Biokunststoffe
Nachhaltig

Handlungsempfehlungen für die Ökobilanzierung von biobasierten Kunststoffen

Autoren

Nico Becker, Marina Mudersbach, Sebastian Spierling, Hannes Krieg, Dr.-Ing. Stefan Albrecht, Prof. Dr.-Ing. Hans-Josef Endres

Danksagung

Ein großer Dank gilt auch allen beteiligten Wissenschaftlern, die zum Review und der Konsolidierung der Handlungsempfehlungen beigetragen haben:

Marcel Görmer (TU Berlin - Fachgebiet Sustainable Engineering)

Nikolay Minkov (TU Berlin - Fachgebiet Sustainable Engineering)

Dr.-Ing. Daniela Dressler (Technologie- und Förderzentrum im Kompetenzzentrum für Nachwachsende Rohstoffe (TFZ))

Fabian Gievers (Hochschule für angewandte Wissenschaft und Kunst (HAWK) - Fachgebiet Nachhaltige Energie- und Umwelttechnik (NEUTec))

Venkateshwaran Venkatachalam (Hochschule Hannover - IfBB - Institut für Biokunststoffe und Bioverbundwerkstoffe)

Dr. Carmen Arndt (Hochschule Hannover - IfBB - Institut für Biokunststoffe und Bioverbundwerkstoffe)

Das vorliegende Dokument ist im Rahmen des vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) geförderten Projektes „Neue Wege, Strategien, Geschäfts- und Kommunikationsmodelle für Biokunststoffe als Baustein einer Nachhaltigen Wirtschaft“ (BiNa) unter dem Förderkennzeichen FKZ 01UT1430A entstanden. Die Laufzeit des Projektes war vom 01.04.2015 bis 30.04.2018.

Zitierhinweis

Becker, N.; Mudersbach, M.; Spierling, S.; Krieg, H.; Albrecht, S.; Endres, H.-J. (2018): Handlungsempfehlungen zur Ökobilanzierung von biobasierten Kunststoffen“, BiNa, Förderkennzeichen FKZ 01UT1430A

Inhaltsverzeichnis

1 Allgemeine Informationen zu den Handlungsempfehlungen 7

1.1 Hintergrund 7

1.1.1 Motivation für Handlungsempfehlungen 7

1.1.2 Ziel der Handlungsempfehlungen 8

1.1.3 Status-quo: Ökobilanzen von biobasierten Kunststoffen 8

1.2 Grundlagen 11

1.2.1 Biokunststoffe 11

1.2.2 Kritische Aspekte 12

1.2.3 Standards und Richtlinien 13

1.3 Struktur 16

1.3.1 Struktur Handlungsempfehlungen 16

1.3.2 Kapitelstruktur 16

2 Handlungsempfehlungen zur Ökobilanzierung von biobasierten Kunststoffen 17

2.1 Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens 17

2.1.1 Ziel und Untersuchungsrahmen 17

2.1.2 Funktionelle Einheit 21

2.1.3 Systemgrenzen 26

2.1.4 Datenqualität 30

2.2 Sachbilanz 40

2.2.1 Biogener Kohlenstoff und Kohlenstoffspeicherung 41

2.2.2 Verzögerte THG-Emissionen durch Kohlenstoffspeicherung 47

2.2.1 Umgang mit Multifunktionalität / Allokation 50

2.2.2 End of Life Modellierung / Allokation 58

2.3 Wirkungsabschätzung 65

2.3.1 Wirkungskategorien allgemein 65

2.3.2 Landnutzung 79

2.3.3 Wassernutzung 94

2.3.4 Gewichtung 103

3 Abkürzungsverzeichnis 107

4 Literatur 108

Tabelle 1: Auswertbare Studien im Rahmen des Literaturreviews von Ökobilanzen von biobasierten Kunststoffen (Spierling et al. 2018).....10
Tabelle 2: Anforderungen für die Identifikation und Spezifikation der funktionellen Einheit in ISO 14044, ILCD und PEF (x=Kriterium als Vorgabe vorhanden).....22
Tabelle 3: Datenqualitätsindikatoren in ISO 14040/44, ILCD und PEF 33
Tabelle 4: Data Quality Rating nach ILCD, PEF und PEFCRv6.1 35
Tabelle 5: Fluss- und Prozess-Indikatoren der Updated Pedigree Matrix nach Edelen &Ingwersen 2016 36
Tabelle 6: Relevante Standards zur Bestimmung und Deklaration des Gehalts an biobasiertem Kohlenstoff (B= Biobasierter Kohlenstoff, TOC= Total Organic Carbon / Gesamter Organischer Kohlenstoff, TC = Total Carbon/ Gesamtkohlenstoff) 42
Tabelle 7: Übersicht Angaben zu biogenem Kohlenstoffgehalt, Bestimmungsmethodik und Wertbezug in Cradle-to-Gate Ökobilanzen (k.A. – keine Angabe) 45
Tabelle 8: Präferiertes Vorgehen der betrachteten Standards/Richtlinien bezüglich der verschiedenen Handlungsmöglichkeiten beim Umgang mit multifunktionalen Prozessen. Präferenz in aufsteigender Rangfolge beginnend bei 1 (Eigene Anpassung, basierend auf ACDV 2014) 54
Tabelle 9: Entscheidungshilfen bei der Auswahl einer geeigneten Vorgehensweise im Umgang mit Multi-Output-Prozessen (Baitz und Kreisig 2007) 57
Tabelle 10: Übersicht zu den verschiedenen End-of-Life Varianten (angepasst nach Allacker et al. 2017) 61
Tabelle 11: Übersicht zur Vorgehensweise End-of-Life bei den analysierten Studien.....63
Tabelle 12: Empfehlungen und/oder Vorgaben der untersuchten Standards/Richtlinien bezüglich der Wirkungsabschätzung 69
Tabelle 13: Empfehlungen und/oder Vorgaben der betrachteten Standards/Richtlinien hinsichtlich der Aspekte Wirkungskategorien, Charakterisierungsmodelle und Wirkungsindikatoren.....70
Tabelle 14: Herausforderungen bei der Quantifizierung von Landnutzungswirkungen im Rahmen der Ökobilanzierung 88
Tabelle 15: Zuordnung und Beispiele für unterschiedliche Arten von Frischwassernutzung (nach Bayart et al. 2010, eigene Übersetzung).....95
Tabelle 16: Existierende Initiativen zur Bestimmung eines Wasserfußabdrucks 96
Tabelle 17: Empfehlungen der betrachteten Standards/Richtlinien bezüglich der Erfassung wasserbezogener Elementarflüsse (X = keine Angaben enthalten) 99

Abbildung 1: Arten von Biokunststoffen im Hinblick auf die beiden Aspekte Abbaubarkeit („End of Life“-Eigenschaft) und Rohstoffbasis (Ausgangsbasis, d.h. „Start of Life“). Grün eingefärbt sind relevante Biokunststoffe (=biobasierte Kunststoffe) im Rahmen dieser Handlungsempfehlungen (Eigene Darstellung).....11
Abbildung 2: Verschiedene Möglichkeiten der Festlegung von Systemgrenzen über einen Produktlebenszyklus hinweg (Modifiziert nach IBP-GaBi).....27
Abbildung 3: Übersicht Bezugsrahmen für biobasierten $\boldsymbol{xBTOC}$ und biogenen $\boldsymbol{xBTC}$ Kohlenstoffgehalt.....44
Abbildung 4: Anrechnung von Gutschriften durch verzögerte Emissionen nach ILCD (2010) und PAS2050 (2011) (aus Vogtländer et al. 2014) 48
Abbildung 5: Multifunktionaler Prozess mit mehreren Input-Produkten, verbrauchten Ressourcen und diversen anfallenden Emissionen und Abfällen sowie die Bereitstellung der Ko-Produkte A und B (Modifiziert nach ILCD 2010).....51
Abbildung 6: Äquivalenz von hinzufügender (Systemraumerweiterung) und abziehender (Substitution) Systemerweiterung. Bei der Systemraumerweiterung ist die untersuchte Funktion Produkt A, während bei der Substitution Produkt A und B untersuchte Funktion darstellen. (Modifiziert nach ILCD 2010).....52
Abbildung 7: Übersicht End-of-Life Allokationsvarianten (Beispielhafte Darstellung verschiedener Varianten zur Aufteilung von Emissionen und Gutschriften zwischen zwei Produktsystemen) 59
Abbildung 8: Allgemeines Konzept der Wirkungskategorien zur umweltbezogenen Bewertung im Rahmen der Ökobilanzierung. Darstellung der Wirkungspfade über Midpoint zum Endpoint (Modifiziert nach Jolliet et al. 2004) 66
Abbildung 9: Midpoint- und Endpoint-Wirkungsindikatorenansätze. Beispiel eines Wirkungspfads von emittierten ozonzerstörenden Substanzen zu den Auswirkungen auf die Schutzgüter über Mid- und Endpoint-Indikatoren (Buchgeister 2012). 67
Abbildung 10: Häufigkeit betrachteter Wirkungskategorien innerhalb der 29 untersuchten Cradle-to-Gate Ökobilanzen biobasierter Kunststoffen (Eigene Darstellung).....75
Abbildung 11: Übersicht wichtiger Begrifflichkeiten des Themenkomplexes „Landnutzung“ (Eigene Darstellung, Definitionen basieren auf Taelman et al. (2016) und Koellner et al. (2013a und 2013b)).....80
Abbildung 12: Vereinfachte Darstellung der Erfassungsmethodik von Landnutzungswirkungen nach dem UNEP-SETAC-Rahmenwerk (Modifiziert nach Koellner et al. 2013b) 82
Abbildung 13: Vereinfachte, schematische Darstellung der Kausalbeziehungen zwischen landnutzenden Prozessen und resultierenden Umweltwirkungen. Die menschlichen

Landnutzungsaktivitäten sind auf der linken Seite abgebildet, die Eingriffe in die Umwelt in der Mitte und die Umweltwirkungen sind rechts zu sehen (Modifiziert nach Mattila et al. 2011). 83
Abbildung 14: Wirkungspfade der Wassernutzung ausgehend vom Wasserinventar hin zu den Schutzgütern (Pfister 2015) 101

1 Allgemeine Informationen zu den Handlungsempfehlungen

1.1 Hintergrund

Die vorliegenden Handlungsempfehlungen beruht auf den Arbeiten des Forschungsprojektes „Neue Wege, Strategien, Geschäfts- und Kommunikationsmodelle für **Bi**okunststoffe als Baustein einer **Na**chhaltigen Wirtschaft“ (**BiNa**), welches im Rahmen der Fördermaßnahme „Nachhaltiges Wirtschaften“ des Bundesministeriums für Bildung und Forschung (BMBF) gefördert wurde.

Ein Ziel des Projektes (Laufzeit: 01.04.2015 bis 30.04.2018) war es im Bereich der Nachhaltigkeitsbewertung von Biokunststoffen sowohl kritische Aspekte bei der Ökobilanzierung aufzuzeigen und zu schließen, als auch den aktuellen Status im Bereich der sozioökonomischen Nachhaltigkeitsbewertung von biobasierten Kunststoffen darzustellen und Indikatoren für die Bewertung von biobasierten Kunststoffen zu empfehlen.

1.1.1 Motivation für Handlungsempfehlungen

Biobasierte Kunststoffe sind aufgrund der Endlichkeit von fossilen Ressourcen sowie der Herausforderungen gesteigerter CO_2-Emissionen in den letzten Jahrzenten in den Fokus von Wissenschaft, Industrie und Gesellschaft gerückt. Da biobasierte Produkte nicht per se nachhaltiger oder ökologischer sind als Vergleichsprodukte ist eine ökologische Bewertung auch hier unerlässlich. Diese kann zum einen als Hilfestellung in der frühen Entwicklungsphase von neuen biobasierten Kunststoffen oder zur späteren Bewertung auf Produktebene eingesetzt werden. Wichtig ist hierbei einen klaren Vergleich für unterschiedliche biobasierte Kunststoffe untereinander sowie zu konventionellen Kunststoffen zu ermöglichen. Aufgrund der hohen methodischen Variabilität in den vorhandenen Standards und Richtlinien ist ein solcher Vergleich bisher nur zum Teil möglich. Eine Herangehensweise die Variabilität zu verringern und eine höhere Vergleichbarkeit herzustellen sind die derzeitigen Bestrebungen im Bereich Produktkategorieregeln (sowohl bei den Umweltproduktdeklarationen (EPD) als auch dem Produktumweltfußabdruck (PEF) der europäischen Kommission). Diese Handlungsempfehlungen sollen einen ersten Schritt darstellen, die ökologische Bewertung von biobasierten Kunststoffen zu harmonisieren. Eine Weiterentwicklung ist beispielsweise hin zu einer Produktkategorieregel sowohl für biobasierte als auch für konventionelle Kunststoffe denkbar.

1.1.2 Ziel der Handlungsempfehlungen

Diese Handlungsempfehlungen richten sich sowohl an Ökobilanz-Experten als auch an Produzenten und Verarbeiter von biobasierten Kunststoffen und Interessierte an der Thematik.

Ziel der Handlungsempfehlungen ist es einen Überblick über den Stand der ökologischen Nachhaltigkeitsbewertung von biobasierten Kunststoffen zu geben und methodische Kritikpunkte aufzuzeigen. Außerdem soll mit den Handlungsempfehlungen ein konkreter Vorschlag für die Adressierung und Lösungsansätze zur Behandlung der kritischen Punkte in der Ökobilanz bereitgestellt werden, sodass sich Auftraggeber von Ökobilanzen als auch Anwender zur Problematik informieren können.

Die Empfehlungen gelten für den Fall einer Veröffentlichung von Ökobilanzen und die Informationen, die darin enthalten sein sollen, um Nachvollziehbarkeit und Transparenz der Bilanzen zu gewährleisten.

1.1.3 Status-quo: Ökobilanzen von biobasierten Kunststoffen

Um die Verfügbarkeit von Nachhaltigkeitsinformationen und die gängige Praxis der lebenszyklusbasierten Nachhaltigkeitsbewertung von biobasierten Kunststoffen zu untersuchen, wurde zunächst von den Autoren ein umfängliches Literaturreview von verfügbaren lebenszyklusbasierten Nachhaltigkeitsanalysen (dies umfasst Ökobilanzen (LCA), Sozialbilanzen (S-LCA) und Lebenszykluskostenrechnungen (LCC)) von biobasierten Kunststoffen durchgeführt. Innerhalb der vorliegenden Handlungsempfehlungen wird nur auf den Teil der ökologischen Nachhaltigkeitsbewertung eingegangen. Für eine detaillierte Beschreibung der Vorgehensweise sowie einer ausführlichen Darstellung und Diskussion der Ergebnisse wird auf Spierling et al. (2018) verwiesen.

Im Zuge der Literaturstudie wurden insgesamt 130 Literaturquellen (Zeitraum von 1994 bis 2015) mit Bezug zur Ökobilanzierung von Biokunststoffen identifiziert. Anhand zuvor festgelegter Qualitätskriterien wurden die Studien in auswertbare und nicht auswertbare Studien eingeteilt.

Als auswertbar eingestuft wurden Studien, die den folgenden Anforderungen genügen:

- Veröffentlicht in einem Peer-Review-Verfahren oder Unterziehung einer Kritischen Prüfung nach DIN EN ISO 14040 der Ökobilanz
- Ergebnisse der Wirkungsabschätzung werden auf Massenbasis dargelegt oder sind umrechenbar
- Ergebnisse der Wirkungsabschätzung liegen als absolute Werte vor

- Modellierungsannahmen / Festlegungen des Ziels und Untersuchungsrahmen einer Studie werden nachvollziehbar dargelegt

Der Fokus des Reviews lag auf Informationen zu Kunststoffen in Primärformen. Dies bedeutet vor allem Cradle-to-Gate Betrachtungen, da auf Grund der Fülle an möglichen Kunststoffanwendungen eine große produktabhängige Variabilität in der Nutzungs- und Entsorgungsphase besteht. Es wurden 29 Studien als auswertbar eingestuft. Tabelle 1 gibt eine Übersicht über die Studien und die jeweils untersuchten Biokunststoffe. Die Studien wurden sowohl auf methodische Aspekte der Durchführung einer Ökobilanz als auch auf die Ökobilanzergebnisse hin untersucht. Die Ergebnisse des Reviews bezüglich der methodischen Aspekte werden in den Handlungsempfehlungen kapitelweise bzgl. der jeweiligen methodischen Parameter dargelegt. Insgesamt zeigen die Studien für die einzelnen biobasierten Kunststoffen eine hohe Streuung bei den Ökobilanzergebnissen. Dies ist insbesondere auf die Handlungsfreiräume bei der Festlegung bestimmter Aspekte, bspw. die Wahl des Allokationsverfahrens, zurückzuführen sowie auf die Betrachtung verschiedener Szenarien und zeigt auch nochmals den Bedarf der projektgegenständlichen Handlungsempfehlungen auf.

Tabelle 1: Auswertbare Studien im Rahmen des Literaturreviews von Ökobilanzen von biobasierten Kunststoffen (Spierling et al. 2018)

Lfd. Nr.	Studie/Quelle	Untersuchter Biokunststoff									
		Bio-PA	Bio-PBS	Bio-PE	Bio-PET	Bio-PP	Bio-PTT	Bio-PVC	PHA/PHB	PLA	TPS
1	Gerngross&Slater (2000)								x		
2	Kurdikar et al. (2000)								x		
3	Vink et al. (2003)									x	
4	Akiyama et al. (2003)								x		
5	Yokosuka et al. (2004)									x	
6	Bohlmann (2004)									x	
7	Sakai et al. (2004)									x	
8	Kim&Dale (2005)								x		
9	Patel et al. (2006)						x		x	x	
10	Vink et al. (2007)									x	
11	Vidal et al. (2007)									x	
12	Harding et al. (2007)								x		
13	Kim&Dale (2008)								x		
14	Yu&Chen (2008)								x		
15	Vink et al. (2010)									x	
16	Groot&Boren (2010)									x	
17	Kendall (2012)								x		
18	Petchprayul et al. (2012)		x							x	
19	Shen et al. (2012)				x						
20	Chen&Patel (2012)			x	x	x					
21	Novamont (2012)										x
22	Taengwathananukool et al. (2013)									x	
23	Ziem et al. (2013)			x							
24	Alvarenga et al. (2013)							x			
25	Evonik (2013)	x									
26	Papong et al. (2014)									x	
27	Akanuma et al. (2014)				x						
28	Tsiropoulos et al. (2015)			x	x						
29	Vink&Davies (2015)									x	

Bio-PA: Bio-Polyamid; Bio-PBS: Bio-Polybutylensuccinat; Bio-PE: Bio-Polyethylen; Bio-PET: Bio-Polyethyleneterephthalat; Bio-PP: Bio-Polypropylen; Bio-PTT: Bio-Polytrimethylenterephthalat; Bio-PVC: Bio-Polyvinylchlorid; PHA/PHB: Polyhydroxyalkanoate/Polyhydroxybutyrate; PLA: Polylactid.

1.2 Grundlagen

1.2.1 Biokunststoffe

Der Begriff „Biokunststoff“ ist nicht klar definiert und gesetzlich geschützt, weshalb er nicht einheitlich verwendet wird. Im Folgenden wird daher kurz auf die Begrifflichkeit „Biokunststoff“ und seiner Verwendung im Rahmen dieser Handlungsempfehlungen eingegangen. Ausführliche Informationen zum Thema der biobasierten Kunststoffe finden sich in Endres & Siebert-Raths (2009). Abbildung 1 zeigt eine Möglichkeit verschiedene Arten von Biokunststoffen zu kategorisieren.

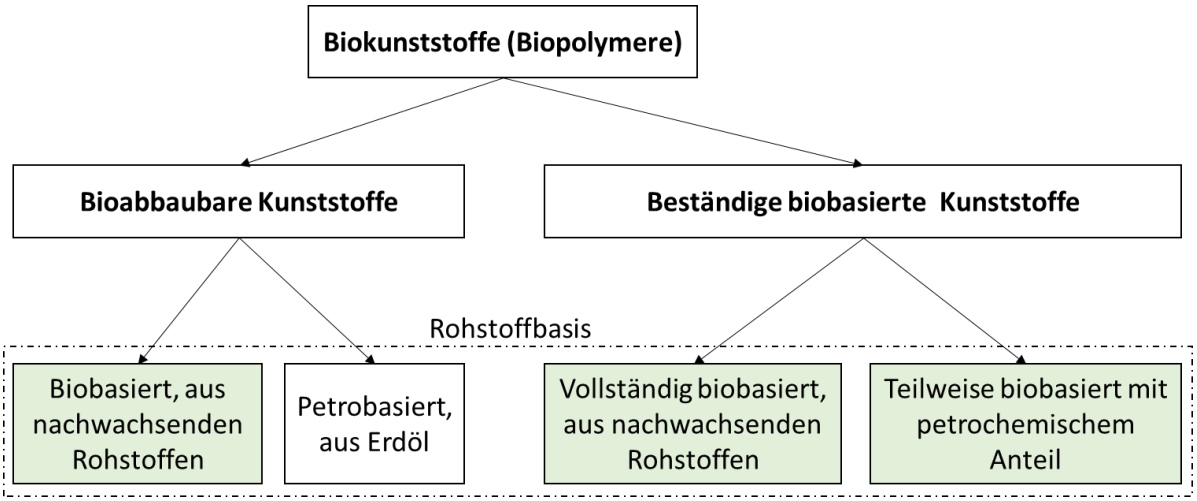


Abbildung 1: Arten von Biokunststoffen im Hinblick auf die beiden Aspekte Abbaubarkeit („End of Life“-Eigenschaft) und Rohstoffbasis (Ausgangsbasis, d.h. „Start of Life“). Grün eingefärbt sind relevante Biokunststoffe (=biobasierte Kunststoffe) im Rahmen dieser Handlungsempfehlungen (Eigene Darstellung).

Es gibt verschiedene Arten von „Biokunststoffen“: Bioabbaubare Kunststoffe auf der einen Seite und langlebige biobasierte Kunststoffe auf der anderen Seite. Die Rohstoffbasis für die abbaubaren ist entweder biobasiert, also aus nachwachsenden Rohstoffen, oder petrobasiert und damit aus Erdöl. Bei der Formulierung „biobasiert“ wird klar vermittelt, dass es sich bei dem Ausgangsmaterial der Polymerherstellung um nachwachsende Rohstoffe handelt. Dieser Rohstoffursprung am Anfang des Lebenszyklus bedeutet aber nicht zwangsläufig auch eine biologische Abbaubarkeit des Kunststoffmaterials, da diese von der chemischen Struktur und nicht von der Rohstoffbasis abhängt. Bei den nicht abbaubaren handelt es sich dagegen um langlebige Kunststoffe, die vollständig oder teilweise biobasiert sein müssen, damit sie zu den Biokunststoffen gehören. Diese Handlungsempfehlungen beziehen sich explizit auf die Gruppe der biobasierten Kunststoffe, da hier aus ökobilanzieller Sicht der bedeutendste Unterschied im Produktsystem im Vergleich zu petrobasierten Kunststoffen

liegt. Beispiele für biobasierte beständige Kunststoffe sind Bio-PE, Bio-PET oder PBTund für bioabbaubare Biokunststoffe PLA oder PBS oder PHB.
Die Ausgangsmaterialien für biobasierte Kunststoffe sind z. B. Stärke aus Mais, Zucker aus Zuckerrohr und Zuckerrüben, Pflanzenöle wie Rizinusöl, Cellulose aus Baumwolle oder Holz.

1.2.2 Kritische Aspekte

Um einen Bedarf für Handlungsempfehlungen für die Ökobilanzierung von biobasierten Kunststoffen abzuleiten, wurde eine Recherche durchgeführt, um mit dem Ziel, die in der wissenschaftlichen Literatur formulierten Kritikpunkte und Fehlstellen im Bereich von Ökobilanzen von biobasierten Kunststoffen, Materialien und Produkten zu identifizieren. Es hat sich dabei gezeigt, dass formulierte Kritikpunkte meist mit den methodischen Parametern der Ökobilanzierung zusammenfallen, die im Rahmen einer Studie vom Ökobilanzierer selbst festgelegt werden müssen. Die Problematik ist in der Regel durch mangelnde oder widersprüchliche Vorgaben in Standards und Richtlinien bedingt, sodass die Handhabung variieren kann. Als „kritische Aspekte“ werden hier im Folgenden solche methodisch offenen Punkte und Differenzenbezeichnet.
Um zu mehr Konsistenz und Transparenz bei Ökobilanzen beizutragen, sollen Handlungsempfehlungen für das Vorgehen bei der Bilanzierung solcher kritischen Aspekte diese Lücken schließen und als Diskussionsgrundlage für die (Weiter)Entwicklung expliziterer Vorgaben, wie z.B. Produktkategorieregeln dienen.
Im Laufe des Projektes wurden verschiedene Paper bzw. Arbeiten gefunden, die, ähnlich dem Vorgehen dieses Leitfadens, für verwandte Bereiche (z.B. Chemische Zwischenprodukte, Biomasse, Bioökonomie, Bioraffinerien) kritische Aspekte bei der Ökobilanzierung aufzeigen und durch spezifische Vorgaben für den jeweiligen (Produkt)Bereich versuchen diese kritischen Aspekte zu adressieren und bestehende Lücken zu schließen. Die jeweiligen Vorgaben dieser, im Folgenden aufgeführten Arbeiten wurden, sofern möglich, bei den Handlungsempfehlungen mitberücksichtigt, wenn diese für biobasierte Kunststoffe Relevanz besaßen:

- Handlungsempfehlungen für Ökobilanzen biobasierter Produkte (Beck et al. 2017)
- Handlungsempfehlungen für die Durchführung und Umsetzung von Ökobilanzen für die stoffliche Nutzung von Biomasse (ÖkoStoff) (Liptow et al. 2017)
- Life Cycle Metrics for Chemical Products - A guideline by the chemical sector to assess and report on the environmental footprint of products, based on life cycle assessment (WBCSD 2014)

- Practical recommendations for the environmental assessment of bio-based chemical products (ACDV 2014)
- Review of methodological choices in LCA of biorefinery systems – key issues and recommendations (Ahlgren et al. 2013 / Ahlgren et al. 2015)

1.2.3 Standards und Richtlinien

Verschiedene Standards und Richtlinien mit Relevanz für Ökobilanzierung wurden zudem auf ihre Vorgaben zu diversen kritischen Aspekten hin untersucht. Die Vorgaben werden in den Kapiteln jeweils unter „Standards und Richtlinien“ einzeln dargelegt.
Im Folgenden werden die untersuchten Standards und Richtlinien kurz dargestellt:

Generelle Richtlinien/ Standards zur Ökobilanzierung

ISO 14040/44 (2006)

Die ISO 14040-Normenreihe stellt den international anerkannten Standard einer ISO-konformen Ökobilanzierung dar. Im Jahr 2006 wurden überarbeitete Ausgaben der beiden Normen ISO 14040 und ISO 14044 veröffentlicht, die den derzeit aktuellen Stand darstellen. ISO 14040 beschreibt Grundsätze und Rahmenbedingungen der Ökobilanz. In ISO 14044 werden Anforderungen an die Durchführung von Sach- und Ökobilanzstudien festgelegt. ISO 14044 enthält eine Anleitung zur Erstellung von Ökobilanzen, sowie eine Beschreibung der spezifischen Methoden für die einzelnen Phasen der Ökobilanz.

ILCD (2010)

Das „Institute for Environment and Sustainability“ (IES) des “Joint Research Centre” (JRC) der Europäischen Kommission hat in Zusammenarbeit mit der Generaldirektion Umwelt der Europäischen Kommission eine europäische Ökobilanzplattform (European Platform on LCA – EPLCA) aufgebaut. Ins Leben gerufen wurde sie im Jahr 2005. Entstanden ist sie durch einen umfassenden, internationalen Konsultationsprozess unter Beteiligung von Fachleuten aus Politik, Industrie und Wissenschaft, gesellschaftlichen Anspruchsgruppen und der Öffentlichkeit. Ein Element der Plattform ist das ILCD-Handbuch, das auf der ISO-14040-Reihe basiert. Es besteht aus einer Reihe umfangreicher technischer Dokumente, die einen zusätzlichen Leitfaden für die gute fachliche Praxis in der Ökobilanzierung bieten. Zusammen mit dem ILCD Data Network soll es dazu dienen, den teils großen Interpretationsspielraum der ISO-14040-Reihe für Anwender durch zusätzliche Vorschriften und Handlungsempfehlungen zu füllen.

Product Environmental Footprint - PEF (2012)

PEF (Product Environmental Footprint) bedeutet im Deutschen so viel wie Umweltfuß-abdruck (EF) für Produkte (P) und darf nicht mit dem Begriff „Ökologischer Fußabdruck“ (Eco-logical Footprint) verwechselt werden. Der Umweltfußabdruck ist ein Synonym für eine lebenszyklusbasierte Produktökobilanz. Der PEF ist das Ergebnis von Bestrebungen der Europäischen Kommission eine europäisch einheitliche Methodik für die Erfassung und Kommunikation ökologischer Informationen von Produkten zu schaffen. Die Informationen werden mit dem übergeordneten Ziel erhoben, die Umweltauswirkungen von Waren und Dienstleistungen unter Berücksichtigung aller Tätigkeiten entlang der gesamten Lebenszyklusphase zu verringern. PEF ist eine Methode, die sich noch in der Entwicklung und Erprobung befindet.

DIN 16760 Biobasierte Produkte (2015)

Die Norm gehört zu dem Normenpaket „CEN/TC 411 Biobasierte Produkte“ und soll allgemeine Grundlagen und fehlende Vorgaben in der ISO 14040/44 die spezifisch für biobasierte Produkte erforderlich sind, ergänzen. Dies betrifft z.B. die gemeinsame Terminologie, die Bestimmung des biobasierten Gehalts, Deklarationsinstrumente als auch Vorgaben zur Ökobilanzierung und zu Nachhaltigkeitsaspekten. Die ergänzenden Angaben in Bezug auf die Ökobilanz sind allerdings insgesamt sehr vage und sind größtenteils rein informativ und haben keinen klaren Weisungscharakter.

Produktkatergorieregeln

UN CPC 347 (2010)

UN CPC 347 ist ein Umweltdeklarationsprogramm, betrieben durch das “The International EPD® System“ für die Produktgruppe „Kunststoffe in Primärform (plastics in primary forms)“. Es handelt sich bei den Produkten um die gleichen Kunststoffzwischenprodukte wie in Eco-Profiles. Es wurde im Rahmen des „International EPD®-System“ in Übereinstimmung mit ISO 14025, ISO 14040 und ISO 14040 entwickelt. Veröffentlicht wurde es Anfang 2015. Das Grundlagendokument des Programmhalters mit den übergeordneten Vorgaben zur Methodik, auf welcher die PCRs basieren sind die „General Programme Instructions“ (GPI).

Eco Profiles (2011)

Eco-profiles ist ein Umweltdeklarationsprogramm zur Erstellung von Sachbilanzstudien und EPDs für die Produktgruppe „uncompounded polymer resins, or reactive polymer precursors“. Hierunter fallen eine Vielzahl unterschiedlicher Kunststoffzwischenprodukte, wie z. B. Kunststoffgranulat, Chips, Pellets oder Gel. Programmbetreiber ist Plastics Europe, der

europäische Verband der Kunststoffindustrie. Diese PCR ist nach den Anforderungen von und in Übereinstimmung mit ISO 14025, ISO 14040 und ISO 14040 entwickelt. Als Eco-profiles werden Sachbilanz-Datensätze bezeichnet, die nach den Vorgaben der PCR angefertigt sind.

PEF CR- Guide (2017)

Basierend auf dem PEF, fungiert der sogenannte Umweltfußabdruck-Produktkategorieregel-Guide (PEFCR-Guide) als Basisdokument für die Entwicklung spezifischer Produktkategorie-regeln, die konform mit der PEF-Methodik sein sollen. Momentan befindet sich PEFCR noch in der Pilotphase und ständiger Überarbeitung (aktuell Entwurfsstatus Version 6.1). 20 Produktgruppen wurden ausgewählt um für diese erste PEF-Produktkategorieregeln zu erstellen und in dem Prozess die PEF-Vorgaben auf Umsetzbarkeit zu überprüfen und ggf. zu überarbeiten.

Carbon Footprinting

PAS2050 (2011)

Der PAS ist eine Norm der Britischen Standards Institution mit dem Titel „Specification for the assessment of the life cycle greenhouse gas emissions of goods and services". Die erstmalig 2008 erschienene Version war die erste Norm für die Erstellung von CO_2-Bilanzen von Produkten. Die aktuelle Version stammt aus 2011 und wurde 2012 durch die Norm PAS2050-1 „Assessment of the life cycle greenhouse gas emissions from horticultural products" ergänzt.

ISO/TS 14067 Product Carbon Footprint (2013)

Der Product Carbon Footprint (PCF) bezeichnet die Menge der Treibhausgasemissionen entlang des gesamten Lebensweges eines Produkts in einer definierten Anwendung und bezogen auf eine funktionelle Einheit. In den letzten Jahren wurden verschiedene Initiativen zur Ermittlung der CO_2-Bilanz von Produkten ergriffen, um deren konkreten CO2-Fußabdruck abzubilden, mit zum Teil ganz unterschiedlichen Berechnungsverfahren. ISO 14067 ist die Norm der ISO zur Bestimmung des PCF. ISO 14067 legt Anforderungen, Grundsätze und Leitlinien für die quantitative Bestimmung und Kommunikation des PCF fest. ISO 14040/44 sowie die ISO 14020-Reihe bilden die Grundlagen der Technischen Spezifikation. Eines der wesentlichen Ziele des Normungsbestrebens ist die Harmonisierung mit dem bereits bestehenden GHG-Produkt-standard und der PAS 205016 sowie die Erstellung einer Spezifikation mit breiter Anwendbarkeit.

1.3 Struktur

1.3.1 Struktur Handlungsempfehlungen

Die Handlungsempfehlungen sind der allgemeinen Struktur von Ökobilanzen nachempfunden. Dabei sind die Kapitel jeweils den folgenden Teilen einer Ökobilanz zugeordnet:

- Untersuchungsrahmen
- Sachbilanz
- Wirkungsabschätzung

1.3.2 Kapitelstruktur

Die einzelnen Kapitel sind folgendermaßen gegliedert:

Definition

Gibt einen kurzen Überblick über wichtige Begriffe und Konzepte im Kontext zur jeweiligen Kapitelthematik

Standards und Richtlinien

Erläutert welche Vorgaben die untersuchten Standards und Richtlinien zur Bilanzierung jeweils zugehörig machen

Problematik

Erläutert warum die Thematik kritisch ist und was die methodischen Fehlstellen sind

Bezug biobasierte Kunststoffe

Legt dar inwiefern die Problematik für biobasierte Kunststoffe (insbesondere) gilt bzw. relevant ist

Empfehlungen

Enthält die Vorgaben für die Durchführung von Ökobilanzen von biobasierten Kunststoffen. Es handelt sich hierbei lediglich um erste grundlegende Empfehlungen, ohne verbindlichen Charakter.

Die Empfehlungen sind jeweils in grün hinterlegten Kästen hervorgehoben und analog zum ILCD und anderen Richtlinien entlang des Weisungscharakters geordnet

MUSS
SOLLTE
KANN

2 Handlungsempfehlungen zur Ökobilanzierung von biobasierten Kunststoffen

Es ist nicht das Ziel, mit diesen Handlungsempfehlungen die Vorgaben der ISO14040/44 und anderer bindender Normen zu ersetzen. Sie sollen ergänzende Hilfestellungen bei kritischen Aspekten und methodisch Fragen bieten, haben jedoch keine bindende Weisungskraft deren Verwendung und beruht auf Freiwilligkeit. Die Vorgaben zur kritischen Prüfung der ISO 14044 bei der Veröffentlichung von Ökobilanzen müssen beachtet werden.

2.1 Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens

2.1.1 Ziel und Untersuchungsrahmen

Definition

Das Ziel einer Ökobilanz beinhaltet die beabsichtigte Anwendung, die Gründe für die Durchführung der Studie, die angesprochene Zielgruppe und ob die Ergebnisse in zur Veröffentlichung vorgesehenen vergleichenden Aussagen bestimmt sind. Der Untersuchungsrahmen ist abhängig vom Untersuchungsgegenstand und der vorgesehenen Anwendung und bedingt den Detaillierungsgrad der Ökobilanz. Die Ergebnisse der Bilanz werden in Anlehnung an Ziel und Untersuchungsrahmen ausgewertet. (ISO 14040:2006). Folgende Punkte müssen im Untersuchungsrahmen festgelegt werden:

- das zu untersuchende Produktsystem;
- die Funktionen des Produktsystems
- die funktionelle Einheit
- die Systemgrenze
- die Allokationsverfahren
- die ausgewählten Wirkungskategorien und die Methoden für die Wirkungsabschätzung
- die (anfänglichen) Anforderung an die Daten
- die Einschränkungen und getroffenen Annahmen
- die Art der kritischen Prüfung, wenn vorgesehen
- Art und Aufbau des für die Studie vorgesehenen Berichtes

Ursprünglich als Instrument zur Bewertung von einzelnen Produkten und deren Umweltauswirkungen gedacht, findet die Lebenszyklusanalyse immer häufiger Anwendung bei übergeordneten Fragestellungen zur Produktfolgenabschätzung und als Basis für

politische Entscheidungspfade (McManus & Taylor 2015). Mit der zunehmenden Anwendung hat sich herauskristallisiert, dass bei Lebenszyklusanalysen (LCA) unterschiedliche Modellierungsansätze verwendet werden können.

Es lassen sich vor allem die attributive (A-LCA) und die konsequenzielle (C-LCA) Ökobilanz unterscheiden. Sie antworten auf unterschiedliche Arten von Fragestellungen und unterscheiden sich hinsichtlich des Untersuchungsrahmens, der Systemgrenzen und der verwendeten Daten.

Die A-LCA ist eine klar abgegrenzte Materialbilanz, die alle umweltrelevanten Flüsse erfasst, die mit einem Prozess bzw. einem Produkt direkt zusammenhängen. Die Grenzen werden in Bezug auf den untersuchten Vordergrundprozess gesteckt (ILCD 2010). In der C-LCA wird die Systemgrenze i. d. R. weiter gesteckt und es werden insbesondere Auswirkungen außerhalb des betrachteten Systems berücksichtigt, die infolge von Nachfrageänderungen des betrachteten Produktes entstehen (ILCD 2010). Dafür werden marktbasierte Effekte mit einbezogen. Die C-LCA beinhaltet aufgrund zunehmender Komplexität mehr theoretische Annahmen und somit auch Unsicherheiten. Solche Unsicherheiten können die Aussagekraft der Ergebnisse übersteigen, deshalb sind alle Annahmen und Unsicherheiten ausführlich zu benennen (Wiloso & Heijungs 2013).

Standards und Richtlinien

Die Festlegung des Untersuchungsrahmens erfolgt in Anlehnung an das Ziel und die Ausgangsfragen, die mithilfe der Studie beantwortet werden sollen. Die **ISO 14040/44** fordert, dass für die Festlegung des Ziels die beabsichtigte Anwendung, die Gründe für die Durchführung der Studie und die angesprochene Zielgruppe angegeben und zusätzlich dargelegt werden soll, ob die Ergebnisse für die Verwendung in zur Veröffentlichung vorgesehenen vergleichenden Aussagen bestimmt sind. Der Untersuchungsrahmen wird durch die Festlegung verschiedener methodischer Punkte, wie z. B. die funktionelle Einheit, Systemgrenzen etc. zielkonform gesteckt. Diese Punkte können allerdings frei gewählt werden und sollen lediglich in der Studie beschrieben werden. Die **DIN 16760** enthält darüber hinaus keine weiteren Vorgaben.

Produktkategorieregeln wie **Eco-Profiles** und die **CPC 347**, aber auch der **PAS2050** verfolgen einen attributiven Ansatz. Im methodischen Grundlagendokument zur CPC 347, den EPD-General Programme Instructions (2015), ist dadurch auch generell die Systemerweiterung zur Vermeidung von Allokationen ausgeschlossen, da diese nicht der attributiven Herangehensweise entspricht. Dies wird allerdings nur im EPD-System explizit ausgeschlossen.

Der **PEF,** dessen primäres Ziel ist die Methodik zu harmonisieren und mehr Vergleichbarkeit zu schaffen, konstatiert, dass bei den Modellierungsvorgaben Elemente von attributiver und konsequenzieller Modellierung kombiniert werden, sie werden aber weder explizit erläutert noch definiert.

Der **ILCD** greift als erstes und bisher einzige offizielle Richtlinie die unterschiedlichen Modellierungsansätze auf und liefert eine ausführlichere Anleitung zur Kategorisierung von Ziel- und Untersuchungsrahmen. Er unterscheidet drei Anwendungssituationen mit jeweils spezifischen Vorgaben zu den Modellierungsprinzipien:

- Situation A: Micro-level decisions (products)
- Situation B: Meso-/macro-level decisions (policy)
- Situation C: Accounting (products and policy)
    - C1: Include interactions with other systems
    - C2: Exclude interactions with other systems (ILCD 2010)

Für Veränderungen in einem System mit bedeutenden strukturellen Auswirkungen außerhalb des Entscheidungskontextes (Situation B) ist der konsequenzielle Ansatz vorgesehen. Für systeminterne Veränderungen, die geringfügig sind und keine strukturellen Auswirkungen bewirken (Situation A), wird hingegen der attributionelle Ansatz verwendet. Situation C dient Bilanzierungszwecken, die keinerlei Veränderungen betrachten.

Problematik

Die LCA-Praxis hat sich stetig weiterentwickelt und es haben sich unterschiedliche Modellierungsansätze ausdifferenziert. ISO 14040/44, die Grundlagendokumente für Ökobilanzierung, welche zuletzt 2006 bzw. 2009 aktualisiert wurden, spiegeln diese Entwicklung (noch) nicht wider. Der Ansatz des PEF eine one-fits-it-all-Methodik zu entwickeln, widerspricht den recht offen gestalteten Vorgaben von ISO 14040/44 und wird von Seiten der Industrie kritisiert (BDI 2015).

C-LCA und A-LCA antworten auf unterschiedliche Fragestellungen, somit ist es wichtig die Modellierungsart in Bezug zur Zielfrage zu wählen und sich über die Implikationen in Bezug auf die Aussagekraft bewusst zu sein.

Einer offiziellen Kategorisierung dieser Ansätze kommt die Klassifizierung der Anwendungssituationen des ILCD am nächsten. Ekvall et al. (2016) berichten allerdings von Inkonsistenzen bei den Vorgaben des ILCD, sodass die Autoren eine Überarbeitung der Vorgaben empfehlen. Die Inkonsistenzen betreffen zum einen widersprüchliche Vorgaben innerhalb des ILCD selbst, so wird u.a. die Anwendung von A-LCA in Situation A vorgegeben, obwohl nach der im ILCD gegebenen Definition, eher C-LCA anzuwenden

wäre. Weitere Inkonsistenzen betreffen die von ILCD vorgeschlagene Verwendung von marginalen Daten[1], die nicht mit der in der Fachliteratur gängigen Ansicht übereinstimmt (Ekvall et al.2016).

Eine klare Benennung und konsistente Anwendung der Modellierungsansätze ist auch in gängigen Biokraftstoff-Richtlinien (RED[2], RTFO[3], RFS[4]) nicht gegeben, was insofern besonders problematisch ist, da hier die Klimabilanzen/CO_2-Fußabdrücke verschiedener Kraftstoffe vorteilhafte Alternativen aufzeigen sollen, die zur Umsetzung konkreter politischer Ziele dienen (Wiloso and Heijungs 2013; Brander et al. 2009).

Bezug biobasierte Kunststoffe

Wie bei Biokraftstoffen spielt auch im Falle von biobasierten Rohstoffen zur Herstellung von Biokunststoffen die Landnutzung bei den Umweltauswirkungen eines Systems eine wichtige Rolle. Damit verbunden ist die Problematik der sogenannten indirekten und unabsichtlichen Landnutzung (iLUC) (siehe Kapitel 2.3.2 Land Use), die nicht direkt gemessen werden kann, sondern durch marktbasierte Effekte zustande kommt bzw. abgebildet wird. Laut ILCD wird iLUC spezifisch der C-LCA zugewiesen. Somit ist der C-LCA-Ansatz für biobasierte Kunststoffe gerade bei Fragestellungen in Bezug auf die Flächeninanspruchnahme zu berücksichtigen.

Ahlgren et al. (2013) führen eine Auswahl von Zielfragen zu Bioraffinerien und Bioraffinerieprodukten auf und versuchen diesen einen Modellierungsansatz nach C-LCA und A-LCA zuzuordnen, um aufzuzeigen wie die Fragestellung den Untersuchungsrahmen beeinflusst. Je nach Ziel der Studie sollte die Fragestellung akkurat formuliert und bewusst festgelegt werden welcher Ansatz verfolgt werden soll.

Empfehlungen

MUSS

- In der Studie muss explizit erwähnt werden, ob ein attributiver (A-LCA) oder ein konsequenzieller (C-LCA) Ansatz verfolgt wird und dargelegt werden wie die unterscheidenden Punkte des Untersuchungsrahmens gewählt wurden.

[1] A marginal technology is represented by a technology or technology mix which is put in or out of operation next due to a short- or long-term change in demand. (UNEP SETAC 2011)
[2] Renewable Energy Directive (EU)
[3] Renewable Transport Fuel Obligation (UK)
[4] Renewable Fuel Standard (USA)

SOLLTE

- Die Vorgaben des ILCD in Kapitel 6.5 (Life Cycle Inventory Modelling Framework) sollten bei der Klassifizierung des Untersuchungsrahmens befolgt werden.
- Der attributionelle Ansatz sollte vor allem für lebenszyklusbasierte Analysen und Beurteilungen von Technologien, Prozessen und Produkten und damit zusammenhängenden Fragestellungen angewendet werden. (nach Beck et al. 2017)
- Der konsequenzielle Ansatz sollte hingegen für Fragestellungen, die aus einer volkswirtschaftlichen Perspektive heraus entstehen, Anwendung finden und eignen sich eher zur Entwicklung von politisch orientierten Handlungsempfehlungen (z.B. bei Fragestellungen bzgl. Ressourcenkonkurrenz, Verdrängungseffekte, Technologieupscaling etc.) (nach Beck et al. 2017)[5].

2.1.2 Funktionelle Einheit

Definition

Die funktionelle Einheit (f. E.) spielt eine zentrale Rolle bei der Vergleichbarkeit und der Interpretation von Ergebnissen. Sie spiegelt den Nutzen des betrachteten Systems und wird durch quantitative und qualitative Aspekte spezifiziert. Sie dient als Vergleichseinheit, auf welche die Input- und Outputflüsse bezogen werden und sollte die Hauptfunktion beschreiben, welche vom Produktsystem erbracht wird (ISO 14040:2006).

In Anlehnung an die f. E. wird der Referenzfluss festgelegt. Dieser ist die quantifizierbare Menge des Produktes, die zur Erbringung dieser Funktion nötig ist.

Bei der Betrachtung von Zwischenprodukten, wie z. B. Polymergranulate, die noch keine konkrete Funktion bereitstellen, verwendet man häufig massenbasierte Einheiten für die Bilanz (1 kg, 1 t, etc.). Hier spricht man anstelle von funktioneller Einheit von „deklarierter Einheit“ (d. E.) (ILCD 2010).

Standards und Richtlinien

Die **ISO 14040/44** fordert lediglich, dass die f. E. messbar sein und dem Ziel und Untersuchungsrahmen entsprechen soll, da dieser die Funktion des Systems festlegt. Darauf verweisen auch die **DIN 16760** und die **ISO 14067**.

[5] Eine ausführliche Darlegung der Empfehlung kann bei Beck et al. 2017 eingesehen werden.

Der **PAS2050:2011** betont, dass bei Produkten, die üblicherweise in variierenden Stückgrößen gehandelt werden, die THG-Emissionen in einer Einheit proportional zur Stückgröße angegeben werden sollen (z.B. pro kg oder Liter des Produkts / pro Monat oder Jahr einer erbrachten Leistung).

Sowohl **PEF** als auch **ILCD** nennen spezifische qualitative und quantitative Aspekte, die bei der Festlegung Berücksichtigung finden sollen. Der **PEF** bezeichnet die funktionelle Einheit als „Analyseeinheit“ (unit of analysis).

Tabelle 2: Anforderungen für die Identifikation und Spezifikation der funktionellen Einheit in ISO 14044, ILCD und PEF (x=Kriterium als Vorgabe vorhanden)

Kriterien	ISO 14044	ILCD	PEF
Bereitgestellte Funktion	x	x	x
Quantität der bereitgestellten Funktion	-	x	x
Qualität der bereitgestellten Funktion	-	x	x
Zeitraum / Nutzungs-/Lebensdauer der bereitgestellten Funktion	-	x	x
Sonstige Kriterien:	-	Änderungen der Leistungs-fähigkeit über die Zeit (z.B. wegen Alterung)	Die Wirtschaftszweig-klassifikation der EU als NACE[6] Code

Produktkategorieregeln (PCR) können im Gegensatz zu den allgemeineren Richtlinien eine klar definierte funktionelle Einheit vorgeben, da es sich um Regelwerke zur Erstellung von Typ III-Umweltproduktdeklarationen (EPD) für eine spezifische Produktgruppe handelt. Die Wahl der f. E bzw. d. E. bedingt den Umfang an Produkten, für welche die jeweilige PCR Gültigkeit besitzt. **Eco-Profiles** und **CPC 347** gelten beide für die Produktkategorie Polymergranulate. Als deklarierte Einheit gibt Eco-Profiles „1kg Polymer-Harz als Produktionsdurchschnitt eines europäischen Industrieunternehmens“ vor („1kg of polymer resin at gate representing a european industry production average“). (Weiter-)Verarbeitung und Verpackung sind hierbei ausgeschlossen. Die CPC hingegen definiert als deklarierte Einheit 1kg Granulat, Puder oder Gel inklusive Verpackung.

Da es sich um Zwischenprodukte handelt, die in unterschiedlichsten Produkten unterschiedlicher Funktionalität Anwendung finden können, werden die Ergebnisse hier auf Massenbasis verglichen, da hier noch keine konkrete Funktion erbracht werden kann. Ein Vergleich von Produktbilanzen anhand der deklarierten Einheit ist unzulässig und die

[6] Nomenclature of Economic Activities

Ergebnisse können lediglich als Basis für den Vergleich auf funktioneller Ebene herangezogen werden. Der ILCD merkt dazu an:

> "***Frequent errors: Comparisons not based on the relevant functional unit***
> *Comparisons shall not be performed on basis of any other reference than equivalent functional units. Comparisons between different materials on a mass basis (e.g. "1kg glass" vs. "1kg PET") are thus meaningless and misleading. A comparison of materials can only be done in context of the products in which they are used. This is to consider their function by specifying and quantifying them in the functional unit (e.g. "1l one-way glass bottle" vs. "1l one-way PET bottle", and "…both for still water delivery to final consumer"). (…).A comparison on the level of materials can only be done in a meaningful way if this is done for the same material by comparing different technologies or production routes. (…) Note that also for such comparisons the same quantitative and qualitative properties (…) must be ensured (…), to allow for a valid and fair comparison.*" (ILCD 2010, S.62)

Problematik

Die Wahl der funktionellen Einheit ist eine zentrale Stellschraube und hat großen Einfluss auf die Ergebnisse einer Ökobilanz. Sie steht in direktem Zusammenhang mit der Zieldefinition einer Studie und muss daher akkurat gewählt werden.

Ahlgren et al. (2013) kritisieren, dass keiner der Standards (ISO 14040/44, ILCD, PEF) die funktionelle Einheit methodisch mit der Festlegung des Ziels verknüpfen („the standards make no methodological connections to the goal definition"). Anhand eines Reviews von Ökobilanzen zu Bioraffinerien, stellen die Autoren fest, dass die gewählten funktionellen Einheiten oft nicht dem Ziel der Studie entsprechend gewählt sind. Auch Singh et al. (2010) und Cherubini & Strømman (2011) stellen bei Reviews von Biotreibstoff-Ökobilanzen fest, dass unterschiedliche Output- oder Input-bezogene Einheiten gewählt wurden, obwohl bei Treibstoffen, die primär eine Transportfunktion erfüllen i.d.R. eine funktionelle Einheit auf „Fahrzeugkilometer-Basis" Anwendung finden sollte, um alle relevanten Lebenszyklusphasen zu beinhalten, die Effizienz unterschiedlicher Motorenarten zu berücksichtigen und eine Vergleichbarkeit mit fossilen Treibstoffen zu ermöglichen.

Biobasierte Polymere werden ebenso oftmals mit ihren fossilen Pendants auf ihre ökologischen Vorteile hin untersucht. Da Polymere mit ihren sehr unterschiedlichen Eigenschaften verschiedensten Anwendungen zugeführt werden und somit unterschiedliche Funktionen erfüllen können, lässt sich hier, im Gegensatz zu Treibstoffen, eine funktionelle Einheit nur nach dem spezifischen Produkt und dessen jeweiliger Funktion definieren. Laut ILCD (2010) ist der Vergleich unterschiedlicher Materialien auf Massenbasis nichtssagend und irreführend, da unterschiedliche Materialien nur in Hinblick auf ihre Funktion verglichen werden können.

Bezug biobasierte Kunststoffe

Die DIN 16760 empfiehlt für biobasierte Zwischenprodukte, welche mehrere Funktionen erfüllen können, einen massen- oder volumenbasierten Referenzfluss des Produktes zu verwenden und anzugeben, ob er auf die Trockenmasse, Bruttomasse usw. bezogen ist. (DIN 16760). Gleiches gilt in den Empfehlungen des ACVD 2014 zu methodischen Aspekten für biobasierte, chemische Zwischenprodukte. Es wird betont, dass es bei massenbasierten Angaben besonders wichtig ist, anzugeben ob der Bezug das Trocken- oder das Gesamtgewicht ist. Einige biobasierte Kunststoffe wie z.B. PLA, Bio-PET, PHB und naturfaserverstärkte Compounds haben hygroskopische Eigenschaften. Der Feuchtegehalt hat Auswirkungen auf deren technischen Eigenschaften, somit ist der Feuchtegehalt zudem von Bedeutung in Bezug auf ihr Eigenschaftsprofil. Bei der Analyse von veröffentlichten Ökobilanzen (Kapitel 1.1.3) hat sich gezeigt, dass nur eine von 25 Ökobilanzen mit einer massenbasierten funktionellen Einheit spezifiziert, dass der Bezug „trockenes PHB“ ist (Kendall 2012).

In Life Cycle Metrics for Chemical Products (WBCSD 2014) wird als häufiger Fehler bei der Definition der funktionellen Einheit eines chemischen Produkts auf die Differenz zwischen funktioneller Einheit und Referenzfluss hingewiesen „1kg Polypropylen“ gilt demnach als Referenzfluss, wohingegen eine „funktionelle Einheit“ für ein chemisches Zwischenprodukt demgegenüber „Produktion von 1 kg Polypropylen mit definierten Verkaufsspezifikationen in [Ort] im [Referenzjahr]“ wäre (WBCSD 2014). Dabei ist zu beachten, dass laut Funktion primär die Produktion eines definierten Materials betrachtet wird und nicht das Material selbst. Diese klare Unterscheidung lässt sich nur in einer der untersuchten Studien finden (Tsiropoulos et al. 2015). Vielmehr wird der massenbasierte Referenzfluss als funktionelle Einheit ohne weitere Spezifikationen bezeichnet.

Empfehlungen

Für die Belastbarkeit der Ergebnisse und die Vergleichbarkeit unterschiedlicher Systeme ist die genaue Definition der funktionellen Einheit von besonderer Bedeutung. Im Zuge der Entwicklung von Produktkategorieregeln ist es zweckdienlich diese möglichst für Endprodukte anhand ihrer Funktion zu erstellen. Ergebnisse von EPDs, basierend auf einer deklarierten Einheit, dürfen nicht für den direkten Produktvergleich verwendet werden, lediglich als Datenbasis zur modularen Ökobilanzierung eines Endprodukts.

Ahlgren et al. (2015) geben folgende allgemeine Empfehlungen für die Wahl der funktionellen Einheit:

- Die f. E. sollte in engem Bezug zur Zielfrage der Studie gewählt werden
- In vergleichenden Studien, ist es wichtig, dass die zu vergleichenden Produkte auch vergleichbare Funktionen erfüllen

Wenn eine Studie auf verschiedene Zielfragen antworten soll, kann es sinnvoll sein, unterschiedliche funktionelle Einheiten anzuwenden.

MUSS

- Die funktionelle Einheit muss sich auf die durch das Produkt erfüllte Funktion beziehen und Angaben zu folgenden Kriterien des ILCD beinhalten:
    - Bereitgestellte Funktion
    - Quantität der bereitgestellten Funktion
    - Qualität der bereitgestellten Funktion
    - Zeitraum bzw. Nutzungs-/Lebensdauer der bereitgestellten Funktion
    - Änderung der Leistungsfähigkeit über die Zeit (z.B. wegen Alterung)

Beispiel: „Produktion von 1 kg Polypropylen mit definierten Verkaufsspezifikationen in [Ort] im [Referenzjahr]“ (nach WBCSD 2014)

SOLLTE

- Wenn es sich um eine Teilbilanz (z.B. Cradle-to-Gate) mit massen- oder volumenbasierter deklarierter Einheit handelt, sollte diese als solche bezeichnet werden und ein Hinweis darauf gegeben sein, dass die Ergebnisse nicht direkt verglichen werden dürfen.
- Die deklarierte Einheit soll folgende Spezifikationen zum Kunststoff enthalten:
    - Technische Eigenschaften, die relevant für die Anwendung sind
    - Feuchtegehalt, wenn dieser Einfluss auf die technischen Eigenschaften hat
    - Energiegehalt /Heizwert

Beispiel: 1 kg Polymer am Fabriktor mit definierten Verkaufsspezifikationen als Durchschnitt der europäischen Industrieproduktion (nach Eco-Profiles)

2.1.3 Systemgrenzen

Definition

Die Festlegung des Ziels und Untersuchungsrahmens beinhaltet die Definition der Systemgrenze für die Anfertigung der Sachbilanz. Sie sind nach ISO 14040/44 definiert als ein „Satz von Kriterien zur Festlegung, welche Prozessmodule Teil eines Produktsystems sind“. Im Wesentlichen können drei Arten von Systemgrenzen ausfindig gemacht werden. Sie bestehen zwischen dem technischen System und der Umwelt, signifikanten und unwichtigen Prozessen im System sowie zwischen dem untersuchten System und anderen technischen Systemen (Finnveden et al. 2009). Für die Festlegung der Systemgrenzen sind zeitliche, räumliche und sachliche bzw. technische Abgrenzungen vorzunehmen. Um den Umfang und die Komplexität einer Studie auf einem handhabbaren Maß zu halten, wird das Produktsystem durch sog. Abschneidekriterien (engl. Cut-off) auf einen in Bezug zum Ziel der Studie stehenden Untersuchungsumfang eingeschränkt. Abschneidekriterien legen fest, welche In- und Outputs miteinbezogen bzw. vom Produktsystem ausgeschlossen werden. Sie können Massen-, Energiewerte oder umweltrelevante Kriterien sein.

Nach den Grundsätzen der ISO 14040 ist die Erfassung des vollständigen Produktlebenszyklus erforderlich. Je nach beabsichtigtem Ziel einer Studie kann es aber ausreichend sein, nur bestimmte Lebenszyklusabschnitte zu betrachten. Abbildung 2 zeigt verschiedene Möglichkeiten, Systemgrenzen in einem Produktlebenszyklus zu ziehen. Sie unterscheiden sich in der Betrachtung unterschiedlich großer Teile des gesamten Produktlebenszyklus.

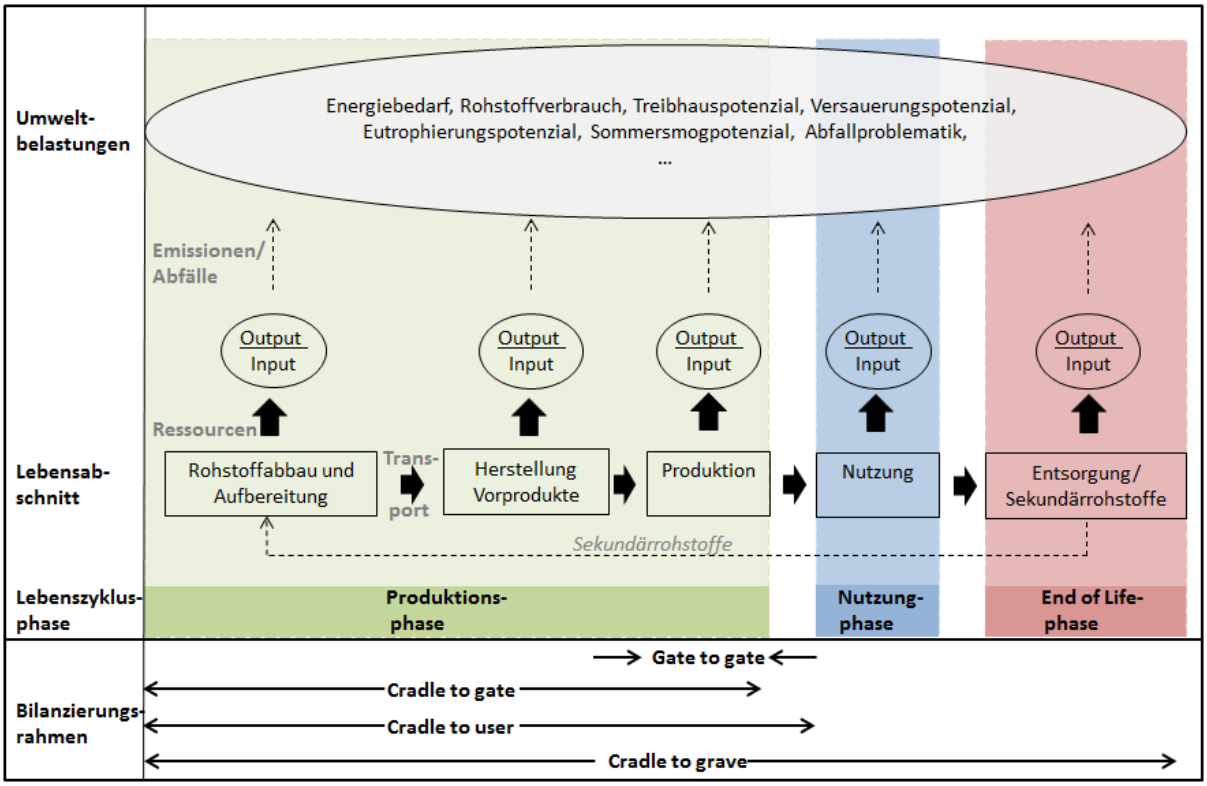


Abbildung 2: Verschiedene Möglichkeiten der Festlegung von Systemgrenzen über einen Produktlebenszyklus hinweg (Modifiziert nach IBP-GaBi)

In sog. „Cradle-to-Grave“[7]-Ökobilanzen wird der gesamte Lebenszyklus des Produkts betrachtet. In „Cradle-to-Gate“[8]-Ökobilanzen wird vom Startpunkt des Produktlebens, meist ist dies der Abbau bzw. die Gewinnung von Rohstoffen, nur bis hin zur Fertigstellung des Produktes bilanziert, sich anschließende Phasen wie der Vertrieb, die Nutzung oder das Lebensende werden nicht einbezogen. In „Gate-to-Gate“-Ökobilanzen wird nur ein bestimmter Teilabschnitt bzw. Herstellungsprozess im Produktlebenszyklus betrachtet. Des Weiteren besteht die Möglichkeit, Kombinationen bzw. Abwandlungen der vorgestellten Ansätze zu wählen. So ist bspw. auch eine Cradle-to-Grave-Bilanzierung ohne die Berücksichtigung der Nutzungsphase denkbar („Cradle-to-Gate with options“).

Standards und Richtlinien

Nach **ISO 14040/44** werden die ursprünglichen Systemgrenzen auf Grundlage des Ziels und des Untersuchungsrahmens der Studie definiert. Die endgültigen Systemgrenzen werden nach ersten Berechnungen festgelegt. Verwendete Kriterien zur Festlegung müssen beschrieben und erläutert werden. Das Weglassen von Lebensphasen, Prozessen sowie In- und Outputs muss beschrieben, begründet und deren Auswirkungen erläutert werden. **DIN**

[7] DE: Wiege-zur-Bahre
[8] DE: Wiege-zu-Werkstor

16760 und **ISO 14067** folgen den Vorgaben von ISO 14040/44. Für Entscheidungsprozesse und B2C-Kommunikation verlangt **ISO 14067** eine Cradle-to-Grave-Bilanzierung. **ILCD** ist ebenfalls ISO-konform, gibt für die Wahl der Systemgrenzen aber zusätzliche Rahmenbedingungen vor. Für die Bestimmung relevanter Prozesse, die innerhalb der Systemgrenzen liegen, werden Vorschriften gestellt, die zu beachten sind. Nach dem **PEF** müssen die Systemgrenzen alle Prozesse einschließen, die mit der Produktlieferkette, auf die sich die Untersuchungseinheit bezieht, zusammenhängen. Als Standardansatz soll eine Cradle-to-Grave-Bilanzierung angewendet werden, außer dies ist in zusätzlichen PEFCR-Regeln anders definiert. Die Prozesse innerhalb der Systemgrenzen müssen in Vordergrundprozesse[9] und Hintergrundprozesse[10] untergliedert werden.

Eco-Profiles unterscheidet zwei Anwendungsfälle. Im Standardfall findet eine Wiege-zu-Werkstor-Betrachtung Anwendung. Enthalten sein sollen alle Prozesse von der Förderung/Gewinnung von Ressourcen bis hin zum Auslieferungspunkt. Die Verpackung des Materials sowie Nutzungs- und End-of-Life-Phase werden nicht betrachtet, können allerdings als zusätzliche Umweltinformation angegeben werden. Für Umwandlungsprozesse bzw. Wiederverwertung ist eine Werkstor-zu-Werkstor-Bilanzierung ausreichend.

Nach **UN CPC 347** ist ein Cradle-to-Gate Ansatz verpflichtend. Die Verpackung des Produktes muss mitberücksichtigt werden und gehört noch zum Kernprozess. Weitere Informationen, die hierüber hinausgehen (Cradle-to-Grave), sind optional.

Problematik

Kerngedanke und Stärke der Ökobilanzierung ist der umfassende und ganzheitliche Fokus auf Produktlebenszyklen. Hierdurch kann eine Verlagerung möglicher Umweltbelastung zwischen Lebenszyklusphasen oder Prozessen leichter identifiziert und als Ergebnis möglicherweise vermieden werden (ISO14040/44). Werden nur Ausschnitte aus dem Produktlebensweg betrachtet oder Systemgrenzen ungünstig gewählt, kann dies zu erheblichen Fehleinschätzungen hinsichtlich der während des Lebenszyklus tatsächlich anfallenden Umweltwirkungen und -belastungen führen. Insbesondere bei vergleichenden Ökobilanzstudien ist es daher essentiell, die Systemgrenzen konsistent zu ziehen. Dies ist aufgrund der oftmals grundsätzlich verschiedenen Produktsysteme nicht immer einfach.

[9] Kernprozesse entlang des Produktlebenswegs, bei denen ein direkter Zugang zu Informationen möglich ist.

[10] Prozesse entlang des Produktlebenswegs, bei denen kein direkter Zugang zu Informationen möglich ist.

Bezug biobasierte Kunststoffe

Die Erzeugung von agrarischen Rohstoffen kann mit erheblichen Ressourcenverbräuchen und Emissionsfreisetzungen verbunden sein. Oftmals werden einzelne Aspekte des Biomasseanbaus gar nicht oder nur sehr ungenau in Ökobilanzen biobasierter Produkte mit einbezogen (Beck et al. 2017).

Für biobasierte Produkte ist es daher insbesondere wichtig, dass die Systemgrenze alle agrarischen Aktivitäten beinhaltet und adäquat im Produktsystem abbildet. Ebenfalls von Bedeutung sind Überlegungen zum Lebensende, da die Wahl der Verwertung Einfluss auf die resultierenden Umweltwirkungen hat. So kann ein biobasierter Kunststoff je nach Wahl der Verwertung bspw. als Quelle erneuerbarer Energie dienen (thermische Verwertung), als Kohlenstoffsenke fungieren oder möglicherweise biologisch abgebaut und teilweise in klimaschädliches Methan umgewandelt werden. Gleichzeitig muss an dieser Stelle angemerkt werden, dass beim Vergleich mit konventionellen Kunststoffen die Bereitstellung der petrochemischen Rohstoffe und deren Auswirkungen sowie die realisierte Verwertung natürlich ähnlich gründlich und ganzheitlich erfolgen sollte.

Empfehlungen

In Anlehnung an die Empfehlungen des IBP (Beck et al. 2017) wird für eine ausführliche Darstellung systemrelevanter Bestandteile von Lebenszyklusanalysen verschiedenster biobasierter Produkte verwiesen an (EN DIN 16760) oder (Torres de Matos et al. 2015).

MUSS

- Bei vergleichenden Ökobilanzen, Kommunikation an Endverbraucher (B2C) und Entscheidungsprozessen, ist stets eine Cradle-to-Grave-Betrachtung durchzuführen. Ausnahmen hiervon sind stets zu begründen und transparent zu dokumentieren.
- Werden Systemgrenzen so gewählt, dass nicht der gesamte Produktlebensweg modelliert wird, müssen relevante Informationen, die für sich eventuell anschließende Modellierungen benötigt werden, in transparenter Form dokumentiert werden. Nur so kann eine konsistente Modellierung sichergestellt werden. Wird z. B. in einer Cradle-to-Gate-Bilanz der biogene Kohlenstoffgehalt nicht ordentlich und transparent ausgewiesen, können die Ergebnisse nicht als Datengrundlage für eine sich anschließende End-of-Life-Betrachtung verwendet werden.

2.1.4 Datenqualität

Definition

Bei der Charakterisierung von Daten spielen verschieden Aspekte eine Rolle. Zunächst können Daten(-sätze) hinsichtlich ihrer Quelle und ihrer Art unterschieden werden. Dies beschreibt jedoch nicht ihre Qualität. Datenqualität ist definiert als „die Eigenschaften von Daten in Bezug auf ihre Eignung, festgelegte Anforderungen zu erfüllen“ (ISO 14044:2006). Somit steht die Qualität immer in Bezug zu Anforderungen. Die Begrifflichkeiten werden für ihre weitere Verwendung wie folgt definiert (nach ILCD 2010)[11]:

Datenquellen

- Primäre Datenquelle (Primäre Daten): Daten, die direkt von Produzenten von Gütern oder Betreibern von Dienstleistungen und Prozessen, sowie deren Verbänden stammen. „Primäre Daten“ wird als Synonym für Daten aus primären Quellen verwendet.
- Sekundäre Datenquellen (Sekundäre Daten): Quellen, die Zugang zu primären oder generischen Daten geben ohne diese ursprünglich selbst gemessen zu haben, z.B. (nationale) Datenbanken, Forschungsberichte. Sekundäre Daten können sowohl spezifische, generische oder Durchschnittsdaten sein. „Sekundäre Daten“ wird als Synonym für Daten aus sekundären Quellen verwendet.

Datenarten

- Spezifische Datensätze: repräsentieren einen einzelnen Prozess (z.B. eine spezifische Technologie eines bestimmten Unternehmens) oder System (z.B. spezifisches Produkt einer bestimmten Marke). Die Datensätze bestehen hauptsächlich aus primären Daten, sollten aber auch spezifisch-sekundäre Daten von Systemlieferanten[12] (z. B. Tier-One-Suppliers) enthalten.
- Generische Datensätze: können eine Kombination verschiedener Datenquellen sein, bestehen i.d.R. aber aus Daten sekundärer Quellen. Sie repräsentieren eine typische Variante eines Prozesses oder Systems.

[11] Die Definition bzw. Verwendung der Begrifflichkeiten ist in den analysierten Standards nicht einheitlich. Primäre und Sekundäre Daten werden z.B. im PEFCR als Synonyme für spezifische und generische Daten verwendet

[12] Als Systemlieferanten oder auch „Tier-One-Supplier“ werden in einer Zuliefererkette die direkten Zulieferer des Endprodukt-Produzenten bezeichnet (Gabler 2018)

- Durchschnittsdatensätze (engl. average data): kombinieren spezifische und andere Durchschnittsdaten zu einem gemittelten repräsentativen Datensatz, der eine Kombination von Prozessen (z.B. verschiedene Müllverbrennungstechnologien) oder Systemen (z.B. eine Produktgruppe) darstellt. Die Mittelung kann sich z.B. auf die Technologie, die Geographie oder den Zeitraum beziehen. Für manche Systeme kann ein gemittelter Datensatz repräsentativer als ein spezifischer sein z.B. bei agrarischen Rohstoffen, wo jährliche Erträge, resultierende Stickstoffüberschüsse und damit verbundene Emissionen großen Schwankungen unterliegen, sodass eine Mitteilung über mehrere Jahre die Repräsentativität steigert

Der Unterschied zwischen generischen und Durchschnittsdaten liegt darin, wie diese modelliert werden. Im Falle eines generischen Datensatzes wird das Produkt bzw. dessen Lebenszyklus anhand von typischen oder repräsentativen Eigenschaften spezifiziert und die Sachbilanz entsprechend der Spezifikation modelliert. Im Falle von Durchschnitts-datensätzen werden hingegen mehrere Produkte, Technologien oder Produktionsanlagen separat modelliert und deren Sachbilanzdaten im Anschluss gemittelt. (ILCD 2010)

- Marginale Daten: Daten, die sogenannte marginale Technologien beschreiben, die Konsequenzen/Veränderungen beschreiben. Bei einer marginalen Technologie handelt es sich um eine Technologie oder einen Technologiemix, der infolge von einer kurzfristigen (short-term) oder langfristigen (long-term) Veränderung der Markt-nachfrage in oder außer Betrieb genommen wird (UNEP SETAC 2011).

Datenqualität

Die Datenqualität wird in Bezug zu Anforderungen bewertet. Anforderungen können hinsichtlich Datenart bzw. –quelle bestehen. Es gibt aber darüber hinaus noch weitere spezielle Datenqualitätsindikatoren (Data Quality Indicators – DQI), welche als Kriterium zur Bewertung der Eignung von Daten hinsichtlich der Anforderungen betrachtet werden können.

Quantitative Indikatoren:

- *„Vollständigkeit“* bezieht sich dabei auf den Umfang der erfassten relevanten Umweltwirkungen eines Systems oder Prozesses und wird auch unter „cut-off“ quantifiziert
- *„Präzision“* Maß für die Schwankungsbreite der Werte für alle angegebenen Daten

Qualitative Indikatoren:

- *„Repräsentativität“* bezieht sich darauf wie gut die Daten einen Prozess oder System darstellen, dabei gibt es die technologische, geographische und zeitliche Repräsentativität
- *„Methodische Eignung und Konsistenz“* bezeichnet die korrekte Auswahl und Anwendung der Modellierungsvorgaben in Bezug zu Ziel und Untersuchungsrahmen. Im ILCD bezieht sich das konkret auf die korrekte Auswahl und Einhaltung der situationsbezogenen Modellierungsvorgaben (siehe Kapitel 2.1.1 Ziel und Untersuchungsrahmen). Diese beiden Indikatoren werden auch unter „*Genauigkeit*“ zusammengefasst – dem Grad an Nähe einer gemessenen oder berechneten Menge zu ihrem eigentlichen/wahren Wert.

Die systematische Bewertung von Daten anhand von qualitativen und quantitativen Kriterien (DQIs) wird als Datenqualitätsbewertung (Data Quality Assessment - DQA) bezeichnet. Der Fokus dieses Kapitels liegt auf methodischen Aspekten des DQAs bei der Datenauswahl für die Sachbilanz.
Die Qualitätsanalyse der Wirkungsabschätzung, welche laut ISO 14044 durch Schwerpunkt-analyse, Fehlerabschätzung oder Sensitivitätsanalyse erfolgen kann, ist nicht Bestandteil dieses Kapitels. Die Thematik der Datenwahl im Falle von konsequenzieller (C-LCA) und attributiver LCA, wird in Kapitel 2.1.1 Ziel und Untersuchungsrahmen behandelt.

Standards und Richtlinien

Die **ISO 14040/44** selbst stellt keine Mindestanforderungen an die zu verwendende Datenqualität. Diese sollen in der jeweiligen Studie entsprechend des Ziels und des Untersuchungsrahmens anhand von neun Kriterien festgelegt werden, wenn die Studie in zur Veröffentlichung vorgesehenen vergleichenden Aussagen bestimmt ist (siehe Tabelle 3). Bezüglich der Berichterstattung sagt die ISO 14040, dass bei Berichten, die sich bis zur Wirkungsabschätzung erstrecken und an Dritte weitergegeben werden eine Beschreibung der Datenqualität enthalten sein sollte. Es gibt keine Vorgaben dazu auf welchem Level die Datenqualitätsanalyse durchgeführt werden sollte (Daten-, Prozess- oder Systemlevel) oder in welcher Form die einzelnen Kriterien adressiert werden sollen.
ISO 14067 und **DIN EN 16760** entsprechen den Vorgaben der ISO 14044.

Tabelle 3: Datenqualitätsindikatoren in ISO 14040/44, ILCD und PEF

	ISO 14040/44	ILCD	PEF
Datenqualitäts-indikatoren		Repräsentativität: - Technologische (TeR) - Geographische (GR) - Zeitliche (TiR)	
		Vollständigkeit (C)	
	Präzision (Maß für Schwankungsbreite der werte)	Präzision/ Unsicherheit (P)	Parameterunsicherheit (P)
	Vergleichspräzision Maß für Reproduzierbarkeit der Studie		
	Unsicherheit der Information		
	Methodische Konsistenz	Methodologische Eignung und Konsistenz (M)	Methodologische Eignung und Konsistenz (M)
	Datenquellen	-	-

Der **ILCD** beinhaltet ein ausführlicheres Konzept zur Bewertung der Einhaltung der Dokumentations- und Qualitätsvorgaben (compliance criteria). Es besteht aus fünf Aspekten: Datenqualität, Methodik, Nomenklatur, Review und Dokumentation. Der Aspekt der Datenqualität setzt sich aus den sechs Indikatoren Vollständigkeit, technologische, zeitliche und geographische Repräsentativität, Präzision/Unsicherheit und methodische Konsistenz zusammen. Dabei sind Vollständigkeit und Präzision zwei quantifizierbare Kriterien (z.B. entspricht Vollständigkeit dem cut-off), die anderen hingegen sind qualitativer Natur und werden durch Experten semi-quantitativ bewertet. Die Bewertung je Qualitätsindikator erfolgt auf einer Skala von 0 bis 5, wobei 0 bedeutet, dass der Indikator nicht anwendbar ist, 1 für die höchste und 5 für die schlechteste oder nicht ermittelbare Qualität steht. Genauigkeit, Präzision und Vollständigkeit sollen für Sachbilanzdaten auf Systemlevel ermittelt werden. Aus den Einzelbewertungen kann über die vorgegebene Formel das sog. „*Data Quality Rating of the LCI data set*“ (DQR) berechnet werden (siehe Tabelle 4).

Die weiteren Compliance-Kriterien Methodik, Nomenklatur, Dokumentation und Review werden lediglich als „erfüllt oder „nicht erfüllt“ klassifiziert und werden im Folgenden nicht weiter behandelt. Die Minimal-Anforderungen an die Daten und die Datenqualität (Data Quality Goals – DQG) werden in der jeweiligen Studie in Bezug zur beabsichtigten Anwendung festgelegt. Für die Gesamtbewertung der Datenqualität (DQR) stehen drei Level zur Verfügung (High Quality, Basic Level und Data Estimate).

Der **PEF** geht noch einen Schritt weiter und stellt zusätzlich zu einem an ILCD angelehnten Bewertungskonzept auch allgemeine Minimalanforderungen an die zu erreichende

Datenqualität. Die Bewertung und Einhaltung der Datenqualitätskriterien sind für Studien zur externen Kommunikation obligatorischer Bestandteil des Hauptberichts. Dabei müssen Sachbilanzdatensätze für Prozesse oder Tätigkeiten, welche 70% oder mehr zu einer einzelnen Wirkungskategorie beitragen, mindestens das Qualitätsniveau „gut“ aufweisen. Mindestens zwei Drittel der verbleibenden 30% müssen mit Daten von mindestens „mittlerer Qualität“ modelliert werden. Daten von schlechterer als mittlerer Qualität dürfen nicht mehr als 10% der Beiträge zu jeder Wirkungskategorie ausmachen. Die PEFCRs sollen ebenfalls jeweils Datenqualitätsvorgaben enthalten.

Die Bewertung der Gesamtqualität (DQR) des Systems errechnet sich auf ähnliche Art wie beim ILCD (siehe Tabelle 2). Die fünf erreichbaren Levels (Excellent, Very good, Good, Fair, Poor Quality) sind ausdifferenzierter als beim ILCD. Der PEF erläutert diesen Unterschied zum ILCD damit, dass dadurch in PEF Studien auch Daten mit niedrigerer Qualität verwendet werden können.

Der PEF Guide in der Version von 2010 hat offiziell zwar noch Gültigkeit, ist jedoch an vielen Punkten inhaltlich überholt. Die Aktualisierungen/Änderungen spiegeln sich in den vielen PEFCR Guide Entwürfen (aktuell Version 6.1) und können zu Widersprüchen mit den Vorgaben des PEF führen. Eine Überarbeitung des PEF ist in naheliegender Zukunft zu erwarten.

In der aktuellsten Version des **PEFCR Guides** (v6.1 Draft), gibt es über den PEF hinausgehende Vorgaben zur Bestimmung der Datenqualität. Dabei haben sich aber die Parameter für die Berechnung des DQR auf vier reduziert. Warum dies so ist, wird allerdings nicht erläutert, dient aber wahrscheinlich der Praktikabilität, da die Qualitätsbewertung sowohl für jeden einzelnen Datensatz als auch das Gesamtsystem durchgeführt werden soll.

Für jeden Datensatz müssen die Indikatoren bestimmt und berichtet werden. Dies soll anhand der vereinfachten Formel geschehen (siehe Tabelle 2). Dabei sollen die jeweiligen PEF-Produktkategorieregeln (PEFCRs) die Kriterien für eine semi-quantitative Bewertung der Parameter selbst spezifizieren. Im PEFCR-Guide ist ebenfalls der Vorgang der Berechnung ausführlicher erläutert. Sie folgt einem Wesentlichkeits-Prinzip (materiality approach), d.h. die Bewertung erfolgt für Prozesse und Flüsse, die einen signifikanten Anteil an den Umweltwirkungen haben. Die relevantesten Sub-Prozesse und direkten Elementarflüsse, die für Minimum 80% des ökologischen Impacts verantwortlich sind, sollen der Menge nach aufgelistet werden. Die einzelnen Parameter zur Berechnung des DQR (TeR, GR, TiR, P) sollen anschließend für die wichtigsten Prozesse und Flüsse bestimmt werden. Für die Studie wird ein gewichteter Gesamt-DQR aus den einzelnen DQRs berechnet, dazu werden die einzelnen DQRs anhand ihres relativen Umweltbelastungs-

beitrags an einem Single-Score-Wert gewichtet. Dieser Wert muss in der Studie berichtet werden.

Für Prozesse, die nicht zu den spezifischen Vordergrundprozessen gehören, erfolgt die Festlegung der erforderlichen Datenart mit Hilfe einer sogenannten Data Needs Matrix (DNM), abhängig von dem Einfluss, den das PEFCR-anwendende Unternehmen auf die Prozesse hat.

Tabelle 4: Data Quality Rating nach ILCD, PEF und PEFCRv6.1

ILCD	$DQR = \frac{TeR + GR + TiR + C + P + M + X_W * 4}{i + 4}$
PEF	$DQR = \frac{TeR + GR + TiR + C + P + M}{6}$
PEFCR V6.1	$DQR = \frac{TeR + GR + TiR + P}{4}$
TeR –Technologische Repräsentativität, GR – Geographische Repräsentativität, TiR – Zeitliche Repräsentativität, C – Vollständigkeit, P – Präzision, M - Methodologische Konsistenz X_W – schlechtester Qualitätswert unter den Indikatoren (höchster numerischer Wert) i = Anzahl der anwendbaren Indikatoren	

Eco-Profiles sagt lediglich, dass die Datenqualität adressiert werden sollte und benennt dabei die auf ISO 14044 und UNEP & SETAC 2011 basierenden Indikatoren. Diese Informationen sollen im Review überprüft werden, jedoch ist keine Vorgabe zum Reporting vorhanden.

Die **CPC 347** beschreibt unter „Datenqualität“ lediglich die Anforderungen an die Datenart bzw. -quelle je Prozessmodul. Sowohl in der PCR selbst als auch im GPI finden sich jedoch keinerlei Vorgaben zu einem DQA oder Indikatoren. In einem Abschnitt zu ‚Data Quality Declaration‘ im GPI ist angegeben, dass in der PCR eine Berechnungsmethode vorgegeben werden kann, um den Anteil von spezifischen und generischen Daten an den Impacts kenntlich zu machen (GPI 2015).

Edelen & Ingwersen (2016) geben im Rahmen eines technischen Dokuments der US Environmental Protection Agency (EPA) eine umfassende Anleitung zu DQA für Sachbilanzdaten in Ökobilanzen. Die Methodik beruht auf der Pedigree-Matrix[13], welche für die Qualitätsbewertung in der Ecoinvent-Datenbank verwendet wird und wird als „**Updated**

[13] Pedigree-Matrix (dt. Stammbaum) ist ein methodischer Ansatz zur semiquantitativen Datenqualitätsbewertung. Der Name bezieht sich darauf, dass die Herkunft der Daten betrachtet wird. Der Ansatz wurde erstmals 1996 von Weidema und Wesnaes auf LCI-Daten angewendet.

Pedigree Matrix“ bezeichnet. Die Autoren unterscheiden DQA auf Ebene von Flüssen, Prozessen und Modellen. Die oben aufgeführten Datenqualitätsindikatoren werden klassifiziert als solche, die sich auf Flüsse beziehen und solche, die sich auf Prozesse beziehen (Tabelle 5), d.h. die Indikatoren werden respektive für jeden Fluss bzw. Prozess betrachtet. Die Methodik gilt allerdings nicht für aggregierte[14] Datensätze. Die DQA von Modellen wird nicht weiter behandelt.

Tabelle 5: Fluss- und Prozess-Indikatoren der Updated Pedigree Matrix nach Edelen &Ingwersen 2016

Fluss-Indikatoren	
Verlässlichkeit (Flow Reliability)	Beschreibt die Qualität der Datengenerierung und der Validierung der Datenerhebungsmethodik
Geographische Repräsentativität	Angemessenheit der Daten in Bezug auf ihre geographische Auflösung (regional, national, global) und den Bereich
Technologische Repräsentativität	Unterschied zwischen dem Technologiebezug der Daten und dem des betrachteten Systems. Dabei wird die TR in vier Kategorien aufgeteilt: Prozessdesign, Betriebs-bedingungen, Materialqualität und Prozessmaßstab*
Zeitliche Repräsentativität	Korrelation zwischen dem Zeitraum für welchen die Daten erhoben wurden und dem Zeitbezug des Modells
Datenerhebungsmethoden	Robustheit der verwendeten Stichprobenverfahren (z.B. Umfang der Stichprobe) und des Zeitraums der Datenerhebung
Prozess-Indikatoren	
Prozess-Review*	Bewertet in welchem Rahmen ein Prozess-Datensatz einem Review unterzogen wurde
Prozess-Vollständigkeit	Bewertet in welchem Umfang die in einem Prozess erfassten Flüsse den realen Prozess abbilden
*Neuerung der Updated Pedigree-Matrix	

Ein zentraler Punkt für das DQA ist das Festlegen von Anforderungen an die Datenqualität (Data Quality Goals - DQG) im Rahmen der Festlegung des Ziels und Untersuchungs-rahmens. Die Bewertung der DQIs erfolgt dann in Relation zu den DQGs.

Problematik

Die Qualität der Datenbasis ist für die Aussagekraft von Ökobilanzergebnissen von zentraler Bedeutung. Die Bewertung und Dokumentation der Datenqualität kann an verschiedenen

[14] An activity dataset showing the aggregated environmental exchanges and impacts of the product system related to one specific product from the activity (UNEP SETAC 2011).

Punkten der Lebenszyklusanalyse erfolgen. Datenbanken, die zur Abbildung von Prozessen einzelne Datenpunkte kombinieren und in aggregierter Form zur Verfügung stellen, führen in der Regel eine Qualitätsbewertung durch, die bestenfalls auch für die Datensätze jeweils verfügbar ist. Bei aggregierten Datensätzen ohne Angabe zu den Qualitätsindikatoren ist es dem Nutzer andernfalls nicht möglich zu bewerten, ob der Datensatz den Anforderungen der Studie entspricht.

Das Fehlen genauer Vorgaben in der ISO 14040/44, in welcher Form die genannten Datenqualitätsaspekte bei der Ökobilanzierung selbst und im Bericht zu adressieren sind, bewirkt unterschiedliche Herangehensweisen zur Erfassung und Dokumentation der Datenqualität. Der PEF zeigt die Tendenz in Richtung einer obligatorischen Datenqualitätsbewertung in Studie und Bericht. Dies ist zwar ein erheblicher Mehraufwand, der aber durch Vereinfachungen an anderen Stellen der PEF-Vorgaben aufgewogen werden soll (Kerkhof et al. 2017). In der derzeitigen Entwurfsfassung des PEFCRv6.1 (2017) zeigt sich, dass die obligatorischen Indikatoren für das DQR bereits von sechs auf vier reduziert wurden (siehe Tabelle 4).

Weiterhin zeigt sich, dass schon die Begrifflichkeiten nicht in allen hier behandelten Richtlinien gleichermaßen definiert und verwendet werden. So werden in PEF und PEFCR „primäre Daten“ und „sekundäre Daten“ jeweils als Synonyme für „spezifische“ und „nicht-spezifische“ Daten verwendet. Die obenstehenden Definitionen sind dem ILCD entnommen, der beide Begrifflichkeiten voneinander unterscheidet. Im Zuge des mit PEF angestrebten Prozesses, eine verbindlichere Methodik mit obligatorischer Datenqualitätsbewertung für die Lebenszyklusanalysen von Produkten bereitzustellen, sollten die zugrundeliegenden Begriffe und Konzepte einheitlich und konsistent verwendet werden.

Allgemein können Anforderungen an zu verwendende Daten also sowohl in Bezug auf die Datenart (spezifisch, generisch) und die Datenquellen (primär, sekundär) gestellt werden als auch bzgl. den oben genannten Qualitätsindikatoren (Repräsentativität, Vollständigkeit etc.). In der CPC 347 und in den „*Practical recommendations for the environmental assessment of bio-based chemical products*“ (ACDV 2014) werden unter dem Kapitel Datenqualität jeweils nur Datenart bzw. -quelle vorgegeben oder adressiert. In der CPC 347 ist sowohl für Kern-Prozesse als auch für Prozesse, die sich unter operationaler Kontrolle des EPD-erstellendem Unternehmens befinden, die Verwendung von spezifischen Daten verpflichtend, wohingegen für Upstream[15]- und Downstream[16]-Prozesse generische Daten zulässig sind, wenn keine spezifischen Daten verfügbar sind. Die General Programme Instructions (GPI) des Programmhalters Environdec adressieren unter „Data Quality Declaration“ die Möglichkeit in

[15] Prozesse von der Wiege bis zum Fabriktor des EPD erstellenden Unternehmens (Cradle-to-Gate)
[16] Prozesse vom Fabriktor des EPD erstellenden Unternehmens bis zur Bahre (Gate-to-Grave)

den PCRs einen Indikator vorzuschreiben, der den Anteil der auf spezifischen Daten basierenden Umweltwirkung darstellt. Je größer dieser Anteil, desto besser das Level der Datenqualität (GPI 2015). Dies zeigt, dass hier nur die Datenart als relevantes Kriterium für die gesamte Datenqualität betrachtet wird, und dass ein hoher Anteil spezifischer Daten die beste Qualität bedingen. Dies muss jedoch nicht zwingend der Fall sein, da es Prozesse gibt, für die z.B. Durchschnittsdaten oder generische Daten sinnvoller sein können (z.B. bei der Produktion von agrarischen Rohstoffen), auch wenn sie einen hohen Anteil in einigen Wirkungskategorien ausmachen können.

Bezug biobasierte Kunststoffe

Datenqualität ist ein allgemein für die Ökobilanzierung wichtiges Thema und ist nicht nur spezifisch für biobasierte Kunststoffe relevant. Es wird hier adressiert, um für die Bedeutung und die Komplexität zu sensibilisieren. Gerade bei vergleichenden Ökobilanzen bzw. bei der Gegenüberstellung von Indikatorergebnissen, wie es für biobasierte und fossile Systeme oft gemacht wird, führen Datenlücken und eingeschränkte Datenqualität zu Fehlerspannen, die die Aussagekraft in Frage stellen (ANEC 2012).

McManus & Taylor (2015) stellen bei einem Review von Biokraftstoff-Ökobilanzen fest, dass die Ergebnisse der Studien oftmals nicht in Zusammenhang mit einer Bewertung der Datenqualität dargestellt werden. Cooper et al. (2013) untersuchen im Hinblick auf vergleichende Ökobilanzen von biobasierten Produkten den Einfluss von Stichprobenfehlern bei Prozessdaten in der Produktion agrarischer Rohstoffe und betonen, dass Informationen zu Unsicherheit bzw. Präzision der Rohdaten für die Belastbarkeit der Ergebnisse wichtig sind und dokumentiert werden sollten. Dies ist insbesondere dann kritisch, wenn anhand der Ergebnisse politische Entscheidungen getroffen werden (wie z.B. beim Vergleich von biobasierten und fossilen Kraftstoffen) (Cooper et al. 2013).

Die Untersuchung der auswertbaren 29 Studien zu biobasierten Kunststoffen zeigt, dass nur eine dieser Studien das Thema Datenqualität adressiert und sowohl die verwendeten Daten anhand einer Pedigree-Matrix analysiert als auch die Auswertung der Analyse in Zusatzinformationen zur Studie bereitstellt (Akanuma et al. 2014). In einem Großteil der anderen Studien finden sich in unterschiedlicher Darstellung Informationen zu den Datenquellen. Eine klare Einteilung in primäre und sekundäre Datenquellen ist allerdings unüblich. Die Datenart wird ebenfalls vereinzelt benannt, vor allem bei unternehmens-spezifischen Datenerhebungen (z.B. Novamont 2012, Kim & Dale 2008, Vink & Davies 2015) oder in Bezug auf verwendete Energie (z.B. Kurdikar et al. 2000, Novamont 2012) und Feedstock-Datensätze (z.B. Papong 2014, Vink & Davies 2015)

Indikatoren zur Repräsentativität werden i.d.R. nicht als solche benannt. In 23 Studien lassen sich Informationen zum geographischen Bezug der Studie finden. In 13 finden sich Angaben zum zeitlichen Bezug der Daten, allerdings wird nur in acht davon explizit ein Zeitrahmen oder Jahr als Bezug für die Daten bzw. Ergebnisse der Studie benannt. Zu dem geographischen Bezug findet man hingegen in fast allen Studien in irgendeiner Weise einen Hinweis. Zur Vollständigkeit der Daten bzw. dem Cut-off finden sich nur in drei Studien (Akanuma et al. 2014, Groot & Boren 2010, Evonik 2013) Angaben. Chen et al. (2012) geben lediglich an, dass keine umweltrelevanten Flüsse vernachlässigt worden sind.

Lebenszyklusdaten für biobasierte Rohstoffe und Produkte sind im Zuge der Bioökonomie-entwicklung zunehmend gefragter, um lebenszyklusbasierte Bewertungen durchzuführen und „nachhaltigere“ Alternativen zu identifizieren. Dies zeigt sich auch in der wachsenden Zahl von Ökobilanzen. Die Verwendung von Ergebnissen wird jedoch dadurch erschwert, dass Informationen zu Gültigkeit, Repräsentativität und Datenqualität kaum vorhanden oder schwer auffindbar sind, obwohl diese maßgeblich für die Aussagekraft sind. Auch die allgemeine Verfügbarkeit von Lebenszyklusdaten zu biobasierten Produkten ist an vielen Stellen noch lücken- bzw. mangelhaft. Speziell zu Datenlücken für biobasierte Produkte geben Milà i Canals (2011) eine Übersicht möglicher Herangehensweisen (z. B. Verwendung von Proxy-Datasets, Extrapolationsmethoden), um fehlende Daten zu überbrücken.

Empfehlungen

MUSS

- Spezifische Primärdaten sind gegenüber generischen und sekundären Daten bevorzugt zu verwenden, außer wenn letztere hinsichtlich Ziel und Untersuchungsrahmen einen Prozess besser abbilden können. Dann ist dies zu begründen.
- Spezifische Daten müssen primär repräsentativ gemessen sein, wo keine Messungen möglich, sind Berechnungen zulässig, wo das nicht möglich, transparent dokumentierte Schätzungen.
- Verwendete Sekundärdaten müssen mindestens einem kritischen Review unterzogen worden oder allgemein anerkannt sein.
- Für alle verwendeten Sekundärdaten müssen die Quellen transparent und nachvollziehbar in der veröffentlichten Ökobilanz dokumentiert sein. Verwendete Datenbank-Datensätze müssen anhand ihrer spezifischen Bezeichnung dokumentiert werden, sodass sie eindeutig nachvollzogen werden können (z.B. Polylactide Biopolymer Resin, at plant; 2009, GaBi).

- Insbesondere bei vergleichenden Studien muss auf eine vergleichbare Datenqualität geachtet werden.
- Bei Veröffentlichung/Weitergabe an Dritte, ist eine Bewertung der Datenqualität und deren Beurteilung gem. ISO 14040/44 verpflichtend. Dabei sind mindestens die Datenqualitätsindikatoren (DQI) nach ISO 14040/44 zu behandeln.

SOLLTE

- Im Zuge der Festlegung des Ziels und Untersuchungsrahmens, sollten Datenqualitätsanforderungen (DQG) für mindestens die in der ISO 14044 benannten Datenqualitätsindikatoren (DQI) Technologische, Geographische, Zeitliche Repräsentativität, Präzision, Unsicherheit, Methodische Konsistenz und Datenquellen formuliert werden und den Prozess der Sachbilanzdatensammlung begleiten. Die Interpretation der Ergebnisse sollte eine Interpretation der Datenqualitätsbewertung (DQA) beinhalten und im Endbericht verfügbar sein.
- Es sollte dokumentiert werden, welche Anteile der Umweltwirkungen jeweils auf spezifischen, generischen Daten und Proxy-Daten basieren.

KANN

- Eine tabellarische Form zur Dokumentation der verwendeten Daten und Datensätze im Bericht wäre empfehlenswert. Beispiel:

Prozess	Jahr	Geographie	Technologie	Datenart	Datenquelle
Lactid-herstellung	2009	Nebraska,USA	Kommerziell, optimierungspotenzial noch nicht ausgeschöpft	spezifisch	Vink et al. 2010

- Speziell für den Umgang mit Datenlücken bei der Bilanzierung von biobasierten Produkten beschreiben Milà i Canals et al. (2011) verschiedene Herangehens-weisen, die für die Abschätzung fehlender Daten verwendet werden können.
- Zur Bewertung der Datenqualität kann z.B. das Verfahren nach ILCD verwendet werden.

2.2 Sachbilanz

In der Sachbilanz einer Ökobilanz erfolgt das grundsätzliche Sammeln aller In- und Output-ströme und das Zusammentragen der Daten. Die Kriterien dafür werden im vorherigen Schritt festgelegt: Welche Daten sind als Grundlage zulässig? Wo kommen sie her? Wie

werden sie bewertet? Welche Flüsse werden berücksichtigt? Welche Abschneidekriterien wurden gewählt?

Die Qualität und Vollständigkeit der Daten legt den Grundstein für die Zuverlässigkeit der Ergebnisse und der generierbaren Aussagen und ist somit von großer Bedeutung. Insbesondere die Rückverfolgbarkeit und Dokumentation der Datenherkunft und der zugrundeliegenden Annahmen sind für die zur Veröffentlichung vorgesehenen Ökobilanzen und der Interpretation der Ergebnisse relevant.

2.2.1 Biogener Kohlenstoff und Kohlenstoffspeicherung

Definition

Biogener oder biobasierter Kohlenstoff grenzt sich von fossilem dadurch ab, dass es sich hierbei um Kohlenstoff aus rezenter Herkunft handelt. Das bedeutet, dass er während des Wachstums von Biomasse aus der Atmosphäre aufgenommen wurde und dessen Gehalt anhand des ^{14}C-Isotops nachgewiesen werden kann (CEN 16137). Die Definition von Biomasse schließt Torf, in geologischen Formationen eingeschlossenes Material und fossile Brennstoffe aus (ISO 14067). Die Aufnahme von atmosphärischem Kohlenstoffdioxid wird als Kohlenstoffbindung (carbon sequestration) bezeichnet. Das aufgenommene CO_2, gilt dann als zwischengespeichert (temporary carbon storage), solange es der Atmosphäre entzogen bleibt. Die Zwischenspeicherung in biogenem Material kann z.B. in Böden, Vegetation oder biomasse-basierten Produkten erfolgen und wird als Möglichkeit dem Klimawandel entgegenzuwirken diskutiert (Brandão et al. 2013).

Standards und Richtlinien

Zur Thematik sind in der **ISO 14040/44** keinerlei Vorgaben. In den Standards **DIN 16760, ILCD, PEF** und **ISO 14067** ist der Minimumkonsens, dass biogene und fossile Kohlenstoffflüsse getrennt inventarisiert bzw. separat dokumentiert werden müssen. **Eco Profiles** verweist für den Fall, dass Treibhausgase mit biogenem Ursprung für die Studie relevant sind auf die Modellierung von ILCD. Die **PCR CPC 347**, welche für Rohpolymere gilt, gibt als Vorgabe lediglich an, dass der „biobasierte Anteil des Materials als prozentualer Wert“[17] angegeben werden muss, dafür wird auf den amerikanischen Standard ASTM D 6866-05 verwiesen. Der **PAS2050:2011** macht die Vorgabe, dass der negative Kohlenstofffluss (removal), der für ein Material biogenen Ursprungs angesetzt wird, der im Material tatsächlich enthaltenen Kohlenstoffmenge entsprechen sollte. **PAS 2050-1:2012** gibt eine Methode für die Berechnung des C-Gehalts in landwirtschaftlichen Produkten nach IPCC vor („The carbon content of the horticultural product shall be calculated by multiplying

[17] „The bio-based material content shall be declared as percentage“ (UN CPC 347,V2.11)

the carbon content of dry organic matter by the dry matter mass of the product." (PAS2050-1:2012). Für die Bestimmung und Deklaration des biogenen Kohlenstoffgehaltes gibt es verschiedene relevante Standards, die sich bzgl. der Gültigkeit und der Ergebnisse unterscheiden (Tabelle 6). Bis auf die EN 16640 werden die aufgeführten Methoden von DIN CERTCO zur ^{14}C-Bestimmung akzeptiert (DIN CERTCO 2017). Alternativ zur messtechnischen Bestimmung des Kohlenstoffgehalts werden in der DIN 16785 und der ISO 16620-4 rechnerische Verfahren auf Grundlage der Materialbilanz beschrieben. Diese erfordern allerdings die Kenntnis des biobasierten Gehalts und einer Elementaranalyse der eingesetzten Ausgangsmaterialien. Die grundlegende Terminologie für alle Normen des CEN/TC 411 „Biobasierte Produkte" wird von der EN 16575 definiert.

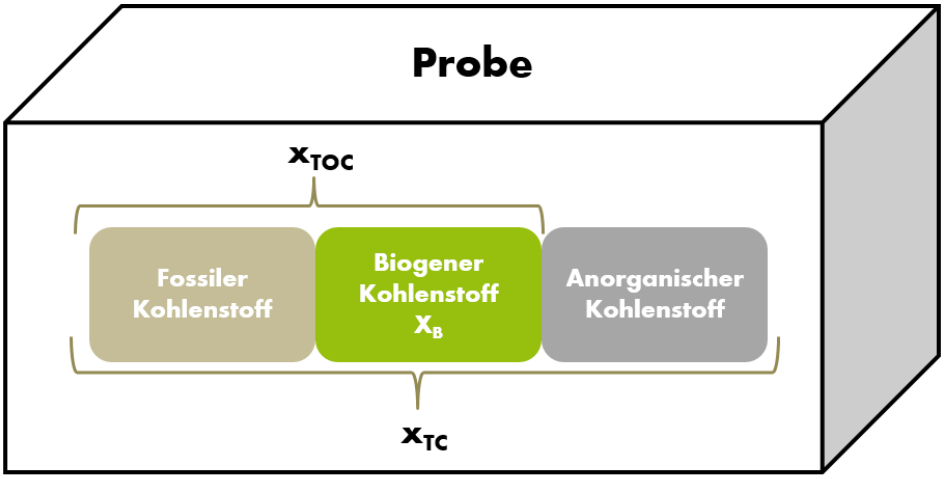
Tabelle 6: Relevante Standards zur Bestimmung und Deklaration des Gehalts an biobasiertem Kohlenstoff (B= Biobasierter Kohlenstoff, TOC= Total Organic Carbon / Gesamter Organischer Kohlenstoff, TC = Total Carbon/ Gesamtkohlenstoff)

Standard	Titel	Gültigkeit	Bezug Ergebnisse
	Normen Begriffsdefinitionen		
DIN EN 16575	Biobasierte Produkte - Terminologie	EU	
	Messung des biobasierten Kohlenstoffgehalts		
ASTM D 6866-16 (2016)	Standard Test Methods for Determining the Bio-based Content of Solid, Liquid, and Gaseous Samples Using Radiocarbon Analysis	USA	x_B^{TOC}=Biobasierter Kohlenstoffgehalt als Anteil des Organischen Kohlenstoffs
EN 16640 (2017)	Biobasierte Produkte — Bestimmung des biobasierten Kohlenstoffanteils von Produkten mittels Radiokarbonmethode	EU	x_B^{TC}= Biogener Kohlenstoffgehalt als Anteil des Gesamtkohlenstoffs (TC)
ISO 16620-2 (2015)	Plastics – Biobased Content - Part 2: Determination of biobased carbon content	Internat.	x_B = Massenanteil an biobasiertem Kohlenstoff x_B^{TC}= Biogener Kohlenstoffgehalt als Anteil des Gesamtkohlenstoffs x_B^{TOC}=Biobasierter Kohlenstoffgehalt als Anteil des Organischen Kohlenstoffs
	Bestimmung des biobasierten (Massen-) Gehalts		
DIN EN 16785-1 (2016)	Biobasierte Produkte – Biobasierter Gehalt-Teil 1: Bestimmung des biobasierten Gehalts unter Verwendung der Radiokarbon- und Elementaranalyse	EU	x_B = Biobasierter Kohlenstoffgehalt als prozentualer Anteil der Gesamtmasse der Probe m_B = Biobasierter Gehalt als prozentualer Anteil der Gesamtmasse der Probe
DIN EN 16785-2 (2016)	Biobasierte Produkte – Biobasierter Gehalt-Teil 2: Bestimmung des biobasierten Gehalts unter Verwendung der Materialbilanzmethode	EU	m_B = Biobasierter Gehalt als prozentualer Anteil der Gesamtmasse der Trockensubstanz des Produkts

ISO/DIS 16620-4 (2016)	Plastics – Biobased Content- Part 4: Determination of biobased mass content	Internat.	x_B = Massenanteil an biobasiertem Kohlenstoff
Deklarationsvorschriften			
CEN/TS 16295[18] (2012)	Kunststoffe — Deklaration des Gehaltes an biobasiertem Kohlenstoff	EU	x_B^{TOC}=Biobasierter Kohlenstoffgehalt als Anteil des Organischen Kohlenstoffs
BS ISO 16620-5 (2017)	Plastics – Biobased Content- Part 5: Declaration of biobased carbon content, biobased synthetic polymer content and biobased mass content	Internat.	x_B = Massenanteil an biobasiertem Kohlenstoff

Die Deklaration der Ergebnisse ist in den Standards teilweise unterschiedlich. Von der UN CPC 347 Version 2.11 (2010) wird die ASTM D6866 als Prüfstandard vorgeschlagen. ASTM und CEN 16295 beziehen die Ergebnisse auf den organischen Kohlenstoffgehalt (TOC)[19]. Wohingegen die EN 16640 keine Korrektur des anorganischen Anteils vornimmt und die Ergebnisse auf den Gesamtkohlenstoff (TC)[20] bezieht (Abbildung 3). Laut ASTM D6866-16 muss ein Ergebnis, das anorganischen Kohlenstoff einschließt als „biogen“ (x_B^{TC}) bezeichnet werden, wohingegen bei Ausschluss von anorganischem Kohlenstoff von „biobasiertem“ Anteil (x_B^{TOC}) die Rede ist (BetaLab 2017). Aus dem biogenen Kohlenstoffgehalt (x_B^{TC}) und dem biobasierten Kohlenstoffgehalt (x_B^{TOC}), lässt sich ohne die Kenntnis der Elementarzusammensetzung des Produktes nicht der Massenanteil des biobasierten Kohlenstoffs (x_B) bestimmen.

[18] Die Deklarationsvorschrift verweist auf die Messvorschrift CEN/TS 16137:2011, welche aufgrund veralteter Korrekturfaktoren nicht aufgeführt wurde.
[19] Gesamter organischer Kohlenstoff (TOC) = Menge an Kohlenstoff, der bei der Verbrennung zu Kohlenstoffdioxid umgesetzt wird und der bei der Behandlung mit Säure nicht als Kohlenstoffdioxid freigesetzt wird (CEN 16295:2012).
[20] Gesamter Kohlenstoff (TC) = Menge an Kohlenstoff in einem Werkstoff oder Gegenstand, organisch und anorganisch gebunden und als elementarer Kohlenstoff (CEN 16295:2012).



x_B = **Massenanteil des biogenen Kohlenstoffs**

$x_B^{TOC} = \frac{x_B}{x_{TOC}} * 100$ = **Biobasierter Kohlenstoffgehalt vom Organischen Kohlenstoff**

$x_B^{TC} = \frac{x_B}{x_{TC}} * 100$ = **Biogener Kohlenstoffgehalt vom Gesamtkohlenstoff**

Abbildung 3: Übersicht Bezugsrahmen für biobasierten x_B^{TOC} und biogenen x_B^{TC} Kohlenstoffgehalt TOC-Total Organic Carbon, TC-Total Carbon (eigene Darstellung)

Problematik

Dadurch, dass in der ISO 14040 keine Vorgaben zur Bilanzierung und Inventarisierung von biogenem Kohlenstoff vorhanden sind, wurde dieser in Ökobilanzen der vergangenen Jahre unterschiedlich behandelt. Einige Ökobilanzen betrachten biogenen Kohlenstoff als „neutral“ und beziehen ihn nicht in die Bilanz mit ein (Wiloso und Heijungs 2013). Neuere LCA-Richtlinien adressieren die Thematik jedoch dahingehend, dass biogene Kohlenstoffflüsse ebenso zwingend bilanziert, jedoch separat von fossilen dokumentiert werden müssen (z.B. ILCD, PEF, etc.)[21]. In der Regel wird der biogene Kohlenstoff im Rohstoff als negativer und am Lebensende (bei freiwerden als CO_2) als positiver Fluss angesetzt, sodass sich die Emission mit der vorherigen Aufnahme neutralisiert. Im Gegensatz dazu stellen bei einer petrochemischen Kohlenstoff-Basis die CO_2-Emission bei der Verbrennung zusätzliche, nicht neutrale Emissionen dar. Da biobasierter Kohlenstoff je nach Schicksal am Lebensende auch zu dem viel klimaschädlicheren Methan umgesetzt werden kann, ist für die korrekte Modellierung der THG-Emissionen am Lebensende eine transparente und nachvollziehbare

[21] „First, if there is anything neutral, it is LCA, as an analytical tool, that makes the conclusion. If biofuels are carbon neutral, this will result from the LCA study instead of being a starting point of the LCA study.” (Wiloso und Heijungs 2013)

Dokumentation des biogenen Kohlenstoffs in einem Produkt unerlässlich[22]. Die Dokumentation ist insbesondere von Bedeutung, wenn keine komplette Lebenszyklusanalyse durchgeführt wird und nur einzelne Lebensabschnitte betrachtet werden. Die getrennte Bilanzierung der Flüsse führt im Falle von nicht kohlenstoffbasierten Allokationen zu einer Verzerrung der Kohlenstoffflüsse. Folglich liegt am Ende eine Differenz in der biogenen Kohlenstoffbilanz vor, die beglichen werden muss.

Neben der Modellierung der Kohlenstoffflüsse, stellt der im Produkt enthaltene Anteil an biogenem Kohlenstoff eine wichtige Information für die Bewertung des jeweiligen Lebensendes dar. Die Bestimmung kann nach unterschiedlichen Standards erfolgen, deren Ergebnisse unterschiedliche Bezugsrahmen aufweisen (Abbildung 3).

Bezug biobasierte Kunststoffe

Bei der Analyse von Cradle-to-Gate Ökobilanzen von biobasierten Kunststoffen (Tabelle 7), fanden sich nur in 4 von 29 ausgewerteten Studien Angaben zum biogenen Kohlenstoffgehalt der Polymere. Zur verwendeten Methodik sowie dem Bezug der angegebenen Werte waren kaum Informationen vorhanden.

Tabelle 7: Übersicht Angaben zu biogenem Kohlenstoffgehalt, Bestimmungsmethodik und Wertbezug in Cradle-to-Gate Ökobilanzen (k.A. – keine Angabe)

Quelle	Polymer / Biogener Kohlenstoffgehalt	Bestimmungsmethode	Bezug
Kim & Dale 2005	PHA / 55.8%	k.A.	k.A.
Vidal et al. 2007	PLA / 59 %	“derived from estimates of the total carbon content of the waste“	Degradable organic carbon content (DOC)
Kim & Dale 2008	PHB / 55.8%	k.A.	k.A.
Novamont 2012	Mater-Bi / 48±3%	ASTM D 6866-05	k.A. (TOC)

Durch die verschiedenen Bestimmungsmethoden und Bezugsoptionen ist ein reiner prozentualer Wert ohne weitere Informationen intransparent und lässt sich nicht zu Vergleichszwecken heranziehen. Bei der UN CPC 347 zeigt sich, dass die Vorgaben unsauber formuliert sind. Gefordert ist der „biobased material content“, was den biobasierten Materialgehalt (x_B) bezeichnet, die UN CPC 347 verweist dafür aber auf eine Methodik mit der der biogene Kohlenstoffgehalt gemessen und als prozentualer Wert des organischen Kohlenstoffs (x_B^{TOC}) angegeben wird. Im Neuentwurf der UN CPC 347 (Version 3.0) soll als Standard zu Bestimmung des Kohlenstoffgehalts die DIN 16640 Anwendung finden.

[22] Es soll angemerkt werden, das dieser Sachverhalt weniger mit biobasiertem Kohlenstoff als vielmehr mit der Abbaubarkeit zu tun hat. Auch petrochemischer Kohlenstoff wird bei abbaubaren Biokunststoffen (bspw. PBAT, PBS) unter anaeroben Bedingungen in CH4 umgewandelt.

Besonders im Falle von EPDs, deren übergeordnetes Ziel das Bereitstellen von modularen Lebenszyklusinformationen an verschiedenen Punkten der Wertschöpfungskette ist, sollte die Anschlussfähigkeit der Modellierung von biobasiertem und fossilem Kohlenstoff ermöglicht werden.

Empfehlungen

MUSS

- Getrennte Inventarisierung und Ausweisung von fossilem und biogenem Kohlenstoffflüssen (DIN 16760/ ILCD / PEF / ISO 14067)
- Der biogene Kohlenstoffgehalt des Produkts muss bei Ökobilanzen explizit angegeben werden. Die Bestimmung muss nach einem der etablierten Standards in Tabelle 6 erfolgen. Die Bezeichnung des Standards und der Bezug der Ergebnisse muss angegeben werden.
- Um irreführende Aussagen bei Multimaterialien und/oder Produkten mit mehreren Bestandteilen zu vermeiden, muss der Kunststoffbestandteil oder der Produktanteil, auf den sich die Deklaration bezieht, deutlich angegeben werden (nach CEN/TS 16295:2012)

  Bestimmungshierarchie für biogenen Kohlenstoff:

  1. Messtechnische Bestimmung mit C14-Methodik. Messvorschriften siehe Tabelle 6
  2. Stöchiometrische Bestimmung mit Begründung. Berechnungsvorschriften siehe Tabelle 6
  3. Wert aus Literatur, z.B. im Falle von unverarbeiteten Polymeren für die Informationen transparent verfügbar sind

SOLLTE

- Die Nomenklatur der Flüsse sollte nach ILCD-Format so erfolgen, dass Emissionen und Ressourcen jeweils durch Komma getrennt mit der jeweiligen Quelle (biogen, fossil) angegeben werden, z.B. CO_2, fossil; Methan, biogen (PEF /ILCD)
- Die für den Untersuchungsrahmen geltende Vollständigkeit bzw. der angestrebte cut-off sollte auch bei der Kohlenstoffbilanz angewendet werden.

  Bsp: Wenn eine Vollständigkeit der Studie von 99% angestrebt wird, muss auch die Abweichung der biogenen Kohlenstoffbilanz unter 1% liegen.

- Die Bestimmung des biogenen Kohlenstoffgehalts auf Basis einer

stöchiometrischen Berechnung ist grundsätzlich möglich, dennoch sollte für Kunststoffe eine Bestimmung anhand der C14-Methode erfolgen, da Verarbeitungshilfsstoffe und Additive den Anteil des biogenen Kohlenstoffgehalts beeinflussen.

2.2.2 Verzögerte THG-Emissionen durch Kohlenstoffspeicherung

Definition

Emissionen, welche erst nach einem bestimmten Zeitraum, beispielsweise auf Grund langer Nutzungs- oder Entsorgungsphasen eines Produkts, freigesetzt werden, werden als verzögerte Emissionen (delayed emissions) bezeichnet, da der durch sie verursachte Strahlungsantrieb (radiative forcing) zeitweilig verschoben wird. Ein oft genanntes Beispiel für verzögerte Emissionen sind Holzmöbel. Ein Möbelstück mit einer Lebensdauer von 100 Jahren speichert über die Lebensdauer das während des Holzwachstums aufgenommene und nun im Holz gebundene CO_2. Die durch Entsorgung, etwa eine Verbrennung oder Kompostierung/Verrottung, am Ende des Produktlebens entstehende Emission gilt als 100 Jahre temporär gespeichert bzw. verzögert.

Standards und Richtlinien

ISO 14040/44, EN 15804 und **Eco Profiles** machen hierzu keinerlei Angaben. Laut PEF legt die „Interpretation der gegebenen Ökobilanz-Definition“ nahe, dass „Kohlenstoffspeicherung und verzögerte Emissionen vom Untersuchungsrahmen ausgeschlossen sind“, da die ISO keinen Zeitrahmen für Emissionen betrachtet (PEF 2010). Die **DIN 16760** für biobasierte Produkte enthält ebenfalls keine Vorgaben, sondern lediglich einen informativen Anhang mit Rechenbeispiel zur optionalen Berechnung nach ILCD-Methodik. Sowohl **PEF** als auch **ISO 14067** enthalten die Vorgabe, dass Gutschriften durch verzögerte Emissionen aus dem gewöhnlichen Untersuchungsrahmen bzw. den Standard-Wirkungskategorien ausgeschlossen sind und ggf. als Zusatzinformation angegeben werden können. Während der PEF darauf verweist, dass die zu verwendende Methode jeweils in den PEFCR vorgegeben werden soll, macht der **ILCD** die gleiche Vorgabe, enthält aber darüber hinaus eine ausführliche Berechnungsmethode für die Anrechnung verzögerter Emissionen. Demnach sollen die THG-Emissionen in der Sachbilanz als Emissionen, die innerhalb von 100 Jahren nach dem Erstellen der LCA-Studie erfolgen und Langzeit-Emissionen, die über 100 Jahre nach der Studie entstehen, getrennt inventarisiert werden. Für diese Flüsse kann dann, im Falle einer Anrechnung von Gutschriften durch verzögerte Emissionen, ein Korrekturfaktor für Emissionen innerhalb von 100 Jahren hinzugefügt werden. Dabei wird die Verzögerung

fossiler oder biogener Emissionen gleichermaßen berücksichtigt. Der einzige Unterschied ist, dass die Fixierung von Kohlenstoff aus der Atmosphäre für den fossilen Anteil nicht berücksichtigt wird. Für den biogenen Anteil wird die Aufnahme von Kohlenstoff als negativer Fluss gutgeschrieben. Gutschriften nach ILCD werden also generell für die Langlebigkeit eines Produktes vergeben, nicht für die Art des Materials.

Der **PAS2050:2011** setzt, analog zum GWP_{100}, einen 100-jährigen Betrachtungszeitraum für alle Emissionen fest, d.h. dass alle Emissionen, die nach diesem Zeitraum anfallen, nicht erfasst werden. Das Anrechnen von Gutschriften für Emissionen innerhalb von 100 Jahren ist aus der Standard-Bilanzierung ausgeschlossen, kann jedoch separat nach der vorgegebenen Methodik angegeben werden. Auf die Vorgaben des PAS nehmen auch die GPI (General Programme Instructions) des EPD-Programms und somit die **PCR CPC347** Bezug.

Die Gutschriften für verzögerte Emissionen nach ILCD und PAS2050 sind in Abbildung 4 dargestellt. Dabei verfolgt der ILCD durchgängig eine lineare Abzinsung der Emissionen von 1% pro Jahr, bei einer Verzögerung des Strahlungsimpulses bis zu 100 Jahren. Der PAS2050:2011 verfolgt ein duales Konzept. Für kurzzeitige Speicherung bis zu 25 Jahren wird eine lineare Approximation der Lashof-Methodik verwendet, wohingegen für Speicherzeiträume über 25 Jahre hinaus, das Vorgehen nach ILCD erfolgt. Bei beiden Ansätzen werden Emissionen, die nach 100 Jahren freigesetzt werden, nicht mehr betrachtet.

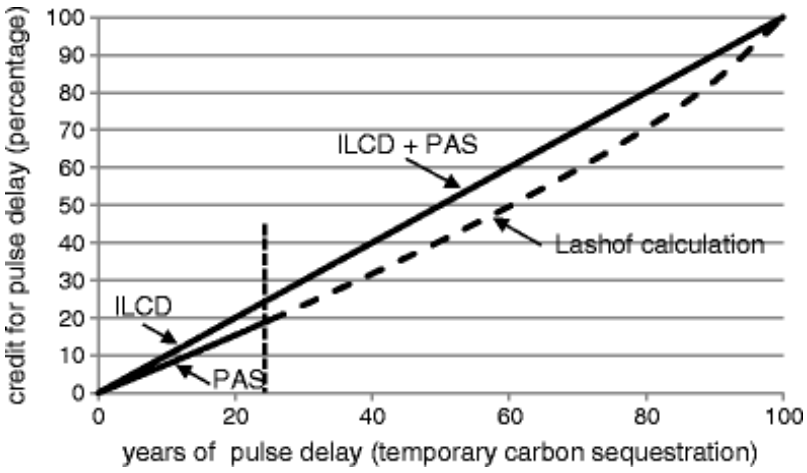


Abbildung 4: Anrechnung von Gutschriften durch verzögerte Emissionen nach ILCD (2010) und PAS2050 (2011) (aus Vogtländer et al. 2014)

Problematik

Das Gutschreiben von verzögerten Treibhausgasemissionen (THG) erfordert die Betrachtung innerhalb eines begrenzten Zeitrahmens. Das Treibhauspotenzial (Global Warming Potential - GWP) wird per se innerhalb eines festen Zeitrahmens betrachtet, i.d.R. über einen Zeitraum von 100 Jahren (GWP100). Die Wahl des Betrachtungszeitraums hat Auswirkung auf die Charakterisierungsfaktoren und den relativen Beitrag von lang- bzw. kurzlebigen Treibhausgasen[23]. Die Wahl des 100-jährigen cut-offs ist zwar gängige Praxis, wird jedoch weiterhin kontrovers diskutiert, da dieser nicht rein wissenschaftlich begründet ist, sondern auf der subjektiven Annahme beruht, dass in dem Zeitraum zu erwarten sei, dass in der Zukunft dem Klimawandel z.B. durch technologischen Fortschritt begegnet werden könne (Brandao & Levasseur 2010). Pawelzik et al. (2013) argumentieren, dass wahrscheinlicher anzunehmen wäre, dass die Konzentration des atmosphärischen Kohlenstoffdioxids in den kommenden 50-100 Jahren höher als heute sei, sodass der Vorteil durch eine zeitliche Verzögerung der Emissionen durch Zwischenspeicherung illusorisch sein könnte und die Verzögerung vielmehr zu einer überproportionalen Verstärkung des Klimawandels beitragen könnte, wenn diese gespeicherten Emissionen dann freigegeben würden. Kirschbaum (2006) merkt außerdem an, dass Kohlenstoffspeicherung zwar einen kleinen Beitrag zur Minimierung des Indikators kumulativer Strahlungsantrieb beitragen kann, zeigt jedoch auf, dass dafür andere Indikatoren des Klimawandels[24] negativ beeinflusst werden könnten, sodass verzögerte Emissionen durch Kohlenstoffspeicherung nicht einwandfrei als eine den Klimawandel entschärfende Maßnahme beurteilt werden können.

Wichtig ist, festzuhalten, dass die Vergabe von Gutschriften durch verzögerte Emissionen auf der Erwartung basiert, dass spätere Emissionen weniger problematisch als zeitnahe seien und dass durch das Aufschieben der Emissionen Zeit gewonnen werden könne, um Maßnahmen zu entwickeln, die dem Klimawandel entgegenwirken.

Bezug biobasierte Kunststoffe

Die Anrechnung von verzögerten Emissionen für die Zwischenspeicherung von Kohlenstoff im Produkt, stellt in erster Linie einen Anreiz für langlebige Produkte dar. Die Anrechnung erfolgt für bio-basierte wie für fossile Materialien gleichermaßen, mit dem einzigen Unterschied, dass bei bio-basierten Produkte zusätzlichen der aufgenommene atmosphärische Kohlenstoff als negativer Fluss inventarisiert ist. Die Gutschriften für eine

[23] Kurzlebige THG z.B. Methan, Langlebige: CO_2, N_2O, FCKWs

[24] Kirschbaum nennt insgesamt drei Klimawandel-bezogene Wirkmechanismen (unmittelbarer Temperaturanstieg, Temperaturanstiegsrate und kumulativer Strahlungsantrieb). Darunter der kumulative Strahlungsantrieb welcher durch den GWP charakterisiert wird. (Kirschbaum 2006)

mögliche Zwischenspeicherung stellen also keinen speziellen Vorteil für bio-basierte Produkte dar.

Biobasierte Kunststoffe finden zu 70% im Verpackungssektor Anwendung (IfBB 2017) und weisen daher in der Regel nur kurze Nutzungszeiträume auf, sodass derzeit dadurch ohnehin für die meisten Biokunststoff-Produkte keine sinnvolle Anwendung von Gutschriften für verzögerte Emissionen gegeben ist.

Empfehlungen

MUSS

- Gutschriften durch verzögerte Emissionen sind aus dem gewöhnlichen Untersuchungsrahmen und den Standardwirkungskategorien ausgeschlossen und dürfen daher nicht in die reguläre Wirkungsabschätzung einbezogen werden (ILCD / PEF / ISO 14067 / PAS2050)
- Wenn der Untersuchungsrahmen explizit erfordert, dass der Einfluss von verzögerten Emissionen betrachtet werden soll, sollen diese nach der ILCD-Methodik berechnet werden und separat dokumentiert werden.

KANN

- Gutschriften durch verzögerte Emissionen können als separate Umwelt-informationen angegeben werden, wenn der Untersuchungsrahmen der Studie es erfordert (ILCD/PEF))

2.2.1 Umgang mit Multifunktionalität / Allokation

Definition

Stoff- und Materialflüsse, die das funktionelle Ziel, d. h. den Nutzen eines Prozessmoduls ausmachen, können als funktioneller Fluss bezeichnet werden (bspw. Produktabflüsse eines Produktionsprozesses oder Abfallzuflüsse eines Abfallbehandlungsprozesses). Ein multifunktionaler Prozess bezeichnet ein Prozessmodul, das mehr als nur einen funktionellen Fluss beinhaltet. Beispiele hierfür sind die sog. Koppelproduktion (Multi-Output-Prozess), die kombinierte Abfallbehandlung (Multi-Input-Prozess) oder das Recycling (Multi-Input-Output-Prozess) (Wiloso und Heijungs 2013). In der Regel handelt es sich bei Produktions-prozessen um Multi-Output-Prozesse. Solch ein Prozess ist in Abbildung 5 abgebildet. Es fallen gleichzeitig mehrere Outputs an, die in Haupt-, Koppel-, Nebenprodukt und Abfall klassiert werden können.

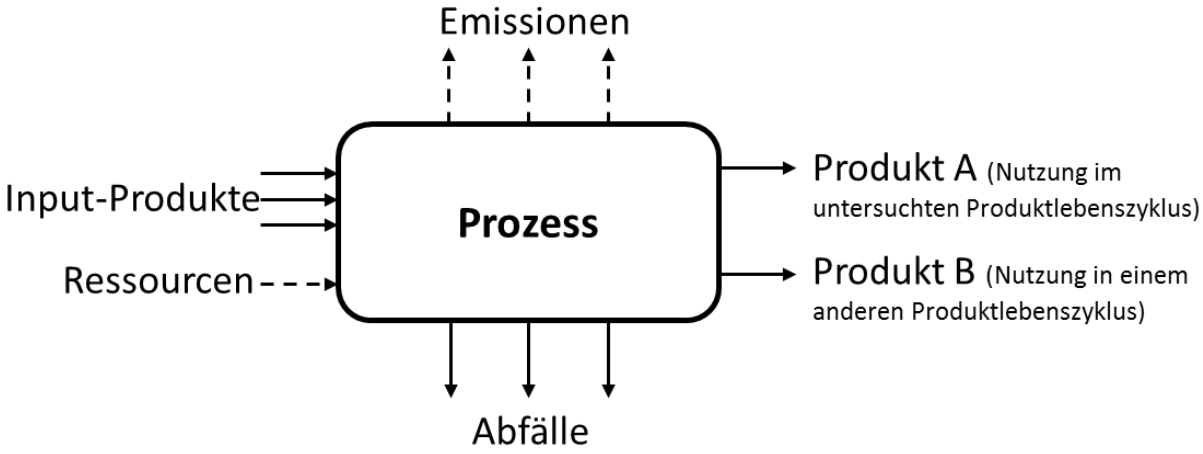


Abbildung 5: Multifunktionaler Prozess mit mehreren Input-Produkten, verbrauchten Ressourcen und diversen anfallenden Emissionen und Abfällen sowie die Bereitstellung der Ko-Produkte A und B (Modifiziert nach ILCD 2010)

Für solche Prozesse bzw. Produktsysteme stellt sich die Frage, auf welche Weise die Umweltwirkungen für das zu ökobilanzierende Hauptprodukt treffend berechnet werden können unter Berücksichtigung aller weiteren Produkte, die einen Restnutzen aufweisen. Das Multifunktionalitätsproblem besteht also in der Frage, welchem anfallenden Produkt welcher Anteil der Gesamtumweltwirkung eines Prozesses sowie seiner Inputs zugeteilt werden.

Möglichkeiten zum Umgang mit Multifunktionalität in Ökobilanzen sind die **direkte Verwendung** der Koppelprodukte im Produktsystem, **Systemaufteilung**, **Systemerweiterung** (Systemraumerweiterung und Substitution), sowie die **Allokation** der Umweltwirkungen nach einem Verteilungskriterium.

Direkte Verwendung im Produktsystem

Die direkte Verwendung von Koppelprodukten im Produktsystem ist der sinnvollste Ansatz, sofern sichergestellt werden kann, dass die Produkte tatsächlich im System Verwendung finden (beispielsweise freiwerdende Energie, die im Prozess als Input genutzt werden kann). Koppelprodukte sind in diesem Fall in der Auswertung nicht mehr vorhanden, sondern werden direkt verrechnet (Baitz und Kreisig 2007). Daher besteht in diesem Fall kein Allokationsproblem.

Systemaufteilung

Systemaufteilung bezeichnet die Aufteilung/Unterteilung des multifunktionalen Prozesses/Systems in weitere Teilprozesse/-systeme mit jeweils nur noch einem funktionellen Fluss (Produkt). In der Realität handelt es sich jedoch häufig um Prozesse mit

zwei oder mehreren Produkten, bei denen eine Aufteilung in Einzelprozesse nicht möglich ist (Beck et al. 2017).

Systemerweiterung (Systemraumerweiterung und Substitution)

Bei einer **Systemraumerweiterung** wird der Untersuchungsrahmen um alternative Herstellungspfade der Koppelprodukte erweitert und die damit verbundenen Umweltwirkungen werden den Ergebnissen des Hauptprodukts gegenübergestellt (Baitz und Kreisig 2007). Sobald sehr viele Koppelprodukte entstehen oder mehrere alternative Herstellungspfade für diese existieren, wird die Systemgrenze des zu untersuchenden Produkts schnell sehr groß. Hierdurch kann der Arbeitsaufwand sehr stark ansteigen, was die Praktikabilität des Ansatzes verringern kann.

Unter **Substitution** versteht man das Herausrechnen der Umweltwirkungen der Nebenprodukte aus dem Gesamtsystem. Dabei werden die Umweltwirkungen einer alternativen Herstellungsroute des Nebenproduktes vom Gesamtsystem subtrahiert. Ergebnis sind die um die Umweltwirkungen der Nebenprodukte bereinigten Umweltwirkungen des Hauptproduktes (Baitz und Kreisig 2007). Mathematisch/Rechnerisch sind beide Varianten der Systemerweiterung äquivalent, wie Abbildung 6 verdeutlicht. Dies gilt jedoch nicht zwangsläufig für die jeweilige Bedeutung und Interpretation.

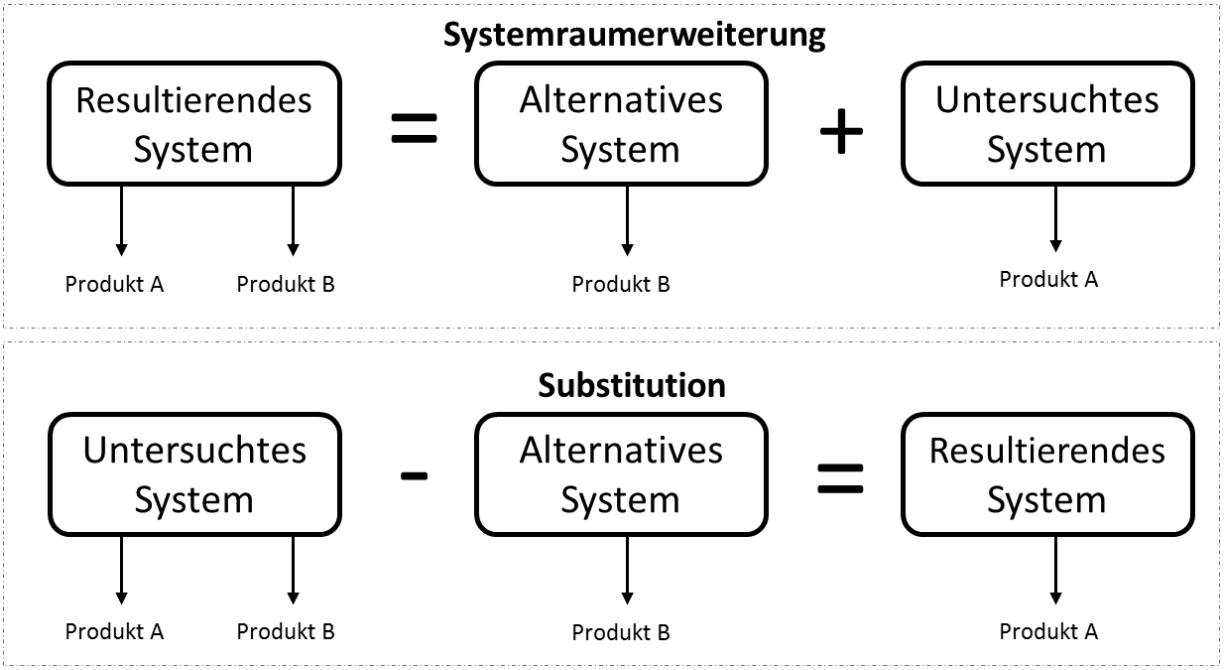


Abbildung 6: Äquivalenz von hinzufügender (Systemraumerweiterung) und abziehender (Substitution) Systemerweiterung. Bei der Systemraumerweiterung ist die untersuchte Funktion Produkt A, während bei der Substitution Produkt A und B untersuchte Funktion darstellen. (Modifiziert nach ILCD 2010)

Allokation

Die Definition einer Allokation nach ISO 14040/44 ist die „Zuordnung der Input- und Outputflüsse eines Prozesses oder eines Produktsystems zum untersuchten Produktsystem und zu einem oder mehreren anderen Produktsystemen“. Für die Berechnung des untersuchten Produktsystems ist es notwendig, die Input- und Outputflüsse jedes Prozesses auf genau einen Referenzfluss zu beziehen. Für multifunktionale Prozesse müssen hierzu Input- und Output-Flüsse den beteiligten Produkten anteilig zugeordnet werden (Kaltschmitt und Schebek 2015). Es geht bei der Allokation also um das Freischneiden und Isolieren des zu bilanzierenden Hauptprodukts innerhalb eines Prozessnetzwerks, in dem mehrere Produkte anfallen, durch Aufteilung der Input- und Outputflüsse bzw. der damit verbundenen Auswirkungen (Allokationsschlüssel). Für die Bildung des Allokationsschlüssels kann eine Allokation, in Abhängigkeit der gewählten zugrundeliegenden Beziehungen zwischen den Produkten, auf unterschiedliche Weise realisiert werden (bspw. Allokation nach Masse, Energie oder ökonomischen Kriterien).

Standards und Richtlinien

ISO 14040/44 gibt zur Behandlung von multifunktionalen Prozessen verschiedene Handlungsmöglichkeiten mit einer präferierten Entscheidungshierarchie vor:

- Schritt 1: Wenn möglich, Allokation vermeiden, durch Teilung der betroffenen Prozessmodule in Teilprozesse (Systemaufteilung) oder Aufnahme zusätzlicher Funktionen, die sich auf die Koppelprodukte beziehen (Systemerweiterung).
- Schritt 2: Ist Vermeidung nicht möglich, sollten die In- und Outputs den verschiedenen Produkten oder Systemen nach einer geeigneten physikalischen Beziehung alloziert werden (Allokation).
- Schritt 3: Ist Schritt 2 nicht anwendbar, sollten die In- und Outputs nach einer anderen, sinnvollen Beziehung alloziert werden (z. B. Zuordnung im Verhältnis zum ökonomischen Wert der Produkte).

Tabelle 8 gibt einen Überblick über die im Folgenden erläuterten Vorgehensweisen der Standards/Richtlinien zum Umgang mit multifunktionalen Prozessen. Ersichtlich wird, dass im Grundsatz alle Standards/Richtlinien der Entscheidungshierarchie von ISO 14040/44 folgen.

Tabelle 8: Präferiertes Vorgehen der betrachteten Standards/Richtlinien bezüglich der verschiedenen Handlungsmöglichkeiten beim Umgang mit multifunktionalen Prozessen. Präferenz in aufsteigender Rangfolge beginnend bei 1 (Eigene Anpassung, basierend auf ACDV 2014)

	ISO 14040/44	DIN 16760	ILCD	PEF	ISO 14067	PAS2050:2011	Eco-Profiles	UN CPC 347
Systemaufteilung	1	1	1	1	1	1		1
Systemerweiterung	2	2	2	2	2	2	1	
Allokation nach physikalischer Beziehung	3	3	3	3	3	3	2	2
Allokation nach sinnvoller, nicht-physikalischer Beziehung	4	4	4	4	4	4	2	3

DIN 16760, **ISO 14067, PEF** und **PAS2050:2011** folgen der Entscheidungshierarchie. Ist eine Allokation nicht zu vermeiden, unterscheidet der **PAS2050:2011** vier Anwendungssituationen, für die jeweils eine präferierte Allokationsmethode vorgegeben wird. **ILCD** folgt ebenfalls der ISO-Hierarchie, aber verwendet die fünf unterschiedlichen Typen an Anwendungssituationen (siehe Kapitel 2.1.1 Ziel und Untersuchungsrahmen) als Grundlage für Empfehlungen bezüglich einer Allokationswahl. Für die Anwendungssituationen A, B und C1 wird eine Systemerweiterung empfohlen, für Situation C2 soll eine Allokation angewendet werden.

Nach **Eco-Profiles** sollen Allokationen nach Möglichkeit durch Systemerweiterungen vermieden werden. Lässt sich eine Allokation nicht vermeiden, sind Allokationen nach Masse, Energie, Stöchiometrie oder ökonomischem Wert geeignete Optionen. Die einzelnen Optionen sind dabei gleichgestellt, es soll vom Anwender die geeignetste Option gewählt werden. Bei einer Abweichung von mehr als 20% zwischen einer Allokation nach Masse und einer alternativen Methode, sollte der Einfluss der Wahl der Allokationsmethode durch eine Sensitivitätsanalyse bestimmt werden. **UN CPC 347** verwendet ebenfalls die ISO-Hierarchie, schließt jedoch die Systemerweiterung aus, da ein rein attributiver Modellierungsansatz verfolgt werden soll (siehe Kapitel 2.1.1).

Problematik

Das Multifunktionalitätsproblem ist eine der am häufigsten und kontroversesten diskutierte Problemstelle der Ökobilanzierung (Finnveden et al. 2009; Guinée et al. 2011; Hanes et al. 2015). Die Wahl der Vorgehensweise beim Umgang mit Multifunktionalität kann das

Ergebnis der Ökobilanz maßgeblich beeinflussen (Weidema 2004; Curran 2007; Pawelzik et al. 2013), wie Luo et al. (2009) und Gnansounou et al. (2009) am Beispiel von Biokraftstoffen demonstrieren. Für einen Produktvergleich auf Basis von Ökobilanzen sollte daher der jeweilige Umgang mit multifunktionalen Prozessen unbedingt berücksichtigt und transparent dargelegt werden. Es existiert kein allgemeingültiges Verfahren für die Bestimmung einer geeigneten Vorgehensweise. Die Auswahl hängt u. a. ab vom Ziel der Studie, den verfügbaren Informationen und Daten sowie der Charakteristik des multifunktionalen Prozesses (ILCD 2010).

In ihrem Literatur-Review von Bioraffinerie-Ökobilanzen kommen Ahlgren et al. (2013) zu dem Ergebnis, dass die gebräuchlichste Methode die Systemerweiterung (Substitution) ist, gefolgt von Allokationsverfahren (nach ökonomischem Wert und Energiegehalt). Die durch die Autoren dieser Handlungsempfehlungen durchgeführte Analyse von veröffentlichten Ökobilanzen von biobasierten Kunststoffen kommt zu dem Ergebnis, dass von den 29 untersuchten Studien 15 Studien keinerlei Angaben bezüglich der verwendeten Vorgehensweise machen. Innerhalb der verbleibenden Menge an Studien ergibt sich kein klares Bild einer bevorzugten Vorgehensweise. Es wenden etwa gleich viele Studien eine Systemerweiterung (Substitution) oder eine Allokation an. Bei den Allokationsverfahren überwiegt die Allokation nach Masse und nach ökonomischem Wert. Etwa ein Drittel der Studien führen eine Sensitivitätsanalyse bezüglich des Einflusses unterschiedlicher Vorgehensweisen durch.

<u>Probleme bei der Systemerweiterung</u>

Die Durchführung einer Systemerweiterung kann mit einer Reihe von Herausforderungen verbunden sein, auf die im Folgenden kurz eingegangen werden soll.

Ein grundsätzliches Problem liegt in den getroffenen Annahmen, die für die Auswahl des alternativen Systems verwendet werden. Diese können nicht rein objektiv gewählt werden und beinhalten immer auch subjektive Werthaltungen.

Ein weiteres Problem betrifft die funktionelle Einheit. Sie muss im Fall einer Systemerweiterung auf Grund des Zusatznutzens der Koppelprodukte angepasst werden. Bei Vergleich zweier Produkte treten in deren Produktsystemen selten dieselben Koppelprodukte auf, so dass unterschiedliche Zusatznutzen entstehen. Es muss dafür gesorgt werden, dass diesbezüglich wieder ein vergleichbarer Nutzen der beiden Produkte entsteht (Klöpffer und Grahl 2009). Alle Koppelprodukte müssen stromabwärts analysiert und bilanziert werden. Es ergibt sich hierdurch ein erheblich erhöhter Aufwand in der Datenerhebung (Klöpffer und Grahl 2009).

Eine Systemerweiterung kann selbst wiederum zur Notwendigkeit weiterer Systemerweiterungen bzw. Allokationsproblemen führen, da das hinzugefügte System selbst wiederum multifunktional sein kann (ILCD 2010; Finnveden et al. 2009). In der praktischen Anwendung ergeben sich bei Auftreten mehrerer Koppelprodukte in unterschiedlichen Prozessen schnell komplexe und unübersichtliche Produktsysteme, für die die Datenerhebung und Berechnung einer Systemerweiterung mit einem erheblichen Mehraufwand verbunden sein kann.

Problem bei Allokationen

Das Allokationsproblem besteht darin, Inputs und Outputs gerecht auf das Produkt und anfallende Koppelprodukte zu verteilen. Die Frage der gerechten Verteilung entzieht sich jedoch einer klaren wissenschaftlichen Lösung. Für die Wahl eines Allokationsverfahrens bedarf es Annahmen, die nicht mehr streng nach einem wissenschaftlichen Vorgehen beantwortet werden können und immer eine subjektive Wertung beinhalten (Klöpffer und Grahl 2009). Aufgrund dieser Subjektivität empfehlen Finkbeiner et al. (2014) die Anwendung mehrerer Allokationsmöglichkeiten und eine Ergebnisbewertung mittels Sensitivitätsanalyse.

Bezug zu biobasierte Kunststoffen

Bei der agrarischen Produktion biobasierter Rohstoffe fallen typischerweise Koppel- und Nebenprodukte an, wie z. B. biobasierte Energieträger oder organische Reststoffe. Während der Erzeugung der Ausgangsstoffe von biobasierten Kunststoffen entstehen in fast allen Herstellungspfaden Koppel- und Nebenprodukte. So fallen bspw. bei der Ethanolherstellung aus Zuckerrohr neben dem Hauptprodukt Ethanol weitere Koppelprodukte wie Bagasse, Melasse und Filterkuchen an. Ein anderes Beispiel ist die zusätzliche Eiweißgewinnung bei der Stärkeisolierung. Es liegen also mehrheitlich Multi-Output-Prozesse vor, für die bei der Ökobilanzierung eine Entscheidung zwischen (vor allem) Systemerweiterung und diversen Allokationsmöglichkeiten getroffen werden muss.

Werden Allokationen im Fällen der Koppelproduktion ungünstig gewählt, kann gegebenenfalls die Bilanz inhärenter Stoffgrößen (z. B. der biogene Kohlenstoffgehalt) oder die Energiebilanz im Lebenszyklus nicht mehr vollständig geschlossen werden (Beck et al. 2017). Als Folge können die modellierten Flüsse, bspw. des biogenen Kohlenstoffs, möglicherweise nicht mehr die tatsächlichen physikalischen Gehalte und Flüsse repräsentieren. Hierdurch kann es bei der Interpretation der Bilanzergebnisse zu Fehlschlüssen bzw. zu einer Verzerrung der Ergebnisse, die nicht der Realität entsprechen, kommen.

Empfehlungen

ISO14040/44 bevorzugt eine Systemaufteilung. Diese wird in der praktischen Anwendung nur in den wenigstens Fällen durchführbar sein, da eine Aufteilung in nicht weiter teilbare Prozessmodule meist schon vor dem Schritt der Behandlung multifunktionaler Prozesse geschehen ist.

Des Weiteren wird der Systemerweiterung der Vorzug vor Allokationen gegeben. Die verschiedenen Möglichkeiten können jedoch nicht per se abstufend bewertet werden. Vielmehr besitzen die Möglichkeiten in Abhängigkeit von Ziel & Untersuchungsrahmen einer Ökobilanz eine unterschiedliche Eignung. Baitz und Kreisig (2007) geben anhand von Anzahl und ökonomischem Wert der Koppel-/Nebenprodukte eine Entscheidungshilfe bei der Suche nach einer geeigneten Vorgehensweisen (Tabelle 9).

Tabelle 9: Entscheidungshilfen bei der Auswahl einer geeigneten Vorgehensweise im Umgang mit Multi-Output-Prozessen (Baitz und Kreisig 2007)

	Allokation	**Systemraumerweiterung**	**Substitution**
Nebenprodukt-Output wird überwiegend oder fast ausschließlich nur über diese eine Route hergestellt	sinnvoll	Wenig sinnvoll, da alternativer Prozess nur virtuell vorhanden	Wenig sinnvoll, da alternativ Prozess nur virtuell vorhanden
Sehr viele Nebenprodukt-Outputs in geringer Menge und geringem Wert fallen an	sinnvoll	Wenig sinnvoll, da hoher Modell-Aufwand und wenig Effekt zu erwarten.	sinnvoll
Wenige Nebenprodukt-Outputs mit hohem Wert	sinnvoll	sinnvoll	Oft weniger sinnvoll, da Alternativroute wahrscheinlich nicht vergleichbare Charakteristik aufweist
Nebenprodukte, denen keine sinnvollen gemeinsamen Eigenschaften zugewiesen werden können.	wenig sinnvoll, da Zuteilung der Lasten willkürlich	sinnvoll	sinnvoll
Nebenprodukte, die auf das Ergebnis keinen Einfluss haben (sollen).	sinnvoll	wenig sinnvoll, da Ergebnisinterpretation verwässert wird	Sinnvoll
Quasi marktwertlose Nebenprodukte, die jedoch einen Teil der Ressource beanspruchen und weiterverwendet werden können.	Sinnvoll (nach mehreren Kriterien)	Sinnvoll, wenn möglich	wenig sinnvoll, da meist kaum Alternativroute vorliegt

MUSS

- Bei Multifunktionalität klare Angabe hinsichtlich der angewendeten Vorgehensweise sowie eine transparente und nachvollziehbare Dokumentation
- Inhärente Eigenschaften wie biogener C-Gehalt sind unabhängig von der gewählten Allokationsmethode stets physikalisch zuzuordnen
- Bei der Verwendung einer Allokation nach ökonomischen Gesichtspunkten muss die Grundlage der Preisfindung erläutert werden
- Bei der Anwendung einer Systemraumerweiterung muss das zugrundeliegende Referenzsystem möglichst detailliert beschrieben werden

SOLLTE

- Erscheinen mehrere (Allokations-)Vorgehensweisen als plausibel, sollte deren jeweiliger Einfluss auf das Bilanzergebnis durch eine Sensitivitätsanalyse überprüft werden

2.2.2 End of Life Modellierung / Allokation

Definition

Die Lebensphase eines jeden Produktes endet über kurz oder lang. Im Rahmen der Ökobilanzierung spricht man hierbei von der End-of-Life Phase, in der neben dem Littering verschiedene Abfallbehandlungsverfahren wie Recycling, Verbrennung oder Deponierung, je nach realer Verwertung der Produkte, Anwendung finden können. Auch bei dieser Phase können Allokationen (siehe hierzu auch Kapitel 2.1) auftreten, die entsprechend adressiert werden müssen. Im Rahmen der Bilanzierung der End-of-Life Phase ist darüber hinaus relevant ob und wie Gutschriften für die Verwertung von Abfallstoffen vergeben werden. Hierzu zählen beispielsweise Gutschriften für Energie und Wärme bei der Verbrennung und Gutschriften für die Substitution von Primärmaterialien bei Recycling. Die Vergabe von Gutschriften kann einen signifikanten Einfluss auf die Umweltauswirkungen eines Produktes haben. Entsprechend ist es wichtig, hier einheitliche Regeln zu etablieren, damit verschiedene Produkte auch miteinander verglichen werden können. Wichtig hierbei ist die Schnittstelle zwischen einem Produktsystem A, welches den Abfall „produziert“ und Produktsystem B, welches den aufbereiteten Abfall bspw. als Sekundärkunststoff wiederverwendet. Dabei gibt es verschiedene Varianten Emissionen und Gutschriften am Lebensende anteilige auf die Produktsysteme anzurechnen (siehe Abbildung 7).

Noch in Revision

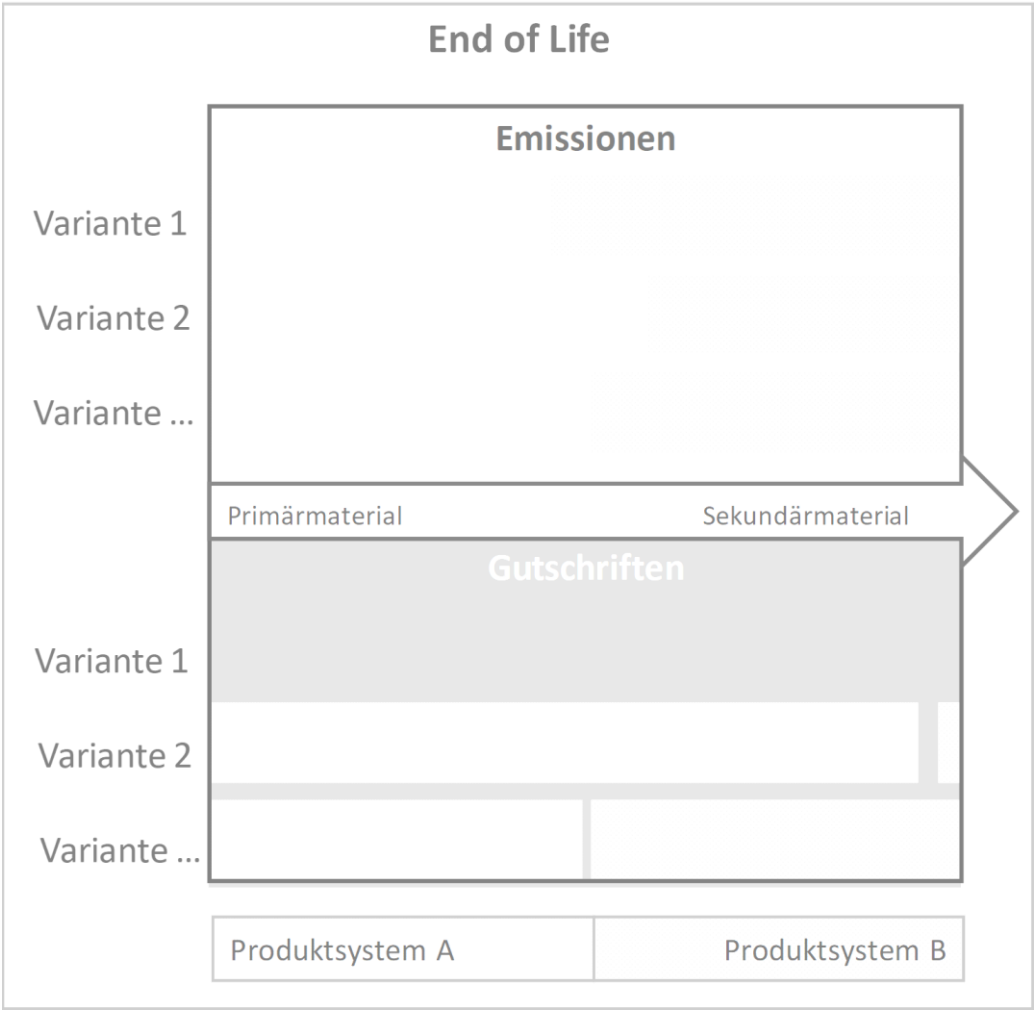


Abbildung 7: Übersicht End-of-Life Allokationsvarianten (Beispielhafte Darstellung verschiedener Varianten zur Aufteilung von Emissionen und Gutschriften zwischen zwei Produktsystemen)

Noch in Revision

Methoden

Die **ISO 14040/44** wendet die Allokationsgrundlage für multifunktionale Prozesse auch auf den End-of-Life-Bereich an. Die dazu im vorherigen Kapitel 2.2.1 erläuterten Prinzipien finden auch hier Anwendung. Unterschieden wird grundsätzlich zwischen zwei Fällen, dem geschlossenen Kreislauf (closed loop) und dem offenen Kreislauf (open loop).

Beim geschlossenen Kreislauf werden beispielsweise Recyclingprodukte (Sekundärgranulat) im gleichen System wiedereingesetzt, da sich keine inhärenten Eigenschaften signifikant ändern. Entsprechend fallen hierbei keine Multifunktionalitätsprobleme an. Beim offenen Kreislauf kann aufgrund der Änderung von inhärenten Eigenschaften kein erneuter Einsatz im gleichen System stattfinden. Es erfolgt eine Übergabe an ein weiteres System. Hierbei müssen beispielsweise Allokationen angewendet werden.

Im Standard **DIN 16760** gibt es keine weiteren methodischen Ergänzungen für diesen Bereich. Sowohl **ILCD** als auch **PEF** geben weiterführende und ausführliche Leitlinien und

Erklärungen zur Lösung von Multifunktionalität in der End-of-Life-Phase. Während ILCD zusätzliche Hinweise hinsichtlich Vollständigkeit und Aufbau in der Modellierung sowie Berücksichtigung von Entsorgungen von Müll in der Umwelt enthält, gibt der PEF darüber hinaus auch eine spezifische Formel zur Berechnung an. Diese Formel ist als „one-fits-it-all“ Methodik wissenschaftlich sehr umstritten (Weidema 2015) und es ist noch unklar, ob sich dieser Ansatz in der PEF-Methodik final durchsetzen wird. Die derzeitige Formel teilt die Gutschriften für das Recycling unter dem Verursacher des Abfalls (System A) und dem Nutzer des Abfalls (System B) auf (Variante 50/50). Die PCR **Eco-Profiles** macht hierzu keine Angaben, da der Fokus auf Cradle-to-Gate liegt. Die PCR **UN CPC 347** verweist auf das zugehörige General Programme Instructions (GPI), welches das „Polluter Pays Principle (PPP)“ als Vorgehensweise vorgibt. Grundidee ist dabei, dass der Verursacher von Abfall auch die Auswirkungen zu tragen hat (bis es einem Abfallsammelpunkt bzw. einer Aufbereitungsanlage zugeführt ist). Ab diesem Punkt übernimmt das Folgesystem (also beispielsweise der Anwender von Sekundärmaterialien) die Umweltauswirkungen, welche mit der Aufbereitung des Abfalls zu Sekundärmaterialien verbunden sind (Variante 0:100).

Noch in Revision

Als Übergabepunkt zwischen den Systemen wird in den GPI explizit der Punkt mit dem niedrigsten ökonomischen Wert definiert. Da es sich um modulare EPDs handelt, macht dieser Ansatz hier Sinn, damit alle Produktsysteme konsistent voneinander getrennt werden.

Eine weitere, in der Praxis oft genutzte, Variante, die das Gegenstück zum 0:100 Ansatz bildet, ist die Variante 100:0. Hier werden die Auswirkungen der Müllentsorgung und Aufbereitung auf das Produktsystem, welches den Abfall nutzt (Produktsystem B) bezogen und keine Last für das vorgehende System (Produktsystem A) veranschlagt. Anwendung finden beide Ansätze beispielsweise auch in der **ISO 14067**. Für offene Kreisläufe schlägt dieser Standard den 100:0 Ansatz und für geschlossene Kreisläufe den 0:100 Ansatz vor. Im Gegensatz hierzu schlägt der **PAS 2050:2011** eine umgekehrte Vorgehensweise vor. Dieser Standard gibt für offene Kreisläufe den 100:0 Ansatz und für geschlossene Kreisläufe den 0:100 Ansatz vor.

Im Zuge der Identifikation einer geeigneten Formel für die Herausforderungen im End-of-Life wurden von Allacker et al. 2017 in Zusammenarbeit mit der EU Kommission verschiedene Herangehensweisen analysiert, in denen auch die vorher erwähnten Varianten genauer beschrieben sind. Eine kurze Übersicht zu den verschiedenen Varianten ist in Tabelle 10 dargestellt. Identifiziert wurden insgesamt 11 Ansätze, welche sich zwischen den beiden Varianten 0:100 und 100:0 bewegen und entsprechende Variationen in der Allokation der Umweltauswirkungen sowie der Vergabe von Gutschriften darstellen.

Tabelle 10: Übersicht zu den verschiedenen End-of-Life Varianten (angepasst nach Allacker et al. 2017)

Variante	Ansatz	Beschreibung	Gutschriften (G)
1a	0:100[1]	Volle Allokation der Emissionen auf das Produktsystem, welches den Abfall produziert (Produktsystem A), keine Last für das nachfolgende System (Produktsystem B)	Nein
1b	0:100+G[1]	Volle Allokation der Emissionen auf das Produktsystem, welches den Abfall produziert (Produktsystem A), keine Last für das nachfolgende System (Produktsystem B)	Ja
2	100:0[2]	Volle Allokation der Emissionen auf das Produktsystem, welches den Abfall nutzt (Produktsystem B), keine Last für das vorgehende System (Produktsystem A)	Nein
3a	100:100	Volle Allokation der Emissionen auf das Produktsystem, welches den Abfall produziert (Produktsystem A), und volle Allokation für das nachfolgende System (Produktsystem B)	Nein
3b	100:100+G	Volle Allokation der Emissionen auf das Produktsystem, welches den Abfall produziert (Produktsystem A), und volle Allokation für das nachfolgende System (Produktsystem B)	Ja
3c	100:100+G	Volle Allokation der Emissionen auf das Produktsystem, welches den Abfall produziert (Produktsystem A), und volle Allokation für das nachfolgende System (Produktsystem B)	Ja
3d	100:100+G	Volle Allokation der Emissionen auf das Produktsystem, welches den Abfall produziert (Produktsystem A), und volle Allokation für das nachfolgende System (Produktsystem B)	Ja
4a	50:50	50% Allokation der Emissionen auf das Produktsystem welches den Abfall produziert (Produktsystem A), und 50% Allokation für das nachfolgende System (Produktsystem B)	Nein

Noch in Revision

4b	50:50+G	50% Allokation der Emissionen auf das Produktsystem welches den Abfall produziert (Produktsystem A), und 50% Allokation für das nachfolgende System (Produktsystem B)	Ja
5	BPX 50/50+G	50% Allokation der Emissionen auf das Produktsystem welches den Abfall produziert (Produktsystem A), und 50% Allokation für das nachfolgende System (Produktsystem B). Darüber hinaus werden weitere Emissionen aus der Primärmaterialproduktion und der Abfallbeseitigung im Gesamtsystem verteilt.	Ja
6	Degressiv, linear	Nutzt wie die 50/50-Variante eine 50% Allokation für Produktsystem A und B. Zusätzlich werden die Emissionen der Primärproduktion und des Abfallbeseitigung linear degressiv über alle Produkte alloziert.	Nein

[1]0:100 Ansatz: auch bekannt als „recyclability substitution approach“ oder „end of life recycling approach“

[2]100:0 Ansatz: auch bekannt als „recycled content approach“ oder „cut off approach“

Noch in Revision

Problematik

Bei einer Bilanzierung eines Produktes gibt es i.d.R. viel methodischen Spielraum, um das Ergebnis zu beeinflussen. Gerade die Wahl der End-of-Life-Allokation und die etwaige Vergabe von Gutschriften, können die Ergebnisse einer Bilanz stark beeinflussen. In Anbetracht der Tatsache, dass lebenszyklusanalysen-basierte Informationen zunehmend Anwendung auch als Bewertungsgrundlage in politischen Entscheidungsprozessen finden, ist die Anschlussfähigkeit und Modularität dieser Bilanzen für die Aussagekraft von erheblicher Bedeutung. Gerade im Bereich der Produktkategorieregeln, die mit ihrem modularen Aufbau das Ziel der Anschlussfähigkeit verfolgen, zeigt sich, dass ein End-of-Life-Ansatz gewählt wird (polluter pays), der klare und einheitliche Vorgaben für die Trennung von Produktsystemen am End-of-Life gibt. Dies ist zwingend notwendig um die Konsistenz der Einzelbilanzen zu gewährleisten. Dies gilt im größeren Rahmen aber auch allgemein für Ökobilanzen. Vereinfacht gesagt: wenn jeder sich die End-of-Life-Allokation auswählt, die ihm am meisten zusagt, hat man am Ende gute Ergebnisse für alle Produkte, aber niemand trägt die Lasten, die sich in der End-of-Life-Phase ergeben. Um zu verhindern, dass

Ökobilanzen ad absurdum geführt werden, ist es daher zwingend notwendig klarere Vorgaben für die Aufteilung bzw. Anrechnung der Lasten zu schaffen.

Bezug biobasierte Kunststoffe

Biokunststoffe bieten gegenüber den klassischen Kunststoffen insbesondere aufgrund ihrer Abbaubarkeit teilweise noch weitere End-of-Life Optionen, wie z.B. ein (biologischen) Abbau im menschlichen Körper, in einer Biogasanlage, während der Kompostierung oder im Ozean und Süßwasser. Der Großteil der analysierten Ökobilanzen zu biobasierten Kunststoffen hat sich auf den Lebenszyklusabschnitt Cradle-to-Gate fokussiert und entsprechend keine Angaben zum End-of-Life und den damit verbundenen Herausforderungen gemacht. Berücksichtigt wurde die End-of-Life-Phase nur bei 8 der 29 untersuchten Ökobilanzen, sieh hierzu Tabelle 11. In dieser Tabelle sind die jeweiligen Vorgehensweisen aufgeführt, die zur Adressierung der End-of-Life Multifunktionalität in den Studien verwendet wurden.

Tabelle 11: Übersicht zur Vorgehensweise End-of-Life bei den analysierten Studien

Studie	Vorgehensweise End-of-Life-Phase	Variante[25]
Bohlmann 2004	Volle Allokation der Auswirkungen für die Deponierung von PLA zum Produktsystem A. Gutschriftvergabe für die Generierung von Strom durch die Sammlung von Verbrennung von Biogas, welches beim anaeroben Abbau von PLA entsteht.	1b
Yokosuka et al. 2004	Volle Allokation der Auswirkungen für die Verbrennung von PLA zum Produktsystem A. Gutschriften für die für die Generierung von Strom und Dampf bei der Verbrennung von PLA.	1b
Chen&Patel 2012	Volle Allokation der Auswirkungen für die Verbrennung von Bio-PE zum Produktsystem A. Keine Vergabe von Gutschriften.	1a
Kendall 2012	Volle Allokation der Auswirkungen für die Verbrennung von PHB zum Produktsystem A. Keine Vergabe von Gutschriften.	1a
Petchprayul et al. 2012	Volle Allokation der Auswirkungen für die Kompostierung, Verbrennung und Recycling von PLA und Bio-PBS angenommen (Produktsystem A). Vergabe von Gutschriften beispielsweise durch die	1b

Noch in Revision

[25] Siehe hierzu auch Tabelle 11

	Substitution von Dünger durch Endprodukte des Kompostierungsprozesses[26].	
Shen et al. 2012	Betrachtet wird hierbei der Einsatz von recyceltem Bio-PET (Produktsystem B). Zur Anwendung kommen zwei methodische Ansätze für das rezyklierte Bio-PET 100:0 (mit Gutschriften) und 50:50. Zusätzlich werden Gutschriften für Bereitstellung von Energie und Wärme bei der Verbrennung für beide Varianten vergeben.	2 (aber mit Gutschriften) und 4b
Taengwathananukool et al. 2013	Volle Allokation der Auswirkungen für die Deponierung und Verbrennung von PLA zum Produktsystem A. Gutschriftvergabe erfolgte nur für die Energierückgewinnung bei der Verbrennung. Zusätzlich wurde hier jedoch auch ein Szenario für die Verbrennung ohne Gutschrift betrachtet.	1a und 1b
Papong et al. 2014	Volle Allokation der Auswirkungen für die Deponierung, Kompostierung, chemisches Recycling und Verbrennung von PLA zum Produktsystem A. Die Gutschriftenvergabe erfolgte für alle End-of-Life Optionen. Für die Deponierung wurden Varianten mit und ohne Gutschriftenvergabe betrachtet.	1 b und für Deponierung-Szenario auch 1a

Noch in Revision

Die Analyse der Studien zeigt, dass keine einheitliche Variante eingesetzt wird. Nur in einem Fall wurde ein Produktsystem B betrachtet (Shen et al. 2012), dies spiegelt den derzeit noch geringen Einsatz von Sekundärmaterialien im Bereich der biobasierten Kunststoffe wider. Biobasierte Kunststoffe bieten, wie auch konventionelle Kunststoffe, die technischen Voraussetzungen für ein stoffliches Recycling. Vor dem Hintergrund der neuen EU Kunststoffstrategie (European Commission 2018) ist in den kommenden Jahren auch der Einstieg von Sekundärmaterialien im Bereich der biobasierten Kunststoffe zu erwarten. Entsprechend ist es wichtig, hier klare methodische Vorgehensweisen vorzugeben. Darüber hinaus besteht bei biobasierten Produkten die Herausforderung den im Produkt

[26] Anmerkung der Autoren: Die Vergabe von Gutschriften für die Substitution von Dünger bei der Kompostierung für biobasierten Kunststoffen entspricht nicht dem aktuellen Stand der Forschung. Bei der Kompostierung von biobasierten Kunststoffen entstehen Wasser, Kohlenstoffdioxid und in gewissen Umfang Biomasse der Bakterien, welche den biobasierten Kunststoff abgebaut haben. Es entsteht jedoch kein wertvoller Humus oder andere düngerähnliche Stoffe.

gespeicherten biogenen Kohlenstoff (siehe hierzu auch Kapitel 2.2.1) transparent und einheitlich zu bilanzieren.

Empfehlungen

MUSS

- Bezüglicher der EoL-Modellierung muss eine anerkannte Allokationsmethodik verwendet und die Wahl transparent dokumentiert und begründet werden.
- Konsistent muss eine Verteilung der Lasten sowie ggf. vergebener Gutschriften [illegible] den Systemen erfolgen.

Noch in Revision

SOLLTE

- Bei Open-Loop-Recycling sollte ein Gleichverteilungsansatz (50:50) gewählt werden. Wo dies nicht möglich ist (z. B. weil die Anzahl beteiligter Systeme nicht bekannt ist), sollte die Cut-off-Methode (100:0) verwendet werden. Die Wahl einer anderen Methode, die das Produktsystem gemäß definierten Ziel und Untersuchungsrahmen ggf. besser abbildet, sollte entsprechend transparent begründet werden.
- Aktuelle Entwicklungen hinsichtlich der methodischen Behandlung von EoL für biobasierte Materialien sollten beobachtet werden.

KANN

- Die Durchführung von Sensitivitätsanalysen kann erfolgen um den Einfluss verschiedener methodischer Ansätze auf das Ergebnis zu verdeutlichen.

2.3 Wirkungsabschätzung

2.3.1 Wirkungskategorien allgemein

Definition Wirkungskategorie

Die Wirkungsabschätzung stellt die Verbindung zwischen der Sachbilanz und der Auswertungsphase dar und ist gemäß ISO 14040 die *„Phase der Ökobilanz, die dem Erkennen und der Beurteilung der Größe und Bedeutung von potentiellen Umweltwirkungen eines Produktsystems dient.“* Sie stellt sowohl den Bezug der ermittelten Ressourcenentnahmen aus der natürlichen Umwelt (Inputseitig) als auch das Emittieren von Emissionen in die Umwelt (outputseitig) zur Einflussnahme auf den Umweltzustand her.

Abbildung 8 zeigt das allgemeine Konzept der umweltbezogenen Bewertung mittels Wirkungskategorien.

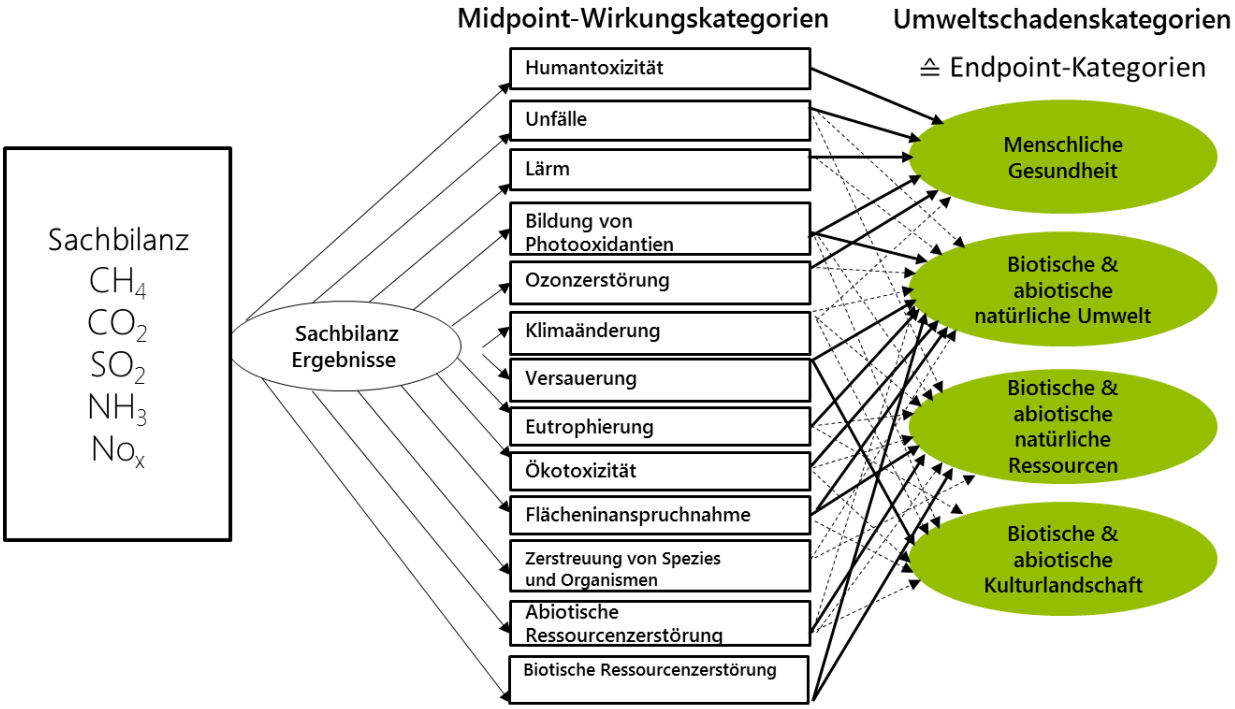


Abbildung 8: Allgemeines Konzept der Wirkungskategorien zur umweltbezogenen Bewertung im Rahmen der Ökobilanzierung. Darstellung der Wirkungspfade über Midpoint zum Endpoint (Modifiziert nach Jolliet et al. 2004)

Ziel des Konzepts ist es, sowohl die input- als auch outputbezogenen Umwelteinflüsse (Wirkungskategorien[27]) in einzelne Wirkungspfade (bspw. Klimaänderung) abzugrenzen und auf Basis festgelegter Schutzgüter der Umwelt einen funktionalen Zusammenhang zur Beschreibung der potentiellen Umweltwirkungen eines Produktsystems zu ermöglichen (Buchgeister 2012). Dazu werden die einzelnen Ergebnisse der Sachbilanz bestimmten Wirkungskategorien zugeordnet. Jede Wirkungskategorie ist durch einen oder mehrere Wirkungsindikatoren[28] charakterisiert. Nach ISO 14044 können Wirkungsindikatoren entlang des gesamten Wirkungspfads zwischen dem Sachbilanzergebnis und den Wirkungsendpunkten (Schutzgüter) in der Umwelt frei festgelegt werden. Bei der Festlegung an welcher Stelle entlang des Wirkungspfades die Wirkungsindikatoren einer Wirkungskategorie ansetzten, gibt es zwei unterschiedliche Ansätze, die als Midpoint- und Endpoint-Ansätze bezeichnet werden (Jolliet et al. 2004). Abbildung 9 verdeutlicht anhand eines Beispiels die Bedeutung von Mid- und Endpoint-Ansätzen.

[27] Klasse, die wichtige Umweltthemen repräsentiert und der Sachbilanzergebnisse zugeordnet werden können (ISO14040)
[28] Quantifizierbare Darstellung einer Wirkungskategorie (ISO 14040)

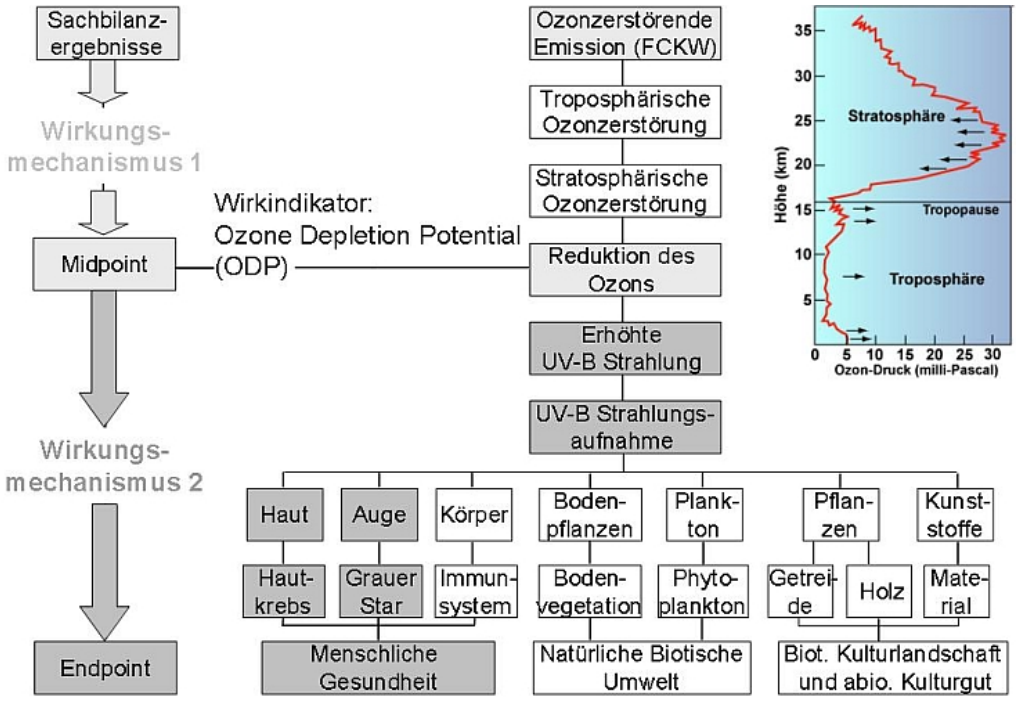


Abbildung 9: Midpoint- und Endpoint-Wirkungsindikatorenansätze. Beispiel eines Wirkungspfads von emittierten ozonzerstörenden Substanzen zu den Auswirkungen auf die Schutzgüter über Mid- und Endpoint-Indikatoren (Buchgeister 2012).

Mit Hilfe eines Midpoint-Ansatzes lassen sich über den Wirkungsindikator potenzielle Veränderungen eines Umweltzustandes quantitativ beschreiben. Endpoint-Ansätze versuchen darüber hinaus über den Indikator die kausalen Zusammenhänge zwischen den potentiellen Umweltwirkungen und den realen Veränderungen und Auswirkungen an einem oder mehreren Schutzgütern herzustellen (Buchgeister 2012). Endpoint-Ansätze besitzen eine längere zu modellierende Wirkungskette, in der mindestens zwei Wirkungsmechanismen miteinander verknüpft werden müssen. Hierdurch wird eine ausgeprägte Differenzierung der Schäden auf die einzelnen Schutzgüter sichtbar, allerdings ist die Modellierung eines längeren Wirkungspfades mit einer erhöhten Fehlerunsicherheit zwischen den ursächlichen Emissionen und den zu messenden Umwelteffekten verbunden (Buchgeister 2012).

Standards und Richtlinien

Im Folgenden werden die Vorgaben bzw. Empfehlungen der betrachteten Standards/Richtlinien für die Wirkungsabschätzung hinsichtlich der beiden Aspekte Wirkungskategorien (WK) und Charakterisierungsmodelle erläutert.

Da es sich bei **ISO 14067** und **PAS2050:2011** um eindimensionale Standards/Richtlinien handelt, in diesem Fall Carbon-Footprint-Standards, betrachten beide nur die Wirkungskategorie Treibhauspotential.

ISO 14040/44 und **DIN 16760** enthalten keine spezifischen Vorgaben bezüglich zu berücksichtigender Wirkungskategorien. Tabelle 12 fasst die Vorgaben derer Standards/Richtlinien zusammen, die über die von ISO 14040/44 gestellten Vorgaben hinausgehen. Tabelle 13 schlüsselt die Vorgaben bezüglich der Aspekte Wirkungskategorien, Charakterisierungsmodelle und Wirkungsindikatoren im Detail auf.

ILCD empfiehlt 15 Midpoint- und 3 Endpoint-Wirkungskategorien, die nach Möglichkeit berücksichtigt werden sollen. Es können mit hinreichender Begründung Wirkungskategorien entfernt bzw. hinzugefügt werden. ILCD stellt keine verpflichtenden Vorgaben hinsichtlich der zu verwendenden Charakterisierungsmodelle. Das ILCD-Handbuch enthält jedoch Empfehlungen, die für die Auswahl von Charakterisierungsmodellen genutzt werden können.

Der **PEF** enthält einen Standardsatz von 15 Midpoint-Kategorien (16 Kategorien im PEFCR Guide v6.1), der angewendet werden muss. Es kann sich je nach Produktsystem oder beabsichtigter Anwendung für ein engeres Spektrum an Wirkungskategorien entschieden werden, wenn dies hinreichend begründet werden kann. Für jede Wirkungskategorie des Standardsatzes sind die zu verwendenden Charakterisierungsmodelle vorgegeben.

Eco-Profiles fordert für die Anfertigung einer EPD die Berücksichtigung von 6 Midpoint-Wirkungskategorien. Als Referenz zur Auswahl von Wirkungskategorien wird auf den „CML Guide to LCA (2002)“ (Guinée 2002 et al.) verwiesen, zusätzlich kann das ILCD-Handbuch als Informationsquelle verwendet werden. Die Auswahl der Charakterisierungsmodelle sowie die Berechnung der Wirkungsindikatorwerte sollen entsprechend der Vorgaben des „CML Guide to LCA (2002)“ (Guinée et al. 2002) erfolgen. Es sollen die jeweils aktuellsten, auf der CML-Webseite veröffentlichten[29], Charakterisierungsfaktoren verwendet werden. Nach **UN CPC 347** sind 4 Midpoint-Wirkungskategorien als Standardsatz zu verwenden. Die Vorgaben bezüglich der zu verwendenden Charakterisierungsmodelle und Charakterisierungsfaktoren sind online abrufbar[30] und können gegebenenfalls vom Programmbetreiber aktualisiert werden.

[29] https://www.universiteitleiden.nl/en/research/research-output/science/cml-ia-characterisation-factors
[30] http://www.environdec.com/en/The-International-EPD-System/General-Programme-Instructions/Characterisation-factors-for-default-impact-assessment-categories/

Tabelle 12: Empfehlungen und/oder Vorgaben der untersuchten Standards/Richtlinien bezüglich der Wirkungsabschätzung

	Standards/Richtlinien			**PCR**	
	ILCD	**PEF**	**PEFCR Guide v6.1**	**Eco-Profiles**	**UN CPC 347**
Wirkungs-kategorien	15 Midpoint 3 Endpoint.	Standardsatz von 15 Midpoint	16 Midpoint	6 Midpoint	4 Midpoint
Verpflich-tender Satz an WK?	Entfernen / Hinzufügen von Wirkungskategorien mit hinreichender Begründung möglich	Standard-WK müssen angewendet werden. Jeder Ausschluss muss ausführlich dokumentiert, begründet, beschrieben und durch geeignete Unterlagen belegt werden	Entspricht PEF	Ja	Ja
Charakteri-sierungs-modelle	Keine verpflichtenden Vorgaben. Empfehlungen für die Auswahl vorhanden	Modell wird für jede WK vorgegeben	Entspricht PEF	Nach CML 2002	Nach CML 2001, Version: Januar 2016

Tabelle 13: Empfehlungen und/oder Vorgaben der betrachteten Standards/Richtlinien hinsichtlich der Aspekte Wirkungskategorien, Charakterisierungsmodelle und Wirkungsindikatoren

	Standards/Richtlinien				**PCR**			
	ILCD		**PEF[3]**		**Eco-profiles**		**PCR UN CPC 347**	
WK	**Modell[1]**	**Indikator**	**Modell**	**Indikator**	**Modell**	**Indikator**	**Modell**	**Indikator**
GWP	Baseline model of 100 years of the IPCC (GWP_{100})	Radiative forcing as Global Warming Potential (GWP) [kg CO_2 eq]	GWP_{100}	GWP [kg CO_2 eq]	GWP_{100}	GWP [kg CO_2 eq]	GWP_{100}, CML 2001 baseline	GWP [kg CO_2 eq]
ODP	EDIP model based on the ODPs of the World Meteorological Organization (WMO) over an infinite time horizon.	Ozone Depletion Potential (ODP) [kg CFC-11 eq]	EDIP model	ODP	CML 2001 - Solomon & Albritton, 1992	ODP [g CFC-11 eq]	n. p.	
HT_{ce}	USEtox model (Rosenbaum et al, 2008)	Comparative Toxic Unit for humans (CTU_h) [CTU_h]	USEtox model	CTUh	n. p.		n. p.	
HT_{nce}	USEtox model	CTU_h	USEtox model	CTUh	n. p.		n. p.	
PM/RI	RiskPoll model (Rabl and Spadaro, 2004) and Greco et al. 2007	Intake fraction for fine particles [kg PM2.5-eq/kg]	RiskPoll model Humbert (2009) model	Intake fraction for fine particles	CML 2001[2]		n. p.	
IR_{hh}	Human health effect model as developed	Human exposure efficiency	Human health effect model as developed by	Human exposure	n. p.		n. p.	

	Standards/Richtlinien				PCR			
	ILCD		PEF[3]		Eco-profiles		PCR UN CPC 347	
WK	**Modell[1]**	**Indikator**	**Modell**	**Indikator**	**Modell**	**Indikator**	**Modell**	**Indikator**
	by Dreicer et al. 1995 (Frischknecht et al, 2000)	relative to U235 [kBq U_{235}]	Dreicer et al. 1995 (Frischknecht et al, 2000)	efficiency relative to U_{235}				
IR_{eco}	No methods recommended		No methods recommended		n. p.		n. p.	
POCP	LOTOS-EUROS (Van Zelm et al, 2008) as applied in ReCiPe	Tropospheric ozone concentration increase [kg NMVOC[31] eq]	LOTOS-EUROS	Tropospheric ozone concentration increase	CML 2001 - Andersson-Sköld et al., 1992		CML 2001	
AP	Accumulated Exceedance (Seppälä et al. 2006, Posch et al, 2008)	Accumulated Exceedance (AE) [mol H+ eq]	AE	AE	CML 2001		CML 2001 non-baseline	
EP_{ter}	AE (Seppälä et al. 2006, Posch et al, 2008)	AE [mol N eq]	AE	AE	CML 2001		CML 2001	
EP_{fresh}	EUTREND model (Struijs et al, 2009b) as implemented in ReCiPe	Fraction of nutrients reaching freshwater end compartment (P) [kg P eq]	EUTREND model (Struijs et al, 2009b) as implemented in ReCiPe	Fraction of nutrients reaching freshwater end compartment (P)	n. p.		n. p.	
EP_{marine}	EUTREND model (Struijs et al, 2009b)	Fraction of nutrients reaching marine end	EUTREND model (Struijs et al, 2009b) as implemented in ReCiPe	Fraction of nutrients reaching marine end compartment (N)	n. p.		n. p.	

[31] non methanic volatile organic compounds

	Standards/Richtlinien				PCR			
	ILCD		PEF[3]		Eco-profiles		PCR UN CPC 347	
WK	**Modell[1]**	**Indikator**	**Modell**	**Indikator**	**Modell**	**Indikator**	**Modell**	**Indikator**
	as implemented in ReCiPe	compartment (N) [kg N equivalent]						
ET_{fresh}	USEtox model, (Rosenbaum et al, 2008)	Comparative Toxic Unit for ecosystems (CTUe)	USEtox model	CTUe	n. p.		n. p.	
LU	Model based on Soil Organic Matter (SOM) (Milà i Canals et al, 2007b)	SOM [Kg (deficit)]	SOM • Soil quality index [dimensionless] • Biotic production [kg biotic production/(m^2*a] • Erosion resistance [kg soil/(m^2*a)] • Mechanical filtration [m3 water/(m2*a)] • Groundwater replenishment [m3 groundwater/ (m2*a)]	SOM • Soil quality index based on LANCA[4] • LANCA (Beck et al. 2010) • LANCA (Beck et al. 2010) • LANCA (Beck et al. 2010) • LANCA (Beck et al. 2010)	n. p.		n. p.	
RD_w(WU)	Model for water consumption as in Swiss Ecoscarcity (Frischknecht et al, 2008)	Water use related to local scarcity of water [m^3 water use related to local scarcity of water]	Swiss Ecoscarcity Available WAter REmaining (AWARE) Boulay et al., 2016	Water use related to local scarcity of water User deprivation potential (deprivation-weighted water consumption) [m^3 world eq. deprived]	n. p.		n. p.	

	Standards/Richtlinien				PCR			
	ILCD		PEF[3]		Eco-profiles		PCR UN CPC 347	
WK	**Modell[1]**	**Indikator**	**Modell**	**Indikator**	**Modell**	**Indikator**	**Modell**	**Indikator**
$RD_{m/f/r}$	CML 2002 (Guinée et al., 2002)	Scarcity	CML 2002 model (van Oers et al., 2002) Resource use, mineral: CML 2002 (Guinée et al., 2002) and van Oers et al. 2002. Resource use, energy carriers: CML 2002 (Guinée et al., 2002) and van Oers et al. 2002	[kg antimony (Sb) eq] Abiotic resource depletion (ADP ultimate reserves) [kg Sb-eq] Abiotic resource depletion – fossil fuels (ADP-fossil) [MJ]	n. p.		n. p.	

[1] Quellenangaben der Charakterisierungsmodelle sind der Dokumentation den jeweiligen Standards/Richtlinien zu entnehmen **[2] Wirkungskategorie existiert nicht in CML** **[3] In Rot aufgeführt werden Änderungen im PEFCR Guide v6.1 gegenüber dem PEF** **[4] Diese Kennzahl ist das Ergebnis der Aggregation der vier LANCA-Indikatoren durch die Gemeinsame Forschungsstelle (JRC) der Europäischen Kommission**

Abkürzung	Englische Bezeichnung	Deutsche Bezeichnung
GWP	Global Warming Potential	Treibhauspotential
AP	Acidification Potential	Versauerungspotential
EP	Eutrophication Potential (aquatic/terrestrial)	Eutrophierungspotential
ODP	Ozone Depletion Potential	Ozonabbaupotential
POCP	Photochemical Ozone Creation Potential	Photochemisches Ozonbildungspotential
HT	Human toxicity (cancer effects/ non-cancer effects)	Humantoxizität
PM/RI	Particulate matter/Respiratory inorganics	Feinstaub
IR	Ionising radiation (human health/ecosystems)	Ionisierende Strahlung
ET	Ecotoxicity (freshwater/marine/terrestrial)	Ökotoxizität
LU	Land use	Landnutzung
RD	Resource depletion (mineral/fossil/renewable/water)	Ressourcenabbau
WU	Water use	Wassernutzung

Problematik

Auswahl der Wirkungskategorien

ISO 14044 legt eine umfassende Informationspflicht in Bezug auf die Auswahl von Wirkungskategorien, Wirkungsindikatoren, Charakterisierungsmodellen und -faktoren fest. Hierdurch soll vermieden werden, dass Modelle ohne wissenschaftliche Absicherung gleichberechtigt neben international etablierten Methoden eingesetzt werden, ohne dass auf den unterschiedlichen Entwicklungsstand hingewiesen wird (Klöpffer und Grahl 2009). Die Auswahl der Wirkungskategorien stellt nach wie vor eine Problemstelle der Ökobilanzierung dar. Da ISO 14040/44 keine Vorgaben hinsichtlich der zu verwendenden Wirkungskategorien enthält, unterliegt die Auswahl dem Bilanzersteller, falls dies nicht anderweitig geregelt ist, bspw. im Rahmen einer Produktkategorieregel. Es werden nur solche Umweltwirkungen mitbetrachtet, die durch die zuvor im Ziel und Untersuchungsrahmen festgelegten Wirkungskategorien erfasst werden können. Als Konsequenz werden eventuell nicht alle relevanten Umweltwirkungen berücksichtigt. Dies kann auf Unkenntnis des Produktsystems oder auch auf das bewusste Auslassen von Wirkungskategorien zurückgeführt werden. Somit ist auch die Auswahl von Wirkungskategorien nicht gänzlich unbeeinflusst von Werthaltungen. ISO 14044 empfiehlt, dass Wirkungskategorien, -indikatoren und Charakterisierungsmodelle international akzeptiert sein sollen, d. h. auf internationaler Vereinbarung beruhen oder von einer zuständigen internationalen Körperschaft anerkannt worden sind. Laut Klöpffer und Grahl (2009) dient diese Formulierung in der Norm oft als Ausrede, bestimmte Wirkungskategorien auszusparen. Laut Cristobal et al. (2016) ist es gängige Praxis, die Anzahl der tatsächlich untersuchten Wirkungskategorien einzuschränken, verglichen mit der Anzahl an Kategorien, die grundsätzlich mittels der verwendeten Wirkungsabschätzungsmethode erfasst werden können. Gründe hierfür können u. a. ein Mangel an Daten oder ungleiche Entwicklungsstände einzelner Kategorien sein (Klöpffer 2010), aber auch das bewusste Aussparen von Kategorien.

Ein Review-Paper zu Ökobilanzen von Bioenergiesystemen (Cherubini und Strømman 2011) kommt zu dem Ergebnis, dass etwa 90% der untersuchten Ökobilanzen die Wirkungskategorie „Treibhauspotential“ betrachten und 71% den Primärenergiebedarf beziffern. Nur 20-40% der Studien betrachten weitere Wirkungskategorien wie Versauerungs- und Eutrophierungspotential und lediglich 9% beziehen Landnutzung mit ein. Eine durch die Autoren angefertigte Analyse von veröffentlichten Cradle-to-Gate Ökobilanzen biobasierter Kunststoffe (siehe 1.1.3 Status-quo) kommt zu einem ähnlichen Ergebnis, welches in Abbildung 10 grafisch aufbereitet wurde. Von 29 untersuchten Studien berücksichtigen 27 GWP, etwa ein Drittel der Studien berücksichtigen EP (9 Studien) und AP

(10 Studien). Nur 3 Studien beziehen LU (reine Flächeninanspruchnahme) und HT mit ein und eine einzige Studie berücksichtigt die Wassernutzung. Die Auswertung der verfügbaren Ökobilanzen zeigt eine deutliche ungleichmäßige Verteilung der Häufigkeit, mit der einzelne Kategorien betrachtet werden.

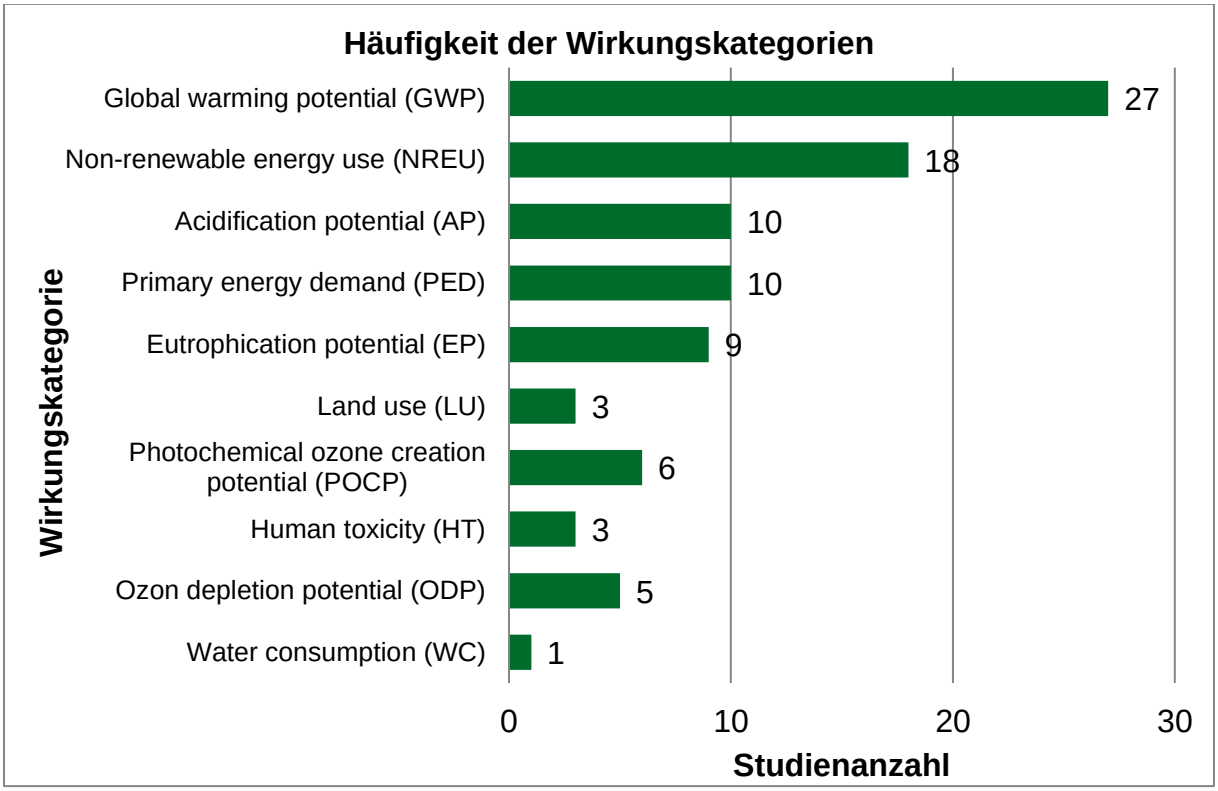


Abbildung 10: Häufigkeit betrachteter Wirkungskategorien innerhalb der 29 untersuchten Cradle-to-Gate Ökobilanzen biobasierter Kunststoffen (Eigene Darstellung)

Das Konzept zur Auswahl der Wirkungskategorien basiert auf der Idee der Umweltproblemfelder. Ziel ist es, eine möglichst quantitative Verbindung zwischen Sachbilanzdaten und einer Reihe von wichtigen Umweltproblemfeldern (Wirkungskategorien) herzustellen. Die Definition eines Umweltproblemfelds ist im politisch-historischen Kontext zu sehen und hängt davon ab, welche Schutzgüter und Schutzziele adressiert werden sollen. Eine Auswahl von Umweltproblemfeldern wird immer unvollständig sein, da sie nur dem gegenwärtigen Kenntnisstand und der derzeitigen Rezeption der Umweltprobleme in Politik, Unternehmen, NGOs und Öffentlichkeit unter den gegebenen gesellschaftlichen Rahmenbedingungen entsprechen kann (Detzel et al. 2016). Darüber hinaus sind nicht alle verfügbaren bzw. aktuell adressierten Wirkungskategorien für alle Produkte bzw. Produktgruppen von tatsächlicher Relevanz. Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass die Auswahl der Wirkungskategorien immer einer gewissen Subjektivität unterliegt, sie aber

in jedem Fall bezüglich der Besonderheiten des betrachteten Produktsystems fundiert erfolgen sollte.

Regionalisierte Wirkungsabschätzung

Mit dem Begriff „Regionalisierung“ ist die geographische Differenzierung von Umweltwirkungen gemeint. Umweltwirkungen können je nach geographischer Relevanz in globale, regionale und lokale Wirkungen unterschieden werden. Bisherige Charakterisierungsmodelle liefern nur vergleichsweise grobe Informationen, da sie in der Regel global definiert wurden und auf globalen Durchschnittswerten beruhen. Alle nicht-globalen Wirkungskategorien erfordern streng genommen eine geographische Differenzierung der Sachbilanzdaten, um eine geographische Differenzierung der Charakterisierungsmodelle und hierdurch letztlich der potentiellen Umweltwirkungen zu ermöglichen (Lindner 2016). Ein Problem der Regionalisierung liegt darin, dass in Folge der geografischen Unbestimmtheit der Sachbilanzen oft nicht bekannt ist, wo Emissionen oder Ressourcenentnahmen erfolgen. Dies gilt vor allem für viele generische Daten und Hintergrundprozesse (Klöpffer 2010).

Eine Regionalisierung und die damit möglich erscheinende genauere Wirkungsabschätzung nimmt einen wichtigen Platz in der neueren Entwicklung der Ökobilanz ein (Klöpffer und Grahl 2009):

- Sie ist absolut nötig für bisher vernachlässigte Kategorien wie Landnutzung, Wassernutzung, Geruch, Lärm etc.
- Sie ist absolut nötig für die in Entwicklung befindliche „Societal LCA“
- Sie ist nötig (je nach Kategorie mehr oder weniger bedeutsam) für regionale und lokal wirksame Kategorien (Versauerung, Eutrophierung, bodennahe Ozonbildung, toxische Wirkungen etc.)
- Sie ist absolut unnötig bei den globalen Kategorien (z. B. Klimawandel, Ozonabbaupotential)

Die Forschung befasst sich zurzeit mit der Weiterentwicklung regionalisierter Ökobilanzen. Neue oder verbesserte Wirkungskategorien, -indikatoren und Charakterisierungsmodelle mit Regionalisierung haben es bisher nicht bzw. nur sehr vereinzelt in die allgemeine Praxis geschafft.

Bezug zu biobasierten Kunststoffen

Relevante, grundlegende Unterschiede aus ökobilanzieller Sicht in den Produktleben biobasierter und fossiler Kunststoffe ergeben sich vor allem in der Phase der

Rohstoffgewinnung. Biobasierte Ausgangsstoffe für die Polymererzeugung werden in der Regel durch land- und forstwirtschaftliche Prozesse gewonnen, wohingegen bei der Herstellung fossiler Ausgangsstoffe vor allem Förderungs-/Gewinnungs- sowie chemische Weiterverarbeitungsprozesse der fossilen Ressourcen für das Produktsystem zu betrachten sind. Ab dem Schritt der Polymerisation weisen beide Kunststoffgruppen über den weiteren Produktlebenszyklus betrachtet keine grundsätzlichen Unterschiede mehr auf, die auf den jeweiligen Ressourcenursprung zurückzuführen sind, bis auf die Ausnahme des biogenen Kohlenstoffgehalts. Unterschiede ab diesem Produktlebensabschnitt sind vornehmlich zurückzuführen auf die verwendete Kunststoffart, gewählte Prozessrouten sowie Produktverwendungen und weniger bis kaum auf den Ressourcenursprung. Für den ökobilanziellen Vergleich beider Kunststoffarten sind daher tendenziell die in der Ressourcengewinnungsphase auftretenden Umweltwirkungen von besonderer Bedeutung. Diese Aussage lässt sich jedoch nicht für alle Kunststoffe verallgemeinern und ist im Einzelfall zu überprüfen.

Tendenziell weisen biobasierte Kunststoffe in den Kategorien „Treibhauspotential“ und „Abiotischer Ressourcenverbrauch“ eine geringere Belastung im Vergleich zu konventionellen Kunststoffen auf. Diese Kategorien werden in den untersuchten Ökobilanzen von biobasierten Kunststoffen in der Regel auch berücksichtigt (siehe Kapitel 1.1.3). Allerdings fallen entlang des gesamten Produktlebensweges eine Vielzahl weiterer Ressourcenverbräuche und Emissionen an, die im Rahmen einer ganzheitlichen Ökobilanz mit betrachtet werden müssen.

Typische Wirkungskategorien, die von land- und forstwirtschaftlichen Prozessen stark beeinflusst werden, sind das Eutrophierungspotential und das Versauerungspotential, bspw. durch das Ausbringen von Düngemitteln. Durch den Maschineneinsatz entstehen Emissionen sowie Ressourcenverbräuche für das Bereitstellen von Kraftstoffen. Landnutzungsbezogene Wirkungskategorien sowie die Wassernutzung sind ebenfalls äußerst bedeutsame Aspekte bei der Erzeugung von Biomasse, die in Ökobilanzen bisher jedoch nur selten adressiert werden.

Eine weitere, bisher kaum berücksichtigte Wirkungsklasse, sind toxizitätsbezogene Wirkungskategorien (bspw. Human-, Ökotoxizität, Radioaktivität). Diverse in landwirtschaftlichen und industriellen Prozessen eingesetzte Substanzen weisen ein hohes Toxizitätspotential auf. Für Toxizitätskategorien gibt es seit längerer Zeit einfache

Wirkungsmodelle und Indikatoren[32], diese gelten aber als zu wenig wissenschaftlich (Hausschild 2015).

Problematisch ist die Datengrundlage und Symmetrieprobleme bei vergleichenden Studien. Toxische Emissionen werden oftmals nicht mit ausreichender Qualität für die Sachbilanz erfasst. Hierdurch können ehrliche Ökobilanzierer benachteiligt werden (Klöpffer 2010). Auf Grund der immens großen Anzahl potentiell toxischer Substanzen können viele übersehen werden. Für viele relevante Substanzen sind die genauen Wirkungsmechanismen sowie Wirkungspfade, wie sie in der natürlichen Umwelt anzutreffen sind, gänzlich unbekannt oder nur teilweise bzw. unzureichend geklärt (Hauschild 2015). Hinzu kommen die Herausforderungen, die mit einer regionalisierten Wirkungsbetrachtung verbunden sind. Die hier aufgezählten Probleme und Herausforderungen tragen dazu bei, dass die bisherige Bewertung von Human- und Ökotoxizität im Rahmen von Ökobilanzen mit einem hohen Maß an Unsicherheit verbunden ist.

Empfehlungen

MUSS

- Die Auswahl der zu untersuchenden Wirkungskategorien muss in Anlehnung an die Vorgaben des ILCD erfolgen.
- Für jede Wirkungskategorie bzw. Wirkungsindikator ist exakt anzugeben, welches Charakterisierungsmodell und -version verwendet wurden.

KANN

- Eine Gewichtung kann optional unter Angabe der verwendeten Methodik durchgeführt werden. Gewichtungs- und Normierungsfaktoren sind dabei anzugeben und für alle betrachteten Materialien oder Produkte gleich zu wählen. Wird eine Gewichtung durchgeführt, müssen die vor der Gewichtung erhaltenen Daten und Ergebnisse verfügbar bleiben und entsprechend dokumentiert werden.

[32] Eine UNEP/SETAC-Arbeitsgruppe hat ein vereinfachtes Wirkungsmodell „USEtox“ zur Expositionsabschätzung und Charakterisierungsfaktoren für eine große Anzahl von Chemikalien entwickelt (Rosenbaum et al. 2008)

2.3.2 Landnutzung

Definition

Land ist eine essentielle Ressource für einen Großteil menschlicher Aktivitäten wie z. B. der Land- und Forstwirtschaft, dem Bergbau oder der Erschließung von Industrieflächen, Wohnraum und Infrastruktur. Landnutzungsaktivitäten können Prozesse zur biotischen (z.B. Abholzung von Wald) und abiotischen Ressourcengewinnung (z.B. Bergbau), (Ober-) Flächennutzung zur biotischen Produktion (z.B. Landwirtschaft) aber auch andere nicht-biotische Prozesse (z.B. Häuserbau) beinhalten. Landnutzung beschränkt sich somit keinesfalls nur auf landwirtschaftliche Prozesse.

Innerhalb der Ökobilanzierung wird die Thematik „Landnutzung“ schon seit längerem diskutiert (z. B. Audsley et al. 1997; Müller-Wenk 1998; Lindeijer et al. 2002; Mila i Canals 2003) und wird seit einigen Jahren verstärkt als Umweltproblemfeld erkannt. Die Entwicklung und der Einsatz funktionsfähiger und praxistauglicher Charakterisierungsmodelle ist jedoch erst in den letzten Jahren intensiviert worden.

<u>Terminologie</u>

Die in Zusammenhang mit dem Themenkomplex „Landnutzung“ verwendete Terminologie ist vielfältig und oftmals uneindeutig formuliert. Definitionen aus unterschiedlichen Disziplinen und Anwendungsgebieten werden miteinander vermischt oder synonym verwendet, bspw. die Begriffe „Landnutzung“ und „Landbedeckung“, was oftmals zu Missverständnissen und Verwirrung führt. Abbildung 11 definiert wichtige Begrifflichkeiten der Landnutzung für die Verwendung innerhalb dieser Handlungsempfehlungen.

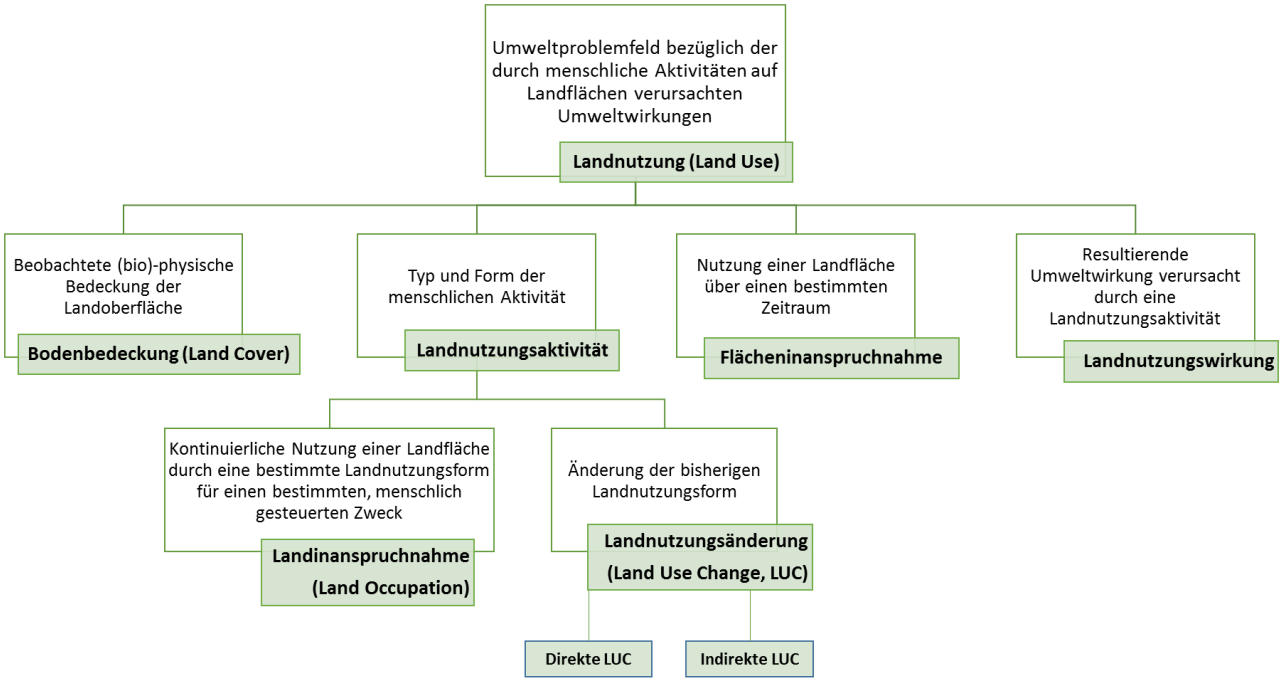


Abbildung 11: Übersicht wichtiger Begrifflichkeiten des Themenkomplexes „Landnutzung“ (Eigene Darstellung, Definitionen basieren auf Taelman et al. (2016) und Koellner et al. (2013a und 2013b))

Die **Land-** bzw. **Bodenbedeckung** beschreibt die physische Substanz einer Landoberfläche, d. h. Vegetation, Böden, Wasser, Asphalt etc. Landnutzung kann die Bodenbedeckung beeinflussen und verändern (Taelman et al. 2016).

Landnutzung bezieht sich auf eine funktionelle Dimension (z. B. Nutzung) und entspricht der Beschreibung von Land bezüglich seiner sozio-ökonomischen Verwendung, d. h. in welcher Weise eine Fläche für menschliche Aktivitäten genutzt wird (Mattila et al. 2011). Nach Definition des IPCC (IPCC 2007) bezieht sich Landnutzung auf die Gesamtheit aller Aktivitäten, Maßnahmen und Inputs, die auf einer Landfläche mit einer bestimmten Landbedeckung unternommen werden. Mit „Landnutzung“ bzw. „Wirkung von Landnutzung“ ist in der Ökobilanz-Community so gut wie immer die Wirkung von Landnutzung bzw. landnutzenden Prozessen auf flächengebundene Schutzgüter (meistens Bodenqualität und Biodiversität) gemeint (Lindner 2016).

Des Weiteren werden Landnutzung sowie resultierende Umweltwirkungen in zwei unterschiedliche Kategorien eingeteilt: **Landinanspruchnahme** und **Landnutzungsänderung**

Landinanspruchnahme (engl. **land use/occupation, LU**) beschreibt die Beanspruchung einer Landfläche, d. h. die Nutzung durch eine Landnutzungsaktivität, über einen bestimmten Zeitraum. Dieser Typ wird mit einem Elementarfluss von Fläche mal Zeit [m^2*t] erfasst. Umweltwirkungen durch LU werden durch die Verzögerung der Regeneration des Landes in seinen ursprünglichen Zustand verursacht (Beck et al. 2017).

Unter **Landnutzungsänderung** (engl. **land use change/transformation, LUC**) versteht man die Änderung der bisherigen Landnutzungsaktivität auf der betroffenen Fläche. Die Änderung wird als instantan angesehen, dieser Typ wird daher nur als Fläche [m^2] erfasst und es wird kein zeitlicher Bezug angegeben. LUC wird ferner unterteilt in **direkte** und **indirekte LUC**.

Direkte Landnutzungsänderungen (dLUC) bezeichnen eine Veränderung des Verwendungszwecks einer Landfläche, die innerhalb der Systemgrenzen liegt. Es wird keine Änderung eines anderen Systems bewirkt.

Von **indirekter Landnutzungsänderung (iLUC)** spricht man, wenn eine Veränderung der Landnutzungsart im System Auswirkungen auf Flächen außerhalb der Systemgrenzen hat. iLUC beschreibt bspw. den Effekt, dass Energiepflanzen den Anbau von Lebens- und Futtermitteln verdrängen. Die hierzu genutzten Flächen müssen dann auf andere Flächen ausweichen. Es handelt sich hierbei um einen theoretischen, marktbasierten Effekt, der nicht direkt beobachtbar ist.

Durch eine Arbeitsgruppe der UNEP-SETAC Life-Cycle-Initiative wurde in den vergangenen Jahren ein methodisches Rahmenwerk für die Quantifizierung von Landnutzungswirkungen im Rahmen der Ökobilanz (Milà i Canals et al., 2007b; Koellner et al. 2013b). Hiernach werden Umweltwirkungen in den drei Dimensionen Qualität Q, Fläche A und Zeit t beschrieben. Abbildung 12 zeigt eine vereinfachte Darstellung dieser Vorgehensweise. Die Größe Q dient als Platzhalter für Indikatoren der jeweils betrachteten (flächenbezogenen) Schutzgüter, wie z. B. einzelnen Qualitätsaspekten von Bodenfunktionen oder der Biodiversität. Es wird die Entwicklung bzw. Veränderung verschiedener Qualitätsaspekte einer betrachteten Landfläche über die Dauer ihrer Nutzung (Betrachtungszeitraum) in Bezug zu einem vorher festgelegtem Referenzzustand (Q_{ref}) beschrieben. Für eine ausführliche Beschreibung der Erfassungsmethodik wird verwiesen an Koellner et al. (2013b) und Bos et al. (2016).

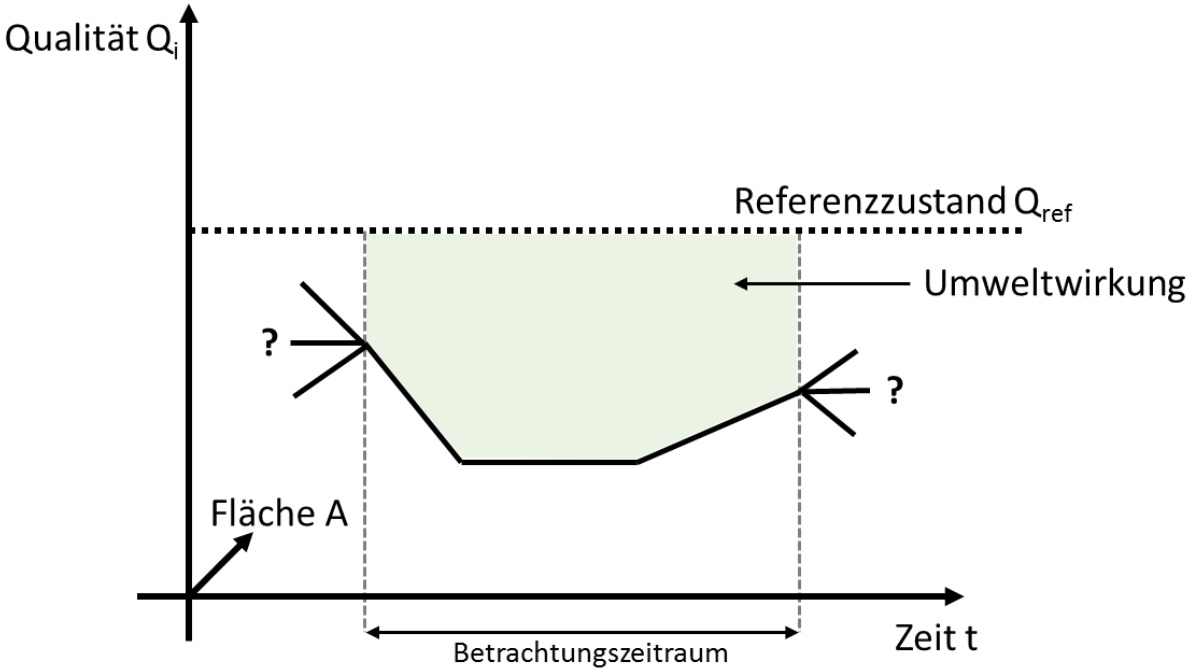


Abbildung 12: Vereinfachte Darstellung der Erfassungsmethodik von Landnutzungswirkungen nach dem UNEP-SETAC-Rahmenwerk (Modifiziert nach Koellner et al. 2013b)

<u>Landnutzung und landnutzungsbedingte Umweltwirkungen in Ökobilanzen</u>

Entlang des Lebenszyklus eines (Kunststoff-)Produktes treten diverse landnutzende Prozesse auf, die in Abhängigkeit des betrachteten Produktsystems mit einer Vielzahl verschiedener Umweltwirkungen verbunden sein können. Auf Grund des vielseitigen Spektrums an möglichen Umweltwirkungen werden für eine ganzheitliche Erfassung mehrere flächenbezogene Wirkungsindikatoren benötigt, Das komplexe Ursache-Wirkungs-Geflecht der Landnutzung ist in einer stark vereinfachten Form in Abbildung 13 abgebildet.

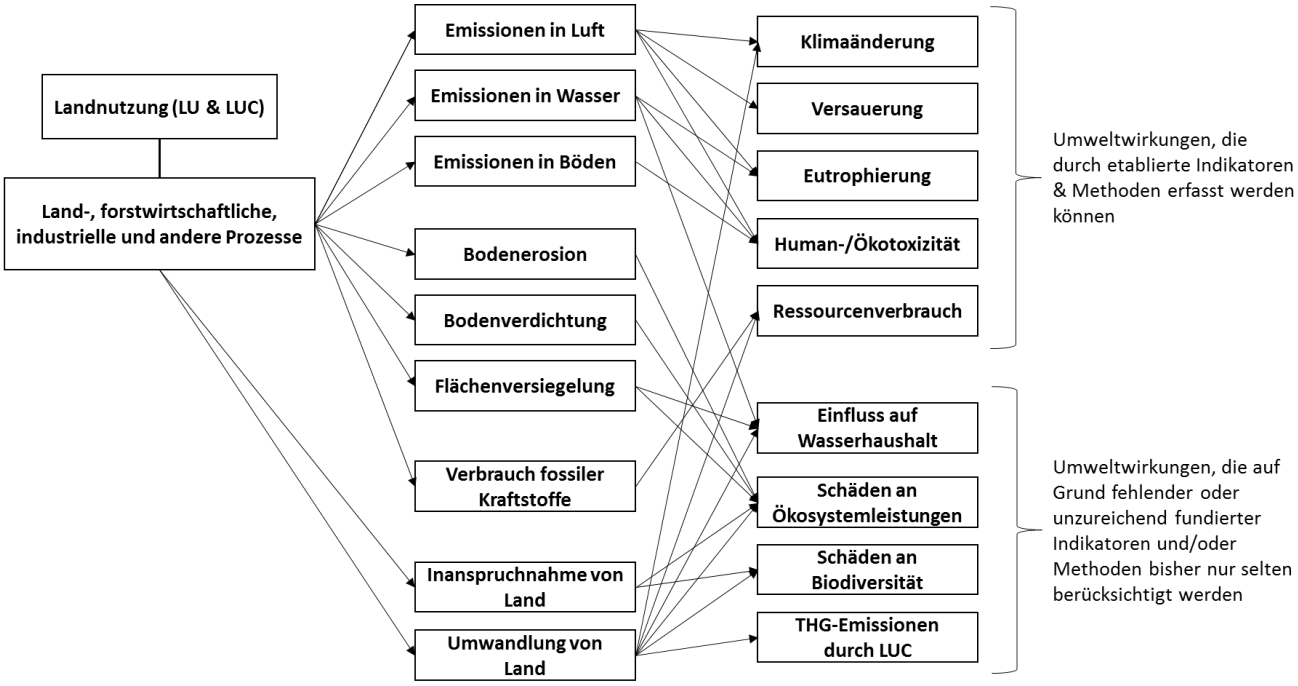


Abbildung 13: Vereinfachte, schematische Darstellung der Kausalbeziehungen zwischen landnutzenden Prozessen und resultierenden Umweltwirkungen. Die menschlichen Landnutzungsaktivitäten sind auf der linken Seite abgebildet, die Eingriffe in die Umwelt in der Mitte und die Umweltwirkungen sind rechts zu sehen (Modifiziert nach Mattila et al. 2011).

Landnutzungswirkungen haben fast immer lokale und regionale Auswirkungen. Sie weisen eine hohe räumliche Variabilität auf, d. h. resultierende Umweltwirkungen variieren stark in Abhängigkeit vom geographischen Ort. Eine Anforderung an Wirkungsmodelle ist daher eine ausreichend genaue geographische Aufschlüsselung der Umweltwirkungen, d. h. eine regionalisierte Wirkungsabschätzung. Der Bedeutung der zeitlichen Abhängigkeit von Landnutzungswirkungen wurde bisher nur wenig Aufmerksamkeit geschenkt (Milà i Canals und de Baan 2015). Im Folgenden wird ein kurzer Überblick über die in Abbildung 13 aufgezeigten, in der Ökobilanzcommunity aktuell diskutierten landnutzungsbedingten Umweltwirkungen gegeben, mit dem Fokus auf die bisher selten berücksichtigten Wirkungen. Auf allgemeine Herausforderungen der Landnutzung sowie spezifische Problemstellen der Wirkungsindikatoren „Schäden an Ökosystemfunktionen“, „Verlust von Biodiversität“ sowie „landnutzungsbedingte THG-Emissionen“ wird in Tabelle 14 im Abschnitt „Problematik“ Bezug genommen und an weiterführende Literatur zur Thematik verwiesen.

Umweltwirkungen, die weitestgehend durch bereits etablierte Indikatoren erfassbar sind

Landnutzende Prozesse beanspruchen erwartungsgemäß eine gewisse Menge an Landfläche, sie mindern also die Verfügbarkeit (Ressourcenverbrauch) der beschränkten abiotischen Ressource „Land“ und tragen so zum Umweltproblemfeld der Flächenkonkurrenz

bei. Die landnutzenden Prozesse selbst können sowohl direkte Emissionen in Luft, Wasser und Böden verursachen als auch zu abiotischen/biotischen Ressourcenverbräuchen führen (bspw. durch den Verbrauch fossiler Kraftstoffe). Die hiermit in Verbindung stehenden Umweltwirkungen lassen sich Größtenteils durch bereits etablierte Wirkungsindikatoren innerhalb bestehender Wirkungskategorien problemlos erfassen.

Einfluss auf den Wasserhaushalt

In vielen Ökosystemen haben landnutzende Prozesse einen bedeutenden Einfluss auf den regionalen Wasserhaushalt. Eine ausführliche Beschreibung der Thematik „Wassernutzung“ findet sich in Kapitel **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**

Veränderung des Qualitätsniveaus einer Landfläche

Eine weitere, bisher nur selten berücksichtigte Wirkungsart ist die Beeinflussung des Qualitätsniveaus von Landflächen bzw. Ökosystemen. Landqualität wird üblicherweise hinsichtlich qualitätsabbildender Indikatoren für verschiedene Themengebiete bewertet. Bedeutsame Indikatoren bzw. Umweltwirkungen werden in der Beeinflussung der Ökosystemqualität in Form von Schäden an Ökosystemfunktionen[33] (und damit Ökosystemleistungen[34]) und dem Verlust von Biodiversität gesehen (MEA 2005; Milà i Canals 2007a; Jolliet et al. 2014; Milà i Canals et al. 2014; Koellner et al., 2013a).

Schäden an Bodenfunktionen (Ökosystemleistungen)/Minderung der Bodenqualität

Für die Beschreibung der Auswirkungen auf Ökosystemleistungen bedarf es geeignete Wirkungsindikatoren, welche wichtige Ökosystemfunktionen repräsentieren. Von allen Ökosystemfunktionen werden Bodenfunktionen als ein zentraler Aspekt angesehen, da sie zahlreiche wichtige Funktionen erfüllen. Für Schäden an Ökosystemleistungen wird daher meist die Qualitätsveränderung von Böden bzw. die Bodendegradation als repräsentativer Indikator betrachtet. Wichtige Bodenfunktionen sind u. a. das biotische Produktionspotential, Klimaregulierung, Wasserreinigung, Wasserregulierung und Erosionsregulierung (Koellner et al. 2013b). Umweltwirkungen sind bspw. Veränderungen in der Primärproduktion und an Kohlenstoffbeständen, Nährstoffkreisläufen oder dem Wasserhaushalt (Mattila et al. 2011).

[33] Umfassen alle physikalischen, chemischen und biologischen Prozesse und Wechselwirkungen, die in verschiedenen Ökosysteme stattfinden (Naturkapital-Teeb 2017a).

[34] Bezeichnen direkte und indirekte Beiträge von Ökosystemen zum menschlichen Wohlergehen, das heißt Leistungen und Güter, die dem Menschen einen direkten oder indirekten wirtschaftlichen, materiellen, gesundheitlichen oder psychischen Nutzen bringen. In Abgrenzung zum Begriff Ökosystemfunktion entsteht der Begriff Ökosystemleistung aus einer anthropozentrischen Perspektive und ist an einen Nutzen des Ökosystems für den Menschen gebunden. Der Begriff beinhaltet die häufig verwendeten Begriffe "Ökosystemdienstleistung" und "ökosystemare Güter und Leistungen" und entspricht dem englischen Begriff der "ecosystem goods and services" (Naturkapital-Teeb 2017b).

Schäden an der Biodiversität

Biodiversität (Biologische Vielfalt) umfasst die Diversität der Ökosysteme, der Arten und die genetische Vielfalt innerhalb dieser Arten (CBD 1992). Außerdem wird derzeit diskutiert, auch die funktionale Diversität als vierte Ebene in die Definition aufzunehmen (Cernansky 2017). Die Biodiversität hat Auswirkungen auf die Strukturen von Ökosystemen und die in ihnen ablaufenden Prozesse, die daraus ableitbaren Ökosystemfunktionen und schließlich auf die Ökosystemleistungen. Biodiversität hat somit eine instrumentelle Funktion, indem sie Ökosystemprozesse, Ökosystemfunktionen und Ökosystemleistungen unterstützt und ermöglicht (TEEB DE 2016). Der Erhalt von Biodiversität bzw. einem Stoppen von weiteren Schäden und ihr Schutz ist mittlerweile ein erklärtes Ziel der Politik.

Seit mehreren Jahren wird auch in der Ökobilanzcommunity über geeignete Biodiversitätsindikatoren diskutiert. Es muss eine geeignete und quantifizierbare Definition von Biodiversität als ein Qualitätsaspekt einer Landfläche gefunden werden. Bisher existierende Methodenansätze beschäftigen sich alle mit der Frage, welches Biodiversitätsniveau unterschiedliche Landnutzungsformen auf einer Landfläche erreichen. Die Ansätze lassen sich in zwei Denkschulen einteilen (Beck et al. 2017):

1.) Quantifizierung von Biodiversität als Artenreichtum einer gegebenen Fläche (bzw. Artendichte)
2.) Quantifizierung von Biodiversität als Index auf Basis der Bedingungen, die auf einer gegebenen Fläche herrschen

Die erste Denkschule setzt die Biodiversität gleich mit Artenvielfalt und nähert diese über die Artenvielfalt bestimmter Taxa an. Die zweite Denkschule lässt sich weiter aufteilen in Ansätze, die sich auf Hemerobie[35] als Indikator fokussieren und Ansätze, die explizit Bedingungen als Eingangsinformation fordern. Einige Ansätze gehen über den reinen Artenreichtum (Denkschule 1) hinaus, ohne dabei auf Bedingungen (Denkschule 2) einzugehen (Beck et al. 2017).

THG-Emissionen durch LUC

Durch eine direkte oder indirekte Landnutzungsänderung (bspw. Umwandlung von Wald in Agrarfläche zur Produktion biobasierter Kunststoffe) können in Abhängigkeit vom vorliegenden Land- und Landnutzungstyp die natürlichen Kohlenstoffbestände beeinflusst und große Mengen an THG eingelagert oder freigesetzt werden. Viele Standards und

[35] Der ökologische Begriff Hemerobie ist ein Maß für den gesamten Einfluss des Menschen auf natürliche Ökosysteme (UBA 2008)

Richtlinien schreiben eine Berücksichtigung von THG-Emission durch dLUC vor (siehe nächster Abschnitt „Standards und Richtlinien“). Zur Berechnung verweisen alle Standards/Richtlinien an die aktuellsten IPCC-Leitlinien und Daten. Die IPCC-Methodik betrachtet verschiedene gespeicherte Kohlenstoffvorräte einer Landfläche (lebende Biomasse, totes organisches Material, organische Bodenbestandteile), auch Kohlenstoffpool genannt. Zur Festlegung bzw. Berechnung der Kohlenstoffvorräte werden Tabellenwerte für verschiedene Kriterien wie z. B. Klima, Bodenbeschaffenheit oder Landnutzungstyp bereitgestellt. Im Fall einer Landnutzungsänderung wird für jeden Kohlenstoffvorrat die Änderung zwischen dem Zustand vorher und nachher berechnet und diese Werte am Ende zu einer Gesamtemission aufaddiert. Verursachte THG-Emissionen fließen letztendlich mit in die Wirkungskategorie „Klimaänderung“ ein.

Standards und Richtlinien

Vorgaben zu Schäden an Ökosystemfunktionen (Bodenfunktionen und -qualität)

Unter den betrachteten Standards/Richtlinien enthält nur der **PEF** verbindliche Vorgaben zum Umgang mit Auswirkungen auf Ökosystemfunktionen. Für die Wirkungskategorie „Landnutzungsänderung“ ist die Wirkungsabschätzungsmethode „Organische Bodensubstanz (SOM[36]-Modell)“ (Milà i Canals et al. 2007c) zu verwenden. Es muss hinterfragt werden, ob und warum das SOM-Modell im PEF nur für Landnutzungsänderungen und nicht auch für Landinanspruchnahmen angewendet werden soll. Der PEFCR Guide v6.1 verweist nicht mehr auf das SOM-Modell, sondern gibt die Verwendung des LANCA-Tools (Beck et al. 2010; Bos et al. 2016) vor. **ILCD** stellt insgesamt drei Midpoint-Modelle vor, empfiehlt aber nur die Verwendung des SOM-Modells für die Erfassung von Schäden an Bodenfunktionen.

Vorgaben zu Schäden an der Biodiversität

Keine der betrachteten Standards/Richtlinien beinhaltet spezifische Vorgaben für die Quantifizierung der Auswirkungen von Landnutzung auf die Biodiversität. **ILCD** enthält einführende Informationen zur Thematik sowie grundlegende Empfehlungen für die Quantifizierung. Es werden fünf Endpoint-Methoden evaluiert, von denen ILCD jedoch keine der Methoden empfehlen kann, da sie alle noch zu unausgereift seien.

Vorgaben zu Treibhausgasemissionen verursacht durch LUC

ISO 14040/44 enthält keine Angaben oder Vorgaben zum Umgang mit THG-Emissionen verursacht durch LUC. Für dLUC enthält **DIN 16760** keine eindeutige Formulierung. Es wird lediglich darauf hingewiesen, dass Landnutzung generell ein wichtiger Aspekt des

[36] SOM, engl. Soil Organic Matter, Organische Bodensubstanz

Lebensweges von biobasierten Produkten darstellt. iLUC ist vom Untersuchungsrahmen auszuschließen und darf nur während der Auswertungsphase berücksichtigt werden.

ILCD, PEF, ISO 14067 und **PAS2050:2011/PAS2050-1:2012** fordern die Erfassung von THG-Emissionen verursacht durch dLUC. **ISO 14067** fordert eine separate Ausweisung der THG aus dLUC. Alle Standards/Richtlinien verweisen zur Modellierung auf die aktuellsten IPCC-Leitlinien. Die Emissionen eines einmaligen Landnutzungswechsels werden nach IPCC auf die Ernte von 20 Jahren umgerechnet. Dieser Betrachtungszeitraum von 20 Jahren stellt aktuell den generellen Konsens dar und wird von allen hier vorgestellten Standards/Richtlinien verwendet. **ILCD** enthält eine Erklärung sowie erläuternde Beispiele zum IPCC-Berechnungsverfahren sowie IPCC-Standardwerttabellen.

Alle vier genannten Standards/Richtlinien schließen die Betrachtung von Emission verursacht durch iLUC vom Untersuchungsrahmen aus. **ISO 14067** begründet dies damit, dass es derzeit kein wissenschaftliches Verfahren zur Quantifizierung gäbe, welches im Einklang mit den Grundsätzen der Ökobilanzierung steht. Ist für eine **PEF**-Studie in einer PEFCR-Regel die Betrachtung von indirekten Landnutzungsänderungen vorgeschrieben, müssen die Auswirkungen als „Zusätzliche Umweltinformationen“ separat angegeben werden. **ILCD** betrachtet indirekte Landnutzungseffekte nur im Rahmen der konsequenziellen Modellierung.

UN CPC 347 und **Eco-Profiles** enthalten keine Vorgaben bezüglich der Landnutzung. **Eco-Profiles** weist darauf hin, dass Landnutzung im Rahmen der PCR bisher nicht berücksichtigt wird, die Methodenentwicklung aber verfolgt wird.

Problematik

Möglichkeiten der Quantifizierung von Landnutzung werden schon seit vielen Jahren diskutiert. Innerhalb der letzten 15 Jahre hat es beträchtliche Bemühungen in Form von lebendigen Diskussionen sowie Weiter- und Neuentwicklung diverser Erfassungsmethoden gegeben. Bis heute herrscht jedoch kein allgemeingültiger Konsens darüber, unter welchen Annahmen und mit welcher Methodik Landnutzung in ganzheitlicher Form am geeignetsten erfasst werden kann (Finnveden et al. 2009; Teixeira et al., 2016; Milà i Canals et al. 2014). Erste funktionsfähige und praxistaugliche Modelle wurden in jüngster Zeit vorgestellt und/oder befinden sich aktuell in der Entwicklung. Tabelle 14 gibt eine Übersicht über einige Herausforderungen der Erfassung von Landnutzung. Zu jedem betrachteten Aspekt wird kurz der Sachverhalt dargestellt und wo möglich, werden diskutierte Lösungsvorschläge aufgezeigt und/oder an weiterführende Literatur zur jeweiligen Thematik verwiesen.

Tabelle 14: Herausforderungen bei der Quantifizierung von Landnutzungswirkungen im Rahmen der Ökobilanzierung

Aspekt	Herausforderung / Sachverhalt	Lösungsvorschläge / weiterführende Literatur
	Generelle Problemstellen	
Wirkungs-pfade	Grundsätzliche Schwierigkeiten bereiten Analyse und Modellierung der natürlichen Ökosysteme (Taelman et al. 2016; Vidal-Legaz et al. 2016). Es handelt sich hierbei um offene, dynamische und komplexe Systeme. Eine Herausforderung ist die möglichst vollständige Ermittlung des Wirkungsgeflechts in einer verständlichen und konsistenten Weise.	
Regionali-sierung	Eine Regionalisierung erfordert sowohl auf Sachbilanz- als auch auf Wirkungsabschätzungsebene regionalisierte Daten. Regionalisierte Daten werden als eine der bedeutsamsten Fehlstellen in Ökobilanzen betrachtet (Milà i Canals et al. 2007b). Ihre Erhebung verursacht bei entsprechend hoher Auflösung immensen Arbeitsaufwand und benötigt hohe Datenanforderungen (Milà i Canals et al. 2007a). Es muss ein Kompromiss zwischen wissenschaftlicher Robustheit und praktischer Anwendbarkeit gefunden werden. Die Datenauflösung muss gut genug sein, um hinreichend verlässliche Aussagen gewinnen zu können. Gleichzeitig müssen die gestellten Datenanforderungen praktisch beherrschbar bleiben.	
	Sachbilanz	
Rahmenwerk	Auf Sachbilanzebene bedarf es einer standardisierten Systematik zur Erfassung der Landnutzungsflüsse, um alle relevanten Informationen (z. B. Art, Dauer, Ort und Intensität) einer Landnutzungsaktivität in das Produktsystem aufnehmen zu können. Es benötigt eine systematisierte und standardisierte Vorgehensweise zur Klassifikation unterschiedlicher Landnutzungsaktivitäten von der globalen bis hin zur lokalen Ebene.	Koellner et al. (2013a) stellen im Rahmen der UNEP-SETAC LCA-Initiative ein Rahmenwerk mit grundsätzlichen Richtlinien und Anforderungen für Sachbilanzinventare zur Erfassung von Landnutzung vor.
	Wirkungsabschätzung	
Rahmenwerk	Vergleichbar zur Sachbilanz bedarf es auch für die Entwicklung neuer Charakterisierungsmodelle ein allgemeingültiges Rahmenwerk. Ziel ist es Richtlinien und Begrifflichkeiten zur Verfügung zu stellen, um eine konsistente Modellierung der verschiedenen Wirkungspfade gewährleisten zu können.	Koellner et al. (2013b) stellen im Rahmen der UNEP-SETAC LCA-Initiative ein Rahmenwerk mit grundsätzlichen Richtlinien und Anforderungen für die Wirkungsabschätzung vor.
Wirkungs-indikatoren allg.	Um die Qualität eines Landnutzungszustands bestimmen zu können, werden geeignete Wirkungskategorien/-indikatoren entlang der Wirkungspfade benötigt. Für solche Umweltwirkungen, die sich nicht durch bereits vorhandene, etablierte Wirkungskategorien erfassen lassen, müssen neue geschaffen werden (z. B.	

Aspekt	Herausforderung / Sachverhalt	Lösungsvorschläge / weiterführende Literatur
	Biodiversität und Bodenqualität).	
Charakterisierungs-faktoren	Charakterisierungsfaktoren (CF) beschreiben die Änderung einer Qualität die durch eine Veränderung des Landnutzungszustands in Bezug auf einen definierten Referenzzustand verursacht wurde (Bos et al. 2016). Zur Berechnung der Charakterisierungsfaktoren müssen für jede relevante Kombination aus Landtyp und Landnutzungsart spezifische Werte für die gewählten Wirkungsindikatoren erhoben werden.	
	CF-Literaturwerte (generische Daten) sollen primär als Datengrundlage der Hintergrundsysteme verwendet werden. CF aus generischen Daten können verwendet werden, wenn die Datenerhebung von Primärdaten zu aufwendig ist. Für Vordergrund-systeme sollen in Ökobilanzen nach Möglichkeit standortspezifische Daten verwendet werden. Die Messung/Bestimmung von CF für die jeweiligen Indikatoren ist jedoch schwierig und oftmals nicht Anwenderfreundlich, da schwer zu messende Parameter in natürlichen Systemen bestimmt werden müssen.	
Referenz-zustände	Allgemeingültige Referenzzustände sind noch nicht bestimmt. Zur Festlegung von Referenzzuständen werden mehrere Ansätze vorgeschlagen (Milà i Canals et al. 2014; Milà i Canals und de Baan 2015). Die Meinungen bezüglich eines geeigneten Ansatzes gehen in der Ökobilanz-Community auseinander (Lindner 2016; Milà i Canals et al. 2014; Milà i Canals und de Baan 2015) und es besteht weiterhin Diskussionsbedarf.	Cao et al. (2017) stellen verschiedene Ansätze für die Festlegung von Referenzzuständen vor. Es werden zeigen die Auswirkung auf die Wirkungs-indikatoren auf, die mit der Wahl eines bestimmten Ansatzes verbunden sind.
	Wirkungsindikator(en)	
Schäden an Biodiversität	Biodiversität kann nach einer Vielzahl ihrer Eigenschaften bzw. Aspekten definiert und bewertet werden. In den vergangenen Jahren wurden mehrere Ansätze zur Integration von Biodiversitätseffekten in Ökobilanzen entwickelt. Eine international anerkannte Methode existiert derzeit nicht. Es befinden sich verschiedene Ansätze in der Diskussion.	Lindner (2016) stellt in seiner Arbeit u. a. den aktuellen Stand des Wissens bezüglich der quantitativen Erfassung von Landnutzungswirkungen auf die Biodiversität. Beck et al. 2017 geben in ihren Handlungsempfehlungen einen Überblick über bestehende Ansätze und deren Gemeinsamkeiten/Unterschiede in der Modellierung. Curran et al. (2016) betrachten in einem Review-Paper Charakterisier-ungsmodelle zur Erfassung von Auswirkungen auf die Biodiversität

Aspekt	Herausforderung / Sachverhalt	Lösungsvorschläge / weiterführende Literatur
		und bewerten diese mittels einer Multikriterienanalyse.
Schäden an Bodenfunktionen	Zur Erfassung wichtiger Bodenfunktionen existieren mittlerweile mehrere Methodenvorschläge. Von diesen eignen sich jedoch nur einige wenige für die praktische Anwendung, da sie nur in einzelnen Fallstudien angewandt wurden, schlecht dokumentiert sind, keine entsprechenden globalen Charakterisierungsfaktoren bereitstellen oder die Datenerhebung mit großem Aufwand verbunden ist (Beck et al. 2017).	Vidal-Legaz et al. (2016) betrachten und bewerten in einem Review-Paper Charakterisierungsmodelle für die Erfassung von Schäden an Ökosystemleistungen (meist Bodenqualität und Bodenfunktionen als Indikatoren).
THG-Emissionen durch LUC	Die beschriebene IPCC-Methodik kann prinzipiell für die Berechnung von THG-Emissionen aus direkter und indirekter LUC genutzt werden. Es bestehen jedoch erhebliche Unsicherheiten auf Grund von Schwierigkeiten bei der Ermittlung des Landzustands vor und nach der LUC sowie bei der Quantifizierung von Veränderungen innerhalb der Kohlenstoffpools. Eine weitere Herausforderung besteht in der „fairen“ Aufteilung der Emissionen auf die Anbauprodukte, d. h. dem Festlegen von Betrachtungszeiträumen.	
iLUC	dLUC oder iLUC unterscheiden sich prinzipiell nicht in ihrer Wirkung und können somit durch die selben Methoden quantifiziert werden. Vielmehr besteht die Problematik in der Bestimmung, ob eine iLUC stattfindet und wenn dies der Fall ist, an welchem Ort sie sich vollzieht. iLUC ist nicht direkt beobachtbar und die einzige Möglichkeit einer Quantifizierung ist der Versuch einer adäquaten Modellbildung. Welche Flächen und Landnutzungsaktivitäten von einer durch einen Prozess verursachten iLUC potentiell betroffen sind, wird üblicherweise durch außerhalb der Ökobilanzierung stattfindende ökonomische und/oder geografische Modellierungen bestimmt. Die hierzu verwendeten Modelle basieren auf einer notwendigen Anzahl von Annahmen und Prognosen. Dies impliziert eine Beeinflussung der Ergebnisse durch subjektive Werthaltung. So zeigen bspw. Ergebnisse verschiedener Studien zur Biokraftstoffproduktion erhebliche Abweichungen voneinander (Ahlgren und Di Lucia 2014).	Finkbeiner (2013) untersucht Konzepte und Methodenansätze für die Integration von iLUC in Ökobilanzen und untersucht die wissenschaftliche Belastbarkeit und Konsistenz der Methoden. Dunkelberg et al. (2012) betrachten verschiedene existierende Ansätze und Methoden zur Quantifizierung von iLUC, mit dem Fokus auf Besonderheiten bei der Ökobilanzierung von Biokraftstoffen. Schmidt et al. (2015) stellen ein Rahmenwerk für die Modellierung indirekter Landnutzung vor.

Bezug Biobasierte Kunststoffe

Für biobasierte Materialien ist die agrarische Erzeugung ein wesentliches Merkmal, sodass im Rahmen einer ökobilanziellen Betrachtung die Landnutzung und alle damit verbundenen Implikationen eine gewichtige Rolle spielen können. Jede Art der Landnutzung hat einen Einfluss auf die Umwelt, wobei insbesondere die Aspekte Flächeninanspruchnahme,

Schäden an Ökosystemleistungen (meist Bodenqualität als repräsentativer Indikator), Verlust von Biodiversität, die Kohlenstoffbilanz der Landfläche sowie Wasserhaushalt und -qualität von besonderer Bedeutung sind. Die Anbauphase spielt daher eine entscheidende Rolle bei der Ökobilanzierung von landwirtschaftlichen Produkten und somit biobasierten Kunststoffen. Genannte Aspekte werden bisher in Ökobilanzen nur unzureichend berücksichtigt. Mögliche Gründe hierfür wurden im vorherigen Abschnitt genauer betrachtet. Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass biobasierte Kunststoffe tendenziell aufgrund des flächenintensiven Anbaus im Vergleich zu fossilen Kunststoffen einen größeren Beitrag zu landnutzungsbedingten Umweltwirkungen leisten und eine ganzheitliche Erfassung von großer Relevanz für Produktsysteme ist, welche biobasierte Materialien enthalten.

Empfehlungen

- Aktuelle Entwicklungen im Bereich der Quantifizierung von Landnutzungswirkungen sollte aufmerksam verfolgt werden, da in jüngster Zeit eine Vielzahl neuer Methoden veröffentlicht wurden und die Weiterentwicklung hin zu robusteren und praxistauglichen Methoden intensiv betrieben wird.
- Die Methodenentwicklung für die Wirkungsindikatoren Biodiversität und Bodenqualität befinden sich derzeit noch in der Entwicklung und liefern aufgrund der Modellunsicherheiten keine belastbaren Ergebnisse. Daher ist deren Verwendung optional. Die weitere Entwicklung der Indikatoren sollte beobachtet werden und eine Anwendung in Betracht gezogen werden, wenn diese für das System Relevanz haben.

Wirkungsindikator „THG-Emissionen durch LUC“

MUSS

dLUC

- Findet nachweislich eine Umwidmung der Nutzung auf für das untersuchte Produktsystem relevanten Landflächen statt, müssen emittierte/entzogene THG-Emissionen aus dLUC in die Untersuchung miteinbezogen werden. Für die Modellierung/Berechnung müssen die Vorgaben und Hinweise des ILCD befolgt werden.
- Bilanzierte THG-Emissionen aus dLUC sind aus Gründen einer besseren Nachvollziehbarkeit zusätzlich getrennt von den

restlichen Studienergebnissen auszuweisen und zu dokumentieren.

iLUC

- Eine Bilanzierung von THG-Emissionen infolge indirekter Landnutzungsänderungen ist im Rahmen von A-LCA vom Untersuchungsrahmen auszuschließen. Sie dürfen lediglich mitberechnet werden und als zusätzliche Umweltinformationen angegeben werden, dürfen jedoch nicht in das Gesamtergebnis der Ökobilanz miteinfließen.

SOLLTE

dLUC

- Da Erfassung und Berechnung z. Zt. noch mit großen Unsicherheiten behaftet sind, sollte der Einfluss von THG-Emission aus dLUC auf das Gesamtergebnis in Form einer Sensitivitätsanalyse untersucht werden.

Wirkungsindikator „Biodiversität“

KANN

- Aktuell existiert noch keine Methode für die vollständige Abbildung der Auswirkungen menschlicher Landnutzungsaktivitäten auf die Biodiversität (Beck et al. 2017). UNEP/SETAC (2016) empfiehlt die Methode nach Chaudhary et al. (2015). Diese Methode betrachtet die Artenvielfalt unter Verwendung einer Weiterentwicklung des Arten-Flächen-Verhältnisses (Species-Area-Relationship, SAR). Beck et al. (2017) empfehlen die Methodik nach Lindner (2016). Basierend auf Michelsen (2008) stellt Lindner (2016) eine Methodik bereit, die flexibel ist bezüglich spezifischer regionaler Besonderheiten des Schutzgutes Biodiversität und der Wirkungen menschlicher Aktivitäten auf die Biodiversität.

Wirkungsindikator(en) „Bodenqualität“

KANN

- Die Gemeinsame Forschungsstelle der Europäischen Kommission (JRC) hält in ihrer aktuellen Bewertung (Sala et al. 2016) neu entwickelter und veröffentlichter Wirkungsabschätzungsmethoden (für den Zeitraum zwischen 2008 und 2016) für die Ressourcen-, Land- und Wassernutzung fest, dass bisher keines der untersuchten Wirkungsmodelle die vielzähligen Schäden an Böden ganzheitlich in einer Form charakterisiert, die mit einer ausreichenden praktischen

Anwendbarkeit verbunden ist. Nichtsdestotrotz ist die JRC der Auffassung, dass die aktuell verfügbaren Methoden robuster und weiterentwickelt erscheinen, im Vergleich zu den im Jahr 2008 verfügbaren Methoden.

- Soll der Themenbereich Bodenqualität mit einem einzelnen Indikator abgebildet werden, wird entsprechend dem ILCD-Handbuch die Methode von Milà i Canals et al. (2007c) empfohlen.
- Für eine spezifischere und detailliertere Betrachtung wichtiger Bodenfunktionen (Biotisches Produktionspotential, Wasserreinigungspotential, Grundwasserneubildungspotential und Erosionswiderstand) wird die Methode „LANCA-Tool“ (Beck et al. 2010; Bos et al. 2016) empfohlen, da sie im Vergleich zu anderen Methoden gut dokumentiert ist und bereits zahlreiche Charakterisierungsfaktoren zu verschiedenen anbauorientierten Landnutzungstypen bereitstellt (vgl. Sala et al. 2016, S.64)

2.3.3 Wassernutzung

Definition

Die Bereitstellung von quantitativ ausreichend und qualitativ hochwertigem Wasser für Mensch und Umwelt stellt in vielen Regionen der Welt ein Problem dar, welches in seiner aktuellen Entwicklung immer mehr an Brisanz gewinnt. Trotzdem wurde die Thematik der Wassernutzung in der Ökobilanzierung bisher oftmals vernachlässigt. Seit einiger Zeit wird jedoch intensiver an diesem Umweltproblemfeld geforscht. Es sind erste Ansätze und Richtlinien zur Bestimmung des sog. „Wasserfußabdrucks“ vorhanden, eine internationale konsensgetragene Erfassungsmethodik existiert bisher jedoch nicht.

Ein Wasserfußabdruck (engl. Water Footprint, WF; auch Water-Footprint-Assessment genannt) im Sinne der Norm „ISO 14046“ ist die *„Zusammenstellung und Bewertung der Inputs, Outputs und potentiellen Umweltauswirkungen im Zusammenhang mit dem für ein Produkt, einen Prozess oder eine Organisation genutzten oder beeinträchtigten Wasser“*[37]. Der Wasserfußabdruck ermöglicht es, die Wassernutzung von Produkten und/oder Dienstleistungen über ihren Lebenszyklus hinweg quantitativ und qualitativ zu ermitteln und die hiermit in Verbindung stehenden potentiellen Umweltwirkungen abzuschätzen und zu bewerten.

<u>Terminologie</u>

Eine einheitliche Terminologie bezüglich des Wasserfußabdrucks existiert bisher nicht. Im Rahmen dieser Handlungsempfehlungen soll die durch die UNEP/SETAC Life-Cycle-Initiative vorgeschlagene Terminologie (Pfister et al. 2009; Bayart et al. 2010) verwendet werden, auf der ebenfalls die ISO 14046-Terminologie aufbaut.

Der Begriff Frisch- bzw. Süßwassernutzung[38] (engl. freshwater use) ist der Oberbegriff für jegliche Form menschlicher Nutzung von Frischwasser. Sie kann in vier Arten unterteilt werden: **in-stream** und **off-stream** sowie **verbrauchende** und **verschmutzende** Nutzung.

- Bei der **in-stream Nutzung** verbleibt das Wasser unmittelbar vor Ort im natürlichen Wasserkörper.
- Bei der **off-stream Nutzung** wird das Wasser aus dem betroffenen Wasserkörper entfernt.
- **Verschmutzende Nutzung** (engl. degradative use) bezeichnet eine Entnahme und Rückführung von Wasser innerhalb desselben Einzugsgebiets/Wasserkörpers, wobei die

[37] An dieser Stelle sei darauf hingewiesen, dass neben der ISO-Definition weitere Definitionen des Wasserfußabdrucks existieren.
[38] Üblicherweise ist Frischwasser ein Synonym zu Süßwasser.

Qualität des Wassers verändert wird. Eine solche Qualitätsveränderung kann sowohl negativ als auch positiv ausfallen.

- **Verbrauchende Nutzung** (engl. consumptive use) bezeichnet eine Entnahme von Frischwasser ohne dessen anschließende Rückführung in den gleichen Wasserkörper bzw. das gleiche Einzugsgebiet.
- Die „Konkurrenz um Frischwasserressourcen“ beschreibt die temporär reduzierte Verfügbarkeit von Frischwasser für die derzeitigen Nutzer.
- Die „Erschöpfung von Frischwasser“ bezeichnet die Nettoreduktion der verfügbaren Frischwassermenge innerhalb eines Einzugsgebietes. Eine Erschöpfung tritt auf, wenn die konsumtive Nutzung die Erneuerungsrate der Wasserressource über einen signifikanten Zeitraum lang überschreitet

Aus den vier vorgestellten Nutzungsarten lassen sich vier Kategorien bilden, anhand derer die Wassernutzung untersucht werden kann: Verbrauchende und verschmutzende in-stream Nutzung sowie verbrauchende und verschmutzende off-stream Nutzung. Tabelle 15 fasst diese zusammen und nennt Beispiele der einzelnen Kategorien.

Tabelle 15: Zuordnung und Beispiele für unterschiedliche Arten von Frischwassernutzung (nach Bayart et al. 2010, eigene Übersetzung)

	Ohne Wasserentnahme (in-stream)	**Mit Wasserentnahme (off-stream)**
Verbrauchende Nutzung	• Verdunstungsverluste von Kanälen oder Wasserreservoiren	• Verdunstung von Bewässerungswasser • Wassertransfer in andere Wasserkörper z.B. durch Bewässerungssysteme • Verdunstung von Kühlwasser • Absenkung des Grundwasserspiegels für die Rohstoffgewinnung • Wasser in Produkten
Verschmutzende Nutzung	• Schadstoffeinträge (z.B. aus der Landwirtschaft oder dem Bergbau) • Wärmeeintrag durch Kühlwasser eines Kraftwerks	• Wasserentnahme durch häusliche oder industrielle Prozesse und anschließendes Rückführung des belasteten Abwassers

In vielen Wirkungsmodellen findet sich das Konzept von Allen (1998) wieder, mit dessen Hilfe Wasserflüsse in einer weiteren Form der Unterscheidung in die drei folgenden funktionsspezifischen Komponenten unterteilt und betrachtet werden können (Brent et al. 2010):

- **Grünes Wasser** (Green water) gibt die Menge an Regenwasser an, die im Boden gespeichert ist und von Pflanzen während des Wachstumsprozesses aufgenommen oder verdunstet wird
- **Blaues Wasser** (Blue water) bezeichnet Wasser, das aus dem Grundwasser oder aus Oberflächengewässern entzogen wird und entweder verdunstet, in ein Produkt eingearbeitet wurde oder nicht wieder in den selben Wasserkörper zurückgeführt (oder zu einem späteren Zeitpunkt) wird.
- **Graues Wasser** (Grey water) ist die Wassermenge, die im Produktionsprozess kontaminiert bzw. benötigt würde, um durch Emissionen verunreinigtes Wasser so weit zu verdünnen, dass allgemeine Qualitätsstandards eingehalten werden könnten

Wassernutzung in Ökobilanzen und methodische Ansätze

Derzeit existiert noch keine international vereinheitlichte Methodik für die Sachbilanzierung und Wirkungsabschätzung der Wassernutzung. Es wurden jedoch in den letzten Jahren eine Vielzahl von Initiativen und Methoden mit teils unterschiedlichen Zielsetzungen erarbeitet. Tabelle 16 gibt eine Übersicht aktuell existierender Initiativen. ISO-konform ist neben dem ISO-Standard (ISO 14046) nur die AWARE-Methodik der UNEP/SETAC Life Cycle Initiative. Die ISO 14046 stellt einen methodischen Rahmen für die Bewertung von Wassernutzung bereit, lässt jedoch viele Freiheiten in Auswahl und Anwendung konkreter Bewertungsmethoden.

Tabelle 16: Existierende Initiativen zur Bestimmung eines Wasserfußabdrucks

Initiative	Kurzbeschreibung	ISO-Konformität
Water Footprint Network (WFN) (Hoekstra et al. 2011)	Entwicklung einer Wasserfußabdruckmethode, die verschiedene Aspekte der Wassernutzung adressiert (blaues, grünes und graues Wasser)	Eigenständige Methodik, folgt aber nach eigenen Aussagen der Vorgehensweise der ISO-Standards zur Ökobilanzierung
UNEP/SETAC Life Cycle Initiative-Arbeitsgruppe „WULCA“ (WULCA 2017; Boulay et al. 2017)	Internationale Arbeitsgruppe unter der Schirmherrschaft der UNEP-SETAC Life Cycle Initiative, gegründet 2007. Publikation vieler wissenschaftlicher Papers sowie mehrerer Handlungsempfehlungen. Entwicklung der konsensorientierten Midpoint-Methode „AWARE“. Die Methode berechnet das übrig-gebliebene verfügbare Wasser innerhalb eines Einzugsgebietes nach Abzug menschlicher und ökosystembedingter Wassernutzung.	Ja
ISO water footprint working group (ISO	ISO-Standard (ISO 14046) für die Ermittlung eines Wasserfußabdrucks. Definiert	Ja

14046:2014)	Begrifflichkeiten und dient als Rahmenwerk für die Anfertigung eines Wasserfußabdrucks im Rahmen der Ökobilanzierung.

Einige der zur Verfügung stehenden Methoden sind reine Verfahren zur Bildung des Wasserinventars oder stellen Sachbilanzdatenbanken mit quantitativen Informationen der Wassernutzung bereit, andere verfügen dagegen über einzelne Wirkungsindikatoren oder komplexere Wirkungsmodelle für eine vollständige Wirkungsabschätzung. Existierende Mid- und Endpoint-Wirkungsabschätzungsmethoden werden von verschiedenen Metastudien (Berger und Finkbeiner 2010; Boulay et al. 2015a; Boulay et al. 2015b; Kounina et al. 2013; Núñez et al. 2016; Pawelzik 2013) vorgestellt, miteinander verglichen und teils auch bewertet.

Die Erstellung eines Wasserfußabdrucks erfolgt entlang der Phasen einer Ökobilanz. Nach der Definition von Ziel und Untersuchungsrahmen werden in der Sachbilanz alle Wassereingänge und ggf. Wasserrückflüsse in bzw. aus dem analysierten Produktsystem ermittelt. Wasser ist eine abiotische Ressource, die lokal und regional verbraucht werden kann sowie ein Umweltkompartiment, in das Emissionen eingebracht werden können. Für die Wirkungsabschätzung ist somit sowohl eine quantitative (verbrauchende Nutzung) als auch qualitative (verschmutzende Nutzung) Bewertung von Bedeutung. Qualitative Aspekte werden bisher nur von sehr wenigen Methoden betrachtet (z. B. Ridoutt und Pfister 2012). Eine Berücksichtigung der potentiellen Umweltwirkungen erfolgt aber teilweise über bereits existierende Wirkungskategorien (z. B. Eutrophierungspotential oder aquatische Ökotoxizität).
Für die Bewertung des Wasserverbrauchs wurden unterschiedliche Wirkungsindikatoren entwickelt. Die meisten Methoden verwenden einen Wasserstress- bzw. Wasserverknappungsindikator, der den Wasserverbrauch in Relation zur regionalen bzw. lokalen Wasserverfügbarkeit setzt. Die Wasserverfügbarkeit wird mit Hilfe von hydrologischen Modellen bestimmt (z. B. WaterGAP[39]). Ein Unterscheidungsmerkmal der Stressindikator-Methoden ist die jeweilige zugrundeliegende Gleichung zur Bildung des Indikators. Es kann vorwiegend zwischen drei Arten unterschieden werden (Pfister 2015). Das Entnahme-zu-Verfügbarkeit-Verhältnis (Withdrawal to availability ratio (WTA)) misst, wieviel Wasser in einer Region entnommen wurden im Vergleich zur verfügbaren Menge. Das Verbrauch-zu-Verfügbarkeit-Verhältnis (Consumption to availability ratio (CTA)) ähnelt dem WTA, berücksichtigt aber nur die Wassermenge, die tatsächlich auch im untersuchten

[39] http://www.watergap.de/

Produktsystem verbraucht wurde. Das Nachfrage-zu-Verfügbarkeit-Verhältnis (Demand to availability ratio (DTA)) untersucht die absolute Menge an verfügbarem Wasser und zieht hiervon die nachgefragte Menge ab, um zu bestimmen, wieviel Wasser tatsächlich für eine Nutzung zur Verfügung steht. Ausgehend von einer Midpoint-Abschätzung modellieren einige der Methoden das Wirkungsgeflecht bis hin zu den Schutzgütern

Standards und Richtlinien

Sachbilanz

ISO 14040/44 und **PEF (und ISO 14067, PAS2050:2011, PAS2050-1:2012)** enthalten keine spezifischen Vorgaben für die Erfassung wasserbezogener Elementarflüsse. Tabelle 17 stellt die Empfehlungen der restlichen Standards/Richtlinien gegenüber.

ILCD empfiehlt, Elementarflüsse mindestens input-seitig nach der Art des verwendeten Wassers zu differenzieren sowie output-seitig in flüssige und gasförmige Flüsse. Veränderungen in der Wasserqualität soll über separate Flüsse bilanziert werden (bspw. als Stoffemissionen in Wasser).

Nach **DIN 16760** sollten allgemein Angaben (verbrauchte Mengen an Wasser; genutzte Arten von Wasser; Parameter der Wasserbeschaffenheit; Formen des Wasserverbrauchs; geographische Lage des genutzten oder betroffenen Wassers; zeitliche Aspekte des Wasserverbrauchs; Emissionen in Luft, Wasser und Boden mit Wirkung auf die Wasserbeschaffenheit) zu jedem Elementarfluss enthalten sein, sofern dies zutreffend ist.

In **Eco-Profiles** soll für den Wasserverbrauch unterschieden werden zwischen Prozesswasser, Kühlwasser und Bewässerungswasser sowie zwischen möglichen Bezugsquellen der drei genannten Wasserarten. **UN CPC 347** enthält keine Angaben.

Wirkungsabschätzung

Bis auf den **PEF** verlangt keiner der Standards/Richtlinien eine wasserbezogene Wirkungsabschätzung. Der **PEF** enthält im vordefinierten Standardsatz die Wirkungskategorie „Ressourcenerschöpfung – Wasser“. Der verwendete Wirkungsindikator stellt den berechneten Wasserverbrauch ins Verhältnis zur lokalen Wasserknappheit. Das zu verwendende Wirkungsabschätzungsmodell ist die „Schweizer Methode der ökologischen Knappheit“ (Frischknecht et al. 2008). Der PEFCR Guide v6.1 gibt im Unterschied zum PEF die AWARE-Methode (WULCA 2017; Boulay et al. 2017) als zu verwendendes Wirkungsmodell vor.

Problematik

Die große Anzahl und Variabilität an verschiedenen Methoden und Ansätzen für die Bewertung der Wassernutzung im Rahmen der Ökobilanzierung, ihr im Vergleich zu anderen Umweltproblemfeldern relativ kurzer Entwicklungszeitraum und die hohe Komplexität der Thematik sind wesentliche Gründe für das Fehlen eines wissenschaftlichen Konsens‘ über eine einheitliche Sachbilanzierungs- und Wirkungsabschätzungsmethode. Die teils voneinander abweichenden Terminologien und verschiedenen, parallel existierenden Methodenansätze erschweren einen Ergebnisvergleich (Dunkelberg et al. 2011; Kounina et al. 2013; Berger & Finkbeiner 2010).

Angaben auf Sachbilanzebene werden bisher meist reduziert auf die genutzte Menge an Wasser. Notwendige Informationen für eine detailliertere Charakterisierung der Wassernutzung werden meist nicht mitaufgenommen. Es existiert bisher keine international standardisierte Vorgehensweise zur Bildung des Wasserinventars. Die in Tabelle 17 gegenübergestellten und teils deutlich voneinander abweichenden Empfehlungen der untersuchten Standards/Richtlinien bezüglich der Erfassung wasserbezogener Elementarflüsse verdeutlicht dies. Als Folge verwenden Ökobilanzsoftware unterschiedliche Flüsse zur Modellierung des Wasserinventars. Dementsprechend selten erfolgt bisher eine Wirkungsabschätzung, die konsistente und verwertbare Ergebnisse für Produktvergleiche liefert.

Tabelle 17: Empfehlungen der betrachteten Standards/Richtlinien bezüglich der Erfassung wasserbezogener Elementarflüsse (X = keine Angaben enthalten)

	ILCD	DIN 16760	ISO 14046	Eco-Profiles
Input-Flüsse (Herkunft)	Surface freshwater Renewable groundwater Fossil/deep groundwater sea water	genutzte Arten von Wasser	Niederschlag Oberflächenwasser Meerwasser Brackwasser Grundwasser Fossiles Wasser	public supply river/canal sea well unspecified

Input-Flüsse (Nutzungsart)	X	Formen des Wasserverbrauchs	Arten der Wassernutzung, z. B.: - Evaporation - Transpiration - Einbindung ins Produkt - Abgaben in verschiedene Wassereinzugsgebiete oder ins Meer - Verlagerung von Wasser aus einer Art der Wasserressource in eine andere innerhalb eines Wassereinzugsgebiete s (z. B. von Grundwasser zu Oberflächenwasser) - Andere Arten der Wassernutzung, z. B. Nutzung ohne Wasserentnahme	Prozesswasser Kühlwasser Bewässerungswasser
Output-Flüsse	Flüssige Flüsse Gasförmige Flüsse	Emissionen in Luft, Wasser und Boden mit Wirkung auf die Wasserbeschaffenheit		X
Wasserqualität	Über separate Flüsse (z.B. Stoffemissionen in Wasser)	Parameter der Wasserbeschaffenheit	z.B. „physikalische, chemische, biologische Eigenschaften oder funktionelle Deskriptoren“	X
Geographie	X	geographische Lage des genutzten oder betroffenen Wassers	Für Entnahme und Abgabe	X
Zeit	X	zeitliche Aspekte des Wasserverbrauchs	Emissionen in Luft, Wasser und Boden mit Auswirkungen auf die Wasserqualität	X

Eine weitere Herausforderung ist, vergleichbar mit dem Umweltproblemfeld „Landnutzung“, die grundsätzliche Komplexität der Erfassung. Abbildung 14 zeigt eine stark vereinfachte, schematische Darstellung des Wirkungsgeflechts. Für eine ganzheitliche Erfassung müssen die Wirkungspfade vollständig ermittelt und verstanden werden.

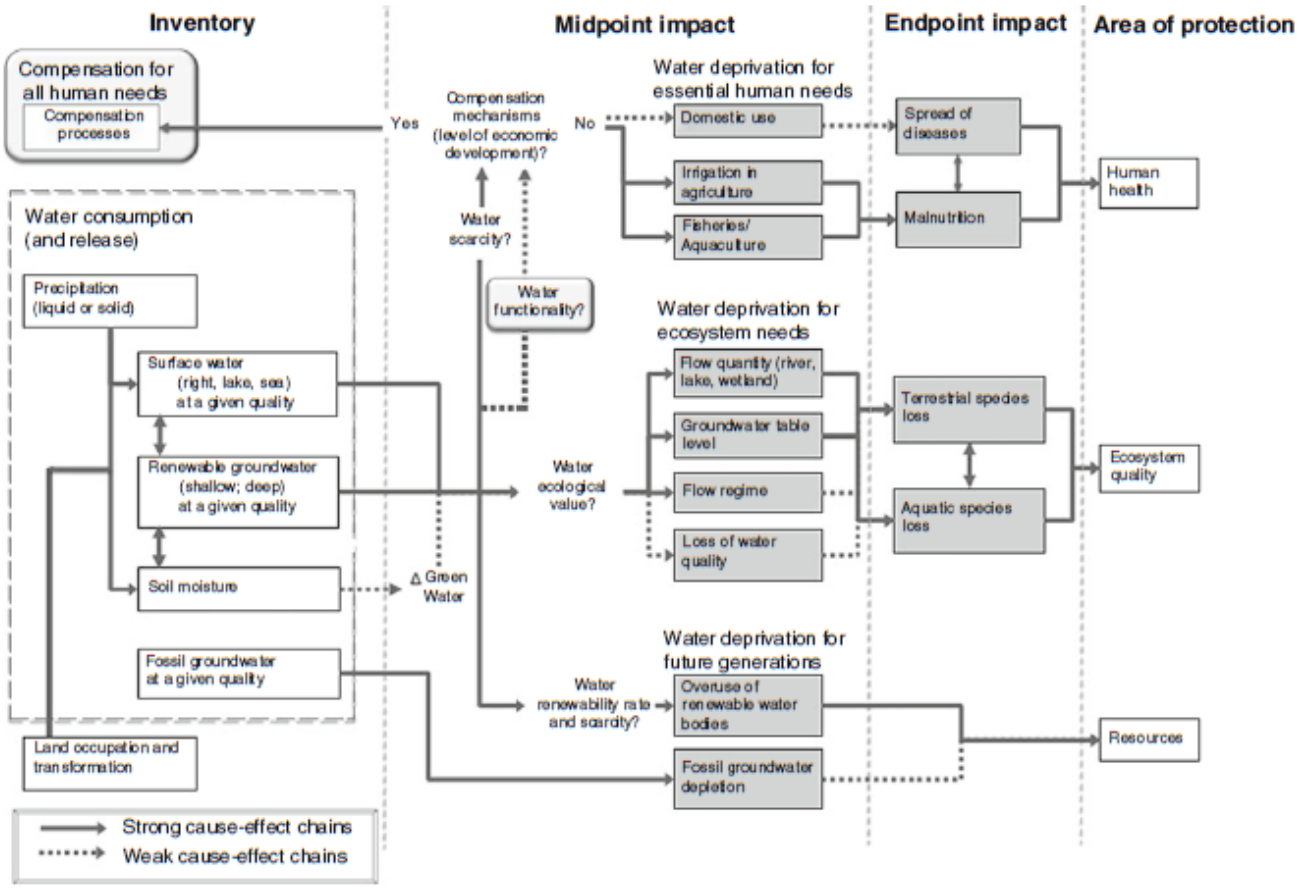


Abbildung 14: Wirkungspfade der Wassernutzung ausgehend vom Wasserinventar hin zu den Schutzgütern (Pfister 2015)

Aus ökobilanzieller Betrachtungsweise ist die Wassernutzung in vielerlei Hinsicht vergleichbar mit dem Konzept der Landnutzung. Die Wirkungspfade beider Umweltproblemfelder weisen Überschneidungspunkte auf und beeinflussen sich gegenseitig. Beide Umweltproblemfelder weisen ähnliche Herausforderungen bezüglich ihrer Erfassung auf. Allerdings ist Wasser im Gegensatz zu Land eine bewegliche Ressource. Umweltwirkungen treten daher nicht nur primär am Ort der Nutzung auf, sondern auch in nachgelagerten bzw. hydrologisch verbundenen Gebieten. Diese Tatsache erhöht zusätzlich die Komplexität. Potentielle Umweltwirkungen hängen stark von lokalen bzw. regionalen Bedingungen (u. a. Bodenverhältnisse, Niederschlag, Verdunstung) ab (Pfister et al. 2009). Damit ist die Frage, in welchem Verhältnis die ermittelte Wasserbilanz zu den lokal verfügbaren Wasserreserven steht, von zentraler Bedeutung. Denn ein niedriger Wasserfußabdruck kann in wasserärmeren Regionen schwerwiegendere Folgen haben als ein hoher Fußabdruck in wasserreichen Regionen (Berger und Finkbeiner 2010). Derzeitig eingesetzte Ökobilanzsoftware ist momentan meist noch nicht für die Nutzung regionalisierter Charakterisierungsfaktoren geeignet. Tendenziell ist die zeitliche

Abhängigkeit für die Wassernutzung wesentlich bedeutsamer als bei der Landnutzung, da es viele saisonale Effekte gibt, die die Auswirkungen der Wassernutzung beeinflussen (z. B. Regen- und Trockenzeiten, Schneeschmelze).

Bezug zu Biobasierten Kunststoffen

Wasser ist die vom Menschen am meisten genutzte Ressource (Zekster und Everett 2004) und ist Lebensgrundlage für sowohl menschliche Aktivitäten als auch für die natürliche Umwelt. Wasser nimmt daher eine ähnliche, wichtige und unverzichtbare Rolle ein, wie die Nutzung von Land. Die Agrarwirtschaft gilt als die wasserintensivste menschliche Tätigkeit (Berger und Finkbeiner 2010), weshalb der Wassernutzung für Anbau und Weiterverarbeitung von Biomasse eine hohe Relevanz bei der Umweltbewertung von biobasierten Materialien und Produkten zukommt. In vielen Ökosystemen hat der Biomasseanbau nicht zu vernachlässigende Auswirkungen auf die lokale und regionale Verfügbarkeit sowie Qualität von Wasser. Wasserknappheit kann zu Veränderung der natürlichen Ökosysteme führen und zu einer Abnahme der Biodiversität (Pfister 2015). Wasser ist also von entscheidender Bedeutung für die Erzeugung von Biomasse und die Wirkungen auf die Beschaffenheit und Verfügbarkeit von Wasser sind von entscheidender Bedeutung für biobasierte Produkte (DIN 16760). In bisherigen Ökobilanzen biobasierter Kunststoffe wird die Wassernutzung dennoch kaum berücksichtigt.

Empfehlungen

- Aktuelle Entwicklungen zur Thematik „Wassernutzung in Ökobilanzen“ sollten aufmerksam verfolgt werden, da in jüngster Zeit eine Vielzahl neuer Methoden veröffentlicht wurden und die Weiterentwicklung hin zu robusteren und praxistauglichen Methoden intensiv betrieben wird

MUSS

- Eine Einheitliche Terminologie nach ISO 14046 muss verwendet werden.
- Als Leitlinien zur Anfertigung eines Wasserfußabdrucks (Sachbilanz + Wirkungsabschätzung) müssen die Vorgaben der ISO 14046 befolgt werden.

KANN

- Die konsensorientierte AWARE-Methode (WULCA 2017; Boulay et al. 2017) wurde vor kurzem in einer überarbeiteten Version durch die UNEP-SETAC Life Cycle Initiative veröffentlicht. Auf Grund ihrer Neuigkeit fehlt es noch an einer breit angelegten Praxiserfahrung und hiermit einhergehender Bewertung der praktischen Anwendbarkeit der Methodik. Es besteht die Möglichkeit, dass sich die AWARE-

Methode in Zukunft als internationaler Standard etablieren wird. In Anlehnung an die Empfehlungen von Beck et al. (2017) kann derzeitig die Nutzung der Methode von Pfister et al. (2009) empfohlen werden, unter Berücksichtigung der weiteren Entwicklung der AWARE-Methode.

2.3.4 Gewichtung

Definition

Die Gewichtung ist neben der Normierung und Ordnung ein optionaler Bestandteil der Wirkungsabschätzung. Sie ist laut ISO 14040/44 „*ein Verfahren zur Umwandlung der Indikatorwerte verschiedener Wirkungskategorien unter Verwendung numerischer Faktoren, die auf Werthaltungen beruhen. Sie kann die Zusammenfassung der gewichteten Indikatorwerte einschließen*“ (ISO 14044:2006). Ziel ist es, eine relative Gewichtung von Wirkungskategorien oder Umweltwirkungen auf Basis festgelegter Gewichtungskriterien zu ermöglichen. Eine Gewichtung kann für jedes einzelne Wirkungsindikatoren- oder Normierungsergebnis mittels Gewichtungsfaktoren durchgeführt werden. Ebenfalls besteht die Möglichkeit Ergebnisse über Wirkungskategorien hinweg zu aggregieren und einen einzelnen Wert zu bilden, der als Zusammenfassung aller Ergebnisse der Ökobilanz betrachtet werden kann. Einige Wirkungsabschätzungsmethoden nehmen standardmäßig keine Gewichtung vor (teilaggregierende Methoden), andere schon (vollaggregierende Methoden), bspw. die schweizerische „Methode der ökologischen Knappheit“ (Frischknecht et al. 2008) oder der niederländische „Eco-Indicator 99“ (Goedkoop und Spriensma 2001). Solche Methoden werden auch „Einpunktverfahren“ genannt, da im Zuge der Gewichtung die betrachteten Wirkungskategorien miteinander verrechnet werden und nur ein bereits stark aggregiertes Endergebnis geliefert wird (Klöpffer und Grahl 2009).

Es steht eine Reihe unterschiedlicher Gewichtungsmethoden zu Verfügung, die in sog. Proxymethoden (eine Gewichtung wird direkt auf die Sachbilanzdaten angewendet, ohne, dass zuvor eine Charakterisierung vorgenommen wird), sowie Mid- und Endpoint-Methoden unterteilt werden können (Itsubo 2015). Je nach Verfahren finden unterschiedliche Gewichtungsprinzipien Anwendung, nach denen die Gewichtungsfaktoren gebildet werden. Allgemein lassen sich hierbei drei vorherrschende Prinzipien bzw. Vorgehensweisen ausfindig machen (Finkbeiner et al. 2014):

- **Entfernung zu politischen/wissenschaftlichen Zielwerten** (engl. Distance-to-Target): Festlegung der Gewichtungsfaktoren erfolgt auf Basis politischer oder

wissenschaftlicher Zielvorgaben, bspw. eine Reduktion der CO_2-Emissionen um 20% und SO_2 um 10% bis zu einem festgelegten Zeitpunkt.

- **Expertenpanels**: Bestimmung der Faktoren erfolgt auf Basis von Befragungen einer Personengruppe hinsichtlich ihrer Einschätzung der Wichtigkeit und Abstufung bzw. Bewertung verschiedener Umweltproblemfelder.
- **Monetarisierung**: Der Ausdruck der relativen Bedeutung eines Umweltproblemfelds erfolgt anhand finanzieller Gesichtspunkte, wie z. B. die Kosten für Präventionsmaßnahmen oder die Beseitigung von (Umwelt-)Schäden.

Standards und Richtlinien

Gemäß **ISO 14040/44** ist eine Gewichtung für vergleichende, der Öffentlichkeit zugängliche Ökobilanzen nicht zulässig. Dieser Vorgabe der ISO 14040/44 folgen alle weitere untersuchten Standards und Richtlinien (**DIN 16760, ILCD, PEF, ISO 14067** und **PAS2050:2011**). Der **PEF** merkt zusätzlich an, dass im Fall einer Gewichtung die verwendeten Gewichtungsmethoden und Ergebnisse unter „Zusätzliche Umweltinformationen“ angegeben werden müssen. Vor der Gewichtung vorliegende Wirkungsabschätzungsergebnisse müssen zusammen mit den gewichteten Ergebnissen angegeben werden. Beide PCRs, **Eco-Profiles** und **UN CPC 347**, enthalten keine Angaben bezüglich einer Gewichtung.

Problematik

Die Gewichtung ist ein äußerst kontrovers diskutierter Schritt der Wirkungsabschätzung (Finnveden et al. 2006). Eine Gewichtung von Umweltwirkungen kann u. a. folgende Vorteile bieten (Itsubo 2015):

- Sie erlaubt die einfachere Interpretation und Kommunikation der teils komplexen Ökobilanzergebnisse und somit die Weitergabe der gewonnenen Informationen auch an Ökobilanzlaien, z. B. für interne Entscheidungsfindungen oder für die Kommunikation mit Produktkunden oder der Öffentlichkeit.
- Es besteht theoretisch die Möglichkeit, Abwägungen/Zielkonflikte zwischen den betrachteten Wirkungskategorieergebnissen in einer explizit vorgegebenen und transparenten Weise aufzulösen. Es kann aufgezeigt werden, welche potentiellen Umweltwirkungen und Schäden mehr oder minder signifikant für das untersuchte Produktsystem sind.

Eine Gewichtung verschiedener Wirkungs- und/oder Schadenskategorien ist jedoch immer mit einer subjektiven Wertung verbunden und kann nicht rein wissenschaftlich begründet werden (ISO14044). Es müssen wertebasierte Entscheidungen darüber getroffen werden,

welche Wirkungskategorie mit welchem Gewichtungsfaktor belegt wird. Auch eine Gleichgewichtung aller Wirkungskategorien ist letztlich eine wertebasierte Entscheidung (Klöpffer und Grahl 2009). Immer wenn Einzelwert-Indikatoren verwendet werden, besteht die Gefahr, dass die zu Grunde liegenden Annahmen sowie Mängel und Lücken der angewendeten Methodik, welche sich auf zu ziehende Schlussfolgerungen und Abwägungen auswirken, unberücksichtigt bzw. verborgen bleiben (Finkbeiner et al. 2014). Es ist daher besonders wichtig, für eine transparente Dokumentation zu sorgen. Insbesondere wird gefordert, dass „Daten und Indikatorwerte oder normierte Indikatorwerte, die vor der Gewichtung erhalten wurden, […] zusammen mit den Gewichtungsergebnissen verfügbar gemacht werden (sollten)“ (ISO 14044).

Bezug zu biobasierten Kunststoffen

Die Analyse von verfügbaren Ökobilanzen (siehe Kapitel 1.1.3) biobasierter Kunststoffe hat gezeigt, dass biobasierte Kunststoffe in manchen Wirkungskategorien den konventionellen Kunststoffen überlegen sein können (häufig z.B. bezüglich GWP), in anderen aber unterlegen sein können (häufig z.B. bezüglich AP,EP oder Landnutzungswirkungen).

Momentan erfolgt, falls dies nicht durch zusätzliche Vorgaben (bspw. einer PCR) geregelt ist, die Auswahl der zu betrachteten Wirkungskategorien durch den Ökobilanzierer. Auch wenn eine Vereinheitlichung in der Methodik und eine ganzheitliche Betrachtung angestrebt wird (z. B. PEF mit 15 WK), so verbleibt letztlich immer noch eine Fülle an Ergebnissen und Bewertungen, die abhängig von den zuvor getroffenen Annahmen des Bilanzierenden sind. Erfolgt hier keine Gewichtung durch den Ökobilanzexperten, kann es in der Kommunikation zu einer beliebigen Auswahl einzelner Teilergebnisse durch den Nichtexperten kommen. Daher kann eine Gewichtung eine hilfreiche Methode dabei sein, eine einheitliche Herangehensweise für die Bewertung der Ergebnisse zu erhalten.

Darüber hinaus zeigen auch die BiNa-Forschungsergebnisse des Schwerpunkts „Kommunikation“, dass die mittlerweile bestehende Vielzahl an Umweltwirkungskategorien nicht an Verbraucher kommunizierbar sind. Es bedarf einer Reduzierung der Informationen. Dies kann zum einen durch Reduzierung der Wirkungskategorien (Status quo: Fokus auf dem Treibhauspotential) oder Aggregation via Gewichtung erfolgen.

Empfehlungen

MUSS

- Für vergleichende Aussagen, die zur Veröffentlichung bestimmt sind, darf in Übereinstimmung mit ISO 14040/44 keine Gewichtung der Ergebnisse durchgeführt werden.

- Bei Durchführung einer Gewichtung (siehe Empfehlungen KANN) müssen die ungewichteten Ergebnisse ersichtlich und transparent als solche dokumentiert werden. Die gewichteten Ergebnisse dürfen lediglich als Zusatzinformationen bereitgestellt werden.
- Weiterhin müssen die angewandten Gewichtungsfaktoren dokumentiert werden oder zumindest die verwendete Gewichtungsmethode angegeben werden.

SOLLTE

- Weitere Entwicklungen und Diskussionen zur Thematik „Gewichtung“ (z.B. im Kontext des PEF) sollten verfolgt und gegebenenfalls berücksichtigt werden.

KANN

- Eine Gewichtung kann derzeit nur für nicht vergleichende Veröffentlichungen angewendet werden.

3 Abkürzungsverzeichnis

B2C *Business to Consumer*
BiNa *Biokunststoffe Nachhaltig*
BMBF *Bundesministeriums für Bildung und Forschung*
CTA *Consumption to Availability*
dLUC D*irect Land Use Change*
DQA *Data Quality Assessment*
DQG D*ata Quality Goals*
DQR *Data Quality Rating*
DTA *Demand to Availability*
EF *Environmental Footprint*
EPA *Environmental Protection Agency*
EPD *Environment Product Declaration (Umweltproduktdeklaration)*
EPLCA *European Platform on Life Cycle Asseessment*
GPI *General Programm Instructions*
GWP *Global Warming Potential*
IES *Institute for Environment and Substainbility*
iLUC *Indirect Land Use Change*
JRC *Joint Research Center*
LCA L*ife Cycle Assessment (Ökobilanz)*
LCC *Life Cycle Costs (Lebenszykluskosten)*
LU *Land Use (Landinanspruchnahme)*
LUC *Land Use Change (Landnutzungsänderung)*
PCF *Product Carbon Footprint*
PEF *Product Environmental Footprint*
PEFCR P*roduct Environmental Footprint Category Rules*
PPP *Polluter Pays Principle*
S-LCA *Social Life Cycle Assessment (Sozialbilanz)*
THG *Treibhausgas*
WF *Water Footprint*
WTA *Withdrawl to Availability*

4 Literatur

ACDV - Association Chimie du Végétal (2014): Practical recommendations for the environmental assessment of bio-based chemical products. http://www.chimieduvegetal.com/wp-content/uploads/2016/03/T-FichesSynth-A4-Ang-DEF-BD.pdf (Abgerufen am 19.10.2017).

Ahlgren, S.; Björklund,A.; Ekman,A.; Karlsson,H.; Berlin,J.; Börjesson,P.; Ekvall,T.; Finnveden,G.; Janssen,M.; Strid,I. (2013): *LCA of Biorefineries – Identification of key issues and methodological recommendations*. Report No 2013:25, f3 The Swedish Knowledge Centre for Renewable Transportation Fuels, Sweden. Available at www.f3centre.se

Ahlgren, S.; Di Lucia, L. (2014): Indirect land use changes of biofuel production - a review of modelling efforts and policy developments in the European Union. In: Biotechnol Biofuel 7(1):1–10 (2014).

Ahlgren et al. (2015): ‚Review of methodological choices in LCA of biorefinery systems – key issues and recommendations. In: Biofuels, Bioprod. & Bioref. 9:606-619 (2015)

Akanuma, Y.; Selke, S.E.M.; Auras, R. (2014): A preliminary LCA case study: comparison of different pathways to produce purified terephthalic acid suitable for synthesis of 100 % bio- based PET. In: Int. J. Life Cycle Assess. 19 (6): 1238-1246; DOI: 10.1007/s11367-014-0725-2

Akiyama, M.; Tsuge, T.; Doi, Y. (2003): Environmental life cycle comparison of polyhydroxyalkanoates produced from renewable carbon resources by bacterial fermentation. In: Polym. Degrad. Stab. 80 (1): 183-194; DOI: http://dx.doi.org/10.1016/S0141-3910(02)00400-7

Allacker, K.; Mathieux, F.; Pennington, D.; Pant, R. (2017): The search for an appropriate end-of-life formula for the purpose of the European Commission Environmental Footprint initiative. In: Int J Life Cycle Assess (2017) 22:1441-1458 DOI 10.1007/s11367-016-1244-0

Allan, J.A. (1998): Virtual water: a strategic resource, global solutions to regional deficits. In: Ground Water 36:545-546.

Alvarenga, R.A.F.; Dewulf, J.; De Meester, S.; Wathelet, A.; Villers, J.; Thommeret, R.; Hruska, Z. (2013): Life cycle assessment of bioethanol- based PVC. Part 1. In: Biofuels, Bioprod. Biorefining 7 (4): 386-395; DOI: 10.1002/bbb.1405

ANEC (2012): Environmental assessment goes astray- a critique of environmental footprint methodology and its ingredients, ANEC-The European Associations for the Co-ordination of Consumer Representation in Standardisation. ANEC-ENV-2012-G-008final, 22 May 2012

Audsley, E.; Alber, S.; Clift, R.; Cowell, S.; Crettaz, P.; Gaillard, G.; Hausheer, J.; Jolliet, O.; Kleijn, R.; Mortensen, B.; Pearce, D.; Roger, E.; Teulon, H.; Weidema, B.; Van Zeijts, H. (1997): Harmonisation of environmental life cycle assessment for agriculture. Final report. Concerted Action AIR3-CT94-2028. European Commission. DG VI Agriculture.

Baitz, M.; Kreisig, J. (2007): Allokation des AK Methodik. http://www.netzwerklebenszyklusdaten.de/cms/webdav/site/lca/groups/allPersonsActive/public/Projektberichte/NetLZDMethodik_S06_v03_2007.pdf (Abgerufen am 25.10.2017).

Bayart, JB.; Bulle, C.; Deschenes, L.; Margni, M.; Pfister, S.; Vince, F.; Koehler, A. (2010): A framework for assessing off-stream freshwater use in LCA. In: Int J Life Cycle Assess 15:439–453.

BDI (2015): Product Environmental Footprint (PEF) sinnvoll und konsistent gestalten!- Positionspapier. Dokumenten Nr. D0689, 11.Mai 2015, https://bdi.eu/media/themenfelder/umwelt/2015-05-11_PP_PEF_d.pdf, (Abgerufen am 6.10.17)

Beck, T.; Bos, U.; Wittstock, B.; Baitz, M.; Fischer, M.; Sedlbauer, K. (2010): LANCA® Land Use Indicator Value Calculation in Life Cycle Assessment – Method Report'. Fraunhofer Institute for Building Physics, Stuttgart.

Beck, Tabea; Albrecht, Stefan; Lindner, Paul; Bos, Ulrike; Knüpffer, Eva (2017): Handlungsempfehlungen für Ökobilanzen biobasierter Produkte. Universität Stuttgart.

Berger, Markus; Finkbeiner, Matthias (2010): Water Footprinting: How to Address Water Use in Life Cycle Assessment? In: Sustainability 2 (4), S. 919–944.

Betalab (2017): www.betalabservices.com/biobased.html, Zugriff: 28.06.2017, 14:56

Bohlmann, G.M. (2004): Biodegradable Packaging Life-Cycle Assessment. In: Environ. Prog. & Sustain. Energy 23 (4): 342-346; DOI: 10.1002/ep.10053

Bos, U.; Horn, R.; Beck, T.; Lindner, J.-P.; Fischer, M. (2016): LANCA® - Characterization Factors for Life Cycle Impact Assessment. Version 2.0. Stuttgart: Fraunhofer-Verlag.

Boulay, Anne-Marie; Bare, Jane; Benini, Lorenzo; Berger, Markus; Lathuillière, Michael J.; Manzardo, Alessandro et al. (2017): The WULCA consensus characterization model for water scarcity footprints. Assessing impacts of water consumption based on available water remaining (AWARE). In: Int J Life Cycle Assess 48, S. 317. DOI: 10.1007/s11367-017-1333-8.

Boulay, Anne-Marie; Bayart, Jean-Baptiste; Bulle, Cecile; Franceschini, Helen; Motoshita, Masaharu; Muñoz, Ivan et al. (2015b): Analysis of water use impact assessment methods (part B). Applicability for water footprinting and decision making with a laundry case study. In: Int J Life Cycle Assess 20 (6), S. 865–879. DOI: 10.1007/s11367-015-0868-9.

Boulay, Anne-Marie; Motoshita, Masaharu; Pfister, Stephan; Bulle, Cécile; Muñoz, Ivan; Franceschini, Helen; Margni, Manuele (2015a): Analysis of water use impact assessment methods (part A). Evaluation of modeling choices based on a quantitative comparison of scarcity and human health indicators. In: *Int J Life Cycle Assess* 20 (1), S. 139–160. DOI: 10.1007/s11367-014-0814-2.

Brandão, M.; Levasseur, A. (2010): Assessing Temporary Carbon Storage in Life Cycle Assessment and Carbon Footprinting. JRC Scientific and Technical Reports. Outcomes of an Expert Workshop. 7. - 8.10 2010 Ispra (Italy). http://www.avnir.org/documentation/e_book/Workshop-Report-final.pdf

Brandão, M.; Levasseur, A.; Kirschbaum, M.; Weidema, B.; Cowie, A.; Jorgensen, S.; Hauschild, M.; Pennington, D.; Chomkhamsri, K. (2013): Key issues in accounting for carbon sequestration and temporary storage in life cycle assessment and carbon footprinting. Int J Life Cycle Assess (2013) 18:230-240

Brander,M.; Tipper,R.; Hutchison,C.; Davis,G.(2009): Consequential and Attributional Approaches to LCA. A Guide to Policy Makers with Specific Reference to Greenhouse Gas LCA of Biofuels. Ecometrica Press, https://ecometrica.com/assets/approachesto_LCA3_technical.pdf, abgerufen am 6.10.17

Buchgeister, J. (2012): Übersicht über Umweltindikatoren, Modelle und Methoden der Umweltwirkungsabschätzung in der Ökobilanzierung. In: umwelt medizin gesellschaft 25(1): 12-21.

Cao, Viêt; Margni, Manuele; Favis, Basil D.; Deschênes, Louise (2017): Choice of land reference situation in life cycle impact assessment. In: Int J Life Cycle Assess (2017) 22:1220–1231.

CBD (1992): Convention on Biological Diversity. June 5, 1992, Rio de Janeiro, 1760 UNTS 79; 31 ILM 818 (1992).

Cernansky, R. (2017): Biodiversity moves beyond counting species. In: Nature 546, 22–24 (01 June 2017).

Chaudhary, A.; Verones, F.; de Baan, L.; Hellweg, S. (2015): Quantifying land use impacts on biodiversity: combining species–area models and vulnerability indicators.

Chen, G.; Patel, M. (2012): Plastics Derived from Biological Sources: Present and Future: A Technical and Environmental Review. In: Chemical Rev. 112 (4): 2082-2099; DOI: 10.1021/cr200162d

Cherubini,F.; Strømman,A. (2011): Life Cycle assessment of bioenergy systems: state of the art and future challenges. In: Bioresource Technology 102 (2011) 437–451

Clothier, B.; Green, S.; Deurer, M. (2010): Green, blue and grey waters: Minimising the footprint using soil physics. 19th World Congress of Soil Science, Soil Solutions for a Changing World; 1 – 6 August 2010, Brisbane, Australia.

Cooper, J.; Kahn, E.; Ebel, R. (2013): Sampling error in US field crop unit process data for life cycle assessment. Publications from USDA-ARS / UNL Faculty. 1239. http://digitalcommons.unl.edu/cgi/viewcontent.cgi?article=2244&context=usdaarsfacpub

Cristobal et al. (2016): Environmental sustainability assessment of bioeconomy value chains. In: Biomass and Bioenergy Volume 89, June 2016, Pages 159-171.

Curran, Mary Ann (2007): Co-Product and Input Allocation Approaches for Creating Life Cycle Inventory Data: A Literature Review. In: Int J Life Cycle Assess 12 Special Issue 1.

Curran, M. A. (2012): Life Cycle Assessment Handbook. Wiley-Scrivener, Cincinnati, USA.

Curran, M.P.; Souza, D.M.; Antòn, A.; Teixeira, R.F.M.; Michelsen, O.; Vidal-Legaz, B.; Sala, S.; Milà i Canals, L. (2016): How well does LCA model land use impacts on biodiversity? —A comparison with approaches from ecology and conservation. In: Environ. Sci. Technol., 2016, 50 (6), pp 2782–2795.

Detzel, Andreas; Kauertz, Benedikt; Prof. Dr. Grahl, Birgit; Heinisch, Jürgen (2016): Prüfung und Aktualisierung der Ökobilanzen für Getränkeverpackungen. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau.

DIN 16760 (2015): Biobasierte Produkte – Ökobilanzen; Deutsche Fassung, EN 16760:2015.

DIN CERTCO (2017): Zertifizierungsprogramm “Biobasierte Produkte”, TÜV Nord, Stand 11.15, Druck:11.05.2017

Dunkelberg, Elisa; Lehnert, Josephin; Neumann, Anna (2011): LCA-basierte Umweltbewertung von Biokraftstoffen. Nebenprodukte, indirekte Landnutzungsänderungen, Wasserbedarf und Biodiversität – aktuelle Forschungsschwerpunkte und der Stand der politischen Regulierung. Fair Fuels? Working Paper 1, Berlin.

Eco-Profiles (2011): PlasticsEurope: Life Cycle Inventory (LCI) Methodology and Product Category Rules (PCR) for Uncompounded Polymer Resins and Reactive Polymer Pre-cursors. Version 2.0 (April 2011).

Edelen, A.; Ingwersen, W. (2016): Guidance on Data Quality Assessment for Life Cycle Inventory Data. Technical Report. EPA/600/R-16/096. https://www.researchgate.net/publication/305755457

Ekvall,T.; Azapagic, A.; Finnveden,G.; Rydberg, T., Weidema,B.; Zamagni,A. (2016): Attributional and consequential LCA in the ILCD handbook.Int J Life Cycle Assess 21(3):293-296

Endres, H.-J., & Siebert-Raths, A. (2009): Technische Biopolymere. Carl Hanser, München.

European Commission (2018): A European Strategy for Plastics in a Circular Economy URL: http://ec.europa.eu/environment/circular-economy/pdf/plastics-strategy.pdf (accessed 17.04.2018)

Evonik Industries AG (2013): Life Cycle Assessment of biobased polyamides VESTAMID Terra. Evonik. http://www.vestamid.de/sites/dc/Downloadcenter/Evonik/Product/VESTAMID/en/technical-literature/VESTAMID%20Terra%20-%20Life%20Cycle%20Analysis.pdf (Abgerufen am 22.08.2016)

Finkbeiner, Matthias (2013): Indirekte Landnutzungsänderungen in Ökobilanzen – wissenschaftliche Belastbarkeit und Übereinstimmung mit internationalen Standards. Technische Universität Berlin, Berlin (VDB und OVID).

Finkbeiner M. et al. (2014): Challenges in Life Cycle Assessment: An Overview of Current Gaps and Research Needs. In: Klöpffer W. (eds) Background and Future Prospects in Life Cycle Assessment. LCA Compendium – The Complete World of Life Cycle Assessment. Springer, Dordrecht.

Finkbeiner,M. (2015): Grundlegende Anmerkungen zur PEF-Erfassungsmethode. BDI-Workshop: PEF sinnvoll gestalten, 17.Juni 2015 Berlin http://bdi.eu/media/themenfelder/umwelt/downloads/umweltinformationen-produkte-und-dienstleistungen/Folien_Prof._Finkbeiner__Workshop_PEF_17.06.2015.pdf, (Abgerufen am 27.06.2017)

Finnveden, G.; Eldh, P.; Johansson, J. (2006): Weighting in LCA based on ecotaxes. In: Int J Life Cycle Assess 11(Supplement 1):81–88.

Finnveden; Goran et al. (2009): Recent developments in Life Cycle Assessment. In: Journal of Environmental Management 91(1):1-21 (September 2009).

Frischknecht, R.; Steiner, R.; Jungbluth, N. (2008): The Ecological Scarcity Method – Eco-Factors 2006. A method for impact assessment in LCA. Environmental studies no. 0906. Federal Office for the Environment (FOEN), Bern.188 pp.
Frischknecht, R.; Fantke, P. et al. (2016): Global guidance on environmental life cycle impact assessment indicators: Progress and case study. In: International Journal of Life Cycle Assessment, vol 21, pp. 429–442. DOI: 10.1007/s11367-015-1025-.

Gabler Verlag (2018): Springer Gabler Verlag (Herausgeber), Gabler Wirtschaftslexikon, Stichwort: First Tier Supplier,http://wirtschaftslexikon.gabler.de/Archiv/82526/first-tier-supplier-v8.html (Abgerufen am 05.02.2018)

General Programme Instructions for the International EPD System (2015). Version 2.5, Date 2015-05-11

Gerngross, T.; Slater, S. (2000): How green are green plastics? In: Scientific Am. 283 (2): 37- 41

Gnansounou, E.; Dauriat, A.; Villegas, J.; Panichelli, L. (2009): Life cycle assessment of biofuels: energy and greenhouse gas balances. In: Bioresource Technology 100(21), 4919-4930.

Goedkoop M., Spriensma, R. (2001): The Eco-indicator 99 - A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment. Methodology Report. Amersfoort 2001, Third edition.

GPI (2015): General Programme Instructions for the International EPD System – Version 2.5

Groot, W.; Boren, T. (2010): Life cycle assessment of the manufacture of lactide and PLA biopolymers from sugarcane in Thailand. In: Int. J. Life Cycle Assess. 15 (9): 970- 984; DOI: 10.1007/s11367-010-0225-y

Guinée, J.B.; Gorrée, M.; Heijungs, R.; Huppes, G.; Kleijn, R.; Koning, A. de; Oers, L. van; Wegener Sleeswijk, A.; Suh, S.; Udo de Haes, H.A.; Bruijn, H. de; Duin, R. van; Huijbregts, M.A.J. (2002): Handbook on life cycle assessment. Operational guide to the ISO standards. I: LCA in perspective. IIa: Guide. IIb: Operational annex. III: Scientific background. Kluwer Academic Publishers, ISBN 1-4020-0228-9, Dordrecht, 692 pp.

Guinée, JB.; Heijungs, R.; Huppes, G. et al (2011): Life cycle assessment: past, present, and future. In: Environ Sci Technol 45:90–96.

Hanes, RJ. ; Cruze, NB.; Goel, PK.; Bakshi, BR. (2015): Allocation games: addressing the ill-posed nature of allocation in life-cycle inventories. In: Environ Sci Technol 49:7996–8003.

Harding, K.G.; Dennis, J.S.; von Blottnitz, H.; Harrison, S.T.L. (2007): Environmental analysis of plastic production processes: Comparing petroleum-based polypropylene and polyethylene with biologically-based poly-β-hydroxybutyric acid using life cycle analysis. In: J. Biotechnol. 130 (1): 57- 66; DOI:10.1016/j.jbiotec.2007.02.012

Hauschild, Michael; Huijbregts, Mark A. J. (2015): Life cycle impact assessment. Dordrecht: Springer (LCA compendium, the complete world of life cycle assessment).

Hoekstra, A.Y.; Hung, P.Q. (2002): Virtual water trade: A quantification of virtual water flows between nations in relation to international crop trade. Value of Water Research Series. UNESCO-IHE.

Hoekstra, AY; Chapagain, AK; Aldaya, MM; Mekonnen, MM (2011): The water footprint assessment manual: setting the global standard. Water Footprint Network. Enschede, Netherlands.

IBP-GaBi (2017): Ökobilanz und Ganzheitliche Bilanzierung. http://ibp-gabi.de/index.php?article_id=46&clang=0 (Abgerufen am 23.11.2017)

IfBB (2017): Biopolymers- facts and Statistics.Production capacities, processing routes, feedstock, land and water use. https://www.ifbb-hannover.de/files/IfBB/downloads/faltblaetter&broschueren/Biopolymers-Facts-Statistics_2017.pdf

ILCD (2010): European Commission - Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability: International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - General guide for Life Cycle Assessment - Detailed guidance. First edition March 2010. EUR 24708 EN. Publications Office of the European Union, Luxembourg (2010).

IPCC (2007): IPCC Fourth Assessment Report: Climate Change 2007. Glossary. Abrufbar unter: http://www.ipcc.ch/publications_and_data/ar4/syr/en/annexessglossary-j-p.html

ISO 14040:2006: International Organization for Standardization, Environmental Management – Life Cycle Assessment – Principles and Framework (ISO 14040:2006). European Committee for Standardization, Brussels, Belgium (2006).

ISO 14044:2006: International Organization for Standardization, Environmental Management – Life Cycle Assessment – Requirements and Guidelines (ISO 14044:2006). European Committee for Standardization, Brussels, Belgium (2006).

ISO 14046:2014 (2014): Environmental management - water footprint - principles, requirements and guidelines.

ISO 14067 (2014): DIN ISO 14067. Treibhausgase – Carbon Footprint von Produkten – Anforderungen an und Leitlinien für quantitative Bestimmung und Kommunikation. Deutsche und Englische Fassung CEN ISO/TS 14067:2014.

Itsubo, N. (2015): Weighting. Chapter 15 “Life Cycle Impact Assessment” (Hauschild, M. Z.; Huijbregts M. A. J.). In: LCA compendium – the complete world of life cycle assessment (Klöpffer W.; Curran, M. A.) Springer, Dordrecht.

Jolliet, O.; Frischknecht, R.; Bare, J.; Boulay, A.-M.; Bulle, C.; Fantke, P.; Gheewala, S. et al. (2014): Global guidance on environmental life cycle impact assessment indicators: findings of the scoping phase. In: Int. J. Life Cycle Assess. 19, 962-967.

Jørgensen, S.; Hauschild, M..; Nielsen, P. (2015): The potential contribution to climate change mitigation from temporary carbon storage in biomaterials. Int J Life Cycle Assess 20(4): 451–462 (2015)

Kaltschmitt, M; Schebek, L. (2015): Umweltbewertung für Ingenieure. Springer Vieweg, Berlin 2015.

Kendall, A. (2012): A life cycle assessment of biopolymer production from material recovery facility residuals. In: Resour., Conserv. and Recycl. 61: 69-74; DOI: http://dx.doi.org/10.1016/j.resconrec.2012.01.008

Kerkhof, A.; Terlouw,W.; Viera,M.; Alexandre, C.; Bagard, R. (2017): Technical evaluation of the EU EF pilot phase – Evaluation report. http://ec.europa.eu/environment/eussd/smgp/pdf/HD_pilot_eval_final.pdf

Kim, S.; Dale, B. (2005): Life Cycle Assessment Study of Biopolymers (Polyhydroxyalkanoates) Derived from No-Tilled Corn. In: Int. J. Life Cycle Assess. 10 (3): 200-210; DOI: 10.1065/lca2004.08.171

Kim, S.; Dale, B. (2008): Energy and greenhouse gas profiles of polyhydroxybutyrates derived from corn grain: A Life Cycle Perspective. In: Environ. Science & Technol. 42 (20): 7690-7695; DOI: 10.1021/es8004199

Kirschbaum, M. (2006): Temporary Carbon Sequestration cannot prevent Climate Change. Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change (2006) 11: 1151–1164

Klöpffer, W. (2010): Wirkungsabschätzungsmethoden und Querverbindungen im Rahmen der Ökobilanz – Unterschiede zum Risk Assessment. In: Umweltwiss Schadst Forsch (2010) 22:123–127.

Klöpffer, W.; Grahl, B. (2009): Ökobilanz (LCA): Ein Leitfaden für Ausbildung und Beruf. Wiley-VCH, Weinheim.

Koellner, T.; de Baan, L.; Beck, T.; Brandão, M.; Civit, B.; Goedkoop, M.; Margni, M.; i Canals, L.; Müller-Wenk, R.; Weidema, B.; Wittstock, B. (2013a): Principles for life cycle inventories of land use on a global scale. In: Int. J. Life Cycle Assess. 18, 1203–1215.

Koellner, T.; de Baan, L.; Beck, T.; Brandão, M.; Civit, B.; Margni, M.; i Canals, L.; Saad, R.; de Souza, D.; Müller-Wenk, R. (2013b): UNEP-SETAC guideline on global land use impact assessment on biodiversity and ecosystem services in LCA. In: Int. J. Life Cycle Assess. 18, 1188-1202.

Kounina, Anna; Margni, Manuele; Bayart, Jean-Baptiste; Boulay, Anne-Marie; Berger, Markus; Bulle, Cecile et al. (2013): Review of methods addressing freshwater use in life cycle inventory and impact assessment. In: Int J Life Cycle Assess 18 (3), S. 707–721.

Kurdikar, D.; Fournet, L.; Slater, S.C.; Paster, M.; Gruys, K.J.; Gerngross, T.U.; Coulon, R. (2000): Greenhouse Gas Profile of a Plastic Material Derived from a Genetically Modified Plant. In: J. Industrial Ecol. 4 (3): 107-122; DOI: 10.1162/108819800300106410

Lindeijer, E.; Müller-Wenk, R.; Steen, B. et al. (2002): Resources and land use. In: Udo de Haes, H.; Jolliet, O. et al.: Life-cycle impact assessment: striving towards best practice. SETAC Press, Pensacola.

Lindner, Jan Paul (2016): Quantitative Darstellung der Wirkungen landnutzender Prozesse auf die Biodiversität in Ökobilanzen. Dissertation, Fraunhofer Verlag, Stuttgart (2016).

Liptow, C.; Carus, M.; Lozanovski, A.; Lindner, J.-P.; Essel, R.; Albrecht, S.; Held, M. (2017): Handlungsempfehlungen für die Durchführung und Umsetzung von Ökobilanzen für die stoffliche Nutzung von Biomasse im Spannungsfeld der Politik (ÖkoStoff) – Schwerpunkt Wirkungskategorie Klimawandel

Luo, L.; van der Voet, E.; Huppes, G.; de Haes, H. (2009): Allocation issues in LCA methodology: a case study of corn stover-based fuel ethanol. In: The International Journal of Life Cycle Assessment 14(6), 529-539.

Mattila, T.; Helin, T.; Antikainen, R.; Soimakallio, S.; Pingoud, K.; Wessman, H. (2011): Land Use in Life Cycle Assessment. The Finnish Environment 24/2011. Finnish Environment Institute, Helsinki (2011)

McManus,M.; Taylor,C. (2015): The changing nature of life cycle assessment. In: Biomass & Bioenergy (Nov 2015); 82:13-26

McManus,M.C., Taylor,C.M.; Mohr,A.; Whittaker, C.; Scown, C., Borrion, A.; Glithero, N.; Yin,Y. (2015): Challenge clusters facing LCA in environmental decision-making-what we can learn from biofuels. Int J Life Cycle Assess 20(10):1399-1414

MEA Millennium Ecosystem Assessment (2005): Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis Report. Washington DC: Island Press.

Michelsen, O. (2008): Assessment of Land Use Impacts on Biodiversity. Proposal of a new methodology exemplified with forestry operations in Norway. In: International Journal of Life Cycle Assessment, Vol. 13 (2008), Nr. 1, S. 22-31. Springer Verlag, Heidelberg.

Mila i Canals, L. (2003): Contributions to LCA methodology for agricultural systems. Sitedependency and soil degradation impact assessment. Ph.D thesis. Autonomous University of Barcelona, Barcelona.

Milà i Canals, Llorenç (2007a): Land Use in LCA - A New Subject Area and Call for Papers. In: Int J Life Cycle Assessment 12(1):1.

Milà i Canals, L.; Bauer, C.; Depestele, J. et al. (2007b): Key elements in a framework for land use impact assessment within LCA. In: Int J Life Cycle Assess 12:5–15.

Milà i Canals, L.; Romanyà, J.; Cowell, S.J. (2007c): Method for assessing impacts on life support functions (LSF) related to the use of 'fertile land' in Life Cycle Assessment (LCA). In: J Clean Prod. 15, 1426–1440.

Milà i Canals, L.; Michelsen, O.; Teixeira, R.; Souza, D.; Curran, M.; Antón, A.; (2014): Building consensus for assessing land use impacts on biodiversity in LCA. In: Schenck, R.;
Huizenga, D.: Proceedings of the 9th International Conference on Life Cycle Assessment in the Agri-Food Sector (LCA Food 2014). ACLCA, Vashon, WA, USA.

Milà i Canals, L.; de Baan, L. (2015): Land Use. Chapter 11 "Life Cycle Impact Assessment" (Hauschild, M. Z.; Huijbregts M. A. J.). In: LCA compendium – the complete world of life cycle assessment (Klöpffer W.; Curran, M. A.) Springer, Dordrecht, pp 197-222.

Müller-Wenk, R. (1998): Land use – the main threat to species. How to Include land use in LCA. IWÖ – Diskussionsbeitrag No. 64. IWÖ, Universität St. Gallen, St. Gallen.

Naturkapital Deutschland – TEEB DE (2016): Ökosystemleistungen in ländlichen Räumen – Grundlage für menschliches Wohlergehen und nachhaltige wirtschaftliche Entwicklung. Hrsg. von Christina von Haaren und Christian Albert. Leibniz Universität Hannover, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ. Hannover, Leipzig.

Naturkapital-Teeb (2017a): Ökosystemfunktion. http://www.naturkapital-teeb.de/glossar.html?tx_a21glossary%5Buid%5D=43&cHash=cef35d7a9dfd4ab018e780267885c90d (Abgerufen am 28.09.2017)

Naturkapital-Teeb (2017b): Ökosystemtleistungen. http://www.naturkapital-teeb.de/glossar.html?tx_a21glossary%5Buid%5D=44&cHash=ebd1841ebd8c9c9aa43961ed0759bd6b (Abgerufen am 28.09.2017)

Novamont (2012): Environmental Product Declaration. MATER-BI CF05S Registration number: S-P-00222, 29.09.2012

Núñez, Montserrat; Bouchard, Christian R.; Bulle, Cécile; Boulay, Anne-Marie; Margni, Manuele (2016): Critical analysis of life cycle impact assessment methods addressing consequences of freshwater use on ecosystems and recommendations for future method development. In: Int J Life Cycle Assess 21 (12), S. 1799–1815. DOI: 10.1007/s11367-016-1127-4.

Papong, S.; Malakul, P.; Trungkavashirakun, R.; Wenunun, P.; Chom-in, T.; Nithitanakul, M.; Sarobol, E. (2014): Comparative assessment of the environmental profile of PLA and PET drinking water bottles from a life cycle perspective. In: J. Clean. Prod. 65: 539-550; DOI: http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.09.030

PAS2050:2008 (2011): British Standards, Specification for the Assessment of the Life Cycle Greenhouse Gas Emissions of Goods and Services. PAS 2050:2008. Publicly Available Specification. BS, London (2011).

Patel, M.K.; Crank, M.; Dornburg, V.; Hermann, B.; Roes, L.; Hüsing, B.; Overbeek, L.; Terragni, F.; Recchia, E. (2006): Medium and Long- term Opportunities and Risks of the Biotechnological Production of Bulk Chemicals from Renewable Resources – The BREW Project. Utrecht University, Department of Science, Technology and Society (STS) / Copernicus Institute, Netherlands

Pawelzik, P. et al. (2013): Critical aspects in the life cycle assessment (LCA) of bio-based materials – Reviewing methodologies and deriving recommendations. In: Resources, Conservation and Recycling 73:211– 228.

PEF (2013): EC JRC: Empfehlung der Kommission vom 9. April 2013 für die Anwendung gemeinsamer Methoden zur Messung und Offenlegung der Umweltleistung von Produkten und Organisationen. Amtsblatt der EU, 2013/179/EU (2013).

PEFCR v6.1 (2017): European Commission: PEFCR Guidance document, - Guidance for the development of Product Environmental Footprint Category Rules (PEFCRs), version 6.1, 2017.

Petchprayul, S.; Malakul, P.; Nithitanakul, M.; Papong, S.; Wenunun, P.; Likitsupin, W.; Chom-in, T.; Trungkavashirakun, R.; Sarobol, E. (2012): Life Cycle Management of Bioplastics for a Sustainable Future in Thailand: Sa- med Island Model. In: Chemical Eng. Trans. 29: 265-270; DOI: 10.3303/CET1229045

Pfister, S.; Koehler, A.; Hellweg, S. (2009): Assessing the environmental impacts of freshwater consumption in LCA. In: Environ Sci Technol 43:4098–4104.

Pfister, S. (2015): Water Use. Chapter 12 “Life Cycle Impact Assessment” (Hauschild, M. Z.; Huijbregts M. A. J.). In: LCA compendium – the complete world of life cycle assessment (Klöpffer W.; Curran, M. A.) Springer, Dordrecht, pp 223-245.

Rosenbaum, R. K. (2008): USEtox–The UNEP-SETAC toxicity model: recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in Life Cycle Impact Assessment. In: Int. J Life Cycle Assess 13(7):532–546.

Sakai, K.; Taniguchi, M.; Miura, S.; Ohara, H.; Matsumoto, T.; Shirai, Y. (2004): Making Plastics from Garbage: A Novel Process for Poly-L-Lactate Production from Municipal Food Waste. In: J. Industrial Ecol. (3-4): 63- 74; DOI: 10.1162/108819803323059406

Sala, S; Benini, L.; Castellani, V.; Vidal-Legez, B. (2016): Environmental Footprint – Update of Life Cycle Impact Assessment methods. DRAFT for TAB, Resources, water, land, May 2016.

Schmidt, J.H., et al. (2015): A framework for modelling indirect land use changes in Life Cycle Assessment. In: Journal of Cleaner Production, http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.03.013.

Shen, L.; Worrell, E.; Patel, M.K. (2012): Comparing life cycle energy and GHG emissions of bio- based PET, recycled PET, PLA and man- made cellulose. In: Biofuels, Bioprod. Biorefining 6 (6): 625-639; DOI: 10.1002/bbb.1368

Singh, A.; Pant, D.; Korres,N.; Nizami, A-S.; Prasad, S.; Murphy, J. (2010): Key issues in life cycle assessment of ethanol production from lignocellulosic biomass: Challenges and perspectives. In: Bioresource Technology 101 (2010) 5003–5012

Spierling S, Knüpffer E, Behnsen H, Mudersbach M, Krieg H, Springer S, Albrecht S, Herrmann C, Endres H-J (2018): Bio-based plastics - A review of environmental, social and economic impact assessments, Journal of Cleaner Production (2018), doi: 10.1016/j.jclepro.2018.03.014.

Taelman, S. E.; Schaubroeck, T.; De Meester, S.; Boone, L.; Dewulf, J. (2016): Accounting for land use in life cycle assessment: The value of NPP as a proxy indicator to assess land use impacts on ecosystems. In: Science of the Total Environment 550 (2016) 143–156

Taengwathananukool, S.; Chidthaisong, A.; Gheewala, S.H.; Chiarakorn, S.; Theinsathid, P. (2013): Environmental Impact Assessment of Bioplastic and Melamine-based Coffee Cup Production. In: J. of Sustain. Energy & Environ. 4 (3): 103-111

Teixeira, R.; Souza, D.M.; Curran, M.; Antón, A.; Michelsen, O.; Milà i Canals, L. (2016): Towards consensus on land use impacts on biodiversity in LCA: UNEP/SETAC Life Cycle Initiative preliminary recommendations based on expert contributions. In: J. Clean. Prod. 112, 4283–4287.

Torres de Matos, C.; Cristobal Garcia, J.; Aurambout, J.-P. (2015): Environmental Sustainability Assessment of Bioeconomy Products and Processes. Progress Report 1.

Tsiropoulos, I.; Faaij, A.P.C.; Lundquist, L.; Schenker, U.; Briois, J.F.; Patel, M.K. (2015): Life cycle impact assessment of bio- based plastics from sugarcane ethanol. In: J. Clean. Prod. 90: 114-127; DOI: http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.11.071

UBA (2008): Der „gute ökologische Zustand“ naturnaher terrestrischer Ökosysteme - ein Indikator für Biodiversität? - Tagungsband zum Workshop in Dessau 19./20.9.2007. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, August 2008.

UN CPC 347 (2015): The International EPD® System: PRODUCT GROUP CLASSIFICATION: UN CPC 347 PLASTICS IN PRIMARY FORMS. Version 2.11 (2015). GPI (2015): General Programme Instructions for the International EPD System – Version 2.5

UNEP & SETAC (2011): Global Guidance Principles for Life Cycle Assessment Databases – A basis for greener processes and products.'Shonan Guidance Principles'. http://www.lifecycleinitiative.org/wp-content/uploads/2012/12/2011%20-%20Global%20Guidance%20Principles.pdf

UNEP/SETAC Life Cycle Initiative (2016): Global Guidance for Life Cycle Impact Assessment Indicators: Volume 1. United Nations Environment Programme, 2016.

Vidal, R.; Martínez, P.; Mulet, E.; González, R.; López-Mesa, B.; Fowler, P.; Fang, J.M. (2007): Environmental assessment of biodegradable multilayer film derived from carbohydrate polymers. In: J. Polym. and Environ. 15 (3): 159-168; DOI: 10.1007/s10924-007-0056-5

Vidal-Legaz, B.; Sala, S.; Antón, A.; Maia De Souza, D.; Nocita, M.; Putman, B.; Teixeira, RFM. (2016): Land-use related environmental indicators for Life Cycle Assessment. JRC Technical report. Luxembourg: Publications Office of the European Union, pp.44 doi: 10.2788/905478.

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: Polym. Degrad. and Stab. 80 (3): 403-419; DOI: http://dx.doi.org/10.1016/S0141-3910(02)00372-5

Vink, E.T.H.; Glassner, D.A.; Kolstad, J.J.; Wooley, R.J.; O'Connor, R.P. (2007): The eco-profile for current and near-future NatureWorks polylactide (PLA) production. In: Industrial Biotechnol. 3 (1): 58-81

Vink, E.T.H.; Davies, S.; Kolstad, J.J. (2010): The eco- profile for current Ingeo polylactide production. In: Industrial Biotechnol. 6 (4): 212-224

Vink, E.T.H.; Davies, S. (2015): Life Cycle Inventory and Impact Assessment Data for Ingeo Polylactide Production. In: Industrial Biotechnol. 11 (3): 167-180

Vogtländer, J.; van der Velden, N.; Lugt, P. (2014): Carbon sequestration in LCA, a proposal for a new approach based on the global carbon cycle; cases on wood and on bamboo. Int J Life Cycle Assess (2014) 19:13-23

WBCSD (2010): The global water tool. www.wbcsd.org. Geneva, Switzerland.

WBCSD (2014) – Life Cycle Metrics for Chemical Products- A guideline by the chemical sector to assess and report on the environmental footprint of products, based on life cycle assessment. http://www.wbcsd.org/contentwbc/download/1886/23998

Weidema, B.; Wesnaes, M. (1996): Data quality management for life cycle inventories – an example of using data quality indicators. Journal of Cleaner Prod. Vol 4,No.3-4;167-174

Weidema, Bo P. (2004): Geographical, technological and temporal delimitation in LCA. Environmental News No. 74 2004.

Weidema, B. (2013): Guide to interpret the EU PEF Guide published April 9th 2013 as annex II to the Commission Recommendation on the use of common methods to measure and communicate the life cycle environmental performance of products and organisations. https://lca-net.com/files/Guide-to-interpret-the-EU-PRODUCT-ENVIRONMENTAL-FOOTPRINT.pdf

Weidema, B. (2015): Harnessing the End-of-Life Formula URL: https://lca-net.com/blog/harnessing-the-end-of-life-formula/ (accessed 28.02.2018)

Wiloso, E. I.;Heijungs, R. (2013): Key Issues in conducting LCA of Bio-based Renewable Energy Sources. In: Life Cycle Assessment of Renewable Energy Sources, Springer 2013, p.13-36.

WULCA (2017): http://www.wulca-waterlca.org/aware.html (Abgerufen am 14.09.2017)

Yokosuka, A.; Baitz, M.; Deimling, S.; Iriyama, K. (2004): Is it reasonable to produce biodegradable plastic for a higher environmental friendliness during end of life? In: Trans. Mater. Res. Society Jpn. 29 (5): 1875-1878

Yu, J.; Chen, L. (2008): The greenhouse gas emissions and fossil energy requirement of bioplastic from cradle to gate of biomass refinery. In: Environ. Science & Technol. 42 (18): 6961-6966; DOI: 10.1021/es7032235

Zamagni A, Guinée J, Heijungs R, Masoni P, Raggi A (2012). Lights and shadows in consequential LCA. The International Journal of Life Cycle Assessment 17(7), 904-918.

Ziem, S.; Chudziak, C.; Taylor, R.; Bauen, A.; Murphy, R.J.; Guo, M.; Akhurst, M. (2013): Environmental assessment of Braskem's biobased PE resin. Summary of the life cycle assessment, land-use change and water footprint reports. E4tech, LCAworks, London