

Fachbereich Elektrotechnik und Informatik
Masterstudiengang Angewandte Nachhaltigkeit
Sommersemester 2020

Masterarbeit

Attributierung von Umweltlasten zu Konsumausgaben mittels Input-Output- Modellen und Ökobilanzierung

Erstprüfer: Prof. Dr. [REDACTED]
Zweitprüfer: Prof. Dr. [REDACTED]

vorgelegt von:

Marius Rödder

[REDACTED]
[REDACTED]

Matrikelnummer: [REDACTED]
Fachsemester: 5

Abgabedatum: 8. April 2020

[Leerseite]

Abstract

Gerade vor dem Hintergrund des schmerzlich lahmenden Fortschritts der Regierungen bei der Bewältigung der sich kontinuierlich verschärfenden Klimakrise, zuletzt eindrucksvoll bewiesen während der COP 25 in Madrid, scheinen überzeugende institutionelle Strategien fern. Umso wichtiger scheint es in dieser Situation, Konsument*innen dabei zu unterstützen, klimaverträglichere Konsumententscheidungen zu treffen - insbesondere, wenn vorhandene Werkzeuge und Kennzeichnungen zu wünschen übrig lassen.

Aus diesem Grund setzt sich diese Arbeit zum Ziel, eine Methode zu entwickeln, die als Basis für eine CO₂-Fußabdruckrechner-App für Endverbraucher*innen dienen soll. Die App soll weitestgehend automatisch und tagesaktuell Auskunft darüber geben, welche Treibhausgasemissionen mit dem eigenen Konsum verbunden sind.

Im Unterschied zu den vorhandenen Rechner-Angeboten, die entweder sehr grobe Ergebnisse liefern oder aber das aufwendige manuelle Zusammentragen vieler Informationen über den eigenen Verbrauch erfordern, ist eine Methode zur sowohl präzisen als auch komfortablen Footprint-Berechnung das Ziel. Im Rahmen der Arbeit kann nicht die komplette Methode entwickelt werden, jedoch wird mit der Berechnung der indirekten Emissionen ein Fundament für die weitere Entwicklung geschaffen.

Die Grundlage hierfür ist einerseits eine EE-MRIOT und andererseits die Verfügbarkeit und Aufbereitung von Informationen zu den getätigten Konsumausgaben, die kategorisiert und dann den entsprechenden Emissionsintensitäten zugeordnet werden. Der Auswahl der zugrundeliegenden MRIO-Datenbank kommt dabei eine entscheidende Rolle zu, denn es gilt verschiedene Datenbankansätze und somit -charakteristika gegeneinander abzuwägen.

Mithilfe einer Reihe von Allokationen und Bereinigungen (Handels- und Transportmargen, Umsatzsteuer, Inflation, etc.) lässt sich die Differenz zwischen IO-Modell und Konsumausgaben überbrücken, womit eine länderspezifische, konsumbasierte Fußabdruckberechnung für mehr als 40 Regionen zur Verfügung steht.

Herausforderungen der Methode bestehen im Übergang zwischen den Klassifikationen, der Berücksichtigung individueller Konsumpräferenzen in der Berechnung und der noch lückenhaften bzw. geringauflösenden Datengrundlage.

Insbesondere bei Ausgaben für hinsichtlich ihrer THG-Emissionen sehr heterogene Produktkategorien (z.B. Lebensmittel), sind neben dem Kaufpreis weitere Informationen vonnöten, um die Ergebnisgenauigkeit zu erhöhen und veränderte Konsumgewohnheiten zufriedenstellend abbilden zu können.

Die Ergebnisse zeigen, dass das Modell bereits für einige Regionen als Benchmark eingesetzt werden kann, es wird aber auch deutlich, dass weitere Arbeit an der Datengrundlage notwendig ist. Es werden Anstöße für eine Erweiterung und Verbesserung der Datengrundlage gegeben und die nächsten Entwicklungsschritte skizziert.

Inhaltsverzeichnis

Abkürzungsverzeichnis	IV
Abbildungsverzeichnis.....	V
Tabellenverzeichnis	VI
1 Einleitung	1
2 Ansätze zur Erfassung von Treibhausgasemissionen.....	5
2.1 Das Konzept des CO₂-Fußabdrucks	6
2.2 Staatliche Ebene	7
2.2.1 Territorialperspektive.....	8
2.2.2 Produktionsperspektive	9
2.2.3 Konsumperspektive.....	10
2.3 Organisationsebene.....	12
2.4 Haushalte und Einzelpersonen	13
2.4.1 Zielgruppe institutionelle und öffentliche Nutzer*innen.....	13
2.4.2 Zielgruppe Privatpersonen und -haushalte	15
3 Methoden.....	16
3.1 Input-Output-Analyse	16
3.1.1 Grundlagen.....	17
3.1.2 Aufbau und mathematische Grundlagen	18
3.1.3 Umwelt- und andere Erweiterungen der Input-Output-Analyse	21
3.1.4 Multiregionale Input-Output-Analyse	21
3.1.5 Klassifikationen	23
3.1.6 Preiskonzepte.....	24
3.1.7 Verfahren zur Überleitung.....	25
3.1.8 Grenzen der Input-Output-Analyse	27
3.2 Ökobilanzierung	29
3.2.1 Grundlagen.....	30
3.2.2 Ablauf	31
3.2.3 Schwierigkeiten	35
3.3 Methodenkombination.....	36

4	Methodischer Ansatz der Arbeit.....	37
5	Datenbankauswahl	39
5.1	Übersicht der verfügbaren Datenbanken	40
5.2	Kriterien und Auswahl	40
6	Vorgehen.....	42
6.1	Setup	42
6.2	Daten in Exiobase	43
6.2.1	Aggregation	43
6.2.2	Extraktion der Emissionsdaten.....	44
6.2.3	Direkte Endnachfrage nach ausländischen Gütern	44
6.3	Daten in WIOD	46
6.3.1	Geringere Auflösung der WIOT	46
6.3.2	Extraktion der Emissionsdaten.....	46
6.3.3	Direkte Endnachfrage nach ausländischen Gütern	47
6.4	Konversion der Konsumdaten	47
6.4.1	Ausgangsdaten und Flow-Übersicht.....	47
6.4.2	Übergang zu COICOP (M1) und Warenkorb-Alternative	48
6.4.3	Übergang von COICOP zu CPA 2.1 (M2).....	49
6.4.4	Handels- und Transportmargen sowie Steuern (M3)	50
6.4.5	Deflationstabelle (M4).....	50
6.4.6	MRIOT-spezifische Anpassung (M5).....	51
6.4.7	Regionalisierung des Nachfragevektors (M6).....	52
6.4.8	Matrix der Emissionsintensität (M7) und Resultat	52
6.5	Annahmen und Einschränkungen.....	53
6.5.1	Unterschiedlich vollständige Umwelterweiterungen	53
6.5.2	Daten zu Handelsmargen und Steuern	54
6.5.3	Übergang von NACE 2 zu NACE 1.1.....	54
6.5.4	Geringe Auflösung der WIOD 2013	54
7	Ergebnisse	55
7.1	Emissionssummen.....	56
7.2	Ausgabenkategorien.....	60
8	Validierung	63

8.1 Vergleich der M2-Matrizen.....	64
8.2 Emissionsintensitäten bei Strom, Gas und Brennstoffen.....	65
9 Diskussion	66
10 Weiterer Entwicklungs- und Forschungsbedarf.....	68
11 Fazit	69
Literatur- und Quellenverzeichnis	73
Anhang	78
Zu 6.1 Setup	78
Zu 6.2 Daten in Exiobase.....	78
Zu 6.3 Daten in WIOD	79
Zu 6.4. Konversion der Konsumdaten	81
Zu 7 Ergebnisse und Validierung	85
Dateiverzeichnis.....	89
Python-Skripte	90

Abkürzungsverzeichnis

API	<i>Application programming interface</i> (Programmierschnittstelle)
COICOP	<i>Classification of Individual Consumption by Purpose</i>
COP	<i>Conference of the Parties</i> – höchstes Gremium im Rahmen des UNFCCC
DTA	<i>Domestic technology assumption</i>
Destatis	Statistisches Bundesamt
EEA	<i>European Environmental Agency</i> (Europäische Umweltbehörde)
EE-IOT	<i>Environmentally-extended input-output table</i>
ESA	<i>European System of Accounts</i> ; = ESVG
ESVG	Europäisches System Volkswirtschaftlicher Gesamtrechnungen; = ESA
FinTech	<i>Financial Technology</i> – neu aufkommende, digital ausgerichtete Sparte der Finanzdienstleistungsbranche
IOA	Input-Output-Analyse
ISIC	<i>International Standard Industrial Classification</i>
ixi	<i>Industry-by-industry</i> , Version der IOT, die Industrien unterscheidet
LCA	<i>Life Cycle Assessment</i> , Ökobilanzierung
MRIO	<i>Multi-regional input-output model</i>
MSUT	<i>Monetary supply-use table</i>
NACE	<i>Nomenclature statistique des activités économiques dans la Communauté européenne</i> (Statistische Systematik der Wirtschaftszweige in der Europäischen Gemeinschaft)
NTNU	Technisch-Naturwissenschaftliche Universität Norwegens, Trondheim
pxp	<i>Product-by-product</i> , Version der IOT, die Produktgruppen unterscheidet
RAMON	<i>Reference and Management of Nomenclatures</i> – Eurostat's Metadata Server
SEA	<i>Systematik der Einnahmen und Ausgaben</i>
SRIO	<i>Single-region input-output model</i>
UNFCCC	<i>United Nations Framework Convention on Climate Change</i> (Rahmenübereinkommen der Vereinten Nationen über Klimaänderungen)

Sperrvermerk

Der hier veröffentlichter Auszug aus der Masterarbeit vom 08.04.2020 mit dem Title „Attributierung von Umweltlasten zu Konsumausgaben mittels Input-Output-Modellen und Ökobilanzierung“ wurde von der eco.income engineering GmbH bewilligt. Diese hält bis zum 08.04.2023 die alleinigen Nutzungsrechte an der Arbeit.

1 Einleitung

Dass der Klimawandel, der heute vielerorts treffender als Klimakrise bezeichnet wird, zum Thema des gesellschaftlichen Mainstreams werden würde, zeichnete sich spätestens anhand des großen öffentlichen Interesses an der COP 21 ab, die 2015 in Paris stattfand. Mit dem Aufkommen von Fridays for Future hat sich 2018 dann eine neue Protestbewegungen zusammengefunden, die schon im Herbst des Jahres darauf alleine in Deutschland mehr als 1,4 Millionen Menschen an einem Tag dazu bewegt hat, für mehr Klimaschutz zu demonstrieren. Auch für die Europawahl 2019 hat der Klimaschutz eine entscheidende Rolle gespielt, Parteien des gesamten politischen Spektrums kamen nicht mehr um das Thema herum.

Trotz des großen öffentlichen Interesses, das sowohl von der jungen Generation als auch von vielen älteren Generationen ausgeht, die schon Teil der Umweltbewegung des letzten Jahrhunderts waren, hat sich bisher eine frappierende Diskrepanz zwischen öffentlichem und politischem Willen zu mehr Klima- und Umweltschutz gezeigt: Emblematisch ist das Klimapaket, das die Bundesregierung im September 2019 vorgestellt hat und dem vielfach attestiert wurde, dass es zu wenig beherzt und weitreichend ist.

Auch international sind substantielle – das heißt für die Erreichung der im Paris-Übereinkommen festgelegten Ziele ausreichende – Fortschritte im Klimaschutz bisher eher die Ausnahme als die Regel. Zuletzt wurde während der COP 25 in Madrid ersichtlich, dass auf politischer Ebene wenig Einigkeit herrscht. Vielerorts untergraben populistische Regierungen bestehende Umwelt- und Klimaschutzmaßnahmen sogar, indem sie soziale und Umweltthemen gegeneinander ausspielen.

Angesichts des schleppenden politischen Fortschritts und des gleichzeitig stetig wachsenden weltweiten Klimabewusstseins der Menschen wird das individuelle Konsumverhalten als möglicher Ansatzpunkt für Klimaschutz immer wichtiger. Während der Ansatz des *Dollar voting* nicht über die Verantwortung von Regierungen hinwegtäuschen darf, gesellschaftliche Rahmenbedingungen für eine nachhaltige Entwicklung zu schaffen, bedeutet er gegenwärtig einen gangbaren Weg in Richtung positiver Veränderung, der unabhängig von hadernden politischen Akteur*innen besritten werden kann.

Die zunehmende Nachfrage nach Bio- und Fairtrade-Lebensmitteln zeigt ebenso wie die Vielzahl an Sozial- und Umweltstandardlabels, dass Interesse an nachhaltigeren Produkten besteht und diese nachgefragt werden. Obwohl das Thema Klimawandel inzwischen fest im öffentlichen Diskurs verankert ist und unter Konsument*innen großes Interesse an besseren Informationen über und größerer Transparenz von konsumbedingten Emissionen besteht, fehlt es oft noch genau daran.

Vor diesem Hintergrund ist das Ziel der vorliegenden Arbeit die Entwicklung einer Methode zur Berechnung von durch individuellen Konsum verursachten Treibhausgasemissionen – und perspektivisch weiteren Umweltlasten – anhand von Ausgaben. Die Methode soll als Bestandteil einer Smartphone-App ermöglichen, dass Verbraucher*innen ihren CO₂-Fußabdruck und seine Zusammensetzung tagesaktuell einsehen können, ohne alle dafür benötigten Daten – wie bei bisherigen Fußabdruckrechnern der Fall – manuell eingeben zu müssen.

In vielen Bereichen ist ein fortwährendes, lebensstilbezogenes Tracking über Smartphone-Apps und andere Software schon seit Jahren möglich. Viele Verbraucher*innen verfolgen so ihren Kalorienverbrauch, ihre körperliche Aktivität, ihre Vitalwerte, das Zähneputzen oder ihre Haustiere. Eine Tracking-App für den eigenen CO₂-Fußabdruck ermöglicht, das alltägliche Klimabewusstsein zu schärfen und hilft Verbraucher*innen somit, informierte, selbstbestimmte Konsumentscheidungen zu treffen.

Angeichts des Umfangs dieser Methode kann im Rahmen der Arbeit nicht das gesamte Modell entwickelt, sondern lediglich ein Modellbestandteil realisiert und Überlegungen zu den weiteren Bestandteilen angestellt werden. Zu diesem Zweck ist die Arbeit in zehn Abschnitte unterteilt, auf die im Folgenden eingegangen wird.

Zunächst werden in Abschnitt 2 die gängigen Ansätze für die Erfassung von Treibhausgasemissionen dargestellt. Zentral ist hier insbesondere das Konzept des CO₂-Fußabdrucks, dessen Ursprung und Eigenschaften zunächst thematisiert werden. Danach werden die verschiedenen Ebenen dargestellt, für die Treibhausgasemissionen erfasst werden; diese reichen von supranationalen Einheiten über Volkswirtschaften, Unternehmen und ihren Produkten bis zu den Haushalten und einzelnen Verbraucher*innen.

Anhand der staatlichen Ebene werden die verschiedenen Attributierungsperspektiven aufgezeigt, die gegenwärtig Anwendung finden. Diese Perspektiven bestimmen, welche Einheiten für welche Emissionen verantwortlich gesehen werden. Hier wird deutlich gemacht,

warum die mit dem CO₂-Fußabdruck korrespondierende Konsumperspektive sich besonders dafür eignet, vor dem Hintergrund einer inzwischen hochgradig verflochtenen Weltwirtschaft die Auslöser von Produktionsemissionen über nationale Grenzen hinweg zu identifizieren.

Für die Organisationsebene werden übliche Praktiken zur Erfassung von Umweltwirkungen inklusive THG-Emissionen dargestellt, wobei insbesondere die drei gängigen *scopes* der Erfassung thematisiert werden. Auf die vorhandenen Standards wird hier ebenfalls eingegangen.

Schließlich wird sich mit der Ebene der Haushalte dem Maßstab angenähert, der für die Endanwendung von Relevanz ist. Die Haushalte werden in ihrer Rolle für das Warenaufkommen thematisiert. Außerdem wird einerseits für institutionelle, andererseits für private Nutzer*innen dargestellt, welche Daten und Information über den Haushaltskonsum verfügbar sind. Hier wird unter anderem nochmal auf verfügbare CO₂-Rechner eingegangen und aufgezeigt, dass sich bisherige Angebote eher für Momentaufnahmen als für ein fortwährendes Tracking eignen.

Der dritte Abschnitt befasst sich im Anschluss mit zwei der zentralen Methoden für die Erfassung von Treibhausgasemissionen, der Input-Output-Analyse (IOA), die für den hier entwickelten Modellteil von besonderer Relevanz ist, und der Ökobilanzierung (LCA), die den zweiten großen Modellbestandteil darstellt. Für beide Methoden werden die jeweils relevantesten Charakteristika beleuchtet. Für die IOA bedeutet das insbesondere, eine Grundlage für ihre Verwendung in der vorliegenden Arbeit zu schaffen. Die mathematischen Grundlagen und die Umwelterweiterung des IO-Modells werden ebenso besprochen, wie die relevanten Klassifikationen und Preiskonzepte. Die anschließende Einführung der LCA dient dazu aufzuzeigen, unter welchen Voraussetzungen und für welche Modellbestandteile sie zukünftig zum Einsatz kommen kann. Auf die Modellannahmen und Grenzen der Methoden wird ebenso eingegangen, wie auf ihre Kombination, die bereits in verschiedenen Szenarien stattfindet.

Im vierten Abschnitt folgt die Beschreibung des methodischen Ansatzes der Arbeit. Der Abschnitt thematisiert die Anforderungen an das zu entwickelnde Modell und weist an dieser Stelle notwendigerweise auch über den hier umgesetzten Modellbestandteil hinaus. Die IOA wird hier als geeignete Grundlage für die weiteren Modellbestandteile identifiziert.

Der anschließende fünfte Abschnitt beschreibt dann die Auswahlkriterien für die zu verwendenden IO-Datenbanken und legt dar, warum die Entscheidung auf Exiobase und die World Input-Output Database (WIOD) fiel.

Im sechsten Abschnitt wird zunächst die verwendete Python-Programmierungsumgebung einschließlich der relevanten Komponenten vorgestellt. Darauf folgend wird das Vorgehen behandelt, das sich in zwei Teile untergliedern lässt.

Im ersten Teil wird beschrieben, wie auf die relevanten Daten in Exiobase und WIOD zugegriffen wird und welche Schritte notwendig sind, um die Emissionsintensitäten der Modelle in einer nutzbaren Form zu exportieren. Insbesondere geht es hier um die Aggregation der vorhandenen Sektoren und die Überführung in die Vergleichseinheit des CO₂-Äquivalents (CO₂e).

Der zweite Teil umfasst die Schritte, die notwendig sind, um die erfassten Konsumausgaben mit den zuvor extrahierten Emissionsintensitäten der IO-Modelle kompatibel zu machen – diese werden zusammenhängend als „Flow“ bezeichnet. Der Flow umfasst die Überführung des Ausgabenvektors in eine gängige Konsumklassifikation, deren Überführung in eine Produktklassifikation, die Einbeziehung von Handels- und Transportmargen sowie Verbrauchersteuern, die Inflationsbereinigung, eine abschließende Überführung in die Klassifikation der jeweiligen IO-Datenbank, die Aufteilung der Nachfrage gemäß ihrer regionalen Anteile und zuletzt die Multiplikation mit den nun kompatiblen Emissionsintensitäten. Hier wird zudem die Beschaffung der notwendigen Daten thematisiert und auf Annahmen und (gegenwärtige) Einschränkungen eingegangen.

Im siebten Abschnitt werden die Ergebnisse für alle verwendeten Datenbankvarianten für das Vergleichsjahr 2009 dargestellt. Hier findet ein, mithilfe eines Wägungsschemas definierter, Konsumvektor Anwendung, der eine realitätsnahe Nachfrage darstellen soll. Es wird insbesondere auf die teils deutlich divergierenden Emissionssummen zwischen den verschiedenen Varianten und Regionen eingegangen. Anhand einer Auswahl von Regionen werden die Emissionen der einzelnen Ausgabekategorien selektiv betrachtet.

Der achte Abschnitt, der sich mit der Ergebnisvalidierung befasst, geht zunächst auf die vorhandenen Schwierigkeiten bei der Validierung ein. Seitens der IO-Datenbanken lässt sich eine Validierung abseits der Erstellung kaum realisieren, was mit dem Umfang und der Komplexität der Projekte zu tun hat. Die vergleichende Betrachtung von Datenbankprojek-

ten wird stattdessen herangezogen. Für den Flow lassen sich Unsicherheiten mangels Erfahrung ebenfalls nicht angeben, jedoch wird hier wenig plausiblen Ergebnissen anhand von zwei Ausgabekategorien nachgegangen.

Die Erkenntnisse aus der Validierung fließen mit in die Diskussion in Abschnitt 9 ein, in der insbesondere die Frage im Vordergrund steht, welche der vorliegenden Ergebnisse bereits nutzbar sind und an welchen Stellen Schwerpunkte für Verbesserungen liegen sollten. Im Hinblick auf die verschiedenen Varianten wird außerdem diskutiert, welche IO-Version vor dem Hintergrund der Ergebnisse weiter verwendet werden sollte.

Der zehnte Abschnitt befasst sich dann mit dem weiteren Entwicklungs- und Forschungsbedarf, sowohl, soweit er für den hier entwickelten Modellteil besteht, als auch für die zukünftige Komplettierung des Modells. Außerdem wird hier vorgeschlagen, dass Konsumdaten aus der Anwendung in die Forschung zurückfließen könnten.

Dem anschließenden Fazit folgt der Anhang, der unter anderem die Ergebnisse für die übrigen Modellvarianten, eine Visualisierung des Flows und die Programmskripte enthält.

2 Ansätze zur Erfassung von Treibhausgasemissionen

In Abhängigkeit von Anwendungsfeld und Fragestellung lassen sich verschiedene, unterschiedlich etablierte, standardisierte und teils obligatorische Vorgehensweisen zur Erfassung von Treibhausgasemissionen unterscheiden. Der Betrachtungsmaßstab reicht dabei von nationalen Emissionen über subnationale Einheiten wie Regionen oder Städte bis zu Haushalten und Individuen. Oftmals sind die klimawirksamen Luftemissionen dabei nur ein Teil der erfassten Umweltwirkungen, ihnen kommt jedoch gerade im öffentlichen Diskurs die wesentliche Aufmerksamkeit zu – insbesondere in Gestalt des sogenannten CO₂-Fußabdrucks.

Der folgende Abschnitt behandelt zunächst das Konzept des CO₂-Fußabdrucks. Im Anschluss werden grundlegende Konzepte und Anwendungsebenen der THG-Erfassung thematisiert, die zentral für die weitere Arbeit sind. Betrachtet werden die staatliche Ebene, die Organisations- bzw. Unternehmensebene und die Ebene der Haushalte bzw. Einzelpersonen.

2.1 Das Konzept des CO₂-Fußabdrucks

Der Ursprung des CO₂-Fußabdrucks (oft auch *carbon footprint*, CF) ist zwar nicht gänzlich geklärt, aber wahrscheinlich ist, dass der Begriff vom in den 1990er-Jahren formulierten ökologischen Fußabdruck abgeleitet wurde (Wiedmann 2009b). Die weite Verbreitung des Begriffs, der heute vielerorts synonym für die Klimaauswirkungen einer Konsumaktivität steht, zeigt, dass es sich um ein zugängliches Konzept von großer Akzeptanz handelt. So heben etwa Weidema u. a. (2008) hervor, dass es das Konzept erlaubt, sich in der öffentlichen Präsentation auf das Wesentliche – THG-Emissionen – zu fokussieren, statt Laien mit technischen Details abzuschrecken. Diese gegenwärtige Verengung sollte natürlich niemanden darüber hinwegtäuschen, dass sich die Auswirkungen unseres Lebensstils nicht auf diese Emissionen beschränken, sondern vielmehr dazu genutzt werden, die Öffentlichkeit sukzessive für weitere Dimensionen problematischer anthropogener Umweltwirkungen zu sensibilisieren.

Trotz – oder gerade wegen – der vielfältigen Anwendung des CF gibt es keine allgemeingültige Definition des Konzepts. Als Grund dafür stellt Peters (2010) heraus, dass angesichts der vielfältigen Betrachtungsdimensionen, die von einzelnen Produkten über Haushalte bis hin zu Weltregionen reichen, fallspezifische Annahmen und Methoden Anwendung finden. Gemeinsam haben diese aber, dass sie den gesamten Lebenszyklus umfassen, also sowohl die Emissionen beinhalten sollten, die während der Herstellung eines Produkts entstanden sind, als auch diejenigen, die ggf. während der Nutzung und durch die Entsorgung entstehen. Im Folgenden unternimmt Peters den Versuch einer offenen Definition, die allen Anwendungsebenen und -szenarien gerecht werden soll:

The ‚carbon footprint‘ of a functional unit is the climate impact under a specified metric that considers all relevant emission sources, sinks, and storage in both consumption and production within the specified spatial and temporal system boundary. (Peters 2010, 245)

Zentrale Bedeutung kommt hier der Formulierung der „festgelegten räumlichen und zeitlichen Systemgrenze zu“, die den verschiedenen Betrachtungsmaßstäben Rechnung trägt. So ist bei der Betrachtung auf Ebene von Staaten und Unternehmen etwa die Betrachtung eines Jahres üblich, während sie sich bei Produkten üblicherweise auf die gesamte Lebensdauer bezieht. Außerdem wichtig ist die Inkludierung aller für die Klimawirkung „relevanten Emissionsquellen, -senken und -speicher“, denn damit sind zum einen die Produktions-,

Nutzungs- und Entsorgungsemissionen umfasst, andererseits auch Nicht-CO₂-Treibhausgase – üblicherweise gemäß des Kyoto Protokolls.¹ Auch wenn in der Vergangenheit vorgeschlagen wurde mit dem CF nur CO₂-Emissionen zu erfassen, sind solche Perspektiven die Ausnahme (Weidema u. a. 2008, 3). Deshalb werden Treibhauspotentiale (*global warming potential*, GWP), jeweils bezogen auf einen festgelegten Zeitraum (typischerweise 100 Jahre = GWP₁₀₀), verwendet, um die Treibhauswirkung anderer Gase als CO₂-Äquivalent (*CO₂-equivalent*, CO₂e) auszudrücken und mit einbeziehen zu können. Dabei hat Kohlenstoffdioxid definitionsbedingt den Faktor 1.²

2.2 Staatliche Ebene

Auf staatlicher Ebene finden drei Konzepte Anwendung, die in Abhängigkeit zueinander stehen und jeweils verschiedene Emissionen umfassen. Einen guten Überblick bietet eine von der Europäischen Umweltagentur (European Environmental Agency, EEA) veröffentlichte Übersicht über die verschiedenen Accounting-Perspektiven (2013). Unterschieden werden dort die Territorialperspektive, die Produktionsperspektive und die Konsumperspektive, wobei letztere – die für diese Arbeit zentrale Konsumperspektive – auf den Daten der Produktionsperspektive aufbaut, welche ihrerseits auf der Territorialperspektive fußt.³ Tabelle 1 liefert eine Übersicht, die durch die Abschnitte 2.2.1–3 weiter erläutert wird.

Tab. 1: Übersicht der ökonomischen Aktivitäten und ihrer Abdeckung in den verschiedenen Ansätzen der Emissionsbilanzierung, bezogen auf EU-Länder; basierend auf (EEA 2013, 33).

Ökonomische Aktivität (Güter- und Dienstleistungsflüsse)	Emissionen aus Produktion, Transport und Konsum von Gütern und Dienstleistungen		
	Territorial	Produktion	Konsum
Binnenproduktion für inländische letzte Verwendung Herstellung von Gütern und Dienstleistungen innerhalb der EU, die zur Befriedigung der EU-Endproduktnachfrage (letzte Verwendung) bestimmt sind.			
Binnenproduktion für den Export Herstellung von Gütern und Dienstleistungen innerhalb der EU, die dazu dient, die Nachfrage in Drittländern zu bedienen.			

¹ Treibhausgase gemäß des Kyoto-Protokolls sind CO₂, CH₄, N₂O, HFCs, PFCs, SF₆ (UNFCCC 2020).

² Für die Treibhauspotentiale maßgeblich sind die jeweils aktuellen GWP-Faktoren, die die 1. Arbeitsgruppe des International Panel on Climate Change (IPCC) ermittelt, derzeit gemäß des *Assessment Report 5* (AR5, 2013).

³ Alle drei Perspektiven sind nicht auf Luftemissionen beschränkt, sondern können auch auf andere Wirkungen angewendet werden.

Import von Vorleistungen zur Produktion von Gütern und Dienstleistungen für Binnenkonsum Import von Vorleistungen aus Drittländern, die für die Produktion von Gütern und Dienstleistungen verwendet werden, die innerhalb der EU konsumiert werden.			
Import von Vorleistungen zur Produktion von Gütern und Dienstleistungen für den Export Import von Vorleistungen aus Drittländern, die für die Produktion von Gütern und Dienstleistungen verwendet werden, die in Drittländer exportiert werden.			
Importierte Güter und Dienstleistungen Import von Gütern und Dienstleistungen, der EU-Konsumnachfrage deckt.			
Export importierter Güter und Dienstleistungen an Drittländer Importe von Gütern und Dienstleistungen in die EU, die exportiert werden, um Nachfrage der globalen Wirtschaft zu decken.			
Inländischer Endverbrauch (stationär) Erwerb von Gütern und Dienstleistungen und deren Konsum durch EU-Haushalte, stationäre Aktivitäten wie Kochen und Heizen.			
Inländischer Endverbrauch (mobil) Erwerb von Gütern und Dienstleistungen und deren Konsum durch EU-Haushalte, Transportaktivitäten.			
Emissionen durch ökonomische Aktivität werden in der Bilanzierungsmethode berücksichtigt. Emissionen werden im Rahmen der Bilanzierungsmethode nicht berücksichtigt. Nur diejenigen Emissionen, die innerhalb der nationalen bzw. EU-Grenzen verursacht werden, werden berücksichtigt. Nur diejenigen Emissionen, die durch gebietsansässigen Einheiten verursacht wurden, werden berücksichtigt (auch im Ausland).			

2.2.1 Territorialperspektive

Im Rahmen der Territorialperspektive werden diejenigen Emissionen erfasst, die innerhalb der Grenzen des jeweils betrachteten (Staats-)Territoriums in die Atmosphäre ausgestoßen werden. Die durch diese Methode erfassten Emissionen werden auch durch den Begriff des Emissionsinventars (*emission inventorying*) beschrieben. Die Erhebung der Emissionswerte erfolgt dabei anhand einer Reihe von Methoden, z.B. durch die kontinuierliche Überwachung der Emissionen von Industrieanlagen oder Emissionsmodellierung auf der Basis empirischer Daten. Emissionsinventare werden von verschiedenen Institutionen erhoben, häufig von staatlicher Seite durch statistischen Behörden. Dies liegt insbesondere daran, dass

es auf EU- und internationaler Ebene (etwa im Rahmen der UNFCCC) Verpflichtungen zur regelmäßigen Anfertigung von (THG-) Emissionsberichten gibt, für deren Erstellung das Territorialprinzip vorgesehen ist. Je nachdem, für welche Stelle und durch wen die Daten erhoben werden, können voneinander abweichende Systemgrenzen bei der Berechnung Anwendung finden, weswegen sich Ergebnisse unterscheiden können. Mit „jährlichen nationalen Gesamtemissionen“ ist deshalb nicht zwangsläufig das Gleiche gemeint. Unterschiede ergeben sich etwa bei der Erfassung des Landtransports (über gefahrene Kilometer vs. über Kraftstoff). Insbesondere internationale Transportemissionen werden außerdem nicht oder nur teilweise bilanziert (EEA 2013, 9–12).

Definitionsbedingt unterscheidet die Territorialperspektive nicht zwischen Emissionen durch inländische Unternehmen und Personen und ausländischen Unternehmen (internationale Konzerne mit Sitz im Ausland) und Personen (Urlauber, Dienstreisende). Ebenso erfasst sie nicht diejenigen Emissionen, die bei der Produktion der importierten Güter und Dienstleistungen entstanden sind, dafür jedoch diejenigen, die bei der Produktion der Exportwaren anfallen. Einen direkten Nachfragebezug besitzen Emissionsinventare also nicht.

Unter den drei Perspektiven leisten Emissionsinventare die unmittelbarste Erhebung von Emissionen. Außerdem werden sie im Kontext der standardisierten Berichterstattung gemäß UNFCCC jährlich detaillierten Prüfungen unterzogen. Die EEA gibt für die Daten der EU-15 in 2011 eine Unsicherheit von 1,7% an (2013, 36).

2.2.2 Produktionsperspektive

Zentral für die Produktionsperspektive sind die sogenannten gebietsansässigen Einheiten (*resident units*), die sich aus gebietsansässigen Unternehmen und Haushalten zusammensetzen. Wird die Produktionsperspektive angewendet, spricht man bei den Ergebnissen von Emissionsbilanzen (*emission accounts*). Die Datengrundlage für diese Bilanzen ist üblicherweise keine eigens dafür durchgeführte Erhebung. Stattdessen werden entweder Emissionsinventare genutzt oder aber Energiestatistiken herangezogen. In beiden Fällen ist eine detaillierte Kenntnis der den Inventaren und Energiestatistiken zugrundeliegenden Konzepte, Daten und Klassifikationen vonnöten, da die territorialen Emissionen den sie verursachenden Wirtschaftszweigen und den (nicht) gebietsansässigen Einheiten zugeordnet werden müssen. Wo Emissionen entstehen, ist bei dieser Perspektive unwichtig, vielmehr geht es darum, welche Emissionen von gebietsansässigen Einheiten verursacht wurden, egal wo.

Insbesondere im Bereich Transport ergeben sich somit Unterschiede, da auch Transportleistungen, die nicht auf dem eigenen Territorium stattfinden, den veranlassenden gebietsansässigen Einheiten zugeordnet werden.

Maßgeblich für die Methodologie ist das *System of Environmental-Economic Accounting* (SEEA) und von ihm abgeleitete Konzepte (EEA 2013, 18). Das SEEA ist als seine ökologische Erweiterung vollständig kompatibel zum *System of National Accounts* (SNA)⁴ gestaltet, sodass die gleichen Klassifikationen und Systemgrenzen Anwendung finden. Im europäischen Fall sind das für die Produktionsperspektive die Klassifikationen NACE und COICOP, auf die sowohl im Abschnitt 3.1 als auch in späteren Abschnitten noch näher eingegangen wird.

Das SEEA ermöglicht durch seine Beschaffenheit die Sichtbarmachung vieler volkswirtschaftlich-ökologischer Zusammenhänge und hilft somit, die Entwicklung an dieser Schnittstelle – etwa den Zusammenhang zwischen Ressourcenverbrauch und Wachstum, die Effektivität von Umweltschutz-Gesetzgebung, den Zustand des Naturkapitals einer Nation oder eben die Emissionen eines Wirtschaftszweiges – sowohl auf nationaler wie auch internationaler Ebene zu verfolgen und zu vergleichen. Anhand dieser Daten lässt sich auch die *environmentally-extended input-output table* (EE-IOT) erstellen, die mit ihrer Verknüpfung von Produktionsoutputs und THG-Emissionen die Grundlage der zu entwickelnden Methode darstellt.

2.2.3 Konsumperspektive

Die Konsumperspektive (*consumption-based accounting*, CBA) schließlich richtet sich nach der verursachten Endnachfrage eines Wirtschaftsraumes: Die Idee ist, dass die Endnachfrageimpulse, die von einer Nation ausgehen, der ausschlaggebende Grund dafür sind, dass Produkte, Dienstleistungen und ihre Vorleistungen hergestellt werden. Folglich werden im Rahmen der Konsumperspektive Binnenproduktion und Nettoimporte, jeweils für den Binnenkonsum, bilanziert. Exportgüter werden nicht einbezogen, da sie im Ausland nachgefragt werden. Der Blick fällt auf die inländische Nachfrage statt auf die inländische Produktion, weswegen auch ausländische Produktionsemissionen erfasst werden (siehe Tabelle 1).

⁴ Das SNA ist ein von der UNO etabliertes, weltweit gültiges System zur Erfassung volkswirtschaftlicher Statistiken. Auf seiner Grundlage werden wichtige volkswirtschaftliche Indikatoren wie etwa das BIP errechnet. Seine europäische Adaption ist das ESGV, das Europäische System Volkswirtschaftlicher Gesamtrechnungen (engl. *European System of Accounts*, ESA).

Üblicherweise werden die Analysen auf der Grundlage von Input-Output-Modellen erstellt, in denen SEEA-Luftemissionsrechnungen mit ökonomischen Daten wie Handelsvolumina verknüpft werden. Sind solche Daten nicht vorhanden, können behelfsweise auch Daten aus Emissionsinventaren herangezogen werden. Der Grund für die teils lückenhafte Datengrundlage ist, dass es im Unterschied zu Territorial- und Produktionsperspektive keine verpflichtenden Berichte gibt und – damit einhergehend – auch keine standardisierten oder gar verbindlichen Methoden (EEA 2013, 25).

Für EE-IOTs stehen zwei Vorgehensweisen zur Wahl: Entweder man begnügt sich mit einem Modell für eine Region, einem sogenannten *single-region input-output model* (SRIO), für das dann angenommen wird, dass importierte Güter und Dienstleistungen unter den gleichen Bedingungen hergestellt werden und somit die gleichen Umweltwirkungen mit sich bringen wie inländische Produkte (die *domestic technology assumption*, DTA), oder man erstellt ein *multi-regional input output model* (MRIO), was jedoch die Vereinheitlichung und Ergänzung heterogener Datenbestände von unterschiedlicher Güte notwendig macht.⁵ Abseits von europäischen MRIOs, die Eurostat zur Verfügung stellt, wurden in den letzten Jahren mehrere globale MRIO-Projekte mit verschiedenen Zielsetzungen geschaffen (siehe auch 3.1.4), darunter Exiobase, die für die vorliegende Arbeit genutzte Datenbank (siehe Abschnitt 5).

Neben der fehlenden Langzeitfinanzierung von MRIO-Projekten verringert die unzureichende internationale Datenlage die Genauigkeit und Aktualität von emissionsbasierten Modellen – ein Umstand, dem durch entsprechende Finanzierung von und ein Rahmenwerk für regelmäßige, einheitliche Datenerhebung begegnet werden könnte (EEA 2013, 39; siehe auch Abschnitt 3.1.7).

Trotz den gegenwärtigen Einschränkungen liefert die Konsumperspektive wertvolle Einblicke, denn sie gestattet die Erfassung des Footprints einer Nation über deren Grenzen hinweg. Gerade im Hinblick auf die Produktionsverlagerungen weg aus den westlichen Industrienationen, die in den letzten Jahrzehnten vielfach stattgefunden haben, sowie angesichts der insgesamt stark verflochtenen globalen Wirtschaft, die standortübergreifend produziert, spielen die indirekten Emissionen der Importe heute oftmals eine signifikante und tendenziell noch wachsende Rolle (Usubiaga und Acosta-Fernández 2015).

⁵ Eine Auswahl von EE *single-region*- und MRIO-Studien findet sich etwa bei Wiedmann (2009a, 212)

Je nach Region fällt die zu beobachtende Diskrepanz unterschiedlich aus, wie Abbildung 1 illustriert: Während die Produktionsemissionen Indiens und Indonesiens in etwa mit den jeweiligen konsumbasierten Emissionen der beiden Länder übereinstimmen, zeigt sich, dass 2007 beinahe 1,9 Gt CO₂e von Chinas THG-Emissionen auf seine Nettoexporte entfielen. Zum gleichen Zeitpunkt waren die EU-27 ein „Nettoimporteur“ von 1,65 Gt CO₂e; die USA „importierten“ immerhin 1,2 Gt CO₂e. Die gesamten CO₂e-Konsumemissionen gemäß des gleichen Modells betrugen in diesem Jahr für China 6,99 Gt, für die EU-27 6,78 Gt und für die USA 8,23 Gt⁶. Würde nicht der Konsum, sondern die Produktion betrachtet, würde Chinas Emissionsbilanz gut 27% höher ausfallen, während die Bilanz der EU-27 um 24,3% und die der USA um 14,9% geringer wären.

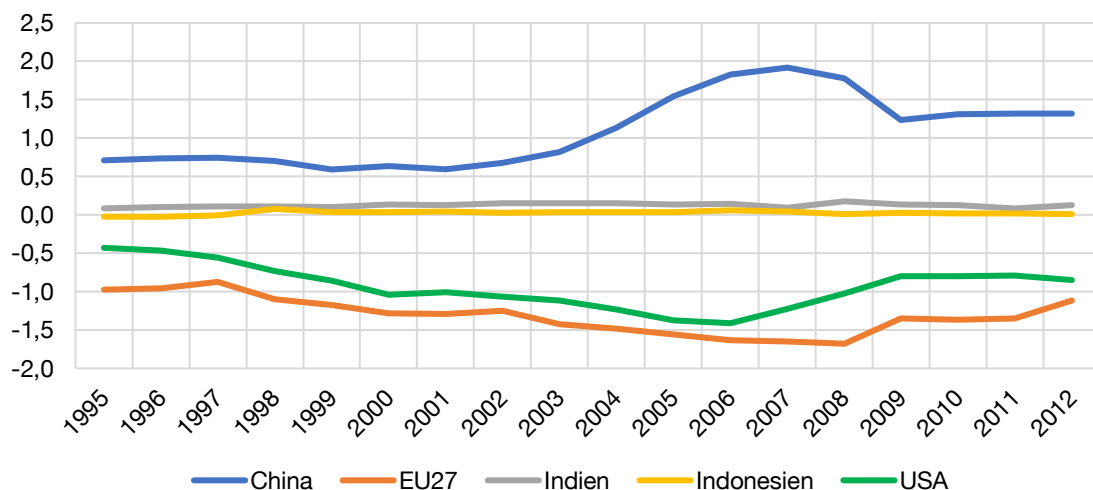


Abb. 1: Handelsbilanz ausgewählter Regionen, bezogen auf den THG-Fußabdruck der gehandelten Waren und Dienstleistungen, 1995–2012, Exiobase 3.41, alle Sektoren, alle Quellen außer LULUCF, GWP₁₀₀, Gt CO₂e; Quelle: NTNU IndEcol (2020).

2.3 Organisationsebene

Die bereits existierenden internationalen Standards – etwa die ISO 14064 Normen – für die Berichterstattung von THG-Emissionen auf Organisationsebene spiegeln zum einen den Bezug auf die Angaben des IPCC zu den THG-Faktoren wieder (DIN 2019, 3.1.1), andererseits auch die Forderung nach der Inkludierung aller relevanten – also auch der indirekten – Emissionen (DIN 2019, 5.2). Im Rahmen des *Greenhouse Gas Protocol* hat das World Resource Institute eine Einteilung der produktionsbasierten Emissionen in drei *scopes* vorgenommen: *Scope 1* erfasst dabei die direkten Emissionen, die durch ein Unternehmen auf

⁶ Via *Environmental Footprint Explorers* (NTNU IndEcol 2020), Jahr 2007, übrige Parameter siehe Abbildung 1.

seinem Betriebsgrund verursacht wurden. *Scope 2* erfasst solche, die indirekt durch den Teil des Energieverbrauchs des Unternehmens verursacht wurden, den es nicht durch eigene Energieerzeugung deckt und *scope 3* schließlich diejenigen Emissionen, die mit sämtlichen übrigen für die Produktion verwendeten Vorleistungen, den nicht firmeninternen Transport- und Distributionsdienstleistungen und der Produktentsorgung verbunden sind. Insbesondere das für Unternehmen aufwendige – und deshalb oftmals ausgelassene – Reporting zu *scope 3* spielt bei den Emissionen eine große Rolle, da hier ein Großteil der indirekten Emissionen (*embedded emissions*) anfällt, die auch für die Bilanz der Haushalte eine maßgebliche Rolle spielen (Peters 2010, 247). Von einem CF im eigentlichen Sinne sollte aber – entsprechend der Definition Peters – nur gesprochen werden, wenn tatsächlich alle maßgeblichen, also auch die *embedded emissions* des *scope 3*, berücksichtigt werden. Eine derart umfangreiche Perspektive existiert auf Produktebene mit der Ökobilanzierung: Es können – je nach Untersuchungsrahmen – die wesentlichen Emissionen des gesamten Produktlebenszyklus betrachtet werden; die Rede ist dann von einer *cradle-to-grave*-Betrachtung. Siehe dazu Abschnitt 3.2.

2.4 Haushalte und Einzelpersonen

Die Endnachfrage ist der Treiber hinter aller wirtschaftlichen Aktivität und entsprechend können die meisten industriellen Emissionen auf die Endnachfrage bezogen werden, was der konsumbasierte CF-Ansatz widerspiegelt. Da die Haushalte einen signifikanten Teil der Endnachfrage ausmachen, sind sie ein wichtiger Adressat für Bemühungen zur Reduktion von THG-Emissionen. Für diese Bemühungen sind wiederum effektive Methoden und Werkzeuge notwendig, mit denen die Auswirkungen des Individualkonsums analysiert und verschiedene Konsumententscheidungen miteinander verglichen werden können.

Während auch Institutionen und Regierungen noch Bedarfe im Hinblick auf diese Methoden und Werkzeuge haben, ist die bessere Information von Endverbraucher*innen das zentrale Anliegen der Arbeit, da sie mündige Konsumententscheidungen in Anbetracht der Klimakrise befördert.

2.4.1 Zielgruppe institutionelle und öffentliche Nutzer*innen

Zum Zwecke der Makro-Betrachtung der Haushalte wurden bisher insbesondere EE-(MR)IOTs herangezogen, da sich mit ihnen die indirekten Emissionen der Güter und Dienstleistungen, die Haushalte konsumieren, gut erfassen lassen. Ergänzt werden müssen

diese jedoch um direkte Haushaltsemissionen (insbesondere durch Verbrennung von Kraftstoffen und Heizenergieträgern), die einen nicht unwesentlichen Teil des Haushalts-Footprints ausmachen, denn in der IOT-Erweiterung sind diese direkten Emissionen allenfalls aggregiert vorhanden. Ansätze für die Berechnung finden sich bei Mayer u. a. (2014, Abschn. 4.1).

Vorhandene Footprint-Studien kombinieren IOA für indirekte und *bottom-up* Ansätze für direkte Emissionen – etwa durch die Charakterisierung von Heizungstypen, Wärmedämmung, Fahrzeugklassen und Fahrtkilometern/Jahr – und ermöglichen somit eine Unterscheidung nach Konsumkategorien, so dass Aussagen über die Zusammensetzung der Emissionen und die größten Emissionsfaktoren (Transport, Wohnen, Ernährung) getroffen werden können.⁷

Konstruktionsbedingt eingeschränkt ist die Kategorisierung des IO-Modells dadurch, dass sich veränderte Konsumgewohnheiten auf einer feiner untergliederten Produktebene nur begrenzt erfassen lassen.⁸ Die Verwendung von Ökobilanzen ist indes unter anderem dadurch limitiert, dass nicht für alle Haushaltsaktivitäten Studien existieren (Steen-Olsen, Wood und Hertwich 2016, 582–83).

Es existiert ein gewisses Ungleichgewicht zwischen Konsumdaten und Daten zur Umweltwirkung: Die Konsumstruktur der Haushalte und deren Entwicklung ist detailliert bekannt, da regelmäßig repräsentative Verbraucherbefragungen (*consumer expenditure survey*, CES) durch statistische Ämter durchgeführt werden, mit deren Hilfe sich ein genaues Bild zeichnen und dessen Veränderung gut beobachten lässt. IO-Emissionsdaten und CES wurden schon im Hinblick auf verschiedene Fragestellungen kombiniert, insbesondere solche die auf sozio-ökonomische Determinanten des Haushalts-Footprint abzielen. Insofern sie ausschließlich IO-Emissionsdaten (oder andere stark aggregierte Daten) nutzen, haben diese Ansätze gemeinsam, dass sie eine hohe Auflösung auf Seite der Nachfrage mit einer geringeren Auflösung auf der Seite der korrespondierenden Emissionsdaten verknüpfen. Die Ergänzung eines IO-Modells im Rahmen von Hybridansätzen (siehe Abschnitt 3.3) kann hier ebenso hilfreich sein, wie absehbare Verbesserungen der MRIO-Auflösungen (Steen-Olsen, Wood und Hertwich 2016, 583–84, 590). Für diese Arbeit wird deutlich, dass eine möglichst

⁷ Eine Reihe von Beobachtungen und weiterführenden Studien zum Thema Haushaltskonsum findet sich bei Druckman und Jackson (2016).

⁸ Diese schlagen sich nur über Zeit in veränderten technischen Koeffizienten nieder; siehe Abschnitt 3.1 und insbesondere 3.1.8.

hohe MRIO-Auflösung, kombiniert mit ergänzenden Methoden, unerlässlich für die Aussagekraft des zu entwickelnden Modells ist.

2.4.2 Zielgruppe Privatpersonen und -haushalte

Auf der Ebene der individuellen Verbraucher*innen (bzw. Haushalte) existieren seit einigen Jahren CF-Rechner (häufig auch „CO₂-Rechner“), mit deren Hilfe der eigene Konsum untersucht werden kann. Neben den existierenden Rechnern zeugen auch der Vormarsch von Bio- und Fairtrade-Produkten oder das Aufkommen einer Vielzahl von Labels, die die Einhaltung von Sozial- und Umweltstandards signalisieren, davon, dass in den Bevölkerungen großes Informationsinteresse und die Bereitschaft zur Änderung des eigenen Konsumverhaltens vermehrt bestehen.

Dieses Potential zu nutzen ist angesichts des lahmenden Fortschritts bei der Reduktion des THG-Ausstoßes durch Regierungsinterventionen umso wichtiger. Verbraucher*innen müssen zunehmend in die Lage versetzt werden, die Klimawirkung ihres Konsums und deren Zusammensetzung zu verstehen. Insbesondere, da die Auswirkungen des eigenen Konsums oftmals stark unterschätzt werden, ist eine grundlegende Aufgabenstellung, dass Verbraucher*innen ein realistisches Gefühl dafür entwickeln (bzw. vertiefen), wie sich ihr Konsum auswirkt. Dabei hat sich gezeigt, dass Bildungsmaßnahmen weniger hilfreich sind, als es das eigene Erfahren und Entdecken ist, das durch CF-Rechner ermöglicht wird (West u. a. 2016, 397).

CF-Rechner lassen sich grob in zwei Generationen teilen, wobei die Angebote der ersten Generation lediglich die Energieemissionen berechnet haben – analog zu den oben erwähnten *bottom-up* Methoden im Hinblick auf Heizen, Fahrtkilometer, Bewohner*innen im Haushalt – während indirekte Emissionen außen vor blieben. Erst die Rechner der zweiten Generation erfassen ein holistisches Bild, indem sie neben den Energieemissionen auch die mit der Produktion von Konsumgütern verbundenen Emissionen berechnen, wofür wiederum IO-Methoden zum Einsatz kommen (West u. a. 2016, 398).

Gängige Footprint-Rechner⁹ unterscheiden sich hinsichtlich ihrer Komplexität, wobei ein Spannungsfeld zwischen Bedienbarkeit und Genauigkeit des Ergebnisses besteht: Je mehr Daten – evtl. sogar von Nebenkostenabrechnungen – angegeben werden müssen, desto größer wird die Nutzungshemmschwelle. Gleichzeitig kann das Ergebnis nur dann individuell sein, wenn individuelle Daten vorliegen.

Einige Rechner bieten neben Aussagen über den Ist-Zustand noch die Möglichkeit, Szenarien für die Reduktion des persönlichen Footprints zu erstellen, indem sie die Hotspots des eigenen Verbrauchs aufzeigen und Verbesserungen nahelegen (so der *KlimAktiv-Rechner*; siehe Fußnote). Mehrmalige Nutzung und der Vergleich zwischen verschiedenen Ergebnissen ist ebenfalls vorgesehen, es bleibt bisher aber bei Momentaufnahmen, da kein fortlaufendes Tracking (wie etwa im Fitness-Bereich) erfolgt. Auch der Vergleich mit dem persönlichen Umfeld wird nur in wenigen Fällen realisiert, obwohl er dazu führen könnte, dass soziale Dynamiken entstehen, die die THG-Reduktion vorantreiben (West u. a. 2016, 398).

3 Methoden

Die maßgeblichen Methoden für die Bestimmung des Carbon Footprints sind Input-Output-Analyse und die Ökobilanzierung. Im folgenden Abschnitt werden die Grundlagen dieser Methoden erläutert. Im Anschluss wird eine mögliche Kombination der Methoden thematisiert. Auf dieser Grundlage wird dann in Abschnitt 4 der methodische Ansatz der Arbeit dargestellt.

3.1 Input-Output-Analyse

Neben einem kurzen Überblick über die Methode und einem Verweis auf weiterführende Literatur und Ressourcen wird auf im Kontext der Arbeit relevante Details der Input-Output-Analyse eingegangen. Dazu zählen die Umwelterweiterung der IOA, die multiregionale bzw. globale Betrachtung (MRIO), die verschiedenen Klassifikationen und ihre Funktionen, die Bedeutung der Preiskonzepte der IOA und die maßgeblichen Überleitungsverfahren, die für den Übergang von Aufkommens- und Verwendungstabellen (*monetary supply-use*

⁹ Als Beispiele seien hier die Rechner von KlimAktiv (über das UBA verfügbar unter: https://uba.co2-rechner.de/de_DE/), ESU-services (über den WWF unter <https://www.wwf.de/themen-projekte/klima-energie/wwf-klimarechner/>) oder – unter Verwendung des ökologischer Fußabdrucks – des österreichische Bundesministeriums für Nachhaltigkeit und Tourismus (via <https://www.mein-fussabdruck.at/>) genannt.

table, MSUT) zur Input-Output-Tabelle (IOT) Anwendung finden. Zuletzt werden die Grenzen der IOA betrachtet.

3.1.1 Grundlagen

Die Input-Output-Analyse in ihrer modernen Form ist eine von Wassily Leontief in den 1930er und -40er Jahren entwickelte Methode zur Betrachtung und Analyse der Produktionsverflechtungen innerhalb einer Volkswirtschaft. Für seine Arbeit erhielt Leontief im Jahr 1973 den Nobelpreis für Wirtschaftswissenschaften.

Zentrale Elemente der Methode sind einerseits die Outputs, die eine Branche produziert, und andererseits die Inputs – die sogenannten Vorleistungen –, die sie dafür benötigt. Teil der Endnachfrage bzw. der letzten Verwendung sind diejenigen Outputs, die nicht weiter in der Volkswirtschaft zirkulieren (Kuhn 2010, 18).

Typischerweise werden Inputs und Outputs nicht in physikalischen Größen angegeben, sondern durch ihren Geldwert quantifiziert, jedoch existieren auch Hybrid-IOTs, die physikalische Einheiten nutzen.¹⁰ Ein grundlegendes Charakteristikum der IOA ist die Darstellung der Volkswirtschaft als einen geschlossenen Kreislauf in tabellarischer Form, ein Ansatz, den Leontief selbst auf François Quesnays *Tableau économique* aus dem Jahr 1758 zurückgeführt hat.¹¹

Die IOA ermöglicht strukturelle Untersuchungen der Wirtschaft; mit ihr lassen sich z.B. die Effekte von Nachfrageänderungen auf die gesamte Produktion der Volkswirtschaft modellieren, da mittels der Leontief-Inverse (siehe unten) auch indirekte Produktionseffekte berücksichtigt werden können. Wird die Tabelle um entsprechende Datensätze erweitert, können darüber hinaus auch sozioökonomische Effekte, etwa auf die Beschäftigung, oder aber Umwelteffekte modelliert werden. Damit ist die IOA für statistische Ämter und andere Regierungsbehörden von großem Nutzen, die mit ihrer Hilfe volkswirtschaftliche Indikatoren berechnen oder etwa die Auswirkungen geplanter wirtschafts-, sozial- oder umweltpolitischer Maßnahmen abschätzen. Daneben findet die Methode auch in Wissenschaft und Wirtschaft vielfältig Anwendung. Maßstab und Auflösung der IOA sind flexibel: Neben IOTs auf nationaler Ebene sind auch regionale Modelle (etwa im Maßstab von Bundesländern oder Städten) im Gebrauch, ebenso wie die globalen Datenbanken, die im Kontext dieser

¹⁰ Neben der monetären Version von Exiobase 3 wird z.B. auch eine Hybridversion angeboten.

¹¹ Quesnay wiederum war von mehreren Vordenkern beeinflusst. Eine detaillierte historische Darstellung der Entwicklung der IOA findet sich bei Miller und Blair (2009, 724–37).

Arbeit verwendet werden. Beide Ebenen sind Gegenstand der fortwährenden Weiterentwicklung und Anwendung der Methode.

Die Input-Output-Rechnung ist ein etablierter, unerlässlicher Bestandteil der Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung (VGR, engl. *National Accounts*), deren Ziel es ist, „für einen bestimmten Zeitraum ein möglichst umfassendes, übersichtliches, hinreichend gegliedertes, quantitatives Gesamtbild des wirtschaftlichen Geschehens in einer Volkswirtschaft zu geben“ (Destatis 2019a, 3). Die VGR liefert damit eine zentrale makroökonomische Grundlage für die Beurteilung einer Volkswirtschaft und ihrer Entwicklung.

Die Methoden der VGR – und damit die Input-Output-Analyse – finden weltweit Anwendung und sind seit über 65 Jahren international standardisiert, was Vergleichbarkeit ermöglicht und unter anderem die Grundlage für die multiregionale IOA schafft. Die UNO veröffentlichte erstmals 1953 das *System of National Accounts* (SNA), das sie inzwischen mit der Europäischen Kommission, dem Internationalen Währungsfonds, der OECD und der Weltbank herausgibt. Auf europäischer Ebene existiert außerdem das *Europäische System Volkswirtschaftlicher Gesamtrechnungen* (ESVG), welches auf dem SNA aufbaut. Daneben gibt es zahlreiche nationale Adaptionen des SNA.

3.1.2 Aufbau und mathematische Grundlagen

Zur Illustration des Aufbaus dient an dieser Stelle eine vereinfachte IOT des Statistischen Bundesamtes (Destatis):

Abb. 2: Vereinfachte IOT ohne Erweiterungen; drei Produktionsbereiche und Quadranteneinteilung; nach Kuhn (2010, 15) und Eurostat (2008, 28); Zahlen der dt. IOT für 2006 in Mrd. Euro.

Outputs \ Inputs	Produktionsbereiche			Letzte Verwendung			Gesamte Verwendung
	Agrar- u. Forstwirtschaft	Industrie	Dienstleistungen	Konsum	Brutto-Investitionen	Exporte	
Agrar- u. Forstwirtschaft	8,2	32,6	3,6	15,9	4,4	6,4	71,1
Industrie	12,4	972,2	159,5	357,0	329,0	864,6	2.685,7
Dienstleistungen	11,4	350,5	726,2	1.237,8	55,5	159,2	2.540,7
Vorleistungen bzw. letzte Verwendung (Herstellungspreise)	31,9	1.355,3	889,3	1.610,7	379,9	1.030,2	5.297,4
Gütersteuern abzgl. Subventionen	1,1	13,7	44,6	139,7	29,4	-0,2	228,3
Vorleistungen bzw. letzte Verwendung (Anschaffungspreise)	33,0	1.369,0	933,9	1.750,4	409,3	1.030,0	5.525,7
Arbeitnehmerentgelte im Inland	7,8	370,9	771,0				1.149,7
Subventionen	-7,3	9,6	23,2				25,5
Abschreibungen	7,2	75,2	260,8				343,2
Nettobetriebsüberschuss	9,5	113,6	451,9				575,0
Bruttowertschöpfung	17,2	569,3	1.506,9				2.093,4
Produktionswert	50,2	1.938,3	2.440,8				4.429,3
Importe gleichartiger Güter	21,0	747,4	99,9				868,3
Gesamtes Güteraufkommen	71,1	2.685,7	2.540,7				5.297,4

Folgt man der von Destatis verwendeten Terminologie, so ist die Vorleistungsmatrix (auch Matrix des intermediären Verbrauchs genannt) der erste von insgesamt vier Quadranten (Q1) der IOT. Daneben beinhaltet der zweite Quadrant die Endnachfragematrix (Matrix der letzten Verwendung), der dritte Quadrant enthält unter anderem die Matrix der Primärintputs und der vierte Quadrant lediglich die Nettogütersteuern und den Bruttogesamtwert der letzten Verwendung (Kuhn 2010, 15–17).

Für die Modellierung der Produktionseffekte von besonderer Bedeutung ist die Vorleistungsmatrix; sie wird üblicherweise mit Z bezeichnet. Außerdem notwendig ist die Endnachfragematrix; sie heißt konventionsgemäß F , ein Endnachfragevektor f . Der Vektor des gesamten Güteraufkommens heißt x .¹²

Wenn die betrachtete ökonomische Einheit aus n Sektoren¹³ besteht, z_{ij} die Nachfrage nach dem Output des Sektors i durch den Sektor j darstellt und f_i die Endnachfrage nach dem Output des Sektors i , dann ist das jeweilige Gesamtaufkommen x_i :

$$x_i = z_{i1} + \dots + z_{ij} + \dots + z_{in} + f_i = \sum_{j=1}^n z_{ij} + f_i$$

Mit

$$x = \begin{pmatrix} x_1 \\ \vdots \\ x_n \end{pmatrix}, Z = \begin{pmatrix} z_{11} & \dots & z_{1n} \\ \vdots & \ddots & \vdots \\ z_{n1} & \dots & z_{nn} \end{pmatrix} \text{ und } f = \begin{pmatrix} f_1 \\ \vdots \\ f_n \end{pmatrix}$$

lässt sich der Zusammenhang für die gesamte IOT kompakt in Matrix-Schreibweise ausdrücken als:

$$x = Zi + f$$

Wobei i einen Spaltenvektor von n Einsen darstellt, der auch als Summationsvektor bezeichnet wird. Hiermit wird Z zeilenweise zu einem Vektor summiert.

Auf Grundlage von Z und x lässt sich weiter die Matrix der technischen Koeffizienten A definieren, deren Elemente a_{ij} man erhält durch:

¹² Die mathematische Darstellung und Terminologie ist weitestgehend übernommen von Miller und Blair (2009, insbesondere Kapitel 2, 9 und 10), weitere Zusammenhänge finden sich dort. Davon abweichend wird die Endnachfragematrix in Pymrio als Y bezeichnet. Eine Übersicht der Bezeichnungen findet sich im Anhang zu Abschnitt 6.2.

¹³ Sektoren sind hier als Platzhalter für entweder Gütergruppen oder Industrien zu verstehen. Zu dieser Unterscheidung siehe Abschnitt 3.1.7.

$$a_{ij} = \frac{z_{ij}}{x_j}$$

Somit drückt a_{ij} aus, welchen Anteil der Input z_{ij} am gesamten Output x_j des Sektors j hat.

Mit der Matrix der technischen Koeffizienten

$$A = \begin{pmatrix} a_{11} & \cdots & a_{1n} \\ \vdots & \ddots & \vdots \\ a_{n1} & \cdots & a_{nn} \end{pmatrix}$$

sind die Produktionszusammenhänge innerhalb der betrachten Ökonomie und für den betrachteten Zeitraum hinsichtlich der Güterflüsse der intermediären Matrix vollständig und generalisiert beschrieben. Die primären Inputs, insbesondere Arbeitskraft und Produktionsmittel, sowie im nicht-multiregionalen Modell die Importe – in Abbildung 2 alle Elemente des Quadranten 3 –, bleiben außen vor.

Aus $a_{ij} = \frac{z_{ij}}{x_j}$ folgt $a_{ij}x_j = z_{ij}$, womit

$$x_i = \sum_{j=1}^n a_{ij}x_j + f_i$$

und umgestellt:

$$x_i - \sum_{j=1}^n a_{ij}x_j = f_i$$

In Matrix-Schreibweise kann dies ausgedrückt werden als:

$$(I - A)x = f$$

Durch Umstellen gelangt man schließlich zu:

$$x = (I - A)^{-1}f = Lf$$

I bezeichnet die Einheitsmatrix. Mit der Inverse von $(I - A)$ ist die Leontief-Inverse L , die Matrix der gesamten Produktionseffekte, gefunden. Mit ihr lassen sich alle indirekten Produktionseffekte einer beliebigen Endnachfrage f modellieren.

Einige der Annahmen, die diesem Vorgehen zugrunde liegen, werden in den Abschnitten 3.1.7 und 3.1.8 thematisiert. Eine ausführlichere Darstellung der Modellcharakteristika findet sich bei Miller und Blair (2009, Kap. 2).

3.1.3 Umwelt- und andere Erweiterungen der Input-Output-Analyse

Wie bereits erwähnt, ist die Erweiterung des IO-Modells um verschiedene Daten, etwa sozio-ökonomische oder umweltbezogene, gängige Praxis. Grundsätzlich lässt sich jede Auswirkung einer wirtschaftlichen Aktivität, von der man annimmt, dass sie linear mit der Menge des Outputs korreliert, als Teil einer Koeffizientenmatrix in ein Input-Output-Modell integrieren (Miller und Blair 2009, Kap. 10). So etwa – wie im Fall von Exiobase und WIOD – Landnutzung, Energieverbrauch, Wasserverbrauch oder Produktionsemissionen. Der Terminologie von Exiobase folgend, werden im Folgenden alle inkludierten Erweiterungsdaten zusammengefasst als Stressoren bezeichnet. Allgemein ausgedrückt kann dann mithilfe einer Matrix der direkten Stressorkoeffizienten

$$D = \begin{pmatrix} d_{11} & \cdots & d_{1n} \\ \vdots & \ddots & \vdots \\ d_{m1} & \cdots & d_{mn} \end{pmatrix}$$

deren Elemente d_{kj} das Aufkommen eines jeden Stressors k innerhalb eines Sektors j je monetärer Einheit Output (also z.B. je Euro Output) ausdrücken, in Kombination mit der Leontief-Inverse das Gesamtaufkommen der Stressoren x^d berechnet werden, das durch eine Endnachfrage entsteht:

$$x^d = [DL]f$$

$[DL]$ kann dabei als Matrix der gesamten Stressorkoeffizienten verstanden werden. Innerhalb der MRIOT-Programmierungsumgebung wird diese Matrix mit **M** bezeichnet. D heißt dort **S**, die Matrix des absoluten Stressoraufkommens **F**.¹⁴

Im Kontext dieser Arbeit ist die Submatrix D^p von Interesse, die sich auf diejenigen Stressoren beschränkt, die Treibhausgasemissionen darstellen. Den Vektor der gesamten THG-Emissionen einer Nachfrage x^p erhält man durch:

$$x^p = [D^p L]f$$

3.1.4 Multiregionale Input-Output-Analyse

Durch die Effekte der Globalisierung, insbesondere die Internationalisierung von Lieferketten und umfängliche Produktionsauslagerungen westlicher Industrienationen, ist die klassische, nationale Betrachtung einer Volkswirtschaft vielerorts nicht mehr ausreichend, um

¹⁴ Zur Unterscheidung werden die Variablen der Programmierungsumgebung **fett** dargestellt, während die übrigen Variablen *kursiv* geschrieben sind.

ökonomische Fragestellungen befriedigend beantworten zu können. So benötigt die Untersuchung der Wechselwirkungen von Handel und Emissionen ebenso eine internationale Perspektive, wie das auch die Frage nach der Emissionsverantwortung tut (siehe Abschnitt 2.2.3).

Eine Antwort auf diesen Bedarf sind die ambitionierten globalen MRIO-Projekte, die im Verlaufe der letzten Dekade initiiert wurden: WIOD, Eora, Exiobase und GTAP (post-GTAP 8). Die Projekte sind dabei vor erhebliche Herausforderungen gestellt: Die Zusammenstellung einer MRIO ist sehr ressourcenaufwändig, da eine große Menge von Daten zusammengetragen und harmonisiert werden muss. Daten müssen ebenso disaggregiert werden, wie Strategien für den Umgang mit nicht vorhandenen Daten – insbesondere für die internationalen Handelsflüsse – gefunden werden müssen (Wiedmann u. a. 2011).

Die Idee der MRIO-Analyse reicht jedoch weiter in die Vergangenheit: Die Entwicklung der multiregionalen Analyse begann bereits Anfang der 1950er Jahre mit Isard (1951), der mehrere Regionen einer Nation – genauer US-Bundesstaaten – betrachtete. Nationsübergreifende Modelle für verschiedene Fragestellungen folgten in den 1960er Jahren und wurden weiter ausgebaut. Eine Übersicht der Entwicklung bis zu den globalen Projekten findet sich bei Dietzenbach und Tukker (2013, 2–5).

Für das multiregionale bzw. globale IO-Modell ist das Vorgehen analog zu einer nationalen IOT. Für das in 3.1.2 vorgestellte Modell bedeutet das, dass beide Dimensionen der Matrix Z , entsprechend der Anzahl der inkludierten Regionen m , um ein m -faches größer werden. Die Elemente, z_{ij}^{rs} , in Z werden um die Indizes Ursprungsregion r und Zielregion s mit jeweils m Elementen erweitert. Z lässt sich in Submatrizen Z^{rs} untergliedern

$$Z = \begin{pmatrix} Z^{11} & \dots & Z^{1m} \\ \vdots & \ddots & \vdots \\ Z^{m1} & \dots & Z^{mm} \end{pmatrix}$$

mit Submatrizen der Form:

$$Z^{rs} = \begin{pmatrix} z_{11}^{rs} & \dots & z_{1n}^{rs} \\ \vdots & \ddots & \vdots \\ z_{n1}^{rs} & \dots & z_{nn}^{rs} \end{pmatrix}$$

In Z befinden sich die Binnenflüsse der Regionen innerhalb der Submatrizen der Hauptdiagonalen Z^{rr} , während die Nebendiagonalen die Matrizen aller interregionalen Vorleistungsflüsse enthalten. Die Zeilen enthalten jeweils den gesamten Vorleistungsoutput der

Regionen, während die Spalten den gesamten Vorleistungsinpud der Regionen enthalten. Die Import- und Exportvektoren der nationalen IOT entfallen.

Die Matrix A wird ebenfalls um die Indizes r und s erweitert. Terminologisch handelt es sich nicht länger um eine Matrix der *technischen*, sondern um eine Matrix der *interregionalen* Inputkoeffizienten, mit Elementen a_{ij}^{rs} . Auch sie lässt sich in Submatrizen A^{rs} gliedern

$$A = \begin{pmatrix} A^{11} & \dots & A^{1m} \\ \vdots & \ddots & \vdots \\ A^{m1} & \dots & A^{mm} \end{pmatrix}$$

mit Submatrizen der Form:

$$A^{rs} = \begin{pmatrix} \frac{z_{11}^{rs}}{x_1^s} & \dots & \frac{z_{1n}^{rs}}{x_n^s} \\ \vdots & \ddots & \vdots \\ \frac{z_{n1}^{rs}}{x_1^s} & \dots & \frac{z_{nn}^{rs}}{x_n^s} \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} a_{11}^{rs} & \dots & a_{1n}^{rs} \\ \vdots & \ddots & \vdots \\ a_{n1}^{rs} & \dots & a_{nn}^{rs} \end{pmatrix}$$

Da sich die logische Struktur der IOT nicht verändert, gelten weiterhin die in 3.1.2–3 beschriebenen Zusammenhänge.

3.1.5 Klassifikationen

Im Zusammenhang mit der VGR existieren verschiedene, anwendungsspezifische Klassifikationen, deren Anwendung durch das ESVG verbindlich geregelt ist. Beispiele für die verschiedenen Anwendungen sind z.B. die Gliederung von Wirtschaftszeigen, Produkten oder Konsumausgaben. Nationale Adaptionen, beispielsweise die österreichische ÖCPA, sind stets vollständig strukturell kompatibel zu den durch das ESVG vorgegebenen Klassifikationen. Diese europäischen Klassifikationen sind ihrerseits wieder von UN-Klassifikationen abgeleitet, wobei auch hier weitestgehend strukturelle Kompatibilität besteht. Als Beispiel sei die Relation CPC (*Central Product Classification*, UN-Ebene), CPA (*Classification of*

Products by Activity, EU-Ebene) und ÖCPA (nationale Ebene) genannt. Detaillierte Informationen zu einer Vielzahl von internationalen Klassifikationen sind über RAMON¹⁵ erhältlich, Informationen zu nationalen Klassifikationen über die jeweiligen statistischen Ämter.

Im Kontext dieser Arbeit ist der Übergang zwischen verschiedenen Klassifikationen bzw. Klassifikationsversionen von Bedeutung, da er an mehreren Stellen notwendig wird (siehe Abschnitt 6.4). Tabelle 2 enthält die Klassifikationen, die für das Vorgehen relevant sind.

Tab. 2: Übersicht der relevanten Klassifikationen; Beschreibungen weitestgehend nach RAMON (Eurostat).

Name	Ebene	Beschreibung
<i>Classification of Products by Activity</i> (CPA)	europäisch	Europäische Version der CPC; verbindliche Produktklassifikation innerhalb der Europäischen Union. Verwendung in der VGR, Klassifikation der <i>product-by-product</i> IOT.
<i>Classification of Individual Consumption by Purpose</i> (COICOP)	weltweit	Liefert homogene Kategorien für Produkte und Dienstleistungen, die von Haushalten konsumiert werden. Verwendung für VGR, Haushaltsbudget-erhebungen (HBS), Preisstatistiken.
<i>International Standard Industrial Classification</i> (ISIC)	weltweit	Klassifikation der Wirtschaftszweige nach deren Aktivität. Verwendung für VGR, Unternehmensregister, diverse Industriestatistiken.
<i>Statistical Classification of Economic Activities in the European Community</i> (NACE)	europäisch	Europäische Version der ISIC.

3.1.6 Preiskonzepte

Die in der Input-Output-Rechnung verwendeten Preiskonzepte werden ebenfalls durch das ESVG (bzw. SNA) vorgegeben. In der Aufkommenstabelle werden die Produktionswerte zu Herstellungspreisen (*basic prices*) angegeben und dann in Anschaffungspreise (*purchasing prices*) überführt. In der Verwendungstabelle werden Anschaffungspreise genutzt, in der Input-Output-Tabelle wiederum Herstellungspreise.

¹⁵ *Reference and Management of Nomenclatures*, Eurostats Metadatenserver, erreichbar via <https://ec.europa.eu/eurostat/ramon>. RAMON liefert auch Informationen über die Herausgeber und den Verwendungszweck von Klassifikationen, sowie über die Beziehungen zwischen den Klassifikationen.

Der Herstellungspreis setzt sich dabei aus den Kosten der Vorleistungen und dem Geldwert der verwendeten Produktionsfaktoren (Q3 in Abb. 2) zusammen. Gewährte Gütersubventionen sind im HP bereits berücksichtigt (verringern diesen). Der Anschaffungspreis beinhaltet alle zu zahlenden Nettogütersteuern (d.h. Steuern abzüglich der Subventionen) sowie die Handels- und Transportmargen. Für die Überführung gilt also:

Durch Abzug der im Anschaffungspreis enthaltenen Gütersteuern, Addition der ihm zuzurechnenden Gütersubventionen sowie Nachweis der Handelsspannen bei den Handelsleistungen und nicht bei den gehandelten Gütern wird der Anschaffungspreis in den Herstellungspreis überführt. (Kuhn 2010, 37)

Da in der IOT Herstellungspreise verwendet werden, die erfassten Konsumausgaben jedoch in Anschaffungspreisen vorliegen, wird ebendiese Überführung notwendig. Ihre Umsetzung ist in Abschnitt 6.4.4 beschrieben.

3.1.7 Verfahren zur Überleitung

Die Input-Output-Tabelle stellt ein Modell dar, das Informationen über das Aufkommen und die Verwendung von Gütern vereint. Als empirische Grundlage dafür dienen die Aufkommens- und Verwendungstabellen (*supply and use tables*, SUTs), deren Informationen in einem mehrstufigen Verfahren abgestimmt und in das symmetrische IO-Modell „übergeleitet“ werden. Notwendig wird dies, da die Produktionsstrukturen innerhalb einer Volkswirtschaft nicht symmetrisch sind: Produktionsbereiche produzieren oftmals mehr als ein Gut, neben ihren Hauptprodukten fallen Nebenprodukte an. Genau diese Flüsse bilden die Aufkommens- und Verwendungstabellen ab; sie enthalten typischerweise mehr Produkte als Industrien und Verwenden eine Produkt- sowie eine Güterklassifikation (im europäischen Fall: CPA und NACE). Gleichzeitig werden die Inputs der Produktionsbereiche nicht nach Haupt- und Nebenprodukten, für die sie verwendet werden, untergliedert.

Die „reinen“ Inputstrukturen der fiktiven homogenen Produktionsbereiche müssen also auf Grundlage der SUTs geschätzt werden, wofür mehrere Vorgehensweisen existieren, denen wiederum unterschiedlich plausible Annahmen zugrunde liegen. Die Vorgehensweisen wurden bereits im SNA 1968 beschrieben und resultieren in zwei Typen von Input-Output Tabellen: *product-by-product*-Tabellen (pxp) und *industry-by-industry*-Tabellen (ixi). Eine ausführliche Beschreibung zu diesen Annahmen liefert das Manual von Eurostat (2008, Kap. 11). Grundsätzlich wird zwischen vier Annahmen unterschieden:

Tab. 3: Übersicht der vier Modelle zur Erstellung von IO-Tabellen; nach Eurostat (2008, 310).

		Product-by-product Input-Output-Tabelle	Industry-by-industry Input-Output-Tabelle
Technologie	Gütertechnologie-an- nahme	Modell A Jedes Produkt wird auf eine spezifische Art hergestellt, unabhängig davon, wo es produziert wird <i>Negative Elemente möglich</i>	
	Industrietechnologie- annahme	Modell B Jeder Wirtschaftsbereich hat eine spezifische Art, zu produzieren, unabhängig davon, wie sein Produktmix aussieht <i>Keine negativen Elemente</i>	
Vertriebsstruktur	Fixe Industriever- triebsstruktur		Modell C Jeder Wirtschaftsbereich hat eine spezifische Absatzstruktur, unabhängig davon, wie sein Produktmix aussieht <i>Negative Elemente möglich</i>
	Fixe Produktvertriebs- struktur		Modell D Jedes Produkt hat eine spezifische Absatzstruktur, unabhängig davon, welcher Wirtschaftsbereich es produziert <i>Keine negativen Elemente</i>

Vergleicht man die vier Modelle, so fällt auf, dass sie teils nur bedingt plausibel sind: Modell B impliziert etwa, dass die Inputs eines Wirtschaftsbereiches sich nicht verändern, unabhängig davon, welcher Output betrachtet wird. Dies ist allerdings nur dann der Fall, wenn die Nebenprodukte im gleichen Prozess anfallen, wie die Hauptprodukte. Verbreiteter ist, dass subsidiäre Produktion innerhalb eines Wirtschaftsbereiches stattfindet, etwa, wenn ein Produzent von Baustoffen auch Planungsdienstleistungen anbietet. Hier ergibt die Annahme gleicher Inputstrukturen für die verschiedenen Outputs (Baustoffe, Planungsdienstleistungen) wenig Sinn. Modell C impliziert indes, dass ein Wirtschaftsbereich all seine Produkte in gleichen Proportionen an andere Wirtschaftsbereiche und Endverbraucher absetzt, unabhängig davon, um welche Produkte es sich handelt. Auch wenn das z.B. bei mit Hardware vertriebener Software der Fall ist, sind solche Konstellationen die Ausnahme. Aus diesem

Grund ist die Verwendung der Modelle B und C unüblich und wird seitens Eurostat nicht empfohlen. Am häufigsten findet stattdessen die Gütertechnologieannahme (Modell A) Anwendung (Eurostat 2008, 310–18, 2014, Abs. 9.56).

Da eine pxp-Tabelle nach Modell A die homogensten Flüsse liefert und sich damit am besten für eine IOA eignet, wird die Gütertechnologieannahme bevorzugt angewendet. Eine Schwierigkeit dieser Anwendung ergibt sich jedoch daraus, dass unwahrscheinliche und negative Elemente aus dem Verfahren resultieren können, die es zu korrigieren gilt.¹⁶ Diese Korrektur entfällt bei Verwendung des Modells D. Ein weiterer Vorteil der Produktvertriebsstrukturannahme ist, dass die resultierende ixi-Tabelle näher an den SUT-Daten liegt (Eurostat 2008, 319).

Da der Umfang der sekundären Produktion EU-weit gering ist, fällt die Differenz zwischen pxp- und ixi-IOTs insgesamt gering aus. Das Eurostat Manual konstatiert, dass insofern beide Versionen eine gute IOA-Grundlage darstellen (2008, 309).

3.1.8 Grenzen der Input-Output-Analyse

Die Input-Output-Analyse ist ein starkes analytisches Werkzeug, insbesondere durch die Eleganz, mit der sie indirekte Produktionseffekte über alle Ebenen modelliert, aber ihr sind – wie jedem Modell – auch Grenzen gesetzt. Hier ist eine nützliche Unterscheidung die zwischen modellimmanenten Grenzen und solchen, die sich theoretisch erweitern ließen.

Eine immanent Beschränkung stellen etwa die fixen Inputkoeffizienten a_{ij} dar: Durch sie wird die Berechnung der Produktionseffekte zwar ermöglicht, aber sie ist mit der Annahme verbunden, dass die Inputs linear mit dem Output skalieren: Wenn doppelt so viel Output nachgefragt wird, wird sich die Menge der Inputs verdoppeln und deren Zusammensetzung sich nicht verändern. In der Realität auftretende Skaleneffekte werden in der IOA also ignoriert, stattdessen wird von konstanten Skalenerträgen ausgegangen (Miller und Blair 2009, Kap. 2.2.2). Ebenso ist durch die Matrix A ein Produktionsweg für jedes Produkt bestimmt, auch wenn tatsächlich mehrere Produktionswege existieren (wie z.B. häufig in der chemischen Industrie).

In Anbetracht der kleinen Nachfragebeträge, mit denen in der zu entwickelnden Anwendung gearbeitet wird, relativiert sich die Rolle der fixen Inputkoeffizienten jedoch wieder,

¹⁶ Strategien für die Korrektur der negativen Elemente werden in Kapitel 11.4.4 des Eurostat Manuals (2008) erläutert.

da die Nachfragen für sich keine strukturelle Änderung der Volkswirtschaft hervorrufen werden. Zusammengenommen tun sie das jedoch fortwährend, weswegen stets möglichst aktuelle IOTs verwendet werden sollten. Denkbar wäre, dass neue Nachfragen (z.B. im Bereich der „Trend-Lebensmittel“ nach pflanzlichen Milchalternativen, Sojaprodukten, Avocados, etc.) die Produktions- und Handelsstrukturen überregional in kurzer Zeit verändern, was sich wiederum (wenn auch geringfügig) in der intermediären Matrix niederschlägt und nur im Modell erfasst werden kann, wenn die verwendeten Daten möglichst aktuell sind.

Eine weitere immanente Beschränkung stellt die Annahme dar, dass Produkte stets und für alle Marktteilnehmer zu den gleichen Preisen erhältlich sind. In der Realität ist das Verhältnis vom Preis zur Warenmenge jedoch deutlich komplizierter. Neben Rohstoffpreisänderungen oder etwa Mengenrabatten, die im Vergleich von großen Stückzahlen und einzelhandelstypischen eine Rolle spielen, gibt es auch starke Preisfluktuationen bei Dienstleistungen: Ein Bahnticket zweiter Klasse, das mehrere Monate im Voraus gebucht wurde, ist um ein Vielfaches günstiger, als eines, das am Reisetag für die erste Klasse des gleichen Zuges gekauft wurde. Die gleiche Strecke wird jedoch zurückgelegt und entsprechend unterscheiden sich die Umweltwirkungen weniger stark als die Preise.

Eingeschränkt ist die Aussagekraft des Preises auch dann, wenn die betrachteten Wirtschaftsbereiche oder Gütergruppen aufgrund ihres Aggregationsniveaus sehr heterogen sind und sich die Produkte hinsichtlich ihrer Inputs und resultierenden Umweltwirkungen stark unterscheiden (Suh u. a. 2004, 659). Ein geläufiges Beispiel ist das der Lebensmittel: Je nach individuellen Ernährungsgewohnheiten können Einkäufe gleichen Geldwertes sich hinsichtlich ihrer Footprints stark unterscheiden. Während 100g Rinderprotein mit durchschnittlich 50 kg CO₂e zu Buche schlagen, verbuchen 100g Geflügelprotein im Durchschnitt gerade einmal 5,7 kg CO₂e. Wird Pflanzenprotein in Form von Tofu gekauft, belaufen sich die durchschnittlich verursachten Emissionen nur auf 2,0 kg CO₂e (Poore und Nemecek 2018, 988). Weiter verkompliziert wird die Beziehung von Preis und Warenmenge hier durch die Preisunterschiede zwischen etwa Discounter und Biomärkten.

Da es sich bei der reinen IOA um ein makroökonomisches Instrument handelt, spiegelt die Auflösung der Daten dies wieder: Auch wenn zukünftige IO-Veröffentlichungen und Projekte höhere Auflösungen bieten sollten, bleibt die reine IOA ein *top-down* Ansatz, der volkswirtschaftliche Zusammenhänge und nicht etwa individuelle Produkte betrachtet. Folglich wird es stets Elemente der IOA geben, die sich aufgrund der unterschiedlichen

Betrachtungsmaßstäbe schlecht auf ein Privatkonsum-Szenario oder die Produktebene übertragen lassen.¹⁷

Was die vorhandenen Daten angeht, so ist die Grundlage auf nationaler Ebene vielerorts gut, da die statistischen Ämter standardisiert, konsistente VGRs erstellen. Anders sieht die Situation bei MRIOs aus, für deren Erstellung kein einheitliches Regelwerk besteht. Daneben ist die Datengrundlage oft lückenhaft und/oder veraltet, während Ressourcen für die Erstellung knapp sind (siehe Abschnitt 3.1.4, Wiedmann u. a. 2011). Allerdings ist wahrscheinlich, dass sich Rahmenbedingungen angesichts des großen Interesses an MRIOA verbessern werden, was sie perspektivisch zu einem wertvollen Tool für die Berechnung individueller Konsumemissionen macht.

Im Kontext der Umwelterweiterung ist wichtig, dass die in den IOTs enthaltenen Daten sich nicht dazu eignen, alle Konsumemissionen zu erfassen, die in der Nutzungsphase anfallen: Die Emissionen durch Verbrennung von Energieträgern, die durch Verbraucher*innen selbst erfolgt (Kraftstoff, Heizöl, etc.), müssen außerhalb der IO-Methode erfasst werden. Es wird also, auch im Hinblick auf die eingeschränkte Aussagekraft der Preise und die teils zu geringe Auflösung der IOT, ersichtlich, dass die Bestimmung eines vollständigen Fußabdrucks die Kombination mit anderen Ansätzen und die Erhebung zusätzlicher Daten erfordert.

3.2 Ökobilanzierung

Die Ökobilanzierung (*Life Cycle Assessment*, LCA) ist eine naturwissenschaftliche Methode zur Erfassung der Umweltwirkungen eines Produktes über dessen gesamten Lebensweg. Sie kann als komplementäre Methode zur IOA verstanden werden, da sie sich auf mehrfache Weise am „anderen Ende“ des Spektrums der Erfassung von Umweltwirkungen befindet. So handelt es sich bei der LCA um einen *bottom-up*-Ansatz, während die IOA einen *top-down*-Ansatz darstellt. Mit der LCA wird die Umweltwirkung auf Produktebene erfasst, während die IOA, wie in 3.1 dargestellt, typischerweise auf multiregionaler, nationaler oder zumindest subnationaler Ebene angewendet wird (Peters 2010, 246), optional zusammen mit entsprechenden Umwelterweiterungen. Die Daten für eine LCA werden, soweit möglich, auf Prozessebene erhoben, während die Daten der IOA nur anteilig empirisch

¹⁷ Dies trifft nicht zwangsläufig auf existierende und zukünftige Hybridmodelle zu, die LCA- und IOA-Ansätze kombinieren. Siehe dazu Abschnitt 3.3.

erhoben (oftmals extrapolierte Stichproben) und sektoral aggregiert werden.¹⁸ Während die Einheit der Warenflüsse in der IOA in der Regel monetär sind und sich physische Größen auf die Erweiterungen beschränken, basiert die LCA auf materiellen Flüssen. Als komplementär betrachten kann man die Genauigkeit der LCA und die Vollständigkeit der IOA.

Im Folgenden werden die grundlegenden Eigenschaften der LCA dargestellt, soweit sie für die Arbeit relevant sind, wobei die Vorteile und Schwierigkeiten bei der Anwendung der Methode skizziert werden. Anschließend folgt ein Abschnitt über die Kombination von LCA und IOA.

3.2.1 Grundlagen

Das Konzept der Betrachtung des gesamten Lebenswegs eines Produktes kam in den 1950er und -60er Jahren auf. Im öffentlichen Bereich gab es Ende der 50er Jahre in den USA Interesse an einer ganzheitlichen Perspektive im Kontext der Beschaffung von Kriegsgerät: Da der überwiegende Anteil der Kosten hier oft während der Nutzungsphase entstand und neben der Produktion auch noch der Kostenschwerpunkt Entwicklung und die Entsorgung am Dienstende zu beachten waren, erlaubte die holistische Betrachtung ein effektiveres Budgetmanagement. Das Lebenszykluskonzept mit Kostenbezug – später *Life Cycle Costing* (LCC) – hat hier seinen Ursprung (Huppes und Curran 2012, 1–2).

Ein anderer früher Anwender waren Unternehmen, die gemeinsam mit Universitäten Methoden entwickelten, die als Vorläufer der LCA angesehen werden können. Der Begriff *Life Cycle Assessment* wurde erst in den 90ern zur Norm. Die frühen Studien beschäftigten sich besonders mit Energie- und Ressourcenverbrauch, sowie mit Feststoffabfällen (z.B. im Kontext von Verpackungsalternativen, eine wegweisende Studie wurde von Coca Cola 1969 in Auftrag gegeben). Je nachdem, welches Thema (Abfallmanagement, Ölpreis, etc.) die öffentliche Debatte dominierte, änderte sich auch der Fokus der Studien (Bjørn u. a. 2018, 18–20).

Während der 90er wurden Methoden zur Wirkungsabschätzung entwickelt, die Umweltwirkungen ganzheitlich und unabhängig von öffentlichen Trends erfassen sollten. Daneben kamen LCA-Software und Datenbanken auf, die Methode wurde zunehmend standardisiert, was 1997 in die Veröffentlichung der ISO-Norm 14040 mündete. Standards zu den LCA-

¹⁸ In der LCA spielen generische Prozesse, deren Daten nicht direkt erhoben wurden, sondern z.B. aus einer LCA-Datenbanken stammen, nichtsdestotrotz eine große Rolle. Typischerweise werden Primärdaten für die „vordergründigen“ Prozesse erhoben, die sich mit verhältnismäßigem Aufwand im Rahmen der Studie untersuchen lassen (Mattila 2018, 350).

Bestandteilen folgten ebenso wie weitere Entwicklungen in den Bereichen Wirkungsabschätzung und Methodenkombination. Eine mögliche Integration der Environmental LCA mit der sozialen und der ökonomischen Dimension ist seit einigen Jahren unter anderem in Form des LCSA (*Life Cycle Sustainability Assessment*) Thema (Bjørn u. a. 2018, 20–21).

3.2.2 Ablauf

Die heutige Ökobilanz ist Teil der Umweltnormreihe *DIN EN ISO 14000*, in der die Methode mit den Normen *DIN EN ISO 14040 (Grundsätze und Rahmenbedingungen)* und *DIN EN ISO 14044 (Anforderungen und Anleitungen)* beschrieben ist. Diese Normen haben in der Praxis weitreichende Gültigkeit, auch wenn nicht alle Ökobilanzen den Vorgaben der Normen vollumfänglich entsprechen. Daneben etablieren sich neue LCA-Praktiken schneller, als die Normen aktualisiert werden (Heijungs und Guinée 2012). Gleichzeitig hat die Norm nicht den Anspruch, eine allgemeingültige Methodik zu definieren, vielmehr können Akteure diese im Rahmen der Norm „flexibel implementieren“ (DIN 2009, Abs. 4.3).

Bei der Ökobilanz handelt es sich um eine iterative Methode, die sich in vier Phasen gliedern lässt. Einen Überblick gibt Abbildung 3.

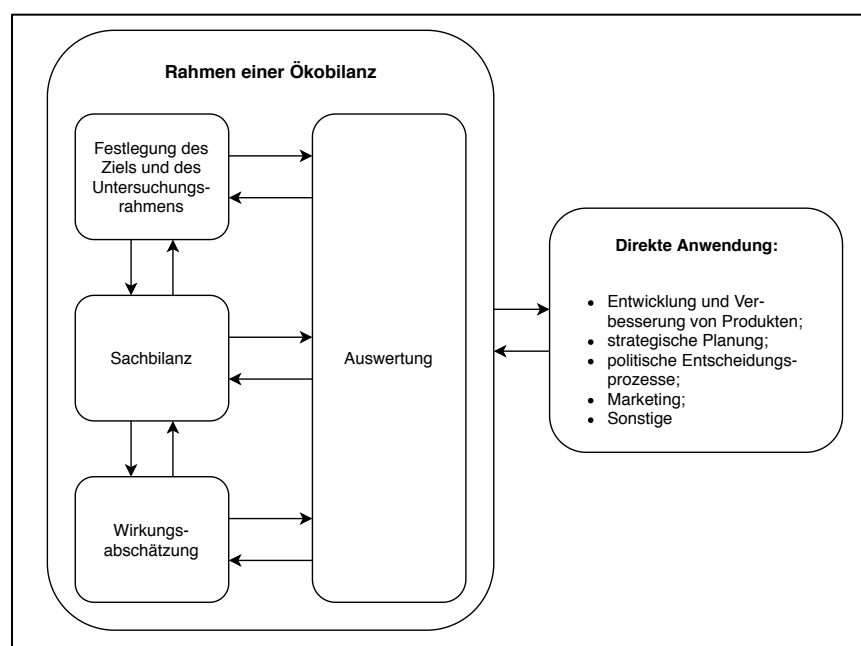


Abb. 3: Phasen einer Ökobilanz nach DIN EN ISO 14040:2006.

Der iterative Ansatz wird durch die jeweils in beide Richtungen verbundenen Phasen der (1) Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens, der (2) Sachbilanzierung, der (3) Wirkungsabschätzung und der (4) Auswertung deutlich.

3.2.2.1 Festlegung des Ziels und Untersuchungsrahmens

Die erste Phase der LCA (*goal and scope*) behandelt die – möglichst präzise – Formulierung der Fragestellung und die Festlegung der Methoden, mit denen diese Fragestellung beantwortet werden sollen. Sie beinhaltet Informationen über:

- die beabsichtigte Anwendung;
- die Gründe für die Durchführung der Studie;
- die angesprochene Zielgruppe der Studie;
- die ggf. geplante Verwendung der Ergebnisse als Grundlage vergleichender Aussagen.

Dabei ist der Untersuchungsrahmen so zu wählen, dass „die Breite, Tiefe und die Einzelheiten der Studie widerspruchsfrei und für das vorgegebene Ziel hinreichend sind“ (DIN 2009, Abs. 5.2.1.1). Im Verlauf der Anfertigung der Studie kann sich dann herausstellen, dass das Erreichen der Ziele eine Modifikation des Untersuchungsrahmens erfordert (iterative Methode).

Ein zentrales Element ist außerdem die Definition der sogenannten funktionellen Einheit, mit deren Hilfe die Resultate einer Studie vergleichbar werden. Bei Heijungs und Guinée dient der Vergleich zweier Leuchtmittel als Beispiel:

It is obviously pointless to compare an incandescent light bulb with an LED light bulb: the life spans and performances differ considerably, and the function is not having a light bulb, but having light of a certain quality. The functional unit expresses the function of the products, and, thereby, offers a way to equalize differences in performance. A functional unit for analyzing lighting systems could thus better be phrased in terms of the function, for instance "lighting a standard room of 15 square meters with 1000 lumen for 1 hour." As LCA mathematically employs a linear calculation rule, the results will scale by choosing a numerically different functional unit (say, "lighting a standard room of 20 square meters with 800 lumen for 3 hours"), but the alternatives considered will scale up or down consistently, so this will not affect the conclusions. A consequence is, however, that LCA cannot tell if a product is "sustainable" or "environmentally friendly;" LCA can only indicate if product X is "more sustainable" or "more environmentally friendly" than product Y, or that the use phase is the "least sustainable" or "least environmentally friendly" part of the life cycle for product Z. (2012, 18)

Anhand des Beispiels wird klar, dass die funktionelle Einheit die Grundlage für die Vergleichbarkeit innerhalb einer komparativen Studie ist und, dass die LCA keine absoluten Aussagen über die Umweltverträglichkeit eines Produktsystems treffen kann. Da die Ergebnisse einer LCA maßgeblich vom definierten Untersuchungsrahmen und den mit einbezo-

genen Aspekten abhängen, muss anhand des jeweils festgelegten Ziels und Untersuchungsrahmens beurteilt werden, wie vergleichbar und/oder übertragbar die Ergebnisse sind (Siehe dazu auch Abschnitt 3.2.3.)

3.2.2.2 Sachbilanz

Die Erstellung der Sachbilanz (LCI, *Life Cycle Inventory Analysis*) ist die Phase, in der die benötigten Daten für die Beantwortung der Fragestellung zusammengetragen werden. Während dieser Phase werden für alle innerhalb des Produktsystems modellierten Prozesse, die sogenannten Einheitsprozesse, deren benötigten Inputs und resultierenden Outputs zusammengetragen und quantifiziert. Bei der Datenerhebung kann sich herausstellen, dass das Produktsystem um zusätzlich Prozesse erweitert werden muss (iterative Methode). Ein Einheitsprozess kann dabei als Black Box verstanden werden, in der Inputflüsse in Outputflüsse transformiert werden; nicht der Prozess wird untersucht, sondern seine Inputs und Outputs (Heijungs und Guinée 2012, 18). Die Flüsse können dabei in Produkt- und Elementarflüsse untergliedert werden: Produktflüsse sind Flüsse zwischen den Einheitsprozessen, also Outputs und Inputs zugleich. Ein Produktfluss wäre beispielsweise die Menge elektrischer Energie – ihrerseits Output eines Kraftwerks –, die ein Lichtbogenofen benötigt, um eine bestimmte Menge Rohstahloutput zu erzeugen. Der Rohstahl stellt wiederum einen Produktfluss dar.

Elementarflüsse sind, bezogen auf das Produktsystem, entweder Input oder Output. Sie überqueren die Grenze des Produktsystems entweder als

Stoff oder Energie, der bzw. die dem untersuchten System zugeführt wird und der Umwelt ohne vorherige Behandlung durch den Menschen entnommen wurde, oder Stoff oder Energie, der bzw. die das untersuchte System verlässt und ohne anschließende Behandlung durch den Menschen an die Umwelt abgegeben wird. (DIN 2009, Abs. 3.1.2)

Das Produktsystem ist dabei idealerweise so vollständig, dass nur Elementarflüsse die Systemgrenze überqueren, also alle tatsächlich stattfindenden Produktflüsse, die Voraussetzung für die Bereitstellung der Funktion sind (*upstream*) oder aus ihr resultierenden (*downstream*), Bestandteil des Modells sind. In der Praxis ist dies nicht umsetzbar, weswegen ein Abschneiden des Modells notwendig wird. Die dem zugrundeliegenden Abschneidekriterien werden in Phase 1 festgelegt und begründet. Beim Abschneiden keine wesentlichen Umweltwirkungen des Produktsystems zu unterschlagen, ist keine triviale Aufgabe. Detailliert standardisierte Abschneidekriterien sollen dabei helfen, die Vergleichbarkeit

zwischen Studien zu gewährleisten, aber auch sie garantieren nicht zwangsläufig geringe Fehler. Neben der Verwendung von Daten ähnlicher Produktsysteme aus anderen Studien können für die Überwindung des Problems auch IOA-Daten hilfreich sein (Heijungs und Guinée 2012, 21; Mattila 2018, 350). Plausible Abschneidekriterien und damit zusammenhängende Annahmen tragen in jedem Fall maßgeblich zur Qualität einer LCA bei.

Gemeinsam haben IOA und LCA, dass es sich in beiden Fällen um linear skalierende Methoden handelt (Heijungs und Guinée 2012, 19–20; Mattila 2018, 351). Sind alle Einheitsprozesse bestimmt und die zugehörigen Flüsse quantifiziert, hat das Produktsystem noch einen Freiheitsgrad: den der funktionellen Einheit. Folglich definiert die LCA mit der funktionellen Einheit einen Faktor, mit dem alle Produktflüsse (ihrerseits Vektoren eines linearen Gleichungssystems) multipliziert und auf die sogenannten Referenzflüsse – die zur Erfüllung der Funktion notwendigen Stoff- und Energieflüsse – gesetzt werden. Die Elementarflüsse eines solchen Systems können dann – sofern eine entsprechende Wirkungskategorie vorhanden ist – den Stressoren der EE-IOT zugeordnet werden, während die Produktflüsse, würde man sie in ihr monetäres Äquivalent umwandeln, der intermediären Matrix oder der letzten Verwendung der IO-Tabelle zugeordnet würden (siehe auch Abschnitt 3.3).

3.2.2.3 Wirkungsabschätzung

Die Wirkungsabschätzung (LCIA, *Life Cycle Impact Assessment*) ist die dritte Phase der LCA. In ihr werden die Resultate der LCI (quantifizierte Elementarflüsse) den im Rahmen der Studie relevanten Wirkungskategorien (etwa Klimawandel, Ozonabbau, Eutrophierung, etc.) zugeordnet (klassifiziert). Um Vergleichbarkeit im Hinblick auf den Effekt verschiedener Stoffe in Bezug auf die Wirkungskategorie zu erreichen, werden Charakterisierungsmodelle benötigt, die von der jeweiligen Einheit zu einem gemeinsamen Wirkungsindikator führen. Für die Wirkungskategorie Klimawandel ist der am weitesten verbreitete Indikator das GWP₁₀₀, ausgedrückt in CO₂e. In der Regel existieren mehrere Indikatoren je Wirkungskategorie. Die Charakterisierung von z.B. Methanemissionen (von kg CH₄ zu kg CO₂e) erfolgt dann über den stoffspezifischen Charakterisierungsfaktor des jeweiligen Indikators (siehe auch Abschnitt 2.1). In der Regel werden Wirkungskategorien und Charakterisierungsmodelle nicht im Rahmen einer Ökobilanz-Studie erstellt, sondern es wird auf bereits

erarbeitete Modelle zurückgegriffen (Rosenbaum u. a. 2018, 169–71).¹⁹ Wirkungskategorien und Charakterisierungsmodelle liegen vielen Erweiterungen der IOA ebenso zugrunde wie der LCIA.

3.2.2.4 Auswertung

Die Auswertung schließlich betrachtet die Ergebnisse der Sachbilanz und der Wirkungsabschätzung. In ihr werden die signifikanten Parameter für die Umweltwirkung des Produktsystems identifiziert, aufgegliedert nach den verschiedenen Lebensabschnitten des Produktes. Es erfolgt außerdem eine Beurteilung der Güte der LCA im Hinblick auf das formulierte Ziel, indem unter anderem Vollständigkeit, Sensitivität und Konsistenz der Studie geprüft werden. Auch hier kann ersichtlich werden, dass Anpassungen notwendig sind (iterative Methode). Die Auswertung gelangt außerdem zu Schlussfolgerungen, stellt etwaige verbleibende Einschränkungen dar und enthält Empfehlungen auf Grundlage der Ergebnisse (DIN 2018, Abs. 4.5).

3.2.3 Schwierigkeiten

Aus den vorhergegangenen Abschnitten gehen bereits einige Schwierigkeiten bei der Umsetzung einer Ökobilanz-Studie und ihrer Verwendung hervor: Einerseits wäre da der Aufwand, der notwendig ist, um eine Studie zu erstellen. Insbesondere das Erstellen der Sachbilanz ist mit einem hohen Zeitaufwand verbunden, gerade, wenn es sich um komplexere Produktsysteme handelt und viele Primärdaten gesammelt werden müssen. Für die übrigen Einheitsprozesse, die sich weiter *upstream* oder *downstream* befinden, müssen außerdem verlässliche, konsistente Werte aus Datenbanken bezogen werden. Das Problem des Abschneidens steht damit in Verbindung und es wurden auch schon einige Lösungsansätze erwähnt, unter ihnen die Hybrid-LCA, auf die im folgenden Abschnitt noch eingegangen wird.

Ein weiteres – wenn auch im Kontext der Arbeit weniger relevantes – Problem stellt die Allokation von Umweltlasten zu Nebenprodukten dar, die aus einem Prozess des Produktsystems hervorgehen. *DIN EN ISO 14044* gibt vor, wie dabei möglichst zu verfahren ist und, dass bei alternativen Allokationsentscheidungen im Rahmen der Sensitivitätsanalyse deren Auswirkungen zu vergleichen sind (DIN 2018, Abs. 4.3.4).

¹⁹ Für einen Überblick der LCIA-Modelle seit dem Jahr 2000 siehe außerdem Rosenbaum u. a. (2018, 174).

Durch die verschiedenen Untersuchungsrahmen und die methodischen Freiheiten, die für die Erstellung einer Ökobilanz-Studie verbleiben, ist Vergleichbarkeit nicht immer gegeben. So können etwa regionsspezifische Annahmen, die für die Umweltwirkung eines Produktes in einer Region gelten, in anderen Regionen nicht zutreffen. Mit einer fortschreitenden methodologischen Vereinheitlichung mag die Vergleichbarkeit zunehmen, sie muss jedoch trotzdem durch gewissenhafte Prüfung insbesondere des Untersuchungsrahmens und der Sachbilanz gewährleistet werden. Ebenso sind die in der Auswertung dargestellten Einschränkungen zu beachten.

3.3 Methodenkombination

Die Kombination von IOA und LCA zur Hybrid-LCA²⁰ ist ein vergleichsweise neuer und vielversprechender Ansatz, da er erlaubt, die Stärken beider Methoden zu nutzen, um verschiedene Ziele zu erreichen. Die Nutzung der IOA als Ergänzung für eine LCA ist beispielsweise Interessant, da damit das Abschneiden von Prozessen verhindert werden kann, für die häufig keine LCA-Daten vorliegen, z.B. im Bereich der Dienstleistungen (etwa für Versicherungs- und Finanzdienstleistungen, Gastgewerbe). Außerdem kann durch einen Abgleich mit den in der IOT vollständig dargestellten Produktionsverflechtungen beurteilt werden, wie vollständig ein LCA-Produktsystem modelliert ist. Wenn sich hier größere Lücken ergeben, können IO-Daten ggf. in die LCA integriert werden. Die Voraussetzung für diese Anwendungen ist, dass die genutzte IOT über die entsprechenden Erweiterungen verfügt (Mattila 2018, 359–63).²¹

Für eine effiziente Erstellung eines LCI lassen sich IO-Daten auch als Template verwenden, auf dessen Grundlage dann die für die betrachtete Wirkung kritischen Produktionspfade gefunden werden: Dafür kommt die *Accumulative Structural Path Analysis* (ASPA) zur Anwendung, mit der für die erste Produktionsebene jeweils die Inputs identifiziert werden, die den Großteil der Wirkung (etwa CO₂-Intensität) ausmachen. Deren Inputs (zweite Produktionsebene) werden im folgenden Schritt nach dem gleichen Prinzip sortiert, usw. Sind so die relevantesten Pfade identifiziert, können mithilfe der *Path Exchange Method* die IO-

²⁰ Für eine Übersicht von Hybrid-LCA Fallstudien, siehe Nakamura und Nansai (2016, Abschn. 5).

²¹ Durch den Einsatz von IOTs mit ihrer vergleichsweise geringe Auflösung wird eine Ungenauigkeit (abgeschnittene Prozesse) durch eine andere ersetzt. Die Folge ist, dass Hybrid-LCAs nicht zwangsläufig genauere Resultate liefern, als rein prozessbasierte Studien (Yang, Heijungs und Brandão 2017).

Daten dieser Pfade priorisiert mit Prozessdaten überschrieben werden, während das verbleibende IO-System erhalten bleibt und Vollständigkeit gewährleistet (Lenzen und Crawford 2009; Mattila 2018, 363–65).

4 Methodischer Ansatz der Arbeit

Während schon seit geraumer Zeit Angebote für die Berechnung des individuellen Fußabdrucks existieren, steht noch kein komfortables, weitestgehend automatisiertes Tracking-Tool für die tägliche Verwendung durch Endverbraucher*innen zur Verfügung. Das Ziel der vorliegenden Arbeit ist vor diesem Hintergrund die Entwicklung einer Methode, mit der automatisch, fortwährend und vorwiegend auf der Basis von Transaktionsdaten in monetärer Form der THG-Fußabdruck eines Endverbrauchers oder einer Endverbraucherin bestimmt werden kann.

Es existieren dabei eine Reihe von Anforderungen an die Methode. Sie soll:

1. – gemäß des Footprint-Konzepts – möglichst alle Treibhausgasemissionen erfassen, die mit dem privaten Konsum in Zusammenhang stehen, also ebenso indirekte Produktions- als auch Nutzungs- und Entsorgungsemissionen umfassen;
2. regionsspezifische Ergebnisse für möglichst viele Regionen liefern, insbesondere für die Regionen, in denen sie voraussichtlich zuerst genutzt wird (Großbritannien, Skandinavien, Europäische Union);
3. auf Grundlage der verfügbaren Daten ein möglichst differenziertes, genaues und fundiertes Ergebnis liefern;
4. stark vom individuellen Lebensstil abhängige Emissionen – wie etwa ernährungsbedingte – zuverlässig erfassen;
5. möglichst wenige manuelle Eingaben durch die Nutzer*innen erfordern;
6. Methoden so kombinieren, dass die genannten Anforderungen bestmöglich erfüllt werden;
7. zukunftsfähig konzipiert werden, so dass die Aktualisierung oder der Austausch der verwendeten Modellbestandteile sowie ihre Erweiterung – etwa um zusätzliche Wirkungskategorien – ohne unverhältnismäßigen Aufwand möglich ist.

Aus diesem Anforderungsprofil geht hervor, dass die Grundlage der Methode idealerweise eine EE-MRIO ist, da sie sowohl die Anforderungen in Bezug auf die umfassende Erfassung der indirekten Emissionen (1) als auch die geographischen Anforderungen (2) erfüllen kann. Ein monetäres IO-Modell ist außerdem besonders geeignet, da Transaktionsdaten die Grundlage der Berechnung darstellen (siehe Abschnitt 6.4.1).

Insbesondere dort, wo die Emissionsfaktoren des IO-Modells nicht spezifisch oder aktuell genug sind, wird es um weitere Daten ergänzt werden (6). Hier ist einerseits denkbar, dass diejenigen Ausgabekategorien, die die größten Auswirkungen auf das Footprint-Ergebnis haben, um LCA- oder andere physische Daten ergänzt werden (3), sollten diese aktuellere oder genauere Berechnungen ermöglichen, als es das IO-Modell tut. Direkte Emissionen der Haushalte in für die Methode nutzbarer Form liegen außerhalb des IO-Modells, müssen also zwangsläufig anderweitig berechnet werden. Daneben gibt es IO-inhärente Einschränkungen (Auflösung, Preisunterschiede; siehe Abschnitt 3.1.8), die durch die Verwendung weiterer Daten aufgefangen werden können (4): Für die Berechnung von lebensstilabhängigen Emissionen der Ernährung sind etwa Faktoren denkbar, mit denen abgebildet wird, wie fleischlastig die individuelle Ernährung ist. Mithilfe dieser Faktoren kann dann der aus der MRIOT erhaltene allgemeine Emissionsfaktor korrigiert werden. Für Bahnfahrten und Flüge ist denkbar, dass die Relation (Strecke, Flugzeugtyp bzw. Zuggattung) erfasst wird und somit die Berechnung nicht über den Preis, sondern *bottom-up* über spezifische Modelle erfolgt.

Dabei ist wichtig, die durch die Nutzer*innen manuell einzugebenden Daten auf ein Minimum herabzusetzen, um die Nutzungshemmschwelle nicht unnötig zu erhöhen (5). Im Hinblick auf die bereits bestehenden Möglichkeiten zur Erfassung verschiedenster Daten (APIs, Berechnungsmodelle für z.B. Flüge), ist denkbar, dass sich dies weitestgehend umsetzen lässt. Ein Beispiel für eine zumutbare Abfrage wäre etwa die Eingabe einer Flugnummer, während das Scannen sämtlicher Barcodes eines Einkaufs der Idee der automatischen Erfassung deutlicher zuwiderliefe. Der Zielkonflikt zwischen Nutzbarkeit und Genauigkeit wird stets bestehen und die Methodenentwicklung beeinflussen.

Vor diesem Hintergrund ist schließlich die zukunftsfähige – insbesondere auch modulare – Entwicklung der Methode von Bedeutung (7), die sicherstellen soll, dass zukünftige Fortschritte im Bereich der CF-Erfassungsmethoden und -Ressourcen sich schnell für das Modell nutzbar machen lassen. In diesem Zusammenhang muss auch ein System entwickelt werden, mit dem die Vergleichbarkeit von Ergebnissen über verschiedene Modellversionen hinweg gegeben ist.

Angesichts der vielfältigen Anforderungen und der Beschränkungen dieser Arbeit, kann hier nur ein erster Schritt für die Entwicklung des vollständigen Modells getan werden. Die Erfassung von Emissionen auf der Grundlage von EE-MRIO verspricht ein Fundament für die weitere Entwicklung zu sein. Der IO-Anteil des Modells alleine erfüllt zwar nicht alle

Anforderungen an die Vollständigkeit der Emissionsbilanz (siehe Tabelle 4), kann jedoch bereits einen Großteil dazu beitragen. Die Erkenntnisse über die Konsistenz der Ergebnisse zwischen einerseits Regionen und andererseits verschiedenen IOTs tragen dazu bei, Prioritäten für die weitere Entwicklung des Modells zu setzen.

Tab. 4: Emissionskategorien des privaten Verbrauchs und (voraussichtliche) Methoden zur Erfassung.

Emissionen	Abdeckung durch	Anmerkungen
Indirekte Emissionen (<i>embedded</i> , Voraussetzung für Warenherstellung und Dienstleistungen)	EE-MRIOA LCA	Die Grundlage bildet eine EE-MRIOT. Für heterogene Konsumkategorien werden ergänzende LCA-Ergebnisse eingebunden und ggf. zusätzliche, nicht-monetäre Nutzerdaten erfasst.
Direkte Emissionen (insbesondere durch die Verbrennung von Kraftstoffen und Heizenergieträgern)	LCA andere <i>bottom-up</i> -Ansätze und Konsumstatistiken	Direkte Emissionen werden außerhalb des IOA-Modells berechnet. Neben monetären Daten werden ggf. nicht-monetäre Nutzerdaten erfasst.
Öffentliche Emissionen (Staatliche Bereitstellung von Infrastruktur, Verwaltungs- und Schutzmaßnahmen, etc.)	EE-MRIOA nationale Statistiken	Öffentliche Emissionen als Konsequenz der öffentlichen Endnachfrage können aus EE-MRIO-Modellen entnommen werden. Eine Ergänzung durch nationale Statistiken ist denkbar.
Negative Emissionen (Gutschriften für den Gebrauchtverkauf und -kauf von Produkten, das Pflanzen von Bäumen, evtl. Kompensationszahlungen, etc.)	EE-MRIOA ergänzende Methoden	

5 Datenbankauswahl

Da die EE-MRIO-Daten die Grundlage des *top-down*-Anteils der Methode sind, kommt der Auswahl der Datenbank eine zentrale Bedeutung zu. Der folgende Abschnitt stellt daher die vorhandenen Datenbanken vergleichend dar und beschreibt weiter, anhand welcher Kriterien die Wahl auf Exiobase 3 fiel.

5.1 Übersicht der verfügbaren Datenbanken

Mehrere Übersichtsdarstellungen der gegenwärtig verfügbaren Datenbanken existieren, wobei Stadler u. a. (2018, 2) einen aktuellen Überblick liefern, der für die Orientierung maßgeblich war. Tukker und Dietzenbacher (2013, 11–14) vergleichen außerdem, wie die verschiedenen verfügbaren Datenbanken mit dem Problem der lückenhaften Datengrundlage umgehen.

Grundsätzlich bestimmen die Zielsetzung und die geographische Abdeckung eines MRIO-Projekts, wie geeignet es für unseren Anwendungsfall ist: So fallen solche Projekte heraus, die sich auf einzelne Regionen beschränken, insbesondere auch, wenn sie kaum diejenigen Länder abdeckt, in denen Konsumausgaben erfasst werden sollen (z.B. IDE-Jetro, vorwiegend asiatische Länder). Neben einer globalen Abdeckung ist das Vorhandensein einer Umwelterweiterung, die THG-Emissionen enthält, zwingende Voraussetzung (was etwa WIOD 2016 ausschließt). Außerdem ist eine Kategorie-Auflösung wünschenswert, die mindestens der höchstmöglichen Auflösung des Flows entspricht (62 Kategorien (NACE 1.1), die Länge des Vektors S5, siehe Abschnitt 6.4.6.1), damit ein weiterer Informationsverlust vermieden werden kann.

5.2 Kriterien und Auswahl

In die ursprüngliche Auswahl fielen vier MRIO-Datenbanken, wobei nicht alle die oben aufgeführten Kriterien voll erfüllten. Neben Eora wurden Exiobase, das Global Trade Analysis Project (GTAP) und die World Input Output Database (WIOD) in Betracht gezogen. Die nachstehende Tabelle gibt einen Überblick über die betrachteten Kriterien und deren Gewichtung für die Entscheidung.

Tab. 5: Überblick über Eigenschaften der verglichenen Datenbanken; erfüllte Anforderungen in grün, negative Faktoren in gelb, Ausschlusskriterien in rot.

Datenbank	Version	Zahl der Produkte/ Industrien	Regionen	China	THG-Daten	Kosten	Klassifikationsbasis
Eora	199.82	heterogen	199	ja	ja	ja	heterogen
Exiobase	3.7	163 Industrien	49	ja	ja	keine	basierend auf NACE 1.1
Exiobase	3.4	200 Produkte/ 163 Industrien		ja	ja	keine	

GTAP	2019	65 Industrien	141	ja	ja	ja	CPC und ISIC
WIOD	2016	56 Industrien	43	ja	nein	keine	ISIC r3
	2013	35 Industrien	41	ja	ja	keine	

Im Fall von Eora stellt die heterogene Anzahl der Kategorien und damit die variierende Auflösung ein Ausschlusskriterium dar. Da das Ziel ein Modell ist, das regionsübergreifend Ergebnisse von vergleichbarer Genauigkeit liefert, ist Eora nicht geeignet. Weiterhin ausgeschlossen werden muss die WIOD 2016, da hier gegenwärtig keine Umwelterweiterung verfügbar ist. Eingeschränkt tauglich ist dagegen die WIOD 2013, wobei die geringe Auflösung von 35 Industrien nicht optimal ist.

Obwohl das GTAP die Anforderungen auch bezüglich der Auflösung erfüllt, fiel die Wahl aufgrund der höheren Auflösung, der umfangreichen Umwelterweiterung und der freien Verfügbarkeit auf Exiobase. Außerdem werden für die Datenbank die Luftemission mithilfe eines eigenen Emissionsmodells errechnet, wobei das jeweilige Technologieniveau berücksichtigt wird und die Faktoren angepasst werden können (Stadler u. a. 2018, 6–7). Da damit zukünftigen technologischen Entwicklungen flexibel Rechnung getragen werden kann, ist absehbar, dass auch zukünftige Veröffentlichungen von Exiobase aktuelle Luftemissionsbilanzen enthalten werden. Damit die mit Exiobase erzielten Ergebnisse vergleichend bewertet werden können, wird außerdem – in Ermangelung einer ohne weiteres realisierbaren Alternative – die WIOD 2013 verwendet.

Da das Interesse an EE-MRIOA gegenwärtig wächst, sind weitere Entwicklungen auf dem Gebiet sehr wahrscheinlich. Sollte sich in Zukunft eine neue Version der obigen Datenbanken bzw. ein neues Datenbankprojekt als besser geeignet erweisen, so würde ein Umstieg keine größeren Umstände bereiten, da für die gegenwärtige Methode lediglich zwei Elemente aus den MRIOTs exportiert werden (siehe Abschnitte 6.2–3). Essentiell dafür ist auch die zunehmende Verfügbarkeit von *open-source* MRIO-Software, wobei Pymrio besonders hervorzuheben ist (siehe Abschnitt 6.1).

Sperrvermerk

Der hier veröffentlichter Auszug aus der Masterarbeit vom 08.04.2020 mit dem Title „Attributierung von Umweltlasten zu Konsumausgaben mittels Input-Output-Modellen und Ökobilanzierung“ wurde von der eco.income engineering GmbH bewilligt. Diese hält bis zum 08.04.2023 die alleinigen Nutzungsrechte an der Arbeit.

Literatur- und Quellenverzeichnis

- Ang, B.W. und Bin Su. 2016. „Carbon Emission Intensity in Electricity Production: A Global Analysis“. *Energy Policy* 94: 56–63.
<https://doi.org/10.1016/j.enpol.2016.03.038>.
- Bjørn, Anders, Mikołaj Owsianiak, Christine Molin und Michael Z. Hauschild. 2018. „LCA History“. In *Life Cycle Assessment: Theory and Practice*, hrsg. Michael Z. Hauschild, Ralph K. Rosenbaum und Stig Irving Olsen. Cham: Springer International Publishing, 17–30. https://doi.org/10.1007/978-3-319-56475-3_3.
- Destatis. 2019a. „Volkswirtschaftliche Gesamtrechnungen – Wichtige Zusammenhänge im Überblick, 2018“. https://www.destatis.de/DE/Themen/Wirtschaft/Volkswirtschaftliche-Gesamtrechnungen-Inlandsprodukt/Publikationen/Downloads-Inlandsprodukt/zusammenhaenge-pdf-0310100.pdf?__blob=publicationFile (6. August 2019).
- . 2019b. *Wägungsschema des Verbraucherpreisindex: Deutschland, Jahre, Klassifikation der Verwendungszwecke des Individualkonsums (COICOP 2-5-Steller Hierarchie), 2015*. Statistisches Bundesamt (Destatis). <https://www-genesis.destatis.de/genesis//online/data?operation=table&code=61111-0007&levelindex=0&levelid=1574448964594> (22. November 2019).
- DIN. 2009. *Umweltmanagement – Ökobilanz – Grundsätze und Rahmenbedingungen (EN ISO 14040:2006)*. Berlin: Deutsches Institut für Normung e.V.
- . 2018. *Umweltmanagement – Ökobilanz – Anforderungen und Anleitungen (EN ISO 14044:2006 + A1:2018)*. Berlin: Deutsches Institut für Normung e.V.
- . 2019. *Treibhausgase – Teil 1: Spezifikation mit Anleitung zur quantitativen Bestimmung und Berichterstattung von Treibhausgasemissionen und Entzug von Treibhausgasen auf Organisationsebene (EN ISO 14064-1:2018)*. Berlin: Deutsches Institut für Normung e.V.
- Druckman, Angela und Tim Jackson. 2016. „Understanding Households as Drivers of Carbon Emissions“. In *Taking Stock of Industrial Ecology*, hrsg. Roland Clift und Angela Druckman. Cham: Springer International Publishing, 181–203.
https://doi.org/10.1007/978-3-319-20571-7_9.
- EEA. 2013. *European Union CO2 Emissions: Different Accounting Perspectives*. Luxembourg: Publications Office of the European Union.
- . 2020. „CO2 Intensity of Electricity Generation“. *European Environment Agency*. https://www.eea.europa.eu/ds_resolveuid/0320026e904e43729189fe8720b5e35d (15. März 2020).
- Eurostat, hrsg. 2008. *Eurostat Manual of Supply, Use and Input-Output Tables*. Luxemburg: Amt für amtliche Veröffentlichungen der Europäischen Gemeinschaften. <https://ec.europa.eu/eurostat/web/products-manuals-and-guidelines/-/KS-RA-07-013>.

- , hrsg. 2014. *Europäisches System Volkswirtschaftlicher Gesamtrechnungen: ESVG 2010*. Luxemburg: Amt für Veröffentlichungen der Europäischen Union. <https://ec.europa.eu/eurostat/documents/3859598/5925749/KS-02-13-269-DE.PDF/>.
- . 2020. „Electricity prices for household consumers - bi-annual data (from 2007 onwards)“. *Eurostat*. https://ec.europa.eu/eurostat/web/products-datasets/-/nrg_pc_204 (15. März 2020).
- Gunnar Myhre u. a. 2013. „Anthropogenic and Natural Radiative Forcing“. In *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Fifth Assessment Report (AR5), Cambridge, UK: Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 82. <https://www.ipcc.ch/report/ar5/wg1/>.
- Heijungs, Reinout und Jeroen B. Guinée. 2012. „An Overview of the Life Cycle Assessment Method – Past, Present, and Future“. In *Life Cycle Assessment Handbook: A Guide for Environmentally Sustainable Products*, hrsg. Mary Ann Curran. Hoboken, NJ: Wiley/Scrivener, 15–42.
- Huppes, Gjalt und Mary Ann Curran. 2012. „Environmental Life Cycle Assessment: Background and Perspective“. In *Life Cycle Assessment Handbook: A Guide for Environmentally Sustainable Products*, hrsg. Mary Ann Curran. Hoboken, NJ: Wiley/Scrivener, 1–14.
- IPCC. 2013. *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. hrsg. T.F. Stocker u. a. Cambridge; New York: Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). <https://www.ipcc.ch/report/ar5/wg1/>.
- Isard, Walter. 1951. „Interregional and Regional Input-Output Analysis: A Model of a Space-Economy“. *The Review of Economics and Statistics* 33(4): 318–28. <https://doi.org/10.2307/1926459>.
- Khokhar, Tariq. 2013. „Accessing the World Bank Data APIs in Python, R, Ruby & Stata“. <https://blogs.worldbank.org/opendata/accessing-world-bank-data-apis-python-r-ruby-stata> (17. Februar 2020).
- Kuhn, Andreas. 2010. *Input-Output-Rechnung im Überblick*. hrsg. Destatis. Wiesbaden: Statistisches Bundesamt.
- Lenzen, Manfred und Robert Crawford. 2009. „The Path Exchange Method for Hybrid LCA“. *Environmental Science & Technology* 43(21): 8251–56. <https://doi.org/10.1021/es902090z>.
- Magagane, Lehlogonolo, Philip Goyns und Jeff Subramoney. 2011. *South African Energy Price Report 2010*. Pretoria: Department of Minerals and Energy. http://www.energy.gov.za/files/media/explained/energy_price_report2009.PDF.
- Mattila, Tuomas J. 2018. „Use of Input-Output Analysis and LCA“. In *Life Cycle Assessment: Theory and Practice*, hrsg. Michael Z. Hauschild, Ralph K.

- Rosenbaum und Stig Irving Olsen. Cham: Springer International Publishing, 349–372. https://doi.org/10.1007/978-3-319-56475-3_14.
- Mayer, Helmut, Christine Flachmann, Marta Wachowiak und Petra Fehrentz. 2014. *Nachhaltiger Konsum: Entwicklung eines deutschen Indikatorensatzes als Beitrag zu einer thematischen Erweiterung der deutschen Nachhaltigkeitsstrategie*. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt. <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/nachhaltiger-konsum-entwicklung-eines-deutschen>.
- Miller, Ronald E. und Peter D. Blair. 2009. *Input-Output Analysis: Foundations and Extensions*. 2nd ed. Cambridge, UK; New York: Cambridge University Press.
- Moran, Daniel und Richard Wood. 2014. „Convergence Between the Eora, Wiod, Exiobase, and OpenEU’s Consumption-Based Carbon Accounts“. *Economic Systems Research* 26(3): 245–61. <https://doi.org/10.1080/09535314.2014.935298>.
- Nakamura, Shinichiro und Keisuke Nansai. 2016. „Input–Output and Hybrid LCA“. In *Special Types of Life Cycle Assessment, LCA Compendium – The Complete World of Life Cycle Assessment*, hrsg. Matthias Finkbeiner. Dordrecht: Springer Netherlands, 219–91. https://doi.org/10.1007/978-94-017-7610-3_6.
- National Statistics Republic of China (Taiwan). 2019. *Consumer Price Indices*. Taipeh. <https://eng.stat.gov.tw/ct.asp?xItem=12092&ctNode=1558&mp=5> (20. November 2019).
- NTNU IndEcol. 2020. „Environmental Footprints Data Explorer“. *Environmental Footprint Explorers*. <https://environmentalfootprints.org/explorer> (19. Januar 2020).
- Perani, Giulio und Valeria Cirillo. 2015. *Matching industry classifications. A method for converting Nace Rev.2 to Nace Rev.1*. University of Urbino Carlo Bo, Department of Economics, Society & Politics. Working paper. https://ideas.repec.org/p/urb/wpaper/15_02.html.
- Peters, Glen P. 2010. „Carbon Footprints and Embodied Carbon at Multiple Scales“. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 2(4): 245–50. <http://doi.org/10.1016/j.cosust.2010.05.004>.
- Poore, J. und T. Nemecek. 2018. „Reducing Food’s Environmental Impacts through Producers and Consumers“. *Science* 360(6392): 987–92. <https://doi.org/10.1126/science.aag0216>.
- Rosenbaum, Ralph K. u. a. 2018. „Life Cycle Impact Assessment“. In *Life Cycle Assessment: Theory and Practice*, hrsg. Michael Z. Hauschild, Ralph K. Rosenbaum und Stig Irving Olsen. Cham: Springer International Publishing, 167–270. https://doi.org/10.1007/978-3-319-56475-3_10.
- Stadler, Konstantin u. a. 2018. „EXIOBASE 3: Developing a Time Series of Detailed Environmentally Extended Multi-Regional Input-Output Tables“. *Journal of Industrial Ecology* 22(3): 502–15. <https://doi.org/10.1111/jiec.12715>.

- . 2019a. „Handling MRIO data“. *Pymrio documentation*.
<https://pymrio.readthedocs.io/en/latest/handling.html>.
- . 2019b. „Terminology“. *Pymrio documentation*.
<https://pymrio.readthedocs.io/en/latest/terminology.html>.
- Statistik Austria. 2019. *Input-Output-Tabelle 2015 – Inklusive Aufkommens- und Verwendungstabelle*. Wien: Verlag Österreich GmbH.
- Steen-Olsen, Kjartan, Richard Wood und Edgar G. Hertwich. 2016. „The Carbon Footprint of Norwegian Household Consumption 1999–2012“. *Journal of Industrial Ecology* 20(3): 582–92. <https://doi.org/10.1111/jiec.12405>.
- Suh, Sangwon u. a. 2004. „System Boundary Selection in Life-Cycle Inventories Using Hybrid Approaches“. *Environmental Science & Technology* 38(3): 657–64.
<https://doi.org/10.1021/es0263745>.
- Timmer, Marcel P. u. a. 2015. „An Illustrated User Guide to the World Input–Output Database: The Case of Global Automotive Production“. *Review of International Economics* 23(3): 575–605. <https://doi.org/10.1111/roie.12178>.
- Tukker, Arnold und Erik Dietzenbacher. 2013. „Global multiregional input–output frameworks: An introduction and outlook“. *Economic Systems Research* 25(1): 1–19. <https://doi.org/10.1080/09535314.2012.761179>.
- UK Office for National Statistics. 2017. *CPA-COICOP Converter for Household Consumption, 2013 - Office for National Statistics*.
<https://www.ons.gov.uk/economy/nationalaccounts/uksectoraccounts/adhocs/006611cpacoicopconverterforhouseholdconsumption2013> (2. September 2019).
- UNFCCC. 2020. „Kyoto Protocol - Targets for the first commitment period“. *United Nations Framework Convention on Climate Change*. <https://unfccc.int/process-and-meetings/the-kyoto-protocol/what-is-the-kyoto-protocol/kyoto-protocol-targets-for-the-first-commitment-period> (31. März 2020).
- Usubiaga, Arkaitz und José Acosta-Fernández. 2015. „Carbon emissions accounting in MRIO models: The territory vs. the residence principle“. *Economic Systems Research* 27(4): 458–77. <https://doi.org/10.1080/09535314.2015.1049126>.
- Weidema, Bo P. u. a. 2008. „Carbon Footprint: A Catalyst for Life Cycle Assessment?“. *Journal of Industrial Ecology* 12(1): 3–6. <http://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2008.00005.x>.
- Weltbank. 2019a. *Inflation, consumer prices (annual %)*. Weltbank.
<https://databank.worldbank.org/reports.aspx?source=2&series=FP.CPI.TOTL.ZG&country=> (20. November 2019).
- . 2019b. *Inflation, GDP deflator (annual %)*. Weltbank.
<https://databank.worldbank.org/reports.aspx?source=2&series=NY.GDP.DEFL.KD.ZG&country=> (20. November 2019).

- West, Sarah E., Anne Owen, Katarina Axelsson und Chris D. West. 2016. „Evaluating the Use of a Carbon Footprint Calculator: Communicating Impacts of Consumption at Household Level and Exploring Mitigation Options“. *Journal of Industrial Ecology* 20(3): 396–409. <https://doi.org/10.1111/jiec.12372>.
- Wiedmann, Thomas. 2009a. „A Review of Recent Multi-Region Input–Output Models Used for Consumption-Based Emission and Resource Accounting“. *Ecological Economics* 69(2): 211–22. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.08.026>.
- . 2009b. „Editorial: Carbon footprint and input-output analysis – An introduction“. *Economic Systems Research* 21(3): 175–86. <https://doi.org/10.1080/09535310903541256>.
- u. a. 2011. „Quo Vadis MRIO? Methodological, Data and Institutional Requirements for Multi-Region Input–Output Analysis“. *Ecological Economics* 70(11): 1937–45. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2011.06.014>.
- Wilting, Harry C. 2012. „Sensitivity and Uncertainty Analysis in MRIO Modelling; Some Empirical Results with Regard to the Dutch Carbon Footprint“. *Economic Systems Research* 24(2): 141–71. <https://doi.org/10.1080/09535314.2011.628302>.
- Yang, Yi, Reinout Heijungs und Miguel Brandão. 2017. „Hybrid Life Cycle Assessment (LCA) Does Not Necessarily Yield More Accurate Results than Process-Based LCA“. *Journal of Cleaner Production* 150: 237–42. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.03.006>.

Sperrvermerk

Der hier veröffentlichter Auszug aus der Masterarbeit vom 08.04.2020 mit dem Title „Attributierung von Umweltlasten zu Konsumausgaben mittels Input-Output-Modellen und Ökobilanzierung“ wurde von der eco.income engineering GmbH bewilligt. Diese hält bis zum 08.04.2023 die alleinigen Nutzungsrechte an der Arbeit.