigenschaften“ sowie aufgrund des erzielbaren Preises. Dieser Qualitätsabschlag ist eine wesentliche Stellschraube für den späteren Vergleich mit der Neuware. Dieser Aspekt wird im Unterkapitel 2.7 entsprechend transparent benannt.

Besonders positiv ist die im Rahmen von Kapitel 2.5.3 durchgeführte Betrachtung der Technologiereife der untersuchten Recyclingverfahren in Anlehnung an die TRL-Definition der NASA hervorzuheben. Es zeigt sich jedoch im weiteren Verlauf der Studie, dass diese TRL-Definition für den Zweck der Ermittlung der Belastbarkeit der Aussagen in einem ökobilanziellen Vergleich gegebenenfalls nicht detailliert genug sind. So wird das Verfahren TV2 und TV3 mit der gleichen TRL-Stufe (Versuchsaufbau im Labor) bewertet; für die spätere Anwendung der Daten in der Ökobilanz zeigen sich jedoch erhebliche Unterschiede. So werden die für TV2 erhobenen Prozessdaten im Rahmen der Bilanzierung als nicht verwendbar klassifiziert, die für TV3 erhobenen Prozessdaten jedoch verwendet.

Im Kapitel 3 „Betrachtete Recyclingverfahren“ werden die vier Recyclingverfahren sowie das Vergleichsmodell „Thermische Verwertung“ hinsichtlich der technischen Prozesse beschrieben und anhand von Fließbildern detailliert visualisiert.

Beschreibung der Recyclingverfahren

Kapitel 4 beschreibt die Daten zur Sachbilanz. Dabei nimmt die Beschreibung der Prozessdaten der untersuchten Recyclingverfahren naturgemäß einen großen Raum ein. Die erhobenen Daten werden transparent dokumentiert und bewertet. Im Rahmen der Diskussion um die Prozessdaten von TV2 kommen die Studienautoren zu dem Schluss, dass die Daten nicht verwendbar sind. Entsprechend wird ein alternativer Ansatz formuliert und

Sachbilanz

detailliert beschrieben. Die Dokumentation weiterer im Modell verwendeter Daten erfolgt nur im Rahmen einer Tabelle bzw. in Form von GaBi-Screenshots als Anhang zum Bericht.

Kapitel 5 stellt die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung dar. Die Darstellung erfolgt separat für jedes untersuchte Recyclingverfahren, ohne den Vergleich zum Referenzmodell „Thermische Verwertung“ zu ziehen. Stattdessen werden additiv Ergebnisse sowohl für die thermische Verwertung von Post-Consumer-PLA-Abfällen sowie für die potentiellen Umweltwirkungen der Herstellung von primärem PLA-Granulat bilanziert. Erst im Rahmen der Kapitel 5.8 und 5.9 wird für jedes Recyclingverfahren separat ein Vergleichsergebnis „Recycling versus thermische Verwertung“ bzw. „Recycling versus Neuware“ berechnet. Ein Kreuzvergleich der unterschiedlichen Recyclingtechnologien ist zwar auf Basis der bilanzierten Ergebnisse möglich - jedoch gemäß der Ziel- und Rahmendefinition der Studie nicht intendiert und somit in der Ergebnisfindung auch nicht berücksichtigt. Aufgrund der unterschiedlichen Inputqualitäten und der unterschiedlichen möglichen Integrationsoptionen der Technologien (mechanisches Recycling näher am Standort der Sortierung, chemisches Recycling in unmittelbarer Standortnähe der Primärproduktion) wäre ein Kreuzvergleich auch nicht sachgerecht.

Wirkungsabschätzung

Kapitel 5 enthält auch die Ergebnisse der Sensitivitätsbetrachtungen, darunter auch die in der ISO-Norm geforderte Betrachtung eines alternativen Allokationsmodells.

Kapitel 6 nimmt eine detaillierte Bewertung der Ergebnisse der einzelnen Recyclingverfahren vor und ergänzt die Studie um eine detaillierte Auflistung der bestehenden Limitierung. Schlussendlich werden Empfehlungen formuliert, die sich an die einzelnen, innerhalb der Ziel- und Rahmendefinition identifizierten Akteure richten.

Auswertung

Das sich daran anschließende Kapitel 7 beschäftigt sich mit der Kommunikationsstrategie für PLA-Produkte und gehört wie eingangs erwähnt nicht in den Prüfrahmen des kritischen Gutachtens. Dennoch liefern die dort dokumentierten Ergebnisse hilfreiche Anhaltspunkte für die in der Ziel- und Rahmendefinition identifizierten Akteure und ergänzen den Bericht somit in vorteilhafter Weise.

Im Rahmen der Studiererstellung wurde kein Begleitkreis eingerichtet. Stattdessen wurden die Ergebnisse der Ökobilanz mit den Projektpartnern, insbesondere mit den Lieferanten der Prozessdaten der untersuchten Recyclingtechnologien diskutiert.

2.2 Sind die Methoden wissenschaftlich begründet und entsprechen sie dem Stand der Ökobilanz-Technik?

Die vorliegende Studie ist als Ökobilanz aus dem Bereich der Abfallwirtschaft zu verstehen, hat jedoch auch Implikationen, die in die Welt der Technikbewertung und der Produktökobilanzierung hineinreichen.

Entsprechend ist der Systemraum so definiert, dass der Vergabe der Gutschriften eine ergebnisbestimmende Bedeutung zukommt. In weiten Teilen generiert die Bilanzierung unter Anrechnung der zu vergebenen Gutschriften negative Ergebnisse. Diese können im Vergleich mit der thermischen Verwertung von PLA-Abfällen oder der Produktion von PLA-Neuware als Umweltentlastungspotenziale durch das Recycling interpretiert werden. Entsprechend sensitiv ist jedoch die Art und Weise der vergebenen Gutschriften bzw. der Systemallokation. Es wird im Rahmen der Studie keine Aufteilung der Gutschrift zwischen

Systemraum und Allokationsmodell

abgebenden und aufnehmenden System bilanziert, stattdessen erfolgt eine Gutschriftenvergabe auf Basis definierter Qualitätsabschläge, die zwischen 0 % und 51 % variieren. Diese Qualitätsabschläge auf Basis verschiedener Parameter sind im Bericht transparent abgeleitet und dokumentiert. Weiterhin ist im Bericht klar und deutlich ersichtlich, dass die Höhe des Qualitätsabschlags sowohl durch das technische Verfahren als auch durch die Inputqualität bestimmt wird. Somit ist auch deutlich, dass ein Kreuzvergleich der Ergebnisse nicht Ziel der Studie sein kann. Die Definition des Systemraums und das verwendete Allokationsverfahren entsprechend der Ziel- und Rahmendefinition der Studie und genügen dem aktuellen Stand der Ökobilanztechnik.

Im Rahmen der Wirkungsabschätzung werden verschiedene ressourcenbezogene und emissionsbezogene Kategorien ausgewertet. Zudem wird der kumulierte Energieaufwand als weitere Sachbilanzgröße bilanziert. Die gesamte Wirkungsabschätzung basiert auf den üblichen international etablierten Methoden; eine dezidiert kritische Bewertung der dahinterliegenden Modelle findet im Rahmen der Studie nicht statt. Lediglich die Bilanzierung von Toxizität (Humantoxizität und Ökotoxizität) wird aufgrund der unzureichenden Datenlage (insbesondere fehlende Sachbilanzparameter) und den damit verbundenen hohen Unsicherheiten ausgeschlossen.

Methodik der Wirkungsabschätzung

Von der Verwendung der nach ISO 14044 zulässigen optionalen Elemente wird im Rahmen der Studie Abstand genommen. Bezüglich der Sensitivitätsanalysen ist insbesondere die Sensitivitätsanalyse zum Umgang mit Multifunktionalität/Sensitivitätsanalysen des Allokationsfaktors als wesentlicher Bestandteil einer Ökobilanz nach ISO-Norm zu bewerten. Die Variation der PLA-Hintergrunddaten produziert vor dem Hintergrund einer wissenschaftlichen Betrachtung interessante Ergebnisse, die jedoch den Aussagegehalt der Studie nicht weiter verändern.

Optionale Elemente

Insgesamt können die angewendeten Methoden als wissenschaftlich begründet und als Stand der Ökobilanztechnik bewertet werden.

2.3 Sind die verwendeten Daten in Bezug auf das Ziel der Studie hinreichend und zweckmäßig?

Bezüglich der verwendeten Daten in der vorliegenden Ökobilanz ist zwischen den Prozessdaten der Recyclingverfahren und den Hintergrunddaten zu unterscheiden. Die Prozessdaten sind im Rahmen des Gesamtforschungsvorhabens bei den Projektpartnern erhoben und entsprechend validiert worden. Die Dokumentation im Bericht ist umfangreich und transparent, zudem wird eine detaillierte Bewertung der Daten vorgenommen.

Dabei zeigt sich, dass insbesondere die Daten für das Recyclingverfahren TV2, die bei einem Versuchsaufbau im Labor erhoben wurden, nicht sachgerecht für die Verwendung im Rahmen einer Ökobilanz sind. Zu groß sind die erhobenen Unsicherheiten, zu praxisfern die verwendeten Aggregate. Daher wird für die Bilanzierung des Recyclingverfahrens TV2 ein alternativer Ansatz gewählt, in dem vorhandene PLA-Daten miteinander verschnitten und um verschiedene Prozesse bereinigt werden. Dieser Ansatz wird in der vorliegenden Studie detailliert beschrieben. Dennoch besteht für das Verfahren TV2 eine vollkommen andere Datenbasis als für die übrigen betrachteten Recyclingverfahren.

Erhobenen Prozessdaten

Bezüglich der übrigen verwendeten Hintergrunddaten wäre eine detailliertere Beschreibung des Auswahlprozesses hilfreich gewesen; die erfolgte Dokumentation im Rahmen der GaBi-Fließbilder ist jedoch für einen informierten Leserkreis hinreichend.

Verwendete Hintergrunddaten

Insbesondere ein Datenpunkt – nämlich die Abbildung des Lösemittels im Verfahren TV3 – hat sich im Rahmen der Ergebnisfindung als sehr sensitiv herausgestellt. Es zeigte sich, dass die Verwendung dieses Literaturdatensatzes (EcoInvent) im Rahmen der Wirkungsabschätzung für die Wirkungskategorie „Ozonabbau“ Ergebnisse produzierte, welche deutlich oberhalb der Resultate der Neuwareherstellung von PLA lagen. Im Rahmen der Modellprüfung wurde ersichtlich, dass es sich dabei keineswegs um Lösemittelverluste während des Recyclings handelte (dies war die Erstvermutung des Gutachters), sondern die Beiträge zu 99 % der Vorkette „Ethylacetat“ entstammt. Da das Modul jedoch mit einer erheblichen Unsicherheit einhergeht (und zudem das einzige EcoInvent-Modul im Modell ist – ansonsten werden nur die Module der GaBi-Datenbank genutzt), wurde im Rahmen der Modellprüfung beschlossen, die Wirkungskategorie „Ozonabbau“ nicht weiter in der Ergebnisfindung für das Verfahren TV3 zu berücksichtigen.

Besondere Herausforderungen

Des Weiteren ist anzumerken, dass die Studie für sich reklamiert, die Situation der PLA-Abfälle in einem zukünftigen Abfallstrom zu betrachten. Die Bewertung der Energievorkette erfolgt jedoch auf Basis des aktuellen Strommixes. Hier wäre eine mehr in die Zukunft gerichtete Betrachtung, die ein weiteres Voranschreiten der Energiewende berücksichtigt, wünschenswert gewesen. Aufgrund der Unsicherheiten, die mit solchen Prognoseszenarien einhergehen, wäre eine solche Analyse aber auch nur in Form einer weiteren Sensitivitätsanalyse möglich gewesen. Insofern werden die Kernaussagen der Studie durch das Fehlen dieser additiven Analyse nicht beeinträchtigt.

Insgesamt können die verwendeten Daten als hinreichend und sachgerecht für das Ziel der Studie bewertet werden.

2.4 Berücksichtigung der Einschränkungen und des Ziels der Studie bei der Auswertung

Im Rahmen des Kapitels 6 „Auswertung und Interpretation“ werden umfangreiche Limitierungen des Berichtes transparent dokumentiert. Diese Limitierungen werden im Rahmen der Formulierung von Empfehlungen auf Basis der bewerteten Ergebnisse an die bereits in der Ziel- und Rahmendefinition genannten Akteure hinreichend berücksichtigt.

Es werden für die einzelnen Akteure unterschiedliche zielgruppenspezifische Schlussfolgerungen gezogen und Empfehlungen formuliert.

Zielgruppenspezifische Empfehlungen

Ergänzt werden diese Schlussfolgerungen um eine kursorische Aufnahme der Ergebnisse einer Masterarbeit zum Thema „Kommunikationsstrategie für PLA-Produkte“, aus der sich weitere eher allgemein gehaltene Empfehlungen ableiten lassen.

Insgesamt kann festgestellt werden, dass die formulierten Limitierungen im Rahmen der Auswertung der Studie hinreichend berücksichtigt werden.

2.5 Transparenz und Stimmigkeit des Berichts

Die gesamte Dokumentation der Ökobilanz umfasst in Summe mehr als 100 Seiten. Alle Annahmen und Festlegungen die Bilanzierung sind hinreichend transparent und nachvollziehbar dokumentiert. Die gewählte Kapiteleinteilung dokumentiert die erforderlichen Inhalte, ohne der in der ISO-Norm vorgesehenen Struktur im Detail zu folgen, was die Lesbarkeit des Berichtes erhöht. Die Darstellung der Ergebnisse der Wirkungsabschätzung erfolgt sektoral für die Wirkungskategorie „Klimawandel“, andere Ergebnisse werden in Form von Tabellen dokumentiert. Als hilfreich werden die um einen Farbcode ergänzten Ergebnistabellen bewertet. Insbesondere die Darstellung der Vergleichsergebnisse in Kapitel 5.8 kann als gelungen bezeichnet werden. Die Tabellen zu den relativen Einsparungen durch das werkstoffliche Recycling im Vergleich zur thermischen Verwertung sind übersichtlich und selbsterklärend.

Das Verhältnis zwischen Textteilen und grafischen Elementen ist ausgewogen und dient dem Lesefluss. Entscheidende Festlegungen und Annahmen werden wo nötig und hilfreich wiederholt, ohne dabei redundant zu werden.

Die kritische Begutachtung der Bilanz erfolgte zwar im Nachgang der Studiererstellung, dennoch wurden alle Anmerkungen, Hinweise und Änderungswünsche der kritischen Begutachtung in einer Revision des Berichtes vollumfänglich umgesetzt.

Hinsichtlich der Dokumentation der Hintergrunddaten hätte der Bericht umfangreicher sein dürfen, dennoch kann die Transparenz und Stimmigkeit des Berichtes insgesamt als angemessen im Zuge der Bestimmungen der ISO-Norm gelten.

3 Fazit und Empfehlungen

Die Ergebnisse der kritischen Prüfung können wie folgt zusammengefasst werden:

- die bei der Durchführung der Ökobilanz angewendeten Methoden stimmen mit der internationalen Norm überein;
- die verwendeten Methoden sind wissenschaftlich begründet und entsprechen dem Stand der Ökobilanztechnik;
- die verwendeten Daten sind in Bezug auf das Ziel der Studie hinreichend und zweckmäßig;
- die erkannten Einschränkungen wurden weitgehend dargestellt und ausführlich diskutiert;
- der Bericht ist transparent und in sich stimmig.

Eine vollständige Übereinstimmung mit den internationalen Normen ISO EN 14040 und 14044 kann jedoch nicht attestiert werden, da diese für Ökobilanzen mit vergleichenden Aussagen ein Drei-Personen-Review vorsieht.

Im Fokus der durchgeführten kritischen Prüfung standen Aspekte der Systemraumdefinition und der Datenerhebung und -übertragung ins Modell. Dazu kann wie folgt zusammengefasst werden:

Fokus der kritischen Prüfung

- Die Definition des Systemraums und des Vergleichsmodells ist sachgerecht im Sinne der Ziel- und Rahmendefinition.
- Die Integration der erhobenen Prozessdaten in das Modell erfolgt nachvollziehbar und transparent. Die im Rahmen der Diskussion um die Prozessdaten erarbeiteten Limitierungen werden im Rahmen der Auswertung entsprechend berücksichtigt.

Den Autoren der Studie wird empfohlen, die Ergebnisse in einem wissenschaftlichen Fachartikel zu publizieren sowie die akteursspezifisch formulierten Schlussfolgerungen und Empfehlungen entsprechend zu verbreiten.

Publikation als Fachartikel

An dieser Stelle sollen auch Aspekte dokumentiert werden, die im Rahmen der kritischen Begutachtung diskutiert wurden, aber nach Auffassung der Autoren der Ökobilanz und des kritischen Gutachters nicht zwangsläufig zu Anpassungen/Änderungen in der Studie führen müssen.

Ergänzende Anmerkungen

Insbesondere ist der im Rahmen der Studie angesetzte Anteil an PLA-Verpackungen im zukünftigen Abfallstrom kritisch zu diskutieren. Diese Annahme ist wesentlich für die Skalierung der Ergebnisse der Abfallsammlung und Sortierung. Vor dem Hintergrund, dass die unterschiedlichen Recyclingverfahren mit unterschiedlichen Inputqualitäten zurecht kommen können, kommt diesem Aspekt eine nicht unwesentliche Bedeutung zu, wenn ein Kreuzvergleich zwischen den Recyclingverfahren durchgeführt werden soll. Da dieser jedoch nicht intendiert ist, ist die Diskussion der grundlegenden Annahme nicht innerhalb

Daten zu PLA im Abfallstrom

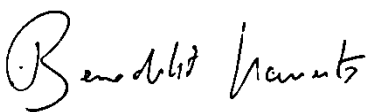
der Studie zu führen. Zudem basiert die Annahme zum PLA-Anteil im Abfallstoffstrom auf Daten, welche durch den Projektpartner „Knoten Weimar“ im Zuge des Forschungsvorhabens erarbeitet hat. Die kritische Diskussion dieser Prämissen ist somit nicht Gegenstand der hier durchgeführten kritischen Begutachtung der Ökobilanz.

Des Weiteren kann die hier vorgelegte Ökobilanzstudie das grundlegende Problem hinsichtlich der Verwertungsstruktur von PLA nicht in das Ziel und den Rahmen der Studie integrieren, da es sich um eine abfallwirtschaftliche Bilanz handelt, die Betrachtung also erst mit dem Zeitpunkt des PLA-Abfalls zur Verwertung einsetzt. Damit bleibt jedoch ein großes Problem bei der Initiierung eines flächendeckenden PLA-Recyclings außerhalb der Betrachtungsebene, denn PLA erfährt aktuell kein sinnvolles Post-Consumer Recycling, da die der Verwertung zugeführten Mengen zu gering sind, um eine eigenständige Sortierfraktion innerhalb der Wertstoffsammlung zu begründen. Damit diese Mengen steigen, müsste sich zuerst ein Markt für PLA-Verpackungen etablieren. Jedoch wird die Verwendung von Biokunststoffen von einigen Akteuren der Zivilgesellschaft kritisch gesehen und es wird eine umfassende Umweltbewertung eingefordert. Diese ist für die PLA-Verpackungen in der Status-quo-Betrachtung aber nicht zwingend vorteilhaft gegenüber den fossilen Äquivalenzprodukten, wenn diese ein hochwertiges Recycling erfahren, das PLA-Produkt aber nicht.

Diese Bewertung macht sich also an der fehlenden Recyclingstruktur fest, führt aber in der Praxis dazu, dass die PLA-Produkte nur zögerlich eingesetzt werden, oder wenn, dann für Produkte außerhalb der etablierten Verwertungsströme (Einwegbecher im Stadion). Die Recyclingstruktur jedoch würde sich nur dann etablieren können, wenn die Marktmengen an PLA-Verpackungen steigen würden. Somit besteht momentan eine Art Zirkelschluss, der nur durch externe Anreize aufgelöst werden kann. Dies kann entweder der Anreiz sein, ein PLA-Recycling auch für geringere Marktmengen zu etablieren oder den Unternehmen, die bewusst Verpackungen aus PLA produzieren und vertreiben, entsprechende Anreize zu schaffen. Adressaten dieser erweiterten Empfehlung sind nach Ansicht der kritischen Gutachter im Akteursfeld Politik und ggf. bei den angeschlossenen Fördergebern zu suchen.

Zirkelschluss in der Betrachtung

Heidelberg, April 2018



(Benedikt Kauertz)