
Empfehlungen zu Methodik und Daten auf Grundlage der Erfahrung aus Ökobilanzen

Systemisches Monitoring und Modellierung der Bioökonomie (SYMOBIO)
D 5.3.2

Auftraggeber Bundesministerium für Bildung und Forschung

Projekträger Projekträger Jülich

Autoren Horst Fehrenbach, Andreas Detzel, Susanne Köppen, Frank Wellenreuther, Mirjam Busch

Heidelberg, Dezember 2018



Inhalt

Tabellenverzeichnis	4
Abbildungsverzeichnis	5
1 Einleitung und Zielsetzung	6
2 Relevante Standards aus dem Bereich der Ökobilanzierung	7
2.1 ISO 14067 - Carbon Footprint von Produkten	7
2.2 EN 16760:2015 - Biobasierte Produkte - Ökobilanzen	9
2.3 ISO 22526 - Footprint of biobased plastics	11
2.4 ISO 14046:2014 - Wasser-Fußabdruck in Ökobilanzen	11
3 Die vier SYMOBIO-Fußabdrücke aus LCA-Sicht	13
3.1 Treibhausgas-Fußabdruck (CFP)	13
3.1.1 Erläuterung des Themas	13
3.1.2 Fallbeispiele	13
3.2 Land-Fußabdruck (LFP)	16
3.2.1 Erläuterung des Themas	16
3.2.2 Fallbeispiel	17
3.3 Forst-Fußabdruck (FFP)	19
3.4 Wasser-Fußabdruck (WFP)	20
3.4.1 Erläuterung des Themas	20
3.4.2 Wasserverfügbarkeitsfußabdruck - WFP	20
3.4.3 Wasserqualitätsbezogener WFP	26
4 Allokation von Biomassestoffströmen	27
4.1 Erläuterung des Themas	27
4.2 Fallbeispiele	27
4.2.1 Biodiesel (Nebenprodukte: Rapsextraktionsschrot und Glycerin)	28
4.2.2 Bioethanol: Beispielhafter Vergleich zum Umgang mit „Rückständen“	30
4.2.3 Sojaöl / Sojakuchen	33
4.2.4 Tierische Lebensmittel	34
4.3 Fazit	35
5 Zusammenfassung und Empfehlungen	36
5.1 Auswahl der Indikatoren zur Umweltbewertung	37

ifeu ● SYMOBIO D 5.3.2: Empfehlungen zu Methodik und Daten auf Grundlage von Erfahrungen aus Ökobilanzen	● 3
5.1.1 Hinweise und Empfehlungen zum Treibhausgas-Fußabdruck	38
5.1.2 Land-Fußabdruck	39
5.1.3 Wasser-Fußabdruck	41
5.1.4 Konsistenz der Umweltbewertung	42
5.2 Kuppelprodukte	42
5.3 Variabilität Biomasse basierter Systeme	42
5.4 Ökologische Ausrichtung der Bioökonomie	43
6 Literaturverzeichnis	45
7 Anhänge	47
7.1 Anbauregionen der in den Fallbeispielen betrachteten Biomassen	47
7.1.1 Regionen des Sojabohnenanbaus in Brasilien	47
7.1.2 Regionen des konventionellen Sojaanbaus in Europa	48
7.1.3 Regionen des Tomatenanbaus in Spanien	49

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Spezifische emittierte und entzogene THG-Mengen, berücksichtigt beim CFP oder partiellen CFP sowie separate Dokumentation im Bericht zur CFP-Studie (Quelle: aus ISO 14067:2018; Abschnitt 6.4.9.8)	8
Tabelle 2: AWARE Charakterisierungsfaktoren für Tomatenanbau in den wichtigsten Herkunftsländern	22
Tabelle 3: AWARE Charakterisierungsfaktoren für Soja nach Herkunftsgebieten	25
Tabelle 4: Massenbilanz für die konventionellen und bio-Sojaölmühlen bezogen auf 1 Tonne angelieferter Sojabohnen	33
Tabelle 5: Anteile, Marktpreise und Allokationsfaktoren für die Koppelprodukte Sojaöl und -presskuchen	33

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Kohlenstofffußabdruck (CFP) – Beispiele für Produktionsvarianten von Palmöl und unterschiedliche Quellen	14
Abbildung 2: Kohlenstofffußabdruck (CFP) – Beispiele für stofflich genutzte Produkte auf Basis von Palm- und Palmkernöl (zur Verringerung der Varianten hier immer mit CH ₄ -Bindung in der Palmölmühle)	15
Abbildung 3: Beispielhafte Darstellung der durch die Stromproduktion für Deutschland belegten Fläche in Millionen ha und in nach Hemerobie bewerteten ha artifizielle-Fläche-Äquivalenten (aF-Äq); (Quelle: vorläufige Berechnungen des ifeu im Rahmen zweier UBA-Vorhaben)	18
Abbildung 4: Herkunft der auf forstlicher Biomasse beruhenden Produkte/Produktgruppen aus Ländern außerhalb der EU-28 im Jahr 2017; Quelle: Kliem et al. (2019)	19
Abbildung 5: Darstellung der räumlichen Verteilung der CF _{AWARE} für ausgewählte Regionen	21
Abbildung 6: Frischwasserbedarf für den Anbau von Tomaten in ausgewählten Herkunftsländern	23
Abbildung 7: Wasserfußabdruck (AWARE) von frischen Tomaten nach Lieferländern	24
Abbildung 8: Wasserfußabdruck (AWARE) von Tomatenmark nach Lieferländern	24
Abbildung 9: Wasserfußabdruck (AWARE) von Soja nach Herkunftsregionen	25
Abbildung 10: Beiträge einzelner landwirtschaftlich verursachter Emissionen ins Wasser am Beispiel Tomatenanbau	26
Abbildung 11: Herstellungskette von RME nach RED (Quelle: eigene Darstellung auf Basis RED, BioGrace)	28
Abbildung 12: Prozentuale Verteilung der Lasten auf die Kuppelprodukte (Darstellung ifeu)	29
Abbildung 13: THG-Bilanzen für RME mit Allokationsvarianten und Gutschriften (GS) für Rapschrot und Glycerin	30
Abbildung 14: Allokation von Überschussstrom aus Weizenstroh und Zuckerrohr-Bagasse	32
Abbildung 15: Allokation von Überschussstrom für Biodiesel aus Palmöl (Brennstoff Faserrückstände)	32
Abbildung 16: Massenbezogene und ökonomische Allokation des Wasserfußabdrucks (AWARE) von Soja nach Herkunftsregionen	34
Abbildung 17: Allokation des Treibhausgas- Fußabdrucks und Flächen-Fußabdrucks von Hähnchenfleisch	34
Abbildung 18: Allokation des Treibhausgas-Fußabdrucks und des Flächen-Fußabdrucks von Kuhmilch	35
Abbildung 19: Standardset an Umweltindikatoren in Ökobilanzen (grün: emissionsbezogen; braun: ressourcenbezogen)	37
Abbildung 20: Planetare Belastungsgrenzen nach Rockström et al. 2009 (blau abgehakt bedeutet in SYMOBIO berücksichtigt)	38
Abbildung 21: Sojaanbau in Brasilien	47
Abbildung 22: Sojaanbau in Brasilien	48
Abbildung 23: Tomatenproduktion in Spanien	49
Abbildung 24: Tomatenproduktion in Italien	49

1 Einleitung und Zielsetzung

Der vorliegende Bericht dient dazu, Erkenntnisse aus der Produktökobilanzierung aufzubereiten, die auch für die Modellierung von Biomasse-Stoffströmen auf der Makroebene (SYMOBIO) und der damit verbundenen Ermittlung von Fußabdrücken von Interesse sind. Im vorangegangenen Bericht des ifeu, „Bericht zur Sammlung und Auswertung von Produktökobilanzen“ (D 5.3.1), wurden annähernd 200 Veröffentlichungen zu Ökobilanzen biobasierter Produkte aus ausgewählten, der Bioökonomie zugeordneten Branchen mit Bezug auf eine Reihe an vorgegebenen Aspekten analysiert.

Dabei zeigte sich, dass von den vier „SYMOBIO-Fußabdrücken“ lediglich der Klima-Fußabdruck praktisch durchgängig in allen Ökobilanzstudien enthalten war. Ein Land-Fußabdruck (Nutzung von landwirtschaftlichen Flächen), Forst-Fußabdruck und Wasser-Fußabdruck wurde in den Studien fallspezifisch einbezogen und dann zumeist nur auf der Ebene der Sachbilanzergebnisse ausgewertet. Letzteres liegt nach Auffassung der Autoren nicht zuletzt daran, dass gut umsetzbare Wirkungsabschätzungsmethoden zum Zeitpunkt der Erstellung der recherchierten Ökobilanzstudien allenfalls eingeschränkt zur Verfügung standen bzw. die Konsens-Bildung innerhalb der Ökobilanz-„Community“ zur ökologischen Wirkungsabschätzung noch nicht ausreichend vorangeschritten war. In den vergangenen Jahren sind hier jedoch deutliche Fortschritte zu verzeichnen. Dies drückt sich einerseits in entsprechenden Normierungsaktivitäten und andererseits in der Weiterentwicklung bzw. Verabschiedung konsensueller Methoden zur Umweltbewertung in Ökobilanzen aus.

Im Kapitel 2 des vorliegenden Berichts werden daher ISO- und EN-Standards aus dem Bereich der Ökobilanzierung mit einem speziellen Bezug zu den SYMOBIO-Fußabdrücken beschrieben. Im Kapitel 3 wird dann der methodische Stand zur Wirkungsabschätzung der SYMOBIO-Fußabdrücke in Ökobilanzen anhand von konkreten Fallbeispielen illustriert und diskutiert. Vor dem Hintergrund der Erkenntnisse aus Ökobilanzen biobasierter Produkte sind bei multifunktionalen Systemen, wie sie bei Biomasse basierten Stoffströmen typisch sind, Festlegungen zur Allokation und zur Bewertung des Nutzens besonders ausschlaggebend für die Ausprägung der Gesamtergebnisse. Das Thema Allokation wird im Kapitel 4 erörtert – wieder unter Zuhilfenahme von Fallbeispielen biogener Produkte.

Kapitel 5 enthält eine Zusammenfassung, verknüpft mit Empfehlungen aus Sicht der Ökobilanz. Dabei werden auch die Differenzen und Gemeinsamkeiten sowie mögliche Wechselwirkungen zwischen der Produktökobilanzierung und der „Makromodellierung“ der Bioökonomie beschrieben.

2 Relevante Standards aus dem Bereich der Ökobilanzierung

2.1 ISO 14067 - Carbon Footprint von Produkten

Treibhausgase — Carbon Footprint von Produkten — Anforderungen an und Leitlinien für Quantifizierung (ISO 14067:2018)

Der Kohlenstofffußabdruck wurde bereits vor über zehn Jahren seitens der Wirtschaft als relevante Information für Produkte erkannt. Nach ersten Initiativen zu einer methodischen Rahmensetzung (GHG-Protocol des World Business Council for Sustainable Development (WBCSD) und PAS 2020 als Britischer Standard) hatte 2008 auch ISO die Arbeit an einer internationalen Norm aufgenommen. Die erste Veröffentlichung erfolgte 2013 als Technical Specification (ISO/TS 14067.2013). Im Zuge der Revision wurde die TS zur vollwertigen Norm angehoben, die seit Oktober 2018 als Internationaler Standard ISO 14067.2018 mit dem Titel: *Treibhausgase — Carbon Footprint von Produkten — Anforderungen an und Leitlinien für Quantifizierung* vorliegt.

ISO 14067.2018 stützt sich auf die bestehenden internationalen Normen zur Ökobilanz (LCA), ISO 14040 und ISO 14044 und konzentriert sich auf spezifische Anforderungen an die Quantifizierung eines Kohlenstofffußabdrucks – Carbon Footprint von Produkten (CFP). Eine CFP-Studie versteht sich im Sinne der ISO 14067:2018 als eine auf die eine Wirkungskategorie *Klimawandel* beschränkte Ökobilanz.

Die Norm beinhaltet im Wesentlichen folgende gegenüber der Ökobilanz-Norm spezifizierten Inhalte:

1. Differenzierung in vollständige CFPs und partielle CFPs

Während vollständige CFP den Gesamtlebensweg (von der Wiege zur Bahre) umfassen und sich auf eine funktionelle Einheit beziehen (z.B. die Verpackung für ein bestimmtes Lebensmittelprodukt), ermöglicht der Ansatz des partiellen CFPs eine um Lebenswegabschnitte verkürzte Systemgrenze. Damit ist auch ein funktioneller Bezug nicht mehr möglich, die Berechnung bezieht sich dann auf eine deklarierte Einheit (z.B. 1 kg PET). Häufig sind es die Nutzungs- und End-of-Life-Phase, die bei partiellen CFPs abgeschnitten werden.

2. Höhere Spezifizierung der Lebenswegkomponenten danach, was in einem CFP enthalten sein muss.

Tabelle 1 fasst die Lebenswegkomponenten danach zusammen, ob sie in einem CFP oder Teil-CFP enthalten sein müssen, sollten oder in Betracht gezogen werden sollten.

Tabelle 1: Spezifische emittierte und entzogene THG-Mengen, berücksichtigt beim CFP oder partiellen CFP sowie separate Dokumentation im Bericht zur CFP-Studie (Quelle: aus ISO 14067:2018; Abschnitt 6.4.9.8)

Unterabschnitt	spezifische emittierte und entzogene THG-Mengen ^a	Berücksichtigung im CFP oder partiellen CFP			Dokumentation im Bericht zur CFP-Studie	
		muss einbezogen werden	sollte einbezogen werden	sollte für die Aufnahme in Betracht gezogen werden	muss separat im Bericht zur CFP-Studie dokumentiert werden	muss bei Berechnung separat im Bericht zur CFP-Studie dokumentiert werden
6.4.9.2	aus fossilen und biogenen Rohstoffen emittierte und entzogene THG-Mengen ^a	X			X	
6.4.9.5	als Ergebnis der direkten Landnutzungsänderung auftretende emittierte und entzogene THG-Mengen ^a	X			X	
6.4.9.5	als Ergebnis der indirekten Landnutzungsänderung auftretende emittierte und entzogene THG-Mengen ^a			X		X
6.4.9.6	emittierte und entzogene THG-Mengen durch Landnutzung ^a		X			X
6.4.9.3	biogener Kohlenstoff in Produkten ^a					X
6.4.9.7	emittierte THG-Mengen durch Luftfahrt	X			X	

^a Für die Berichterstattung zu zeitbezogenen, emittierten und entzogenen Mengen siehe 6.4.8.

3. Bewertung der zeitbezogenen Auswirkung von emittierten und entzogenen THG-Mengen

Grundsätzlich müssen alle emittierten und entzogenen THG-Mengen so berechnet werden, als wären sie zu Beginn des Bewertungszeitraums freigesetzt oder entzogen worden. Die Auswirkung einer Verzögerung der emittierten und entzogenen THG-Mengen wird dabei nicht berücksichtigt. Treten die Emissionen der Nutzungs- oder der EOL-Phase jedoch über mehr als zehn Jahre nach Herstellung des Produkts auf, werden die zeitbezogenen emittierten und entzogenen THG-Mengen im Verhältnis zum Herstellungsjahr des Produkts in der Sachbilanz festgelegt. Die zeitbezogene Auswirkung von emittierten und entzogenen THG-Mengen des Produktsystems (als CO₂e), soweit berechnet, muss separat im Bericht zur CFP-Studie dokumentiert werden.

4. Umgang mit biogenen Kohlenstoff, insbesondere in Produkten

Aus fossilen und aus biogenen Rohstoffen emittierte und entzogene THG-Mengen müssen im CFP oder partiellen CFP einbezogen und jeweils separat als Nettoergebnis dokumentiert werden.

Wird biogener Kohlenstoff über einen längeren Zeitraum in einem Produkt gespeichert, muss dieser Kohlenstoff in Übereinstimmung mit den oben erwähnten Bestimmungen zur zeitbezogenen Auswirkung behandelt werden. Wird der biogene Kohlenstoffgehalt eines Produkts berechnet, muss er separat im Bericht zur CFP-Studie dokumentiert werden, er darf jedoch nicht im Ergebnis für den CFP oder den partiellen CFP berücksichtigt werden.

5. Umgang mit Landnutzung und Landnutzungsänderung

Enthält ein Lebensweg die Komponente Landnutzung und/oder Landnutzungsänderung, so müssen die entsprechenden Nettoänderungen des Kohlenstoffgehalts im Boden und in der Biomasse dem untersuchten System über den gewählten Zeitrahmen zugeordnet werden. Die Methodik muss dabei einem international anerkannten Verfahren wie den Leitlinien des Weltklimarats (IPCC) zu nationalen Inventarberichten (Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories) entsprechen. Der gewählte Zeitrahmen für die Analyse muss mindestens einen vollständigen Durchlauf der Prozesse umfassen, die zum Anbau von Feldfrüchten oder Bäumen gehören.

Die Norm definiert auch den Unterschied zwischen direkter und indirekter Landnutzungsänderung und macht die Berücksichtigung von direkter Landnutzungsänderung verbindlich.

6. Elektrizität

Die Norm erlaubt erstmals im ökobilanziellen Kontext eine Anwendung von EE-Zertifikaten bzw. Grünstromzertifikate für die Berechnung des im Lebensweg verbrauchten Stroms, sofern der Produzent solche Zertifikate vorlegen kann und sichergestellt ist, dass für den Netzstrom im Herstellerland ein THG-Emissionsfaktor für den Residualmix ausgewiesen ist. Können entsprechende Zertifikate nicht nachgewiesen werden, muss für bezogenen Netzstrom explizit der Residualmix zu Grunde gelegt werden.

2.2 EN 16760:2015 - Biobasierte Produkte - Ökobilanzen

Die Europäische Norm EN 16760:2015 wurde im Technical Committee 411 erarbeitet und im Jahr 2015 verabschiedet. Sie zielt darauf ab, auf der Grundlage von EN ISO 14040 und EN ISO 14044 spezifische Anforderungen und Leitlinien an die Ökobilanzierung von biobasierten Produkte bereitzustellen. Das zuständige Technische Komitee legte dabei Wert auf die Aussage, dass – auch wenn Lebensmittel, Futtermittel und Energie in der EN 16760 nicht explizit adressiert waren – Ökobilanzen von Biomasse und biobasierten Produkten unabhängig von deren Nutzung denselben Grundsätzen folgen sollen.

Folgende in Zitation gelistete Aussagen der EN 16760 liefern auch für das Monitoring der Bioökonomie Hinweise.

Grundsätzliches

- „Bei biobasierten Produkten, die Zwischenprodukte sind oder mehreren Funktionen oder einer Dienstleistung dienen, wird empfohlen, einen Referenzfluss, wie z. B. Masse oder Volumen (z. B. 1 kg des Produkts) zu verwenden und anzugeben, ob er auf die Trockenmasse, Bruttomasse usw. bezogen ist“ (Kap. 4.3.2.2)
- „Bei der Produktion von biobasierten Rohstoffen sind verantwortliche Beschaffung und nachhaltige Bewirtschaftungspraktiken anzutreffen. Zertifizierungsprogramme beziehen sich üblicherweise auf ein breites Spektrum von Bewirtschaftungs- und Leistungsaspekten, die direkt zur Bestimmung von

Elementarflüssen und zur Angabe von Wirkungsabschätzung und Auswertung genutzt werden können“
(Kap. 5.2.1)

Hier wäre vor allem der Hinweis einer transparenten Darstellung und Einbeziehung des Wassergehalts biogener Stoffströme zur Sicherstellung einer konsistenten Bilanzierung für die SYMOBIO-Modellierung beachtenswert.

Treibhausgase, C-Gehalt

- „Für biobasierte Produkte kann der biogene Kohlenstoffgehalt für die Bestimmung der Treibhausgasemissionen von entscheidender Bedeutung sein. Um den biogenen Kohlenstoff in einer Wertschöpfungskette zu verfolgen, kann eine auf dem Kohlenstoffgehalt basierende Allokation verwendet werden. Bei auf anderen Beziehungen basierenden Allokationen können die modellierten Flüsse biogenen Kohlenstoffs möglicherweise nicht den tatsächlichen physikalischen Gehalt und Flüsse widerspiegeln“ (Kap. 5.3)
- „Bei der LCI-Modellierung von biobasierten Produkten ist es außerdem notwendig zwischen Materialverbrauch und Energieverbrauch zu unterscheiden. Denn die Unterscheidung zwischen Ressource und Rohstoff ist bei Biomasse entscheidend. Ressourcen werden dem System als Elementarflüsse zugeführt, während Rohstoffe Zwischenproduktflüsse innerhalb des Systems sind. Biomasse, die der Umwelt ohne vorherige Umwandlung durch Menschen entnommen wurde, ist als Elementarfluss aufzunehmen“ (Kap. 5.4.1)
- „Treibhausgasemissionen und Entzug von Treibhausgasen, die aus fossilen und biogenen Kohlenstoffquellen und -senken stammen, sind einzubeziehen und in der Bestandsaufnahme getrennt anzuführen... [D.h.] es müssen sowohl die fossilen als auch die biogenen Kohlenstoffemissionen berücksichtigt werden. Bei der Erstellung von Sachbilanzen für vollständig oder teilweise biobasierte Produkte sollte die Bindung von atmosphärischem Kohlenstoff durch die Pflanze angerechnet werden“ (Kap. 5.5 und Anhang B)

Diese Aussagen in der EN Norm zeigen, dass der Biomasse-Gehalt biogener Produkte als Wertgebung biobasierter Stoffströme explizit ausgewiesen werden sollte, nicht zuletzt durch eine getrennte Betrachtung des Materialverbrauchs sowie des biogenen C-Flusses inklusive der THG-Emissionen. Das gilt auch für Produkte, die nur teilweise aus biogenem Kohlenstoff bestehen.

Land- und Wassernutzung

- „Land- und Forstwirtschaft nutzen, wie andere menschliche Aktivitäten auch, Land und gleichzeitig beeinflussen diese Aktivitäten das von ihnen genutzte Land durch z. B. gute Managementpraktiken. Die Landnutzung ist ein wichtiger Aspekt des Lebensweges von biobasierten Produkten....Die Landnutzung hat zwei Aspekte: Flächennutzung und Flächenumwandlung; diese beiden können positive und negative Auswirkungen auf z. B. das biotische Produktionspotential, Biodiversität, ökologische Bodenbeschaffenheit, Kohlenstoffgehalt des Bodens, Bodenerosion und Verfügbarkeit von Süßwasser haben. Die Landnutzung ist sowohl mit physikalischen als auch chemischen Wirkungen auf den Boden und somit dessen Fruchtbarkeit bzw. Produktionspotential verbunden“ (Kap. 5.4.2, Landnutzung)
- „Mögliche Wirkungen aufgrund der Landnutzung werden in Wirkungskategorien, wie z. B. Süßwassereutrophierung, Versauerung oder Klimaänderung erfasst. Um die Umweltwirkung einer bestimmten Landnutzung zu bestimmen, ist es notwendig zu wissen, für welche Aktivitäten das Land genutzt wird, und den Zeitraum zu kennen, in dem es für deren speziellen Zweck genutzt wird“ (Kap. 5.4.2.1 und 5.4.2.2.1)

- „Wasser ist von entscheidender Bedeutung für die Erzeugung von Biomasse, und die Wirkungen auf die Beschaffenheit und Verfügbarkeit von Wasser sind von entscheidender Bedeutung für biobasierte Produkte“ (Kap. 5.4.3 Wasserhaushalt). Bezüglich der Elementarflüsse der Wassernutzung wird dabei eine Differenzierung zwischen den Arten des genutzten Wassers, der Wasserbeschaffenheit, den Formen des Wasserverbrauchs, der geographischen Lage sowie den zeitlichen Aspekten des genutzten Wassers empfohlen.

Diese Norm-Auszüge heben die Bedeutung einer ausreichend hohen Differenzierung und genauen Spezifizierung der Nutzungsarten von landwirtschaftlichen Flächen und Wasserressourcen für eine zutreffende Ermittlung der Umweltwirkungen aus der Erzeugung von Biomasse hervor.

2.3 ISO 22526 - Footprint of biobased plastics

Carbon and Environmental Footprint of Biobased Plastics

Der Standard ISO 22526 befindet sich zum Zeitpunkt der Berichtserstellung noch im Entwurfsstadium. Dieser besteht aus den drei Teildokumenten:

- ISO 22526-1: General Principles
- ISO 22526-2: Material Carbon Footprint
- ISO 22526-3: Process Carbon Footprint

Wie schon aus der Unterteilung der Norm ersichtlich wird, ist die Unterscheidung in den CO₂-Fußabdruck des verwendeten Materials bzw. daraus hergestellten Werkstoffs bzw. Produkts und dem der zugrundeliegenden Herstellungsprozesse von Wichtigkeit. Darin ist die Absicht zu erkennen, die atmosphärische CO₂-Aufnahme im biogenen Rohstoff sachgerecht abzubilden. Dazu finden sich im Teil 2 (ISO 22526-2) Hinweise zur Bestimmung des C-Gehalts im Produkt und der entsprechenden Umrechnung in gespeichertes CO₂. Im Teil 3 (ISO 22526-3) erfolgt ein direkter Verweis auf die ISO 14067 (s. o.), in der eine Umsetzung der dort beschriebenen Methodik verpflichtend vorgeschrieben wird. Explizit aufgeführt ist die verpflichtende Bilanzierung von THG Emissionen und Entnahmen

- aus fossilen und biogenen C-Quellen und C-Senken
- infolge von dLUC
- aus Flugzeugen
- nicht CO₂ THG aus Viehhaltung, Sekundär-Dünger und Böden,

wobei die ersten 3 Kategorien im Zuge der Berichterstellung separat ausgewiesen werden müssen.

2.4 ISO 14046:2014 - Wasser-Fußabdruck in Ökobilanzen

Wasser-Fußabdruck – Grundsätze, Anforderungen und Leitlinien

Die ISO 14046 kann als definitorisches Rahmendokument für die Erstellung ISO-konformer Wasserfußabdrücke verstanden werden. Danach adressiert ein Wasserfußabdruck die potentiellen

Umweltwirkungen die mit einem Produkt oder einer Organisation verbunden sind. Unterschieden wird dabei prinzipiell zwischen Wirkungen auf die Wasserfügbarkeit und Wirkungen auf Wasserqualität:

- The purpose of a water availability footprint is to give an assessment of the contribution of the product, process or organization to impacts related to pressure on water availability (Kap. 5.4.5, Water availability footprint). Siehe dazu auch die Ausführungen zur AWARE-Methode im Kap. 3.4 im vorliegenden Bericht.
- The purpose of water footprints addressing water degradation is to give an assessment of the contribution of the product, process or organization to impacts related to water degradation. The environmental mechanisms covered by the impact categories chosen to address water degradation (e.g. aquatic eutrophication, aquatic acidification, aquatic ecotoxicity, thermal pollution) shall be described and the foreseen consequences of the excluded impacts related to water degradation shall be identified. (Kap. 5.4.6, Water footprints addressing water degradation)

3 Die vier SYMOBIO-Fußabdrücke aus LCA-Sicht

3.1 Treibhausgas-Fußabdruck (CFP)

3.1.1 Erläuterung des Themas

Die Ermittlung eines Treibhausgas-Fußabdrucks stellt ein grundlegendes Element im Rahmen einer umweltbezogenen Bewertung von Produkten, Dienstleistungen oder – wie für SYMOBIO im Zentrum des Interesses – von ganzen Systemen. Im SYMOBIO-Indikatorensystem wird der Treibhausgas-Fußabdruck mittels der Top-Down-Methodik einer Input-Output-Analyse durch Kombination der mit physischen Stoffflussdaten verflochtenen Wirtschaftssektoren und den für diese Sektoren hinterlegten THG-Emissionsdaten ermittelt.¹ Der Ansatz über den Lebensweg (LCA) stellt dagegen den bottom-up-Ansatz (from cradle to grave) dar. Die ISO 14067:2018 beschreibt den *Carbon Footprint*² eines Produkts (CFP) als Ökobilanz allein mit der Wirkungskategorie Klimawandel (siehe auch Kapitel 2.1).

Die Anwendung von CFPs geht jedoch vor die Zeit der Standardisierung zurück. Im Grunde konzentrierten sich die ersten Ökobilanzen sogar auf CO₂, wie z.B. die erste „Ökobilanz“ zu Biodiesel (Reinhardt 1991). Bis heute beschränken sich viele lebenswegbezogene Grundsatzstudien und sogar Datenbanken auf Treibhausgase. Die seit 2003 regelmäßig erstellten und aktualisierten *Well-to-Wheels-Studien* (wtw) des Konsortiums aus JRC, EuCar und Concawe (JEC)³ sind als prominentes Beispiel zu nennen.

Dass dem Treibhausgas-Fußabdruck eine besonders große Bedeutung im Kontext umweltbezogener Lebensweganalysen eingeräumt wird, zeigt auch die Erneuerbare Energie-Richtlinie (RED), die für den Nachweis der Nachhaltigkeit von Biokraft- und -brennstoffen als einziges Kriterium über den Lebensweg die Treibhausgaseinsparungen adressiert. Dies ist einerseits darin begründet, dass die RED die Unterstützung der Klimaschutzziele zum Ziel hat. Zum anderen rechtfertigt sich dies auch damit, dass mit einem CFP zwar keineswegs alle potenziellen Umweltwirkungen abgedeckt sind, aber mit Treibhausgasemissionen zumeist auch andere Luftschadstoffe sowie Verbräuche von Energieressourcen verbunden sind. Der CFP kann daher auch einige andere negative Umweltwirkungen repräsentieren.

3.1.2 Fallbeispiele

Die Beispiele der wtw-Studien und die RED wurden bereits genannt. Sie enthalten neben einer Aufstellung von Rechenregeln⁴ auch Standardwerte (Default values)⁵. Wengleich die Methodik der beiden Beispiele voneinander abweicht, stellen beide typische Fälle für Treibhausgas-Fußabdrücke dar.

¹ Siehe hierzu auch das Diskussionspapier von Flaute et al. (2017), <https://symobio.de/wp-content/uploads/2018/10/gws-paper17-7.pdf>

² Im Englischen Sprachkontext wird der Begriff *carbon* in diesem Zusammenhang primär als Kohlendioxid, faktisch aber immer als Treibhausgase verstanden.

³ <https://ec.europa.eu/jrc/en/publication/eur-scientific-and-technical-research-reports/well-wheels-report-version-4a-jec-well-wheels-analysis>

⁴ In der neuen Fassung (Richtlinie (EU) 2018/2001; RED II) in Anhang V Teil C und Anhang VI Teil B

⁵ In der neuen Fassung (Richtlinie (EU) 2018/2001; RED II) in Anhang V Teil D und E und Anhang VI Teil C und D

Es ist die besondere Charakteristik der Ökobilanz und somit auch eines CFP, dass die Variabilität von Einzelfällen recht präzise abgebildet werden kann. Denn es ist eher die Ausnahme, dass ein CFP exakt auf einen genauen Wert determiniert werden kann. Wenn überhaupt ist dies nur für einen ganz konkreten Praxisfall möglich. Das Palmöl aus einer Plantage kann einen sehr abweichenden CFP aufweisen gegenüber einer anderen, im Zweifel sogar benachbarten Plantage. Gelöst wird dies durch die Bildung generischer Werte (Mittelungen) oder z.B. der Annahme eines konservativen Defaults. Im Grunde bleibt aber die Darstellung und Diskussion von Bandbreiten und Einflussfaktoren im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse nicht aus.

In Abbildung 1 sind Beispiele für verschiedene CFPs von Biodiesel aus Palmöl aufgeführt. Als Quellen dienen dazu die typischen Werte aus der RED, der RED II sowie der UBA –Studie BioEm (Fehrenbach et al. 2016) und die Berechnung der BLE aus den Nachweisen der in Deutschland auf die Quote angerechneten Palmölbiodieselmengen im Jahr 2017. Ergänzt sind außerdem Emissionen aus Landnutzungsänderung, wobei den RED-Daten beispielhaft die mittleren Werte für indirekte Landnutzungsänderung (iLUC)⁶ und bei den BioEm-Daten die in selbiger Studie angewandten Werte zu attributiver Landnutzungsänderung (aLUC) (siehe hierzu Fehrenbach et al. 2019) hinzugefügt sind.

Es zeigt sich hierbei, welche beträchtliche Bandbreite die Darstellungen bereits ohne Einbeziehung von Landnutzungsänderung aufweisen. Die Streuung würde sich noch deutlich erhöhen, wenn die Grafik um die Werte aus den zahlreichen verfügbaren Studien zu CFP von Palmölbiodiesel erweitert würde. Besondere Schwankungsbreiten kommen jedoch durch Landnutzungsänderung (aLUC oder iLUC) hinzu. Die Werte liegen im Beispiel Palmöl hier bis zum Doppelten des CFP aus der Summe von Anbau, Verarbeitung und Transport.

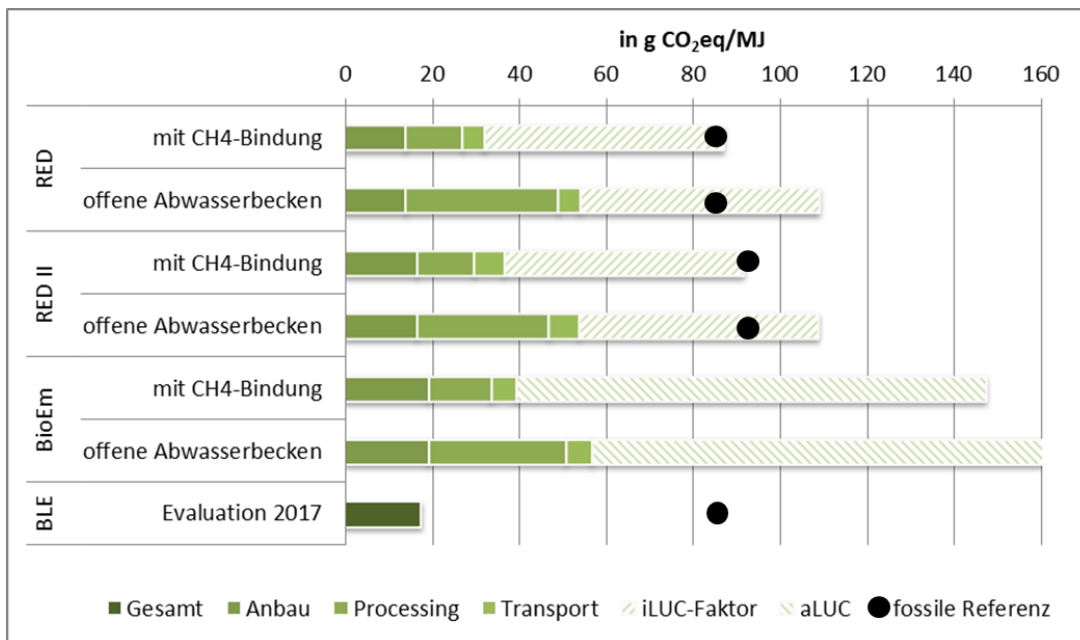


Abbildung 1: Kohlenstofffußabdruck (CFP) – Beispiele für Produktionsvarianten von Palmöl und unterschiedliche Quellen

Abbildung 2 bleibt beim Beispiel Palmöl, hier jedoch mit stofflichen Produkten: Schmierstoff nach Ökobilanzen von Fehrenbach et al. (2019a) und Tenside nach Ökobilanzen von Wiegmann et al. (2019). Diese Darstellung verdeutlicht einen weiteren Aspekt von CFP: den Umgang mit Kohlenstoff in Produkten. Beim Wachstum der Biomasse aus der Atmosphäre aufgenommenes CO₂ wird im Produkt zunächst gespeichert. Je nach Länge der Nutzungsdauer wird am Ende des Lebenswegs das CO₂ wieder in die

⁶ In der neuen Fassung (Richtlinie (EU) 2018/2001; RED II) in Anhang VIII

Atmosphäre zurückgegeben. Im einfachsten Fall gleicht sich diese Bilanz vollständig aus. In der Grafik ist dies durch die Angaben mit „brutto“ (negative Emission durch Einbau gleicht die Emission durch Lebenswegende (EOL) aus) und „netto“ (hier beides saldiert).

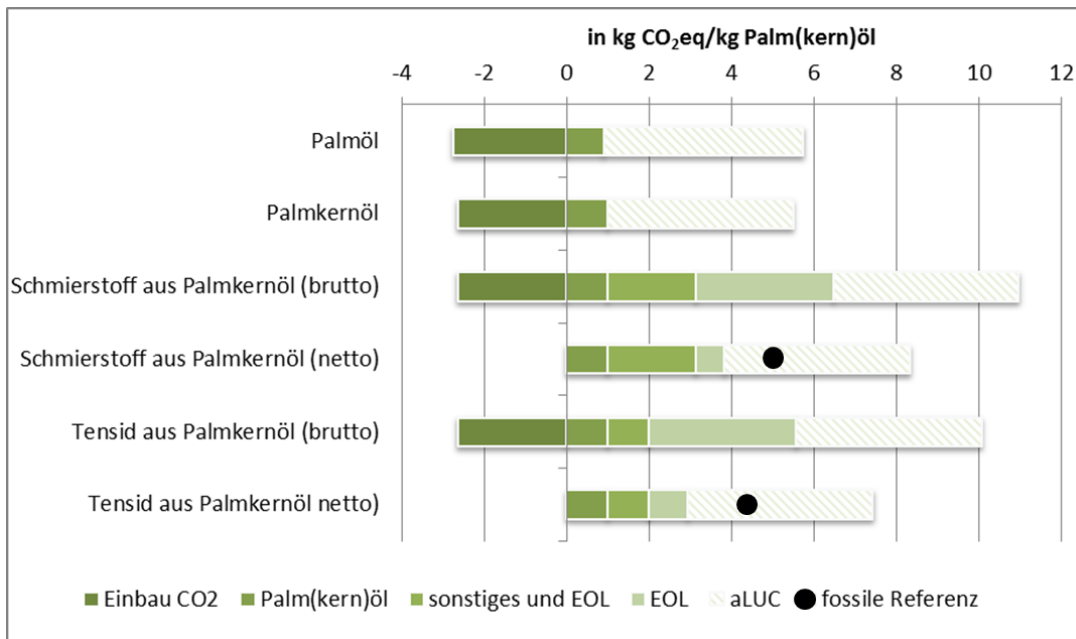


Abbildung 2: Kohlenstofffußabdruck (CFP) – Beispiele für stofflich genutzte Produkte auf Basis von Palm- und Palmkernöl (zur Verringerung der Varianten hier immer mit CH₄-Bindung in der Palmölmühle)

Eine entscheidende Frage bei der Vorgehensweise bei CFP für biobasierte Produkte ist daher Klarheit beim Umgang mit der Speicherung von CO₂ in den Produkten. Dies gilt zum einen insbesondere bei sehr langlebigen Produkten (z.B. übersteigt die Lebensdauer von Holz als Baumaterial gelegentlich Zeiträume von über hundert Jahren, wie Dachstühle und Fachwerk von Altbauten zeigen). Ein anderer Fall ist die Kaskadennutzung, durch die die Lebensdauer des Kohlenstoffs im Produktsystem ebenfalls verlängert werden kann. Verschiedentlich werden Diskontierungsansätze zur Absenkung einer späten Freisetzung ins Spiel gebracht (Gärtner et al. 2013), die Problematik solcher Ansätze besteht jedoch in der intransparenten Verschmierung späterer tatsächlicher Emissionen in andere Systemräume (Fehrenbach et al. 2017).

3.2 Land-Fußabdruck (LFP)

3.2.1 Erläuterung des Themas

Land als Flächengröße

Landnutzung ist ein Kernaspekt der Biomasseproduktion und somit auch der Bioökonomie. Die Berücksichtigung von Landnutzung ist in Ökobilanzen deutlich weiter von einer allgemein anerkannten methodischen Lösung entfernt als die Mehrzahl der anderen Wirkungskategorien wie Klimawandel oder Versauerung. Dies trifft nicht auf die Sachbilanzebene zu: die reine Aufrechnung von Quadratmetern oder Hektaren stellt hier eher keine größere Herausforderung dar, weil Ökobilanzdatendanken von z.B. Ecoinvent in umfassender Weise zu flächenrelevanten Prozessen auch Daten zu Flächenbelegung („Occupation“), ja sogar zu Flächenumwandlung („Transformation“) enthalten. Doch auch für die Sachbilanzebene ist die Frage, wieviel m² ich für die Produktion von 1 Tonne bspw. Holz benötige, nicht so eindeutig definiert wie die Frage, wieviel Tonnen CO₂ bei der Verbrennung von 1 Tonne Kohle entstehen. Bei der Fläche kommt man nicht ohne den Bezug zu einer zeitlichen Dimension aus. Bei saisonalen Systemen wie dem Ackerbau wird die Periode von Bestellung bis Ernte – und damit im Grunde der Jahreszyklus – als selbstverständlicher Zeitbezug verwendet. Eine Angabe wie 3,5 Tonnen Weizen pro Hektar wird ohne Zusatzinformation als pro Anbauzyklus und damit pro Jahr verstanden. Das ist bei Holz, das nun mal kontinuierlich über Jahre hinweg auf der gleichbleibenden Fläche wächst, nicht zwangsläufig so. Ausgehend von einem grundsätzlich annuell geprägten Zeitempfinden für biotische Systeme hat sich der naheliegende Ansatz, Flächenbelegung für Produktion mit der Dimension 1 Jahr zu verbinden, etabliert. Die Einheit ist somit: m² x 1 a.

Beim Beispiel Holz bedeutet dies somit die Fläche, von der 1 m³ geerntet wird multipliziert mit der Anzahl an Jahren, in denen dieses Holz gewachsen ist. Umgekehrt drückt es in etwa den mittleren jährlichen Zuwachs auf einem Jahr aus und ist somit eine griffige forstwirtschaftliche Größe.

Die Frage nach Qualität von Fläche und Umweltwirkung

Nun begnügt sich die Ökobilanzmethodik nicht mit reinen Sachbilanzgrößen, die keinen expliziten Wirkungsbezug aufweisen. Hier stellt die Zusammenführung zu einer Wirkungskategorie immer das Ziel dar. Bei Flächen können dabei verschiedene Umweltwirkungen in Spiel gebracht werden, wie z.B.:

- Biodiversität
- Bodenqualität
- Ökosystemleistungen
- Naturnähe bzw. Natürlichkeit

Die UNEP/SETAC-Life Cycle Initiative hat das Thema zu einem Schwerpunkt erhoben. Sie hat mit der im Januar 2017 veröffentlichten „Global Guidance for Life Cycle Impact Assessment Indicators“ auch für die Bewertung der Flächennutzung Methode und Charakterisierungsfaktoren zugänglich gemacht. Daneben existieren zahlreiche weitere Ansätze, die u.a. im UBA-Projekt „Aktualisierung der UBA-Methodik zur

Ökobilanzierung⁷ intensiv ausgewertet und verglichen worden sind. Von Seiten des UBA⁸ und des BfN⁹ wird dabei eine Methodik bevorzugt, die Bezug auf die Natürlichkeit als Maßgabe nimmt und die Umweltwirkung anhand von Hemerobie misst.

Weswegen ist die Charakterisierung von Fläche nach einer Umweltwirkung wichtig? Die Antwort klingt banal: Fläche ist nicht gleich Fläche, wenn man es umweltbezogen sieht. Ein Hektar Buchenmischwald ist nicht gleich zu bewerten wie ein Hektar Maisacker. Aber auch Wald ist nicht Wald, wenn man einen relativ naturnahen, extensiv bewirtschafteten Buchenmischwald mit einer Fichtenmonokultur vergleicht.

Nun beschränkt sich der Land-Fußabdruck der SYMOBIO-Modellierung auf landwirtschaftliche Flächen (aLFP agricultural land-footprint). Somit tritt hier kein Bewertungskonflikt bei Agrarprodukten gegenüber Waldholz auf. Der Forstfußabdruck (FFP) wird als eigenständiger Indikator angewandt (siehe Kapitel 3.3).

Doch auch Agrarflächen unterscheiden sich deutlich was ihre ökologische Qualität angeht. Der von Öko-Institut entwickelte Ansatz des aLFP fängt dies damit auf, die für die Biomasseproduktion in Anspruch genommenen Flächen in Kategorien einzustufen gemäß

- Biodiversität (Betroffenheit von Primärwäldern, Schutzgebiete, highly biodiverse land, Torfmoor, Feuchtgebiete, genutztes/ungenutztes Grünland, Wald) und
- Boden (anhand von Eignungskarten nach IIASA in drei Klassen eingeteilt)

Damit werden mit der Landnutzung einhergehende Risiken in den Indikator einbezogen. Diese Berücksichtigung bleibt jedoch – notwendigerweise – sehr grob. Von den Ansätzen der Ökobilanz könnte eine generalisierte Zuweisung von Hemerobieklassen nach Agrarprodukten und Herkunft die Frage der ökologischen Qualität der Flächen stärker spezifizieren.

3.2.2 Fallbeispiel

An dieser Stelle sei ein Beispiel aus einer aktuellen Analyse der Flächenbelegung durch das Energiesystem in Deutschland dargestellt. Damit soll im Rahmen eines Indikatorensets zur Umweltverträglichkeit der Energiewende¹⁰ der Indikator Fläche bewertet werden. Der Indikator greift dabei den im Rahmen des bereits oben genannten UBA-Vorhabens entwickelten *Flächenrucksack* auf.¹¹

In Abbildung 3 sind die durch die Stromproduktion für Deutschland belegten Flächen differenziert nach den einzelnen Energieträgern zusammengestellt. Darin enthalten sind auch alle infrastrukturellen Belegungen wie Kraftwerke (z.B. auch Windenergieanlagen, Freiland-PV), Übertragungsnetze und Pipelines für Gas und Öl. Es wird jedoch deutlich, dass der Anteil von 6,2 % Biogas am Strom (2017) mit dem darin enthaltenen Anteil an nachwachsenden Rohstoffen (Mais u.a.) den Gesamt-*Flächenrucksack* des Stroms klar dominiert.

⁷ UBA Projekt Nr. 23128

⁸ Laufendes Vorhaben im Auftrag des Umweltbundesamts: „Flächenrucksäcke von Gütern und Dienstleistungen – Ermittlung und Verifizierung von Datenquellen und Datengrundlagen für die Berechnung der Flächenrucksäcke von Gütern und Dienstleistungen für Ökobilanzen und die vereinfachte Umweltbewertung (VERUM)“; FKZ 3717 31 105 0; Bearbeitung von ifeu in Kooperation mit INTEGRAHL

⁹ Laufendes Vorhaben gefördert vom Bundesamt für Naturschutz: „LC.biodiv.IA – Biodiversitäts-Wirkungsabschätzung in Lebenszyklusanalysen“; FKZ 3517 81 1800; Kooperation Fraunhofer IBP, ifeu und TU Berlin

¹⁰ „Ableitung eines Indikatorensets zur Umweltverträglichkeit der Energiewende“; UBA Vorhaben- FKZ 3715 43 101 0

¹¹ „Flächenrucksäcke von Gütern und Dienstleistungen Ermittlung und Verifizierung von Datenquellen und Datengrundlagen für die Berechnung der Flächenrucksäcke von Gütern und Dienstleistungen für Ökobilanzen und die vereinfachte Umweltbewertung (VERUM)

Danach werden etwa 1,9 Mio. ha für die 40 TWh Strom aus Biogas im deutschen Strom belegt.¹² An zweiter Stelle liegt im Übrigen mit 1 Mio. ha der zu weniger als 2 % zum Strom beitragende Anteil aus mit Holz befeuerten Biomasse-HKW. Der dunkelgrüne Balken in Abbildung 3 zeigt nun die nach Hemerobie bewertete Fläche an. Diese ist bei versiegelten Flächen und Tagebauen (Braunkohle) mit einem Charakterisierungsfaktor 1 bewertet. Bei Wald liegt hier der Faktor bei 0,14, bei nachwachsenden Rohstoffen bei 0,52. Damit verringert sich der Abstand der Biomassen gegenüber den abiotischen Flächenbelegungen zwar erheblich (v.a. bei Holz), doch die nachwachsenden Biogassubstrate machen immer noch 75 % des Gesamt-Flächenrucksacks aus.

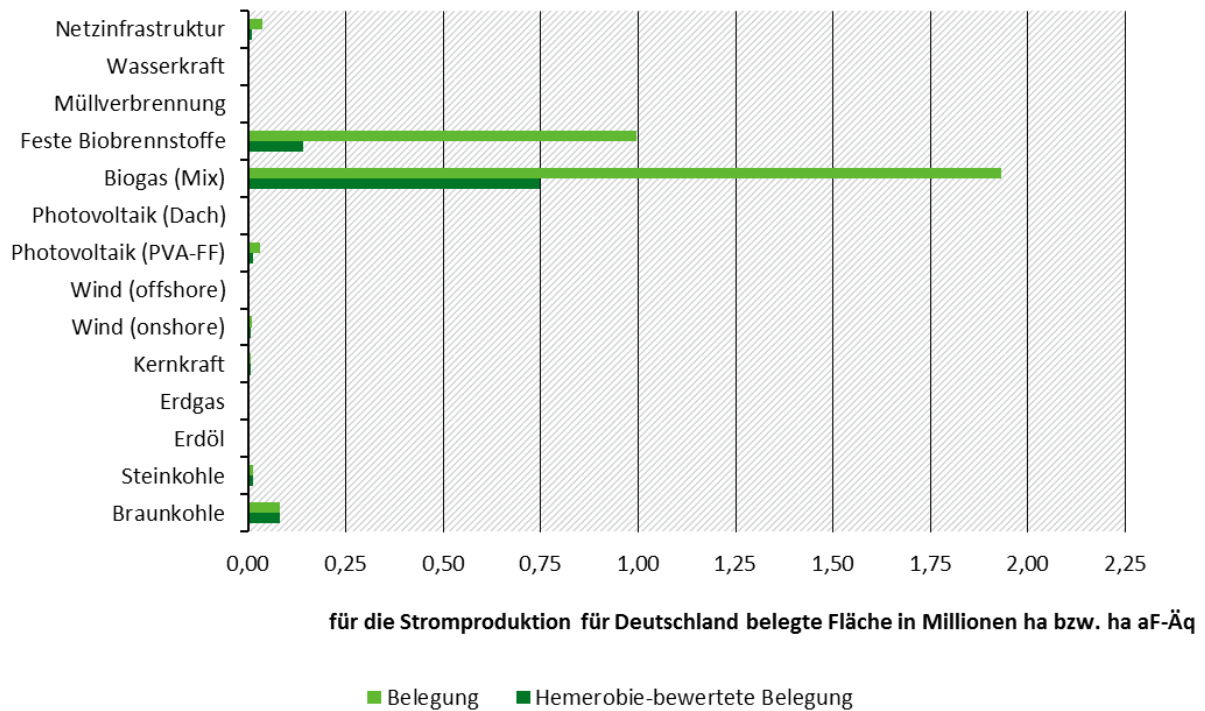


Abbildung 3: Beispielhafte Darstellung der durch die Stromproduktion für Deutschland belegten Fläche in Millionen ha und in nach Hemerobie bewerteten ha artifizielle-Fläche-Äquivalenten (aF-Äq); (Quelle: vorläufige Berechnungen des ifeu im Rahmen zweier UBA-Vorhaben)

Als Quintessenz der obigen Darstellungen lässt sich zusammenfassen, dass

- der Rohstoff Biomasse grundsätzlich den Land-Fußabdruck dominiert, wenn es um Produkte geht,
- die Art der Biomasse sehr großen Einfluss auf das Ergebnis im Detail hat und
- auch die Produktionsweise sich im Land-Fußabdruck deutlich niederschlagen kann.

Dies lässt sich mit der Ökobilanzmethodik aufgrund des hohen Grads an Spezifizierung grundsätzlich sehr gut und genau abbilden. Der Land-Fußabdruck der SYMOBIO-Modellierung ist hier nachvollziehbarerweise weit eingeschränkter. Bestimmte Entwicklungen in der Wahl von Biomasse und Anpassung von Produktionsformen werden sich ggf. nicht abbilden lassen. Es wäre zu empfehlen, bei ersten Anwendungen der Indikatoren diese Einflussfaktoren modellhaft mit zu untersuchen.

¹² Dieser muss im Detail noch geprüft werden, die Fachagentur für Nachwachsende Rohstoffe (FNR) errechnet 1,37 Mio. ha. für die Jahre 2017 und 2018, <https://mediathek.fnr.de/grafiken/anbauflaeche-fur-nachwachsende-rohstoffe.html>

3.3 Forst-Fußabdruck (FFP)

Der Hintergrund zum Forst-Fußabdruck als Indikator für SYMOBIO beruht auf der Hypothese, dass ein Teil der von der deutschen Bioökonomie benötigten Biomasse aus dem Ausland geliefert werden muss. Daher soll die Primärholznutzung im Ausland, die durch den innerdeutschen Konsum induziert wird, zur Berechnung des „Forstfußabdrucks“ dienen. Dabei sollen auch die mögliche Flächenkonkurrenz sowie die Konkurrenz um forstliche Biomasse einfließen unter Berücksichtigung des Netto Holzzuwachses pro Jahr und Hektar im Zielland. Dazu soll analog zur Berechnung des CFP die MRIO-Tabellen mit den je Produktionssektor und Land definierten Rohstoffextraktionen zu Grunde gelegt werden (Flaute et al. 2017).

Im Rahmen von Ökobilanzen würde diese Größe eine Durchflussgröße darstellen, die nicht in Form eines speziellen Sachbilanz-Outputs in Erscheinung tritt. Ein wichtiger Faktor ist natürlich auch die Wertung des Herkunftslands. Wie die Statistiken nach Destatis und Eurostat zeigen, verteilt sich aktuell der Holzimport nach Deutschland aus Ländern außerhalb der EU-28 auf die Schwerpunkte Osteuropa und Norwegen. Was Zellstoff angeht, ist das größte Herkunftsland Brasilien (siehe Abbildung 4, aus Kliem et al. 2019, auf der Basis von Eurostat Comext-Daten).

Die ökologischen Wirkungen hinter den diversen Herkünften sind gleichfalls divers. Vor allem wiederum die Frage nach Landnutzungsänderungen wie z.B. bei brasilianischen Eukalyptusplantagen ließe sich in einer Ökobilanz einbeziehen. Bei der SYMOBIO-Modellierung wäre auf jeden Fall zu empfehlen, eine hohe Differenzierung in den Ergebnisdaten zu ermöglichen, damit zumindest in cursorischer Weise mögliche Nachhaltigkeitskonflikte hinsichtlich der Herkunft abgewogen werden können.

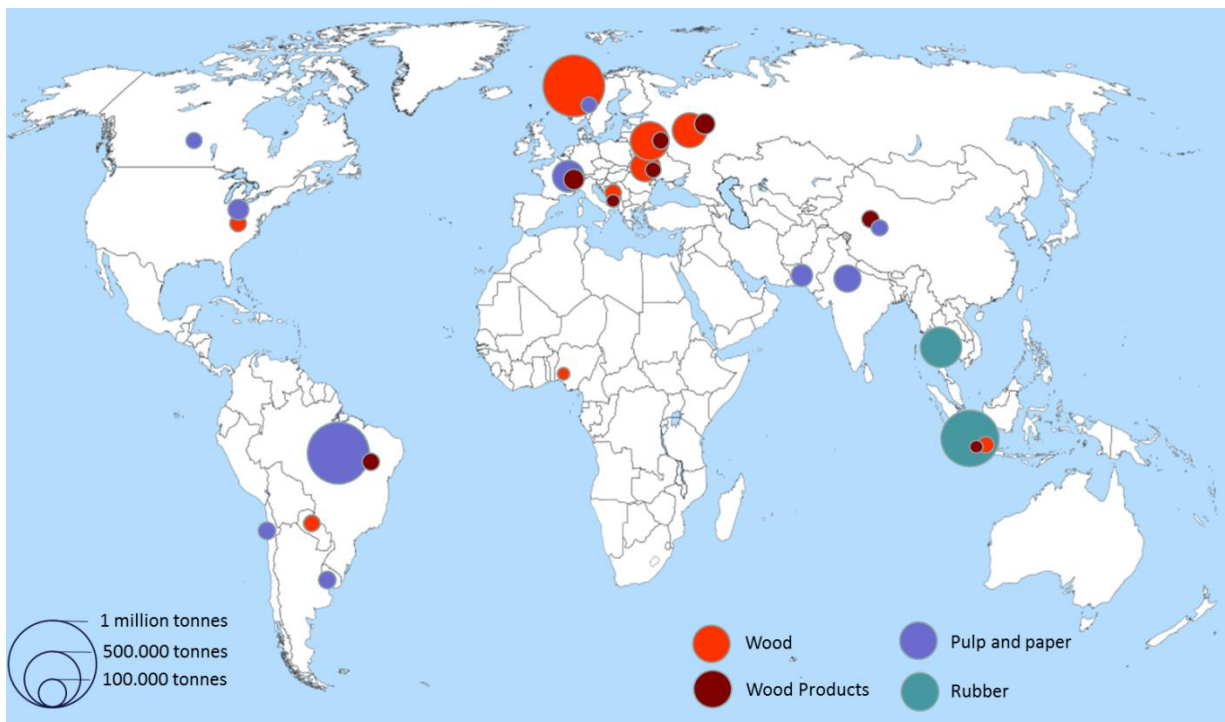


Abbildung 4: Herkunft der auf forstlicher Biomasse beruhenden Produkte/Produktgruppen aus Ländern außerhalb der EU-28 im Jahr 2017; Quelle: Kliem et al. (2019)

3.4 Wasser-Fußabdruck (WFP)

3.4.1 Erläuterung des Themas

Aus dem Teilbericht 5.3.1 des ifeu zum „Bericht zur Sammlung und Auswertung von Produktökobilanzen“¹³ wurde ersichtlich, dass die Wassernutzung mit Ausnahme des Produktsektors Lebensmittel in der Auswertephase der Ökobilanzen entweder nicht berücksichtigt wurde, oder wenn, dann zumeist ebenfalls lediglich auf der Sachbilanzebene. Der Grund dafür dürfte in folgenden Sachverhalten zu finden sein:

- Es gab bislang keine allgemein anerkannte und zugleich praktikabel anwendbare Bewertungsmethode
- Die bislang verfügbaren Prozessdaten weisen häufig keine ausreichend detaillierte regionale Auflösung der Wasserherkunft bzw. des Wassernutzers auf

Andererseits wurde die Notwendigkeit einer Berücksichtigung der Wassernutzung nicht nur auf der Sachbilanzebene, sondern vor allem auf der Wirkungsebene schon vor Jahren konstatiert und mündete in der Erarbeitung der im Kapitel 2.4 kurz referenzierten ISO 14046. Eine wichtige dort getroffene Festlegung besteht darin, dass die Wirkungsabschätzung zum Wasserfußabdruck unterschiedliche Wasserfußabdrücke umfassen kann. Die beiden wichtigsten, weil in der ISO-Norm in eigenen Unterkapiteln angesprochen, sind:

- Wasserfußabdruck unter Berücksichtigung der Wasserverfügbarkeit
- Wasserfußabdruck unter Berücksichtigung der Wasserqualität

3.4.2 Wasserverfügbarkeitsfußabdruck - WFP

Basierend auf der ISO-Norm wurde im Jahr 2017 die in der WULCA-Arbeitsgruppe (**W**ater **U**se in **L**CA) abgestimmte AWARE-Methode (**A**vailable **W**ater **R**emaining) vorgelegt (Boulay et al. 2017). Der Wasserfußabdruck adressiert – wie es die Autoren formulieren – die Frage: „What is the potential to deprive another freshwater user (human or ecosystem) by consuming freshwater in a depicted region?“.

Der Berechnungsansatz der AWARE-Methode folgt dabei prinzipiell dem Ansatz:

$$\text{Availability Minus Demand} = (\text{Availability} - \text{Demand of humans} - \text{Demand of aquatic ecosystems}) / \text{Area}$$

$$\text{mit } Ste = 1/AMD_i \text{ und dem daraus abgeleiteten Charakterisierungsfaktor } CF_{\text{Aware}} = Ste/Ste_{\text{world avg.}}$$

AWARE nutzt dabei die Daten zur Wasserverfügbarkeit der 34 größten globalen Wassereinzugsgebiete (mit Unterscheidung von mehr als 11.000 räumlich untergeordneten Wassereinzugsgebieten) gemäß WaterGAP2.2. Die Variable *Human Demand* bezieht sich auf menschliche Wasserentnahme, die nicht wieder in das entsprechende Wassereinzugsgebiet zurückgeführt wird.

¹³ <https://symobio.de/ergebnisse>

Für jede der Wassereinzugsgebiet-Unterkategorien wurden Charakterisierungsfaktoren als Monats- sowie Jahresdurchschnittswerte¹⁴ und jeweils unterschieden nach landwirtschaftlichen und nicht-landwirtschaftlichen Nutzungen („Agri“ und „Non-Agri“) abgeleitet und dokumentiert. Zudem wurden Länderdurchschnittswerte für 212 Länder berechnet.

Die räumliche Verteilung der Wasserknappheit unter Verwendung eines Farbcodes für die AWARE-Charakterisierungsfaktoren am Beispiel ausgewählter Regionen (auf die in den Beispielen der folgenden Unterkapitel Bezug genommen wird) findet sich in der folgenden Abbildung 5.

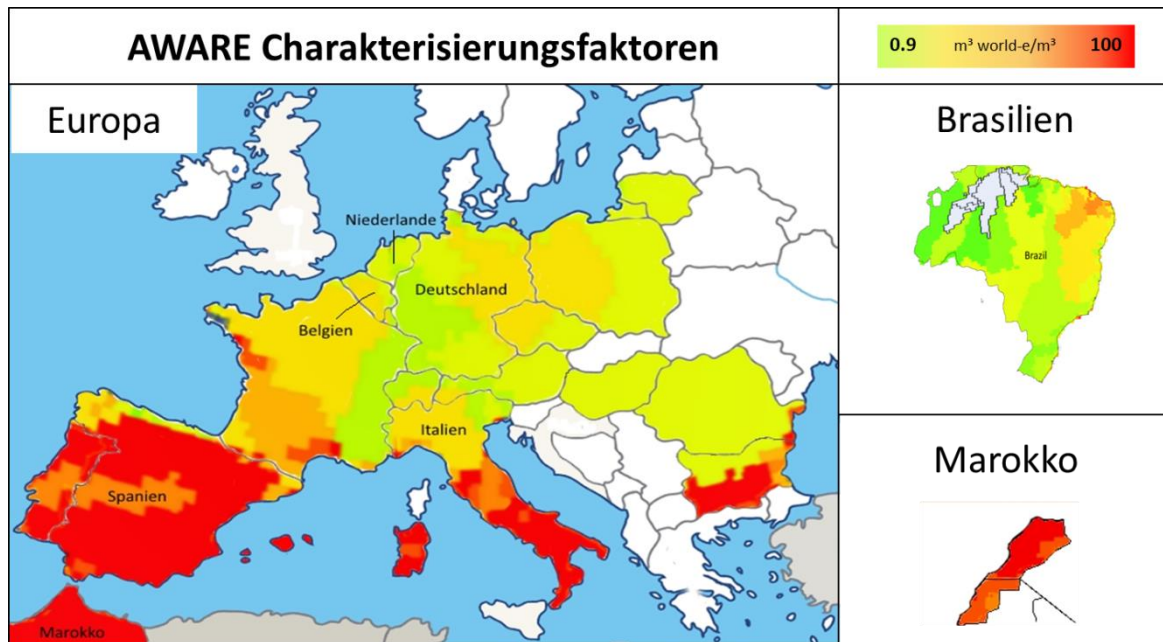


Abbildung 5: Darstellung der räumlichen Verteilung der CF_{AWARE} für ausgewählte Regionen

In der Ökobilanzierung ist zukünftig verstärkt mit einer Anwendung von AWARE zu rechnen, insbesondere bei der Bilanzierung landwirtschaftlicher Produkte.

3.4.2.1 Fallbeispiele

In diesem Kapitel wird anhand von Fallbeispielen untersucht, wie sich eine regional differenzierte Betrachtung der Wasserknappheit auf den Wasserfußabdruck von in Brasilien sowie in Europa angebautem Soja und von Tomaten aus den wichtigsten deutschen Importregionen auswirkt. Vereinfachend werden dabei das jeweilige Minimum und Maximum der CF_{AWARE} -Faktoren bezogen auf die Anbauggebiete in den jeweiligen Herkunftsländern bilanziert.

¹⁴ <http://www.wulca-waterlca.org/aware.html>

Beispiel: Erntefrische Tomaten und Tomatenmark

Zunächst werden in Tabelle 2 die landesspezifischen Min/Max der CF_{AWARE} bezogen auf die typischen Anbaugelände in den hauptsächlichen Herkunftsländern für nach Deutschland importierte erntefrische Tomaten, nämlich Niederlande, Spanien, Belgien, Marokko und Italien (Reihenfolge in abnehmender Bedeutung), aufgelistet. Diese wurden abgeleitet, indem zunächst die wesentlichen Produktionsregionen in den jeweiligen Ländern recherchiert wurden (als Beispiel siehe die Informationen zum Tomatenanbau in Spanien und Italien im Anhang). Für diese Regionen wurden dann die dazu gehörigen Charakterisierungsfaktoren bei AWARE entnommen. In Tabelle 2 sind auch Werte für Europa angegeben. Hier wurden zum Vergleich und unabhängig vom Tomatenanbau der jeweils kleinste und größte für Europa aufzufindende Charakterisierungsfaktor sowie der europäische Ländermittelwert bezogen auf Agrarflächen aufgelistet.

Tabelle 2: AWARE Charakterisierungsfaktoren für Tomatenanbau in den wichtigsten Herkunftsländern

Anbauland	CF(agri.) min*	CF(agri.) max*	CF(agri.) Ø**
Niederlande	0.93	2.52	1.51
Spanien	1.44	99.72	79.13
Belgien	1.64	7.48	2.28
Marokko	22.52	100.00	86.79
Italien	2.89	63.59	48.50
Deutschland	0.93	2.47	1.61
Europa	0.24	99.72	25.01

* Bezug Anbaugelände der Tomaten;

** Länderdurchschnittswert nach AWARE – unabhängig von einer bestimmten Feldfrucht

Darauf basierend wird der Wasserfußabdruck sowohl für frische Tomaten als auch für Tomatenmark ermittelt. Dafür werden zunächst Informationen zum Frischwasserbedarf des Tomatenanbaus bzw. der Tomatenmarkherstellung benötigt. Entsprechende Daten sind in Abbildung 6 grafisch dargestellt, unterschieden nach den Anteilen für Bewässerung, Herstellung von Düngemitteln und Pestiziden sowie der Verarbeitung der Tomaten zu Tomatenmark. Zu beachten ist, dass der Frischwasserbedarf jeweils als durchschnittlicher Frischwasserbedarf (für Bewässerungszwecke) je Land und Feldfrucht bei AWARE dokumentiert ist und so dort entnommen wurde. Regionsspezifische Bewässerungsbedarfe je Feldfrucht können ggf. aus FAO-Statistiken unter Verwendung verschiedener „Wasser-Tools“ (z.B. WaterGap¹⁵) ermittelt werden. Auf die Zusammenstellung und Verwendung letzterer wurde für die Fallbeispiele aus Aufwandgründen verzichtet, da sie für den intendierten Demonstrationszweck nicht relevant sind.

Abbildung 7 und Abbildung 8 zeigen die daraus resultierenden Wasserfußabdrücke. Die zuvor geschilderte Unschärfe bzgl. des regionsspezifischen Frischwasserbedarfs kommt hier natürlich auch zum Tragen. Vermutlich sind die Bandbreiten der realen Wasserknappheit noch größer als hier abgebildet, da es plausibel wäre anzunehmen, dass in Regionen mit großer Wasserknappheit vermutlich ein höherer Bewässerungsbedarf besteht als in solchen mit geringer Wasserknappheit und umgekehrt.

¹⁵ <http://www.watergap.de>

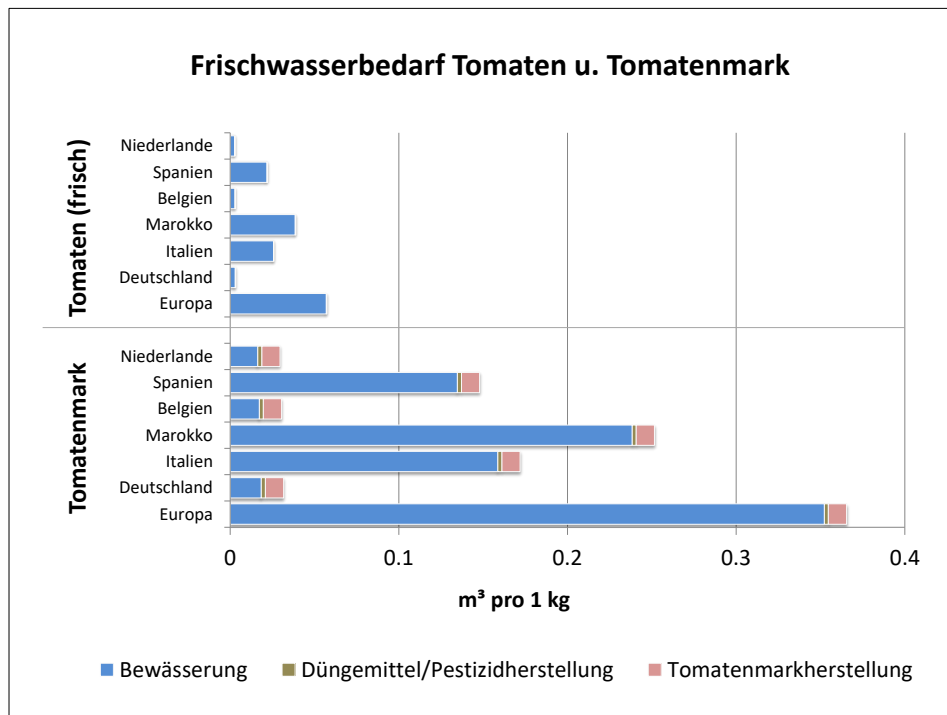


Abbildung 6: Frischwasserbedarf für den Anbau von Tomaten in ausgewählten Herkunftsländern

Im Vergleich der Herkunftsländer ergeben sich auch stark unterschiedliche Fußabdrücke, sowohl bzgl. der Länderdurchschnittswerte als auch besonders beim Blick auf die Max-Werte. So ist der Fußabdruck hier bei Tomaten aus Marokko doppelt so hoch wie der für Tomaten aus Spanien und letztere um ein Vielfaches über dem Wert für Tomaten aus Deutschland oder Belgien. Zudem sind die Fußabdrücke innerhalb der Herkunftsländer Spanien, Marokko und Italien stark abhängig von der Herkunftsregion innerhalb des jeweiligen Landes.

Folgerichtig findet sich das beschriebene Muster auch in Abbildung 8 für Tomatenmark wieder. Dabei zeigt sich, dass der Verarbeitungsprozess der Tomaten zu Tomatenmark nur wenig zum Wasserfußabdruck beiträgt. Stark ins Gewicht fällt jedoch der Unterschied im Wassergehalt je Masseneinheit Produktbezug. So hat eine Masseneinheit Tomatenmark – erwartungsgemäß – einen sechsfach höheren Wasserfußabdruck als die gleiche Masseneinheit frische Tomaten.

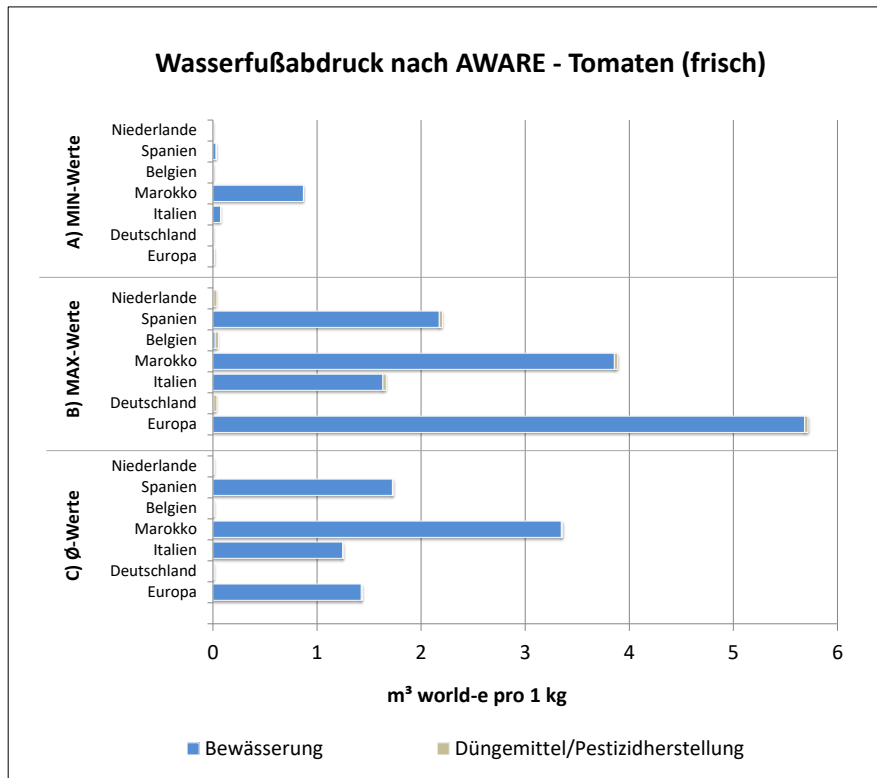


Abbildung 7: Wasserfußabdruck (AWARE) von frischen Tomaten nach Lieferländern

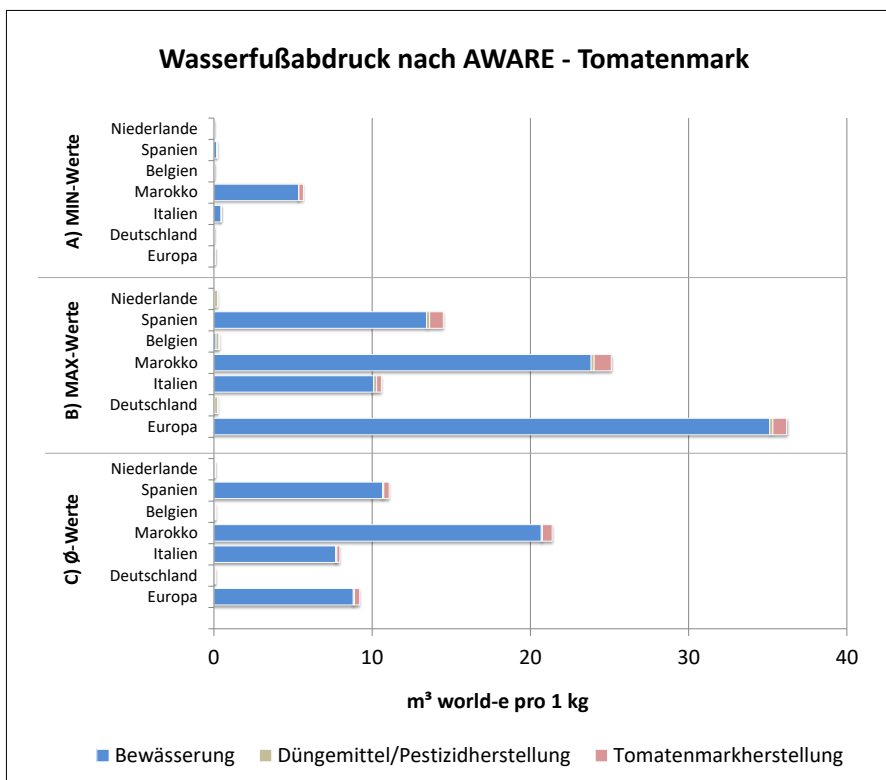


Abbildung 8: Wasserfußabdruck (AWARE) von Tomatenmark nach Lieferländern

Beispiel: Soja

In diesem Fallbeispiel wird der Wasserfußabdruck für Soja aus brasilianischem und aus europäischem Anbau ermittelt. Wie zuvor ist die Darstellung auf die jeweiligen Min- und Max-Werte fokussiert, die im vorliegenden Beispiel zum Vergleich um einen globalen Durchschnittswert ergänzt werden.

Basis der Herleitung bilden wieder die in Tabelle 3 aufgelisteten regionsspezifischen Min/Max-Charakterisierungsfaktoren nach AWARE (CF_{AWARE}) jeweils für den Soja-Anbau in Brasilien und in Europa. Siehe dazu auch die Übersichten zu den jeweiligen Herkunftsgebieten gemäß Abbildung 21 und Abbildung 22 im Anhang.

Tabelle 3: AWARE Charakterisierungsfaktoren für Soja nach Herkunftsgebieten

Anbauland	CF(agri.) min*	CF(agri.) max*	CF(agri.) ϕ **
Europa	0.93	99.72	25.01
Brasilien	0.29	7.37	2.45
Global	0.93	99.72	69.60

* Bezug Anbaugesamt von Soja;

** Durchschnittswert nach AWARE – unabhängig vom Anbaugesamt)

Abbildung 9 zeigt die daraus resultierenden Wasserfußabdrücke. Die Max-Werte unterscheiden sich sehr stark zwischen Europa und Brasilien, da der Wasserbedarf in den brasilianischen Anbaugesamten überwiegend durch Regenwasser gedeckt wird. Innerhalb Europas unterscheidet sich der Wasserfußabdruck erheblich je nach Anbaugesamt.

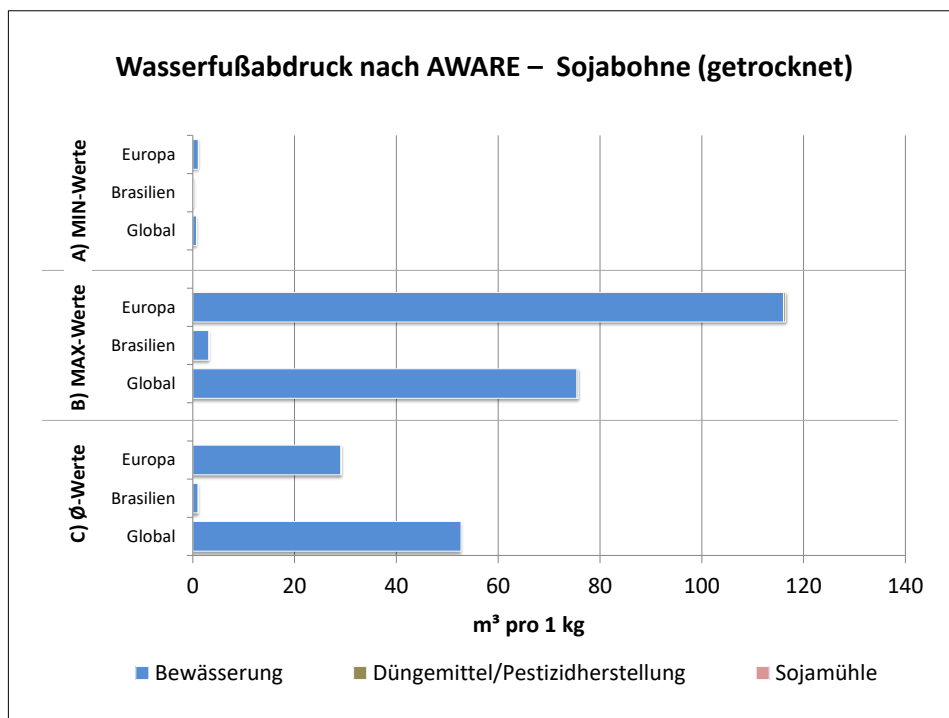


Abbildung 9: Wasserfußabdruck (AWARE) von Soja nach Herkunftsregionen

Das vorangehende Kapitel zeigt, dass ein Wasserfußabdruck ohne eine Berücksichtigung der Wasserverfügbarkeit praktisch keine Indikation für die Nachhaltigkeitsrelevanz des modellierten Wasserbrauchs liefert.

3.4.3 Wasserqualitätsbezogener WFP

Gemäß Protokoll des Projekttreffens im März 2018 wird im SYMOBIO-Modell die Phosphorfracht als Indikator der Wasserqualität herangezogen. Die Phosphorfracht ist im Wesentlichen eine Funktion der agrarisch eingesetzten Menge an Phosphordünger in Verbindung mit den Bodeneigenschaften und der jeweiligen örtlichen Auswaschung von Phosphat. Als Wasserqualitätsparameter für Schadstoffeinträge aus der Landwirtschaft spielt jedoch die Nitratfracht für die ökobilanzielle Bewertung anhand des Indikators aquatische Eutrophierung eine deutlich größere Rolle, wie auch am Beispiel des Tomatenanbaus in Abbildung 10 ersichtlich.

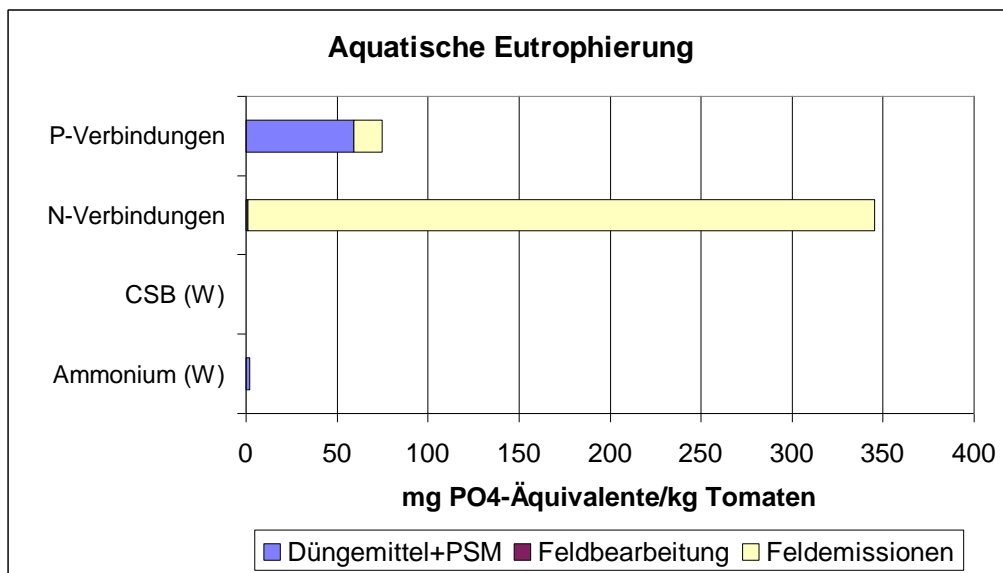


Abbildung 10: Beiträge einzelner landwirtschaftlich verursachter Emissionen ins Wasser am Beispiel Tomatenanbau

Zu beachten wäre auch, dass die wasserseitigen Phosphat-Emissionen noch stärker aus der Düngerherstellung als aus der landwirtschaftlichen Fläche zu stammen scheinen. Es stellt sich daher die Frage, ob die N-Fracht nicht geeigneter wäre, den Aspekt Wasserqualität abzubilden, zumal sie vermutlich weniger von den Bodeneigenschaften abhängig ist und daher – bei Vorhandensein von Daten zum Düngereinsatz – die Schadfrachten ins Wasser besser abbilden könnte.

4 Allokation von Biomassestoffströmen

4.1 Erläuterung des Themas

Produkt- und Stoffflusssysteme sind eingebettet in die „Technosphäre“, über die alle Teilsysteme miteinander verknüpft sind. Um ein Teilsystem für sich studieren zu können, müssen zahlreiche (weniger wichtige) Vernetzungsstellen durchtrennt werden. Die Systemgrenzen charakterisieren diejenigen in die Analyse des Produktsystems einbezogenen Prozesse. Die Durchtrennung der Vernetzungsstellen ist ein Teil der Systemmodellierung und ein wichtiger Bestandteil zur Bestimmung der Systemgrenzen. Die Bestimmung der Trennstellen hängt eng mit der Ziel- und Rahmendefinition einer Bilanzierung zusammen (Klöpffer und Grahl 2009).

Die praktische Relevanz für das SYMOBIO-Modell besteht darin, dass davon auszugehen ist, dass es sich bei einer Reihe der dort modellierten biogenen Stoffströme, um Kuppelprodukte von Prozessen oder Prozessketten der Biomassebereitstellung bzw. Biomasseverarbeitung handelt. Beispiele dafür wären Durchforstungsholz/Stammholz, Sojaöl/Sojakuchen, Palmöl/Palmkernöl, Rapsöl/Rapsextraktionsschrot, Rohrzucker/Bagasse - eine Reihe, die sich quasi beliebig fortschreiben ließe. Hinzu kommt, dass es sich einerseits um Kuppelprodukte handeln kann, die nach Deutschland importiert werden, andererseits kommt es vor, dass manche Kuppelprodukte aus deutscher Produktion teilweise in Deutschland selbst konsumiert werden, andere Kuppelprodukte wiederum exportiert werden. Sofern nur einzelne Kuppelprodukte eines biogenen Pfads innerhalb der deutschen Bioökonomie Verwendung finden, lägen die weiteren Kuppelprodukte außerhalb der Systemgrenze des SYMOBIO-Modells und würden Zuordnungsverfahren für multifunktionale Prozesse bzw. Stoffströme erforderlich machen. In praktisch allen im Rahmen des Teilbericht 5.3.1 analysierten Produktökobilanzen zu biogenen Produkten wurden hierzu Allokationsverfahren angewendet.

4.2 Fallbeispiele

Wie die Analyse der Ökobilanzstudien im Zuge des Teilbericht 5.3.1 ergab, erfolgt die Umsetzung der Allokation bei biogenen Produktlebenswegen zumeist über den Weg einer ökonomischen Allokation. Dazu sind jedoch ausreichende ökonomische Daten erforderlich, beispielsweise Zeitreihen für Abnahmepreise in definierten Märkten. Alternativ bieten sich physikalische Größen für die Herleitung von Allokationsfaktoren an. Die ergebnisseitige Bedeutung der Allokationsmethode wird in der Folge anhand von Fallbeispielen illustriert:

- Biodiesel (Nebenprodukte Glycerin und Rapsextraktionsschrot): Allokation des Kohlenstofffußabdrucks
- Bioethanol aus Zuckerrohr (Nebenprodukt Strom aus Bagasse): Allokation des Kohlenstofffußabdrucks
- Bioethanol aus Weizen (Nebenprodukt Strom aus Sroh): Allokation des Kohlenstofffußabdrucks
- Soja-Kuchen für die Vieh-Fütterung / Sojaöl: Allokation des Wasserfußabdrucks von Soja-Bohnen
- Tierische Produkte:
 - Hähnchenfleisch: Allokation des Kohlenstoff- und Landfußabdrucks zwischen Edelfleisch und den restlichen nutzbaren Hähnchenteilen

- Kuhmilch: Allokation des Kohlenstoff- und Landfußabdrucks zwischen Milch, Kuhfleisch und Kälbern

4.2.1 Biodiesel (Nebenprodukte: Rapsextraktionsschrot und Glycerin)

In diesem Beispiel werden, basierend auf dem Projekt BioEm (Fehrenbach et al. 2016), folgende Ansätze verglichen:

- Allokation nach unterem Heizwert gemäß den Regeln nach EU Erneuerbare Energien Richtlinie (RED)
- Allokation nach Marktpreis
- Substitutions- bzw. Gutschriftenmethode

Allokation nach unterem Heizwert gemäß RED

In Abbildung 11 ist die Herstellungskette für Rapsölmethylester (RME) dargestellt. In der Grafik ist bereits die Allokation für die beiden Nebenprodukte Rapsextraktionsschrot und Glycerin konform mit der RED umgesetzt (untere Zeile). Aus der Gesamtsumme (ohne Allokation oder Gutschrift) von 68,7 g CO₂-Äq./MJ RME ergibt somit 45,7 g CO₂-Äq./MJ RME – entsprechend dem auf 46 g CO₂-Äq./MJ gerundeten Wert in der Richtlinie.

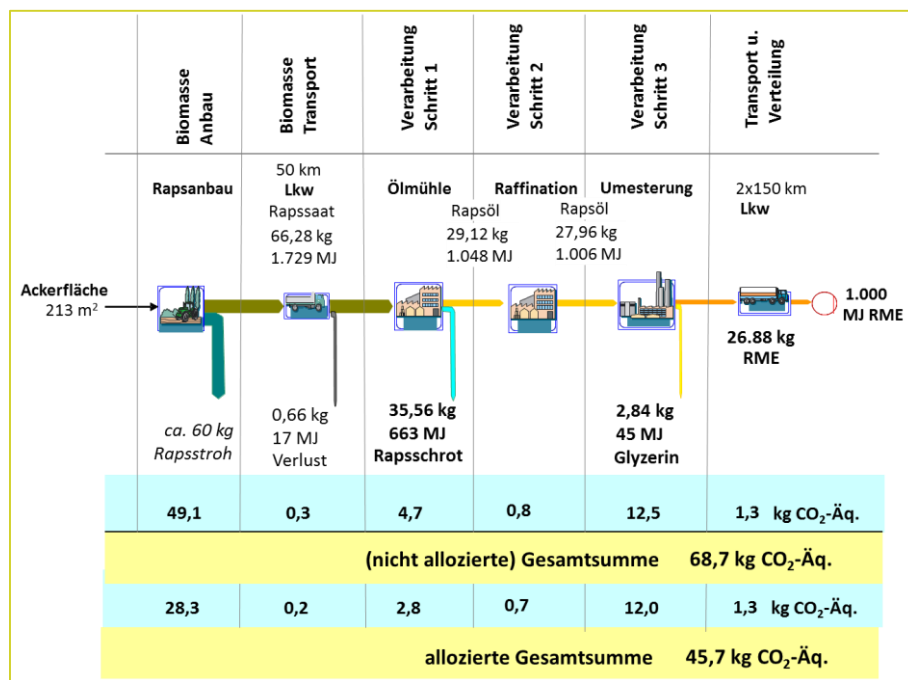


Abbildung 11: Herstellungskette von RME nach RED (Quelle: eigene Darstellung auf Basis RED, BioGrace)

Allokation nach Marktpreis

Nach BioEM (2015) können hier folgende Marktpreise angesetzt werden:

- Rapsöl: 750 € pro Tonne
- Rapsschrot: 240 € pro Tonne
- Rapsdiesel: 1.680 € pro Tonne (= 1,5 € pro Liter)
- Glycerin (raff.): 600 € pro Tonne

- Glycerin (roh): 300 € pro Tonne

Vergleicht man die sich daraus ergebende Verteilung der Lasten mit derjenigen auf Basis der unteren Heizwerte, so erfolgt diese auf der ökonomischen Basis tendenziell stärker hin zu Öl und RME als auf Basis des unteren Heizwerts (siehe Abbildung 12).

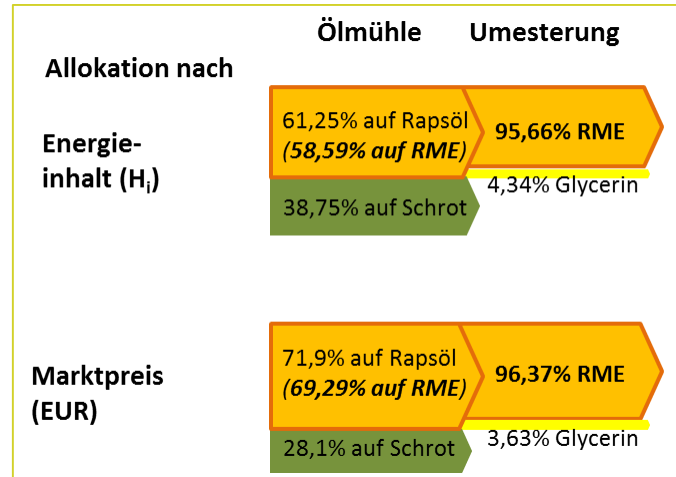


Abbildung 12: Prozentuale Verteilung der Lasten auf die Kuppelprodukte (Darstellung ifeu)

Substitutions- bzw. Gutschriftenmethode

Diese Vorgehensweise ist in vielen Ökobilanzen für Bioenergieträger langjährige Praxis. Sie beruht auf folgenden Prämissen:

- Klare Unterscheidung zwischen dem Hauptprodukt und dem/den Nebenprodukt/en
- Da das Hauptprodukt additiv ist (zusätzliche Produktion, bisher nicht am Markt), ist/sind auch die Nebenprodukt/e additiv und können andere im Markt befindliche Produkte ersetzen.

Beides ist im Fall von Bioenergie in der Regel gegeben. So ist z. B. Biodiesel angesichts der Quotenpflicht primär der Treiber für den Anbau von Raps; für das bei der Produktion anfallende Rapsschrot (oder der Presskuchen) und das Glycerin sind jeweils Vermarktungswege zu suchen. Der Betrachtungsschwerpunkt würde sich jedoch ändern, wenn das Pflanzenöl aufgrund der Marktverhältnisse das Nebenprodukt wäre, wie z. B. bei Soja (dort liegt bei einer Mengenrelation 22 % Öl zu 78 % Schrot der Erlös für Schrot beim Doppelten gegenüber dem für Öl). Geht man bei zusätzlichem Rapsschrot von einer Substitution von Sojaschrot aus, stellt sich die Frage, was Sojaschrot substituieren würde. Es gibt dabei keine eindeutige Vorgabe, wie das zu substituierende Produkt zu bestimmen sei. Folgende Aspekte können dabei in Betracht gezogen werden:

- Marginalität:
 - ⇒ Ersetzt wird jenes Produkt, welches aufgrund seiner führenden Rolle am Markt am wahrscheinlichsten erscheint; bei Rapsschrot wäre das Sojaschrot aus Südamerika (Brasilien, zunehmend auch Argentinien)
 - ⇒ Ersetzt wird das Produkt im Markt, welches am teuersten ist (als „merit order“ wird dies im Strommarkt bezeichnet)

- Stoffliche / funktionale Äquivalenz:

Äquivalenz kann auf verschiedenen Ebenen bestehen, so können z. B. bei Futtermittel folgende Faktoren in Ansatz gebracht werden:

- ⇒ Die Trockenmasse
- ⇒ Der kalorische Wert
- ⇒ Der Futterwert nach Protein-/Fett-/Kohlenhydratzusammensetzung
- ⇒ die spezifische Qualität der Proteinzusammensetzung (Aminosäuren etc.)

In vielen Ökobilanzstudien wird u. a. wegen Mangel an Eindeutigkeit des Marginaleffekts oder der Funktionalität eine Durchschnittsbetrachtung zu Grunde gelegt.

Gegenüberstellung der alternativen Ansätze

In Abbildung 13 sind die Ergebnisse zu den verschiedenen Ansätzen zusammengestellt. Interessant ist bei diesem Beispiel, dass die Unterschiede insgesamt nicht dramatisch ausfallen, sofern man bei der Gutschriftenmethode keine „Extrem-Annahmen“ ansetzt. Die Nettoergebnisse (nach Allokation wie auch Gutschrift) bewegen sich in einer Bandbreite von plus/minus 14 % gegenüber dem recht nahe an einem Mittelwert liegenden RED-Wert (Allokation unterer Heizwert).

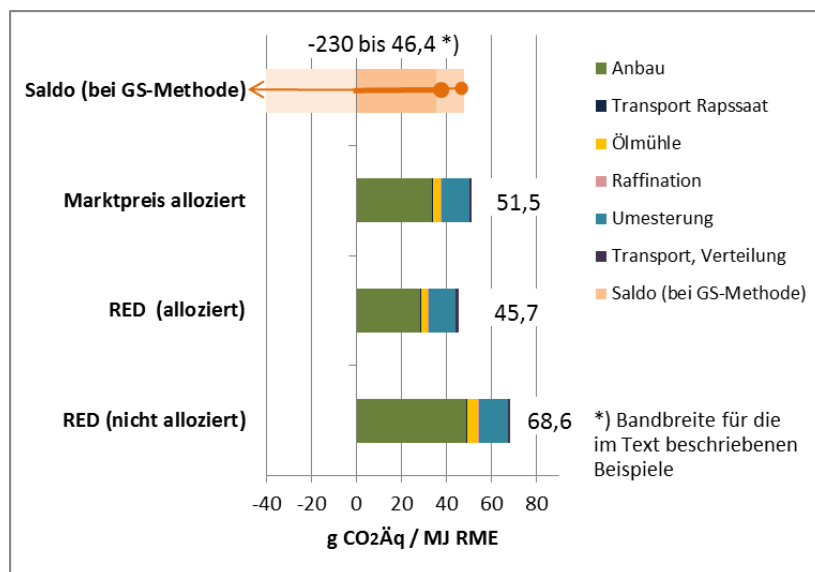


Abbildung 13: THG-Bilanzen für RME mit Allokationsvarianten und Gutschriften (GS) für Rapsschrot und Glycerin

Man sieht aber auch, dass der Kohlenstoff-Fußabdruck von Biodiesel aus Raps ohne eine Lastenteilung (per Allokation) mit den Nebenprodukten erheblich höher wäre.

4.2.2 Bioethanol: Beispielhafter Vergleich zum Umgang mit „Rückständen“

Die Herausforderung, Festlegungen zu treffen, beginnen hier schon mit der Frage, was als Rückstand zu bezeichnen ist. Gemäß RED sind *die Lebenszyklus-Treibhausgasemissionen von Abfällen, Ernterückständen wie Stroh, Bagasse, Hülsen, Maiskolben und Nusschalen sowie Produktionsrückständen einschließlich*

Rohglycerin (nicht raffiniertes Glycerin) ... bis zur Sammlung dieser Materialien auf null anzusetzen. (RED, Anhang V, Punkt 18).

Dies entspricht dem üblichen Ökobilanz-Standard bei Allokationen, denn Abfall ist im Sinne der Produktionstheorie ein unerwünschter Output (ein „Übel“), der dem Erzeuger ökonomische Lasten zur Entledigung aufbürdet. Besitzt ein Material einen Marktwert, so gilt es als „Gut“ und wird zu Recht als (Neben-)Produkt bezeichnet (siehe auch Schmidt 1998).

Die Autoren der RED haben mit dem Begriff der Rückstände bewusst eine dritte Kategorie eingeführt, in gewisser Hinsicht ein Neutrum, nicht gut genug für ein Produkt (da es sich nur schwierig vermarkten lässt), aber ohne das abfalltypische Attribut eines „Übels“. Kein Landwirt wird akzeptieren, dass das Stroh seines Weizens als Abfall bezeichnet würde und er es auch noch entsorgen müsste. Schließlich kann es schadlos auf dem Acker verbleiben als Bestandteil des natürlichen Wachstumskreislaufs. So lange die Marktfähigkeit dieser Materialien nicht gegeben ist, ist diese Regel durchaus schlüssig und auch im Sinne üblicher Prozessallokationen formal korrekt.

Schwieriger zu beantworten ist diese Frage, wenn aus dem neutralen „Rückstand“ tatsächlich ein wertvolles Gut erzeugt wird und zwar nicht in einem nachgelagerten externen Verwertungsprozess, sondern in direkter Folge, z. B. durch Einsatz als Energieträger für den Herstellungsprozess, bei dem Überschussstrom erzeugt und an Dritte verkauft wird. Dieser Strom ist ein echtes Wirtschaftsgut, welches als Nebenprodukt aus dem Prozess nach formal korrekten Regeln alloziert werden müsste.

Bezüglich des möglichen Überschussstroms ist zu beachten, dass die Förderstruktur für Biokraftstoffe und Biomassestrom bislang uneinheitlich ist. In vielen Ländern wird Strom aus Biomasse konsequent ohne Vorlast in die nationale Berichterstattung eingerechnet. Würde man eine Aufteilung der Emissionen zu Gunsten des Agrarprodukts (z. B. Weizenkorn) treffen, müssten auch den Rückständen (z. B. Stroh) und dem daraus erzeugten Strom die Lasten zugerechnet werden. Anhand von drei Biomasse-Pfaden werden die Auswirkungen dieser Regel auf die THG-Ergebnisse dargestellt:

- Ethanol aus Weizen (Stroh als Prozessbrennstoff in KWK-Anlage)
- Ethanol aus Zuckerrohr (Bagasse als Prozessbrennstoff in KWK-Anlage)
- Biodiesel aus Palmöl, sowie hydriertes Palmöl
(beides mit Faserrückstand als Prozessbrennstoff in KWK-Anlage)

Wie in Abbildung 14 ersichtlich, würde in allen Fällen die Lebenswegbilanz durch Allokation eines Überschussstroms aus den Rückständen deutlich verbessert werden, da Anteile des Anbauschnitts dem Rückstand und damit dem Überschussstrom angerechnet würden. Damit könnten beispielsweise höhere Emissionen bei ungünstiger Anbauwerte oder sogar Landnutzungsänderung kompensiert werden.

Bei den ersten beiden Beispielen ist jedoch zu bedenken, dass die Gesamtemissionen des Lebenswegs bereits wegen der CO₂-neutralen Biomasse als Energieträger vergleichsweise niedrig liegen. In den in Abbildung 14 dargestellten Beispielen lassen sich die Bilanzen um rund 5 bis 8 g CO₂Äq/MJ reduzieren.

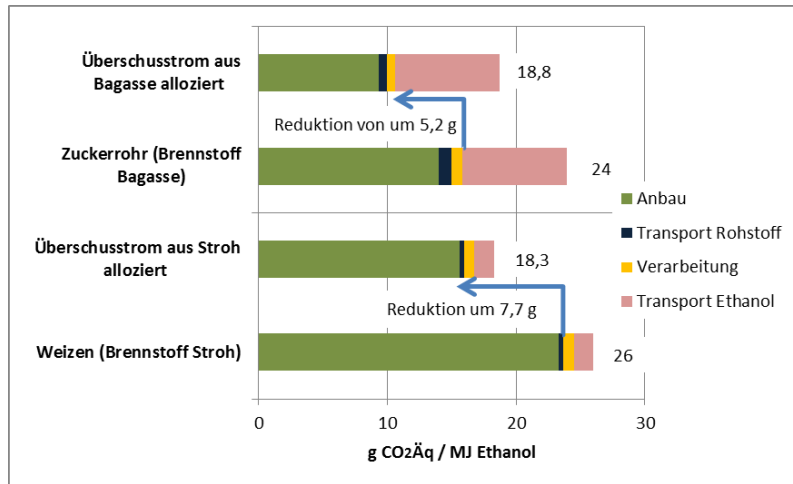


Abbildung 14: Allokation von Überschussstrom aus Weizenstroh und Zuckerrohr-Bagasse

Dem Überschussstrom wird dabei je etwa ein Drittel der Last zugerechnet, bei Weizen nur des Anbaus, bei Zuckerrohr inklusive der Verarbeitung, da die Bagasse dort erst anfällt.¹⁶

Von höherer Relevanz ist diese Fragestellung bei Palmöl, sofern eine Methanbindung an der Ölmühle nicht erfolgt. Durch Allokation des Überschussstroms aus der Verfeuerung der Faserrückstände kann die wegen der POME-Gase schlechte Bilanz deutlich aufge bessert werden, wie Abbildung 15 zeigt. Durch Einspeisung des Überschussstroms aus den Faserrückständen kann sich der Standardfall ohne Methanbindung um 22 g CO₂Äq/MJ Palmölmethylester (PME) günstiger rechnen und auf diese Weise nahezu eine 50 % Einsparung gegenüber dem fossilen Referenzfall (83,8 g CO₂Äq/MJ) erzielen.

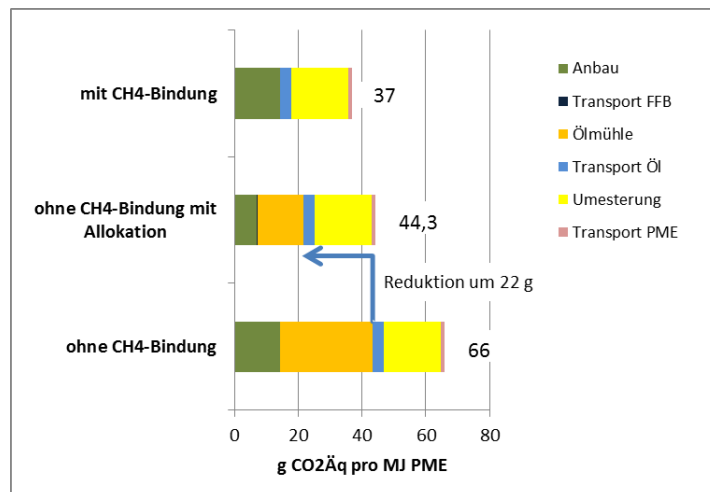


Abbildung 15: Allokation von Überschussstrom für Biodiesel aus Palmöl (Brennstoff Faserrückstände)

Die Frage, wie „richtigerweise“ mit dem Aspekt „Rückstände“ bei der Treibhausgasrechnung umzugehen ist, kann nur auf der Grundlage der Zieldefinition einer Berechnung beantwortet werden. Geht es um eine

¹⁶ Die RED bezeichnet Bagasse als Ackerrückstand, sie fällt jedoch bei der Verarbeitung in der Zucker- bzw. Ethanolanlage an und ist damit ein Produktionsrückstand.

rein wissenschaftlich, fachliche Bewertung von Biomassepfaden, so wäre schwer zu begründen, weswegen für explizite Nebenprodukte wie Überschussstrom keine Allokation erfolgen soll, nur weil der intermediäre Brennstoff als Rückstand aus dem Produktionssystem eingestuft wird.

4.2.3 Sojaöl / Sojakuchen

Sojakuchen fällt bei der rein mechanischen Verarbeitung (Pressung) von Sojabohnen zu Sojaöl in Ölmühlen an, wobei massenanteilig ca. 85 % Schrot und 10 % Öl entstehen (die restlichen 5 % sind Wasser und Reinigungsabfälle). Im Gegensatz zur konventionellen Verarbeitung von Sojabohnen werden im ökologischen Landbau keine Extraktions- oder Lösungsmittel eingesetzt. Die Ölgewinnung erfolgt über ein- oder zweimaliges Pressen, in seltenen Fällen auch in einer Verarbeitung über Extruder.

Die Massenbilanzen der hier betrachteten Sojaölmühlen-Modelle

- Sojamühle konventionell, Brasilien
- Sojamühle konventionell, Europa
- Sojamühle bio, Europa

sind in Tabelle 4 dargestellt. Die entsprechenden Marktpreise finden sich in Tabelle 5.

Tabelle 4: Massenbilanz für die konventionellen und bio-Sojaölmühlen bezogen auf 1 Tonne angelieferter Sojabohnen

	Einheit	Ölmühle (konventionell) Brasilien	Ölmühle (konventionell) Europa	Ölmühle (bio) Europa
Rohstoffbedarf				
Sojabohne	kg/t	1.000	1000	1000
Erzeugnisse und Abfälle der Pressung				
Sojaöl	kg/t	180	192	100
Sojakuchen	kg/t	780	785	850
Reststoffe	kg/t	40	23	50

Die Anteile von Sojaöl und Sojakuchen sowie deren jeweiligen Marktpreise unterscheiden sich zwischen Brasilien und Europa und in Abhängigkeit davon, ob es sich um konventionellen oder Bio-Anbau handelt. Dadurch ergeben sich unterschiedliche ökonomische Allokationsfaktoren.

Tabelle 5: Anteile, Marktpreise und Allokationsfaktoren für die Koppelprodukte Sojaöl und -presskuchen

	Massenanteil Produkt in %	an	Marktpreis in €/t	Marktwert Bohne in €/t	Allokationsfaktor in % (nach Marktwert)
Konventionell Brasilien					
Sojaöl	18,8		683	123	31
Sojakuchen	81,2		343	268	69
Konventionell EU					
Sojaöl	19,7		683	131	33
Sojakuchen	80,3		343	270	67
Bio EU					
Sojaöl	10,5		1.250	125	13
Sojakuchen	89,5		995	846	87

Die Wasserfußabdrücke von Sojaöl und Sojakuchen nach Anwendung der Allokationsfaktoren sind in Abbildung 16 (Masseallokation links, Marktwertallokation rechts) dargestellt. Die Unterschiede im Wasserfußabdruck je nach gewähltem Allokationsverfahren sind im Fall der Max-Werte deutlich zu erkennen. So unterscheidet sich der WFP je kg Sojaöl und Sojakuchen bezogen auf die konventionellen Produkte im europäischen Markt erheblich. Im Fall der Bio-Produktion sind die WFP-Unterschiede ebenfalls deutlich, aber weniger stark ausgeprägt.

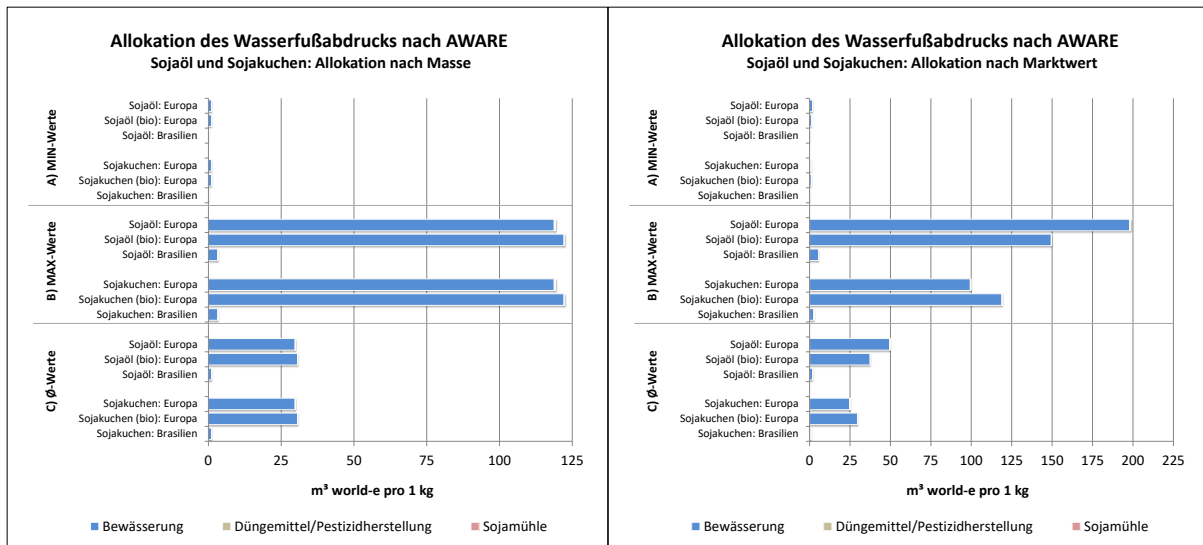


Abbildung 16: Massenbezogene und ökonomische Allokation des Wasserfußabdrucks (AWARE) von Soja nach Herkunftsregionen

4.2.4 Tierische Lebensmittel

Als Beispiele werden hier nachrichtlich (also ohne vertiefte Herleitung der Annahmen) Allokationsvarianten bzgl. Hähnchen-„Edelfleisch“ in Abbildung 17 (links: Carbon Footprint, rechts: Land Footprint) sowie bezüglich Kuhmilch in Abbildung 18 (links: Carbon Footprint, rechts: Land Footprint) gezeigt. In den Abbildungen wird zudem jeweils zwischen einer hochintensiven und mittelintensiven Tierhaltung unterschieden.

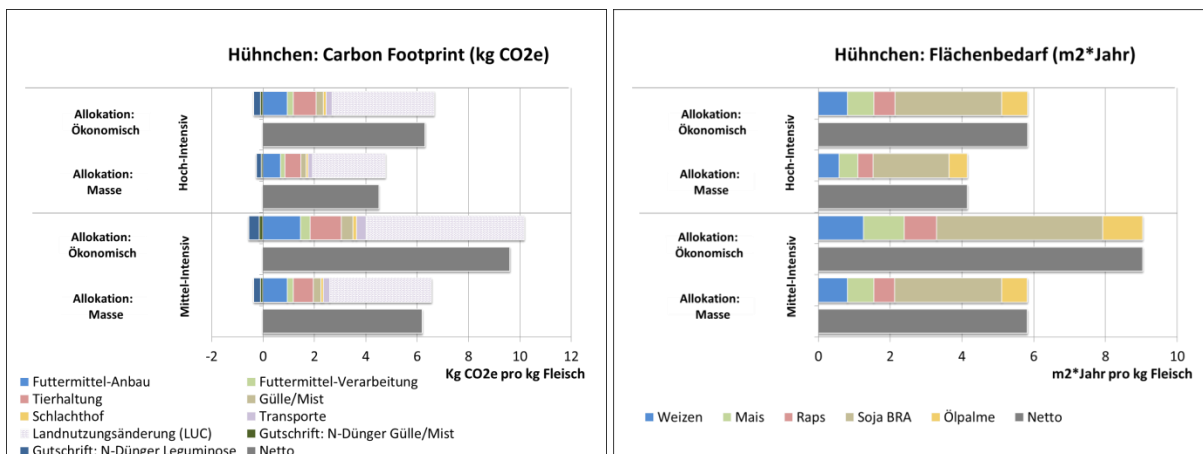


Abbildung 17: Allokation des Treibhausgas- Fußabdrucks und Flächen-Fußabdrucks von Hähnchenfleisch

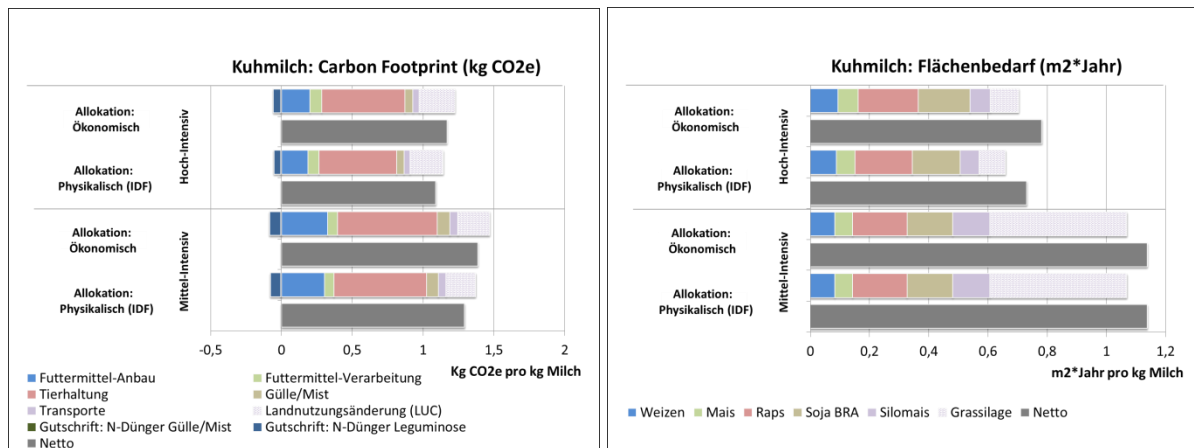


Abbildung 18: Allokation des Treibhausgas-Fußabdrucks und des Flächen-Fußabdrucks von Kuhmilch

Vergleicht man die Ergebnisse der ökonomischen und der physikalischen Allokation bei der Kuhmilch, so sind die Unterschiede zwischen den beiden Verfahren relativ gering. Dies liegt daran, dass die Milch sowohl was die Verteilung des Energiegehalts im Futter nach IDF (2015) als auch kostenseitig den Output gegenüber den Kuppelprodukten Kuhfleisch und Kälbern stark dominiert.

Beim Hähnchen sind die Unterschiede deutlicher, da das Massenverhältnis zwischen dem Edelfleisch und den Nebenprodukten (hier: Schlegel, Flügel, Füße, etc.) geringer ist, als der am Markt erzielbare Preis für die genannten Kuppelprodukte.

Zusätzlich zu den Auswirkungen des Allokationsverfahrens geben die Ergebnisgrafiken noch weitere Hinweise:

Flächenfußabdruck: Der Flächenfußabdruck von Hähnchenfleisch und Milch wird vom Futtermix beeinflusst. Letzterer variiert in Deutschland in größerer Bandbreite je nach Haltungsform und Futterstrategie. Zudem spielt die geographische Herkunft bzw. die jeweils zutreffende spezifische Flächenproduktivität des Futtermittelanbaus eine Rolle.

Tierhaltung: Die Haltungsbedingungen der Tiere unterliegen ebenfalls einer sehr großen Bandbreite. Im obigen Beispiel wurden zwei generische Haltungsformen abgebildet, die hier als hoch-intensive und als mittel-intensive Haltungsform bezeichnet wurden. Auch hier zeigt insbesondere das Hähnchenbeispiel, dass sich dies stark auf die produktbezogenen Fußabdrücke auswirken kann.

4.3 Fazit

Bei der Ermittlung des gesamten Umweltfußabdrucks eines Produkts wirken alle beschriebenen Faktoren zusammen. So sind die an mehreren Stellen entlang der Lieferkette (z.B. in Abbildung 17 schematisch über einzelne Lebenswegabschnitte dargestellt) zu treffenden Allokationsentscheidungen konsistent zu berücksichtigen. Die in diesem Kapitel diskutierten Beispiele konnten dies allenfalls schlaglichtartig beleuchten.

5 Zusammenfassung und Empfehlungen

Das SYMOBIO-Modell beruht auf multiregionalen Input-Output (MRIO) Materialflussrechnungen (MFA), die auf der Basis von sogenannten Input-Output-Tabellen (IOT) erstellt werden. Diese wiederum beruhen auf den Instrumentarien der Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung. Zur Berechnung von Fußabdrücken werden die IOT mit Umweltdaten (Rohstoffextraktionen, Emissionen, etc.) verknüpft. Die dafür benötigten Daten kommen im Wesentlichen aus Input-Output-Datenbanken, ökonometrischen Modellen und Modellen für die Land- und Wassernutzung. Dabei werden die Umweltdaten zu den Wirtschaftssektoren zugeordnet, in denen sie anfallen (Bspw. Biomasseextraktionen fallen im Agrar- bzw. Forstsektor an). Diese Daten sind in aller Regel stark aggregiert (z.B. über ganze Wirtschaftssektoren hinweg) und nur beschränkt differenziert. Die Güte der Ergebnisse ist somit abhängig vom Detaillierungs- und Differenzierungsgrad in den verfügbaren Input-Output-Daten. Zudem gibt es sehr große Unterschiede zwischen den existierenden MRIO-Modellen.

Während also MRIO-Modelle den Rohstoffbedarf von Nationen bilanzieren, beurteilen Ökobilanzen die Umweltwirkungen von Produkten und Dienstleistungen. Dabei wird auf eine definierbare Produktfunktion (funktionelle Einheit) Bezug genommen, wobei bei einem Vergleich von Produkten oder Dienstleistungen auf eine funktionelle Äquivalenz zu achten ist. Die Differenzierungsebene in Ökobilanzen betrifft in der Regel einzelne Produktgruppen und innerhalb derer ggf. sogar spezifische (Marken)Produkte. Die Modellierung der Produktgruppen bzw. der Produkte basiert auf Prozessdaten, die die Herstellungswege realitätsnah abbilden und ggf. eigens für die Erstellung einer Ökobilanz erhoben bzw. recherchiert werden. Hinzu kommt, dass der Systemraum, die Prozessdaten und die untersuchten Umweltaspekte einer Ökobilanz so gewählt werden, dass das jeweilige Erkenntnisinteresse möglichst adäquat bearbeitet werden kann.

Der Produktbezug wird im SYMOBIO-Projekt auch als Mikroebene, der Bezug auf übergeordnete Stoffströme, wie z.B. den gesamten Holzverbrauch in Deutschland, als Makroebene bezeichnet. Die beiden Ansätze sind daher in gewisser Hinsicht komplementär. Während auf der Makroebene beispielsweise Informationen zu volkswirtschaftlichen Systemen erhalten werden (Bsp. Umweltökonomische Gesamtrechnung des Statistischen Bundesamts), liefert die Mikroebene granulare Informationen zu den Treibern der Umweltwirkungen (und damit auch Ansatzpunkte für Optimierungen) oder auch Entscheidungsgrundlagen für produktpolitische Maßnahmen.

Sowohl in der Produktökobilanz als auch im Modellierungsansatz des SYMOBIO-Projekts ist eine Rahmensetzung bzgl. der zu berücksichtigenden Stoffströme über die Festlegung einer Systemgrenze sowie die Skalierung der Stoffflüsse über die Definition der Bezugsgröße erforderlich. In der Produktökobilanz ist dies über die ISO-Normenserie vorgegeben. So wird dort die Systemgrenze als Satz von Kriterien zur Festlegung, welche Prozessmodule Teil eines Produktsystems sind, definiert (ISO 14040). Bei einer vollständigen Ökobilanz geht die Modellierung von der Entnahme der für die Herstellung des Produkts benötigten Ressourcen aus der Umwelt bis zur Entsorgung nach Produktgebrauch oder bis zu einem Punkt, wo Koppelprodukte, Nebenprodukte oder Abfall zur Verwertung die Systemgrenze überschreiten, also das Produktsystem verlassen (Klöpffer und Grahl 2007). Bezugsgröße ist die Funktionelle Einheit, die als quantifizierter Nutzen eines Produktsystems definiert ist.

In den Arbeitspaketen 5.3 und 5.4 ging es darum zu untersuchen, inwiefern methodische Ansätze und Erkenntnisse aus der Produktökobilanzierung für das Monitoring der Bioökonomie hilfreich sein und nutzbar gemacht werden können. Dazu waren Produktökobilanzen in ausgewählten Bereichen bzw. für ausgewählte Produktgruppen recherchiert und anhand einer einheitlichen Kriterienstruktur aufbereitet worden (siehe Teilbericht 5.3.1). Im vorliegenden Teilbericht 5.3.2 werden in den Kapiteln 2, 3 und 4 methodische Entwicklungen und Anforderungen der Ökobilanzierung erörtert und in einen Bezug zu SYMOBIO gestellt. Daraus ableitbare Anregungen und Empfehlungen für das Monitoring der deutschen Bioökonomie werden in der Folge ausgeführt.

5.1 Auswahl der Indikatoren zur Umweltbewertung

Im SYMOBIO-Modell erfolgt die Bemessung von Nachhaltigkeitsaspekten anhand vier Indikatoren, dem Klima-Fußabdruck, dem Wasser-Fußabdruck, dem Forst-Fußabdruck und dem Agrarflächen-Fußabdruck, der in SYMOBIO als Land-Fußabdruck bezeichnet wird. Solche Fußabdrücke sind aber auch Bestandteil des sogenannten Umweltwirkungsprofils von Produkten als Ergebnis der Wirkungsabschätzung in Ökobilanzen. Der Unterschied besteht darin, dass ein ökobilanzielles Umweltwirkungsprofil üblicherweise deutlich mehr Umweltaspekte umfasst (siehe Abbildung 19).

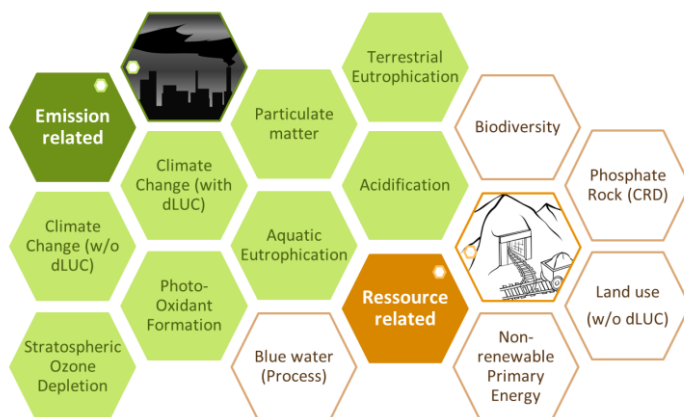


Abbildung 19: Standardset an Umweltindikatoren in Ökobilanzen (grün: emissionsbezogen; braun: ressourcenbezogen)

Beim Monitoring der Bioökonomie geht es zum einen um eine ökologische Zustandsbeschreibung der Bioökonomie (im Zeitverlauf), um Fehlentwicklungen zu vermeiden. Zum anderen sollen aber auch Weichenstellungen ermöglicht werden, um eine richtungssichere und zukunftsorientierte Ausrichtung der Bioökonomie zu garantieren. Dafür müssen die Indikatoren die ökologische Belastung zureichend abbilden. Die planetaren Belastungsgrenzen sollten dafür einen wesentlichen Bezugspunkt bilden. Für die Bemessung der globalen Belastungsgrenzen werden auf Vorschlag von Rockström et al. 2009 üblicherweise 9 Indikatoren herangezogen, wobei der Indikator „Biochemical Flows“ nochmal nach N- und P-Stoffflüssen unterschieden wird (Abbildung 20).

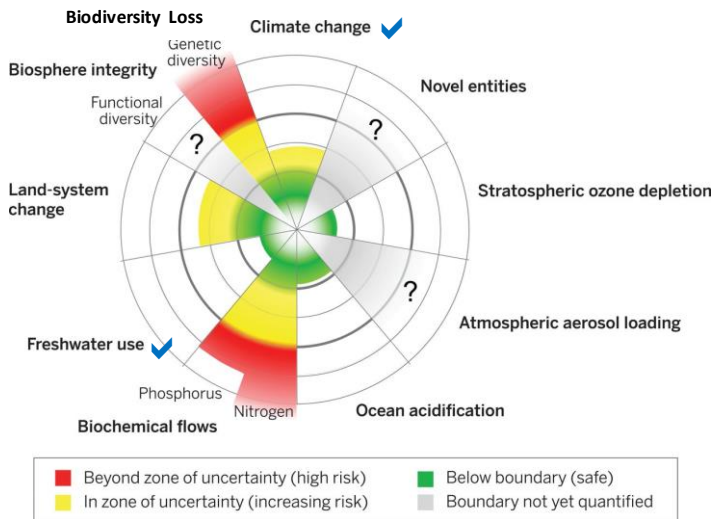


Abbildung 20: Planetare Belastungsgrenzen nach Rockström et al. 2009 (blau abgehakt bedeutet in SYMOBIO berücksichtigt)

Demnach sind besonders die fünf Bereiche Klimawandel, Landnutzung, Biodiversitätsverlust sowie Beeinträchtigung der Stickstoff- und Phosphorkreisläufe besonders gefährdet. Die drei letztgenannten sind in den verfügbaren länderübergreifenden Input-/Output Datenbanken jedoch nicht enthalten und werden daher im aktuellen SYMOBIO-Modell nicht berücksichtigt. Insbesondere die vier letztgenannten Bereiche stehen in einem engen Zusammenhang mit der Bereitstellung und Nutzung von Biomasse.

Somit kommt der effizienten und an der Tragfähigkeit der Erde orientierten Nutzung nachwachsender Rohstoffe eine immer größere Bedeutung im Rahmen der Bioökonomie zu. Aus Sicht der Ökobilanz greift hier das aktuelle SYMOBIO-Modell für eine nachhaltigkeitsorientierte Steuerung der Bioökonomie (noch) zu kurz, denn dafür bräuchte es ausreichend differenzierte und wirkungsorientierte Informationen. Längerfristig sollte daher überlegt werden, wie die Aspekte Phosphorkreislauf (z.B. als P-Rohstoff Input), Stickstoffströme (z.B. näherungsweise über N-Dünger-Input bzw. Nitrat-Emissionen) sowie Biodiversität angemessen im Monitoring berücksichtigt werden könnten.

5.1.1 Hinweise und Empfehlungen zum Treibhausgas-Fußabdruck

Generell empfiehlt sich eine möglichst transparente Dokumentation der in SYMOBIO verwendeten Treibhausgas-Emissionsfaktoren insbesondere hinsichtlich der verwendeten Werte und auf welche Aktivität bzw. welchen Stoffstrom sie sich genau beziehen. Da in SYMOBIO teilweise mit hohen Datenaggregationen gearbeitet wird, sollten in der Systemdokumentation auch Aggregationsebenen und die Datenquellen angegeben werden.

Von hoher Relevanz ist auch der Umgang mit Kohlenstoff in Produkten. Beim Wachstum der Biomasse aus der Atmosphäre aufgenommenes CO₂ wird im Produkt zunächst gespeichert. Je nach Länge der Nutzungsdauer wird am Ende des Lebenswegs das CO₂ wieder in die Atmosphäre zurückgegeben. Im einfachsten Fall gleicht sich diese Bilanz vollständig aus. Man spricht dann in der Ökobilanz von einer geschlossenen Kohlenstoffbilanz. Bei offenen Bilanzen können z.B. Klimagase unberücksichtigt bleiben, die jedoch an anderer Stelle außerhalb der definierten Systemgrenze auftreten könnten.

Eine entscheidende Frage bei der Berechnung von Klima-Fußabdrücken für biobasierte Stoffströme ist daher Klarheit bei Umgang mit der Speicherung von CO₂ in den bilanzierten Rohstoffen, Materialien oder Produkten. Daher sollten in der SYMOBIO-Systemdokumentation auch Informationen hierzu hinterlegt werden.

Hilfreich kann es dabei auch sein, Treibhausgas-Entnahme und -Emissionen in Verbindung mit den in SYMOBIO umfassten Stoffströmen getrennt nach fossilen u. biogenen Anteile zu bilanzieren. Dies ist eine Anforderung, die praktisch in allen neueren LCA-Standards vorgegeben ist und – nicht zuletzt aus Transparenzgründen – auch für SYMOBIO als sinnvoll erachtet wird.

Es versteht sich von selbst, dass mit dem Biomassekonsum der deutschen Bioökonomie ein Bedarf an forstlicher oder landwirtschaftlicher Nutzfläche verbunden ist, der potenziell zur Flächenkonkurrenz und damit letztlich zu Landnutzungsänderungen (dLUC) führen kann. Die durch Sojaanbau in Südamerika oder durch Ölpalmpflanzungen verursachte Zerstörung von Urwäldern und anderen ökologisch hochwertigen Naturräumen mit ihren kohlenstoffreichen Böden ist hinlänglich bekannt. Die dadurch verursachten Treibhausgase können die Klimabilanz der jeweiligen Biomasse bzw. der daraus hergestellten Produkte massiv prägen. Für ein vollständiges Bild der Klimabilanz der deutschen Bioökonomie ist es daher unerlässlich, diese Treibhausgasfreisetzung zu berücksichtigen. Das SYMOBIO-Modell könnte hier auf bestehende dLUC-Faktoren oder auch auf die vom ifeu für das UBA entwickelten aLUC-Faktoren zurückgreifen.

5.1.2 Land-Fußabdruck

Die Nutzung von globalen Agrarflächen für nach Deutschland importierte bzw. in Deutschland angebaute Biomasse ist mit einer Reihe von umweltrelevanten Aspekten verbunden, wie insbesondere:

- Biodiversität
- Bodenqualität
- Ökosystemleistungen
- Naturnähe bzw. Natürlichkeit
- Landnutzungsänderungen

Eine reine Bemessung der inanspruchgenommenen Flächen wird dem nicht gerecht. So ist etwa ein hoher Flächenertrag keineswegs gleichzusetzen mit geringer Flächenproblematik.

Einerseits bezieht sich der Land-Fußabdruck der SYMOBIO-Modellierung auf landwirtschaftliche Flächen (aLFP agricultural land-footprint). Somit tritt hier kein Bewertungskonflikt bei Agrarprodukten gegenüber Waldholz auf. Doch auch Agrarflächen unterscheiden sich deutlich was ihre ökologische Qualität angeht. Der von Öko-Institut entwickelte Ansatz des aLFP fängt dies auf, indem er durch die Biomasseproduktion in Anspruch genommenen Flächen in folgende Kategorien einstuft:

- Biodiversität (Betroffenheit von Primärwäldern, Schutzgebiete, highly biodiverse land, Torfmoor, Feuchtgebiete, genutztes/ungenutztes Grünland, Wald) und
- Boden (anhand von Eignungskarten nach IIASA in drei Klassen eingeteilt)

Damit werden mit der Landnutzung einhergehende Risiken in den Indikator einbezogen. Diese Berücksichtigung bleibt jedoch – notwendigerweise – sehr grob. Eine numerische Charakterisierung (Gewichtung) der Flächentypen erfolgt nicht, wodurch jedoch die Transparenz in der Ergebnisdarstellung

gewahrt bleibt. Sehr begrüßenswert ist, dass der aLFP für zwei Größen – jeweils unterteilt in die Flächentypen – ausgewiesen wird:

- Die Flächenbelegung und
- Die Flächenumwandlungsrate

Damit besteht eine Analogie zum Ansatz des Umweltbundesamts zu Flächenrucksäcken von Gütern und Dienstleistungen für Ökobilanzen:¹⁷ auch hier werden diese beiden Größen – temporäre Flächenbelegung und Flächennutzungsänderung – separat ausgewiesen. Von Seiten des UBA und auch des BfN¹⁸ wird für die Ökobilanzanwendung jedoch eine Charakterisierung der Flächen bevorzugt, die Bezug auf die Natürlichkeit als Maßgabe nimmt und die Umweltwirkung anhand von Hemerobie misst.

Grundsätzlich sollte zudem beachtet werden, dass

- Biomasse grundsätzlich den Land-Fußabdruck dominiert, wenn es um Produkte geht,
- die Art der Biomasse sehr großen Einfluss auf das Ergebnis im Detail hat und
- auch die Produktionsweise sich im Land-Fußabdruck deutlich niederschlagen kann.

Dies lässt sich mit der Ökobilanzmethodik aufgrund des hohen Grads an Spezifizierung grundsätzlich sehr gut und genau abbilden. Der Land-Fußabdruck der SYMOBIO-Modellierung ist hier nachvollziehbarerweise weit eingeschränkter und wird bestimmte Entwicklungen in der Wahl von Biomasse und Anpassung von Produktionsformen ggf. nicht abbilden. Es wäre zu empfehlen, bei ersten Anwendungen der Indikatoren diese Einflussfaktoren modellhaft mit zu untersuchen.

5.1.2.1 Forst-Fußabdruck

Importierte Holz- und Holzprodukte stammen aus ganz unterschiedlichen geographischen Regionen und Arten der Forstbewirtschaftung. Die ökologischen Wirkungen hinter den diversen Herkünften sind gleichfalls divers. Somit stellt sich auch hier wieder die Frage nach der Nachhaltigkeit der Flächennutzung. So ist die Bewertung einer Holzherkunft aus einer brasilianischen Eukalyptusplantage gegenüber einem naturnahen Forst methodisch nicht ohne Weiteres über ein konsistentes Bewertungssystem ableitbar, allein deshalb, weil ein solches Bewertungssystem nicht durchgängig verfügbar ist. Der zuvor genannte Hemerobie-Ansatz könnte zwar eine Hilfestellung leisten, müsste dafür aber noch weiterentwickelt und entsprechend ausdifferenziert werden.

Bei der SYMOBIO-Modellierung wäre auf jeden Fall zu empfehlen, eine hohe Differenzierung in den Ergebnisdaten zumindest bezüglich Herkunft und Bewirtschaftungsweise zu ermöglichen, damit zumindest in cursorischer Weise mögliche Nachhaltigkeitskonflikte hinsichtlich der Herkunft abgewogen werden können.

¹⁷ Laufendes Vorhaben im Auftrag des Umweltbundesamts: „Flächenrucksäcke von Gütern und Dienstleistungen – Ermittlung und Verifizierung von Datenquellen und Datengrundlagen für die Berechnung der Flächenrucksäcke von Gütern und Dienstleistungen für Ökobilanzen und die vereinfachte Umweltbewertung (VERUM)“; FKZ 3717 31 105 0; Bearbeitung von ifeu in Kooperation mit INTEGRAHL

¹⁸ Laufendes Vorhaben gefördert vom Bundesamt für Naturschutz: „LC.biodiv.IA – Biodiversitäts-Wirkungsabschätzung in Lebenszyklusanalysen“; FKZ 3517 81 1800; Kooperation Fraunhofer IBP, ifeu und TU Berlin

5.1.3 Wasser-Fußabdruck

Wasser-Fußabdruck zur Abbildung der Wasserverfügbarkeit

Zunächst begrenzte sich der Vorschlag für den Wasserfußabdruck im Zuge der SYMOBIO-Modellierung allein „auf der Wasserentnahme für die Bewässerung von Feldfrüchten [...], repräsentiert durch den blauen WFP“.¹⁹ Der blaue WFP ist als Indikator auf der sogenannten Sachbilanzebene angesiedelt. D.h. er liefert keine Aussagen zur Umwelt- bzw. Nachhaltigkeitswirkung der Wassernutzung. Ein Wasserfußabdruck ohne eine Berücksichtigung der Wasserverfügbarkeit liefert jedoch praktisch keine Indikation für die Nachhaltigkeitsrelevanz des modellierten Wasserbrauchs. Mit den Arbeiten zu D 5.3.1 (siehe auch Kapitel 3.4.2) wurde auf diesen Mangel hingewiesen und erklärt, dass sich auch im Bereich der Ökobilanzierung praktikable Ansätze zur Berücksichtigung regionaler Wasserknappheit in der Wirkungsabschätzung durchsetzen (insbesondere der AWARE-Ansatz).

Wie in der Statuskonferenz am 19.9.2019 vorgestellt, wurde der WFA in SYMOBIO inzwischen weiterentwickelt und umfasst aktuell folgende Aspekte:

- Nutzung von Grund- und Oberflächenwasser durch Bewässerung (Blauwasser-FA)
- Räumliche Differenzierung des Blauwasser-FA nach Wasserstress im Herkunftsgebiet

Das Modell wird demnach mit Wasserstresskarten des WaterGAP3 Modell in einem hoch aufgelösten geographischen Raster verknüpft.

Wie ebenfalls auf der Statuskonferenz am 19.9.2019 vorgestellt, wird der Wasserfußabdruck der deutschen Bioökonomie differenziert nach den Anteilen Wasser aus Regionen mit geringem, mittleren und hohem Stress abgebildet. Durch Einbeziehung von Klimaprognosen lässt sich auch die Entwicklung des WFP unter veränderten klimatischen Bedingungen darstellen.

Diese Weiterentwicklung deckt sich mit den bisherigen Empfehlungen, die Wasserknappheit einzubeziehen und dies ausreichend differenziert unter Berücksichtigung von regionsspezifisch stark unterschiedlichen Frischwasserverfügbarkeiten zu tun.

Wasser-Fußabdruck zur Abbildung der Wasserqualität

Gemäß dem Protokoll des Projekttreffens im März 2018 soll im SYMOBIO-Modell die Phosphorfracht als Indikator der Wasserqualität herangezogen werden. Als Wasserqualitätsparameter für Schadstoffeinträge aus der Landwirtschaft spielt jedoch die Nitratbelastung eine deutlich größere Rolle. Es stellt sich daher die Frage, ob die Stickstofffracht nicht geeigneter wäre, den Aspekt Wasserqualität abzubilden, zumal sie vermutlich weniger von den Bodeneigenschaften abhängig ist und daher die Schadfrachten aus dem Dünger ins Wasser besser abbilden könnte und die benötigten Daten zudem auch durchgängiger und einheitlicher verfügbar sein sollten.

Hinsichtlich Phosphor wären vor allem die Daten zum landwirtschaftlichen Phosphorverbrauch relevant, und zwar weniger ein Wasser- als vielmehr ein Ressourcenindikator.

¹⁹ Siehe: Arbeitspapier vom 16.03.2018 zum SYMOBIO-Indikatorensystem (S. 30)

Gegebenenfalls wäre es auch sinnvoll (falls machbar) sowohl die N- als auch die P-Fracht ins Wasser zu berücksichtigen, um so auch ein kompletteres Bild des aquatischen Eutrophierungspotenzials der Nutzung von agrarischen Rohstoffen zu bekommen.

5.1.4 Konsistenz der Umweltbewertung

Grundsätzlich wäre es anzustreben, dass die ökologischen Problemanalysen, Zustandsbeschreibungen und Maßnahmenkataloge verschiedener Ministerien und Ressorts auf den gleichen Datenfundus aufsetzen. Den Datenbanken des Umweltbundesamts könnte hier eine besondere Rolle zukommen. Hier wären in erster Linie das „Zentrale System Emissionen“ (ZSE) und die „Prozessorientierten Basisdaten für Umweltmanagement-Instrumente“ (ProBas)²⁰ zu nennen. Zudem wurden beim UBA darüber hinaus in verschiedenen Projekten Emissionsfaktoren für verschiedenste Prozesse und Prozessketten ermittelt, z.B. das auch im vorliegenden Bericht schon mehrfach genannte Projekt BioEm²⁰.

Es wäre überlegenswert, die in den UBA-Datenbanken hinterlegten Umweltkennzahlen zukünftig verstärkt für die wirkungsseitige Bewertung von „SYMOBIO-Stoffströmen“ zu berücksichtigen.

5.2 Kuppelprodukte

Gerade bei biobasierten Stoffströmen entstehen häufig Kuppelprodukte an verschiedenen Stellen entlang der Liefer- und Prozesskette, die dann in einer Importbilanz eigenständige Materialkategorien bilden und dort nicht mehr ohne weiteres als Kuppelprodukte erkennbar sind. Bei der Ermittlung des Umweltfußabdrucks eines solchen Materials oder Produkts sind die Umweltwirkungen den jeweiligen Kuppelprodukten zuzuordnen. Solche Allokationsentscheidungen sollten innerhalb eines Monitoring-Modells wegen ihrer häufig erheblichen Ergebnisrelevanz konsistent erfolgen und ausreichend dokumentiert werden. Möglicherweise sind in den verwendeten Input-Output-Datenbanken solche Allokationsentscheidungen nicht durchgängig oder u.U. überhaupt nicht belegt. Dann sollte zumindest das Fehlen dieser Informationen vermerkt werden.

Da hier auch ein Potenzial für beträchtliche Fehleinschätzungen hinsichtlich der Umweltbeiträge einzelner Stoffströme der Bioökonomie liegt, sollte bei der zukünftigen Weiterentwicklung von SYMOBIO der Frage nachgegangen werden, wie Kuppelprodukte in den Input-Output-Tabellen sichtbar gemacht werden und wie eine über die SYMOBIO-Stoffströme hinweg konsistente Zuordnung von Indikatorwerten zu den jeweiligen Kuppelprodukten abgebildet werden könnte.

5.3 Variabilität Biomasse basierter Systeme

Die Variabilität Biomasse basierter Systeme drückt sich nicht nur durch eine natürliche Fluktuation aus (z.B. Populationsdynamik natürlicher Bestände, etwa bei Fischen), sondern auch über anthropogen geprägte Randbedingungen (z.B. Art der forstlichen oder agrarischen Biomasse-Bewirtschaftung, Art der Viehhaltung, Fütterungskonzepte, etc.). Entsprechend können die Umweltwirkungsprofile gleicher Produkte je nach ihrer spezifischen Herstellungskette deutlich voneinander abweichen.

²⁰ Aktualisierung der Eingangsdaten und Emissionsbilanzen wesentlicher biogener Energienutzungspfade. UBA-Texte 09/2016.

In der Ökobilanzierung löst man dies häufig durch die Bildung generischer Werte (Mittelungen) oder der Annahme eines konservativen Default-Werts, dessen Gültigkeitsbereich über die Darstellung und Diskussion von Bandbreiten und Einflussfaktoren im Rahmen von Sensitivitätsanalysen eingeordnet wird. Erst dadurch können belastbare und sachgerechte Schlussfolgerungen gezogen werden.

Es wäre zu überlegen, ob ein solches Vorgehen auch im Rahmen eines Bioökonomie-Monitorings berücksichtigt werden sollte bzw. könnte.

5.4 Ökologische Ausrichtung der Bioökonomie

Beim Monitoring der Bioökonomie geht es zum einen um eine ökologische Zustandsbeschreibung der Bioökonomie (im Zeitverlauf) mit dem Ziel, Fehlentwicklungen zu erkennen und Weichenstellungen für eine richtungssicher nachhaltige und zukunftsorientierte Ausrichtung der Bioökonomie zu ermöglichen. Das Erkennen der Treiber und die Ableitung von konkreten Maßnahmen wird aber nur soweit möglich sein, wie es die Granularität des makroökonomischen Modells erlaubt.

Die Analyse von Ökobilanzen im Teilbericht 5.3.1 sollte Hinweise dafür liefern, zu welchen im Bereich der Bioökonomie angesiedelten Fragen einzelne Interessengruppen Studien veranlasst oder beauftragt haben. Dabei zeigte sich, dass im Grunde zwei Erkenntnisinteressen verfolgt wurden:

- Identifikation der Beitragsquellen der Umweltlasten entlang des Produktlebenswegs sowie der bestehenden Optimierungspotenziale
- Ökologischer Vergleich zu einem oder mehreren funktional äquivalenten Alternativprodukt(en)

Das weite Feld der Bioökonomie spiegelte sich allerdings in der großen Diversität der untersuchten Lebenswege und Fragestellungen wider; von der Art der eingesetzten terrestrischen oder aquatischen Biomasse über die Verfahren der Biomassegewinnung und -verarbeitung bis zu der Vielfalt an Endprodukten. Folgende Aspekte können dies nochmal verdeutlichen:

Produkt-/Systeminnovationen: In vielen der betrachteten Ökobilanzen ging es darum, Optimierungsoptionen für einzelne Produktsysteme zu identifizieren, und zwar nicht nur für schon bestehende Produktlinien oder -gruppen, sondern auch ex-ante, also in der Frühphase der Produktentwicklung.

Marktbezug (Verbraucherverhalten, Konsumgewohnheiten, Bedienung wachsender Nachfrage): Konsum von und Nachfrage nach biobasierten Produkten und Energieträgern werden die Entwicklung der Bioökonomie vermutlich maßgeblich mitbestimmen. In einigen der betrachteten Ökobilanzen wurden die ökologischen Auswirkungen von Konsummustern oder von veränderten Nachfragesituationen betrachtet.

Logistik/Saisonalität: Besonders im Bereich der Nahrungsmittelbereitstellung wurde mehrfach der Einfluss von Logistik (regionale versus überregionale Bereitstellung) oder des Konsums saisonal verfügbarer Lebensmittel im Vergleich zum ganzjährigen Konsum aus der globalen Bereitstellung untersucht. Beide Aspekte hängen nicht nur eng miteinander zusammen, sondern sind auch im Zusammenhang mit der aktuellen Diskussion um die Abhängigkeit von globalen Lieferketten wieder verstärkt in den gesellschaftlichen Blickpunkt geraten.

Damit liefern Ökobilanzen zu bioökonomischen Fragestellungen einen großen Wissensfundus von Einzelaspekten, Treibern und relevanten Stellschrauben in Lieferketten, Produktlebenswegen oder weiter

greifenden biomassebasierten Systemen auf einer Detailebene, die sich mit einem auf der Makroebenen angesiedelten Biomonitoring kaum abbilden lässt. Beides, Mikro- und Makro-Ebene könnten synergistisch zusammenwirken, indem Beobachtungen und Befunde aus der Makromodellierung durch Erkenntnisse aus der Ökobilanzierung ergänzt werden. Dazu wäre es allerdings erforderlich, dass zentrale methodische Vorgehensweisen zukünftig noch stärker konvergieren.

6 Literaturverzeichnis

- BioGrace 2012: BioGrace Calculation Rules version 4c; 2012
http://www.biograce.net/app/webroot/files/file/BioGrace_calculation_rules_-_version_1b_-_Public_DE.pdf
- BioEM 2015: Horst Fehrenbach, Susanne Köppen, Stefanie Markwardt, Regine Vogt: Aktualisierung der Eingangsdaten und Emissionsbilanzen wesentlicher biogener Energienutzungspfade (BioEm). Projektnummer 28232. Im Auftrag des Umweltbundesamtes. September 2015.
- Boulay et al. 2018: Boulay, A.M., Bare, J., Benini, L. et al. (2018): The WULCA consensus characterization model for water scarcity footprints: assessing impacts of water consumption based on available water remaining (AWARE). *Int J Life Cycle Assess*, Vol. 23, 368-378.
- Fehrenbach, H., Schmehl, M., Abdalla, N., Keller, H. (2019): Attributive Landnutzung (aLU) und attributive Landnutzungsänderung (aLUC) - Eine neue Methode zur Berücksichtigung von Landnutzung und Landnutzungsänderungen in Ökobilanzen, ifeu paper 03/2018, ifeu – Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg, Heidelberg. https://www.ifeu.de/wp-content/uploads/ifeu_paper_3-2018_aLULUC.pdf
- Fehrenbach, H., Zeitz, C., Köppen, S., Detzel, Benedikt K., Wiegmann, K., Hennenberg, K., Moch, K. (2019a): Implementierung von Nachhaltigkeitskriterien für die stoffliche Nutzung von Biomasse im Rahmen des Blauen Engel (Teil 2) PROSA - Biobasierte Kunststoffe Abschlussbericht; Texte 89/2019; https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/2019-08-19_texte_88-2019_be_biomassenutzung_kunststoffe.pdf
- Fehrenbach, H. Köppen, S., Kauertz, B., Wellenreuther, F. (2017): Biomassekaskaden - Mehr Ressourceneffizienz durch stoffliche Kaskadennutzung von Biomasse - von der Theorie zur Praxis - Gesamtökologische Betrachtung ausgewählter Biomassekaskaden; Texte 53/2017
https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/2017-06-13_texte_53-2017_biokaskaden_anlage.pdf
- Fehrenbach, H. Köppen, S., Markwardt, S., Vogt, R. (2016): Aktualisierung der Eingangsdaten und Emissionsbilanzen wesentlicher biogener Energienutzungspfade (BioEm); Texte 09/2016
<https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/aktualisierung-der-eingangsdaten-emissionsbilanzen>
- GWS (2017): Markus Flaute, Christian Lutz, Martin Distelkamp: Der Einsatz von MRIO zur Berechnung der Fußabdrücke von Nationen – Eine Anwendung der EXIOBASE-Datenbank. GWS mbH Osnabrück, Dezember 2017.
- IDF 2015: Bulletin479-2015: A-common-carbon-footprint-approach-for-the-dairy-sector. International Dairy Federation (IDF)
- Kliem, L., Pentzien, J., Bidjanbeg, A., Fehrenbach, H., Köppen, S., Auberger, A. (2019): Sustainable Consumption for Biodiversity and Ecosystem Services; Hg: Bundesamt für Naturschutz; September 2019
- Schmidt 1998: Schmidt Mario: Ein leistungsfähiger Allokationsansatz für Stoffstromsysteme mit Kuppelproduktion aus der Produktionstheorie. In: Frischknecht R, Hellweg S, editors. Ökobilanz-Allokationsmethoden Modelle aus der Kosten-und Produktionstheorie sowie praktische Probleme in der Abfallwirtschaft, Vol. 7. Diskussionsforum Ökobilanzen an der ETH Zürich; 1998. p. 35–41.
- Klöpffer/Grahl 2009: Ökobilanz (LCA). Ein Leitfaden für Ausbildung und Beruf. Klöpffer, Walter und Grahl, Birgit. 1. Auflage März 2009. ISBN: 978-3-527-32043-1

Gesetze und Standards

RED: Erneuerbare Energie-Richtlinie (RED, 2009/28/EG)

RED II: Neufassung der Erneuerbare Energie-Richtlinie (Richtlinie (EU) 2018/2001)

7 Anhänge

7.1 Anbauregionen der in den Fallbeispielen betrachteten Biomassen

7.1.1 Regionen des Sojabohnenanbaus in Brasilien

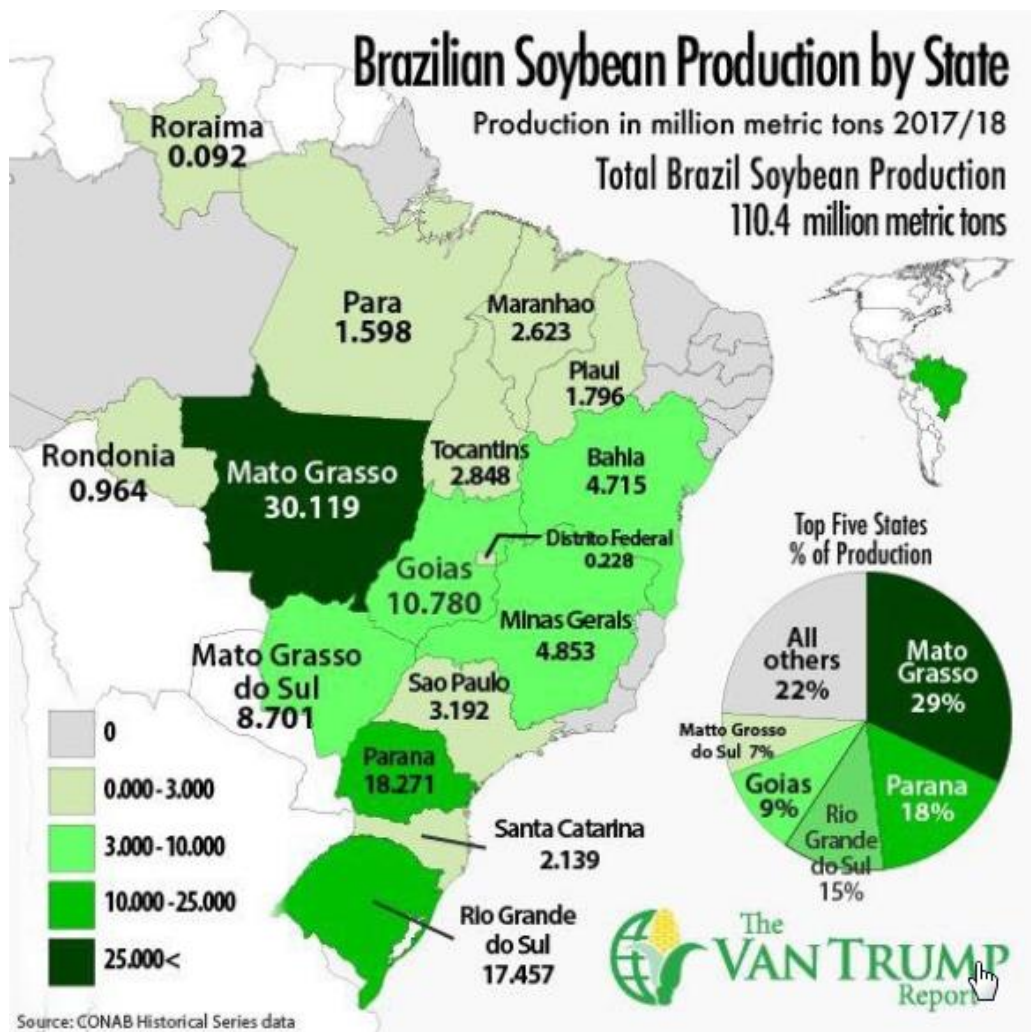


Abbildung 21: Sojaanbau in Brasilien²¹

²¹ Quelle:

https://www.google.de/search?q=soybean+brazil&source=lnms&tbn=isch&sa=X&ved=0ahUKEwjNtif4nfHcAhUJyaQKHXADANEQ_AUICyG&biw=1536&bih=740#imgrc=9F5TLik8oBKPxM

7.1.2 Regionen des konventionellen Sojaanbaus in Europa

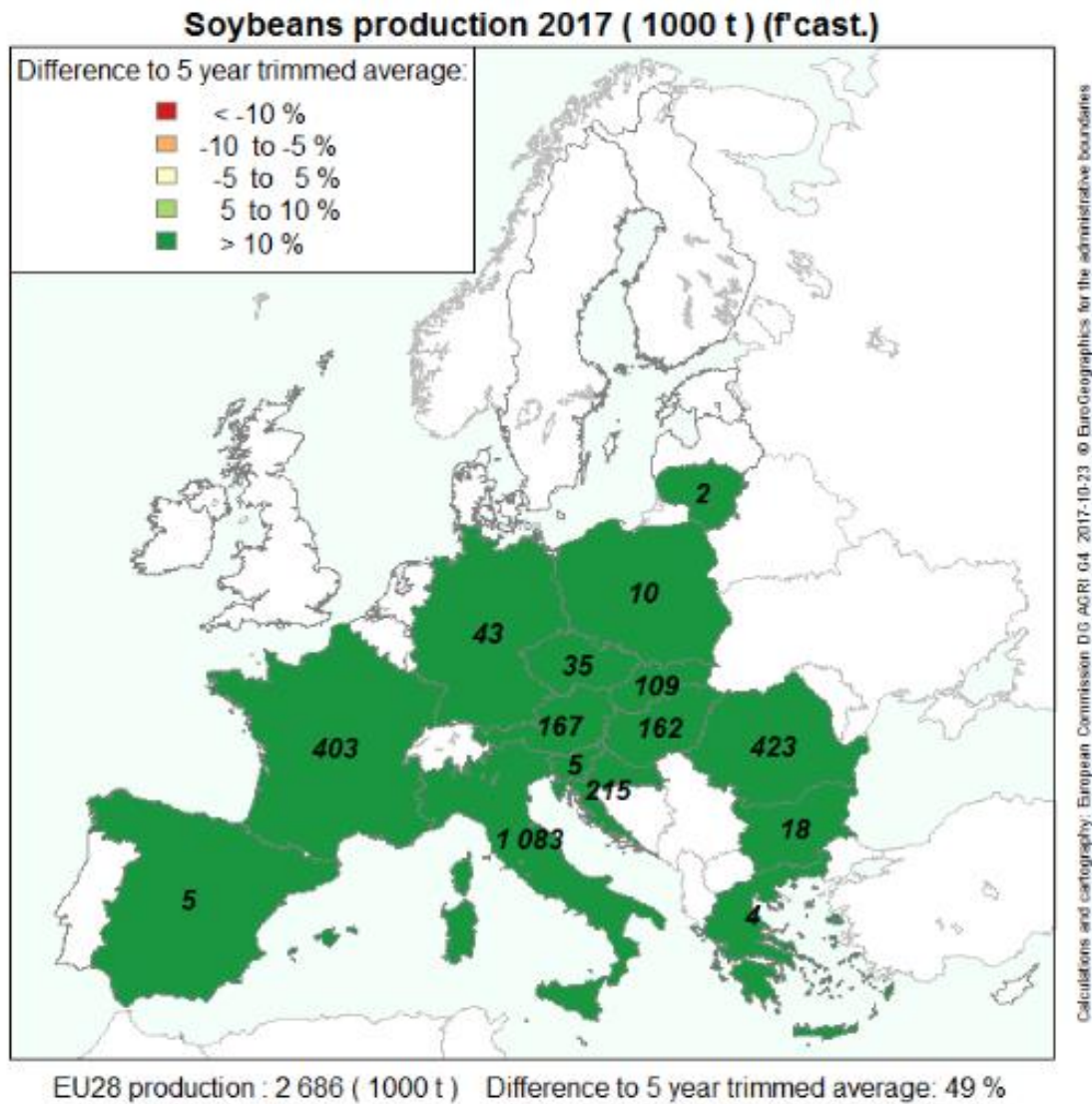


Abbildung 22: Sojaanbau in Brasilien²²

²² Quelle: https://ec.europa.eu/agriculture/sites/agriculture/files/cereals/presentations/cereals-oilseeds/market-situation-oilseeds_en.pdf

7.1.3 Regionen des Tomatenanbaus in Spanien

Annual volume of fresh tomatoes produced in Spain in metric tons)

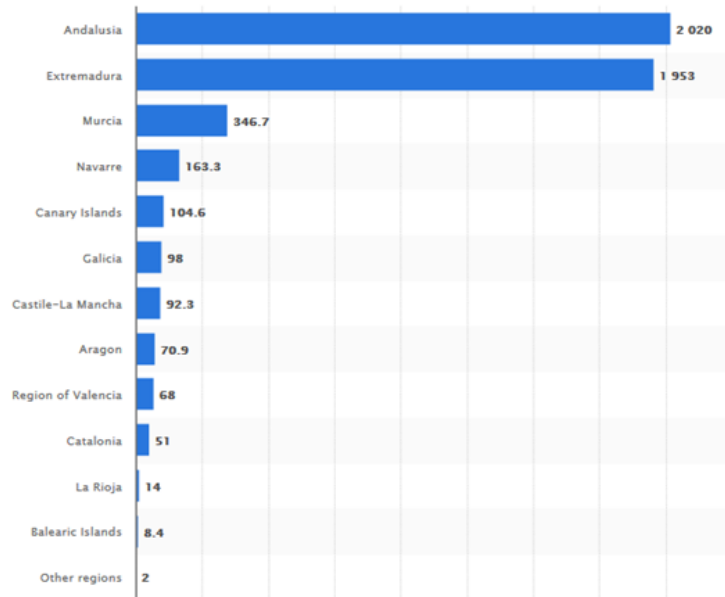


Abbildung 23: Tomatenproduktion in Spanien²³

MAX: Andalusien

MIN: Nordden von Spanien: Navarra (nördlich)



Abbildung 24: Tomatenproduktion in Italien²⁴

MAX: Stiefel

²³ http://www.tomatonews.com/en/spain-the-other-european-giant_2_264.html

²⁴ <http://www.tomatoland.com/documents/694.pdf>

MIN: Emilia Romagna