

Leitfaden 1.0

zur
einheitlichen, methodischen Vorgehensweise
bei der Ökobilanzierung in der Bioökonomie
-
Grundlagen

erstellt von der
Technischen Hochschule Rosenheim
innerhalb des vom Bundesministerium für Wirtschaft und Klimaschutz
(BMWK) geförderten
nationalen Transformationsnetzwerks zur Beschleunigung der
industriellen Bioökonomie (TransBiB)

Stand: März 2025



Gefördert durch:



aufgrund eines Beschlusses
des Deutschen Bundestages

Inhalt

Abbildungsverzeichnis.....	3
Tabellenverzeichnis.....	3
Abkürzungen	4
1 Das Projekt TransBIB.....	5
2 Ökobilanzierung nach ISO 14040 und 14044	6
2.1 Grundsätze einer Ökobilanz	6
2.2 Phasen einer Ökobilanz.....	6
2.3 Grundsätzliche Eigenschaften einer Ökobilanz	7
2.4 Flüsse, Prozessmodule und Produktsysteme.....	8
3 Anwendungsbeispiel (Schritt-für-Schritt-Anleitung)	9
3.1 Phase 1 Festlegung von Ziel und Untersuchungsrahmen.....	9
3.1.1 Funktionelle Einheit	9
3.1.2 Systemgrenze	10
3.1.3 Allokation	12
3.1.4 Abschneidekriterien	14
3.2 Phase 2 Sachbilanz	15
3.3 Phase 3 Wirkungsabschätzung	18
3.4 Phase 4 Auswertung	20
3.5 Checkliste Relevante Bestandteile der Ökobilanz	22
4 Herausforderungen der Ökobilanzierung in der Bioökonomie	26
5 LCA-relevante Normen und Standards in der Bioökonomie	27
5.1 Kurzbeschreibung der Normen und Standards	27
5.2 Beschreibung der Vergleichskriterien	30
5.3 Heatmap.....	31
5.4 Entscheidungsbaum.....	32
6 Berichterstattung nach CSRD und GHG Protocol	34
Literatur.....	38
Anhang	39

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1 Die vier Phasen der Ökobilanz (eigene Darstellung in Anlehnung an ISO 14040).....	6
Abbildung 2 Arten der Ökobilanzierung.....	7
Abbildung 3 Technische Systemgrenzen der Ökobilanzierung.....	10
Abbildung 4 Beispielhaftes Systemfließbild mit Systemgrenze, Vordergrund- und Hintergrundsystem....	11
Abbildung 5 Beispielhafte Ergebnisdarstellung einer a) Betragsanalyse und b) vergleichenden Analyse	20
Abbildung 6 Verschiedene Ansätze zur Bewertung von biogenem C.....	26
Abbildung 7 Anwendungsbereich und Überschneidungen dieser LCA-relevanter Normen und Standards sowie deren Gültigkeitsbereich	29
Abbildung 8 Heatmap zur qualitativen Einstufung LCA-relevanter Normen und Standards hinsichtlich Vergleichskriterien. Die Qualität misst sich an der Anforderung größtmöglicher Transparenz sowie Detailgrad der Anleitung	31
Abbildung 9 Entscheidungsbaum zu dem qualitativen Vergleich der fundamentalen LCA-Normen mit dem PEF sowie Bereitstellung qualitativ gleichwertiger oder höher eingestufte Normen und Standards	33
Abbildung 10 Schrittweise Ausweitung der Berichterstattungspflicht nach CSRD	34
Abbildung 11 Zuweisung von THG-Emissionen in Abhängigkeit verschiedener Standards.....	35
Abbildung 12 Systemgrenzen im B2B, B2C und C2B Bereich	36
Abbildung 13 Untersuchungsrahmen zur Bewertung der biobasierten Kunststoffbecher nach GHG Protocol	36
Abbildung 14 Bewertung der biobasierten Kunststoffbecher nach GHG Protocol in einer Excel-Tabelle.....	37

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1 Funktionelle Einheit	9
Tabelle 2 Festlegung der Systemgrenze.....	11
Tabelle 3 Festlegung der Allokationsmethode	13
Tabelle 4 Festlegung der Abschneidekriterien	14
Tabelle 5 Dokumentation der Sachbilanzdaten des Vordergrundsystems	15
Tabelle 6 Quellen für Primär- und Sekundärdaten.....	16
Tabelle 7 Plattformen, Datenbanken und Softwarelösungen für die Ökobilanzierung.....	16
Tabelle 8 Wirkungskategorien PEF	19
Tabelle 9 Ermittlung signifikanter Parameter und Durchführung einer Sensitivitätsanalyse	21
Tabelle 10 Checkliste Phase 1 Ziel und Untersuchungsrahmen	22
Tabelle 11 Checkliste Phase 2 Sachbilanz	23
Tabelle 12 Checkliste Phase 3 Wirkungsabschätzung	24
Tabelle 13 Checkliste Phase 4 Auswertung	25

Tabelle 14 Anwendungsbereiche und Überschneidungen LCA-relevanter Normen und Standards in der Bioökonomie	29
Tabelle 15 Relevante Kriterien für die Ökobilanzierung in der Bioökonomie	30
Tabelle 16 Template zur Dokumentation der Sachbilanzdaten	39

Abkürzungen

CFP/PCF	Product Carbon Footprint
CH4	Methan
CO2	Kohlenstoffdioxid
EPD	Environmental Product Declaration
GHG	Greenhouse Gas
LCA	Life Cycle Assessment
LCI	Life Cycle Inventory (Sachbilanz)
LCIA	Life Cycle Impact Assessment (Wirkungsabschätzung)
N2O	Distickstoffmonoxid
PCR	Product Category Rule
PEF/OEF	Environmental Footprint of Products/ Environmental Footprint of Organisations
THG	Treibhausgas

1 Das Projekt TransBIB

Die Bioökonomie steht für ein nachhaltiges Wirtschaftsprinzip, das biologische Ressourcen und das damit verbundene Wissen nutzt, um mithilfe fortschrittlicher Technologien innovative Produkte und Prozesse zu entwickeln. Ziel ist es dabei, eine umweltfreundliche und klimaneutrale Wirtschaftsweise zu schaffen, die ökologische und wirtschaftliche Vorteile vereint und sich an natürlichen Kreisläufen orientiert (BMBF & BMEL 2022). Der Klimawandel und geopolitische Spannungen, wie die Konflikte in Osteuropa, machen einen schnellen Wandel zu einer nachhaltigen und biobasierten Wirtschaft dringender denn je, um fossilbasierte Emissionen zu reduzieren und die Unabhängigkeit von fossilen Ressourcen zu realisieren. In Deutschland gibt es bereits umfangreiche Technologien und Wissen zur industriellen Bioökonomie, die in Modellregionen, Innovationsclustern, Verbundprojekten, Scale-up-Einrichtungen oder Einzelakteuren entwickelt wurden. Diese Innovationen finden jedoch oft nicht den Weg in die breite Anwendung, da es an Vernetzung, Sichtbarkeit und effektiven Übertragungsstrategien fehlt.

Das nationale Transfernetzwerk zur Beschleunigung der industriellen Bioökonomie (TransBIB) setzt hier an und wirkt dem mit einer Plattform zur Vernetzung, Wissensvermittlung sowie Skalierung und Transfer entgegen. Ziel ist es, die Transformation von Industrie und Gesellschaft hin zu einer industriellen Bioökonomie durch bundesweite Wissensbündelung, -nutzung und Zusammenarbeit zu beschleunigen.

Die Lebenszyklusanalyse (Ökobilanz) spielt in der Bioökonomie eine wichtige Rolle, da sie eine umfassende Bewertung der Auswirkungen von Produkten und Prozessen auf die Umwelt ermöglicht. In einer Ökobilanz werden alle wesentlichen Umweltwirkungen entlang des gesamten Lebensweges eines Produktes von der Rohstoffgewinnung über die Produktion und Nutzung bis hin zur Entsorgung erfasst. Entscheidend für eine aussagekräftige und vergleichbare Bewertung ist eine einheitliche Vorgehensweise. Doch weder in der Praxis noch in der Forschung ist derzeit - insbesondere bei der Bewertung biobasierter Produkte - ein Konsens zu einer einheitlichen Vorgehensweise zu finden. Grund dafür sind verfügbare Normen und Standards, die zwar Anleitung für verschiedene Produkte oder Sektoren bieten, aber unterschiedliche Anforderungen stellen.

Für mehr Konsistenz und Transparenz in der Ökobilanzierung innerhalb der Bioökonomie bietet der vorliegende Leitfaden Hilfestellung. In diesem sind zunächst die Grundlagen der Ökobilanzierung (Kapitel 2) sowie eine strukturierte Schritt-für-Schritt-Anleitung für die Erstellung einer Ökobilanz (Kapitel 3) anhand eines vereinfachten Beispiels gegeben. Im Weiteren sind die Herausforderungen der Ökobilanzierung, die sich speziell bei der Bilanzierung biobasierter Produkte ergeben, beschrieben (Kapitel 4). Richtlinien und Anleitung dafür sind in verschiedenen Normen und Standards enthalten (Kapitel 5). Ein Vergleich dieser zeigt die Unterschiede sowie Stärken und Schwächen der Normen und Standards in Bezug auf für die Bioökonomie relevante Bewertungskriterien. Abschließend ist eine kurze Erläuterung von Scope 1-3 für die Berichterstattung nach der Corporate Sustainability Reporting Directive (CSRD) oder dem Greenhouse Gas Protocol (GHG Protocol) (Kapitel 6) gegeben.

2 Ökobilanzierung nach ISO 14040 und 14044

2.1 Grundsätze einer Ökobilanz

Die Ökobilanz oder auch Lebenszyklusanalyse (engl.: Life Cycle Assessment, LCA) ist eine Methode, mit der die von einem Produkt ausgehenden Umweltaspekte und Umweltauswirkungen über dessen gesamten Lebenszyklus bilanziert werden. Dafür werden alle damit in Verbindung stehenden Materialien, Inhaltsstoffe und Verarbeitungsprozesse nach Vorgaben der ISO 14040 (ISO, 2021a) und ISO 14044 (ISO, 2021b) analysiert. Die möglichst ganzheitliche Erfassung eines Produktes bildet dabei den Grundgedanken, weshalb vorzugsweise mit spezifischen **Primärdaten/Vordergrunddaten** aus der Datenerhebung von Unternehmen gearbeitet werden sollte. Falls nicht verfügbar, werden **Sekundärdaten/Durchschnittsdaten** aus Datenbanken entnommen.

2.2 Phasen einer Ökobilanz

Die nach ISO 14040 verbindlichen Phasen einer Ökobilanz gliedern sich in die (1) Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens, (2) Sachbilanz, (3) Wirkungsabschätzung und (4) Auswertung (siehe Abbildung 1).

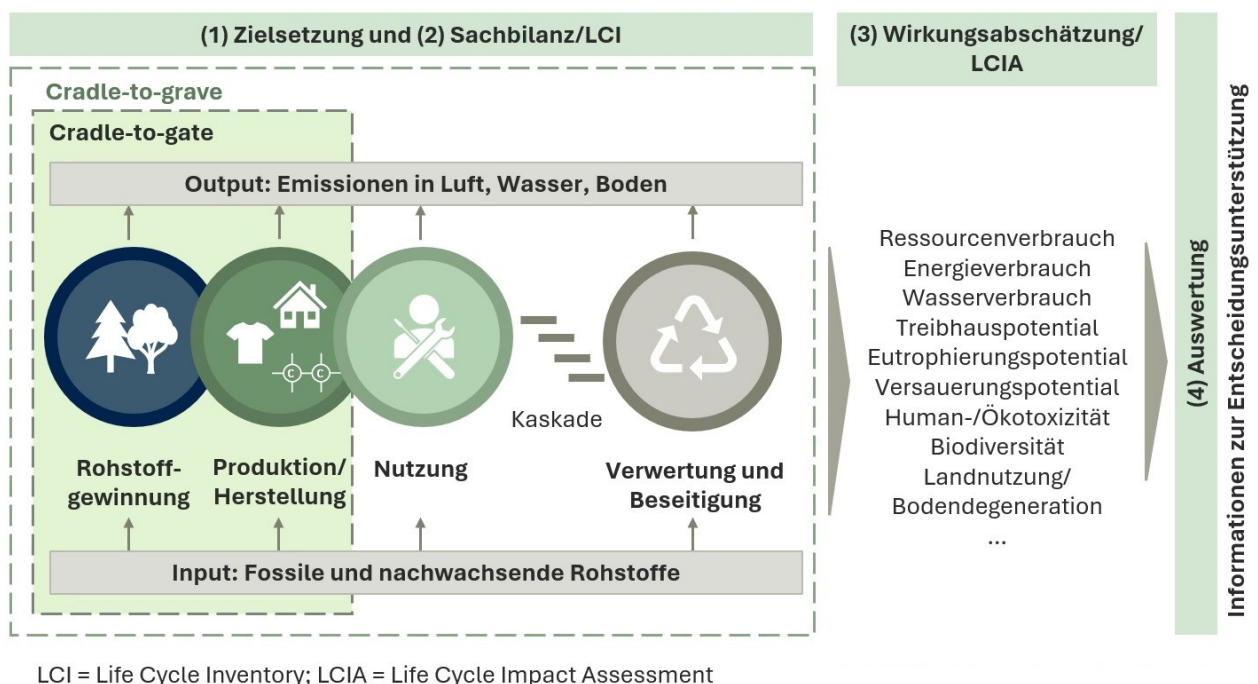


Abbildung 1 Die vier Phasen der Ökobilanz (eigene Darstellung in Anlehnung an ISO 14040)

Die Phasen sind nach ISO 14040 wie folgt definiert:

Ziel und Untersuchungsrahmen

„Der Untersuchungsrahmen einer Ökobilanz, einschließlich der Systemgrenze und des Detaillierungsgrades, hängt vom Untersuchungsgegenstand und von der vorgesehenen Anwendung der Studie ab. Tiefe

und Breite von Ökobilanzen können je nach der Zielsetzung einer bestimmten Ökobilanz beträchtlich schwanken.“

Sachbilanz

„Bestandteil der Ökobilanz, der die Zusammenstellung und Quantifizierung von Inputs und Outputs eines gegebenen Produktes im Verlauf seines Lebensweges umfasst.“

Wirkungsabschätzung

„Bestandteil der Ökobilanz, der dem Erkennen und der Beurteilung der Größe und Bedeutung von potenziellen Umweltwirkungen eines Produktsystems im Verlauf des Lebensweges des Produktes dient.“

Auswertung

„Bestandteil der Ökobilanz, bei dem die Ergebnisse der Sachbilanz oder der Wirkungsabschätzung oder beide bezüglich des festgelegten Ziels und Untersuchungsrahmens beurteilt werden, um Schlussfolgerungen abzuleiten und Empfehlungen zu geben.“

2.3 Grundsätzliche Eigenschaften einer Ökobilanz

Die Ökobilanz stützt sich auf eine funktionelle Einheit. Diese legt den Kern der Untersuchung fest und quantifiziert den Nutzen des zu bewertenden Produktes oder Prozesses. Somit sind alle Inputs und Outputs in der Sachbilanz und demzufolge alle folgenden Analysen auf die funktionelle Einheit bezogen.

Neben dem ganzheitlichen Grundgedanken der Ökobilanzierung sind verschiedene Arten der Ökobilanz möglich, die sich in Zeitaufwand und Umfang der Datenerfassung und Detaillierungsgrad wesentlich unterscheiden (siehe Abbildung 2).

Art	Ökobilanz	Eindimensionale Methode	Teilbilanz	Streamlined LCA, Screening LCA
Zeitaufwand				
Umfang der Datenerfassung				

Abbildung 2 Arten der Ökobilanzierung (eigene Darstellung)

Die Ökobilanz ist die umfangreichste Methode. Bestmöglich werden alle Lebenszyklusphasen mit in die Bewertung einbezogen. Dabei sind Primärdaten von Herstellern den Sekundärdaten/Durchschnittsdaten aus Datenbanken vorzuziehen. In einer Ökobilanz werden die ökologischen Auswirkungen in mehreren Wirkungskategorien bewertet. Eine Wirkungskategorie beschreibt eine Klasse, die wichtige Umweltthemen repräsentiert und der die Umweltwirkungen von Flüssen (Rohstoffe, Materialien, etc.) zugeordnet werden (z. B. Treibhauspotential, Versauerung, Eutrophierung, Toxizität, etc.).

Eindimensionale Methoden wie der Product Carbon Footprint (CFP oder auch PFC) konzentrieren sich auf nur eine Wirkungskategorie. Der CFP befasst sich z. B. mit der Kategorie Treibhauspotential. Eindimensionale Methoden können wiederum in Teilbilanzen oder Screening LCAs angewendet werden.

Teilbilanzen beschränken sich auf einzelne oder wenige Lebenszyklusphasen wie z. B. von der Rohstoffherstellung bis zur Fertigstellung eines Produktes und können für eine bestimmte Technologie oder Region repräsentativ sein.

Die **Streamlined LCA** und die **Screening LCA** arbeiten beide mit leicht erhältlichen oder geschätzten Daten, ggf. auch unter Vernachlässigung einzelner Lebenszyklusphasen. Sie stellen erste grobe Bilanzen dar und können z. B. für interne Entscheidungen in frühen Phasen der Produktentwicklung eingesetzt werden.

In Abhängigkeit des festgelegten Ziels und Untersuchungsrahmens bzw. Wahl der Ökobilanz-Art können folgende Lebenswegbetrachtungen Anwendung finden:

- „von der Wiege bis zur Bahre“ (**cradle-to-grave**)
- „von der Wiege bis zum Werkstor“ (**cradle-to-gate**)
- „vom Werkstor zum Werkstor“ (**gate-to-gate**)
- „spezifische Teile des Lebensweges“ (z. B. Abfallmanagement, etc.)

Am Produktlebenszyklusende bzw. in der **End-of-Life (EoL)** Phase stehen zudem verschiedene Arten des Recyclings zur Wahl, wobei in das **open-loop** und **closed-loop Recycling** unterschieden wird. Bei open-loop Recycling erfolgt die Wiederverwertung von Materialien und Produkten außerhalb des fokussierten Produktsystems (siehe Kapitel 2.4), wobei eine oder keine Änderung inhärenter Materialeigenschaften vorliegen kann. Bei einem closed-loop Recycling erfolgt die Wiederverwertung in demselben Produktsystem, wobei keine Änderung inhärenter Materialeigenschaften vorliegt.

In Bezug auf den Detailgrad sind weiterhin **Abschneidekriterien/ Cut-Off Kriterien** zu definieren. Diese beschreiben, den Anteil der Masse, Energie oder Umweltrelevanz innerhalb des betrachteten Systems, die aus der Ökobilanzierung ausgeschlossen werden. Häufig wird auch die technische Infrastruktur und deren Herstellung aus der Ökobilanz ausgeschlossen (Klöpffer & Grahl 2014).

2.4 Flüsse, Prozessmodule und Produktsysteme

Die Ökobilanz modelliert den Lebensweg eines Produktes als dessen **Produktsystem**. Produktsysteme werden in mehrere **Prozessmodule** (kleinste Einheit des betrachteten Systems) unterteilt. Ihre wesentliche Eigenschaft wird durch ihre Funktion bzw. der funktionellen Einheit definiert. Prozessmodule sind durch **Flüsse** von Zwischenprodukten und/oder Abfällen zur Behandlung zu einem Produktsystem verbunden. Prozessmodule und/oder Produktsysteme sind durch **Produktflüsse** verbunden, während eine Verbindung mit der Umgebung durch **Elementarflüsse** realisiert wird. Die Elementarflüsse enthalten die mit dem System verbundene Nutzung von Ressourcen und Emissionen in Luft, Wasser und Boden. Sie stellen somit die direkte Entnahme von Ressourcen aus der oder die direkte Abgabe von Emissionen in die Natur ohne anthropogene Zwischenschritte dar. Flüsse, die einem Produktsystem zu- oder abgeführt werden, werden auch als **Input-** bzw. **Outputflüsse** bezeichnet.

In Abhängigkeit vom Ziel und Untersuchungsrahmen der Ökobilanz erfolgt auf der Grundlage aller erfassten Daten (Flüsse und Module), die das gesamte Produktsystem beschreiben, die Auswertung. Diese Daten sind die sogenannten **Sachbilanzergebnisse**, anhand der die **Wirkungsabschätzung** erfolgt.

3 Anwendungsbeispiel (Schritt-für-Schritt-Anleitung)

Dieser Leitfaden bietet eine Schritt-für-Schritt-Anleitung zur Erstellung einer Ökobilanz, die speziell auf Produkte der Bioökonomie zugeschnitten ist. Der Prozess der Ökobilanzierung ist in vier Phasen gegliedert (siehe Kapitel 2.2). In den folgenden Abschnitten werden diese vier Phasen auf die Herstellung biobasierter Kunststoffbecher beispielhaft angewendet. Zunächst wird auf besonders relevante Bestandteile innerhalb der vier Phasen detailliert eingegangen (Kapitel 3.1 bis Kapitel 3.4). Daran anschließend ist eine Checkliste in tabellarischer Form gegeben, die alle Bestandteile der Ökobilanz aufführt, die Schritt für Schritt zu bearbeiten sind (Kapitel 3.5, Tabelle 10 bis Tabelle 13). Die bereitgestellten Informationen basieren auf den Literaturquellen Frischknecht (2020), Kaltschmitt (2015) und Klöpffer und Grahl (2014).

3.1 Phase 1 | Festlegung von Ziel und Untersuchungsrahmen

3.1.1 Funktionelle Einheit

Die funktionelle Einheit definiert und quantifiziert den Nutzen des Produktsystems und dient als Referenz für alle Input- und Outputflüsse. Sie beschreibt nicht nur die reine Menge an eingesetzten Materialien für die Herstellung des Produktes. Werden beispielsweise je ein Becher aus Kunststoff, Glas und Aluminium vergleichen bewertet, wäre es nicht zielführend, je 1 kg der Ausgangsmaterialien zu bilanzieren. Da die Becher aus unterschiedlichen Materialien variierende Endgewichte aufweisen, ist der Nutzen der Becher als Referenz für die Ökobilanz zu definieren. Damit werden die Ergebnisse der Ökobilanz vergleichbar. Tabelle 1 gibt eine Übersicht über die Schritte zur Bestimmung der funktionellen Einheit anhand des Beispiels zur Herstellung biobasierter Kunststoffbecher.

Tabelle 1 Funktionelle Einheit

Schritt	Beispiel
Identifizierung des Nutzens	Transport von Flüssigkeit/Getränk
Quantifizierung des Nutzens	300 ml Fassungsvermögen
Festlegung der Lebensdauer	Mehrmalige Verwendung (Mehrweg)
Funktionelle Einheit 50 Stück biobasierte Kunststoffbecher mit einem Fassungsvermögen von 300 ml pro Becher für die mehrmalige Verwendung	

3.1.2 Systemgrenze

Die Festlegung der Systemgrenze ist ein wichtiger Schritt in der Ökobilanz und ist sorgfältig zu dokumentieren. Es ist festzulegen, welche Produkte, Prozesse und Aktivitäten in die Ökobilanz einbezogen werden (**technische Systemgrenze**), welcher zeitlicher Rahmen (z. B. ein Geschäftsjahr) betrachtet wird (**zeitliche Systemgrenze**) und welche Standorte und Länder zu berücksichtigen sind (**geographische Systemgrenze**). Die geographische Systemgrenze umfasst neben dem fokussierten Produktionsstandort/-land auch Länder, aus denen Rohstoffe und Produkte importiert und exportiert sowie Länder in die Entsorgungsprozesse ausgelagert werden. Eine klare Abgrenzung des Systems stellt sicher, dass die Ökobilanz vollständig und für Vergleiche konsistent ist. Mögliche technische Systemgrenzen sind in Abbildung 3 dargestellt.

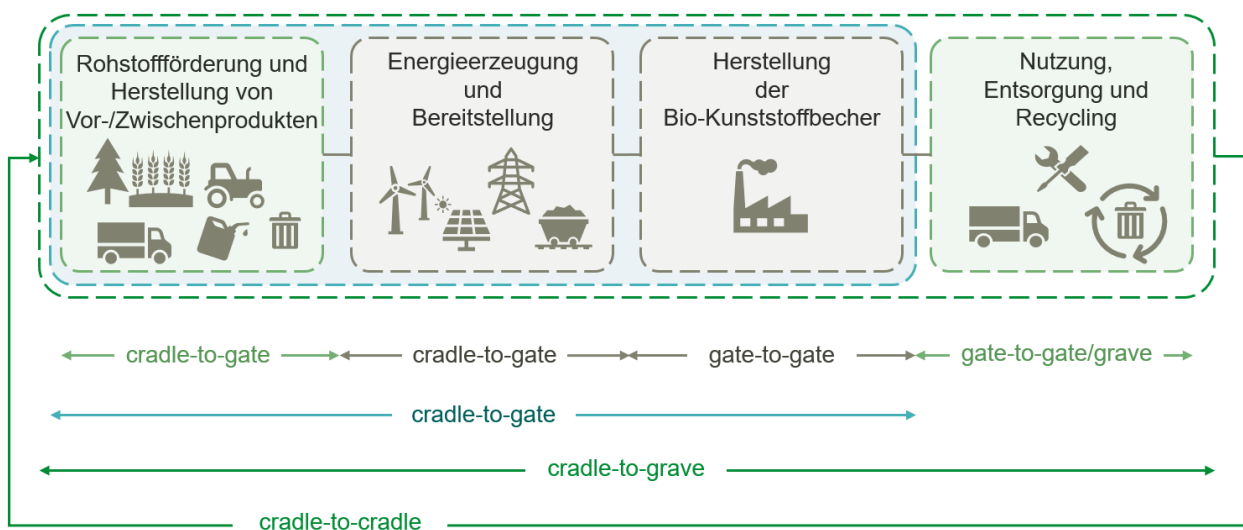


Abbildung 3 Technische Systemgrenzen der Ökobilanzierung (eigene Darstellung)

Innerhalb eines Produktsystems bzw. über den Lebensweg eines Produktes liegen verschiedene Phasen/Prozesse vor, die separiert mit der Systemgrenze cradle-to-gate oder gate-to-gate betrachtet werden können. Bei der Entsorgung oder dem Recycling wäre die Systemgrenze gate-to-grave zu nennen. Diese Bezeichnung ist selten zu finden, aber sie ist dennoch zutreffend. Umfasst die Systemgrenze eine Aneinanderreihung von Prozessen, ist darauf zu achten, dass keine Datendopplungen bzw. Doppelzählungen entstehen.

Es wird empfohlen, die Systemgrenzen des betrachteten Produktsystems in einem Systemfließbild zu visualisieren. Abbildung 4 zeigt beispielhaft die definierten Systemgrenzen für die Herstellung der biobasierten Kunststoffbecher. In dieser Darstellung ist zudem das **Vordergrund-** und das **Hintergrundsystem** hervorgehoben. Das Vordergrundsystem beschreibt den fokussierten Prozess innerhalb des Produktsystems, der im Detail und mit Primärdaten modelliert und bilanziert wird. Das Hintergrundsystem umfasst alle Prozesse und Produkte, die in das Vordergrundsystem eingehen, aber nicht im Detail abgebildet werden. Für das Hintergrundsystem werden Durchschnittsdaten/Sekundärdaten aus Datenbanken o. ä. verwendet.

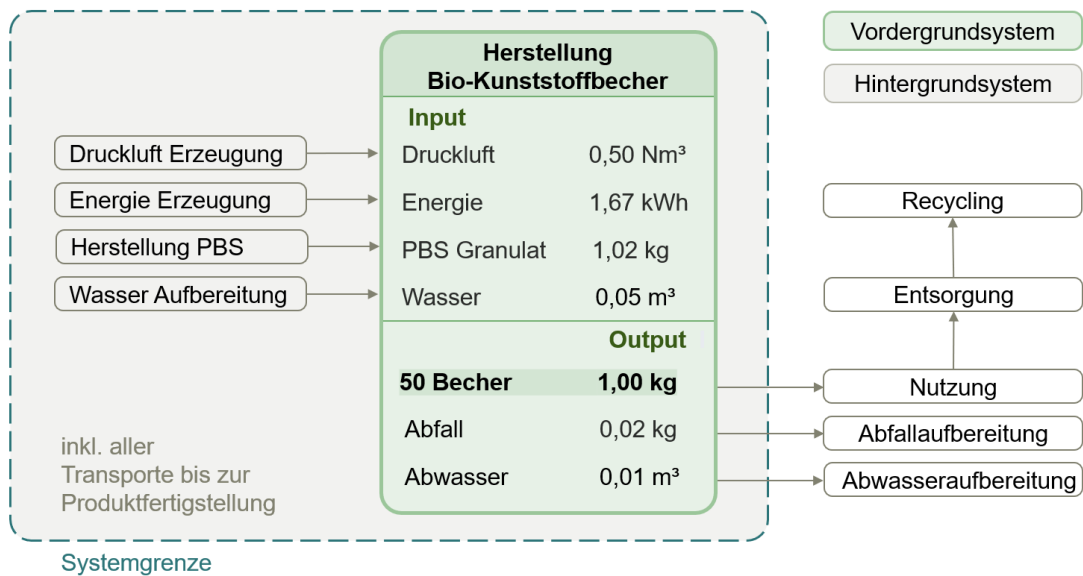


Abbildung 4 Beispielhaftes Systemfließbild mit Systemgrenze, Vordergrund- und Hintergrundsystem (eigene Darstellung)

Das Systemfließbild in Abbildung 4 zeigt die Systemgrenze cradle-to-gate. Somit wird die Herstellung der biobasierten Kunststoffbecher inklusive aller vorgelagerten Prozesse, wie z. B. die Rohstoffbereitstellung, berücksichtigt. Ausgeschlossen sind nachgelagerte Prozesse wie die Nutzung, Entsorgung und mögliche Recyclingprozesse. Tabelle 2 bietet eine Übersicht über die Schritte zur Festlegung der Systemgrenzen anhand des Beispiels zur Herstellung biobasierter Kunststoffbecher.

Tabelle 2 Festlegung der Systemgrenze

Schritt	Beschreibung	Beispiel
Bestimmung der technischen Grenzen	Identifizierung aller Prozesse und Aktivitäten, die mit dem Produktlebenszyklus verbunden sind, sowie relevanter Technologieebenen und -standards	Rohstoffgewinnung und Produktion (cradle-to-gate); herkömmliche industrielle Fertigungstechnologien am Stand der Technik
Bestimmung der geografischen Grenzen	Berücksichtigung aller Standorte und Länder, die in die Analyse einbezogen werden (inkl. Import- und Exportprozesse)	Produktherstellung in Deutschland; Energiebereitstellung in Deutschland; Rohstoffbereitstellung und Herstellung von Vorprodukten weltweit
Bestimmung der zeitlichen Grenzen	Festlegung des Zeitraums, den die Analyse abdeckt	Produktionsjahr und Primär-Datenerfassung: 2024; Bezugsjahr der Sekundärdaten: abweichend

Systemgrenze | Das Produktsystem umfasst die Rohstoffgewinnung und die Produktion der biobasierten Kunststoffbecher inklusive aller Transporte bis zur Produktfertigstellung. Dabei werden konventionelle Fertigungstechnologien am Stand der Technik eingesetzt. Die Herstellung der biobasierten Kunststoffbecher sowie die dafür nötige Energiebereitstellung erfolgt in Deutschland. Rohstoffe und Vorprodukte werden weltweit bezogen. Die Datenerfassung für das Vordergrundsystem bezieht sich auf das Produktionsjahr 2024, wobei Sekundärdaten abweichende Referenzjahre aufweisen.

3.1.3 Allokation

Die Allokation beschreibt die Zuordnung von Umweltnutzen und -belastungen, die durch Ressourcenverbrauch bzw. Herstellungsprozesse entstehen. Es wird in **Multi-Output-Allokation** und **EoL-Allokation** unterschieden. Bei der Multi-Output-Allokation erfolgt die Zuordnung bzw. Aufteilung der erfassten Umweltwirkungen zwischen dem fokussierten Hauptprodukt und simultan entstehenden Koppelprodukten. Bei der EoL-Allokation erfolgt die Zuordnung von Umweltwirkungen, die am Ende des Lebenszyklus während der Entsorgung, dem Recycling oder der Kaskadennutzung eines Produktes entstehen. Umweltnutzen und -belastungen, die in der EoL-Phase eines Produktsystems entstehen, werden zwischen demselben und den nachgelagerten Produktsystemen aufgeteilt. Im Allgemeinen ist Allokation durch eine Systemaufteilung oder Systemerweiterung zu vermeiden, da eine „gerechte“ Aufteilung von Umweltwirkungen in komplexen Produktsystemen aus streng wissenschaftlicher Sicht nicht möglich ist (Klöpffer & Grahl 2014).

Bei der **Multi-Output-Allokation** ist nach ISO 14044, EN 16760 (EN, 2015) und dem ILCD Handbook (European Commission 2010) folgende Allokationshierarchie zu beachten:

1. Vermeidung von Allokation durch Systemaufteilung oder Systemerweiterung
2. physikalische Allokation nach Masse, Volumen, etc.
3. ökonomische Allokation nach Marktwert

Ergänzende Allokationsmethoden nach EN 16760 und dem ILCD Handbook sind:

- Allokation nach Anteil an enthaltenem biogenem C
- Allokation nach Qualität

Bei der **EoL-Allokation** sind nach ISO 14044, dem ILCD Handbook, der PAS 2050 (BSI 2011) und dem GHG Protocol (WRI & WBCSD 2011) folgende Ansätze für die Aufteilung der Umweltnutzen und -belastungen zwischen dem fokussierten und nachgelagerten Produktsystem möglich:

- **100/0 Methode** (auch Recycled Content Methode oder Cut-off-Methode)
Umweltnutzen und -belastungen werden zu 100 % dem nachgelagerten Produktsystem zugeordnet, in dem das Rezyklat eingesetzt wird. Das rezyklierte Material kann die gleichen oder andere inhärente Eigenschaften als das eingesetzte Neumaterial aufweisen.
- **0/100 Methode** (auch Closed-loop approximation method, End-of-Life approach oder Recyclability Substitution)
Umweltnutzen und -belastungen werden zu 100 % dem fokussierten Produktsystem zugeordnet. Das Rezyklat wird rückgeführt und substituiert Neumaterial sowie die damit in Zusammenhang stehenden Umweltwirkungen. Bedingung: Das rezyklierte Material weist dieselben inhärenten Eigenschaften als das eingesetzte Neumaterial auf.
- **50/50 Methode**
Umweltnutzen und -belastungen des Recyclings werden gleichermaßen (50:50) dem fokussierten und dem nachgelagerten Produktsystem zugeordnet

Durch Verwertungsprozesse wie Recycling (stofflich) oder Verbrennung (energetisch) kann Primärmaterial oder Primärenergie substituiert werden. Hieraus können **Gutschriften** abgeleitet werden. Eine Gutschrift umfasst die Umweltwirkungen, die durch die Substitution von Primärmaterial oder Primärenergie eingespart werden können.

Die gewählten Allokationsmethoden sowie die Berechnung von Gutschriften beeinflussen maßgeblich die Ergebnisse der Ökobilanz. Tabelle 3 bietet eine Übersicht über die Schritte zur Festlegung der Allokationsmethode anhand des Beispiels zur Herstellung biobasierter Kunststoffbecher.

Tabelle 3 Festlegung der Allokationsmethode

Schritt	Beschreibung	Beispiel
Identifizierung der Allokationsnotwendigkeit	Prüfung der verwendeten Datenbank auf das zugrundeliegende Systemmodell der Datensätze (Systemaufteilung integriert und Allokation obsolet?); Ermittlung verfügbarer Allokationsmethoden in der verwendeten LCA-Software	Verwendung von ecoinvent 3.8 mit dem <i>Cut-off by classification</i> Systemmodell, das Systemaufteilung in den Datensätzen anwendet; für modellierte Datensätze ist Allokation nach Masse, Marktwert und eigens erstellten Indikatoren möglich
Auswahl der Allokationsmethode	Identifizierung von Koppelprodukten; Identifizierung von EoL-Prozessen; sofern nicht vermeidbar, Wahl der Allokationsmethode	
Multi-Output-Allokation	Zuordnung der Umweltbelastungen zwischen Haupt- und Koppelprodukten	Hier nicht erforderlich <i>Mögliches Szenario:</i> <i>Allokation nach Masse bei Koppelprodukten</i>
EoL-Allokation	Zuordnung der Umweltnutzen und -belastungen von Entsorgung und Recycling auf vor- und nachgelagerte Produktsysteme	Hier nicht erforderlich <i>Mögliches Szenario:</i> <i>Am Lebensende: 80 % der Becher werden gereinigt und recycelt, 20 % werden verbrannt; Die Umweltwirkungen aus dem Reinigungs- und Recyclingprozess werden 50:50 auf das fokussierte und nachgelagerte Produktsystem aufgeteilt; Gutschriften aus der energetischen Verwertung werden separat dokumentiert.</i>

3.1.4 Abschneidekriterien

Die Abschneidekriterien definieren, welche Input- und Outputflüsse aufgrund ihres geringen mengenmäßigen Aufkommens vernachlässigt werden können. Dadurch kann Aufwand und Komplexität der Ökobilanz reduziert werden, ohne die Genauigkeit wesentlich zu beeinträchtigen. Dabei ist zu berücksichtigen, dass Flüsse, die ein geringes Aufkommen aufweisen, nicht vernachlässigt werden dürfen, sofern sie eine hohe Umweltrelevanz besitzen (z. B. toxische Substanzen, die bereits bei geringen Emissionen starke Umweltwirkungen hervorrufen). Um dies sicherzustellen, sind Sensitivitätsanalysen durchzuführen (siehe Kapitel 3.4). In der Praxis werden die Abschneidekriterien häufig so definiert, dass Flüsse (Masse, Energie), die < 1 % des Gesamtsystems und < 5 % pro Prozessmodul einnehmen, vernachlässigt/ abgeschnitten werden. Tabelle 3 bietet eine Übersicht über die Schritte zur Festlegung und Anwendung von Abschneidekriterien anhand des Beispiels zur Herstellung biobasierter Kunststoffbecher.

Tabelle 4 Festlegung der Abschneidekriterien

Schritt	Beschreibung	Beispiel
Festlegung der Abschneidekriterien	Definition der Anteile, die im betrachteten Produktsystem vernachlässigt werden	Betriebs- und Hilfsstoffe, die einen Anteil < 0,5 % des Gesamtgewichts des Produktsystems aufweisen
Reflektion der definierten Kriterien	Begründung der festgelegten Abschneidekriterien sowie Nachweis der Auswirkungen der Entscheidung	Sensitivitätsanalysen (siehe Kapitel 3.4) zeigten, dass die Abschneidekriterien keine signifikanten Änderungen in den Ökobilanzergebnissen hervorrufen. Dadurch konnte Aufwand und Komplexität der Ökobilanz reduziert werden, ohne die Qualität der Ergebnisse zu beeinflussen

3.2 Phase 2 | Sachbilanz

In der Sachbilanz werden alle relevanten Input- und Outputflüsse des betrachteten Produktsystems erfasst und quantifiziert. Inputflüsse umfassen z. B. Energie, Rohstoffe, Betriebsstoffes und andere physikalische Stoffe. Outputflüsse beinhalten das Hauptprodukt, Koppelprodukte, Abfall und Abwasser sowie weitere Emissionen in Luft, Wasser und Boden.

Die Daten der Sachbilanz bzw. die erfassten Input- und Outputflüsse sind in ihren Mengen und zugehörigen Einheiten zu dokumentieren. Zudem sind die Quellen der Datenerhebung festzuhalten. Für eine strukturierte und transparente Dokumentation der erhobenen Sachbilanzdaten kann das Template/Tabelle 16 im Anhang herangezogen werden. Tabelle 5 zeigt die Dokumentation der Sachbilanz für das Vordergrundsystem anhand des Beispiels zur Herstellung biobasierter Kunststoffbecher.

Tabelle 5 Dokumentation der Sachbilanzdaten des Vordergrundsystems

Spritzguss Herstellung biobasierter Kunststoffbecher			
Input			
Fluss	Menge	Einheit	Quelle/ Kommentar
			Verwendete Datenbank: ecoinvent 3.8 (sofern nicht anders vermerkt) Sofern verfügbar wurden Datensätze mit deutschem Bezug gewählt; falls nicht verfügbar, wurden europäische und als letzte Möglichkeit globale Datensätze verwendet.
Druckluft	0,50	Nm ³	market for compressed air, 1000 kPa gauge compressed air, 1000 kPa gauge Cutoff, U - RER
Strom (Mix D)	1,67	kWh	market for electricity, medium voltage electricity, medium voltage Cutoff, U - DE
PBS Granulat	1,02	kg	PBS Herstellung verursacht 2,25 kg CO ₂ -Äq./kg PBS Quelle: (Walker & Rothman 2020)
Wasser	0,05	m ³	tap water production, underground water without treatment tap water Cutoff, U - Europe without Switzerland
Output			
Fluss	Menge	Einheit	Quelle/ Kommentar
Biobasierte Kunststoffbecher	1,00	kg (50 Stück)	
Abwasser	0,01	m ³	Abwasseraufbereitung außerhalb der Systemgrenze
Abfall (PBS)	0,02	kg	Abfallaufbereitung außerhalb der Systemgrenze

DE = Deutschland; RER = Europa; Cutoff U = Unit Datensatz mit Cutoff Systemmodell

Die Quellen der erfassten Primär- oder Sekundärdaten sind ebenfalls zu vermerken. Tabelle 6 listet verschiedene interne und externe Datenquellen, die für eine umfassende Sachbilanz genutzt werden können:

Tabelle 6 Quellen für Primär- und Sekundärdaten

Typ	Datenquelle	Beschreibung
Primärdaten	Messdaten aus der Produktion	Direkte Erhebung von Daten durch Messgeräte, die Energieverbrauch oder Materialeinsatz erfassen.
	Einkauf und Buchhaltung	Daten über Einkauf und Verbrauch von Materialien und Produkten.
	Stücklisten und Prozessbeschreibungen	Informationen zu Material- und Energieeinsatz, die aus der Produktionsplanung hervorgehen
Sekundärdaten	Datenbanken	Frei zugängliche oder kommerzielle Datenbanken, die Emissionsfaktoren und Umweltauswirkungen bereitstellen.
	Wissenschaftliche Studien und Literatur	Wissenschaftliche Studien und technische Berichte, die Ökobilanzergebnisse bereitstellen.
	Lieferanteninformationen	Umweltinformationen von Lieferanten zu Materialien und Produkten, einschließlich Emissionsdaten.

Neben Primärdaten stehen verschiedene Datenbanken zur Verfügung, die Sekundärdaten zur Verfügung stellen. Diese können alleinstehend oder eingebunden in eine Softwarelösung zur Verfügung stehen. Weiterhin existieren Plattformen, die auf mehrere unabhängige Datenbankanbieter verweisen. Tabelle 7 gibt einen Überblick über eine Auswahl gängiger Plattformen, Datenbanken und Softwaretools. Eine Übersicht zu weiteren Datenbanken wird zeitnah auf der TransBIB-Website zur Verfügung gestellt.

Tabelle 7 Plattformen, Datenbanken und Softwarelösungen für die Ökobilanzierung

Software + Datenbank			
Name	Zugang	Inhalt	Link
LCA For Experts (Sphera Solutions, Inc.)	kostenpflichtig und registrierungspflichtig	Software zur Erstellung von Ökobilanzen mit inkludierter Datenbank mit Umweltdaten.	Software https://sphera.com/solutions/product-stewards-hip/life-cycle-assessment-software-and-data/lca-for-experts/ Datenbank https://lcadatabase.sphera.com/

Tabelle 7 Plattformen, Datenbanken und Softwarelösungen für die Ökobilanzierung (Fortsetzung)

Software			
Name	Zugang	Inhalt	Link
openLCA (GreenDelta GmbH)	kostenlos und frei zugänglich	Software zur Erstellung von Ökobilanzen	https://www.openlca.org/
SimaPro (PRé Sustainability B.V.)	kostenpflichtig und registrierungspflichtig	Software zur Erstellung von Ökobilanzen	https://simapro.com/
Umberto (iPoint-systems GmbH)	kostenpflichtig und registrierungspflichtig	Software zur Erstellung von Ökobilanzen	https://www.ifu.com/de/umberto/
Plattformen			
Name	Zugang	Inhalt	Link
Climatiq Data Explorer (Climatiq)	kostenlos und frei zugänglich Registrierung und Bezahlung erweitert den Zugang; einige aufgeführten Datenbanken erfordern externe Lizenzen	Sammeldatenbank zu Emissionsdaten (CO ₂ -Äq.); Global und interdisziplinär	https://www.climatiq.io/data
openLCA Nexus (GreenDelta GmbH)	kostenlos Registrierung für den Download kostenloser Datenbanken erforderlich; einige aufgeführten Datenbanken erfordern externe Lizenzen	Sammeldatenbank zu Umweltdaten; Global und interdisziplinär	https://nexus.openlca.org/databases
EPLCA (Europäische Kommission)	kostenlos und frei zugänglich Einige aufgeführten Datenbanken erfordern externe Lizenzen	Sammeldatenbank zu Umweltdaten; Global und interdisziplinär	https://eplca.jrc.ec.europa.eu/LCDN/contactListEF.html https://eplca.jrc.ec.europa.eu/LCDN/contactListLCD.html
LCAcommons (U.S. Department of Agriculture)	kostenlos und frei zugänglich	Sammeldatenbank zu Umweltdaten; Fokus: Lebensmittel- und Agrarindustrie in den Vereinigten Staaten	https://www.lcacommons.gov/lca-collaboration/
GLAD (UNEP)	kostenlos und frei zugänglich Einige aufgeführten Datenbanken erfordern externe Lizenzen	Sammeldatenbank zu Umweltdaten; Global und interdisziplinär	https://www.globalca-dataaccess.org/search

UNEP - UN Environment Programme

Tabelle 7 Plattformen, Datenbanken und Softwarelösungen für die Ökobilanzierung (Fortsetzung)

Datenbanken			
Name	Zugang	Inhalt	Link
ecoinvent (ETH, EPFL, Empa, Ag- roscope, Paul Scherrer Institut)	kostenpflichtig und registrierungspflichtig	Datenbank zu Umweltdaten; Global und interdisziplinär	https://ecoinvent.org/data- base/
GOV.UK UK Government Conversion Factors (UK Govern- ment)	kostenlos und frei zugänglich	Datenbank zu Emissionsdaten (CO ₂ -Äq.); Fokus: Vereinigtes Königreich; interdisziplinär	https://www.gov.uk/gover- nment/collections/govern- ment-conversion-factors- for-company-reporting
ProBas (Umweltbund- samt)	kostenlos und frei zugänglich	Datenbank zu Emissionsdaten (CO ₂ -Äq.); Global und interdisziplinär	https://www.probas.um- weltbundesamt.de/daten- bank/
Ökobaudat (BMWSB)	kostenlos und frei zugänglich	Datenbank zu Umweltdaten; Fokus: Bauindustrie/ Datenbank zu Environmental Product Declarations (EPD), global	https://www.oekobau- dat.de/no_cache/daten- bank/suche.html

BMWSB - Bundesministerium für Wohnen, Stadtentwicklung und Bauwesen; ETH - Eidgenössische Technische Hochschule Zürich; EPFL - École polytechnique fédérale de Lausanne; Empa - Eidgenössische Materialprüfungs- und Forschungsanstalt

3.3 Phase 3 | Wirkungsabschätzung

In der Wirkungsabschätzung werden die erfassten Daten aus der Sachbilanz in konkrete Umweltwirkungen überführt. Dabei werden die Mengen der erfassten Flüsse mit spezifischen **Charakterisierungsfaktoren** multipliziert, um ihre verschieden stark ausgeprägten Umweltwirkungen auf eine gemeinsame Einheit herunterzurechnen, den sogenannten **Äquivalenten**. In der Wirkungskategorie Treibhauspotential werden z. B. die Umweltwirkungen verschiedener Treibhausgase (THG) in Relation zu der Umweltwirkung von CO₂ gesetzt und somit in CO₂-Äq. ausgedrückt. Die Normen ISO 14040 und 14044 geben keine Empfehlung, welche Wirkungskategorien in der Ökobilanz zu berücksichtigen sind. Andere einschlägige Normen oder Standards geben zu berücksichtigende Wirkungskategorien vor. Der Product Environmental Footprint (PEF) ist mit einer Liste von 16 Wirkungskategorien vergleichsweise umfangreich in seinen Anforderungen. Tabelle 8 zeigt die nach dem PEF zu berücksichtigenden Wirkungskategorien sowie eine kurze Beschreibung.

Tabelle 8 Wirkungskategorien PEF

Wirkungskategorie	Beschreibung
Climate change, total (kg CO ₂ -eq.)	Die Gesamtauswirkungen auf den Klimawandel, inklusive fossiler und biogener Emissionen sowie Landnutzungsänderungen (LUC).
Ozone depletion (kg CFC-11-eq.)	Auswirkungen auf den Abbau der stratosphärischen Ozonschicht.
Human toxicity, cancer (CTUh)	Schädliche Auswirkungen von Chemikalien, die das Risiko von Krebserkrankungen beim Menschen erhöhen
Human toxicity, noncancer (CTUh)	Schädliche Auswirkungen von Chemikalien, die das Risiko anderer Krankheiten (außer Krebs) erhöhen.
Particulate matter (disease incidence)	Auswirkungen von Feinstaubpartikeln auf die menschliche Gesundheit.
Ionising radiation, human health (kBq U ²³⁵ -eq.)	Auswirkungen ionisierender Strahlung auf die menschliche Gesundheit.
Photochemical ozone formation, human health (kg NMVOC-eq.)	Auswirkungen der Ozonbildung auf die menschliche Gesundheit.
Acidification (mol H ⁺ -eq.)	Auswirkungen auf die Versauerung von Böden und Gewässern durch Emissionen wie Schwefeldioxid und Stickoxide.
Eutrophication, terrestrial (mol N-eq.)	Auswirkungen von Nährstoffeinträgen (z. B. Stickstoff) auf die terrestrischen Ökosysteme.
Eutrophication, freshwater (kg P-eq.)	Auswirkungen von Nährstoffeinträgen auf Süßwasserökosysteme, die das Algenwachstum fördern.
Eutrophication, marine (kg P-eq.)	Auswirkungen von Nährstoffeinträgen auf marine Ökosysteme, die das Algenwachstum fördern.
Ecotoxicity, freshwater (CTU-eq.)	Auswirkungen von Chemikalien auf Süßwasserökosysteme.
Land use (dimensionless (pt))	Auswirkungen auf die Landnutzung und deren Einfluss auf die Biodiversität und Ökosystemleistungen.
Water use (m ³ water eq of deprived water)	Auswirkungen des Wasserverbrauchs auf die Wasserknappheit.
Resource use, minerals and metals (kg Sb-eq.)	Verbrauch von mineralischen und metallischen Rohstoffen.
Resource use, fossils (MJ)	Verbrauch von fossilen Brennstoffen.

3.4 Phase 4 | Auswertung

Die Auswertung der Ergebnisse schließt den Kreis zur Phase 1, in der die Zieldefinierung vorgenommen wurde. Je nach definiertem Ziel der Ökobilanz können die Ergebnisse unterschiedlich ausgewertet werden.

Bei einer **Beitragsanalyse** werden die Beiträge einzelner Elemente zu einem Gesamtergebnis ermittelt. Dabei wird z. B. aufgezeigt, wie stark ein Prozess oder Rohstoff zu den gesamten Umweltwirkungen des Produktsystems beiträgt, oder welche Lebenszyklusphase den höchsten Beitrag erzielt. Dies wird auch als **Hotspot-Analyse** bezeichnet (Abbildung 5a).

Bei einer **vergleichenden Analyse** werden die Ergebnisse für einen systematischen Vergleich von Produktsystemalternativen herangezogen. Diese Methode wird bei der Weiterentwicklung von Produkten oder dem Vergleich von Konkurrenz-Produkten angewendet (Abbildung 5b).

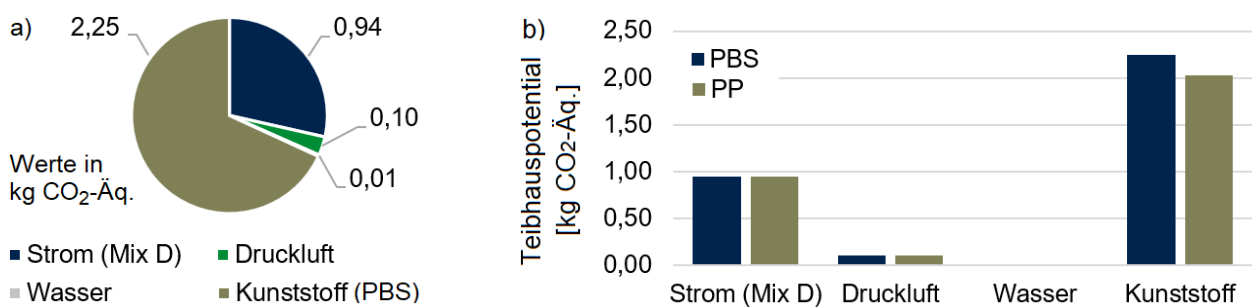


Abbildung 5 Beispielhafte Ergebnisdarstellung einer a) Beitragsanalyse und b) vergleichenden Analyse (eigene Darstellung)

Abschließend sind die erhobenen Daten sowie getroffene Annahmen und Schätzungen zu prüfen. Dabei sind **signifikante Parameter** zu identifizieren. Signifikante Parameter haben wesentlichen Einfluss auf die Ökobilanzergebnisse. Ihre Identifikation beugt Über- und Fehlinterpretation vor. ISO 14044 gibt in Anhang B Anleitung, wie signifikante Parameter bestimmt und strukturiert werden können.

Anhand einer **Vollständigkeitsprüfung** sind eventuelle Datenlücken aufzudecken und zu schließen. Dies ist vor allem für signifikante Parameter unerlässlich. Sollten die Datenlücken nicht behoben werden können, ist es legitim, das Ziel und den Untersuchungsrahmen bezüglich der Datenlage anzupassen, um die Aussagekraft und Qualität der Ökobilanz zu wahren.

Bei der **Konsistenzprüfung** ist einerseits zu prüfen, ob sich die definierten gewählten Methoden, Annahmen und Daten mit dem definierten Ziel decken. Andererseits ist v. a. bei vergleichenden Ökobilanzen sicherzustellen, dass Datenqualität, Systemgrenzen, regionale und zeitbezogene Gültigkeit, etc. in beiden Bewertungsmodellen gleich gewählt wurden bzw. übereinstimmen.

Durch eine **Sensitivitätsanalyse** erfolgt eine Einschätzung, wie sich Veränderungen in den Daten und die Wahl der methodischen Vorgehensweise auf die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung auswirken (z. B. die Wahl der Abschneidekriterien, Allokationsmethode, Systemgrenze, etc.). Tabelle 9 gibt eine kurze Darstellung über die Ermittlung signifikanter Parameter und deren Prüfung auf Sensitivität anhand dem Beispiel zur Herstellung biobasierter Kunststoffbecher. ISO 14044, Anhang D bietet detailliertere Anleitung.

Tabelle 9 Ermittlung signifikanter Parameter und Durchführung einer Sensitivitätsanalyse

Schritt	Beschreibung	Beispiel														
Identifizierung signifikanter Parameter	<p>Bestimmung von Parametern, die die Ökobilanzergebnisse stark beeinflussen.</p> <p>ISO 14044 empfiehlt</p> <ul style="list-style-type: none"> – einzelne Daten der <i>Sachbilanz</i> – einzelne <i>Prozesse</i>, Prozessmodule oder Prozessmodulgruppen – einzelne Lebenswegabschnitte – einzelne Wirkungsindikatoren zu berücksichtigen. 	<p>In Bezug auf die Wirkungskategorie Treibhauspotential trägt der Prozess der PBS Herstellung am stärksten zum Gesamtwert von 3,30 kg CO₂-Äq. bei:</p> <table style="width: 100%; border-collapse: collapse;"> <tr> <td>PBS Herstellung:</td> <td style="text-align: right;">68,15 %</td> </tr> <tr> <td>Strom (Mix D):</td> <td style="text-align: right;">28,52 %</td> </tr> <tr> <td>Druckluft:</td> <td style="text-align: right;">03,09 %</td> </tr> <tr> <td>Wasser:</td> <td style="text-align: right;">00,25 %</td> </tr> </table> <p>Folgende Elementarflüsse/Emissionen haben zu der Wirkungskategorie am stärksten beigetragen:</p> <table style="width: 100%; border-collapse: collapse;"> <tr> <td>CO₂ (fossil):</td> <td style="text-align: right;">94,28%</td> </tr> <tr> <td>Methan (fossil):</td> <td style="text-align: right;">4,42 %</td> </tr> <tr> <td>Methan (nicht-fossil):</td> <td style="text-align: right;">1,30 %</td> </tr> </table> <p>, wobei 53,67 % der fossilen CO₂-Emissionen auf die Energiegewinnung aus Braunkohle und 20,00 % auf Steinkohle zurückzuführen sind. Damit stellt die Energiebereitstellung einen signifikanten Parameter dar.</p>	PBS Herstellung:	68,15 %	Strom (Mix D):	28,52 %	Druckluft:	03,09 %	Wasser:	00,25 %	CO ₂ (fossil):	94,28%	Methan (fossil):	4,42 %	Methan (nicht-fossil):	1,30 %
PBS Herstellung:	68,15 %															
Strom (Mix D):	28,52 %															
Druckluft:	03,09 %															
Wasser:	00,25 %															
CO ₂ (fossil):	94,28%															
Methan (fossil):	4,42 %															
Methan (nicht-fossil):	1,30 %															
Erstellung von Szenarien	Systematische Variation signifikanter Parameter	<p>Die Energiebereitstellung wurde als signifikanter Parameter identifiziert. Daher wird dieser auf seine Sensitivität hin geprüft. Es erfolgt eine Variation der Energiebereitstellung um +/- 25 %</p>														
Auswertung	Interpretation des Szenarien-Vergleichs sowie Dokumentation und Ableitung von Empfehlungen	<p>Die Veränderung des Strom-Mixes um +/- 25 % führte zu einer Erhöhung/Minderung der CO₂-Äq. über das gesamte Produktsystem von insgesamt +/- 7 %.</p> <p>Durch die Variation haben sich signifikante Änderungen ergeben. Die Datenerhebung für den Energiebedarf hat damit einen wesentlichen Einfluss auf das Gesamtergebnis.</p>														

3.5 Checkliste | Relevante Bestandteile der Ökobilanz

Tabelle 10 Checkliste | Phase 1 | Ziel und Untersuchungsrahmen

Ziel	Beschreibung	Beispiel
Motivation	<ul style="list-style-type: none"> – Interne Analyse, – Externe Anfrage, – Vergleich von Produktalternativen, – Hotspot-Analyse, etc. 	Ermittlung der Umweltwirkungen aus dem Herstellungsprozess eines biobasierten Kunststoffbechers im Vergleich zu einem fossilbasierten Standardprodukt.
Stakeholder	<ul style="list-style-type: none"> – Mitarbeiter, – Zulieferer, – andere Geschäftspartner, etc. 	Firmenmitarbeiter (Produktentwicklung, Management)
Veröffentlichung	<p>Ja/Nein Falls ja: kritische Prüfung eines unabhängigen Dritten (intern oder extern) erforderlich (Konformität zu ISO 14040 und 14044) sowie Vertraulichkeitsprüfung sensibler Daten.</p>	Nein. Die Ergebnisse dienen einem internen Vergleich von Produktalternativen.
Untersuchungsrahmen	Beschreibung	Beispiel
Analysiertes Produktsystem	<ul style="list-style-type: none"> – Produkt oder Produktsystem, – Prozess, – Dienstleistung 	Produkt: Biobasierter Kunststoffbecher
Funktionelle Einheit	Quantifizierter Nutzen des Bewertungsgegenstandes	50 Stück biobasierte Kunststoffbecher; Fassungsvermögen: 300 ml
Systemgrenzen	Zu berücksichtigende Lebenszyklusphasen	Von der Rohstoffgewinnung bis zur Produktfertigstellung (cradle-to-gate)
Zeitlicher/technischer/geographischer Geltungsbereich	Fokussierte Zeitspanne, verwendete Technologien und zutreffende Regionen	Geschäftsjahr 2024; Produktionstechnologie von 2020; geografischer Fokus Europa
Abschneidekriterien	Potentiell zu vernachlässigende Prozesse/Materialien; Häufig: > 1 % am Gesamtsystem und > 5 % pro Prozessmodul	Prozesse mit > 1 % des gesamten Energieverbrauchs werden ausgeschlossen.
Untersuchungsumfang und Analysetiefe	<ul style="list-style-type: none"> – Umfassende Ökobilanz, – Teilbilanz, – Eindimensionale Methode, – Screening LCA, – Streamlined LCA 	Teilbilanz (cradle-to-gate)
Systemfließbild	Erstellung eines Systemfließbildes für das zu bewertende Produktsystem (optional, empfohlen)	(siehe Abbildung 4)

Tabelle 11 Checkliste | Phase 2 | Sachbilanz

Sachbilanz	Beschreibung	Beispiel
Material- und Energieflüsse	<p>Erfassung relevanter Daten über jede relevante Lebenszyklusphase</p> <p>Input-Daten: Roh- und Hilfsstoffe, Vor- und Zwischenprodukte, Energie- und Wasserverbrauch, etc.</p> <p>Output-Daten: Emissionen in Luft, Wasser und Boden, Abfall, Abwasser, Produkte, Koppelprodukte, etc.</p>	<p>Erfassung relevanter Roh- und Hilfsstoffe, Energie- und Wasserverbrauch in der Produktion; Erfassung relevanter Emissionen, Abfälle und Abwasser</p> <p>Dokumentation der Sachbilanzdaten anhand Tabelle 5</p>
Datenquellen und -qualität	<ul style="list-style-type: none"> – Primärdaten (hohe Qualität bei internen Unternehmensdaten; hohe/mittlere Qualität bei Lieferantendaten) – Sekundärdaten (Durchschnittsdaten, generische Daten aus Datenbanken) <p>Qualitätshierarchie: gemessen > berechnet > aus Literatur und Datenbanken > geschätzt</p>	<p>Primärdaten aus dem unternehmensinternen Herstellungsprozess (Vordergrundsystem); Sekundärdaten für Vorprodukte und Energie aus Datenbanken (Hintergrundsystem)</p>
Software und Datenbank	<p>Software, z. B. openLCA (GreenDelta), Simapro (PRé Sustainability B.V.), Umberto (iPoint-systems GmbH)</p> <p>Software+Datenbank, z. B. LCA for Experts (Sphera Solutions, Inc.)</p> <p>Datenbank, z. B. ecoinvent</p> <p>(Für eine Streamlined oder Screening LCA kann auch ein Excel-basiertes Modell ausreichend sein; vgl. Abbildung 14)</p>	<p>openLCA (Version 2.2.0); ecoinvent 3.8</p>
Allokation → Multi-Output-Allokation	<p>Zuordnung/Aufteilung von Umweltwirkungen zwischen Produkten und Koppelprodukten.</p> <p>Allokationshierarchie:</p> <ul style="list-style-type: none"> – Vermeidung von Allokation durch Systemaufteilung oder Systemerweiterung – physikalisch Allokation (Masse, Volumen, etc.) – ökonomisch Allokation (Marktwert) – Allokation nach Anteil an enthaltenem biogenen C – Allokation anhand energetischer Aspekte – etc. 	<p>Vermeidung von Allokation durch Verwendung von ecoinvent Datensätzen mit dem <i>Cut-off by classification</i> Systemmodell, das Systemaufteilung anwendet</p>

Tabelle 11 Checkliste | Phase 2 | Sachbilanz (Fortsetzung)

Sachbilanz	Beschreibung	Beispiel
<p>Allokation → EoL-Allokation</p>	<p>Zuordnung/Aufteilung von Umweltwirkungen am Lebensende zwischen vor- und nachgelagerten Produktsystemen.</p> <p>Mögliche Ansätze:</p> <ul style="list-style-type: none"> – 100/0 Methode (auch Recycled Content Methode oder Cut-off-Methode) – 0/100 Methode (auch Closed-loop approximation method, End-of-Life approach oder Recyclability Substitution) – 50/50 Methode 	<p>Nicht zutreffend, da gewählte Systemgrenze cradle-to-gate.</p>

Tabelle 12 Checkliste | Phase 3 | Wirkungsabschätzung

Wirkungsabschätzung	Beschreibung	Beispiel
<p>Wirkungskategorien</p> <p>(z. B.: Treibhauseffekt, Versauerung, Eutrophierung, Ozonbildung (Stratosphäre), Ozonbildung (bodennah), Human- und Ökotoxizität, etc.)</p>	<p>Klasse, die wichtige Umweltthemen repräsentiert und der die in der Sachbilanz erfassten Daten/Flüsse zugeordnet werden.</p> <p>ISO 14040 und 14044 machen keine Vorgaben; ISO 14067 schreibt die Wirkungskategorie Treibhauseffekt vor; der PEF schreibt 16 Wirkungskategorie vor.</p>	<p>Betrachtete Norm: ISO 14067 Zu berücksichtigende Wirkungskategorien: Treibhauseffekt</p>
<p>Klassifizierung</p>	<p>Zuordnung der Sachbilanzergebnisse zu den jeweiligen Wirkungskategorien.</p>	<p>Alle erfassten THGs werden der Wirkungskategorie „Treibhauseffekt“ zugeordnet.</p>
<p>Charakterisierung</p>	<p>Berechnung der Wirkungsindikatorwerte/Umweltwirkungen durch Multiplikation der erfassten Flüsse mit dem jeweiligen Charakterisierungsfaktor (Umwandlungsfaktor, der die Umweltwirkung verschiedener Flüsse einer Wirkungskategorie in eine gemeinsame Einheit überführt)</p>	<p>Berechnung der Wirkungsindikatorwerte/Umweltwirkungen aller erfassten THGs in CO₂-Äquivalenten.</p>

Tabelle 13 Checkliste | Phase 4 | Auswertung

Auswertung		Beispiel
Datenvalidierung/ Kritische Überprüfung	<ul style="list-style-type: none"> – Ermittlung signifikanter Parameter – Vollständigkeitsprüfung Ermittlung von Datenlücken – Konsistenzprüfung Datenqualität, Systemgrenzen, regionale und zeitbezogene Gültigkeit, etc. – Sensitivitätsanalyse Einschätzung der Unsicherheit von Ergebnissen, durch die individuelle Wahl verschiedener Parameter (z. B. Datenqualität, Systemgrenzen, etc.) 	<p>Überprüfung interner Daten durch Qualitätssicherung und Dokumentation; Prüfung verwendeter Datensätze auf Konsistenz und Aktualität; Sensitivitätsanalyse des erstellten Modells durch Variation signifikanter Parameter in der LCA-Software (siehe Tabelle 9)</p>
Dokumentation, Transparenz und Reproduzierbarkeit	<p>Alle verwendeten Daten, Datenbanken, Software (Version) sowie getroffene Schätzungen und Annahmen sind reproduzierbar zu dokumentieren.</p>	<p>Eine ausführliche Dokumentation wurde angelegt (siehe Template/Tabelle 5)</p>
Interpretation	<p>Rahmenschluss zur Zieldefinition der Ökobilanz:</p> <ul style="list-style-type: none"> – Beitragsanalyse/ Hotspotanalyse (Ermittlung der quantitativen Beiträge einzelner Elemente zu dem Gesamtergebnis) – Vergleichende Analyse (Systematischer Vergleich von Produktsystemalternativen) 	<p>Vergleichende Analyse: Die Herstellung der biobasierten Kunststoffbecher weist höhere CO₂-Emissionen als die fossilbasierte Variante auf. Die Umweltauswirkungen der PBS Herstellung übertreffen die der PP Herstellung um 11,73 %. Dies ist auf einen erhöhten Energieaufwand in dem Herstellungsprozess zurückzuführen. Damit weist die biobasierte Alternative 7,07 % mehr kg CO₂-Äq. auf. Eine Optimierung des Energieaufwandes in der PBS Herstellung bzw. der Einsatz erneuerbarer Energien ist in Betracht zu ziehen.</p>
Schlussfolgerungen und Empfehlungen	<p>Welche Maßnahmen können zur Verbesserung ergriffen werden?</p>	<p>Die Substitution fossilbasierter Rohstoffe durch biobasierte Rohstoffe kann zu einer Reduzierung der Umweltwirkungen beitragen.</p>
Kommunikation der Ergebnisse	<p>Offenlegung aller relevanten Daten und Dokumentationen.</p>	<p>Erstellung eines Umweltberichts</p>

4 Herausforderungen der Ökobilanzierung in der Bioökonomie

Zur Unterstützung der Transformation hin zu einer biobasierten Wirtschaft ist die Bewertung von Maßnahmen, die im Kontext der Bioökonomie ergriffen wurden, von wesentlicher Bedeutung. Durch die Bewertung wird sichergestellt, dass ergriffene Maßnahmen tatsächlich zu einer Entlastung der Umwelt führen. Die Ökobilanz gilt als robuste und am besten geeignete Methode zur Bewertung von Umweltwirkungen innerhalb der Bioökonomie (Ferreira et al. 2022). Mit ihr können beispielsweise Substitutionen fossiler mit biobasierten Rohstoffen, Kaskadennutzung und Kreislaufführung biobasierter Rohstoffe und Produkte ökologisch bewertet werden. Aufgrund der großen Anzahl von Normen und Standards, die in den letzten 20 Jahren entstanden sind, wird die Robustheit der Ökobilanz als Entscheidungshilfe jedoch teilweise untergraben (Brandão et al. 2024). Die Adressierung verschiedener Produkte oder Sektoren der Normen und Standards führt zu variierenden Anforderungen an die Ökobilanz und hat eine starke Einschränkung der Vergleichbarkeit der Ergebnisse zur Folge. In Hinblick auf den Klimaschutz rückt im Kontext der Bioökonomie die Bewertung des Kohlenstoffs (C) und im Speziellen die Bewertung des biogenen C in den Fokus.

Biogener C beschreibt den C, der aus natürlichen Organismen wie Pflanzen stammt. Er ist Bestandteil des kurzfristigen C-Kreislaufs, da er während der Wachstumsphase von Biomasse aus der Atmosphäre aufgenommen und bei der Nutzung und/oder Entsorgung dieser wieder freigesetzt wird. **Fossiler C**, der über Millionen von Jahren durch geologische Prozesse umgewandelt wurde, zählt zu dem langfristigen C-Kreislauf. Aufgrund seiner langen Entstehungsdauer wird die Freisetzung von fossilem C, bspw. bei der Verbrennung von Kohle, als zusätzlicher Eintrag in die Atmosphäre (z. B. in Form von CO₂ oder CH₄) und somit als Beitrag zur globalen Erwärmung betrachtet.

Insbesondere bei der Bewertung von biogenem C sind in den Normen und Standards unterschiedliche Ansätze definiert. Ob biogener C in der Ökobilanz berücksichtigt wird, wird mit dem 0/0 Ansatz, 0/+1 Ansatz oder dem -1/+1 Ansatz beschrieben (Abbildung 6). Bei dem 0/0 Ansatz wird biogener C nicht berücksichtigt. Der 0/+1 Ansatz findet bei nicht regenerativer Biomasse, wie z. B. Holz aus Regenwäldern, Anwendung. Dabei wird aufgrund der langen Wachstumsphasen die Aufnahme von biogenem C in die Biomasse nicht berücksichtigt (0), aber der Eintrag von zusätzlichem C in die Atmosphäre, z. B. bei deren Verbrennung, bewertet (+1). Bei dem -1/+1 Ansatz wird sowohl die Aufnahme und Speicherung von biogenem C (-1) als auch die Abgabe bzw. Emission in die Atmosphäre (+1) berücksichtigt und bewertet.

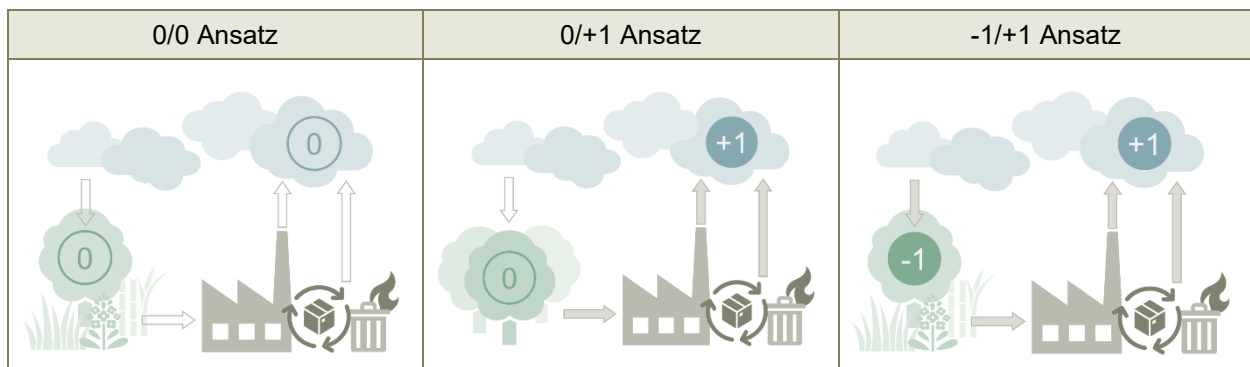


Abbildung 6 Verschiedene Ansätze zur Bewertung von biogenem C (eigene Darstellung)

Neben den verschiedenen Ansätzen zur Berücksichtigung von biogenem C in der Ökobilanz wird zudem in *statische*, *dynamische* und *intermediäre* Bewertungsmethoden unterschieden. Der wesentliche Unterschied zwischen diesen Methoden besteht in der Berücksichtigung zeitlicher Aspekte: Zeitliche Effekte werden vernachlässigt und alle Emissionen werden zu einer einzigen Emission zum Zeitpunkt $t = 0$ im betrachteten Zeithorizont (TH) aggregiert (*statisch*); das genaue zeitliche Emissionsprofil über den Lebensweg wird modelliert (*dynamisch*); oder es werden nur partiell zeitliche Aspekte (*intermediär*) berücksichtigt. Die Normen und Standards berufen sich mehrheitlich auf statische Methoden, da dynamische und intermediäre Methoden noch wenig etabliert sind und einen wesentlichen Mehraufwand in der Erstellung der Ökobilanz bedeuten. Da statische Methoden zeitliche Effekte vernachlässigen, ist die Bewertung des Nutzens, der sich aus der temporären Speicherung von biogenem C in Rohstoffen oder Produkten ergibt, nicht möglich. Alternativ oder ergänzend bieten einige Normen und Standards Anleitung zu verschiedenen Methoden zur Berechnung von *Gutschriften*.

Die Vielzahl der Methoden zur ökologischen Bewertung von biogenem C erschwert die Erstellung vergleichbarer Ergebnisse. Nichtsdestotrotz kann die Ökobilanz als Entscheidungshilfe im Kontext der Bioökonomie dienen. Die nachfolgenden Kapitel des vorliegenden Leitfadens befassen sich mit einer vergleichenden Analyse bestehender LCA-relevanter Normen und Standards und bieten Hilfestellung, wie darin enthaltenen Anforderungen an die Ökobilanz zu deuten und einzusetzen sind.

5 LCA-relevante Normen und Standards in der Bioökonomie

5.1 Kurzbeschreibung der Normen und Standards

Im Folgenden sind die Anwendungsbereiche der Normen und Standards beschrieben und in Bezug aufeinander gesetzt. Die Normen ISO 14040 und ISO 14044 stellen dabei fundamentale Normen dar, auf die weitere Normen aufbauen. In Abbildung 7 werden die spezifischen Anwendungsbereiche und Überschneidungen dieser sowie Geltungsbereiche und in Tabelle 14 die Beziehungen zwischen den LCA-relevanten Normen und Standards aufgezeigt.

ISO 14040 und 14044 bilden die Grundlage der Ökobilanzierung. ISO 14040 beschreibt die Prinzipien und Rahmenbedingungen der LCA, während ISO 14044 detaillierte Anforderungen und Richtlinien für die Durchführung einer LCA enthält.

ISO 14067 bezieht sich speziell auf den CFP. Die Norm basiert auf den Prinzipien der ISO 14040 und 14044, bietet aber detaillierte Anweisungen zur Quantifizierung und Berichterstattung von THG-Emissionen über den Lebenszyklus eines Produktes (CFP) oder Teile davon (partieller CFP).

ISO 22526-3 und ISO 22526-4 spezifizieren Anforderungen und Richtlinien für die Bewertung von biobasierten Kunststoffen. Basierend auf ISO 14067, entspricht Teil 3 einem partiellen CFP und gibt Anleitung zur Quantifizierung und Berichterstattung der Kohlenstoffbilanz von Prozessen (P-CFP) zur Herstellung von biobasierten Kunststoffen. Unter bestimmten Voraussetzungen können diese zu einem CFP aufaddiert werden. Teil 4 spezifiziert ISO 14040 und 14044 für die Erstellung ganzheitlicher LCAs für biobasierte

Kunststoffe, Materialien und Polymerharze, die teilweise oder vollständig auf biobasierten Bestandteilen basieren.

EN 16760 beschreibt Anforderungen und Leitlinien für die Ökobilanzierung von biobasierten Produkten im Allgemeinen.

prEN 18027 definiert Anforderungen und gibt Anleitung für vergleichende LCA-Studien von fossilbasierten und biobasierten Produktsystemen als spezifische Ergänzung zu ISO 14040 und 14044, ISO 14067 und EN 16760.

EN 15804 definiert die Grundsätze und Anforderungen für die Erstellung von EPDs für Bauprodukte. Sie bezieht sich auf die Prinzipien der ISO 14040 und 14044.

prEN 16485 beschreibt Produktkategorieregeln (Product Category Rules, PCR) zur Ergänzung der in EN 15804 definierten grundlegenden Anforderungen und zur Bereitstellung eines Regelwerkes zur Erstellung von EPDs speziell für Holz und Holzwerkstoffe.

EN 16214-4 beschreibt eine Methode zur Bewertung der entstehenden THG-Emissionen bei der Herstellung von Biokraftstoffen und -brennstoffen. Dabei werden nur die THGs CO₂, CH₄ und N₂O sowie die Systemgrenze cradle-to-gate (Produktions- und Transportkette bis zum Verbraucher) berücksichtigt.

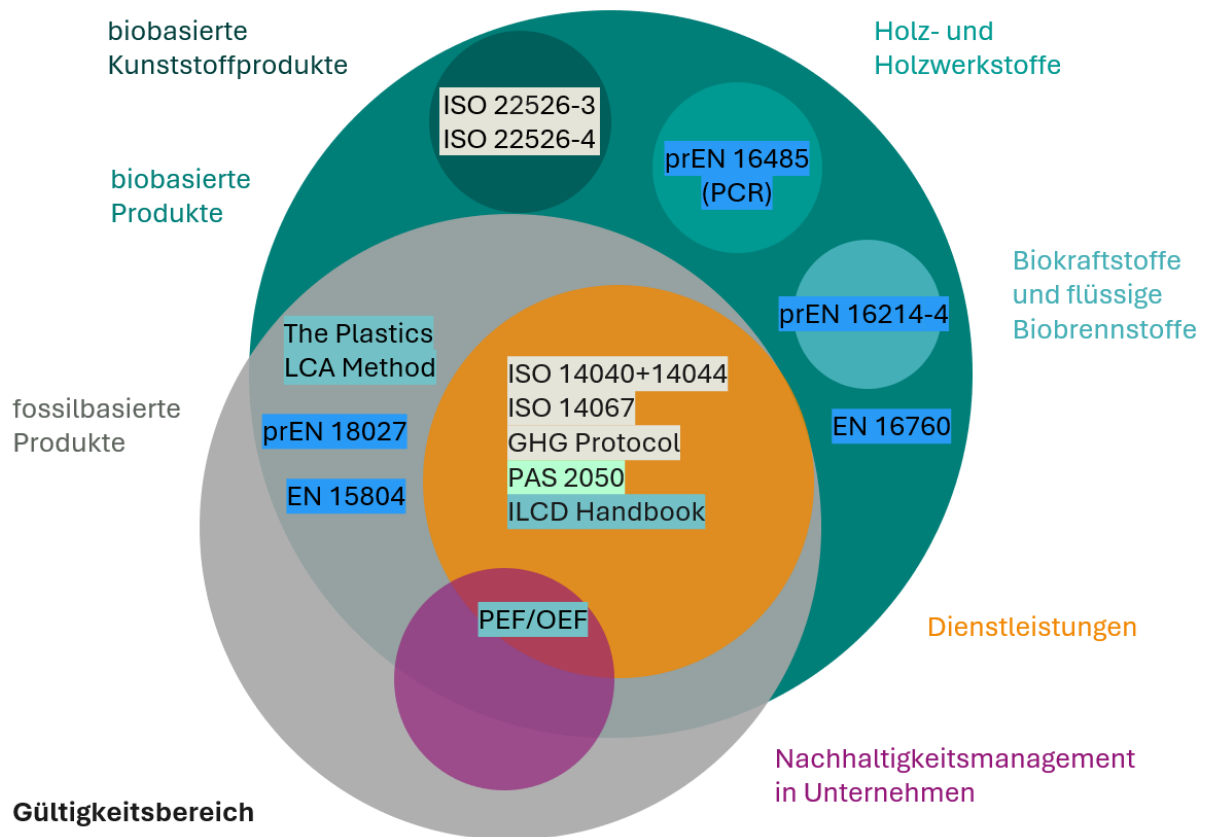
Das **ILCD Handbook** ist ein spezifizierter Standard für die Bilanzierung von Ressourcennutzung/-erschöpfung, Emissionen, Umwelt-/Gesundheitsauswirkungen von Produkten und Dienstleistungen.

PAS 2050 + Guide bilden eine Spezifikation bzw. ein Rahmenwerk für eine konsistente Bewertung von THG-Emissionen von Produkten und Dienstleistungen über den Lebenszyklus. Der Guide ergänzt PAS 2050, indem er detailliertere Anleitungen zu bestimmten technischen Aspekten enthält, darf jedoch nicht isoliert verwendet werden.

Das **GHG Protocol** definiert umfassende Richtlinien zur Quantifizierung und Berichterstattung von Treibhausgasemissionen über den Lebenszyklus von Produkten.

Der **PEF/OEF** ist eine von der Europäischen Kommission entwickelte Methode, die eine konsistente, zuverlässige und korrekte Bewertung und Kommunikation der Umweltleistung von **Produkten** und **Organisationen** unterstützen soll.

The Plastics LCA method ist eine Methode, die sich auf die spezifischen Herausforderungen und Anforderungen der LCA für Kunststoffprodukte konzentriert. Basierend auf dem PEF bietet sie eine detailliertere Anleitung bzw. Ergänzungen bezüglich Kunststoffprodukten.



Gültigkeitsbereich

International **Europäische Union**

Europäische Union, aber international anerkannt **Großbritannien, aber international anerkannt**

Abbildung 7 Anwendungsbereich und Überschneidungen dieser LCA-relevanter Normen und Standards sowie deren Gültigkeitsbereich (eigene Darstellung)

Tabelle 14 Anwendungsbereiche und Überschneidungen LCA-relevanter Normen und Standards in der Bioökonomie

Norm/Standard	Aufbauend bzw. Bezug nehmend auf...
ISO 14040 und 14044	Fundamentale Normen der Ökobilanzierung
ISO 14067	ISO 14040, ISO 14044
ISO 22526-3	ISO 14040, ISO 14044, ISO 14067
ISO 22526-4	ISO 14040, ISO 14044, EN 16760
EN 16760	ISO 14040, ISO 14044
prEN 18027	ISO 14040, ISO 14044, ISO 14067, EN 16760
EN 15804	ISO 14040, ISO 14044, ISO 14067
prEN 16485	ISO 14040, ISO 14044, EN 15804
ILCD Handbook	ISO 14040, ISO 14044
PAS 2050 + Guide	ISO 14040, ISO 14044
GHG Protocol	ISO 14040, ISO 14044, PAS 2050, ILCD Handbook
PEF/OEF	ISO 14040, ISO 14044, ISO 14067, ILCD Handbook, GHG Protocol, PAS 2050
The Plastics LCA method	ISO 14040, ISO 14044, EN 16760, PEF
EN 16214-4	ISO 14040, ISO 14044, ISO 14067

5.2 Beschreibung der Vergleichskriterien

Für die vergleichende Analyse der Normen und Standards zur LCA-Bewertung von Produkten der Bioökonomie wurden 11 Kriterien definiert. Tabelle 15 bietet eine Übersicht über die gewählten Kriterien und deren Bedeutung.

Tabelle 15 Relevante Kriterien für die Ökobilanzierung in der Bioökonomie

Kriterium	Erläuterung
Zielsetzung	Das Ziel beschreibt den Zweck der/des Norm/Standards, des Rahmenwerks oder der PCR.
Systemgrenze	Die Systemgrenze definiert die Lebenszyklusphasen und Prozessmodule, die in der Ökobilanz analysiert werden. Idealerweise umfasst sie die Lebenszyklusphasen von der Wiege bis zur Bahre (cradle-to-grave). Andere Systemgrenzen, wie cradle-to-gate oder gate-to-gate sind ebenfalls möglich. Die Systemgrenze wird je nach Zielsetzung und Umfang der Studie festgelegt.
LCI Ressourcen und Emissionen	Elementare Ströme (Ressourcen und Emissionen), die in der Sachbilanz (engl.: Life Cycle Inventory, LCI) berücksichtigt werden.
LCI biogener und nicht-biogener C	Elementare C-Flüsse und biogene C-Flüsse, die in der LCI getrennt ausgewiesen werden.
LCIA Wirkungskategorien	Wirkungskategorien, die in Bezug auf biogenen und nicht-biogenen C in der Wirkungsabschätzung (engl.: Life Cycle Impact Assessment, LCIA) angewendet werden.
Abschneidekriterien	Definierte Kriterien, die den Anteil der Masse, Energie oder Umweltrelevanz innerhalb des betrachteten Systems beschreiben, die aus der Ökobilanzierung ausgeschlossen werden.
Allokation Produkt/ Kuppelprodukt	Zuordnung von Umweltwirkungen zu (Zwischen-)Produkten und Nebenprodukten während des Lebenszyklus.
EoL-Allokation Recycling/ Kaskadennutzung	Zuordnung von Umweltwirkungen, die am Ende des Lebenszyklus während der Entsorgung, dem Recycling oder der Kaskadennutzung eines Produktes entstehen. Umweltnutzen und -belastungen, die in der EoL-Phase eines vorgelagerten Produktsystems entstehen, werden zwischen demselben und den nachgelagerten Produktsystemen aufgeteilt.
Gutschriften Recycling/ Kaskadennutzung	Berücksichtigung von Umweltnutzen, die aus dem Recycling oder der Kaskadennutzung hervorgehen. Die Gutschrift beschreibt dabei den Nutzen, der aus der Einsparung von Primärrohstoffen hervorgeht.
Gutschriften Speicherung von biogenem C	Emissionen, die zum Zeitpunkt $t=0$ innerhalb eines gegebenen Zeithorizonts nicht auftreten, werden als verzögerte Emissionen betrachtet. Die Zeit zwischen dem Beginn des Zeithorizonts und der tatsächlichen Emission beschreibt die Dauer der biogenen C-Speicherung. Die Gutschrift beschreibt den Umweltnutzen, der sich aus der Speicherdauer ergibt, innerhalb der das biogene C nicht als THG in der Atmosphäre wirksam ist.
Berichterstattung über biogenen und nicht-biogenen C	Anforderung der Norm, des Standards, Rahmenwerks, der PCR oder Leitlinie, wie biogene C-Emissionen und -aufnahmen bzw. der Gehalt an biogenem C zu berichten sind.

5.3 Heatmap

Die Ergebnisse aus der vergleichenden Analyse sind tabellarisch in einer Heatmap aufbereitet, die die Qualität der Normen und Standards in Bezug auf die 11 Vergleichskriterien visualisiert.

Die Qualität vereint die Aspekte **Transparenz in der Vorgehensweise** und **Anleitung zur Durchführung der Ökobilanzierung** und ist in drei Stufen unterteilt. Qualitätsstufe 1 repräsentiert die niedrigsten Anforderungen, während Stufe 3 die höchsten Anforderungen an Transparenz und Anleitung widerspiegelt. Eine höhere Qualitätsstufe zeigt somit auf, dass die Normen und Standards sowohl hohe Anforderungen an die Transparenz innerhalb der Dokumentation der Ökobilanz richten als auch eine vergleichsweise bessere Anleitung zur Durchführung der Ökobilanzierung bieten. Hierbei ist es möglich, dass z. B. besonders hohe Anforderungen an die Transparenz eine undetaillierte Anleitung (und umgekehrt) in der Bewertung aufwiegen. Diese Unschärfe in der qualitativen Bewertung schmälert jedoch den Nutzen der Klassifizierung der Normen und Standards insgesamt nicht.

Somit gibt die Heatmap eine differenzierte und visuell zugängliche Darstellung der Stärken und Schwächen der Normen und Standards. Abbildung 8 zeigt die Heatmap als Screenshot. Die interaktive Heatmap mit Zugriff auf alle hinterlegten detaillierten Informationen bzw. Analyseergebnisse wird zeitnah auf der Trans-BIB-Website zur Verfügung gestellt und kann bei Bedarf eingesehen werden.

		Normen und Standards												
		ISO 14040 und 14044	ISO 14067	ISO 22526-3	ISO 22526-4	EN 16760	prEN 18027	EN 15804 + prEN 16485 (PCR)	EN 16214-4	ILCD Handbook	PAS 2050 + Guide	GHG Protocol	PEF	The Plastics LCA method
Vergleichskriterien	Zielsetzung	2	2	2	3	2	2	3	2	3	2	2	3	3
	Systemgrenze	3	2	2	3	3	2	3	1	3	3	3	3	3
	LCI Ressourcen und Emissionen	1	2	2	2	2	2	3	2	2	2	2	3	2
	LCI Biogener und nicht-biogener C	1	2	2	2	1	2	3	1	2	1	1	1	1
	LCIA Wirkungskategorien	1	2	2	3	1	1	3	1	3	2	2	3	3
	Abschneidekriterien	2	2	2	2	2	2	2	1	2	2	2	3	3
	Allokation Produkt/ Kuppelprodukt	2	2	1	3	3	2	3	1	2	2	2	3	3
	EoL-Allokation Recycling/ Kaskadennutzung	3	3	1	1	1	1	3	1	3	3	3	3	3
	Gutschriften Recycling/ Kaskadennutzung	2	3	1	1	1	1	3	2	1	1	3	3	3
	Gutschriften Speicherung von biogenem C	1	1	1	1	2	3	2	2	2	2	1	1	1
	Berichterstattung über biogenen und nicht-biogenen C	1	3	2	2	2	2	2	2	2	2	2	3	3

Abbildung 8 Heatmap zur qualitativen Einstufung LCA-relevanter Normen und Standards hinsichtlich 11 Vergleichskriterien. Die Qualität misst sich an der Anforderung größtmöglicher Transparenz sowie Detailgrad der Anleitung (eigene Darstellung)

ISO 14040 und 14044 sowie EN 16214-4 zeigen innerhalb der 11 Vergleichskriterien am häufigsten die Qualitätsstufe 3 auf. Dies ist darin begründet, dass ISO 14040 und 14044 die fundamentalen Normen der Ökobilanzierung darstellen und daher eine sehr geringe Detailtiefe aufweisen. EN 16214-4 beschreibt eine Methode zur Bewertung der entstehenden THG-Emissionen bei der Herstellung von Biokraftstoffen und -brennstoffen, wobei sie auf die THGs CO₂, CH₄ und N₂O sowie auf die Systemgrenze cradle-to-gate begrenzt ist. Dies stellt eine starke Einschränkung der Aussagekraft der Ökobilanz dar, was die geringe qualitative Einstufung bedingt. Der PEF ist neben der The Plastics LCA method qualitativ am besten eingestuft. Daher wird dieser Standard aufgegriffen und innerhalb eines Entscheidungsbaums in den direkten Vergleich zu den fundamentalen Normen ISO 14040 und 14044 gestellt.

5.4 Entscheidungsbaum

Der Entscheidungsbaum zeigt auf, in welchen Kriterien der PEF die fundamentalen Standards ISO 14040 und 14044 übertrifft. Dies gibt einen Einblick in die Spezifizierungen bzw. Stärken des PEF im Vergleich zu den fundamentalen Standards. Darüber hinaus wird aufgezeigt, in welchen Bereichen der PEF Schwächen aufweist. Für die Kriterien, in denen der PEF eine Qualitätsstufe < 3 erreicht, bietet der Entscheidungsbaum Verweise und Empfehlungen zu anderen Normen und Standards, die höhere Qualität bieten.

Im Kontext der Bioökonomie und insbesondere bei der Bewertung von biogenem C sind folgende Vergleichskriterien von besonderer Bedeutung:

- LCI Ressourcen und Emissionen
- LCI biogener und nicht biogener C
- LCIA Wirkungskategorien
- Allokation | Produkt/ Kuppelprodukt
- EoL-Allokation | Recycling/ Kaskadennutzung
- Gutschriften | Recycling/ Kaskadennutzung
- Gutschriften | Speicherung von biogenem C
- Berichterstattung über biogenen und nicht-biogenen C

Daher sind zu diesen Kriterien, sofern noch nicht durch qualitativ höher eingestufte Normen ergänzt, qualitativ gleichwertige Normen- oder Standard-Alternativen hinzugefügt worden. Somit bietet der Entscheidungsbaum Hilfestellung bei der Wahl des bestmöglichen Standards und zeigt auf, wo qualitativ bessere oder gleichwertige Alternativen zu finden sind. **Allerdings wird ausdrücklich davon abgeraten, Normen und Standards willkürlich zu mischen!** Vielmehr sollte eine Norm oder Standard verwendet und bei unzureichender Anleitung oder Informationen innerhalb dieser auf andere Standards als Hilfestellung ausgewichen werden. Dies ist in der Ökobilanz genau zu dokumentieren.

Abbildung 9 zeigt den Entscheidungsbaum als Screenshot. Der interaktive Entscheidungsbaum mit Zugriff auf alle hinterlegten detaillierten Informationen bzw. Analyseergebnisse wird zeitnah auf der TransBIB-Website zur Verfügung gestellt und kann bei Bedarf eingesehen werden.

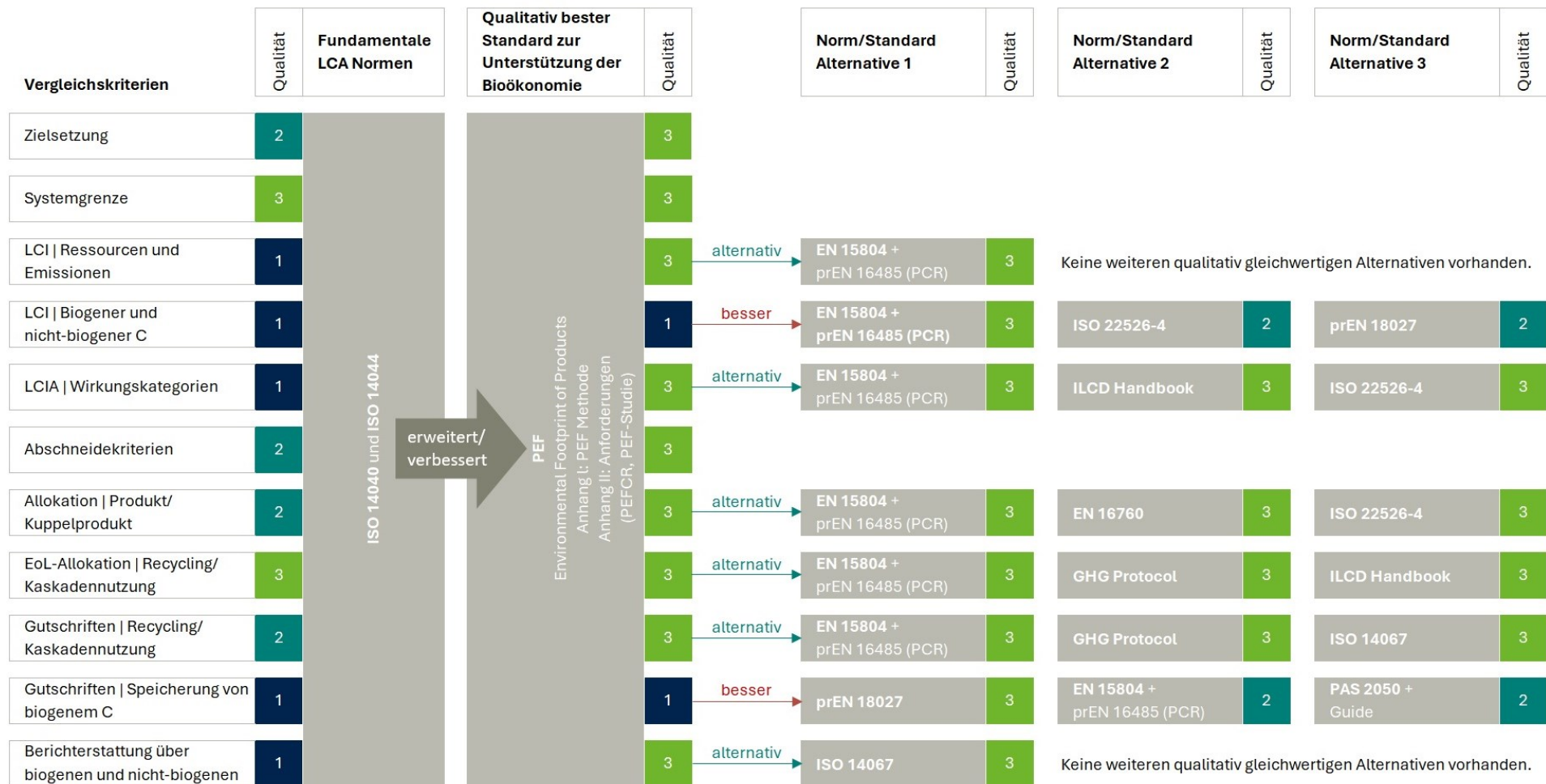


Abbildung 9 Entscheidungsbaum zu dem qualitativen Vergleich der fundamentalen LCA-Normen mit dem PEF sowie Bereitstellung qualitativ gleichwertiger oder höher eingestufte Normen und Standards (eigene Darstellung)

6 Berichterstattung nach CSRD und GHG Protocol

Die CSRD (Richtlinie (EU) 2022/2464) erweitert die Anforderungen der Non-Financial Reporting Directive (NFRD) (Richtlinie 2014/95/EU) und verpflichtet Unternehmen dazu, umfassendere Informationen über ökologische und soziale Aspekte sowie Governance-Faktoren zu veröffentlichen. Die Einführung der Nachhaltigkeitsberichterstattung nach CSRD erfolgt schrittweise und nimmt sukzessive verschiedene Unternehmensgrößen in die Pflicht. Abbildung 10 veranschaulicht die geplante Einführung mit dem Stand von Januar 2025. Diese kann sich durch die von der Europäischen Kommission im Februar 2025 veröffentlichten [Verordnungsvorschläge zur Vereinfachung der Regeln für Nachhaltigkeit und EU-Investitionen \(Omnibus I und Omnibus II\)](#) ändern.

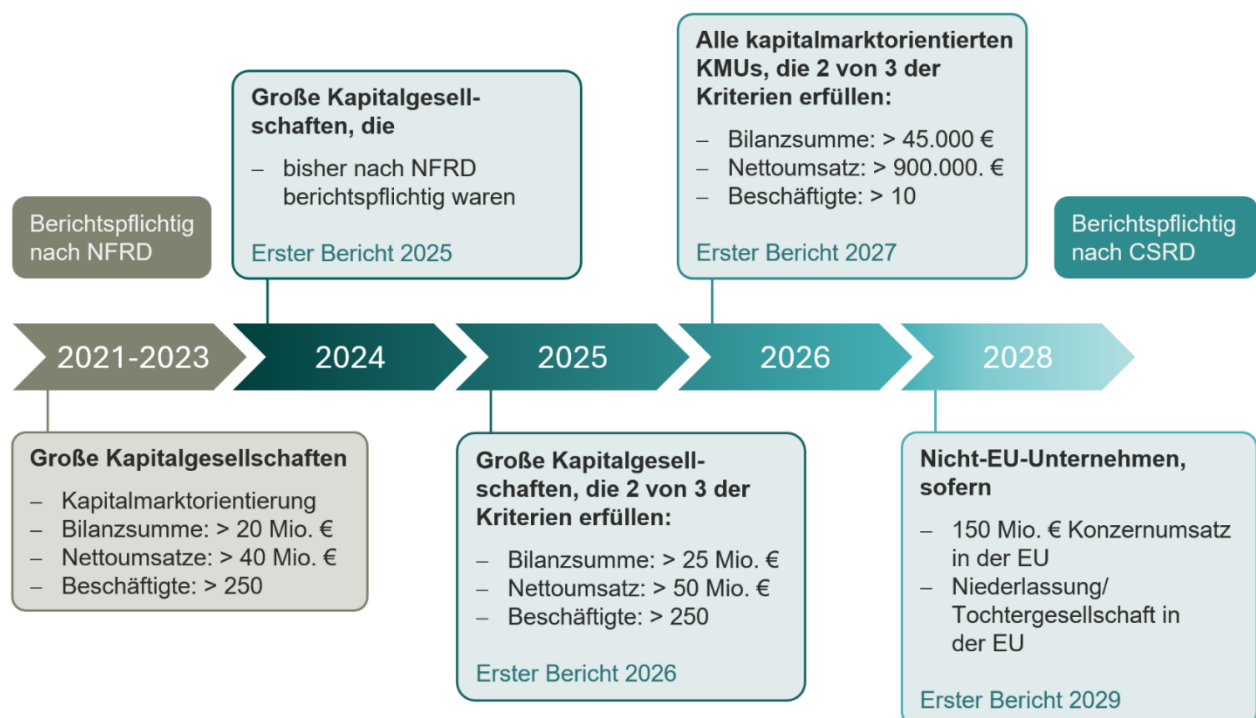


Abbildung 10 Schrittweise Ausweitung der Berichterstattungspflicht nach CSRD (Bildquelle: in Anlehnung an (Emig 2024); unter Vorbehalt des Verordnungsvorschlags Omnibus: Stand Januar 2025)

Die CSRD baut bei der Berichterstattung auf dem GHG Protocol auf. Das GHG Protocol ist ein weltweit anerkanntes Rahmenwerk zur Erfassung und Berichterstattung von THG-Emissionen, in dem die Erfassung und Bewertung von THG-Emissionen in drei Scopes erfolgt (WRI & WBCSD 2011):

Scope 1 direkte Emissionen (Vordergrundsystem)

Alle direkten THG-Emissionen, die durch die unternehmenseigenen Quellen entstehen und somit kontrollierbar, messbar und beeinflussbar sind. Dazu zählen Emissionen aus der Verbrennung von fossilen Brennstoffen in Produktionsanlagen, unternehmenseigene Fahrzeuge und andere betriebsinterne Emissionsquellen.

Scope 2 indirekte Emissionen aus der Energieversorgung (Hintergrundsystem)

Alle indirekten THG-Emissionen aus der Erzeugung von zugekaufter Energie (Strom, Wärme, Dampf), die durch unternehmerische Aktivitäten verbraucht werden, sind zu erfassen. Obwohl das Unternehmen diese

Emissionen nicht direkt verursacht, werden sie durch den Betrieb des Unternehmens indirekt beeinflusst, da sie durch den Energieverbrauch entstehen.

Scope 3 indirekte Emissionen vorgelagert/nachgelagert (Hintergrundsystem)

Alle weiteren indirekten THG-Emissionen entlang der Wertschöpfungskette, die das Unternehmen nicht direkt kontrolliert, aber dennoch durch seine Aktivitäten beeinflusst. Dazu zählen Emissionen aus der Produktion der zugekauften Rohstoffe, der Transport der Materialien, die Nutzung und Entsorgung des Produktes sowie weitere nachgelagerte Prozesse.

Abbildung 11 weist die Emissionsquellen Scope 1, 2 und 3 gemäß GHG Protocol zu. Bei der Bilanzierung nach ISO 14040 und 14044 liegt eine andere Terminierung vor. Hier werden die Emissionen dem Vordergrundsystem, das Scope 1 umfasst, und dem Hintergrundsystem, das Scope 2 und 3 erfasst, zugeordnet.

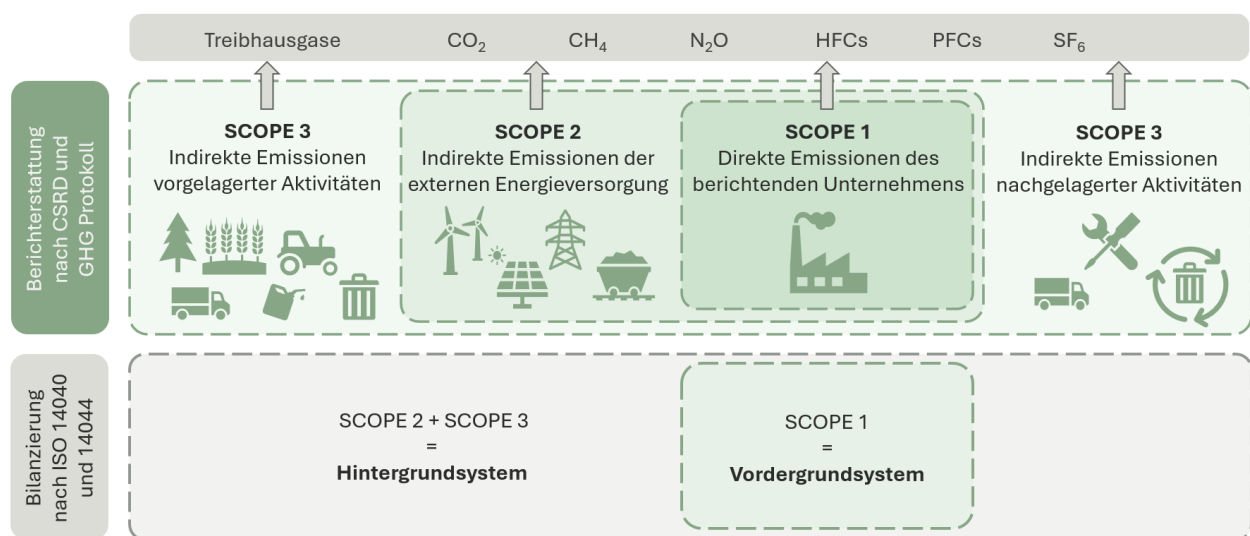


Abbildung 11 Zuweisung von THG-Emissionen in Abhängigkeit verschiedener Standards (eigene Darstellung)

Dem GHG Protocol und den fundamentalen Normen ISO 14040 und 1044 gemein ist die ganzheitliche Betrachtung der Umweltauswirkungen eines Produktes oder einer Organisation. Sie unterscheiden sich dahingehend, dass das GHG Protocol alleinig die Bewertung von THG-Emissionen bzw. die Wirkungskategorie Klimawandel fokussiert, während ISO 14040 und 14044 eine umfassendere Bewertung in mehreren Wirkungskategorien anstreben. Das Vorgehen bei der Bilanzierung entspricht dabei den vier Phasen der Ökobilanzierung nach ISO 14040 und 14044.

Zur Datenerhebung für Scope 1, 2 und 3 können verschiedene Datenquellen herangezogen werden. Für Scope 1 sind Messdaten aus der Produktion, Daten aus Einkauf und Buchhaltung sowie Informationen aus Stücklisten und Prozessbeschreibungen zu berücksichtigen (Tabelle 6, Tabelle 7). Für Scope 2 ist eine Auskunft vom Energieversorger oder Sekundärdaten aus Datenbanken geeignet. Für Scope 3 sind Nachweise von Lieferanten einzufordern oder Sekundärdaten zu verwenden.

Hierbei ist darauf zu achten, dass bei der Bilanzierung vorgelagerter und nachgelagerter Aktivitäten keine Doppelzählungen von Daten vorherrschen und sich die Lieferantennachweise nicht überschneiden. Da verschiedene aneinander gereichte Aktivitäten vorliegen können, sind die Systemgrenzen im B2B, B2C und C2B Bereich eindeutig zu definieren und zu berücksichtigen (Abbildung 12).

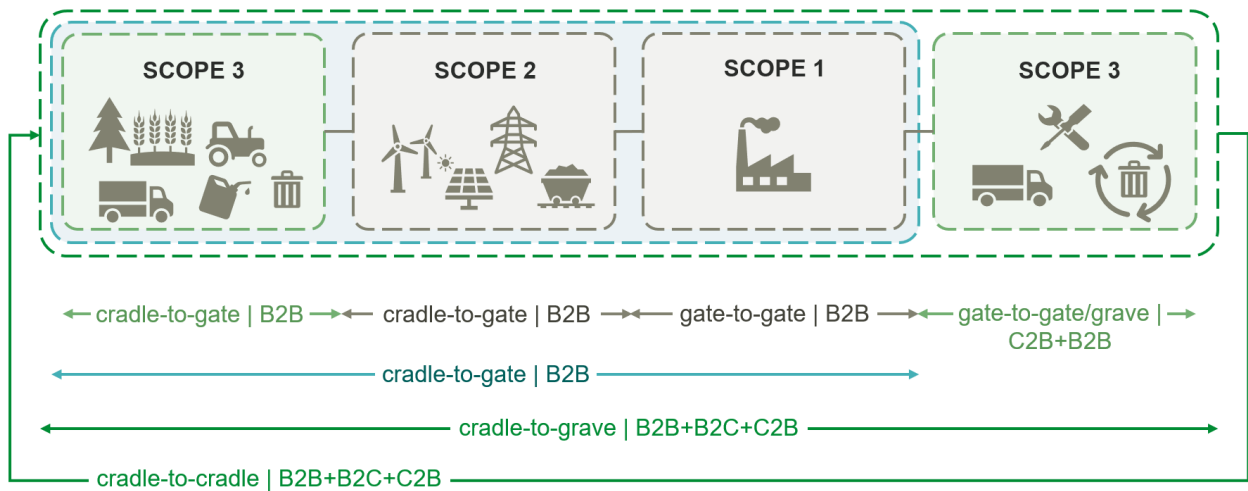


Abbildung 12 Systemgrenzen im B2B, B2C und C2B Bereich (eigene Darstellung)

Eine erste Erfassung der Emissionsdaten bzw. eine Streamlined LCA kann in einer Excel-Tabelle erfolgen. Anhand des Beispiels zur Herstellung von biobasierten Kunststoffbechern ist in Abbildung 13 die Zuordnung der Emissionen zu Scope 1, 2 und 3, das Vorder- und Hintergrundsystem sowie die Systemgrenze cradle-to-gate veranschaulicht.

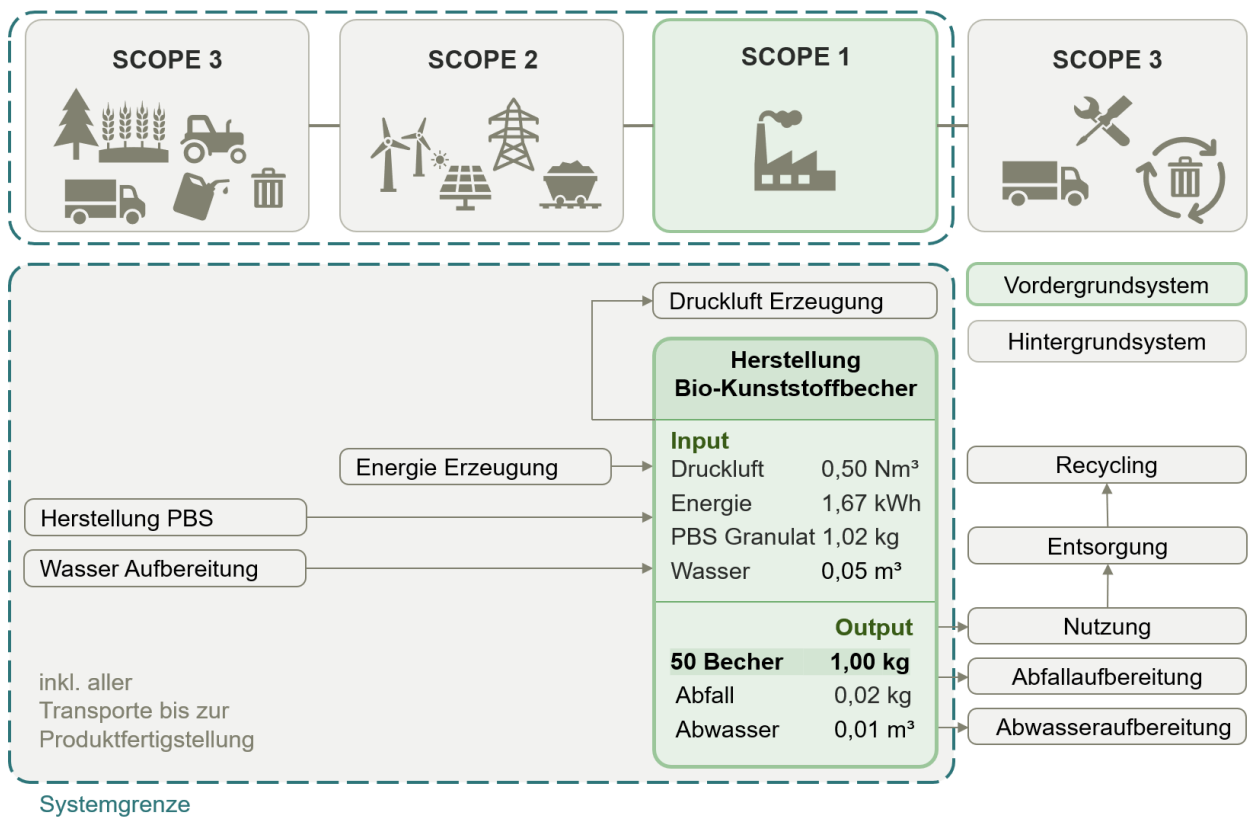


Abbildung 13 Untersuchungsrahmen zur Bewertung der biobasierten Kunststoffbecher nach GHG Protocol (eigene Darstellung)

Abbildung 14 zeigt, wie die erhobenen Daten in einer Excel-Tabelle erfasst sowie mit entsprechenden Charakterisierungsfaktoren bzw. Emissionsfaktoren multipliziert und zu den entsprechenden CO₂-Äq. verrechnet werden. Für eine transparente Dokumentation sind die Quellen der verwendeten Emissionsfaktoren zu notieren (mögliche Datenquellen siehe Tabelle 6 und Tabelle 7).

Produktion von 50 biobasierten Kunststoffbechern aus PBS

	Emissionsfaktor			Umweltwirkung				Kommentar/Quelle
				Scope			Einheit	
				1	2	3		
Input								
Druckluft	0,50	Nm ³	0,20	kg CO ₂ -Äq./Nm ³	0,10		kg CO ₂ -Äq.	ecoinvent 3.8
Strom (Mix D)	1,67	kWh	0,56	kg CO ₂ -Äq./kWh		0,94	kg CO ₂ -Äq.	ecoinvent 3.8
PBS Granulat	1,02	kg	2,25	kg CO ₂ -Äq./kg			2,30	kg CO ₂ -Äq. Walker et al 2020
Wasser	0,05	m ³	0,16	kg CO ₂ -Äq./m ³			0,01	kg CO ₂ -Äq. ecoinvent 3.8
Output								
PBS Kunststoffbecher	1,00	kg (50 Stk)						
Abwasser	0,01	m ³	0,00	kg CO ₂ -Äq./m ³			0,00	kg CO ₂ -Äq. außerhalb Systemgrenze
Abfall (PBS)	0,02	kg	0,00	kg CO ₂ -Äq./kg			0,00	kg CO ₂ -Äq. außerhalb Systemgrenze
				GESAMT				3,35 kg CO₂-Äq.

Abbildung 14 Bewertung der biobasierten Kunststoffbecher nach GHG Protocol in einer Excel-Tabelle (eigene Darstellung)

In dem vorliegenden Beispiel liegt der Fokus auf der Produktherstellung. Für die Berichterstattung nach GHG Protocol oder CSRD sind darüber hinaus weitere unternehmerische Aktivitäten, Geschäftsreisen oder Pendelaktivitäten via Automobil oder Bahn sowie zurückgelegte Strecken mit Dienstfahrzeugen zu berücksichtigen und auf ein Geschäftsjahr zu skalieren. Handelt es sich bei den Dienstfahrzeugen um elektrische Modelle, sind die zugehörigen Emissionen Scope 2 zuzuordnen, da sie Energie in Form von Strom beziehen.

Literatur

- BMBF & BMEL (2022). *Bioökonomie in Deutschland: Chancen für eine biobasierte und nachhaltige Zukunft*. Bundesministerium für Bildung und Forschung; Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft. Zugriff am 21. Oktober 2024, verfügbar unter https://www.bmbf.de/Shared-Docs/Publikationen/de/bmbf/7/30936_Biooekonomie_in_Deutschland
- Brandão, M., Busch, P. & Kendall, A. (2024). Life cycle assessment, quo vadis? Supporting or deterring greenwashing? A survey of practitioners. *Environmental Science: Advances*, 3, 266–273. <https://doi.org/10.1039/d3va00317e>
- BSI. (2011). *PAS 2050:2011 Specification for the Assessment of the Life Cycle Greenhouse Gas Emissions of Goods and Services*. London. British Standards Institution.
- Emig, N. (2024). *Die wichtigsten Fakten zur CSRD-Richtlinie*. Zugriff am 27. November 2024, verfügbar unter <https://klimahelden.eu/blog/csrd-richtlinie/>
- EN (2015). *EN 16760:2015 -Bio-based products – Life Cycle Assessment (DIN EN 16760 (2016-02-00))*. Berlin. Beuth. <https://www.nautos.de/>
- European Commission. (2010). *International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook: Specific guide for Life Cycle Inventory data sets*. Luxembourg. Joint Research Centre. JRC48182. <https://doi.org/10.2788/39726>
- Ferreira, V., Fabregat-Aibar, L., Pié, L. & Terceño, A. (2022). Research trends and hotspots in bioeconomy impact analysis: a study of economic, social and environmental impacts. *Environmental Impact Assessment Review*, 96, 106842. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2022.106842>
- Frischknecht, R. (2020). *Lehrbuch der Ökobilanzierung (1st ed. 2020)*. Springer Berlin Heidelberg; Imprint: Springer Spektrum. <https://permalink.obvsg.at/AC15629497> <https://doi.org/10.1007/978-3-662-54763-2>
- ISO (2021a). *EN ISO 14040:2006 + A1:2020 Environmental management – Life cycle assessment – Principles and framework (DIN EN ISO 14040 (2021-02-00))*. Berlin. Beuth.
- ISO (2021b). *EN ISO 14044:2006 + A1:2018 + A2:2020- Environmental management – Life cycle assessment – Requirements and guidelines (DIN EN ISO 14044 (2021-02-00))*. Berlin. Beuth.
- Kaltschmitt, M. (Hrsg.). (2015). *Umweltbewertung für Ingenieure: Methoden und Verfahren*. Springer. <http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&scope=site&db=nlebk&db=nlabk&AN=959239> <https://doi.org/10.1007/978-3-642-36989-6>
- Klöpffer, W. & Grahl, B. (2014). *Life cycle assessment (LCA): A guide to best practice*. Wiley-VCH. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/book/10.1002/9783527655625> <https://doi.org/10.1002/9783527655625>
- Richtlinie (EU) 2022/2464, vom 16.12.2022.
- Richtlinie 2014/95/EU, vom 15.11.2014.
- Walker, S. & Rothman, R. (2020). Life cycle assessment of bio-based and fossil-based plastic: A review. *Journal of Cleaner Production*, 261, 121158. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121158>
- WRI & WBCSD. (2011). *Product Life Cycle Accounting Reporting Standard - GHG Protocol*. GHG Protocol. Washington. World Resources Institute; World Business Council for Sustainable Development. <https://ghgprotocol.org/product-standard>

Anhang

Tabelle 16 Template zur Dokumentation der Sachbilanzdaten

Prozess Schritt: [NAME Prozess Schritt 1]			
Input			
Fluss	Menge	Einheit	Quelle/ Kommentar
Output			
Fluss	Menge	Einheit	Quelle/ Kommentar
Prozess Schritt: [NAME Prozess Schritt 2]			
Input			
Fluss	Menge	Einheit	Quelle/ Kommentar
Output			
Fluss	Menge	Einheit	Quelle/ Kommentar
Prozess Schritt: [NAME Prozess Schritt 3]			
Input			
Fluss	Menge	Einheit	Quelle/ Kommentar
Output			
Fluss	Menge	Einheit	Quelle/ Kommentar