

Fokusthemen Nachhaltigkeit

Bilanzierung von biogenem Kohlenstoff, Negativemissionen
und Regionalität in Nachhaltigkeitsbewertungen

Mit Rechenbeispielen



Handreichung

Fokusthemen Nachhaltigkeit

Bilanzierung von biogenem Kohlenstoff, Negativemissionen
und Regionalität in Nachhaltigkeitsbewertungen
Mit Rechenbeispielen

Autor:innen:

Kathleen Meisel
Inga Katharina Götz

Besonderer Dank für die wertvollen Hinweise und Anmerkungen im Verlauf des Projektes und bei der Erstellung dieser Handreichung gilt insbesondere folgenden Kolleg:innen vom DBFZ Deutsches Biomasseforschungszentrum gemeinnützige GmbH:

Sophia Bothe
Harry Schindler
Christoph Siol
Stefan Majer

und der Koordinatorin vom PIC Pi Innovation Culture GmbH:
Christina Peters

Die Handreichung ist im Rahmen des Vorhabens „WIR! – BioZ – Rahmenprojekt III: Life Cycle Assessment/Nachhaltigkeitsbewertung & Fallstudie Innovationsökosystem“ entstanden.



Gefördert durch:



Inhalt

1	Einleitung	2
2	THG-Bilanzierung von biogenem Kohlenstoff in biobasierten Produkten	3
2.1	Biogener Kohlenstoff	3
2.2	Vergleich zu fossilem Kohlenstoff	3
2.3	Bilanzierungsansätze	5
2.3.1	0/0 und -1/+1-Ansatz	5
2.3.2	Vergleich und Eignung der Ansätze	5
2.3.3	Rechenbeispiel: Herstellung des Biopolymers PBS mit -1/+1 Ansatz und cradle-to-gate Systemgrenze	7
2.3.4	Bilanzierung der temporären Kohlenstoff-Speicherung im Produkt	9
2.3.5	Rechenbeispiel: Bilanzierung einer Holztür mit und ohne temporärer Speicherung	10
2.4	Negativemissionen	11
2.4.1	Definition und Ansätze gemäß IPCC und EU-CRCF	12
2.4.2	Beispielrechnungen anhand des PBS-Polymers	12
3	Darstellung von Regionalität in der Nachhaltigkeitsbewertung	14
3.1	Vorbetrachtung	14
3.2	Kriterien der Regionalität	15
3.3	Darstellung von Regionalität in der Nachhaltigkeitsbewertung	16
3.4	Rechenbeispiele	18
3.4.1	THG- und Feinstaubemissionen von Transporten - Lieferung von Zucker für PBS Polymer	18
3.4.2	Regionale Wertschöpfungsketten - verschiedene Rohstoffe für das Biopolymer PBS	20
3.4.3	Arbeitsbedingungen und Sozialversicherung - Zuckerproduktion in Europa und Kolumbien	20
4	Fazit und Ausblick	22

1 Einleitung

Diese Handreichung ist im Rahmen der wissenschaftlichen Begleitforschung zur Nachhaltigkeitsbewertung im WIR!-Bündnisvorhaben „BioZ“, welches durch das Bundesministerium für Forschung, Technologie und Raumfahrt gefördert wurde, entstanden. Sie ist die Fortsetzung der ersten Handreichung „Nachhaltigkeit für Einsteiger:innen“ [1], die ebenfalls im Zuge der wissenschaftlichen Begleitung des BioZ-Bündnisses erarbeitet wurde.

Mit der ersten Handreichung haben wir einen Einstieg in das Thema der Nachhaltigkeitsbewertung geschaffen. Dafür wurden die wesentlichen Grundbegriffe erläutert, Berechnungsmethoden und Zertifizierungssysteme präsentiert, beispielhaft die Berechnung eines Product Carbon Footprints durchgeführt und Datensammlungen, Berechnungstools sowie Unterstützungssoftware vorgestellt.

Aufbauend darauf beleuchtet diese zweite Handreichung Themen, bei denen laut Umfrage der Bündnispartner:innen der größte Bedarf an methodischer Unterstützung bestand. Hierzu zählen die Bilanzierung von biogenem Kohlenstoff, die Frage, wann Negativemissionen erzielt und angerechnet werden können sowie die Darstellung der „Regionalität“ von Produkten in Nachhaltigkeitsbewertungen. Jedes Thema ist dabei mit Beispielrechnungen veranschaulicht.

Im ersten Teil der Handreichung werden die verschiedenen Ansätze zur Bilanzierung von biogenem im Vergleich zu fossilem Kohlenstoff und von Negativemissionen vorgestellt. Der zweite Teil befasst sich mit der Darstellung der Regionalität in der Nachhaltigkeitsbewertung. Hier werden vor allem die Ergebnisse des Nachhaltigkeitsworkshops vom 4. Dezember 2024 in Leipzig vorgestellt. Konkret ging es dabei um die Frage, welche Aspekte ein Produkt tatsächlich zu einem regionalen Produkt machen und ob diese Regionalität zu Vorteilen in der Nachhaltigkeitsbewertung führt.

Diese zweite Handreichung eignet sich besonders als Ergänzung zur ersten Veröffentlichung [1], aber auch als Einstieg in die Themen Bilanzierung von biogenem Kohlenstoff, Negativemissionen und Regionalität in Nachhaltigkeitsbewertungen.



2 THG-Bilanzierung von biogenem Kohlenstoff in biobasierten Produkten

Die folgenden Ausführungen zur Bilanzierung von biogenem Kohlenstoff in biobasierten Produkten basieren im Wesentlichen auf den in den DIN-Normen 14067 und 16760 sowie im ILCD-Handbuch enthaltenen Methodiken:

- DIN EN ISO 14067: Treibhausgase - Carbon Footprint von Produkten [2]
- DIN EN 16760: Biobasierte Produkte - Ökobilanzen [3]
- ILCD Handbook: General guide for Life Cycle Assessment - Detailed guidance [4]

In diesem Fokusheft wird bei der THG-Bilanzierung von biogenem Kohlenstoff nur der Kohlenstoff betrachtet, der Bestandteil der biobasierten Hauptprozesskette ist. Das bedeutet, es geht um den Kohlenstoff, den Pflanzen der Atmosphäre in Form von CO₂ entziehen, in Biomasse speichern und der über die Nutzung und Verarbeitung von Biomasse in biobasierten Produkten gebunden bleibt. Am Ende des Produktlebensweges wird dieser Kohlenstoff beispielsweise durch Verbrennung oder Kompostierung wieder als CO₂ in die Atmosphäre emittiert.

2.1 Biogener Kohlenstoff

Biogener Kohlenstoff in Produkten wird in der DIN-Norm 14067 als „von der Biomasse gewonnener Kohlenstoff“ definiert. Biomasse wird in derselben Norm „als Material biologischen Ursprungs“ beschrieben, das „lebendiges und totes organisches Material sowie Abfall biologischer Herkunft umfasst,“ [2].

Das in der Atmosphäre vorhandene CO₂ wird von Pflanzen, Algen oder Phytoplankton während der Fotosynthese aufgenommen und in organische Kohlenstoffverbindungen, also in Biomasse, umgewandelt. Abgestorbene Biomasse wird mikrobiell zersetzt und der gebundene Kohlenstoff gelangt durch Mineralisation wieder als CO₂ in die Atmosphäre. Bei der energetischen Nutzung von Biomasse, beispielsweise zur Erzeugung von Strom, Wärme oder Kraftstoffen, wird der gebundene Kohlenstoff ebenfalls bei der Verbrennung als CO₂ freigesetzt. Bei der stofflichen Nutzung von Biomasse, zum Beispiel in biobasierten Produkten wie Plastik oder Baumaterialien, bleibt der organische Kohlenstoff hingegen gebunden und wird erst am Lebensende der Produkte beispielsweise durch mikrobielle Zersetzung im Rahmen einer Kompostierung oder durch Verbrennung wieder als CO₂ freigesetzt [5, 6], siehe Abbildung 1.

Biogener Kohlenstoff gilt als klimaneutral, wenn innerhalb eines bestimmten Betrachtungszeitraums, beispielsweise eines Jahres, durch das Wachstum von Biomasse mindestens so viel CO₂ der Atmosphäre entzogen wie durch dessen Nutzung emittiert wird [6, 7]. Er wird zudem als erneuerbar bezeichnet, wenn innerhalb eines definierten Zeitraumes in einer bestimmten räumlichen Einheit, zum Beispiel einem Land wie Deutschland, mindestens so viel Biomasse nachwächst wie für die Nutzung entnommen wird [8].

2.2 Vergleich zu fossilem Kohlenstoff

Im Gegensatz zum biogenen Kohlenstoff ist fossiler Kohlenstoff in der DIN-Norm 14067 als „in fossilem Material enthaltener Kohlenstoff“ definiert [2]. Er ist beispielsweise in Kohle, Öl, Erdgas oder Torf enthalten und wurde über Tausende und Millionen Jahre im Wesentlichen aus abgestorbenen Pflanzen gebildet.

Diese fossile Rohstoffe werden entweder energetisch als Brennstoffe oder stofflich in Produkten genutzt. Am Ende ihres Lebenszyklus wird der über Tausende bis Millionen Jahre gebundene Kohlenstoff als CO₂ wieder in die

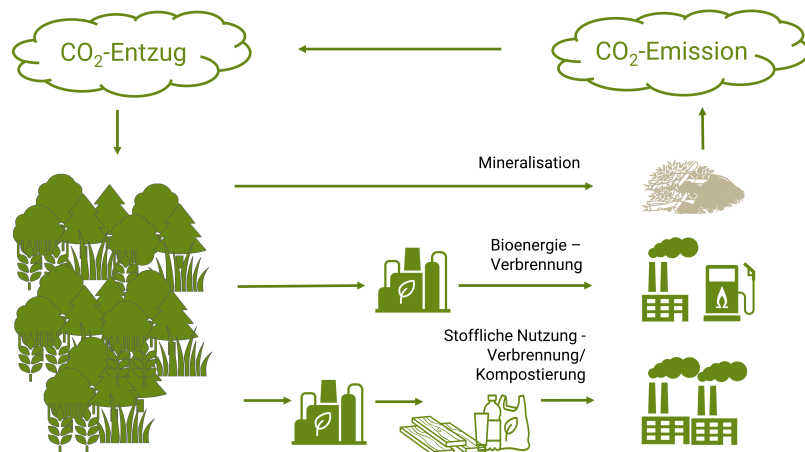


Abbildung 1: Vereinfachte Darstellung des biogenen C-Kreislaufes, eigene Abbildung

Atmosphäre freigesetzt, siehe Abbildung 2. Dieses fossile CO₂ gilt als klimawirksam, da seine THG-Emissionen in unserem heutigen Zeithorizont auftreten, während die ursprüngliche Aufnahme von CO₂ durch Pflanzen vor sehr langer Zeit erfolgte und somit nicht in die heutige THG-Bilanz als CO₂-Entzug einbezogen werden kann [5]. In einer Kohlenstoffbilanz, etwa einer jährlichen Treibhausgasbilanz, wird fossiles CO₂ daher als „zusätzlich“ emittiert betrachtet [9]. Fossiler Kohlenstoff gilt zudem als nicht erneuerbar, da er sich in menschlichen Zeithorizonten nicht in gleichem Umfang neu bilden kann, wie er durch den Abbau aus der Lithosphäre entnommen wird.

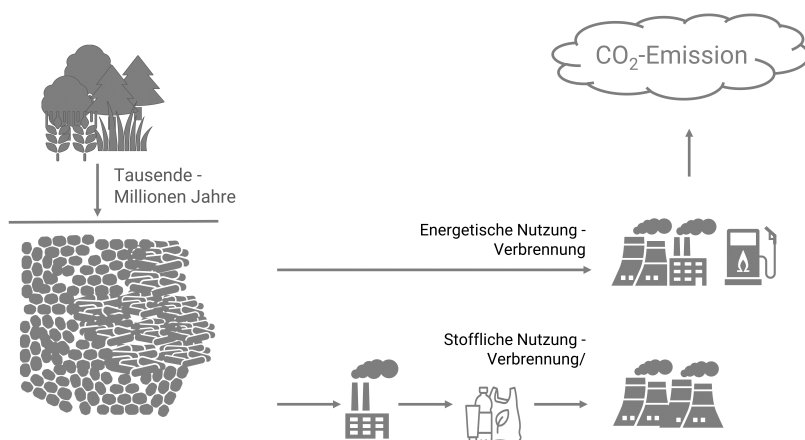


Abbildung 2: Vereinfachte Darstellung des fossilen C-Flusses, eigene Abbildung

Sowohl biogener als auch fossiler Kohlenstoff sind in der Atmosphäre als CO₂ grundsätzlich klimawirksam und verstärken den Treibhauseffekt [10]. Wie bereits beschrieben, kann jedoch biogener Kohlenstoff bilanziell als netto klimaneutral bewertet werden, wenn mindestens so viel CO₂ aus der Atmosphäre über Pflanzen¹ entzogen und in Biomasse bzw. biobasierten Produkten gespeichert wie über Nutzung, Verbrennung oder mikrobielle Zersetzung von Biomasse bzw. biobasierten Produkten in die Atmosphäre emittiert wird. Wird darüber hinaus der gebundene Kohlenstoff beispielsweise in langlebigen Produkten wie Holzbauprodukten langfristig gespeichert oder das CO₂

¹Das schließt einjährige und mehrjährige Pflanzen bzw. Wälder mit ein. Bei der Erstellung von nationalen jährlichen CO₂-Bilanzen wie in [9] erfolgt keine Einzelpflanzen- oder Einzelbaumbetrachtung, sondern das auf nationaler Ebene der Atmosphäre entzogene und freigesetzte CO₂ wird aufsummiert.

nach Verbrennung von Biomasse oder biobasierten Produkten abgeschieden und permanent geologisch gespeichert, sind sogar netto negative CO₂-Emissionen möglich, siehe Kapitel 2.4. Fossiles CO₂ gilt dagegen bilanziell als netto klimawirksam, da das in unserem heutigen Betrachtungszeitraum emittierte fossiles CO₂ aus der Nutzung von Torf, Kohle oder Erdöl nicht in gleicher Menge wieder in dieser Form gebunden werden kann.

2.3 Bilanzierungsansätze

2.3.1 0/0 und -1/+1-Ansatz

Entsprechend der DIN-Normen 14067 [2] und 16760 [3] müssen fossiler und biogener Kohlenstoff in Produkt-Carbon-Footprints oder Ökobilanzen biobasierter Produkte getrennt erfasst werden. Dabei gibt es grundsätzlich zwei verschiedene Ansätze biogenen Kohlenstoff in einem Produkt-Carbon-Footprints oder einer Ökobilanz zu bilanzieren:

- Der 0/0-Ansatz
- Der -1/+1-Ansatz

Für fossilen Kohlenstoff gilt der 0/1 Ansatz.

Der 0/0-Ansatz

Beim 0/0-Ansatz wird das im Verlauf der Wachstumsphase in der Biomasse gebundene CO₂ mit einem Treibhauspotenzial von null angesetzt. Die Emission dieses CO₂ am Lebensende des biobasierten Produktes wird entsprechend auch mit null angerechnet. Das bedeutet, dass weder beim Entzug von CO₂ aus der Atmosphäre noch bei dessen Freilassung in die Atmosphäre eine Klimawirkung angerechnet wird [3].

Der -1/+1-Ansatz

Beim -1/+1-Ansatz wird das im Verlauf der Wachstumsphase in der Biomasse gebundene CO₂ mit einem Treibhauspotenzial von -1 kg CO₂-Äquivalent je kg CO₂ angesetzt. Die Emission am Lebensende biobasierter Produkte wird mit +1 kg CO₂-Äquivalent je kg CO₂ bilanziert [2,3]

Fossiler Kohlenstoff: 0/1

Im Vergleich dazu wird der in den fossilen Produkten gespeicherte CO₂ mit null angesetzt, da der CO₂-Entzug außerhalb der heutigen Betrachtungszeiträume, also vor Tausenden bis Millionen Jahren erfolgte. Die Emission des fossilen CO₂ bei Verbrennung des Produkts wird mit +1 kg CO₂-Äquivalent je kg CO₂ bilanziert.

2.3.2 Vergleich und Eignung der Ansätze

Im Folgenden wird erläutert, für welche Systemgrenzen die jeweiligen Bilanzierungsansätze geeignet sind.

Bilanzierung des gesamten Lebensweges = cradle-to-grave. Bei der Betrachtung des biogenen Kohlenstoffs über den gesamten Lebensweg ergibt sich in beiden Ansätzen dasselbe Nettoergebnis, nämlich eine ausgeglichene Kohlenstoffbilanz (= 0) (siehe Abbildung 3). Dies gilt, wenn davon ausgegangen wird, dass die durch Fotosynthese aufgenommene Menge an CO₂, die in der Biomasse sowie in den daraus hergestellten biobasierten Produk-

ten gebunden ist, derjenigen Menge entspricht, die am Lebensende der Produkte durch vollständige Verbrennung oder mikrobielle Zersetzung wieder als CO₂ freigesetzt wird. Beim 0/0-Ansatz wird weder der CO₂-Entzug über die Biomasse noch die CO₂-Emissionen am Lebensende mit bilanziert und ergibt demnach in Summe null. Beim -1/+1-Ansatz wird der CO₂-Entzug und -Emission getrennt erfasst, ergibt aber unter der bereits beschriebenen Annahme auch null. Die Kohlenstoffbilanz von fossilem Kohlenstoff beträgt über den gesamten Lebensweg 1 kg CO₂-Äquivalent je kg CO₂. Ein Vergleich der Kohlenstoffbilanz von fossilem Kohlenstoff (1 kg CO₂-Äquivalent) mit dem von biogenem Kohlenstoff (0 CO₂-Äquivalent) zeigt den Vorteil der Nutzung von Biomasse in Bezug auf den Treibhauseffekt (siehe Abbildung 3).

Sowohl der 0/0-Ansatz als auch der -1/+1-Ansatz sind für den ökobilanziellen Vergleich von Produkten auf Basis von biogenen und fossilen Rohstoffen geeignet, sofern der gesamte Lebensweg bilanziert wird.

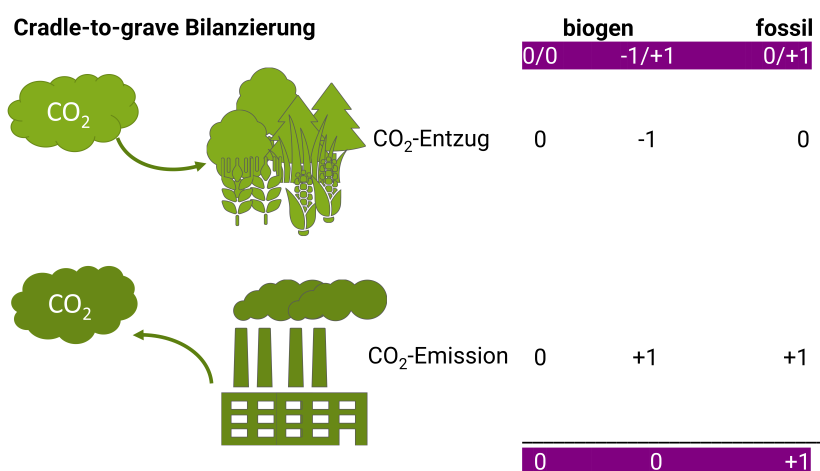


Abbildung 3: Bilanzierung im cradle-to-grave-Ansatz, eigene Abbildung

Bilanzierung bis zur Produkterzeugung = cradle-to-gate. Wird ein biobasiertes Produkt nur bis zu seiner Erzeugung bilanziert, ergibt sich mit dem 0/0-Ansatz eine Kohlenstoffbilanz von null, da in diesem Ansatz der Entzug von CO₂ aus der Atmosphäre nicht extra erfasst und bilanziert wird. Im -1/+1-Ansatz beträgt die Kohlenstoffbilanz -1 kg CO₂-Äquivalent je kg CO₂, da der CO₂-Entzug aus der Atmosphäre erfasst wird und der Kohlenstoff noch im biobasierten Produkt gebunden ist. Ein fossilbasiertes Referenzprodukt weist in einer cradle-to-gate-Betrachtung eine Kohlenstoffbilanz von Null auf, da der CO₂-Entzug außerhalb des heutigen Bilanzzeitraums erfolgte und das fossile CO₂ ebenfalls noch im Produkt gebunden ist. Der Vergleich einer cradle-to-gate-Bilanzierung von biogenen und fossilen CO₂ gemäß des 0/0-Ansatz ergäbe sich die gleiche Kohlenstoffbilanz von null (siehe Abbildung 4). Beim -1/+1-Ansatz würde der Vorteil der Nutzung von biogenen gegenüber fossilen Rohstoffen deutlich: -1 kg CO₂-Äquivalent für das biobasierte Produkt gegenüber 0 kg CO₂-Äquivalent für das fossilbasierte Referenzprodukt.

Damit ist der 0/0-Ansatz nicht für den ökobilanziellen Vergleich von Produkten auf Basis von biogenen und fossilen Rohstoffen geeignet, sofern nur bis zum Werkstoff der Produkte bilanziert wird. Für diesen Fall müsste der -1/+1-Ansatz genutzt werden.

Cradle-to-gate Bilanzierung

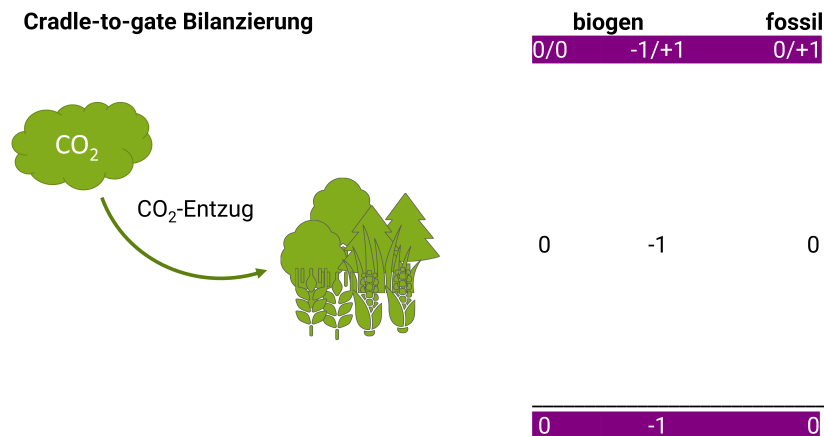


Abbildung 4: Bilanzierung im cradle-to-gate-Ansatz, eigene Abbildung

2.3.3 Rechenbeispiel: Herstellung des Biopolymers PBS mit -1/+1 Ansatz und cradle-to-gate Systemgrenze

In der ersten BioZ-Handreichung „Nachhaltigkeit für Einsteiger:innen“ wurde anhand der Beispielrechnung zur Herstellung des Biopolymers PBS die Berechnungsmethodik eines Product-Carbon-Footprints veranschaulicht. Die Anrechnung des biogenen Kohlenstoffs wurde aus Gründen der Vereinfachung nicht thematisiert bzw. ein 0/0-Ansatz angewendet. Folgend wird nun anhand der Herstellung des PBS eine Beispielrechnung zur Anrechnung des biogenen Kohlenstoffes im Rahmen des -1/+1-Ansatzes mit cradle-to-gate Systemgrenze durchgeführt. In unserem Beispiel hier dient PBS als Verpackungsfolie [11], die Folie aus herkömmlichen erdölbasiertem Polyethylen (PE) ersetzt [12]. Die Prozessdaten und damit verbundenen THG-Emissionen für die PBS-Produktion stammen in dieser Handreichung aus [13] und weichen damit leicht von den Ergebnissen der ersten Handreichung „Nachhaltigkeit für Einsteiger:innen“ [1] ab.

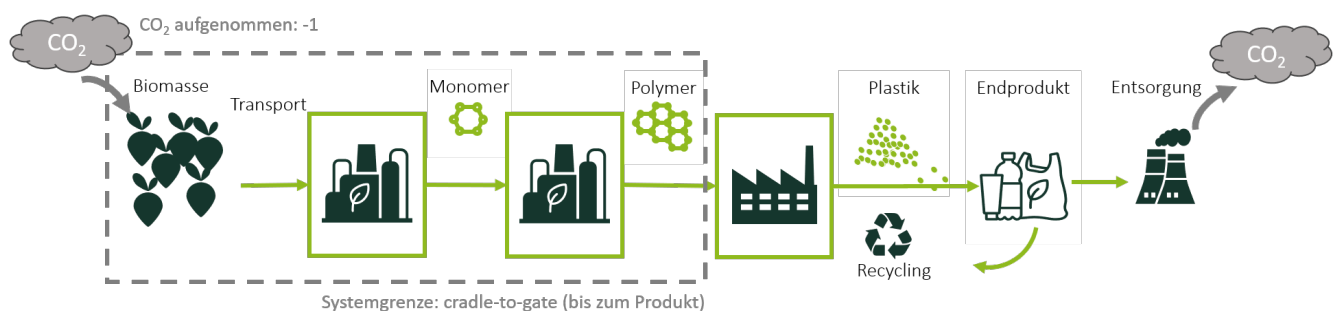


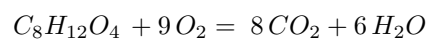
Abbildung 5: Cradle-to-gate Systemgrenzen für die Beispielrechnung

In Abbildung 5 ist die Prozesskette von der Zuckerrübenproduktion über den Transport und Verarbeitung bis zum PBS Polymer dargestellt. Hier endet die cradle-to-gate Systemgrenze, das heißt, die Aufwendungen für die anschließend erfolgende Formulierung, die Verarbeitung bis zum Endprodukt und die Entsorgung liegen außerhalb der Systemgrenze und sind nicht Teil unserer Berechnung. Es ist ebenfalls dargestellt, dass die Aufnahme von CO_2 aus der Atmosphäre von den Zuckerrüben, die wir nach dem -1/+1-Ansatz mit -1 kg CO_2 -Äquivalent je kg CO_2 anrechnen, innerhalb unserer Systemgrenze liegt, die Freisetzung des Kohlenstoffs an die Atmosphäre durch die

Verbrennung von PBS am Lebenswegende mit +1 kg CO₂-Äquivalent je kg CO₂ allerdings nicht. In der cradle-to-gate Bilanzierung unter Anwendung des -1/+1 Ansatzes wird der biogene Kohlenstoff im PBS also in Summe mit -1 CO₂-Äquivalent je kg CO₂ angerechnet, während für das fossile PE als Vergleichspolymer keine derartige Anrechnung erfolgt, siehe Abschnitt 2.3.1.

Um zu berechnen, wie viel des in den Zuckerrüben aufgenommenen Kohlenstoffs im Produkt gebunden wurde, berechnen wir wie viel CO₂ frei wird, wenn PBS am Lebenswegende entweder verbrannt oder biologisch abgebaut wird. Beide Prozesse stellen chemisch gesehen eine Oxidation dar. Es wird angenommen, dass genau so viel CO₂ am Lebenswegende des PBS freigesetzt wird, wie zuvor über die Zuckerrüben aufgenommen wurde, die zum PBS verarbeitet wurden.

Der Ausgangspunkt ist demnach die Oxidationsgleichung für PBS (Summenformel C₈H₁₂O₄), also die Reaktion mit Sauerstoff zu CO₂ und Wasser:



Mit der Information aus dieser Oxidationsgleichung können wir berechnen, wie viel CO₂ pro kg PBS im Polymer gespeichert ist. Dazu werden die molaren Massen von PBS und CO₂ benötigt, also das Gewicht in Gramm pro einer bestimmten Teilchenanzahl. Mit den molaren Massen von Kohlenstoff (12 g/mol), Sauerstoff (16 g/mol) und Wasserstoff (1 g/mol) ergeben die molaren Massen für CO₂ von 44 g/mol und für PBS (C₈H₁₂O₄) von 172 g/mol.

Die Stoffmenge (in mol) von 1 kg PBS berechnet sich dann zu

$$\frac{1000 \text{ g}}{172 \frac{\text{g}}{\text{mol}}} = 5,81 \text{ mol}_{PBS}$$

Aus der Oxidationsgleichung ist bekannt, dass pro mol PBS 8 mol CO₂ anfallen, also beträgt die Stoffmenge CO₂ pro kg PBS:

$$8 \cdot 5,81 \text{ mol} = 46,48 \text{ mol}_{CO_2}$$

Umgerechnet in kg CO₂ pro kg PBS sind das

$$46,48 \text{ mol} \cdot 44 \frac{\text{g}}{\text{mol}} = 2,05 \text{ kg}_{CO_2}$$

Diese 2,05 kg CO₂ können dem PBS Biopolymer für die Speicherung von biogenem CO₂ angerechnet werden. Nutzen wir das Ergebnis aus der Berechnung des PBS Biopolymers aus [13] von 2,29 kg CO₂-Äq. je kg PBS, können wir dem PBS Biopolymer die folgenden Emissionen zuweisen:

$$2,29 - 2,05 \frac{\text{kg CO}_2\text{-Äq.}}{\text{kg PBS}} = 0,24 \frac{\text{kg CO}_2\text{-Äq.}}{\text{kg PBS}}$$

Das PBS Biopolymer soll als Folienmaterial eingesetzt werden und herkömmliche Folie aus PE ersetzen. Da es sich aber bei PBS und PE um unterschiedliche Materialien handelt, entspricht 1 kg PBS nicht 1:1 einem kg PE. Für den folgenden Vergleich nehmen wir den Substitutionsfaktor von 1 kg PBS pro 3,33 kg PE für Folien an [14]. Die 3,33 kg PE-Folien, alternativ zu einem kg PBS Folien belaufen sich nach Emissionsdaten aus der Ecoinvent-Datenbank mit

2,41 kg CO₂-Äq. je kg PE [15] auf 8,03 kg CO₂-Äquivalente [13]. Damit hat dieser Vergleich das folgende Einsparpotential durch die PBS Folien:

$$\text{THG-Einsparung} = \frac{(8,03 - 0,24)}{8,03} \cdot \frac{\frac{\text{kg CO}_2\text{-Äq.}}{\text{kg}}}{\frac{\text{kg CO}_2\text{-Äq.}}{\text{kg}}} = 0,97 = 97\%$$

2.3.4 Bilanzierung der temporären Kohlenstoff-Speicherung im Produkt

Gemäß den DIN-Normen 14067 [2] und 16760 [3] gilt, dass für die Berechnung des Carbon Footprints oder einer Ökobilanz alle entzogenen und emittierten CO₂-Mengen so berechnet werden müssen, als wären sie zu Beginn des Bewertungszeitraums bereits entzogen und/oder freigesetzt worden. Die Auswirkung einer temporären Speicherung von CO₂ wird dabei nicht im THG-Bilanzergebnis berücksichtigt. In einem Carbon Footprint oder einer Ökobilanz wird die Treibhauswirkung in der Regel über einen Zeitraum von 100 Jahren ermittelt (GWP 100). Damit sind die 100 Jahre nach dem Ausstoß der klimawirksamen Treibhausgase gemeint. Wird das über Pflanzen entzogene und absorbierte CO₂ allerdings in langlebigen Produkten über eine gewisse Zeit gespeichert, soll die zeitliche Verzögerung der Emissionen innerhalb des Betrachtungszeitraums von 100 Jahren einbezogen werden. Sie muss allerdings separat berichtet werden. Die DIN-Normen empfehlen, die temporäre Speicherung der CO₂-Emissionen ab einem Zeitraum von mehr als 10 Jahren zwischen CO₂-Entzug und CO₂-Emission mit zu betrachten.

Für die Anrechnung der temporären Speicherung von CO₂ und der verzögerten Emission auf den Treibhauseffekt innerhalb eines Bewertungszeitraums von 100 Jahren verweisen die DIN-Normen auf die ILCD-Leitlinien [4]. Darin wird vereinfachend angenommen, dass sich die Treibhauswirkung der CO₂-Emissionen ab dem Zeitpunkt des Ausstoßes linear auf die nächsten 100 Jahre verteilt. Das hieße bei einer Emission von 1 kg CO₂ eine jährliche Emission von 0,01 kg CO₂. Wenn beispielsweise 1 kg CO₂ in Holz gebunden ist, das als Baumaterial in einem Gebäude verbaut wird und eine Lebenszeit von 80 Jahren hat, so verzögert sich die CO₂-Emission um 80 Jahre. In einem Bewertungszeitraum von 100 Jahren ist das CO₂ die ersten 80 Jahre gebunden und wird danach emittiert. Die Treibhauswirkung wird damit erst in den letzten 20 Jahren des Bewertungszeitraumes mit 0,01 kg CO₂ pro Jahr emittiert. Somit werden in den betrachteten 100 Jahren nicht 1 kg CO₂ als Emission angerechnet, sondern lediglich 0,2 kg CO₂ (siehe Abbildung 6).

Obwohl bei einer direkten Verbrennung des Holzes und bei einer 80-jährigen Speicherung als Baumaterial mit anschließender Verbrennung dieselbe Menge an CO₂ emittiert wird, erfolgt eine andere Bilanzierung der Treibhauswirkung innerhalb der 100 Jahre. Die CO₂-Speicherung bewirkt eine Verzögerung der CO₂-Emissionen um 80 Jahre und bilanziell eine Reduktion der CO₂-Emissionen im Bewertungszeitraum von 100 Jahren. Diese Bilanzierungsmethode soll als Anreiz zur CO₂-Speicherung gegenüber der direkten Verbrennung dienen.

Die Berechnungsformel für die temporäre Speicherung von Kohlenstoff wird in den ILCD-Leitlinien [4] wie folgt angegeben:

$$\text{Carbon Footprint}_{\text{temporäre Speicherung}} = \sum m_{\text{CO}_2} \cdot t_s \cdot \frac{\text{GWP}_{\text{CO}_2}}{100}$$

m = Masse des temporär gespeicherten CO₂

t_s = Zeit der temporären Speicherung in Jahren

GWP = das Treibhauspotenzial von CO₂ über einen Zeitraum von 100 Jahren

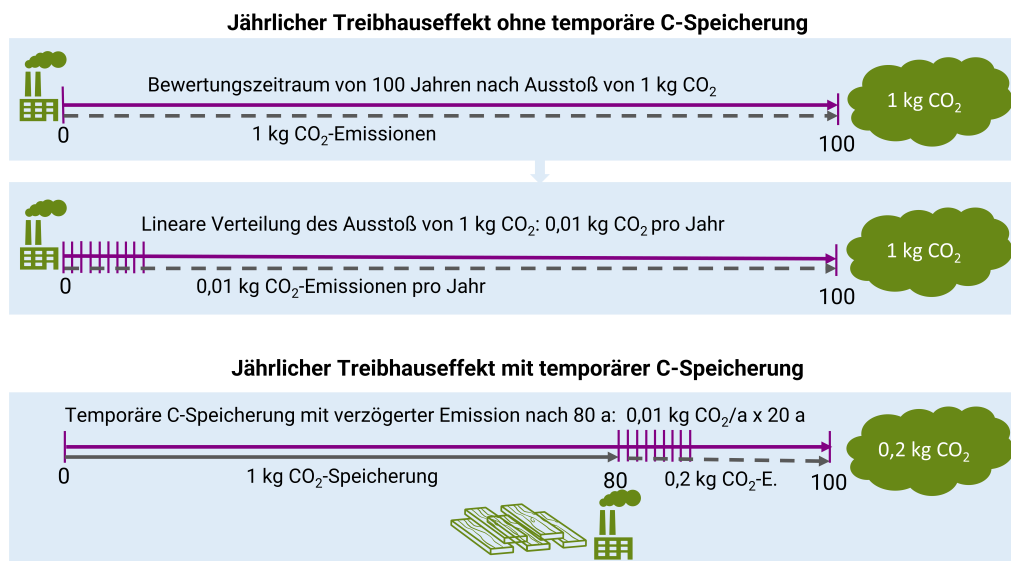


Abbildung 6: Bilanzierung mit und ohne temporärer Speicherung gemäß ILCD-Leitlinien, eigene Abbildung

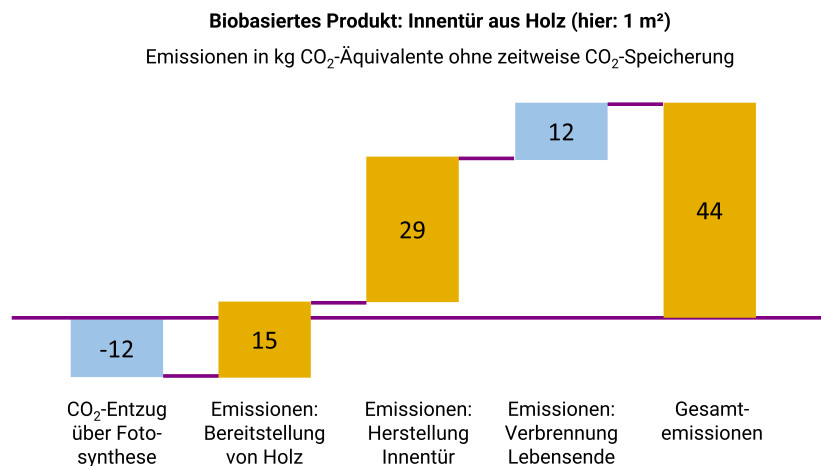
2.3.5 Rechenbeispiel: Bilanzierung einer Holztür mit und ohne temporärer Speicherung

Um den Unterschied zwischen einer und keiner Anrechnung der temporären Speicherung darzustellen, wird zunächst das Beispiel einer Innentür aus Holz (hier 1 m² Türfläche) ohne Berücksichtigung der C-Speicherung gezeigt. In diesem Beispiel werden sowohl die biogenen CO₂-Emissionen als auch weitere THG-Emissionen, die durch die Bereitstellung des Holzes und der Herstellung von 1 m² Innentür anfallen, bilanziert. In einem Betrachtungszeitraum von 100 Jahren und einer cradle to grave-Bilanzierung ergeben sich im Ergebnis nur die THG-Emissionen aus der Holzbereitstellung und Türherstellung mit 44 kg CO₂-Äquivalente je m² Tür. Die 12 kg CO₂ je m² Tür, die das Holz über Fotosynthese der Atmosphäre entzogen hat, werden am Lebensende der Tür wieder in gleicher Menge freigesetzt (siehe Abbildung 7).

Für den Fall der Anrechnung der temporären Speicherung von Kohlenstoff in einer holzbasierten Innentür wird eine Lebensdauer der Innentür von 80 Jahren angenommen. So lange bleibt der biogene Kohlenstoff gespeichert. Erst nach 80 Jahren wird die Innentür verbrannt und der Kohlenstoff als biogenes CO₂ emittiert. Beim Einsetzen der Werte in die Formel der temporären C-Speicherung aus der ILCD-Leitlinie ergibt sich Folgendes:

$$\begin{aligned}
 \text{Carbon Footprint}_{\text{temporäre Speicherung}} &= \sum m_{\text{CO}_2} \cdot t_s \cdot \frac{\text{GWP}_{\text{CO}_2}}{100} \\
 &= 12 \text{ kg CO}_2\text{-Äq.} \cdot 80 \cdot \frac{1}{100} \\
 &= 9,6 \text{ kg CO}_2\text{-Äq.}
 \end{aligned}$$

Innerhalb der 80 Jahre werden 9,6 kg CO₂-Äq. pro m² Tür gespeichert. Diese können jedoch gemäß der DIN-Normen 14067 und 16760 nicht mit der THG-Bilanz verrechnet werden, da sie im Produkt „nur“ zwischen gespeichert sind, ehe sie am Lebensende wieder emittiert werden. Aus diesem Grund werden sie nur separat dokumentiert 8.



Die 12 kg CO₂-Äquivalente, die der Atmosphäre entzogen wurden, werden am Lebensende wieder emittiert.

Abbildung 7: THG-Bilanzierung einer Innentür ohne temporäre C-Speicherung

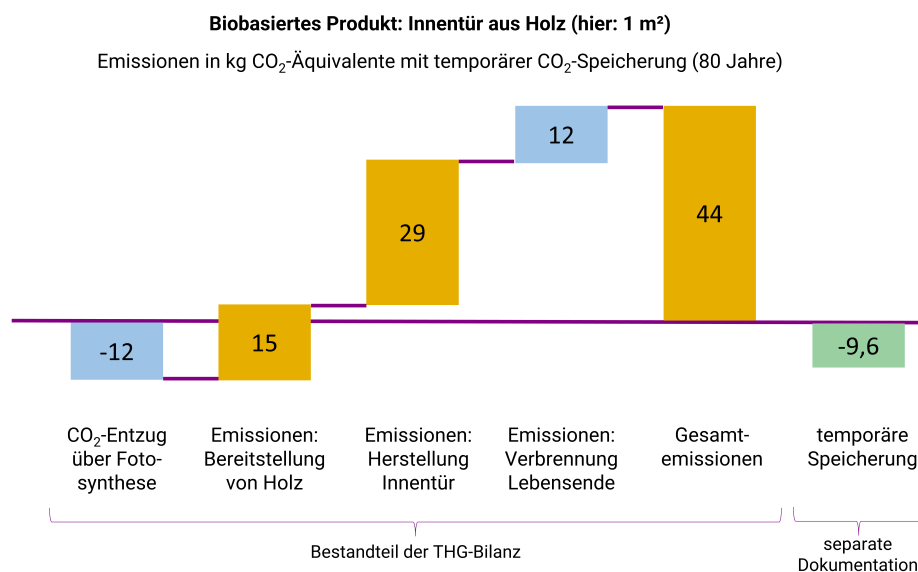


Abbildung 8: THG-Bilanzierung einer Innentür mit temporärer C-Speicherung

2.4 Negativemissionen

Negativemissionen sind derzeit in aller Munde. Oft wird bereits dann von Negativemissionen gesprochen, wenn bei einem biobasierten Produkt über die Biomasse mehr CO₂ aus der Atmosphäre entzogen und im Produkt gespeichert wurde, als an THGs infolge der Aufwendungen an Energie und Hilfsstoffen oder direkt im Produktionsprozess emittiert wurde. Da jedoch der im Produkt gespeicherte Kohlenstoff am Lebensende wieder freigesetzt wird, handelt es sich nicht um netto Negativemissionen bei der gesamten Lebenswegbetrachtung. Im Folgenden werden die Definitions- und Bilanzierungsansätze des Intergovernmental Panel of Climate Change (IPCC) und der Europäischen Union im Rahmen der Carbon Removal and Carbon Farming (CRCF) Verordnung betrachtet und am

PBS-Beispiel verdeutlicht.

2.4.1 Definition und Ansätze gemäß IPCC und EU-CRCF

Das Intergovernmental Panel of Climate Change (IPCC) definiert negative CO₂-Emissionen als gezielte Entfernung von CO₂ aus der Atmosphäre durch menschliche Aktivitäten. Das heißt eine Entnahme, die zusätzlich zu der Entnahme durch natürliche Kohlenstoffkreislaufprozesse stattfindet [16]. Laut IPCC 2021 kann es sich um ganz unterschiedliche Aktivitäten wie beispielsweise Aufforstung, veränderte landwirtschaftliche Praktiken oder permanente Entnahme von CO₂ durch geologische Speicherung handeln [16].

Von der Europäischen Union werden im Rahmen der Carbon Removal and Carbon Farming (CRCF) Verordnung (EU 2024/3012) [17] drei verschiedene Kategorien für die Erzeugung von Negativemissionen definiert:

- Dauerhafte CO₂-Entnahmen z.B. geologische Speicherung von abgeschiedenem CO₂ aus Fermentation oder Verbrennung von Biomasse (= BECCS) oder aus der Luft (= DACCS)
- Kohlenstoffspeichernde Landwirtschaft und Verringerung der Bodenemissionen (z.B. Moorbewirtschaftung, Agroforstwirtschaft, Wiederaufforstung)
- CO₂-Speicherung in langlebigen Produkten für mindestens 35 Jahre (z.B. Holzprodukte als Baumaterialien)

Für diese Kategorien werden derzeit die methodischen Grundlagen zur Bilanzierung von Negativemissionen entwickelt [18]. Für alle Maßnahmen in diesen Kategorien ist die Zusätzlichkeit von CO₂-Entnahmen bzw. Verringerung von Bodenemissionen verpflichtend nachzuweisen.

Für das IPCC und im Rahmen der CRCF-Verordnung gelten die CO₂-Emissionen als netto negativ, wenn die CO₂-Entfernungen aus diesen Entnahme-Aktivitäten größer sind als die durch die menschlichen Aktivitäten verursachten CO₂-Emissionen [16].

Demnach kann ein biobasiertes Produkt in seinem Lebenszyklus netto negative CO₂-Emissionen erzielen, wenn durch zusätzliche Maßnahmen wie BECCS, die Speicherung in langlebigen Produkten oder Maßnahmen bei der Erzeugung der Biomasse wie z.B. der Anbau in Agroforstsystemen mehr CO₂ der Atmosphäre entzogen wird als durch die Aufwendungen innerhalb des Lebenszyklus des biobasierten Produktes (z.B. durch Bereitstellung des biogenen Rohstoffs oder den Einsatz von Prozessenergie oder Chemikalien) verursacht werden.

2.4.2 Beispielrechnungen anhand des PBS-Polymers

In dem Beispiel der PBS-Polymerherstellung wurde die CO₂-Gutschrift für den CO₂-Entzug der Zuckerrüben aus der Atmosphäre und der Speicherung in einem kg PBS von 2,05 kg CO₂ in der cradle-to-gate-Bilanzierung ermittelt. Dieses CO₂ würden allerdings am Ende des Lebensweges in einer cradle-to-grave-Betrachtung wieder freigesetzt, so dass der Carbon Footprint von 2,29 kg CO₂-Äq. je kg PBS als Resultat aus den Aufwendungen entlang der gesamten Prozesskette (Bereitstellung von Zuckerrüben, Einsatz von Prozessenergie und Hilfsstoffen) bestehen bleibt. Innerhalb dieser beispielhaften Prozesskette könnten am ehesten Negativemissionen erzeugt werden, wenn am Lebensende des PBS-Kunststoffs bei der Verbrennung zum Beispiel die Müllverbrennungsanlage mit einer CO₂-Abscheideanlage kombiniert wäre und das abgeschiedene CO₂ geologisch gespeichert würde. Somit wären die 2,05 kg CO₂/kg PBS dauerhaft der Atmosphäre entzogen. Zusätzlich müssten jedoch die Aufwendungen in Höhe von 2,29 kg CO₂-Äq. je kg PBS zum Beispiel durch den Einsatz von erneuerbarer Prozessenergie so

reduziert werden, dass sie geringer sind als die Mengen von 2,05 kg CO₂/kg PBS, die dauerhaft der Atmosphäre entzogen sind. Erst somit würden in Summe die Negativemissionen aus der CO₂-Abscheidung und - geologischen Speicherung die Aufwendungen entlang der Prozesskette kompensieren und sogar überkompensieren und zu einer netto Negativ-Bilanz führen, siehe Tabelle 1.

Tabelle 1: Beispielrechnung um für 1 kg biobasiertes PBS Negativemissionen zu erzielen

IST	kg CO ₂ -Äq. aus Aufwendungen:	+2,29
IST	kg CO ₂ -Entzug aus Atmosphäre:	-2,05
IST	kg CO ₂ -Emission in Atmosphäre:	+2,05
Σ	kg CO ₂ -Äq netto THG-Emissionen	2,29
SOLL	kg CO ₂ -Äq. aus Aufwendungen:	<+2,05
SOLL	kg CO ₂ -Entzug permanent via CCS:	-2,05
Σ	kg CO ₂ -Äq netto Negativemissionen	<0

3 Darstellung von Regionalität in der Nachhaltigkeitsbewertung

3.1 Vorbetrachtung

Oft setzen Erzeuger und Konsumenten regionaler Produkte Regionalität mit Nachhaltigkeit gleich. Sie gehen davon aus, dass Produkte aus regionalen Wertschöpfungsketten nachhaltiger sind als solche, deren Rohstoffgewinnung, Verarbeitung und Verkauf an unterschiedlichen Orten der Welt stattfinden.

Die Begriffe der Regionalität und der Nachhaltigkeit sind sehr abstrakt. Sie können in vielfältiger Weise und in unterschiedlichen Kontexten sehr verschieden definiert werden. Für die Begriffe der Region und Regionalität liegen Definitionsansätze, beispielsweise von Werlen, Torre und Rallet vor [19, 20]. Sie sehen in einer Region nicht nur einen statischen geografischen Raum, sondern ein dynamisches Beziehungsgefüge und ein soziales Konstrukt, dass durch das Zusammenspiel aus räumlicher, organisatorischer und institutioneller Nähe mit Transparenz und Vertrauen entsteht [19, 20]. Diese abstrakten Definitionen werden jedoch eher in der Wissenschaft genutzt, um die Wirkungszusammenhänge, Prozesse und sozialen Interaktionen einer „Region-Werdung und -abgrenzung“ zu beschreiben, zu analysieren und zu verstehen. Es gibt allerdings keine allgemeingültige, standardisierte Definition, die gesetzlich verankert und geschützt ist. Wenn ein Produkt beispielsweise mit „regional“ beworben wird, erwarten Konsumenten, dass es mit regionalen Rohstoffen in der Region erzeugt und auch in dieser Region verkauft wird. Das muss aber nicht der Fall sein. Rechtlich gesehen können Produzent:innen mit „regional“ werben, solange diese Angabe nicht irreführend ist [21].

Dagegen wurde der Begriff der Nachhaltigkeit erstmalig von der Weltkommission für Umwelt und Entwicklung im Brundtland-Bericht 1987 definiert. Demnach ist eine nachhaltige Entwicklung eine Entwicklung, die die Bedürfnisse der Gegenwart befriedigt, ohne zu riskieren, dass künftige Generationen ihre eigenen Bedürfnisse nicht befriedigen können [22]. Auf dem UN-Gipfel in 1992 in Rio de Janeiro wurde der Nachhaltigkeitsbegriff mit dem 3-Säulen-Modell aus den Dimensionen Ökologie, Ökonomie, und Soziales/Gesellschaft konkretisiert [23]. Seitdem hat sich der Begriff und das Konzept der Nachhaltigkeit in verschiedenen Kontexten weiterentwickelt. Die ökologischen, sozialen und ökonomischen Aspekte des Nachhaltigkeitsbegriffs sind jedoch überwiegend erhalten geblieben. Bis heute wurden und werden Methoden wie das Life Cycle Assessment (LCA) entwickelt, um die Nachhaltigkeit von Produkten in diesen unterschiedlichen Dimensionen erfassen, quantifizieren und bewerten zu können.

Im BioZ-Bündnisvorhaben liegt den Bündnispartner:innen die Regionalität ihrer Produkte sehr am Herzen. Die meisten sehen in der Regionalität einen Aspekt, der zur mehr Nachhaltigkeit führt. Vor diesem Hintergrund wurde auf einem Stakeholder-Workshop am 4. Dezember 2024 im Rahmen des BioZ-Bündnisvorhabens diskutiert, was Regionalität bedeutet und ob sich diese vereinfachte These „Regionalität bedeutet Nachhaltigkeit“ mit den etablierten Methoden der Nachhaltigkeitsbewertung belegen lässt. Anhand einzelner Beispiele sollte diese These untersucht, verifiziert, widerlegt, ergänzt oder eingeschränkt werden.

Folgende Fragen wurden konkret auf dem Stakeholder-Workshop diskutiert:

- Was heißt regional in der Produktion konkret?
- Welche Aspekte/Kriterien machen ein Produkt zu einem regionalen Produkt?
- Welcher Nachhaltigkeitsvorteil ergibt sich aus den Regionalitätsaspekten?
- Können die Nachhaltigkeitsvorteile über bestehende Bewertungsmethoden abgebildet werden?

In der Diskussion kristallisierten sich folgende Kriterien als typische Aspekte der Regionalität heraus, für die ein Nachhaltigkeitsvorteil erwartet wurde:

- kurze Transportwege
- regionale Wertschöpfungsketten mit Nutzung regionaler heimischer Rohstoffe, Einsatzstoffe und Energie sowie regionaler Identifikation
- Schaffung und Erhalt von Arbeitsplätzen vor Ort
- sichere und faire Arbeitsbedingungen in der Region
- strengere nationale Umweltstandards für den Anbau von Rohstoffen und für die Erzeugung regionaler Produkte

Nach Anschluss der Diskussion wurden die erarbeiteten Regionalitätsvorteilen ausgewählten bestehenden Bewertungsmethoden zugeordnet und versucht diese mittels einzelner Rechenbeispielen zu belegen.

- Life Cycle Assessment - Umweltauswirkungen
- Life Cycle Costing (LCC) - ökonomische Auswirkungen
- Social Life Cycle Assessment (sLCA) - soziale und sozio-ökonomische Auswirkungen

3.2 Kriterien der Regionalität

Die im Workshop gemeinsam erarbeiteten Regionalitätskriterien werden im Folgenden genauer betrachtet.

Kurze Transportwege

In der gemeinsamen Diskussion wurde angenommen, dass ein regionales Produkt häufig geringere Transporte verursacht. Dies betrifft zum einen die Bereitstellung von regionalen Roh- und Einsatzstoffen zum Produktionsort und zum anderen den lokalen und regionalen Verkauf der Produkte.

Durch kürzere Transportdistanzen und die Vermeidung langer Transporte werden weniger (fossile) Kraftstoffe verbraucht. Das senkt die Gesamt-THG-Emissionen und die Transportkosten. Außerdem werden weniger Feinstaub durch Abgase und Mikroplastik durch Reifenabrieb freigesetzt. Beispielsweise kann für regionales Obst und Gemüse durch geringere Transportdistanzen die Treibhausgasbilanz verbessert werden [24]. Nicht immer fällt die Bewertung so klar aus, wenn beispielsweise nicht-saisonale Produkte aufwändig gelagert statt transportiert werden, kann das importierte Produkt besser abschneiden [25]. Die konkrete Auswirkung auf die Nachhaltigkeitsbewertung hängt stark vom Einzelfall ab. Fallbeispiele für Transporte werden in Kapitel 3.4 betrachtet.

Regionale Wertschöpfungsketten

Regionale Wertschöpfungsketten umfassen viele Aspekte. Dazu zählen beispielsweise die Nutzung regional verfügbarer Rohstoffe, die Verwertung von regional anfallenden Reststoffen und eine dezentrale Nutzung der Energieversorgungsinfrastruktur bei der Produktion der Erzeugnisse, aber auch die regionale Vermarktung und der Verkauf der Produkte vor Ort. In einem regionalen Netzwerk können Roh- und Einsatzstoffe sowie Energie effizient und regional sinnvoll genutzt werden. Der Einsatz von lokaler erneuerbarer Energie ist mit geringeren Umweltwirkungen verbunden als beispielsweise durch die Nutzung des deutschen Strommix, der zu großen Teilen noch auf fossilen Energieträgern basiert. Auch lassen sich aus der Nutzung von in der Region anfallenden Reststoffen geringere Umweltauswirkungen vermuten als aus dem zusätzlichen Anbau oder dem Import von Rohstoffen aus Drittstaaten. In Kapitel 3.4 wird diese Vermutung anhand von einem Beispiel der Rohstoffversorgung validiert. Um eine regionale Wertschöpfung zu etablieren und auszubauen, gehört jedoch auch eine regionale Identifikation sowohl bei den Erzeuger:innen als auch bei den Konsument:innen der regionalen Produkte.

Arbeitsplätze und Arbeitsbedingungen in der Region

In der gemeinsamen Diskussion wurde angenommen, dass regionale Produktionen regionale Arbeitsplätze schaffen und erhalten. Dies beschränkt sich nicht nur auf den herstellenden Betrieb eines bestimmten Produkts, sondern kann über die damit verbundenen regionalen Netzwerke auch die gesamte Region stärken. Zudem sind durch die bestehenden Arbeitsrechte in Deutschland grundsätzlich gute Arbeitsbedingungen gewährleistet. Wenn ein Produkt in Deutschland als „regional erzeugt“ deklariert ist, verbinden Konsument:innen damit das Vertrauen, dass die Arbeitsschutzstandards eingehalten wurden. Diese Arbeitsschutzbedingungen, darunter die Verhinderung von Zwangs- oder Kinderarbeit sowie die Förderung der Geschlechtergerechtigkeit, werden vornehmlich im Rahmen von sLCAs abgebildet. Ein Beispiel dazu ist im Kapitel 3.4 beschrieben.

Umweltstandards

Des Weiteren kann Regionalität für eine nachhaltigere Produktion stehen, wenn die regionalen und nationalen Umweltschutzstandards strenger sind als bei importierten Produkten aus Drittstaaten oder wenn in einer bestimmten Region beispielsweise ökologische Anbaumethoden etabliert sind. Eine transparente Festschreibung der Anforderungen der Umweltstandards oder der ökologischen Anbaumethoden, sowie deren ständige unabhängige Überwachung und Kontrolle sind dabei entscheidend. Dies betrifft zum Beispiel den verringerten Einsatz von mineralischen Düngern und Pestiziden sowie die Einhaltung von Verboten bestimmter Stoffe, wie des Herbizids Paraquat. In einer Nachhaltigkeitsbewertung wäre beispielsweise eine Auswirkung auf das Eutrophierungspotenzial oder die Ökotoxizität zu erwarten. Wie stark ein solcher Faktor bei der Gesamtbetrachtung ins Gewicht fällt, hängt allerdings sehr stark vom Einzelfall ab.

3.3 Darstellung von Regionalität in der Nachhaltigkeitsbewertung

Wie in Abschnitt 3.1 beschrieben, sind trotz der Weiterentwicklung des Nachhaltigkeitsbegriffs und des -konzepts die ökologischen, ökonomischen und sozialen Dimensionen wesentliche Bestandteile von Nachhaltigkeitsbewertungen. Für jede der Dimensionen haben sich Methoden wie die der LCA, der LCC und der sLCA etabliert, siehe Abbildung 9. Diese drei Methoden können zudem auch im integrierten Ansatz des Life Cycle Sustainability Assessment (LCSA) miteinander kombiniert betrachtet werden [26–28].

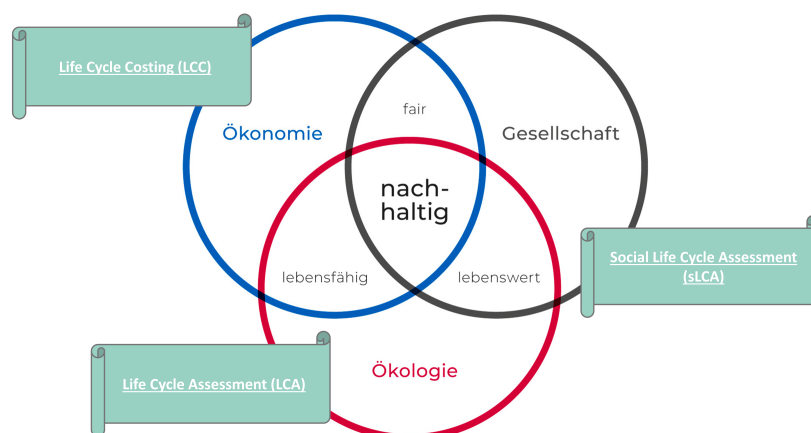


Abbildung 9: Nachhaltigkeitsdimensionen nach [29] und Methoden zur Bewertung der Nachhaltigkeit in diesen Dimensionen

Wie in Tabelle 2 aufgeführt, ist der Standardisierungsgrad der drei Methoden derzeit noch sehr unterschiedlich: Die Quantifizierung der Umweltauswirkungen im Rahmen der LCA ist in mehreren DIN-Normen, wie beispielsweise DIN ISO 14040 [30], DIN ISO 14044 [31] oder DIN EN [3] beschrieben. Trotz der Standardisierung bieten diese Normen viele methodische Freiheiten, beispielsweise bei der Festlegung der Systemgrenzen, der Verteilung (= Allokation) der Umweltwirkungen bei Mehrproduktsystemen oder der Verwendung von Datenquellen. Für die Quantifizierung der ökonomischen Dimension der Nachhaltigkeit existiert auf europäischer Ebene eine Norm zur Lebenszykluskostenberechnung (LCC). Die Berechnung erfordert neben der der LCA zugrundeliegenden Massen- und Energiebilanzen Kostendaten, die stark zeitlich und regional variieren können. Für die Bewertung der sozialen Nachhaltigkeit eines Produktionssystems (sLCA) wurden bereits mehrere methodische Ansätze entwickelt. Das sind vor allem die Richtlinien der UNEP/SETAC von 2009 [32] sowie UNEP 2020 [33], aber auch Weiterentwicklungen, zum Beispiel von Siebert et al. [34]. Diese Ansätze sind jedoch deutlich weniger etabliert als die Methoden der LCA und LCC und noch nicht standardisiert.

Tabelle 2: Nachhaltigkeitsbewertungsmethoden

Life Cycle Assessment (LCA)	– Standardisiert in den ISO-Normen 14040/14044 – Bewertung der Umweltauswirkungen eines Produktes über den gesamten Lebenszyklus hinweg – von Rohstoffgewinnung, Produktion, Nutzung, Wiederverwertung bis hin zur endgültigen Beseitigung – Wirkungen: Treibhauseffekt; Flächen-, Wasser-, Ressourcenverbrauch; Versauerung, Eutrophierung, Ökotoxizität, etc.
Life Cycle Costing (LCC), Wirtschaftlichkeitsberechnung	– Norm DIN EN 60300-3-3:2005-03 „Anwendungsleitfaden – Lebenszykluskosten“ – Analyse und Bewertung der Gesamtkosten eines Produkts/einer Dienstleistung über den gesamten Lebenszyklus – Kostenarten: Anschaffungskosten (Investitionskosten), Rohstoffkosten, Betriebskosten (Energie, Transporte, Wartung, Instandhaltung), Entsorgungskosten (Recycling, Demontage)
Social Life Cycle Assessment (sLCA)	– Kein eigener Standard, Orientierung an ISO 14040/14044, Guidelines von UNEP/SETAC 2009, UNEP 2020 – Bewertung der sozialen und sozio-ökonomischen Auswirkungen von Produkten entlang des Lebenszyklus – Soziale Kriterien: Menschenrechte, Arbeitsbedingungen, Gesundheit und Sicherheit, Wahrung kulturellen Erbes, etc.

Die gemeinsam erarbeiteten Kriterien der Regionalität können in unterschiedlichem Ausmaß über die drei Bewertungsmethoden erfasst, quantifiziert und bewertet werden. In der Abbildung 10 sind diese diskutierten Kriterien zu einer oder mehreren Berechnungsmethoden zugeordnet. Konnte ein identifizierter Nachhaltigkeitsvorteil durch etablierte Verfahren nicht quantifiziert werden, wurden er als „nicht darstellbar“ kategorisiert.

Neben diesen Faktoren, die in die jeweiligen Nachhaltigkeitsbewertungen berücksichtigt werden können, gibt es auch Regionalitätsaspekte, die sich in keiner der genannten Methoden abbilden lassen, dazu zählen psychologische Faktoren wie die Identifikation mit regionalen Produkten, Vertrauen in Qualität aus der Region oder soziale Netze, die mit einer regionalen Produktion verbunden sind. Diese als „nicht darstellbar“ kategorisierten Themen werden in dieser Handreichung nicht weiter betrachtet. Besteht im BioZ-Bündnis weiterhin Bedarf, diese Themen zu vertiefen, werden sie in der zweiten Förderphase des BioZ-Vorhabens erneut aufgegriffen.

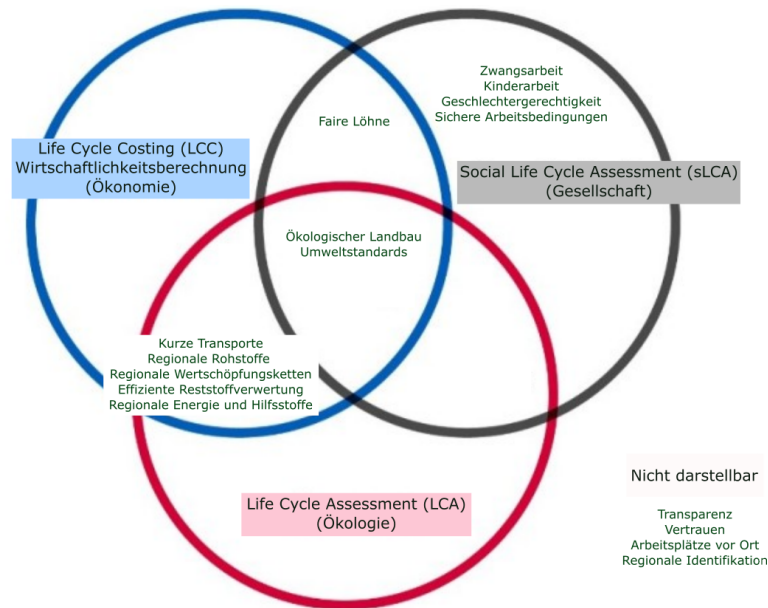


Abbildung 10: Zuordnung von Regionalitätsaspekten zu Bewertungsmethoden, in denen diese eine Rolle spielen. Eigene Darstellung auf Basis von [29].

3.4 Rechenbeispiele

In diesem Kapitel soll anhand einzelner Beispiele untersucht werden, ob Aspekte der Regionalität, wie beispielsweise kurze Transportwege, die Nutzung regional anfallender Rest- und Rohstoffe oder gute Arbeitsbedingungen, zu einer verbesserten Nachhaltigkeitsbilanz führen. Dabei wurden anschauliche und einfach zu quantifizierende Beispiele gewählt. Es wurden nicht alle in der Abbildung 10 dargestellten Auswirkungen auf die Nachhaltigkeit berücksichtigt. Bei Bedarf kann dies in der 2. Förderphase des BioZ-Vorhabens erfolgen.

3.4.1 THG- und Feinstaubemissionen von Transporten - Lieferung von Zucker für PBS Polymer

In diesem Abschnitt wird der Einfluss von Transportdistanzen auf die THG- und Feinstaubemissionen von Produkten untersucht. Als Beispiel dient der Transport von Zucker für die Herstellung des Polymers PBS.

Aus Abbildung 11 wird zunächst deutlich, dass längere Transportdistanzen, die dann auch mit Transportmitteln wie Übersee-Container-Schiffen verbunden sind, zu höheren Treibhausgasemissionen führen. Der größte Unterschied besteht zwischen einem 10 km langen LKW-Transport mit ca. 1 kg CO₂-Äq. je transportierter Tonne Zucker und einem 6.000 km langen Frachtschiff-Container-Transport mit ca. 61 kg CO₂-Äq. je Tonne Zucker. Dieser Unterschied in den THG-Emissionen erscheint zwar sehr deutlich, doch muss beachtet werden, dass die THG-Werte in kg CO₂-Äq. je Tonne Zucker und nicht in kg CO₂-Äq. je Kilogramm Zucker angegeben sind. Werden diese THG-Werte des Zuckertransports in die Prozesskette zur Herstellung eines Kilogramms PBS integriert, wird deutlich, dass die Variation der Transportstrecken nur einen geringen Einfluss auf die Gesamt-THG-Bilanz des Produkts hat. Die eingangs aufgestellte Vermutung kann jedoch bestätigt werden: Geringere Transportdistanzen führen zu geringeren Treibhausgasemissionen, auch wenn die Wirkung auf die Gesamtbilanz eher gering ausfällt.

Ein ähnliches Ergebnis zeigt sich in Abbildung 12 für die Feinstaubemissionen. Je länger die Transportstrecke und

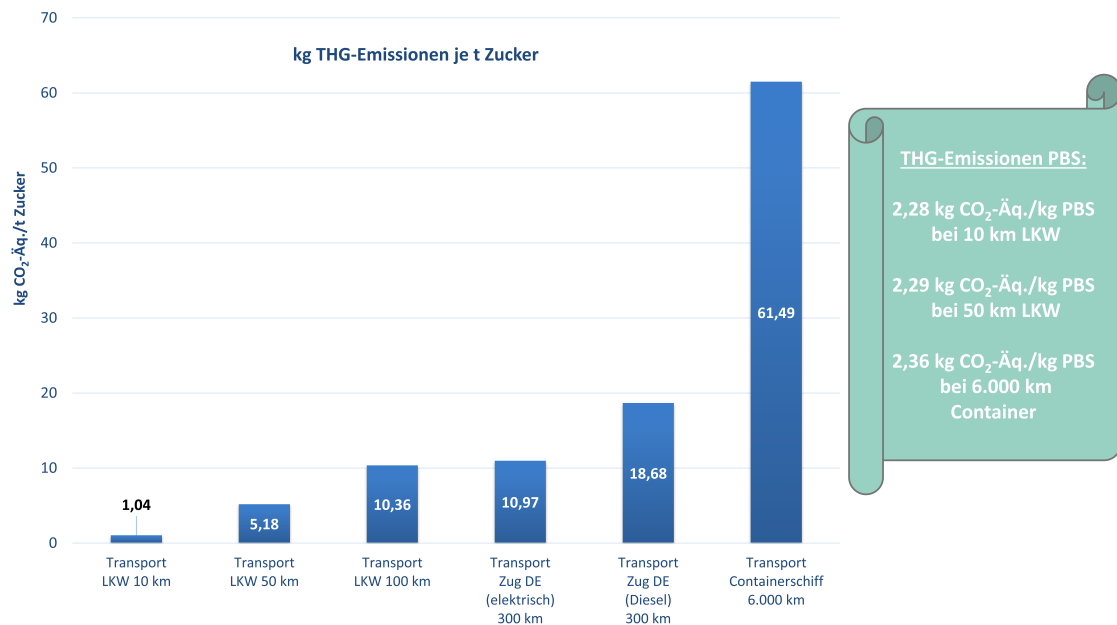


Abbildung 11: Einfluss der Transportdistanz auf die THG-Bilanz von PBS unter Verwendung von Prozessdaten von Meisel et al. [13] und Emissionsdaten von Ecoinvent [15]

je größer der damit verbundene Kraftstoffverbrauch wird, desto mehr Feinstaub wird emittiert. Die größte Feinstaubmenge wird beim Transport von einer Tonne Zucker über 6.000 km in einem Übersee-Container freigesetzt. Betrachtet man den Zuckertransport in der gesamten PBS-Prozesskette, wird der Unterschied in den Transportdistanzen nur bei einer Angabe von kg Feinstaub je Tonne PBS deutlich. Auch hier lässt sich feststellen, dass geringere Transportdistanzen zwar zu geringeren Feinstaubbelastungen führen, diese in der Gesamtbilanz aber nur einen geringen Einfluss auf das Ergebnis haben.

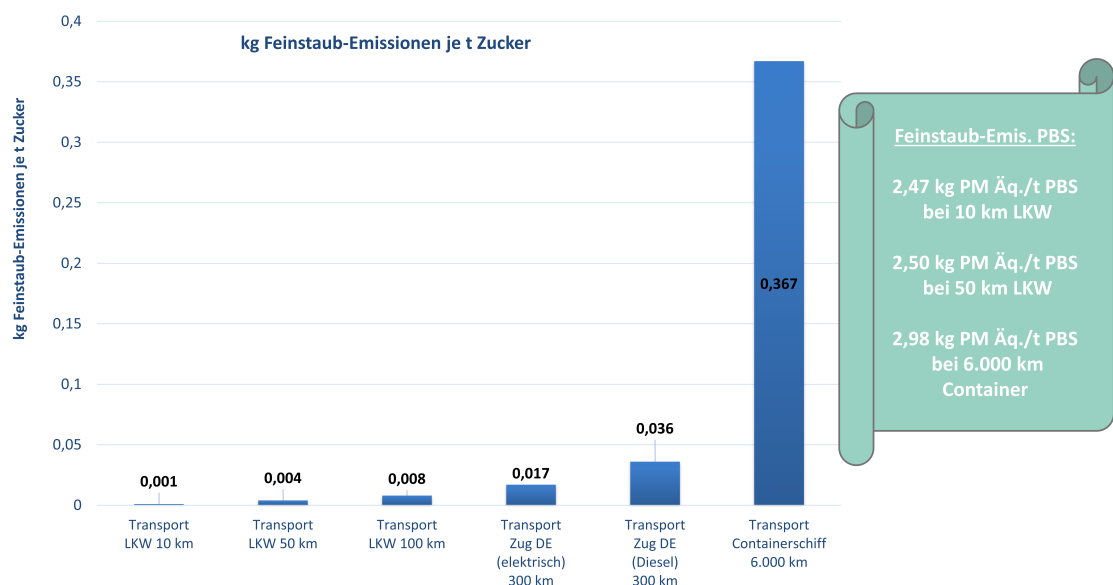


Abbildung 12: Einfluss der Transportdistanz auf die Feinstaubemissions-Bilanz von PBS, mit PM=particulate matter; unter Verwendung von Prozessdaten von [13] und Emissionsdaten von Ecoinvent [15]

3.4.2 Regionale Wertschöpfungsketten - verschiedene Rohstoffe für das Biopolymer PBS

In diesem Beispiel wird untersucht, welchen Einfluss die Herkunft des Zuckerrohstoffs auf die THG-Bilanz von PBS hat. Dazu werden drei verschiedene Zuckerrohstoffe betrachtet. Zucker aus Zuckerrüben aus der Region, aus Zuckerrübenschnitzel, die bei der regionalen Zuckerrübenverarbeitung mit anfallen, und aus Zuckerrohr, der aus Südamerika importiert wird.

Aus Abbildung 13 wird deutlich, dass Zucker, der in der Region aus Zuckerrüben erzeugt wird, mit geringeren THG-Emissionen verbunden ist als Zucker, der in Südamerika aus Zuckerrohr hergestellt wird. Der hohe Emissionsfaktor für Zucker aus Zuckerrübenschnitzeln erscheint zunächst überraschend. Jedoch können laut [35] viel weniger Zucker aus den Rübenschnitzeln gewonnen werden. Für die Erzeugung eines Kilogramms Zucker sind demnach wesentlich mehr Rübenschnitzel erforderlich als bei der Erzeugung aus Zuckerrüben oder Zuckerrohr. Werden die Emissionsfaktoren für die drei Rohstoffe in die Herstellungsprozesskette von PBS einbezogen, so ergibt sich der geringste THG-Wert für PBS aus Zuckerrüben, ein höherer THG-Wert für PBS aus importiertem Zuckerrohr und ein noch höherer THG-Wert für Zuckerrübenschnitzel. Dieses Beispiel zeigt, dass die Verwendung der regional angebauten und eingesetzten Zuckerrübe für die PBS-Herstellung zu geringeren THG-Emissionen führt als die Nutzung von importiertem Zuckerrohr. Ein regional anfallender Reststoff führt jedoch nicht automatisch zu geringeren THG-Emissionen. Aufgrund der geringen Zuckerausbeute sind die Zuckerrübenschnitzel nicht der optimale Rohstoff für die PBS-Herstellung.

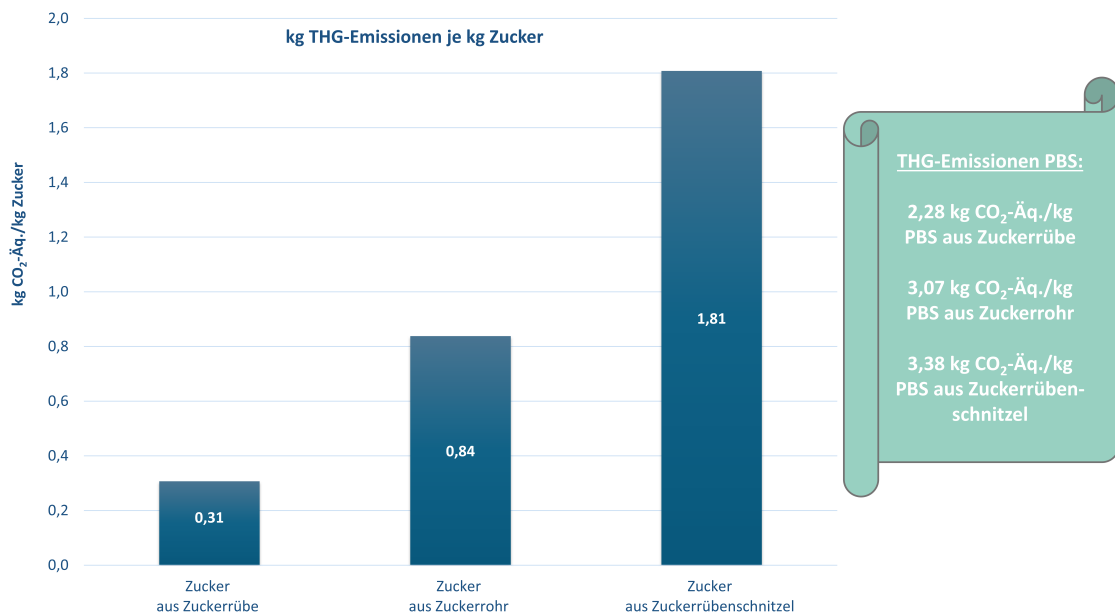


Abbildung 13: Einfluss des eingesetzten Rohstoffs auf die THG-Bilanz von PBS, unter Verwendung von Prozessdaten von Meisel et al. [13] und Emissionsdaten von Ecoinvent [15].

3.4.3 Arbeitsbedingungen und Sozialversicherung - Zuckerproduktion in Europa und Kolumbien

In diesem Beispiel werden die sozialen Auswirkungen der Produktion von Zucker in Europa und Kolumbien quantifiziert und verglichen. Es soll geprüft werden, ob die Produktion von einem kg Zucker in Europa mit besseren Arbeitsbedingungen und höheren Sozialversicherungsausgaben verbunden ist und damit sozial nachhaltiger erfolgt

als in Kolumbien. Dies soll im Folgenden über diese aufgelisteten Indikatoren dargestellt werden:

- Kinderarbeit (Arbeitsbedingung)
- Lohn (Arbeitsbedingung)
- Sicherheitsmaßnahmen (Arbeitsbedingung)
- Sozialversicherungsausgaben

Die Daten hierfür stammen aus der Product Social Impact Life Cycle Assessment (PSILCA) - Datenbank [36]. Für eine bessere Vergleichbarkeit der verschiedenen Ausprägungen dieser Sozial-Indikatoren werden diese in der gemeinsamen Einheit der mittleren Risikostunden angegeben. Eine mittlere Risikostunde ist das Produkt aus der tatsächlichen Arbeitszeit, um zum Beispiel ein Kilogramm Zucker zu erzeugen, und dem eingeschätzten Risikolevel. Hohe mittlere Risikostunden bedeuten entweder eine hohe Arbeitszeit zur Erzeugung des Produkts, ein hohes Risikolevel oder auch beides.

Die Abbildung 14 zeigt die mittleren Risikostunden für die Indikatoren Kinderarbeit, Lohn, Arbeitssicherheitsmaßnahmen und Sozialversicherungsausgaben. Für alle vier Indikatoren liegen die Werte der mittleren Risikostunden für die Produktion von einem Kilogramm Zucker aus Zuckerrohr in Kolumbien über denen aus Zuckerrüben in Europa. Sowohl die Arbeitszeiten als auch die Risiken, dass:

- Kinder die Arbeit verrichten
- für die Arbeit ein ungerechter Lohn gezahlt wird
- unzureichende Sicherheitsmaßnahmen am Arbeitsplatz getroffen werden
- Arbeitende bei Arbeitsunfähigkeit nicht ausreichend sozial abgesichert sind

sind in Kolumbien zur Erzeugung von Zucker höher als in Europa. Somit ist die Nutzung von in Europa hergestelltem Zucker gemessen an den vier Indikatoren sozial nachhaltiger als die Nutzung von importiertem Zucker aus Kolumbien.

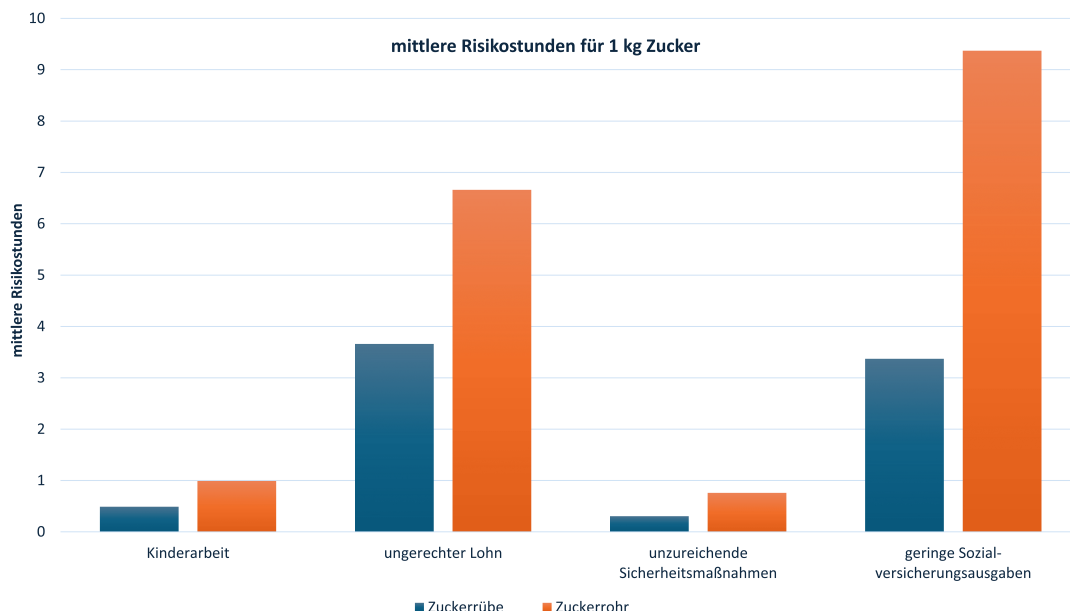


Abbildung 14: Soziale Auswirkungen der Zuckerproduktion in Europa und in Kolumbien, dargestellt in mittleren Risikostunden nach [36]

4 Fazit und Ausblick

In dieser Handreichung werden drei Themen behandelt, die von den BioZ-Bündnispartner:innen im Rahmen der wissenschaftlichen Begleitforschung zur Nachhaltigkeitsbewertung am häufigsten nachgefragt wurden. Dies sind die Bilanzierung von biogenem Kohlenstoff und von Negativemissionen sowie die Berücksichtigung regionaler Aspekte bei der Erzeugung von Produkten in Nachhaltigkeitsbewertungen.

Für die Bilanzierung von biogenem Kohlenstoff gibt es standardisierte Vorgehensweisen gemäß der DIN-Normen 14067 und 16760 sowie des ILCD-Handbuchs [2–4]. Die Frage, wann und wie Negativemissionen angerechnet werden können, wird durch Vorgaben des IPCC [16] und der Europäischen Kommission in der CRCF-Verordnung [17] geregelt. Anhand von je zwei Beispielen werden diese Vorgaben durch Beispielrechnungen veranschaulicht.

Für den Begriff „Regionalität“ gibt es weder eine standardisierte, allgemeingültige Definition noch Methoden zur Bewertung. In dieser Handreichung präsentieren wir die Ergebnisse eines BioZ-Workshops, in dem Kriterien und Vorteile regionaler Produkte diskutiert sowie Beispiele vorgestellt wurden, in denen Regionalität mithilfe bestehender Nachhaltigkeitsmethoden abgebildet wurde. Anhand von Beispielrechnungen wurde aufgezeigt, dass regionale Produktionen einen messbaren Nachhaltigkeitsvorteil bieten können, auch wenn dieser geringer ausfällt als von den Bündnispartner:innen vermutet.

In dieser Handreichung konnten nicht alle noch unklaren methodischen Aspekte von Nachhaltigkeitsbewertungen vorgestellt, erklärt und diskutiert werden. Themen mit hohem Nachfragebedarf seitens der Bündnispartner:innen können in der zweiten Phase des BioZ-Vorhabens jedoch vertieft behandelt und in weiteren Handreichungen präsentiert werden.

Literatur

- [1] K. Meisel, I. K. Götz, J. Helka, and B. Sumfleth. Nachhaltigkeit für Einsteiger:innen mit einer Beispiel Product Carbon Footprint-Rechnung. <https://www.dbfz.de/pressemediathek/weitere-publikationen/broschueren/handreichung-nachhaltigkeit-fuer-einsteigerinnen>.
- [2] DIN Deutsches Institut für Normung e.V. Treibhausgase – Carbon Footprint von Produkten – Anforderungen an und Leitlinien für Quantifizierung (ISO 14067:2018); Deutsche und Englische Fassung EN ISO 14067:2018, 2018.
- [3] DIN Deutsches Institut für Normung e.V. Biobasierte Produkte - Ökobilanzen; Deutsche Fassung EN 16760:2015, 2016.
- [4] Institute for Environment European Commission, Joint Research Centre and Sustainability. International reference life cycle data system (ilcd) handbook - general guide for life cycle assessment - detailed guidance, 2010. Aufgerufen 2026-06-17.
- [5] Max-Planck-Gesellschaft. Der Kohlenstoffkreislauf im Erdsystem, 2010. Aufgerufen 2026-06-17.
- [6] Sebastian Rüter. Abschätzung von Substitutionspotentialen der Holznutzung und ihre Bedeutung im Kontext der Treibhausgas-Berichterstattung, 2013. Aufgerufen 2026-06-17.
- [7] P. Pawelzik, M. Carus, J. Hotchkiss, R. Narayan, S. Selke, M. Wellisch, M. Weiss, B. Wicke, and M.K. Patel. Critical aspects in the life cycle assessment (lca) of bio-based materials – reviewing methodologies and deriving recommendations. *Resources, Conservation and Recycling*, 73:211–228, 2013.
- [8] M. Kaltschmitt, H. Hartmann, and H. Hofbauer. *Energie aus Biomasse: Grundlagen, Techniken und Verfahren*. Springer-Vieweg, 2016.
- [9] Umweltbundesamt. Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen 2025. Nationales Inventardokument zum deutschen Treibhausgasinventar 1990 – 2023, 2025. Aufgerufen 2026-06-17.
- [10] IPCC. Climate change 2023: Synthesis report. contribution of working groups i, ii and iii to the sixth assessment report of the intergovernmental panel on climate change, 2023. Aufgerufen 2026-06-17.
- [11] Fraunhofer IAP. Biokunststoffe werden attraktiver für die Industrie, 2023. Aufgerufen 2026-06-17.
- [12] Fraunhofer IAP. Polybutylensuccinat (PBS) – Biobasierter Kunststoff mit Zukunft, 2025. Aufgerufen 2026-06-17.
- [13] K. Meisel, L. Röder, N. Dögnitz, I.K. Götz, and K.-F. Cyffka. Marktrelevante Biopolymere - Technologie, Ökonomie & Nachhaltigkeit im Fokus. <https://www.dbfz.de/pressemediathek/weitere-publikationen/broschueren/marktrelevante-biopolymere>. Aufgerufen 2025-09-19.
- [14] Martin K. Patel, Aude Bechu, Juan David Villegas, Manon Bergez-Lacoste, Kenny Yeung, Richard Murphy, Jeremy Woods, Onesmus N. Mwabonje, Yuanzhi Ni, Akshay D. Patel, Joe Gallagher, and David Bryant. Second-generation bio-based plastics are becoming a reality – non-renewable energy and greenhouse gas (ghg) balance of succinic acid-based plastic end products made from lignocellulosic biomass. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining*, 12(3):426–441, 2018.
- [15] ecoinvent version 3.9.1. <https://ecoinvent.org/>. Aufgerufen 2023-09-01.
- [16] IPCC. Frequently asked questions. Climate change 2021: The physical science basis. Contribution of working group i to the sixth assessment report of the intergovernmental panel on climate change, 2021. Aufgerufen 2026-06-17.
- [17] Europäische Union. VERORDNUNG (EU) 2024/3012 DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 27. November 2024 zur Schaffung eines Unionsrahmens für die Zertifizierung von dauerhaften CO₂-Entnahmen, kohlenstoffspeichernder Landbewirtschaftung und der CO₂-Speicherung in Produkten. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/PDF/?uri=OJ:L_202403012, 2024. Aufgerufen 2026-06-17.

- [18] Europäische Kommission. Certification methodologies. Discover the EU-wide certification methodologies established under the CRCF Regulation. https://climate.ec.europa.eu/eu-action/carbon-removals-and-carbon-farming/certification-methodologies_en#carbon-farming, 2026. Aufgerufen 2026-06-17.
- [19] B. Werlen. Globalisierung, Region und Regionalisierung. *Geographische Zeitschrift*, 85 (1):1–14, 1997.
- [20] A. Torre and A. Rallet. Proximity and localization. *Regional Studies*, 39(1):47–59, 2005.
- [21] Verbraucherzentrale. Regionale Lebensmittel - nicht immer aus der Region. <https://www.verbraucherzentrale.de/wissen/lebensmittel/kennzeichnung-und-inhaltsstoffe/regionale-lebensmittel-nicht-immer-aus-der-region-11403>, 2026. Aufgerufen 2026-06-17.
- [22] Weltkommission für Umwelt und Entwicklung. Our common future: Brundtland Bericht, 1987.
- [23] United Nations. AGENDA 21. Konferenz der Vereinten Nationen für Umwelt und Entwicklung, Rio de Janeiro, Juni 1992. <https://www.einewelt-lsa.de/wp-content/uploads/2020/05/Agenda-21-Rio-de-Janeiro-Juni-1992.pdf>. Aufgerufen 2026-06-18.
- [24] Marián Michalský and Peter S. Hooda. Greenhouse gas emissions of imported and locally produced fruit and vegetable commodities: A quantitative assessment. *Environmental Science & Policy*, 48:32–43, 2015.
- [25] Caroline Saunders, Andrew Barber, and Greg Taylor. Food miles-comparative energy/emissions performance of new zealand’s agriculture industry. Lincoln University. Agribusiness and Economics Research Unit., 2006.
- [26] W. Klopffner. Life cycle sustainability assessment of products. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 13:89–95, 2008.
- [27] M. Finkbeiner, E. Schau, A. Lehmann, and M. Traverso. Towards life cycle sustainability assessment. *Sustainability*, 2 (10):3309–3322, 2010.
- [28] W. Zeug, Bezama, A., and D. Thrän. A framework for implementing holistic and integrated life cycle sustainability assessment of regional bioeconomy. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 26:1998–2023, 2021.
- [29] 360excellence. Umfassende Nachhaltigkeit ist Teil der Corporate Social Responsibility: Ausgerichtet auf die Agenda 2030. <https://360excellence.com>. Aufgerufen 2023-08-15.
- [30] DIN Deutsches Institut für Normung e.V. DIN EN ISO 14040 Umweltmanagement – Ökobilanz – Grundsätze und Rahmenbedingungen (ISO 14040:2006), 2006.
- [31] DIN Deutsches Institut für Normung e.V. DIN EN ISO 14044 Umweltmanagement - Ökobilanz - Anforderungen und Anleitungen (ISO 14044:2006), 2006.
- [32] UNEP/SETAC. Guidelines for social life cycle assessment of products. <https://www.lifecycleinitiative.org/wp-content/uploads/2012/12/2009%20-%20Guidelines%20for%20sLCA%20-%20EN.pdf>, 2009. Aufgerufen 2026-06-18.
- [33] UNEP. Guidelines for social life cycle assessment of products and organizations 2020. <https://www.lifecycleinitiative.org/wp-content/uploads/2021/01/Guidelines-for-Social-Life-Cycle-Assessment-of-Products-and-Organizations-2020-22.1.21sml.pdf>, 2020. Aufgerufen 2026-06-18.
- [34] Anke Siebert, Alberto Bezama, Sinead O’Keeffe, and Daniela Thrän. Social life cycle assessment: in pursuit of a framework for assessing wood-based products from bioeconomy regions in germany. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 23:651–662, 2018.
- [35] K. Meisel, M. Braune, A. Gröngroft, S. Majer, F. Müller-Langer, K. Naumann, and K. Oehmichen. Technische und methodische Grundlagen der THG-Bilanzierung von Bioethanol, 2015.
- [36] M. Loubert, K. Maister, C. Di Noi, and L. Radwan. PSILCA v3.1 Database documentation. https://www.researchgate.net/publication/370757136_PSILCA_v31_Database_documentation. Aufgerufen 2025-09-19.

Impressum

Herausgegeben von:

DBFZ Deutsches Biomasseforschungszentrum gemeinnützige GmbH
Torgauer Straße 116
04347 Leipzig
Tel.: +49 (0)341 2434-112
Fax: +49 (0)341 2434-13
E-Mail: info@dbfz.de

Institutionelle Förderung:

Das Deutsche Biomasseforschungszentrum wird institutionell gefördert durch das Bundesministerium für Landwirtschaft, Ernährung und Heimat aufgrund eines Beschlusses des Deutschen Bundestages.



Bundesministerium
für Landwirtschaft, Ernährung
und Heimat

Geschäftsführung:

Prof. Dr. mont. Michael Nelles (wiss.)
Dr. Christoph Krukenkamp (admin.)

Für den Inhalt der Broschüre ist der Herausgebende verantwortlich.

Bilder Titelblatt: ©lovelyday12 - stock.adobe.com ©sergeyklopotov - stock.adobe.com ©Aun Photographer - shutterstock.com ©Kara - stock.adobe.com ©Sunshine Seeds - stock.adobe.com

ISBN: 978-3-949807-44-2

DOI: 10.48480/czqp-wn68

Gestaltung/Desktop Publishing: Inga Katharina Götz

©Copyright: DBFZ 2026

Alle Rechte vorbehalten. Kein Teil dieser Broschüre darf ohne schriftliche Genehmigung des Herausgebenden vervielfältigt oder verbreitet werden. Unter dieses Verbot fällt insbesondere auch die gewerbliche Vervielfältigung bei Kopie, die Aufnahme in elektronische Datenbanken und die Vervielfältigung auf CD-ROM.