

Ökobilanzierung in der Aluminiumindustrie – Entwicklung einer industriespezifischen und anwender- freundlichen LCA-Methodik

Zur Erlangung des akademischen Grades eines
DOKTORS DER PHILOSOPHIE (Dr. phil.)

von der KIT-Fakultät für Geistes- und Sozialwissenschaften des
Karlsruher Instituts für Technologie (KIT)
angenommene

DISSERTATION

von

Matthias Stratmann

KIT-Dekan: Prof. Dr. Michael Schefczyk

1. Gutachter: Prof. Dr. Armin Grunwald
2. Gutachter: Prof. Dr. Mario Schmidt

Tag der mündlichen Prüfung: 27.10.2022

Kurzfassung

Die Eindämmung der Erderwärmung in Folge des erhöhten Ausstoßes von Treibhausgasen ist eine der zentralen Herausforderungen unserer Zeit. Um noch schlimmere Folgen für Mensch und Umwelt abwenden zu können, müssen auf allen Ebenen große Anstrengungen unternommen werden, um Treibhausgasemissionen nachhaltig zu senken. Auch die Aluminiumindustrie steht vor der Herausforderung, die Treibhausgasemissionen zu senken. Doch wie auch in anderen Industriezweigen sind die Wertschöpfungsketten und Stoffströme der Aluminiumindustrie global verzweigt und zirkulär miteinander verbunden. Somit hat jeder Verbesserungsversuch immer auch Auswirkungen auf das Gesamtsystem der Aluminiumproduktion und deren Emissionausstoß. Ohne eine geeignete Analyse und Bewertung der weitreichenden Auswirkungen, ist es durchaus möglich, dass entwickelte Maßnahmen zu einer nicht intendierten Verschlechterung der Gesamtsituation führen können und sich die Treibhausgasemissionen insgesamt erhöhen.

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wird eine Methode entwickelt, welche es Unternehmen der Aluminiumindustrie ermöglicht, betriebsinterne Änderungen in Hinblick auf die einzelnen Produkte, das eigene Unternehmen und die gesamte Wertschöpfungskette ökologisch zu bewerten. Denn nur wenn Maßnahmen auch positive Auswirkungen auf die Gesamtemissionen der Aluminiumindustrie haben, sind sie ökologisch von Nutzen. Die erarbeitete Methodik basiert auf der bereits etablierten Ökobilanzierung und wird unter Berücksichtigung der spezifischen Anforderungen der Aluminiumindustrie und der Anwenderfreundlichkeit zielgerichtet weiterentwickelt.

Die Entwicklung der Methodik wird dabei wie folgt dokumentiert: Kapitel 1 beschäftigt sich mit den Grundlagen des Klimawandels im Zusammenhang mit Treibhausgasemissionen. Kapitel 2 geht auf die Aluminiumindustrie und deren Besonderheiten ein. Kapitel 3 gibt einen breiten Überblick über den Stand der wissenschaftlichen Diskussion im Bereich Ökobilanzierung. Aus den Erkenntnissen dieser einleitenden Kapitel werden in Kapitel 4 die zu behandelnden Forschungsfragen und die entsprechenden Forschungsmethoden abgeleitet. Zu den Forschungsmethoden zählen eine Literaturstudie, Experteninterviews sowie eine ausführliche Fallstudie zur Anwendung der Ökobilanzierung in der Aluminiumindustrie. Die Dokumentation der Arbeitsschritte erfolgt in Kapitel 5. Auf Basis der Ergebnisse der Gespräche und der Fallstudie wird in Kapitel 6 eine neue ökobilanzielle Methodik, die ILCA, entwickelt, welche in einem Praxisbeispiel angewendet und validiert wird. Kapitel 7 ordnet die entwickelte Methode in aktuelle Kontexte ein. So wird die Ökobilanz beispielsweise im Kontext der Digitalisierung in der Industrie betrachtet und im Umgang mit komplexen Systemen diskutiert. Darüber hinaus wird aufgezeigt, in wie weit sich die Methodik zur Anwendung in anderen Industriezweigen eignet.

Die vorliegende Arbeit bietet so einen konkreten Vorschlag, wie eine Transformation der Aluminiumindustrie hin zu geringeren Treibhausgas-Emissionen unterstützt werden kann.

Inhaltsverzeichnis

Kurzfassung.....	i
Inhaltsverzeichnis.....	iii
Abbildungsverzeichnis.....	vii
Tabellenverzeichnis.....	ix
Abkürzungsverzeichnis.....	xi
Danksagung.....	xiii
1 Einleitung und Aufbau der Arbeit.....	3
1.1.1 Wer kann THG-Emissionen senken?.....	4
1.1.2 Wo können THG-Emissionen gesenkt werden?	5
1.1.3 Mit welchen Maßnahmen können THG-Emissionen gesenkt werden?	6
1.1.4 Aufbau der Arbeit.....	7
2 Die Aluminiumindustrie und Bewertungsmethoden für THG-Emissionen	9
2.1 Einführung in die Aluminiumindustrie.....	9
2.1.1 Besonderheiten der Aluminiumindustrie	11
2.1.2 Geeignete Methoden zur Steigerung der THG-Effizienz	16
2.2 Bewertungsmethoden für THG-Emissionen	16
2.2.1 Anforderungen an eine geeignete Methodik.....	17
2.2.2 Mögliche bestehende Methoden	17
2.2.3 Zwischenfazit zu methodischen Anforderungen.....	20
3 Einleitung in die Ökobilanzierung.....	22
3.1 Historische Entwicklung der Ökobilanz	22
3.2 Der Methodenbaukasten der Ökobilanz	23
3.3 Methodische Freiheitsgrade innerhalb der verschiedenen Arten der Ökobilanzen.....	28
3.3.1 Allokationen	28
3.3.2 Elemente der Wirkungsabschätzung.....	30
3.3.3 Systemgrenzen	31
3.3.4 Zwischenfazit – Methodische Freiheiten.....	32
3.4 Konsistenz und Validität von Ökobilanz-Ergebnissen.....	32
3.5 Wissenschaftliche Diskussion zur Anwendung.....	34
3.5.1 Kriterien für Anwendung von verschiedenen LCA-Ansätzen.....	34
3.5.2 Diskussion zu Vor- und Nachteilen der LCA-Ansätze.....	38
3.6 LCA Methodik und Industrie heute.....	39
3.6.1 LCA-Lösungskonzepte für die Industrie	39
3.6.2 Ist LCA die richtige Methode für die Industrie?.....	41
3.6.3 LCA als geeignete Methodik für die Industrie	42
4 Problemstellung, Forschungsfragen und -methodik.....	43
4.1 Problemstellung.....	43
4.2 Forschungsfragen und Ziel der Arbeit	43

4.3	Auswahl der Forschungsmethodik	44
4.3.1	Die Methodik der Einzelfallstudie	44
4.3.2	Systematic Combining als Vorgehen innerhalb einer Fallstudie	45
5	Dokumentation der Fallstudie	47
5.1	Konzeption der Fallstudie	47
5.2	Die Aluminiumindustrie und die Ökobilanzierung	48
5.2.1	Die Ökobilanz in der Aluminiumindustrie	48
5.2.2	Zwischenfazit	50
5.3	Dokumentation der Experteninterviews	52
5.3.1	Problemstellung und Konzeption der Analyse	52
5.3.2	Durchführung	53
5.3.3	Ergebnisse der Gespräche	54
5.3.4	Zwischenfazit – Ökologie bei der Hydro	57
5.4	Dokumentation produktübergreifende Ökobilanz	58
5.4.1	Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens	58
5.4.2	Sachbilanzierung und Ergebnisse	66
5.4.3	Diskussion zu Allokationsregeln	74
5.4.4	Zwischenfazit - Verwendete methodische Elemente	75
5.4.5	Praktische Herausforderungen für den Anwender der LCA	76
6	Entwicklung der ILCA	83
6.1	Allgemeine Merkmale der Methodik	83
6.1.1	Inkrementelles Vorgehen	83
6.1.2	Methodenauswahl und Annahmen	84
6.1.3	Flexible und integrierte Methodik	85
6.1.4	Arbeitsteilung zwischen LCA- und Prozessexperten	86
6.1.5	Fokus auf relevante Indikatoren	86
6.1.6	Integration von Simulation und Optimierung	87
6.1.7	Anbindung an die betrieblichen Informationssysteme	87
6.1.8	Nutzung des Prozessmodells über die LCA hinaus	88
6.2	Einführung in die Methodik der ILCA	89
6.2.1	Definition der Ziele und des Untersuchungsrahmens	89
6.2.2	Modellstufe 1	90
6.2.3	Modellstufe 2	93
6.2.4	Modellstufe 3	96
6.2.5	Modellstufe 4	98
6.2.6	Modellstufe 5	102
6.3	Praxisbeispiel – ILCA einer Produktionslinie	104
6.3.1	Definition der Ziele und des Untersuchungsrahmens	104
6.3.2	Modellstufe 1	104
6.3.3	Modellstufe 2	106
6.3.4	Modellstufe 3	107
6.3.5	Modellstufe 4	108
6.3.6	Modellstufe 5	109
6.3.7	Abschließende Bewertung	111
7	Einordnung der Methodik in ausgewählte Kontexte	113

7.1	Zusammenfassung der Ergebnisse	113
7.2	Nutzen der Erkenntnisse für andere Industrien	118
7.3	Die Methodik im Kontext der Digitalisierung	119
7.3.1	Die digitale Transformation in der Industrie	119
7.3.2	Der Nutzen der Digitalisierung für die Ökobilanz in der Industrie	120
7.3.3	Der Nutzen von Ökobilanzierung für die Digitalisierung	121
7.3.4	Ökobilanzierung mit der ILCA und digitale Transformation als gemeinsame Anstrengung 121	
7.4	Die Methodik im Kontext von komplexen Systemen	123
7.4.1	Der Unterschied zwischen komplexen und komplizierten Systemen	123
7.4.2	Umgang mit komplexen Systemen.....	124
7.4.3	Umgang mit Komplexität in der Praxis	125
7.4.4	Der Umgang der eigenen Methode mit Komplexität	128
8	Fazit.....	131
9	Anhang	133
9.1	Gesprächsleitfaden für Tiefeninterviews.....	133
10	Literaturverzeichnis	135

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1 - Globale THG-Emissionen (Eigene Darstellung nach WRI 2017, online)	3
Abbildung 2 - THG Emissionen in Deutschland (Eigene Darstellung nach UBA 2019a, S. 66)	4
Abbildung 3 - Globale Stoffströme der Aluminiumindustrie in Millionen Tonnen (vgl. IAI 2019c, online)	13
Abbildung 4 - Von der Problemdefinition zum Untersuchungsdesign (In Anlehnung an Kuß 2012, S. 55)	52
Abbildung 5 - Systemgrenzen für verschiedene RC-Definitionen (Eigene Darstellung)	64
Abbildung 6 - Verschiedene Aggregationsstufen für Anlagen einer Produktionslinie (Eigene Darstellung)	65
Abbildung 7 - Produktionsmodell mit Materialströmen und entsprechenden THG-Emissionen (Eigene Darstellung)	68
Abbildung 8 - Verteilung der Eingänge auf die Produktgruppen (Eigene Darstellung)	70
Abbildung 9 - Sankey-Darstellung des Produktionssystems (Eigene Darstellung)	72
Abbildung 10 - Ergebnisse für produktspezifisches Global Warming Potential (GWP) (Eigene Darstellung)	73
Abbildung 11 - Ergebnisse für produktspezifischen Recycled Content (Eigene Darstellung)	73
Abbildung 12 - Entwicklung der CO2-Emissionen der Produkte in einer Produktionslinie (Eigene Darstellung)	74
Abbildung 13 - Beispielhafte Zerlegung eines Mehr-Ertrags-Prozesses (Eigene Darstellung)	75
Abbildung 14 - Beispielhafte Ergebnisse einer Ökobilanz (Eigene Darstellung in Anlehnung an Detzel und Mönckert 2009, S. 73)	78
Abbildung 15 - Systemgrenzen einer MFA und einer LCA (Eigene Darstellung)	91
Abbildung 16 - Prozessspezifikation durch Ein- und Ausgänge bzw. durch Produktionsfunktionen (Eigene Darstellung)	98
Abbildung 17 - Prozessdarstellung Fallbeispiel Aluminiumproduktion (Eigene Darstellung)	105
Abbildung 18 - Sankey-Darstellung des Modells (Eigene Darstellung)	105
Abbildung 19 - Produktionsfunktionen der Warmwalzen (Eigene Darstellung)	110
Abbildung 20 – Auswirkungen der Parametervariation (Eigene Darstellung)	111

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1 - Allokationsregeln für verschiedene Szenarien (Eigene Darstellung)	69
Tabelle 2 - Indikatoren der Modellstufe 1 (Eigene Darstellung)	106
Tabelle 3 - Verwendete Materialien und die verknüpften Attribute (Eigene Darstellung)	107
Tabelle 4 - Indikatoren der Modellstufe 2 (Eigene Darstellung)	107
Tabelle 5 - Indikatoren der Modellstufe 3 (Eigene Darstellung)	108
Tabelle 6 - Indikatoren der Modellstufe 4 (Eigene Darstellung)	109
Tabelle 7 - Übersicht über entwickelte Methodik der ILCA (Eigene Darstellung)	117
Tabelle 8 - Schritte der Digitalisierung (Darstellung in Anlehnung an VDI ZRE 2017, S. 169)	120

Abkürzungsverzeichnis

ALCA	Attributional Life Cycle Assessment
AR	Assessment Report
ASI	Aluminium Stewardship Initiative
B2B	Business to Business
BMBF	Bundesministerium für Bildung und Forschung
BMU	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit
BMUB	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit
BMWi	Bundesministerium für Wirtschaft und Energie
CDP	Carbon Disclosure Project
CFP	Carbon Footprint
CGE	Computable General Equilibrium
CLCA	Consequential Life Cycle Assessment
CO ₂	Kohlenstoffdioxid
CO ₂ -eq	CO ₂ -Äquivalente
DfE	Design for Environment
DIN	Deutsche Industrie Norm
DLCA	Decisional Life Cycle Assessment
EAA	European Aluminium Association
EC	European Commission
ELCD	European Reference Life Cycle Database
EN	Europäische Norm
EoL	End-of-Life
ERP	Enterprise Resource Planning
EU	Europäische Union
FF	Forschungsfrage
FLS	Fertigungsleitsystem
GDA	Gesamtverband der Aluminiumindustrie
GHG	Greenhouse Gas Emission
GLAD	Global Life Cycle Assessment Data Access Network
GRI	Global Reporting Initiative
GWP	Global Warming Potential
HSE	Health, Safety & Environment
IAI	International Aluminium Institute
ILCA	Integrative und Inkrementelle LCA
ILCD	International Reference Life Cycle Data System
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
IRP	International Resource Panel
ISO	International Organization for Standardization

Jhdt.	Jahrhundert
JRC	Joint Research Centre
KMU	Kleine und mittlere Unternehmen
LCA	Life Cycle Assessment
LCI	Life Cycle Inventory
LCIA	Life Cycle Impact Assessment
MEFA	Material and Energy Flow Analysis
MFA	Material Flow Analysis
MFCA	Material Flow Cost Accounting
OFP	Organizational Footprint
OLCA	Organizational Life Cycle Assessment
PEF	Product Environmental Footprint
PEFCR	Product Environmental Footprint Category Rule
PESTEL	Political, Economic, Social, Technological, Environmental, Legal
PKR	Produktkategorieregeln
PLA	Produktlinienanalyse
RC	Recycled Content
REPA	Resource and Environmental Profile Analysis
SBT	Science Based Targets
SETAC	Society of Environmental Toxicology and Chemistry
SSCM	Sustainable Supply Chain Management
SUV	Sport Utility Vehicle
SWOT	Strengths, Weaknesses, Opportunities, Threats
TA	Technikfolgenabschätzung
THG	Treibhausgas
UBA	Umweltbundesamt
UNEP	United Nations Environment Programme
VBA	Visual Basic for Applications
VDI	Verein Deutscher Ingenieure
WMO	World Meteorological Organization
WIR	World Resources Institute

Danksagung

Zu Beginn dieser Dissertation möchte ich den vielen Leuten danken, die mich im Laufe der vorliegenden Arbeit unterstützt haben - sei es in Pforzheim, Karlsruhe, Grevenbroich oder in Köln. Ohne die langen und offenen Gespräche und das Feedback hätte ich diese Arbeit nicht anfertigen können.

Mein besonderer Dank gilt vor allem meinem Betreuer Prof. Dr. Mario Schmidt von der Hochschule Pforzheim, der während der Theorie- und der Praxisphasen stets ein offenes Ohr und eine offene Tür für mich hatte und mich durch den langen Anfertigungsprozess dieser Arbeit begleitete und unterstützte. Zudem möchte ich mich bei meinen Kollegen Philipp Schäfer, Nadine Rötzer, Marlene Preiss und Eloy Melian von der Hochschule Pforzheim bedanken, auf die ich trotz meiner Arbeit aus dem Home-Office immer zählen konnte. Bei Prof. Dr. Armin Grunwald vom Karlsruher Institut für Technologie möchte ich mich für die Möglichkeit einer frei gestaltbaren Doktorandenzeit bedanken. Gerade diese Freiheit ermöglichte es mir, über einen längeren Zeitraum im Unternehmen die Prozesse kennen- und verstehen zu lernen, die Mitarbeiter in ihrem Alltag zu begleiten und die Besonderheiten der Aluminiumindustrie aufzugreifen. Des Weiteren möchte ich mich herzlich für sein Feedback und die Denkanstöße bedanken. Ein besonderer Dank gilt zudem den Mitarbeitern der Hydro Aluminium Rolled Products GmbH, die mir während meiner Praxisphase mit Rat und Tat zur Seite standen und mich in die Aluminiumindustrie eingeführt haben. So hat Frank Becker mit seinem Expertenwissen und seiner systemischen Sichtweise einen großen Beitrag zu meiner Arbeit geleistet. Neben ihm sei an dieser Stelle auch Prof. Dr. -Ing. Georg Rombach herzlichst für seine Zusammenarbeit, seine tatkräftige Unterstützung und die wertvollen Gespräche mit ihm gedankt. Darüber hinaus möchte ich mich bei den vielen Mitarbeitern aus den unterschiedlichsten Abteilungen der Hydro bedanken, die sich immer wieder Zeit für mich und meine Anliegen nahmen, mit mir ins Detail gingen und mir ihre Arbeit und die damit einhergehenden Herausforderungen nahebrachten. Die Zeit bei der Hydro wurde durch sie nicht nur fachlich, sondern auch zwischenmenschlich eine Bereicherung, die ich nicht mehr missen möchte.

Zuletzt möchte ich meiner Frau Franka danken, die über diese lange Zeit hinweg meine Launen ertragen hat und vor allem in der Schlussphase neben einem ohnehin schon herausfordernden Corona-Alltag wesentlich dazu beigetragen hat, diese Arbeit doch noch zu einem erfolgreichen Ende zu bringen.

Matthias Stratmann

Köln, März 2021

Essentially, all models are wrong, but some are useful

(Box und Draper 1987)

1 Einleitung und Aufbau der Arbeit

Die globale Erwärmung ist eines der zentralen Themen unserer Zeit. Politik und Wissenschaft betrachten die Entwicklung der Erderwärmung mit zunehmender Sorge und warnen vor den Folgen für die Natur und den Menschen (vgl. IPCC 2014, S. 6ff.; UBA 2019b, S. 6ff.). Durch die Emission von Treibhausgasen (THG), wie z. B. Kohlenstoffdioxid (CO₂) oder Methan¹ verändert sich die Strahlungsbilanz der Erde. Es kommt zum sog. Treibhauseffekt. Ein neues thermodynamisches Gleichgewicht bei höherer Temperatur entsteht. Stand 2017 lag die globale Erwärmung im Vergleich zur vorindustriellen Zeit bei ca. 1°C (vgl. WMO 2017, S. 2).

Um die Erderwärmung zu verlangsamen, ist es notwendig, den Eintrag von THG in die Atmosphäre zu reduzieren. Diese Erkenntnis ist nicht neu. Erstmals wurde Ende der 1960er Jahre der Zusammenhang zwischen THG-Emissionen und der globalen Erwärmung hergestellt (vgl. Zillman 2009, S. 143; Kellogg 1975, S. 13ff.). Bis heute gab es eine Vielzahl von Klimakonferenzen, auf denen über die Entwicklungen gesprochen wurde und auf Basis der zwischenzeitlich gewonnenen Erkenntnisse Reduktionsziele und Absichtserklärungen verfasst wurden.² Ein Blick auf die Entwicklung der Emissionen über die letzten Jahrzehnte hinweg zeigt jedoch, dass kaum etwas umgesetzt wurde, bzw. die Auswirkungen davon anderweitig ausgeglichen oder gar überkompensiert wurden. Seit Jahrzehnten steigt der globale Ausstoß von THG weiter an (vgl. WRI 2017, online). Abbildung 1 bildet diese Entwicklung ab und zeigt, dass die Menschheit 2014 so viele Treibhausgase emittiert hat wie noch nie zuvor.

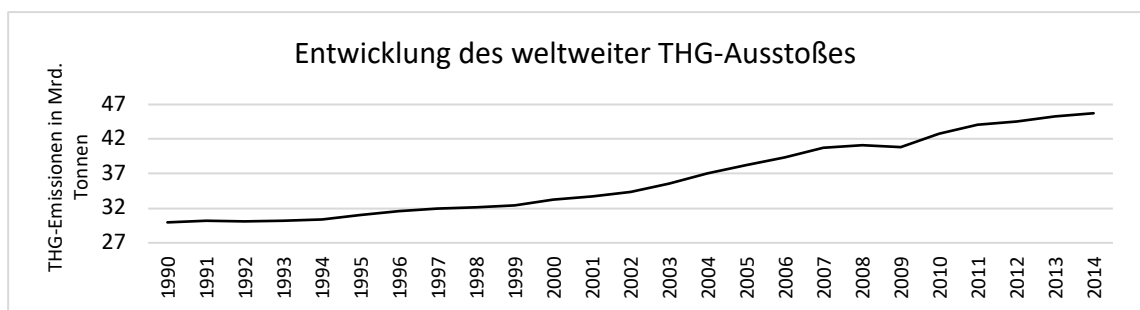


Abbildung 1 - Globale THG-Emissionen (Eigene Darstellung nach WRI 2017, online)

Abbildung 2 zeigt die Entwicklung der Treibhausgasemissionen in Deutschland sowie die Reduktionsziele der Bundesregierung für die Jahre 2020-2050. In Deutschland sind die THG-

¹ Das Kyoto-Protokoll nennt sechs Treibhausgase: Kohlendioxid (CO₂), Methan (CH₄), und Lachgas (N₂O) sowie die fluorierten Treibhausgase (F-Gase), wasserstoffhaltige Fluorkohlenwasserstoffe (HFKW), perfluorierte Kohlenwasserstoffe (FKW), und Schwefelhexafluorid (SF₆) (vgl. United Nations 1997, Annex A). Seit 2015 wird zusätzlich Stickstofftrifluorid (NF₃) betrachtet (vgl. UBA 2016a, online).

² Geeignete Darstellungen auf globaler Ebene finden sich in Zillman 2009 oder Bolin 2007. Deutsche klimapolitische Grundsätze sowie Ziele der Bundesregierung finden sich in BMUB 2014 und BMU 2016.

Emissionen seit 1990 zwar insgesamt gesunken, seit einigen Jahren stagniert dieser Trend jedoch (vgl. UBA 2019a, S. 66).

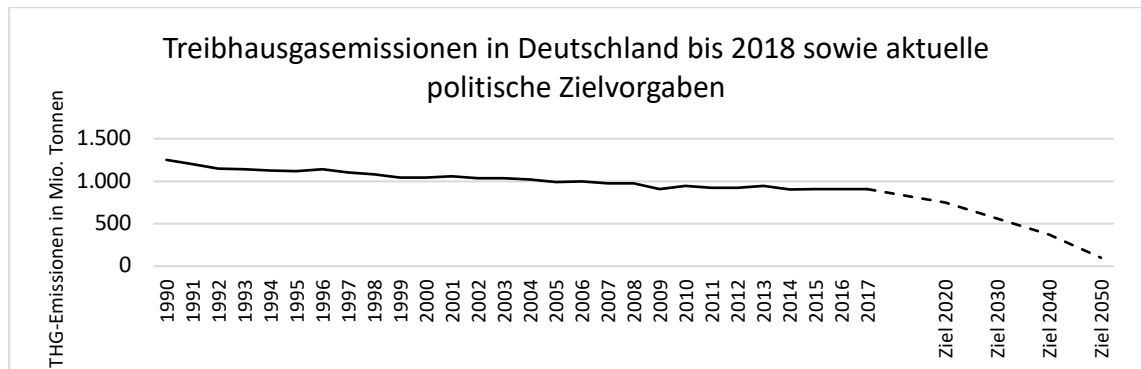


Abbildung 2 - THG Emissionen in Deutschland (Eigene Darstellung nach UBA 2019a, S. 66)

Schon aus der Abbildung heraus scheint es schwer vorstellbar, dass die Zielvorgaben der Bundesregierung erreicht werden könnten. Und tatsächlich geht das Bundesumweltministerium (Stand 2018) davon aus, dass die Reduktion im Jahr 2020 nur 32% statt der angestrebten 40% gegenüber 1990 betragen wird (vgl. BMU 2018, S. 18). Zur Erreichung der Ziele sind deswegen noch weitere Anstrengungen nötig. Das hat auch die Politik erkannt und bereits einen „Aktionsplan Klimaschutz“ formuliert (vgl. Bundesregierung Deutschland 2018, S. 142).

Die zentrale Fragestellung lautet daher: Wie lassen sich die THG-Emissionen Deutschlands weiter senken? Und etwas spezifischer: Wer kann sie senken? Wo können sie gesenkt werden? Und: Mit welchen konkreten Maßnahmen können sie gesenkt werden?

Zur Beantwortung dieser Fragestellungen möchte die hier vorliegende Arbeit einen Beitrag leisten. Um zu konkreten Maßnahmen und entsprechenden Empfehlungen zu kommen, wird im Folgenden der Untersuchungsrahmen eingegrenzt.

1.1.1 Wer kann THG-Emissionen senken?

In einem ersten Schritt müssen die großen Treiber von THG-Emissionen in Deutschland identifiziert werden. Hierzu scheint ein Blick auf die wirtschaftlichen Sektoren des Landes sinnvoll. Nach wirtschaftlichen Sektoren gegliedert, hat die Energiewirtschaft durch die Verstromung fossiler Energieträger den größten Anteil an den Emissionen. Auf Platz zwei der betrachteten Sektoren liegt in Deutschland die Industrie mit einem Anteil von 21% (einschließlich der energetisch bedingten Emissionen). Es folgen der Verkehrssektor, die Haushalte und das verarbeitende Gewerbe (vgl. UBA 2016b, online). Die Industrie ist damit einer der wesentlichen Emittenten von Treibhausgasen. Im Rahmen der Arbeit soll der Fokus auf diesen Wirtschaftssektor gelegt werden.

Aber selbst „die Industrie“ wird noch als zu divers angesehen, um spezifische Maßnahmen entwickeln zu können. Die Prozessindustrie hat andere Abläufe als bspw. ein Maschinen- und

Anlagenbauer. Im Rahmen dieser Arbeit wird daher speziell eine Branche der Prozessindustrie betrachtet - die Aluminiumindustrie. Sie verbraucht weltweit rund 3,5% des Stroms und verursacht ca. 1% der globalen THG-Emissionen (vgl. Cullen und Allwood 2013, S. 3057). Damit spielt sie in der Diskussion um den Klimaschutz eine durchaus relevante Rolle. Auch weitere Eigenschaften machen sie zu einem interessanten Studienobjekt. Diese werden im Verlauf der Arbeit in Kapitel 2.1.1 erläutert.

In einem zweiten Schritt muss geklärt werden, wer die Treiber dazu bewegen kann, die Emissionen zu senken. Es lassen sich verschiedene Akteure identifizieren. Die Politik kann neue Regelungen einführen und auch Endkunden können durch ihr Konsumverhalten Einfluss nehmen. Martínez-Blanco et al. (2015b, S. 1045) sehen jedoch auf der Ebene der Einzelunternehmen das größte Potential für tatsächliche Verbesserungen auf ökologischer Seite, da auf dieser Ebene die meisten Entscheidungen getroffen werden. Die Arbeit folgt dieser Argumentation und nimmt eben diese Einzelunternehmen in den Fokus der Betrachtung.

1.1.2 Wo können THG-Emissionen gesenkt werden?

THG-Emissionen können nach verschiedenen Entitäten bilanziert werden und dort folglich auch gesenkt werden. Sie können nach Ländern, Unternehmen, Verbrauchern oder nach Produkten bilanziert werden. Jedoch werden in den meisten Fällen die THG-Emissionen und sonstigen Umweltbelastungen territorial bilanziert, d. h. sie sind Ländersache (vgl. Caney 2005, S. 754). Und so werden auch Einsparziele auf politischer Ebene auf einzelne Länder aufgeteilt und entsprechende Emissionen nach territorialen Grenzen bilanziert vorliegende (vgl. bspw. United Nations 1997, Annex B). Die Erderwärmung ist jedoch ein globales Phänomen. Ob eine Tonne emittiertes CO₂ aus Deutschland oder aus China kommt, hat denselben Effekt auf das Klima. Um global die Emission von Treibhausgasen zu reduzieren, muss daher sichergestellt werden können, dass eine Einsparung in einem Land nicht wieder durch einen Zuwachs an Emissionen in anderen Ländern kompensiert, oder gar überkompensiert wird. Eine territoriale Bilanzierung kann dies nicht sicherstellen und wird daher an dieser Stelle als ungeeignet angesehen.

Um eine ganzheitlichere Perspektive einzunehmen und solche potenziellen Verschiebungen von Belastungen (ein sog. Burden Shifting) zu verhindern, fordern verschiedene Wissenschaftler eine Bilanzierung nach einzelnen Produkten (vgl. Nilsson-Lindén et al. 2014, S. 1). Diese Art der Bilanzierung stellt die Produkte an den Ausgangspunkt der Analyse und bewertet diese über den gesamten Produktlebensweg hinweg. Der Produktlebensweg oder auch Produktlebenszyklus wird in der Nachhaltigkeitsdiskussion als *„aufeinander folgende und miteinander verbundene Stufen eines Produktsystems von der Rohstoffgewinnung oder Rohstoffherzeugung bis zur endgültigen Beseitigung“* (EN ISO 14044:2006, S. 8) definiert. Damit können einzelne Produkte unabhängig von territorialen Grenzen oder verschiedenen Herstellern über die gesamte Wertschöpfungskette und darüber hinaus analysiert werden. Eine reine Verschiebung von Umweltlasten lässt sich so erkennen und verhindern. Wenn ein Land beschließt, energieintensive Industriebetriebe zu schließen, was territorial gesehen positive Auswirkungen hat, bedeutet dies noch nicht, dass das einen positiven Effekt auf die Reduktion von globalen THG-Emissionen haben muss. Global

könnten sich die Emissionen gar erhöhen, wenn die Nachfrage danach von einem Staat bedient wird, der weniger Wert auf den Klimaschutz legt. Eine produktorientierte Bewertung kann eine solche Verschlechterung jedoch aufzeigen und so dabei helfen, diese zu verhindern.

Für die Industrie bedeutet das, dass sich alle Maßnahmen zur Emissionsreduzierung an den Auswirkungen auf den Produktlebenszyklus der hergestellten Produkte messen lassen müssen. Nur so kann sichergestellt werden, dass die Treibhausgasemissionen für die Produkte auch global reduziert werden. In der Praxis stellt dies jedoch eine Herausforderung dar. Eine Bilanzierung auf Produktebene ist aufgrund der Produktvielfalt und der global verzweigten, oft intransparenten Wertschöpfungsketten bedeutend aufwendiger als eine territoriale Bilanzierung und wird daher bisher nicht flächendeckend durchgeführt.

1.1.3 Mit welchen Maßnahmen können THG-Emissionen gesenkt werden?

Die Frage, wie ein Unternehmen ökologisch nachhaltiger wirtschaften kann, ist nicht einfach zu beantworten und viele Unternehmen tun sich schwer damit, sinnvolle Initiativen zu generieren und in ihre täglichen Aktivitäten zu implementieren (vgl. Searcy 2012, S. 240). In der Nachhaltigkeitsdiskussion werden oft drei Strategien genannt, wie verschiedene Akteure nachhaltiger handeln können: Die Effizienzstrategie, die Suffizienzstrategie und die Konsistenzstrategie (vgl. Huber 1995, S. 40ff.). Huber (2000, S. 121) sieht die Rangfolge der drei Strategien wie folgt: Konsistenz vor Effizienz vor Suffizienz. Die vorliegende Arbeit beschäftigt sich mit der Strategie der Effizienz³. Dies erscheint sinnvoll, da die Effizienz in der Industrie als „*am ehesten anschlussfähig*“ (Huber 1995, S. 41) angesehen wird. In der Wirtschaft ist das Effizienzdenken ohnehin bereits tief verankert. Die Konzepte hinter wirtschaftswissenschaftlichen Begriffen wie Minimalprinzip oder Maximalprinzip streben letztendlich alle ein verbessertes Verhältnis von Aufwand und Ertrag im Unternehmen an (vgl. Schmidt 2008, S. 36).

Die Effizienzstrategie lässt sich jedoch auch kritisch hinterfragen. So ist die Effizienz eine relative Größe. Aus einem effizienten Produkt oder aus einer effizienten Herstellung lässt sich noch keine Aussage über Nachhaltigkeit und Sinnhaftigkeit des Produkts ableiten (vgl. Schmidt 2014, S. 149). Beispielsweise steht ein sehr effizienter SUV (Sport Utility Vehicle) meist nicht für eine nachhaltige Mobilität. Schmidheiny et al. (1996, S. 49) schreiben sinngemäß, dass man (Öko-) Effizienz nicht mit nachhaltiger Entwicklung verwechseln dürfe. Es sei eine Welt vorstellbar, in der jedes Unternehmen immer effizienter würde, und sich die Ressourcengrundlagen trotzdem verschlechterten. Sachs beschreibt denselben Aspekt, wenn er die Effizienzstrategie als „*richtungsblind*“ beschreibt (Sachs 1997, S. 109).

³ Die in dieser Arbeit entwickelte Methodik lässt sich auch zur Unterstützung einer Konsistenzstrategie nutzen, da sie die Themen Recycling und Kreislaufführung unterstützt. Darauf wird im Rahmen dieser Arbeit jedoch nicht weiter eingegangen.

Trotz der Kritik an der Effizienzstrategie, wird sie hier, wie oben bereits erwähnt, als geeignet für den Einsatz in der Industrie angesehen. Im Rahmen dieser Arbeit, die einen Beitrag leisten soll, die THG-Emissionen zu senken, wird an dieser Stelle eine Art „THG-Effizienz“ angestrebt.

Nach dieser Eingrenzung des Untersuchungsrahmens lässt sich die grundlegende Fragestellung dieser Arbeit so konkretisieren:

Wie können einzelne Unternehmen der Aluminiumindustrie über den gesamten Produktlebenszyklus ihrer Produkte das Verhältnis von emittierten THG zum generierten Nutzen (z. B. Produktionsmenge oder Erlös) verbessern und somit die THG-Effizienz steigern?

1.1.4 Aufbau der Arbeit

Dieser Frage geht die vorliegende Arbeit nach und ist dafür wie folgt aufgebaut:

Nachdem der Rahmen festgelegt wurde, beschäftigt sich das 2. Kapitel mit einer näheren Betrachtung der Aluminiumindustrie. So werden spezifische Eigenschaften, wie eine global verteilte Lieferkette, ein hoher Anteil an internen und externen Schrottströmen und eine hohe Diversität des Materials Aluminium erläutert. Daran anschließend wird die erste Forschungsfrage formuliert:

Welche bestehende Bewertungsmethode erscheint geeignet, die THG-Emissionen in der Aluminiumindustrie valide zu bestimmen? (FF1)

Zur Beantwortung der Frage wird eine Literaturrecherche zu verschiedenen wissenschaftlichen Methoden durchgeführt, mit denen eine Bewertung von THG-Emissionen über den gesamten Lebenszyklus möglich erscheint. Zudem wird jeweils kurz eine Eignungsprüfung der Methoden in Hinblick auf die benannten Herausforderungen der Aluminiumindustrie vorgenommen.

Nach der Betrachtung verschiedener Methoden befasst sich Kapitel 3 mit der Methodik der Ökobilanzierung. Der Schwerpunkt liegt hier auf der Vielfalt der Methodik sowie auf der industriellen Anwendung.

Darauf aufbauend werden im 4. Kapitel zwei weitere Forschungsfragen formuliert. Die zweite Forschungsfrage (FF2) der vorliegenden Arbeit bezieht sich auf die methodischen Herausforderungen:

Welche methodischen Anpassungen sind notwendig, um eine Ökobilanz zu erstellen, die gleichzeitig sowohl produktspezifisch und produktübergreifend als auch unternehmensspezifisch bewerten kann?

Die dritte Forschungsfrage (FF3) beschäftigt sich mit der Anwendbarkeit von Ökobilanzierungen in der Industrie im Allgemeinen:

Wo liegen konkrete Herausforderungen in der Anwendung von Ökobilanzierung, die den Einsatz der Methode in der Aluminiumindustrie erschweren können?

Diese werden hier im Rahmen einer Einzelfallstudie bearbeitet und beantwortet. Die methodischen Grundlagen und die Konzeption der Fallstudie sind ebenfalls Teil des 4. Kapitels.

In Kapitel 5 folgt die Dokumentation der Fallstudie. Den Kern der Fallstudie bildet eine durchgeführte erweiterte Ökobilanz bei einem Unternehmen der Aluminiumindustrie. Neu ist dabei die konsequente datenmäßige Integration der Unternehmens- und der Produktebene. Neben der quantitativen Methodik der Ökobilanz, werden auch Experteninterviews mit verschiedenen Anspruchsgruppen des untersuchten Unternehmens durchgeführt. Ziel dabei ist es, herauszufinden, wie aus den sehr technischen Ergebnissen einer Ökobilanz tatsächliche Veränderungen im Entscheidungskontext eines Unternehmens erreicht werden können.

Das 6. Kapitel leitet aus den gewonnenen Erkenntnissen der Fallstudie und den methodischen Elementen verschiedener bestehender Methoden ein neues Vorgehen ab. Es ist in der Lage, die methodischen Anforderungen der Aluminiumindustrie zu erfüllen, sowie die Herausforderungen in der Anwendung zu senken. Das Vorgehen wird anhand einer Fragestellung der Aluminiumindustrie exemplarisch beschrieben.

Es folgt eine Einordnung der Methodik in verschiedene Kontexte. So wird die Anwendbarkeit der Methodik über die Aluminiumindustrie hinaus betrachtet. Auch wird die Methodik mit der Digitalisierung in einen Kontext gesetzt sowie mit komplexen Systemen.

Ein Fazit stellt den Abschluss der vorliegenden Arbeit dar.

2 Die Aluminiumindustrie und Bewertungsmethoden für THG-Emissionen

Dieses Kapitel beginnt mit einer Einführung in die Aluminiumindustrie. Dabei werden die verschiedenen Phasen des Produktlebenszyklus von Aluminiumprodukten nacheinander beschrieben. Es folgt ein Unterkapitel über einige Besonderheiten der Aluminiumindustrie, die für den weiteren Verlauf der vorliegenden Arbeit eine besondere Relevanz besitzen. Daraus werden erste Anforderungen abgeleitet, wie eine geeignete Methode zur Bewertung und Senkung von THG-Emissionen aussehen könnte. Abschließend werden einige mögliche Methoden vorgestellt und auf die Eignung hin untersucht, diese Anforderungen zu erfüllen.

2.1 Einführung in die Aluminiumindustrie

Aluminium ist das am zweitmeisten verbrauchte Metall und am dritthäufigsten vorkommende Element der Erde (vgl. Neukirchen und Ries 2014, S. 66). Im Jahr 2018 wurden weltweit gut 64 Mio. Tonnen Primäraluminium hergestellt. Damit hat sich die **Primärproduktion** von Aluminium im Zeitraum von 2006 bis 2018 fast verdoppelt (vgl. IAI 2019f, online). Die Herstellung von Primäraluminium beginnt mit dem Erz Bauxit, welches im Tagebau abgebaut wird. Aus dem Bauxit wird anschließend im sog. Bayer-Verfahren Tonerde gewonnen. Dabei fällt neben der Tonerde sog. Rotschlamm als Abfallprodukt an. Bauxit kommt vor allem im Bereich der Tropen und der Subtropen vor (vgl. Neukirchen und Ries 2014, S. 268). Die größten Minenproduktionen für den Bauxittagebau liegen in Australien, China, Guinea und Brasilien (vgl. US Geological Survey 2019, online). Die großen Kapazitäten für die Produktion von Tonerde liegen ebenfalls in China, Australien und Südamerika (vgl. IAI 2019a, online). Aus der Tonerde wird dann in einer Schmelzflusselektrolyse Primäraluminium⁴ gewonnen.

Die Primärherstellung von Aluminium ist insgesamt mit hohen Umweltbelastungen verbunden. Als weltweiten Durchschnitt der emittierten THG gibt das International Aluminium Institut (IAI 2017) 18 t CO₂-eq/t Aluminium an. Ein Großteil dieser Emissionen entfällt auf die Stromerzeugung für die Elektrolyse, die im globalen Durchschnitt einen Stromverbrauch von 14,2 MWh/t Aluminium aufweist (vgl. IAI 2017, S. 38; IAI 2019e, online). Ein weiterer Anteil entfällt auf den sog. Anodenabbrand in der Elektrolyse. Dabei reagiert der Sauerstoff in der Tonerde mit dem

⁴ Dem Primäraluminium werden oft Legierungselemente wie Eisen oder Silizium beigesetzt. Damit können die Materialeigenschaften für die spezifische Anwendung angepasst und verbessert werden. Im Rahmen dieser Arbeit werden „Aluminium“ und „Aluminiumlegierung“ synonym verwendet.

Kohlenstoff der Anode. Pro Tonne Aluminium entstehen so 1,5 Tonnen direkte CO₂-Emissionen (vgl. z.B.: Neumeister 2008, S. 17).

Die Elektrolyseanlagen in Europa sowie Nord- und Südamerika befinden sich zu einem Großteil in der Nähe von Wasserkraftwerken. In allen drei Regionen liegt der Anteil an Wasserkraft im genutzten Strommix bei ca. 75%. In Europa befinden sich diese vor allem in Norwegen und Island. 1999 stieg China in die Primärproduktion von Aluminium ein. Hier liegt die Kohleverstromung mit 90% mit weitem Abstand vor der Wasserkraft, die nur die restlichen 10% ausmacht (vgl. IAI 2019d, online). Da die THG-Emissionen der Aluminiumproduktion primär vom Strommix der Elektrolyse determiniert werden, ergeben sich große regionale Unterschiede bei der Herstellung von Aluminium. So werden bei der Herstellung von einem Aluminiumbarren mit einem Bauxitabbau in Südamerika und der weiteren Produktion in Europa pro Tonne Aluminium rund 7 t CO₂-eq emittiert. Liegt die ganze Produktionskette in China, sind dies aufgrund des hohen Braunkohleanteils in der Stromerzeugung rund 20 t CO₂-eq (vgl. IAI 2017, S. 35). Durch den stetig steigenden Marktanteil Chinas (mittlerweile liegen dort mehr als die Hälfte der globalen Primärkapazitäten), steigen die spezifischen THG-Emissionen der Aluminiumproduktion im globalen Durchschnitt seit Jahren an (vgl. IAI 2020, online). Daneben stellt der Abbau des Bauxits im Tagebau einen Eingriff in die natürliche Umwelt dar. Weitere potenzielle Umweltbelastungen in der Herstellungskette treten durch die hohe Alkalität des Rotschlammes auf.

Aufgrund der hohen Umweltwirkungen, die mit der Produktion von Aluminium verbunden sind, schlägt der Aluminiumindustrie Kritik entgegen. Ein Medienbeitrag forderte bspw. die Abschaltung von Primärkapazitäten in Deutschland. Darin wird argumentiert, dass die Aluminiumhütten außerordentlich viel Strom verbrauchen und über den Erlass der EEG-Umlage, sowie die Stromsteuer und anderer Abgaben vom Staat hoch subventioniert würden. Gleichzeitig hingen in Deutschland nur wenige Arbeitsplätze an der Primärherstellung von Aluminium. Neben diesen Gründen für eine Abschaltung zweifelt Döschner zudem die ökologische Sinnhaftigkeit des Materials für den Anwendungsfall „Automobil“ an (vgl. Döschner 2014, online). Dieser Sichtweise folgt die vorliegende Arbeit nicht. Eine Vielzahl von Studien hat bereits gezeigt, dass der Einsatz von Aluminium ökologisch sinnvoll ist (vgl. hierzu Kap. 5.2.1). Zudem lägen die potenziellen ökologischen Vorteile einer Schließung von Primärkapazitäten wohl nur auf territorialer Ebene, nicht aber auf globaler. Das jährliche Wachstum der Nachfrage nach Aluminium wird trotz der aktuell auftretenden Viruspanemie COVID 19 global auf 3,8 % geschätzt (vgl. CM Group 2020, S. 5). Damit könnte die Stilllegung von Primärkapazitäten in Deutschland gar dazu führen, dass die Aluminiumproduktion dann in Ländern stattfindet, die noch höhere Belastungen für die Umwelt bedeuteten – siehe die Produktion in China.

In der **Weiterverarbeitung** des Aluminiums sind verschiedene Prozessrouten möglich. Unterschiedenen werden kann bspw. zwischen dem Walzen, dem Strangpressen und dem Druckguss. Beim Walzen von Aluminiumbarren werden Aluminiumbänder und -folien verschiedener Dicken hergestellt. Das Strangpressen wird z. B. für die Herstellung von Aluminiumprofilen verwendet. Im Druckgussverfahren werden u. a. Motorblöcke gegossen. Aus diesen Vorprodukten werden in einem weiteren Verarbeitungsschritt die eigentlichen Produkte hergestellt. So werden bspw.

die Bleche gestanzt, geschnitten oder gebogen, um daraus dann Getränkedosen, Druckplatten oder Motorhauben herzustellen.

Aluminium kommt oft zur **Anwendung**, wenn ein geringes Gewicht gefragt ist. Darüber hinaus weist Aluminium eine gute elektrische Leitfähigkeit auf und dient als Diffusionssperre für verschiedene Gase, u. a. Sauerstoff (vgl. Neukirchen und Ries 2014, S. 65; Ostermann 2014, S. 100). Im Jahr 2017 dominierten in der weltweiten Anwendung der Transportsektor und das Bauwesen mit jeweils 26% die Anwendungen. Weitere Einsatzbereiche fanden sich in der Elektrotechnik (14%), im Maschinen- und Anlagenbau (10%) sowie bei Folie und Verpackungen (zusammen 15%) (vgl. Norsk Hydro 2018, online). In Deutschland ist ein deutlich stärkerer Fokus auf den Transportsektor zu erkennen. Allein die Anwendung in Fahrzeugen machten hier im Jahr 2018 einen Anteil von 48% aus (vgl. GDA e.V. 2019b, online).

Dabei variiert die Länge der Nutzungsphase je nach Anwendungsfall sehr stark. Die Nutzung von Getränkedosen oder anderen Verpackungen endet meist schon nach wenigen Wochen. Im Automobilbau sind hingegen 10-20 Jahre keine Seltenheit und Anwendungszyklen in Zügen, Flugzeugen oder im Baugewerbe gehen teilweise bis in die Jahrzehnte (vgl. z.B. Montalvo et al. 2016, S. 16). 2013 waren 75% des jemals hergestellten Aluminiums noch in Gebrauch (vgl. Nappi 2013, S. 27).

Am Ende der Nutzungsphase werden Aluminiumprodukte zu einem großen Anteil dem **Recycling** zugeführt. Global wird die Recyclingquote je nach Quelle mit zwischen 42% und 70% angegeben (vgl. UNEP IRP 2011, S. 31). Einzelne Segmente liegen aber auch deutlich höher. So erreichen gebrauchte Getränkedosen in Deutschland eine Recyclingquote von bis zu 99% (vgl. EAA 2016b, online). Die insgesamt hohen Recyclingquoten lassen sich dadurch erklären, dass sich Aluminium technisch gut und ökonomisch attraktiv recyceln lässt (vgl. z.B. Leroy 2013, S. 8; Paraskevas et al. 2015, S. 357). Der Schmelzpunkt des Aluminiums liegt mit 660°C verhältnismäßig niedrig und so muss für das Recycling des Aluminiums nur noch 5% der Energie aufgewendet, die für eine Primärproduktion nötig wäre (vgl. GDA e.V. 2019a, online; Ostermann 2014, S. 101).

In Deutschland wurden im Jahr 2019 von insgesamt 1199,8 kt hergestelltem Aluminium rund 691 kt über die Recyclingroute hergestellt – das entspricht einem Anteil von 57,7% (vgl. GDA e.V. 2020, online). Auch auf globaler Ebene hat das Recycling bereits heute einen hohen Anteil, wie die Abbildung 3 (Siehe S. 13) zeigt. Größere Werke für Weiterverarbeitung und/oder Recycling in Deutschland werden bspw. von Novelis in Nachterstedt, Aleris in Koblenz und Hydro Aluminium Rolled Products GmbH in Grevenbroich betrieben (vgl. Novelis Inc. 2019, online; Aleris 2019, online; Hydro 2019a, online).

2.1.1 Besonderheiten der Aluminiumindustrie

Im Folgenden sollen einige Besonderheiten der Aluminiumindustrie noch einmal stärker herausgearbeitet werden. Die Auswahl wurde danach getätigt, ob ein Bezug zur grundlegenden Fragestellung der vorliegenden Arbeit besteht (vgl. Kap. 1.1.3).

Globales und komplexes System an Materialströmen

Die globalen Materialströme zeigen sich bereits in der global verteilten und von langen Transportwegen gekennzeichneten Wertschöpfungskette vom Bauxit bis zum Aluminiumbarren. Auch in der Weiterverarbeitung und im Recycling gestalten sich die Materialströme global und komplex. Die Phasen der Weiterverarbeitung und des Recyclings sollen im Folgenden noch etwas tiefergehend betrachtet werden, weil hierbei Kreislaufbeziehungen auftreten, die für die Aluminiumindustrie charakteristisch sind.

Die Weiterverarbeitung von Aluminium (-barren) wird gemeinhin in zwei Schritte unterteilt. Zum einen in die Verarbeitung von Barren oder auch von flüssigem Aluminium zu Aluminiumbändern (sog. Coils), oder z. B. zu Aluminiumprofilen. Diese Verarbeitungsschritte werden von der Aluminiumindustrie selbst durchgeführt. Während Liu et al. (2012, S. 339) diesen Schritt als Semi-Manufacturing bezeichnen, nennt es das International Aluminium Institute (IAI) Fabrication (vgl. IAI 2019b, online). Zum anderen das Manufacturing. Dieser Schritt liegt jedoch bei den Kunden der Aluminiumindustrie und wird deshalb nicht direkt der Aluminiumindustrie zugeordnet. Dabei werden die Vorprodukte der Aluminiumindustrie für die jeweiligen Endprodukte angepasst und eingebaut. So werden bspw. aus Aluminiumblechen Motorhauben, oder aus Aluminiumprofilen Fensterrahmen. Diese Unterteilung wird an dieser Stelle explizit beschrieben, da in jedem dieser Schritte Schrotte anfallen. Die Schrotte, die im ersten Prozessschritt anfallen sind sog. „Home-Scrap“ oder „Fabricator Scrap“. Diese Schrotte werden meist intern direkt wieder in die Schmelzöfen zurückgeführt und verbleiben so in einem internen Kreislauf. Die Schrotte des Manufacturing werden als „(Traded) New Scrap“ oder „Pre-Consumer-Scrap“ bezeichnet. Die Bezeichnung kommt daher, dass die Schrotte nicht in die Anwendung des Endkunden gelangt sind. Es ist der Anteil des Aluminiumblechs, der um die Motorhaube herum abgeschnitten wurde. Eine letzte Schrottart ist der sog. „Post-Consumer-Scrap“, „End-of-Life“- oder „Old-Scrap“. Darunter fallen die Schrotte, die nach der Nutzungsphase beim Endkunden anfallen, wie bspw. die Motorhaube am Ende eines Autolebens oder nach einem Unfall.

All diese Schrotte werden (zumindest in großen Anteilen) dem **Recycling** zugeführt. Die Wege der Materialströme können aber auch hier noch lang und kompliziert sein. Relativ kurz bleiben die Wege, wenn interner Schrott („Home Scrap“) direkt wieder in den unternehmenseigenen Öfen eingeschmolzen wird. Ebenfalls besteht die Möglichkeit, dass z. B. der „Pre-Consumer-Scrap“ in sog. Umarbeitungsgeschäften direkt von den Herstellern zurückgenommen wird (vgl. bspw. Trimet SE 2017, S. 23). Aluminiumschrott wird jedoch auch als Produkt auf dem freien Markt gehandelt. Sofern dies geschieht, kann das Material auch hier große Entfernungen zurücklegen. So wurden im Jahr 2014 insgesamt 943.000 Tonnen Aluminiumschrott aus der EU in andere Regionen exportiert. Die Schrottexporte aus der EU haben seit 2014 jährlich um rund 15% zugenommen. Der europäische Aluminiumverband (EAA) sieht dies als negative Entwicklung an. Er argumentiert, dass Europa eine führende Recyclingindustrie aufgebaut habe und so die Versorgungslage mit Schrotten in Gefahr gerät (vgl. EAA 2016a, S. 17). Aus ökologischer Perspektive ließe sich sicherlich argumentieren, dass ein Transport nach China durch die große Distanz immer mehr THG-Emissionen verursachen wird als die Verarbeitung über eine regionale, gut ausgebaute Recyclingroute.

Es ließe sich jedoch auch argumentieren, dass das Recycling der Schrotte in China die chinesische Primärproduktion ersetzen kann – und damit eine potenziell schädlichere Produktion verhindert. Dann hätte es ggf. mehr Sinn mit dem Recycling die kohlebasierte chinesische Primärproduktion zu substituieren als die europäische, die ihren Strom zu 75% aus erneuerbaren Energien bezieht. Eigene Überschlagsrechnungen haben gezeigt, dass die Aufwände für den Transport von Europa nach China gegenüber einer möglichen Einsparung einer Kohle basierten Primärproduktion in China verschwindend gering sind. Die Frage um die ökologischen Auswirkungen des Exports europäischer Aluminiumschrotte kann an dieser Stelle nicht abschließend beantwortet werden. Sie zeigt aber, wie umfangreich und komplex ökobilanzielle Fragestellungen in der Aluminiumindustrie sein können.

Abbildung 3 zeigt die verschiedenen Zwischenprodukte der Aluminiumindustrie und die nachgelagerten Prozesse mit den entsprechenden globalen Produktionsmengen für das Jahr 2018 (vgl. IAI 2019c, online). Die Zahlenwerte sind jeweils in der Einheit „Millionen Tonnen Material“ zu verstehen; die Größe der Blasen ist jeweils proportional zur Menge des jeweiligen Schritts in der Wertschöpfungskette. Die beschriebenen Kreislaufströme lassen sich hier gut erkennen. Ebenfalls kann die Abbildung zeigen, wie gering der Anteil an Aluminium ist, der den Prozess als nicht mehr zu verwendenden Abfall oder Schmelzverlust verlässt.

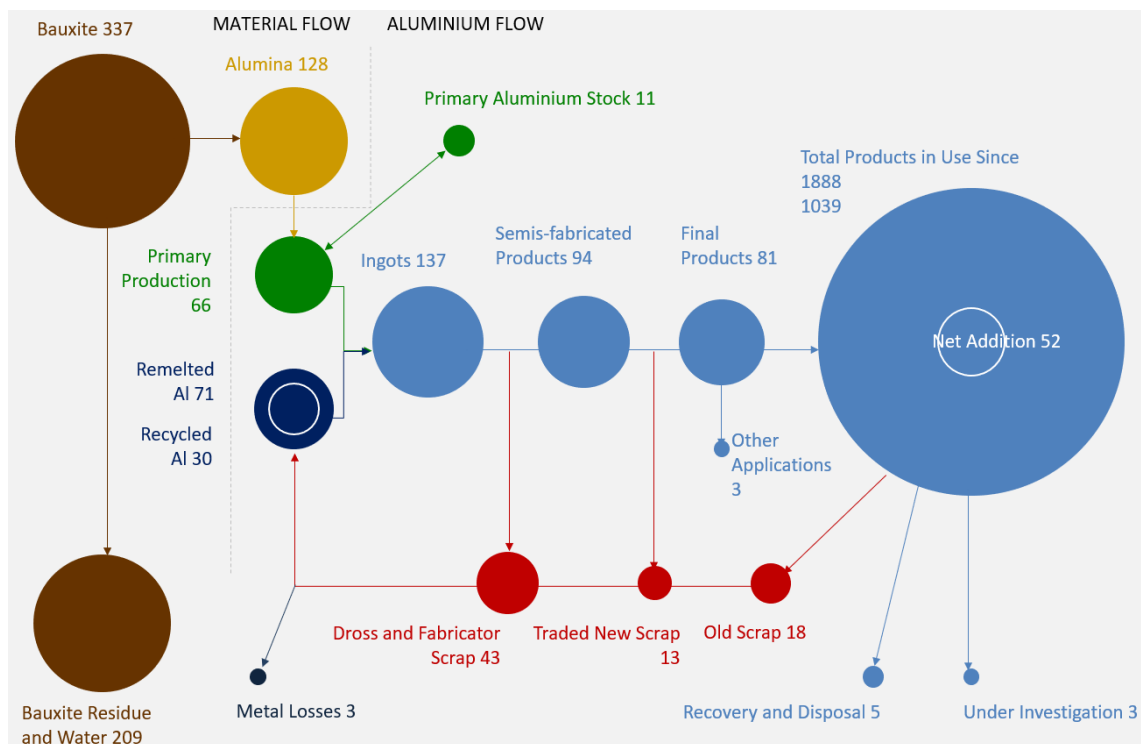


Abbildung 3 - Globale Stoffströme der Aluminiumindustrie in Millionen Tonnen (vgl. IAI 2019c, online)

Unterschiede in den Aluminiumlegierungen

Aluminium ist nicht gleich Aluminium. Aluminium lässt sich nach Zusammensetzung, Herkunft, Verarbeitungsweise und sonstigen Materialeigenschaften in fast beliebig viele Untergruppen aufteilen.

Ein Großteil des Aluminiums, welches im Umlauf ist, wurde mit Legierungselementen versetzt. Es gibt viele verschiedene Aluminiumlegierungen mit jeweils anderen Anteilen an Legierungselementen. Unterschieden werden in den internationalen Bezeichnungssystemen die Knet- und Gusslegierungen.⁵ Knetlegierungen werden für Walz-, Press- oder Ziehverfahren in der Weiterverarbeitung verwendet. Die Gusslegierungen haben die besseren Formfülleigenschaften und werden so für die Herstellung von Formgussstücken genutzt (vgl. Ostermann 2014, S. 190).

Neben den verschiedenen Legierungsbestandteilen können auch noch weitere Materialeigenschaften unterschieden werden. Auf dem Markt findet sich nach der „Aluminium Stewardship Initiative“ (ASI) zertifiziertes Material. Es finden sich Angebote von Aluminium mit einem besonders niedrigeren Carbon Footprint (z. B. aus Wasserkraft basierter Primärproduktion). Und es findet sich Material mit einem besonders hohen Anteil an Sekundäraluminium (was ebenfalls mit einem niedrigen Carbon Footprint beworben wird) (vgl. bspw. Hydro 2019b, online; Novelis Inc. 2013, S. 270).

Herausforderungen im Aluminiumrecycling

Die Aluminiumverbände verweisen darauf, dass Aluminium unendlich recyclebar sei (vgl. bspw. EAA 2016a, S. 5). In der Praxis ist dieser Prozess jedoch mit einigen Herausforderungen verbunden (vgl. Paraskevas et al. 2013, S. 404). Eine Eigenschaft von Aluminium ist, dass viele der einmal in das Aluminium eingebrachten Legierungselemente sich gar nicht, oder nur mit großem Aufwand wieder heraustrennen lassen (vgl. Gaustad et al. 2012, S. 80). Das Recycling steht damit vor großen Herausforderungen, da diese Tatsache die Schrottauswahl für neue Aluminiumlegierungen eingrenzt. Wenn in einem Schrott ein Legierungselement enthalten ist, welches in der Ziellegierung nicht vorkommen soll, so kann der Schrott nicht verwendet werden. Gleiches gilt, wenn der Anteil des Legierungselements im Schrott höher ist als in der Ziellegierung. Das wird vor allem dann zum Problem, wenn die Aluminiumlegierungen nicht sortenrein bleiben und bspw. als vermischte Schrotte zu den Schmelzöfen zugeführt werden. Durch die Vermischung von verschiedenen Legierungen sehen bspw. Nakajima et al. (2011, S. 4935) die Legierungselemente eher als eine Kontamination an, denn als wertvolle Metalle.

Dem heutigen Aluminiumrecycling hilft die Tatsache, dass die Nachfrage nach Aluminium das überhaupt verfügbare Schrottangebot noch um ein Vielfaches übersteigt (vgl. IAI 2019c, online). Aus der Abbildung 3 geht hervor, dass im Jahr 2018 der Produktion von 137 Mio. Tonnen Aluminiumbarren lediglich eine Verfügbarkeit von 18 Mio. Tonnen Old-Scrap und 13 Mio. Tonnen New-Scrap gegenüberstanden. Mit dem großen Anteil an Primäraluminium in der Herstellung lassen sich Schrottschmelzen soweit verdünnen, dass die Anteile der einzelnen

⁵ Für Knetlegierungen gilt die DIN EN 573-1:2005; für Gusslegierungen die DIN EN 1780-1:2003.

Legierungselemente ausreichend sinken, um den Spezifikationsbereich der Ziellegierung zu erreichen. Der Schrott lässt sich somit flexibler einsetzen.

Sollte eines Tages der Markt für Aluminium aber nicht mehr weiterwachsen oder das Angebot an Schrotten an die Nachfrage nach Aluminium heranreichen, wird sich zeigen, wie groß die Herausforderungen wirklich sind, eine vollständige Kreislaufwirtschaft herzustellen. Dazu haben z. B. Hatayama et al. (2009, S. 655) die Recyclingpotenziale von Aluminium unter Berücksichtigung der Legierungselemente betrachtet. Sie kommen zu dem Schluss, dass im Jahr 2050 12.400 kt Aluminiumschrotte (größtenteils Gusslegierungen aus der Automobilindustrie) nicht recycelt werden können, weil diese einen zu hohen Anteil an Legierungsbestandteilen aufweisen.

Die Kennzahl „Recycled Content“

Als letzter Aspekt soll hier die Kennzahl „Recycled Content“, also der Anteil an Sekundärmaterialien in einem Produkt, betrachtet werden. Diese Kennzahl ist in der Aluminiumindustrie ein relevanter Indikator, wie die folgenden Beispiele zeigen: Ein Leitfaden der Stadt München „Ökologisch Bauen für München“ schreibt bspw. zum Baustoff Aluminium: *„Der großflächige Einsatz von Aluminium ist dann möglich, wenn das eingesetzte Material nachweislich zum überwiegenden Teil aus Sekundäraluminium hergestellt wurde“* (Landeshauptstadt München 2017, S. 2). In der Hamburger Verwaltung sollen bei der Beschaffung von Schreibutensilien, nur Stifte mit Aluminiumgehäuse eingekauft werden, wenn diese einen Anteil von mindestens 30% Sekundärmaterial aufweisen (vgl. Stadt Hamburg 2019, S. 43). Auch die Autoindustrie setzt sich für hohe Sekundäranteile in ihren Produkten ein (vgl. bspw. BMW Group 2019, S. 69).

So finden sich in den Nachhaltigkeits- und Geschäftsberichten von relevanten verarbeitenden Unternehmen der Aluminiumindustrie⁶, als auch im Rahmen der wissenschaftlichen Debatte, Beiträge zu dieser Kennzahl (vgl. bspw. Frees 2008, S. 213; Atherton 2007, S. 59f.; Dubreuil et al. 2010, S. 621ff.). Den eher methodisch wissenschaftlichen Veröffentlichungen ist gemein, dass sie diese Kennzahl als einen wenig sinnvollen und nicht aussagekräftigen Indikator für Nachhaltigkeit oder Umweltfreundlichkeit ansehen. Rombach (2013, S. 1019) argumentiert bspw., dass bei einem Wachstum der Aluminiumindustrie von jährlich 4% der Recycled Content auf globaler Ebene nicht über 20-25% steigen kann, da gar nicht genügend Schrotte verfügbar seien. Ein hoher Wert für ein Produkt würde die Umweltbelastung insgesamt nicht senken, da der Anteil nur auf Kosten anderer Produkte steigen könnte. Als Beispiel nennt er das Projekt „REALCAR“⁷ des britischen Autoherstellers Jaguar. Dabei sollte die Karosserie des Modells XJ mit einem Schrotanteil von 50% hergestellt werden. Aus Mangel an verfügbaren Autoschrotten wurden dafür Schrotte von gebrauchten Getränkedosen verwendet. Ein solcher Schrotteinsatz führt dazu, dass die Emissionen der Herstellung im Produktsystem „Auto“ sinken, weil Sekundärrohstoffe genutzt werden. Gleichzeitig führt dies aber auch dazu, dass dem Produktsystem „Dose“ Schrotte entzogen werden, welche dann mit Primäraluminium substituiert werden müssen.

⁶ Betrachtet wurden die Unternehmen Aleris, Novelis, Constellium, AMAG, Trimet und UACJ. Die Auswahl hat keinen Anspruch auf Vollständigkeit.

⁷ Für weitere Informationen zum REALCAR-Projekt vgl. auch Cassell et al. 2016.

Betrachtet man beide Produktsysteme, ändert sich nur die Verteilung der Primär- und Sekundärmaterialien, nicht aber die Menge insgesamt. Maßnahmen, die auf einer reinen Verschiebung von Materialien oder Aufwänden zwischen zwei Produktsystemen beruhen, haben global gesehen, keine positiven Auswirkungen auf die THG-Emissionen oder andere umweltliche Aspekte.

2.1.2 Geeignete Methoden zur Steigerung der THG-Effizienz

Um in einem solch verzweigten und verknüpften Produktionssystem wie dem der Aluminiumindustrie THG-Emissionen zu reduzieren, lassen sich mit unterschiedlichen Methoden verschiedenste Maßnahmen identifizieren. Es bleibt solange verhältnismäßig einfach, solange die Maßnahmen ausschließlich den intendierten Nutzen haben und sich nicht auf andere Systemkomponenten auswirken. Als Beispiel sei hier ein neuer Elektromotor in einer Walze mit einem besseren Wirkungsgrad genannt. Dieser verbraucht bei gleicher Leistung weniger Strom. Dafür wird weniger Kohle verbrannt und so weniger THG emittiert. Für eine solche Maßnahme werden die technischen Auswirkungen auf andere Systemkomponenten hier als gering angesehen. Ebenso lassen sich in Unternehmen z. B. durch ein geeignetes Qualitätsmanagement Ausschuss und Nacharbeit reduzieren.

Weniger leicht ist die Bewertung von globalen THG-Emissionen bei Maßnahmen, die verschiedene Teile der Wertschöpfungskette betreffen. Ist es sinnvoll an der Herstellung zu sparen, wenn ein Produkt dadurch weniger haltbar wird? Sollte eine Anlage lieber weniger Schrotte produzieren, oder weniger Energie verbrauchen? Hat ein Export von Aluminiumschrotten der europäischen Aluminiumindustrie nach China vielleicht doch ökologische Vorteile, wenn er dort die Primärproduktion mit Kohlestrom substituiert?

Sofern solche Fragestellungen valide beantwortet werden können, lassen sich daraus Maßnahmen identifizieren, die global die THG-Emissionen senken können. In einer Industrie, die wie die Aluminiumindustrie global verteilt ist, und bei der die verschiedenen Akteure durch den hohen Anteil an Kreislaufbeziehungen eng miteinander verknüpft und voneinander abhängig sind, stellt dies methodisch eine große Herausforderung dar.

Daher wird an dieser Stelle die erste Forschungsfrage dieser Arbeit formuliert: **Welche bestehende Bewertungsmethode erscheint geeignet, die THG-Emissionen in der Aluminiumindustrie valide zu bestimmen?** (FF1)

2.2 Bewertungsmethoden für THG-Emissionen

Zur Beantwortung der ersten Forschungsfrage, werden im Rahmen dieses Kapitels zuerst die Anforderungen an eine geeignete Methode formuliert. Danach werden verschiedene Management- und quantitative Bewertungsmethoden erläutert und jeweils auf ihre Eignung hin untersucht, die formulierten Anforderungen erfüllen zu können.

2.2.1 Anforderungen an eine geeignete Methodik

Aus den spezifischen Gegebenheiten, die in den vorangegangenen Kapiteln vorgestellt wurden, werden vom Autor Anforderungen an eine geeignete Methodik abgeleitet.

Die Methodik sollte eine **produktspezifische** Bewertung ermöglichen. Die verschiedenen Legierungen, Anwendungsfelder und sonstigen Unterscheidungskriterien sollten getrennt voneinander analysiert werden können, um bspw. den Herausforderungen des Recyclings oder spezifischer Kundenanfragen zu genügen. Zudem sollte die Untersuchung **unternehmensspezifisch** sein, da hier konkrete Handlungsmöglichkeiten gesehen werden (vgl. Kap. 1.1.1 sowie bspw. Martínez-Blanco et al. 2015b, S. 1045). Gleichzeitig sollte eine Bewertung aber auch **produktübergreifend** sein, um eine reine Verschiebung zwischen den Produktsystemen zu verhindern. Dosen-Schrotte für die Automobilproduktion einzusetzen, hat noch keinen Nutzen für die Umwelt (vgl. Kap.2.1.1). Zudem sollte die Bewertung **lebenszyklusübergreifend** erfolgen können, um eine reine Verschiebung von THG-Emissionen zwischen verschiedenen Phasen des Lebenszyklus zu verhindern (vgl. Kap. 1.1.2 sowie bspw. Nilsson-Lindén et al. 2014, S. 1). Bei Aluminium ist dies besonders relevant, weil die Herstellung zwar sehr aufwendig ist, sich dafür aber in der Nutzungsphase und im Recycling Vorteile gegenüber anderen Materialien ergeben. Balkau und Sonnemann (2010, S. 47) sehen unkoordinierte Lieferketten als einen wesentlichen Grund für Ineffizienz. Daher sollte die Methodik zu guter Letzt auch **unternehmensübergreifend** sein, um Verbesserungen über die gesamte Lieferkette zu erreichen.

2.2.2 Mögliche bestehende Methoden

Es gibt bereits eine Reihe von Methoden, die einzelne oder mehrere der oben angeführten Anforderungen erfüllen können. Übersichten zu Methoden der Nachhaltigkeitsbewertung und des Nachhaltigkeitsmanagements finden sich bspw. bei Ness et al. (2007, S. 500) oder Herzig und Schaltegger (2009, S. 43). Im Folgenden wird eine Auswahl der Methoden vorgestellt, die geeignet erscheinen, einzelne Anforderungen zu erfüllen. Im Anschluss an die Vorstellung wird jeweils kurz diskutiert, welche Anforderungen erfüllt werden können und welche nicht.

Sustainable Supply Chain Management (SSCM)

Carter und Rogers (2008, S. 368) definieren SSCM als strategische und transparente Integration von sozialen, ökologischen und ökonomischen Unternehmenszielen in die zwischenbetrieblichen Geschäftsprozesse. Seuring und Müller (2008, S. 1700) ergänzen noch, dass es dabei vor allem um das Management von Daten, Informationen und Kapital geht. Damit soll mit SSCM die langfristige ökonomische Leistung des individuellen Unternehmens, sowie der ganzen Lieferkette verbessert werden. Erreicht werden soll dies durch konzeptionelle und strategische Ansätze, wie eine bessere Kommunikation innerhalb der Lieferkette, ein geeignetes Risikomanagement und längerfristige Geschäftsbeziehungen (vgl. Beske und Seuring 2014, S. 324).

Das SSCM ist eine sowohl unternehmensspezifische als auch unternehmensübergreifende Methodik. Die Produktebene kann sie aber nicht abbilden, da sie eher die strategische

Zusammenarbeit von Unternehmen unterstützt als die konkreten produktspezifischen Eigenschaften zu quantifizieren. Die Methode ist daher nicht geeignet, um den Ansprüchen dieser Arbeit an eine Bewertungsmethode zu genügen.

Materialflussanalyse (im Engl. Material Flow Analysis - MFA)

Die Materialflussanalyse ist eine systematische Bewertung von Flüssen und Lagern in einem zeitlich und örtlich bestimmten System. Flüsse und Lager werden in einem Modell abgebildet, wobei die Methode der MFA äußerst flexibel anwendbar ist. Die örtlichen und zeitlichen Systemgrenzen sowie die Auswahl von Beständen, Prozessen und Materialien sind im Prinzip frei wählbar (vgl. Brunner und Rechberger 2004, S. 3). Der Begriff „Material“ wird von Brunner und Rechberger (2004, S. 37) so definiert, dass sie sowohl Substanzen als auch materielle Güter als Material betrachten. In der Betriebswirtschaftslehre wird der Begriff des „Guts“ weiter gefasst. Dazu gehören dann auch immaterielle Güter sowie Elektrizität oder Dienstleistungen.

In der Literatur finden sich einige MFAs, die ebenfalls die Energieströme betrachten – sei es im Rahmen der MFA selbst, oder im Rahmen einer komplementären Analyse (vgl. Meteyer et al. 2014, S. 19; Lederer und Rechberger 2010, S. 1043). Lambrecht und Thißen (2015, S. 274) führen eine Materialflussanalyse durch, bei der sie ebenfalls Energieströme betrachten und nennen diese Material and Energy Flow Analysis (MEFA).

Im Rahmen dieser Arbeit wird der Begriff „Material“ sehr weit verwendet. Er umfasst Substanzen sowie materielle und immaterielle Güter. In der Anwendung der Methodik im Rahmen dieser Arbeit wird durchgehend die Energie miteingefasst. In Kapitel 6.3 werden zudem Arbeitsstunden betrachtet, um monetäre Aufwände in geeigneter Art und Weise zu erfassen.

Die Ergebnisse einer MFA werden normalerweise als Sankey-Diagramm⁸ dargestellt. Die Materialflussanalyse bietet z. B. ein gutes Kommunikationsinstrument und schafft Transparenz, da die Ergebnisse als Grafik schnell und einfach zu verstehen sind (vgl. Walther 2010, S. 53; Brunner und Rechberger 2004, S. 14; Hendriks et al. 2000, S. 326). Enzler (2006, S. 7) sieht den Vorteil der Analyse darin, dass die MFA nicht nur einzelne Prozesse und Materialien betrachtet, sondern ein ganzes System. So kann die MFA ein geeignetes Instrument für das Aufzeigen von Schwachstellen und möglichen Stellschrauben im untersuchten System sein und damit bei der Identifikation von Verbesserungspotenzialen helfen (vgl. Posch und Klingspiegl 2012, S. 60; Enquete Kommission 1994, S. 261).

Die MFA bezieht sich auf ein örtlich und zeitlich definiertes System. So können bspw. Unternehmen oder klar definierte Lieferketten abgebildet werden. Die Produkt- und Lebenszyklusorientierung kann allerdings kaum dargestellt werden, da hierbei sowohl die örtliche als auch die zeitliche Dimension nicht fest definiert werden können. Die MFA bietet viele geeignete methodische

⁸ In einem Sankey-Diagramm werden die verschiedenen Stoffströme mengenproportional visualisiert. Damit kann ein solches Diagramm Verflechtungen in Systemen bildlich darstellen. Es kann den Blick auf das Wesentliche lenken und gleichzeitig Komplexität darstellen (vgl. Schmidt 2006, S. 53).

Elemente, die für eine Methodik im Sinne dieser Arbeit in Frage kommen. Allein kann sie die in Kapitel 2.2.1 abgeleiteten Anforderungen allerdings nicht erfüllen.

Materialflusskostenrechnung (im Engl. Material Flow Cost Accounting - MFCA)

Die Materialflusskostenrechnung (MFCA) ist eine Methode des „Environmental Cost Accounting“ (vgl. Papaspyropoulos et al. 2012, S. 132f.). Bei der MFCA wird laut EN ISO 14051:2011 ein Material- und Energieflussmodell eines Unternehmens erstellt. Anschließend werden jegliche monetäre Kosten, die durch Materialverwendung und Energieeinsatz entstehen, quantifiziert und zugeordnet. Ein Fokus liegt bei der Methode auf der Unterscheidung von Kosten, die den Produkten zugeordnet werden und denen, die den Materialverlusten bzw. Abfällen oder Emissionen zugeordnet werden (vgl. EN ISO 14051:2011, S. 12). Durch die Verbindung von physikalischen und monetären Elementen sollen sowohl ökonomische als ökologische Verbesserungspotenziale identifiziert werden (vgl. Christ und Burritt 2015, S. 1379).

Die Methodik ist in der Lage, unternehmensspezifisch ökologische Verbesserungspotenziale zu identifizieren. Dazu gehören auch die THG-Emissionen. Sie kann diese aber weder quantifizieren noch Wechselwirkungen entlang der Wertschöpfungskette oder innerhalb des Produktlebenszyklus abbilden.⁹ Daher wird die Methode für die Anforderungen im Rahmen dieser Arbeit als nicht geeignet angesehen.

Umweltmanagementsysteme

Umweltmanagementsysteme sollen Organisationen dabei unterstützen, sich mit betrieblichen und behördlichen Umweltschutzbelangen zu beschäftigen. Dabei sind wesentliche Elemente eines Umweltmanagementsystems das Vorgehen nach dem Plan-Do-Check-Act-Prinzip, eine wesentliche Einbindung des Top-Managements, eine Dokumentation von Zielen und Fortschritten sowie die Schaffung von klaren Verantwortlichkeiten und Kompetenzen (vgl. EN ISO 14001:2015, S. 8ff.).

Umweltmanagementsysteme sind damit unternehmensspezifisch, können jedoch die anderen Anforderungen nicht erfüllen und sind daher nicht geeignet, um allein das Ziel dieser Arbeit zu unterstützen. Der Managementgedanke, im Sinne eines kontinuierlichen Verbesserungsprozess wird allerdings im weiteren Verlauf dieser Arbeit noch einmal aufgegriffen.

Design for Environment (DfE)

„Design for Environment“ setzt als Instrument in der Entwicklungsphase eines Produkts an, da hier noch große Möglichkeiten der Einflussnahme auf das Produkt bestehen. Luttrupp und Lagerstedt (2006, S. 1401) beschreiben, wie ein solches Produktdesign aussehen sollte. So sollte

⁹ Wie auch die MFA kann die MFCA beliebig erweitert und flexibel eingesetzt werden, so dass auch andere Aspekte bewertet werden können. An dieser Stelle wird aber ausschließlich die Methodik nach EN ISO 14051:2011 betrachtet.

auf toxische Materialien verzichtet, Recycling und Kreislaufwirtschaft ermöglicht und der Material- und Energieeinsatz reduziert werden

DfE bietet so einen produktspezifischen und lebenszyklusübergreifenden Ansatz zur Reduktion von Umweltwirkungen. Die Unternehmensebene wird dabei jedoch nicht betrachtet. Zudem fehlt jeglicher Ansatz einer quantitativen Bewertung. Das Instrument wird daher im weiteren Verlauf dieser Arbeit nicht weiter berücksichtigt.

Ökobilanzierung (im Engl. Life Cycle Assessment - LCA)

Die Ökobilanzierung wurde entwickelt, um Produkte über ihren gesamten Lebenszyklus hinweg zu bewerten. Im Fokus stehen dabei die Auswirkungen auf die Umwelt. Die Analyse soll als informative Grundlage dienen, um Entscheidungsträgern und/oder Ingenieuren Produkt- oder Prozessalternativen aufzuzeigen, die die Umweltwirkungen der Produktion verringern (vgl. Azapagic und Clift 1999b, S. 136). Im Laufe der wissenschaftlichen Diskussion um die Methodik wurde auch eine Ökobilanzmethode für Unternehmen und Organisationen entwickelt (Organizational LCA - OLCA), die die Aktivitäten dieser Unternehmen über den gesamten Lebenszyklus der Produkte hinweg bewerten soll (vgl. Blanco et al. 2015, S. 18ff.).

Die ursprüngliche, produktorientierte Ökobilanzierung kann damit produktspezifische, lebenszyklusübergreifende und unternehmensübergreifende Aspekte darstellen. Die OLCA bewertet speziell das individuelle Unternehmen. Einzig eine produktübergreifende Analyse kann nicht dargestellt werden, da die verschiedenen Ökobilanzansätze dafür keine geeigneten Untersuchungsrahmen und Systemgrenzen vorsehen. Damit kann ein komplementärer Einsatz von Produkt- und Unternehmensökobilanz vier der fünf Anforderungen der Aluminiumindustrie erfüllen und wird daher als geeignet angesehen, die THG-Emissionen des Aluminiums valide zu bestimmen.

2.2.3 Zwischenfazit zu methodischen Anforderungen

Die erste Forschungsfrage wird an dieser Stelle wie folgt beantwortet: Die Methode der Ökobilanzierung wird hier als die am ehesten geeignete Methode angesehen, um damit die Suche nach THG-Effizienzpotenzialen in der Aluminiumindustrie zu unterstützen. Ein komplementärer Einsatz von Produkt- und Unternehmensökobilanz kann vier der fünf Anforderungen der Aluminiumindustrie erfüllen. Offen bleibt die Anforderung einer produktübergreifenden Analyse. Produkt- oder Unternehmensökobilanzen sind nicht in der Lage, eine reine Verschiebung von Aufwänden zwischen verschiedenen Produktsystemen sichtbar zu machen (vgl. z. B. das Recycling von Dosen in Automobil-Blechen aus Kap. 2.1.1.)

Die anderen vorgestellten Methoden weisen jeweils einzelne hilfreiche Aspekte auf, können die Anforderungen an die hier gesuchte Methodik aber alleine nicht erfüllen.

Da die Ökobilanzierung im Rahmen der vorliegenden Arbeit als aussichtsreichster Kandidat angesehen wird, um als valide Bewertungsmethode für THG-Emissionen der Aluminiumindustrie

zu dienen, wird im folgenden Kapitel ein umfassender Einblick in die Methode der Ökobilanzierung gegeben.

3 Einleitung in die Ökobilanzierung

Dieses Kapitel soll einen fundierten Einblick in die Methode der Ökobilanz ermöglichen. Der Fokus wird dabei in einem ersten Teil auf die methodische Vielfalt innerhalb der Ökobilanzierung und die Freiheiten in der Anwendung der Methodik gelegt. Dazu kommen die „klassischen“ Herausforderungen der Ökobilanz im Kontext von Freiheiten in der konkreten Anwendung: Welche Systemgrenze ist angemessen? Welches Allokationsverfahren ist geeignet? Welche Daten sind valide? Darauf aufbauend wird analysiert, welchen Einfluss diese Vielfalt von Auswahlmöglichkeiten auf die Ergebnisse von Ökobilanz-Studien hat. Daraus leitet sich die Frage ab, ob es denn eine besonders gut geeignete Ökobilanz-Methode gäbe. Die Frage wird mit einem Blick auf die wissenschaftliche Diskussion der letzten Jahre beantwortet. Zuletzt wird die Anwendung in der Industrie betrachtet und diskutiert. Ein Fokus wird dabei auf die Ansätze gelegt, die die Anwendung von LCA für Industrieunternehmen vereinfachen sollen.

3.1 Historische Entwicklung der Ökobilanz

Anfang der 1970er Jahre führten Ereignisse, wie z. B. die Veröffentlichung des Berichts des Club of Rome „Die Grenzen des Wachstums“ (Meadows 1972) zu einem neuen Bewusstsein im Hinblick auf die Abfallproblematik und die Endlichkeit von Ressourcen (vgl. Kloepffer und Grahl 2012, S. 8). Nachdem sich der Umweltschutz bis Ende der 60er Jahre auf einzelne Anlagen und Abfälle beschränkt hatte, setzte sich die Erkenntnis durch, dass Umweltschutz nicht nur aus End-of-Pipe Lösungen bestehen könne, sondern eine integrierte Produktpolitik erfordere (vgl. Rubik et al. 1996, S. 6). Der Wert des Abfalls sollte bedacht werden. Auch sollte die Entstehung von Abfall schon im Produktionsprozess reduziert werden (vgl. Löfgren et al. 2011, S. 2025).

So setzte in dieser Zeit die Entwicklung der Ökobilanzierung ein (vgl. Kloepffer und Grahl 2012, S. 8). Mit dem Ziel, Produkte über ihren ganzen Lebenszyklus zu bewerten, wurden dazu die ersten Studien erstellt. Das Unternehmen „The Coca-Cola Company“ ließ für die interne Entscheidungsfindung verschiedene Verpackungsalternativen von Getränken untersuchen. Die Studie wurde zwar nie veröffentlicht, gilt jedoch im Nachhinein als die erste „Ökobilanz“ überhaupt. In den folgenden Jahren wurden einige solcher Analysen durchgeführt (vgl. Fink 1997, S. 131; Boustead 1996, S. 147; Hunt und Franklin 1996, S. 4). Allerdings wurden die meisten davon nicht veröffentlicht, da sie für firmeninterne Zwecke durchgeführt wurden (vgl. Bültmann 1997, S. 6).

Damalige lebenszyklus-basierte Studien waren noch keine Ökobilanzen nach heutigem Verständnis und wurden auch noch nicht so genannt. In den USA hießen solche Studien bspw. „Resource and Environmental Profile Analysis“ (REPA) (vgl. Ciambone 1997, S. 6). Sie hatten in etwa den Umfang einer heutigen Sachbilanz (vgl. Boustead 1996, S. 147). In Deutschland entwickelte das Ökoinstitut Freiburg die Produktlinienanalyse (PLA). Diese umfasste ökologischen Aspekte, sowie soziale und ökonomische Faktoren (vgl. Kloepffer und Grahl 2012, S. 9). Seitdem wurden

ökobilanzielle Studien mit einigen Hoch- und Tiefphasen immer populärer und wurden bis heute für eine Vielzahl von Fragestellungen durchgeführt (vgl. McManus und Taylor 2015, S. 16).

Der Beginn der Ökobilanzierung wurde von Finkbeiner (2014b, S. 92) als „Wild-West“ Zeit beschrieben. Das Konzept und die Idee waren vorhanden, aber durch eine fehlende Standardisierung waren einer missverständlichen und sogar missbräuchlichen Anwendung Tür und Tor geöffnet. Die darauffolgende methodische Entwicklung (ca. seit den 1980er Jahren) lässt sich in drei Abschnitte unterteilen: Die Harmonisierung, die Standardisierung und die Diversifizierung.

Mit dem Ziel zur **Harmonisierung** von ökobilanziellen Methoden lud die Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC) 1990 zu zwei Tagungen ein, die als Ausgangspunkt der neueren Entwicklung der Ökobilanzierung angesehen werden können (vgl. Kloepffer und Grahl 2012, S. 9).

Die Ergebnisse dieser Workshops waren eine wichtige Grundlage für die **Standardisierung** der Methode, die 1997 zu der ersten Version der EN ISO 14040:1997 führte (vgl. Kloepffer 2014b, S. 8). 2006 wurde diese noch einmal aktualisiert und um die ISO 14044 ergänzt (EN ISO 14040:2006; EN ISO 14044:2006).

Die **Diversifizierung** setzte schon in den frühen 1990er Jahren (und damit noch parallel zur Standardisierung) ein und hat eine Vielzahl von verschiedenen Ökobilanzansätzen hervorgebracht (vgl. Finkbeiner 2016, S. 1; Guinée 2016, S. 46f.). Dabei wurden z. B. bei den Methoden des Carbon- oder Water Footprint nur einzelne Umweltwirkungen betrachtet. Zudem wurden nicht mehr nur Produkte, sondern bspw. auch Unternehmen oder Wirtschaftssektoren analysiert. Und es wurden neben (ökologischen) Umweltwirkungen auch soziale und ökonomische Aspekte integriert (vgl. Finkbeiner 2014b, S. 85). Die Ökobilanzierung ist heute keine klar definierte und abgegrenzte Methode, sondern eher ein Methodenbaukasten mit verschiedenen „spin-off-standards“ (Finkbeiner 2014b, S. 85). Guinée et al. (2018) nennen diese Methodenvielfalt die „*Buchstabensuppe der LCA*“ (Guinée et al. 2018, S. 1).

3.2 Der Methodenbaukasten der Ökobilanz

Dieses Kapitel gibt eine Übersicht über die verschiedenen Arten der Ökobilanzierung. Dabei beschränken sich die Auswahl der Methoden wie auch die jeweils genannten Eigenschaften auf jene, auf die im weiteren Verlauf dieser Arbeit noch Bezug genommen werden wird.

Attributional LCA (ALCA)

Aus der beschriebenen Harmonisierung und Standardisierung ging die Ökobilanz-Methodik „Attributional LCA“¹⁰ hervor.

¹⁰ Die attributive Ökobilanz hieß nicht immer so. Erst als sich die Methode diversifizierte und alle neuen Methoden Namen bekamen, wurde auch die ursprüngliche Methode neu benannt (vgl. Curran et al. 2005, S. 856).

Das Ziel der attributiven Ökobilanz war und ist die Verteilung von Umweltwirkungen auf einzelne Produktsysteme (vgl. UNEP 2011, S. 47). Dafür werden die relevanten Stoff- und Energieströme sowie die Prozesse des Produktsystems in einem Modell, der Sachbilanz, abgebildet. Das Produktsystem umfasst dabei den ganzen Lebenszyklus von der Herstellung bis zur endgültigen Verwertung des untersuchten Produkts. In der sog. Wirkungsabschätzung werden die Ergebnisse der Sachbilanz mithilfe von verschiedenen Modellen auf entstehende Umweltwirkungen hin bewertet. Eine Ökobilanz kann dabei helfen, Möglichkeiten der Verbesserung von Umwelteigenschaften zu identifizieren und Informationen zu Umweltaspekten bereitzustellen. Zudem soll die Ökobilanz eine reine Verschiebung von Aufwänden, ein sog. „Burden Shifting“ zwischen den Phasen des Lebenswegs verhindern (vgl. EN ISO 14040:2006, S. 8ff.).

Ein Ergebnis des Standardisierungsprozesses ist der Aufbau einer jeden Ökobilanz in vier Phasen. Diese sind in der EN ISO 14040:2006 wie folgt beschrieben: Die **Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens** (Phase 1, im Engl.: Goal&Scope) gliedert sich in zwei Bereiche – das Ziel und die Definition des Untersuchungsrahmens. Das Ziel einer Ökobilanz beschreibt die beabsichtigte Anwendung, die Gründe für die Durchführung der Studie und die angesprochene Zielgruppe. Der Untersuchungsrahmen sollte hinreichend gut definiert werden, um sicherzustellen, dass die Breite, Tiefe und die Einzelheiten der Studie widerspruchsfrei und für das vorgegebene Ziel hinreichend sind. Wichtige Aspekte sind dabei die Beschreibung des Produktsystems, die funktionelle Einheit, Systemgrenzen, Allokationsverfahren, die ausgewählte Methode für Wirkungsabschätzung und die Anforderungen an die Daten. Die zweite Phase der **Sachbilanz** (im Engl. Life Cycle Inventory - LCI) umfasst die Datenerhebungen und Berechnungsverfahren zur Quantifizierung relevanter Input- und Outputflüsse eines Unternehmens- bzw. Produktsystems. Die **Wirkungsabschätzung** (Phase 3, im Engl.: Life Cycle Impact Assessment - LCIA) liefert in Verbindung mit anderen Phasen der Ökobilanz eine, das ganze System erfassende, Sicht der umwelt- und ressourcenrelevanten Aspekte für das Produktsystem. Die Wirkungsabschätzung ordnet die Sachbilanzergebnisse ausgewählten Wirkungskategorien zu und liefert damit Informationen über die Umweltthemen, die mit den Inputs und Outputs des Unternehmens- und Produktsystems verbunden sind. Bei der **Auswertung** (Phase 4, im Engl.: Interpretation) wird ein systematisches Verfahren zur Identifizierung, Charakterisierung, Überprüfung, Beurteilung und Darstellung der auf den Ergebnissen einer Ökobilanz beruhenden Schlussfolgerungen angewendet, um die in Ziel und Untersuchungsrahmen der Studie beschriebenen Anwendungsanforderungen zu erfüllen (vgl. EN ISO 14040:2006, S. 20ff.).

An dieser Stelle seien noch zwei Aspekte hervorgehoben, die im weiteren Verlauf der Arbeit von Bedeutung sind. Zum einen ist es die Annahme von Linearität in den Prozessen des Produktsystems der ALCA. Zum anderen ist es die Nutzung generischer Daten in der ALCA. Wenn in einem Unternehmen bspw. eine Tonne Aluminium eingesetzt wird, so ist es nicht praktikabel, die Erzeugung dieser spezifischen Tonne Aluminium vollends nachzuvollziehen und zu modellieren. Daher nutzt die attributive Ökobilanzierung an vielen Stellen generische anstatt spezifischer

Daten. In diesem Fall könnte das bspw. ein Durchschnittswert über alles in Deutschland genutzte Aluminium sein. Solche Daten sind in sog. Sachbilanz-Datenbanken verfügbar.¹¹

Dokumentiert ist die Methodik der Ökobilanzierung neben den bereits genannten ISO Standards in zahlreichen Regelwerken und Fachbüchern (vgl. bspw. EC-JRC-IES 2010; UNEP 2011; Hauschild et al. 2018).

Die LCA Methode wird im Rahmen der vorliegenden Studie als Standard angesehen. Die anderen Methoden werden im Vergleich zu diesem Standard erläutert.

Consequential LCA (CLCA)

Eine der ersten Diversifizierungen der Ökobilanzierung war die Einbeziehung von Markteffekten. Dadurch sollten Auswirkungen von Entscheidungen und Veränderungen (bspw. der Nachfrage nach Produkten) besser in die Analyse mit aufgenommen werden (vgl. Weidema 1993, S. 165f.). Die Methode wurde später Consequential LCA genannt (vgl. Ekvall und Weidema 2004, S. 161; Curran et al. 2005, S. 856).

Consequential LCA versucht die Umweltwirkungen zu quantifizieren, die direkt oder indirekt Folge einer Entscheidung sind (vgl. UNEP 2011, S. 47). Dabei betrachtet die Methode theoretisch alles, was sich aufgrund einer Entscheidung ändert. Sie modelliert damit nicht ein einzelnes Produktionssystem, sondern geht weit darüber hinaus (vgl. Earles und Halog 2011, S. 445). Eine der wesentlichen Herausforderungen der Methodik ist die Bestimmung von sog. Grenztechnologien – also die Frage, womit bspw. ein Mehrbedarf aufgrund der zu bewertenden Entscheidung gedeckt wird. Wenn mehr Strom verbraucht wird, ist es ökobilanziell von großer Wichtigkeit zu wissen, ob dieser aus erneuerbaren Energien oder der Braunkohleverstromung kommt. Wenn in Deutschland Ackerfläche für die Kultivierung von Energiepflanzen genutzt wird, wird die Frage relevant, wer jetzt wo die Nahrungsmittel herstellt, die vorher auf der Ackerfläche angebaut wurden. Weidema et al. (1999, S. 49) haben ein fünfstufiges Vorgehen entwickelt, wie sich diese Grenztechnologien identifizieren lassen. Es lassen sich zudem auch vielfältige andere Informationen verwenden, um die Folgen einer Entscheidung abzuschätzen. So können z. B. Marktmodelle (z. B. CGE-Modelle), Preiselastizitäten oder Markteffekte, wie Lernkurven oder der Reboundeffekt herangezogen werden (vgl. Frischknecht und Stucki 2010, S. 807; Frischknecht et al. 2017, S. 297).

Eine Übersicht zu durchgeführten CLCAs, einen Einblick in die methodische Diskussion, sowie die Chancen und Schwierigkeiten der Methode finden sich z. B. in Earles und Halog (2011, S. 449) oder in Prox und Curran (2017, S. 146). Zudem enthalten die Regelwerke vom United Nations Environmental Program (UNEP) und der Europäischen Kommission Vorgaben zur CLCA (vgl. UNEP 2011; EC-JRC-IES 2010).

¹¹ Einige Beispiele für Sachbilanzdatenbanken werden in Kap. 6.2.3 aufgeführt.

Organisational LCA

Die OLCA untersucht nicht ein einzelnes Produktsystem, sondern ein ganzes Unternehmen mit seinen vor- und nachgelagerten. Je nach Detailtiefe der Studie werden dabei verschiedene direkte und indirekte Aktivitäten in beide Richtungen der Lieferkette betrachtet. So werden, wie auch bei Produktsystemen, die Herstellung der Produkte über die gesamte Lieferkette, sowie der Nutzen und die weitere Verwendung oder Verwertung betrachtet. Dazu kommen aber bspw. noch Aktivitäten wie das Pendeln und dienstliche Reisen der Angestellten, oder die Aufwände für die Verwaltung oder den Vertrieb der Produkte (vgl. Blanco et al. 2015, S. 55; Martínez-Blanco et al. 2015b, S. 1046). Methodisch lassen sich die meisten Prinzipien aus der ALCA auf die OLCA übertragen (vgl. Blanco et al. 2015, S. 133). Die Ausarbeitung ist aber aufgrund der größeren Komplexität des Untersuchungsgegenstands und den vielen Aktivitäten, die im Rahmen einer OLCA analysiert werden können, meist aufwendiger (vgl. Martínez-Blanco et al. 2015a, S. 833).

Derzeit gibt es drei relevante Regelwerke, nach denen sich eine solche Analyse durchführen lässt. Es handelt sich um die ISO-Norm 14072, den „Organisation Environmental Footprint Guide“ der Europäischen Kommission, die „Guidance on Organizational Life Cycle Assessment“ des UNEP und den SETAC (ISO/TS 14072:2014-12; Blanco et al. 2015; Pelletier et al. 2012). Die Regelwerke weisen im Detail kleine Unterschiede auf (vgl. Martínez-Blanco et al. 2016, S. 343). Dies ist im Rahmen dieser Arbeit aber nicht weiter relevant und wird daher an dieser Stelle nicht weiter erläutert.

Decisional LCA (DLCA)

Die Methode der Decisional LCA nimmt die tatsächlichen finanziellen und vertraglichen B2B-Beziehungen als Grundlage des Sachbilanzmodells (vgl. Frischknecht und Stucki 2010, S. 809). Sollte ein Unternehmen ausschließlich Strom aus erneuerbaren Quellen einkaufen, so würden auch nur diese Quellen bilanziert. Damit unterscheidet sich die Methode von der ALCA (Durchschnittsdatensätze) und der CLCA (Grenzdatensätze).

Carbon Footprint (CFP)

Der Carbon Footprint ist im Prinzip eine attributive Ökobilanz nach ISO 14040/14044, weist dabei aber zwei wesentliche Besonderheiten auf (vgl. Inaba et al. 2016, S. 15). Zum einen beschränkt sich die Wirkungsabschätzung auf die Umweltwirkung „Global Warming Potential - GWP“ und den dazugehörigen Indikator „CO₂-eq“ – daher auch der Name (vgl. Inaba et al. 2016, S. 12; CEN ISO/TS 14067:2014, S. 7f.). Zudem gehören Carbon Footprints zu den Typ 3 Deklarationen nach ISO 14020 (EN ISO 14020:2001), weil die Ergebnisse des CFPs auch als Label verwendet werden, um bspw. Endverbrauchern Informationen über die Nachhaltigkeit des jeweiligen Produktes zur Verfügung zu stellen. Damit gelten für den CFP Regeln, die über die Anforderungen an eine „normale“ Ökobilanz hinausgehen. So müssen bspw. sog. Produktkategorieregeln (PKR) erstellt und befolgt werden, um die Vergleichbarkeit mit ähnlichen Produkten zu gewährleisten (vgl. Inaba et al. 2016, S. 17; EN ISO 14025:2011, S. 28).

Simplified, Streamlined und Screening LCA

Der potenziell große Umfang einer Ökobilanz wird oft als Hürde für die breite Implementierung in Industrie und Politik angesehen (vgl. Bala et al. 2010, S. 489). Daher werden seit den 1990er Jahren vereinfachte Methoden entwickelt (vgl. bspw. Todd und Curran 1999, S. 3ff.). Die Vereinfachungen werden in der Goal&Scope-Phase definiert und betreffen die Sachbilanz und/oder die Wirkungsabschätzung (vgl. Arzoumanidis et al. 2017, S. 408). Aufgrund des hohen Aufwands der Modellierung in der Sachbilanz-Phase, wird hier das größte Potenzial zur Vereinfachung gesehen (vgl. Rebitzer 2005, S. 5). Todd und Curran (1999, S. 1) nennen vereinfachte LCAs „Streamlined LCA“. Wittstock et al. (2012, S. 37) teilen die vereinfachten Methoden in eine „Screening LCA“ und eine „Simplified LCA“ auf, wobei die Screening LCA die noch weitgehendere Vereinfachung zulässt.

Bei der Vereinfachung von Ökobilanzen, ist die Frage eigentlich nicht „ob“ dies getan wird, sondern „wo und wie viel?“ (Todd und Curran 1999, S. 29). Keine Ökobilanz ist perfekt und kann alle Umweltwirkungen benennen (vgl. Bala et al. 2010, S. 490). Zum einen ist jede Modellbildung in sich schon eine Vereinfachung des Untersuchungssystems - sonst bräuchte es kein Modell. Dazu kommen in der praktischen Umsetzung Datenlücken oder Zeitbudgets, die eine weitere Vereinfachung notwendig machen (vgl. Milà i Canals et al. 2011, S. 57). Es gibt noch keinen objektiven Standard, an dem sich eine Vereinfachung messen ließe (vgl. Todd und Curran 1999, S. 19).

Product Environmental Footprint (PEF)

Die europäischen Mitgliedsländer und die Industrie haben mit wachsender Besorgnis die Diversifizierung von Ökobilanz-Methoden verfolgt. Sie haben mehrere „similar but different“ Möglichkeiten identifiziert, wie sich ökologische Footprints berechnen lassen. In dieser Diversifizierung sehen sie die Gefahr, dass die Glaubwürdigkeit einzelner Bewertungsmethoden leidet und dass das Vertrauen der Endverbraucher in ökologische Bewertungen von Produkten schwindet. Ein Grund dafür, dass viele Verbraucher heute noch nicht ökologisch nachhaltig einkaufen würden, sei das mangelnde Vertrauen in Umweltinformationen zu Produkten und Unternehmen (vgl. European Commission 2013b, S. 7). Die Europäische Kommission hat daher eine ökobilanzielle Methodik in Auftrag gegeben, die Reproduzierbarkeit über Flexibilität stellt (vgl. Galatola und Pant 2014, S. 1356; Pelletier et al. 2014, S. 387). Diese Methode nennt sich „Product Environmental Footprint“ und wurde für die ökobilanzielle Bewertung von Produkten entwickelt. Die Vergleichbarkeit soll durch Regeln für die Ausführungen für verschiedene Produktkategorien, sog. Product Environmental Footprint Category Rules (PEFCRs), erreicht werden. Unterschiede zur klassischen LCA-Methodik der ISO Normen 14040 und -44 bestehen dabei unter anderem in einer partiell unterschiedlichen Terminologie, anderen Abschneide-Regeln und unterschiedlichen Ansätzen zur Gewichtung von Ergebnissen (vgl. Lehmann et al. 2015, S. 419ff.) Eine ausführliche Dokumentation dieser Methode findet sich in den Veröffentlichungen der europäischen Kommission (vgl. European Commission 2013a, S. 6ff.).

3.3 Methodische Freiheitsgrade innerhalb der verschiedenen Arten der Ökobilanzen

Neben der Auswahl an Methoden, lässt die Ökobilanzierung dem Anwender auch innerhalb der Methoden eine Reihe von Auswahlmöglichkeiten und methodischen Freiheiten (vgl. EC-JRC-IES 2010, S. iv)

In den Normen ISO 14040 und 14044 zeigen sich die Freiheiten durch Begriffe wie „geeignet“, „ausreichend“, „wesentlich“, „potenziell“ und „relevant“. Der Anwender muss selbst entscheiden was ausreichend, wesentlich oder geeignet ist. Laut Grunwald (2016) haben diese Begriffe „hermeneutische Leerstellen“ (Grunwald 2016, S. 300), die vom Anwender selbst mit Bedeutung zu füllen seien. Er vergleicht diese mit „unbestimmten Rechtsbegriffen“ (Grunwald 2016, S. 300). Ein unbestimmter Rechtsbegriff ist ein „[...] Begriff, der nicht durch einen fest umrissenen Sachverhalt ausgefüllt wird, sondern [...] im Einzelfall präzisiert werden muss“ (Dudenredaktion 2015, online). Die folgenden Kapitel zeigen, dass diese Präzisierung in der ökobilanziellen Anwendung oft sehr unterschiedlich ausfällt.

Beispielhaft sollen in diesem Kapitel drei Bereiche vorgestellt werden, für die in jeder Ökobilanz Annahmen formuliert werden müssen – die Definition von Allokationsvorschriften, das Setzen von Systemgrenzen und die Wahl der Wirkungsabschätzung.

3.3.1 Allokationen

Allokationsregeln müssen immer dann definiert werden, wenn ein Prozess oder ein ganzes Produktsystem mehr als einen Nutzen hat (vgl. EN ISO 14040:2006, S. 26–27). Die Aufwände müssen dann auf die jeweiligen Nutzen alloziert werden. Allokationsregeln waren schon immer das meist diskutierte Thema der Ökobilanzierung (vgl. Schrijvers et al. 2016, S. 977) Aus dieser Diskussion sind eine Vielzahl von möglichen Allokationsmethoden hervorgegangen.

Prinzipiell lassen sich dabei zwei Fälle unterscheiden. Die Prozessallokation und die Systemallokation (vgl. Azapagic und Clift 1999a, S. 102).

In Prozessen müssen Aufwände immer dann verteilt haben, wenn diese mehr als einen Nutzen haben. Das kann z. B. sein, wenn mehr als ein Produkt den Prozess verlässt, oder wenn mehr als ein Abfallprodukt in dem Prozess verarbeitet wird. Laut der Norm ISO 14044 soll die Allokation wie folgt gehandhabt werden. Der Anwender soll prioritär versuchen, Allokationen zu vermeiden. So lassen sich z. B. manche Kuppelprozesse durch eine detailliertere Datenerhebung und Modellierung in mehrere Ein-Produktprozesse zerlegen. Zudem kann mit Systemerweiterungen gearbeitet werden. Dabei werden die zusätzlichen Funktionen der Nebenprodukte mit in das Modell aufgenommen. Als nächste Möglichkeit soll nach physikalischen Größen alloziert werden. Beispiele dafür sind die Masse der Produkte oder der Energieinhalt. Als letzte Möglichkeit stehen noch „andere Beziehungen“ für die Erstellung von Allokationsfaktoren zur Verfügung – z. B. der monetäre Wert der verschiedenen Produkte (vgl. EN ISO 14044:2006, S. 29).

Fragen zur systembasierten Allokation stellen sich, wenn ein System einen zusätzlichen Nutzen erbringt, der über die „funktionelle Einheit“ hinausgeht.¹² So werden z. B. viele Metalle nach einer Nutzungsperiode wieder eingeschmolzen und wiederverwendet. Es stellt sich daher die Frage, wie die Aufwände der Primärproduktion, des Recyclings und der Deponierung auf die verschiedenen Nutzungsphasen verteilt werden. Die Ansätze zur Allokation zwischen Produktsystemen lassen sich grob in drei Gruppen einteilen. Für diese haben sich unterschiedliche Namen durchgesetzt (vgl. Allacker et al. 2014, 8ff.):

- 1.) Der „recyclability substitution“ Ansatz – auch bekannt als „0:100“- oder „End-of-Life“-Ansatz bewertet die Eingänge jedes Mal als Primärmaterial. Dafür gibt es auf der Ausgangsseite eines Produktsystems eine Gutschrift für die Materialien, die recycled werden und so im nächsten Produktsystem Primärmaterial substituieren können.
- 2.) Der „recycled content“ Ansatz ist auch als „Cut-off“- oder 100:0 Ansatz bekannt. Dabei werden die Sekundärmaterialien, die in ein Produktsystem eingehen, nur mit den Aufwänden des Recyclingprozesses belastet. Dazu gehören bspw. das Sammeln, Sortieren, Schreddern, Schmelzen und das Gießen. Auf der Ausgangsseite werden keine Gutschriften vergeben.
- 3.) Der „50/50“- Ansatz bildet den Mittelweg zwischen beiden zuvor beschriebenen Ansätzen (vgl. Allacker et al. 2014, 8ff.). Im Rahmen der Methodenentwicklung für den Product Environmental Footprint wurde eine parametrisierte Formel entwickelt, die die Aufwände beliebig zwischen dem abgebenden und dem aufnehmenden System verteilen kann. Neben der paritätischen Aufteilung (50:50) sind damit theoretisch alle Verhältnisse zwischen 100:0 und 0:100 möglich (vgl. European Commission 2017, S. 111).

Allacker et al. (2014, S. 11) haben in verschiedenen Regelwerken der Ökobilanz insgesamt elf verschiedene Allokationsmethoden für die Systemallokation gefunden. van der Harst et al. (2016, S. 581) beschreiben immerhin noch sechs gängige Allokationsmethoden, um mit Multifunktionalität in Recycling-Prozessen umzugehen. Es stellt sich die Frage, wie eine geeignete Allokationsmethode zu finden ist und ob diese Vielfalt an Möglichkeiten positiv zu bewerten ist. Laut Frischknecht (2010, S. 669) besteht die Herausforderung der Auswahl einer Methode darin, dass nicht nur das Ziel einer Studie die Allokationsmethode bestimmt, sondern dass immer auch individuelle Wertvorstellungen von Belang sind. So werden Fragen relevant, ob z. B. ein Anwender eher lang- oder kurzfristig orientiert ist, ob er risikoavers oder risikofreudig ist, oder ob er sich am Konzept der starken oder der schwachen Nachhaltigkeit orientiert. Frischknecht hält es für unwahrscheinlich, dass jemals ein Konsens unter den Allokationsregeln gefunden wird und sieht dazu auch gar keinen Grund. Er sagt, dass diese Wahlfreiheit in „*offenen, demokratischen und pluralistischen Gesellschaften*“ (Frischknecht 2010, S. 671) notwendig sei. Die Allokationsregeln sollten nur transparent dargestellt werden (vgl. Frischknecht 2010, S. 671). Allacker et al. (2014, S. 2) argumentieren, dass diese Wahlfreiheit zwar gerechtfertigt scheint, solange

¹² Laut EN ISO 14040:2006 ist die „funktionelle Einheit“ der „quantifizierte Nutzen eines Produktsystems“.

verschiedene Ziele und Anwendungen angestrebt werden. Mit Blick auf das Thema „Nachhaltiger Konsum und Produktion“ (Nummer 12 der „Sustainable Development Goals“ der Vereinten Nationen (vgl. United Nations 2021, online)) und damit auf das Thema der Vergleichbarkeit von Konsumalternativen, wird ein Konsens aber als wünschenswert angesehen.

Im Rahmen dieser Arbeit wird es als wenig wahrscheinlich angesehen, dass in naher bis mittlerer Zukunft ein Konsens in Bezug auf die Allokationsmethoden gefunden wird. Dafür sind die abzubildenden Fragestellungen zu unterschiedlich. Es bleibt einzig die transparente Darstellung und Kommunikation zu der gewählten Allokationsmethodik.

3.3.2 Elemente der Wirkungsabschätzung

Es gibt viele verschiedene Modelle, die in der Wirkungsabschätzung Verwendung finden und die Ergebnisse der Sachbilanz nach verschiedenen Umweltwirkungen bewerten. Die vorliegende Arbeit legt ihren Fokus auf den Klimawandel. Im Rahmen der LCA-Methodik ließen sich jedoch auch noch der Ozon-Abbau, Humantoxizität, Versauerung von Land oder/und Wasser, Eutrophierung von Gewässern, Landnutzung und verschiedene Formen des Ressourcenabbaus betrachten (vgl. bspw. EC-JRC-IES 2010, S. 108). Alle diese Umweltwirkungen werden mithilfe von eigenen Modellen bewertet. Diese Modelle sind unterschiedlich weit entwickelt. Bei einigen wird noch erheblicher Verbesserungsbedarf gesehen (vgl. Bala et al. 2010, S. 490). Teilweise sind sogar verschiedene Modelle für die gleichen Umweltwirkungen verfügbar. Letztendlich gibt es keine allgemein anerkannte Methode für die durchgängige und exakte Zuordnung von Sachbilanzergebnissen zu Umweltwirkungen (vgl. EN ISO 14040:2006, S. 35). Für den Anwender besteht so die Aufgabe, die relevanten Umweltwirkungen zu identifizieren und geeignete Modelle zu suchen, die diese Umweltwirkungen bewerten können. Neben der individuellen Bewertung von verschiedenen Umweltwirkungen, besteht zudem die Möglichkeit, diese zu gewichten und so zu einem Gesamtergebnis zusammenzufassen. So fasst bspw. das ReCiPe2016 Modell die Ergebnisse von 17 Umweltwirkungskategorien in drei sog. Endpoint-Indikatoren zusammen (vgl. Huijbregts et al. 2017, S. 138ff.).

Bei der Vielzahl an verfügbaren Modellen erfordert es vom Anwender einen großen Aufwand, immer up-to-date zu bleiben und so eine qualifizierte Auswahl zu treffen (vgl. Rosenbaum 2017, S. 63). Rosenbaum ist daher der Ansicht, dass es wahrscheinlich nur wenige LCA-Experten gibt, die das Wissen haben, um Stärken, Schwächen und die grundsätzlichen Unterschiede der verschiedenen LCIA-Methoden zu bewerten (vgl. Rosenbaum 2017, S. 65). Die Auswahl der relevanten Umweltwirkungskategorien und die Auswahl von entsprechenden Modellen bringen zudem subjektive Elemente in die Phase der Wirkungsabschätzung ein (vgl. EN ISO 14040:2006, S. 31). Die zusätzlich mögliche Normierung und Gewichtung von Ergebnissen erhöht das Maß an Subjektivität und potenzieller Verzerrung der Ergebnisse noch weiter (vgl. bspw. EC-JRC-IES 2010, S. 114–115; Cortés-Borda et al. 2013, S. 949). Es ist nicht absehbar, dass ein Konsens für eine Auswahl von Umweltwirkungen und entsprechenden Modellen gefunden wird. Im Rahmen der Entwicklung des Product Environmental Footprint („Reproduzierbarkeit über Flexibilität“) wurde dies versucht. Aufgrund von auftretenden Schwierigkeiten empfiehlt die Europäische

Kommission nun jedoch wieder bei der Auswahl von Wirkungskategorien Sachverständige hinzuzuziehen (vgl. Lehmann et al. 2016, S. 85).

3.3.3 Systemgrenzen

Systemgrenzen müssen gezogen werden, weil in der praktischen Anwendung nicht alle Eigenschaften, Zusammenhänge und Abhängigkeiten des Untersuchungsgegenstands abgebildet werden können. Dadurch würde jedes Modell zu einer Art „Weltmodell“, und damit nicht umsetzbar (vgl. Giegrich et al. 1995, S. 125). Daher sind während der Erstellung einer Ökobilanz verschiedene Systemgrenzen zu definieren. Guinée und Lindeijer (2002) benennen drei Bereiche von Systemgrenzen. 1.) zwischen dem technischen System und der Umwelt, 2.) zwischen signifikanten und nicht signifikanten Prozessen und 3.) zwischen dem analysierten technischen System und anderen technischen Systemen.¹³ Mögliche Systemgrenzen dieser drei Bereiche werden im Folgenden erläutert.

1.) Technisches System und Umwelt

Der Lebenszyklusgedanke einer LCA umfasst in der Theorie alle Phasen vom Abbau der Ressourcen bis hin zur Verwertung. Eine Analyse mit einem entsprechend definierten Produktsystem nennt man auch „Cradle-to-Grave“. In der praktischen Umsetzung findet man aber auch viele andere Systemgrenzen, wie neben anderen z. B. „Cradle to Gate“, „Gate to Gate“, „Cradle to Cradle“. Eine Metastudie zu Ökobilanzen zum Thema Aluminium hat festgestellt, dass nur wenige Studien den vollen Lebenszyklus umfassen. Diese Einschränkungen kommen laut der Studie oft aufgrund von fehlender Zeit, fehlenden Daten und/oder fehlendem Wissen zustande (vgl. Liu und Müller 2012, S. 109). In diese Kategorie lassen sich auch die Systemgrenzen der Wirkungsabschätzung einschließen. So kann beispielsweise der Verbleib von Treibhausgasen in der Atmosphäre über verschiedene Zeiträume hinweg betrachtet werden. Oft wird ein Zeitraum von 100 Jahren betrachtet. Der fünfte Assessment Report des IPCC enthält aber bspw. auch Charakterisierungsfaktoren für die verschiedenen Treibhausgase für einen Betrachtungszeitraum von nur 20 Jahren (vgl. IPCC 2014, S. 87). Die jeweiligen Ergebnisse der Wirkungsabschätzung variieren dadurch.

2.) Signifikante und nicht signifikante Prozesse

Um eine Studie in einem angemessenen Zeitrahmen durchführen zu können, muss sich die Ökobilanz auf relevante Prozesse und Materialströme beschränken. So können bspw. alle Ströme abgeschnitten werden, deren Masse unter einem Prozent der Gesamtmasse liegt. Dieses Relevanzprinzip unterscheidet die Ökobilanz z. B. vom Berichtswesen, wo solche Vereinfachungen und Beschränkungen nicht zulässig sind. Die Schwierigkeit besteht darin, dass dieses Abschneiden und Nicht-Betrachten von nicht relevanten Prozessen oft nicht auf Basis von

¹³ Auf die Primärquelle konnte nicht zugegriffen werden. Die Nennung des Inhalts und die Zuordnung zur Quelle entstammen (Finnveden et al. 2009, S. 5.).

wissenschaftlichen Erkenntnissen geschieht. Die meisten dieser Prozesse werden abgeschnitten, ohne vorher richtig bewertet worden zu sein (vgl. Suh et al. 2004, S. 657).

3.) Analytierte technische Systeme und andere technische Systeme

Wenn in einem betrachteten Produktsystem Nebenprodukte entstehen, lässt sich in manchen Fällen eine Allokation verhindern, indem eine sogenannte Systemerweiterung modelliert wird (vgl. bspw. EN ISO 14044:2006, S. 29). Dabei wird davon ausgegangen, dass dieses Nebenprodukt in einem anderen technischen System ein anderes Produkt substituieren kann. Wenn beispielsweise ein Industriebetrieb mit seiner Abwärme ein nahegelegenes Wohngebiet mit Fernwärme versorgt, werden dem untersuchten Produktsystem (Industriebetrieb) Gutschriften für die Wärmelieferung gegeben. Diese Fernwärme substituiert in dem Wohngebiet die Wärmeerzeugung. Von wesentlicher Bedeutung ist aber die Annahme, welche Form der Wärmeerzeugung substituiert wird. Die Gutschriften fallen höher aus, wenn alte Ölheizungen substituiert werden, als wenn das Wohngebiet von einer modernen Wärmepumpe versorgt worden wäre.

Laut Norm ISO 14040 hängen die Systemgrenzen von „[...] der Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens der Studie, ihrer vorgesehenen Anwendung und angesprochenen Zielgruppe, den getroffenen Annahmen, Daten- und Kostenbeschränkungen und den Abschneidekriterien ab“ (EN ISO 14040:2006, S. 28). Es scheint leicht vorstellbar, dass sich eine Vielzahl von Möglichkeiten ergibt, wie die Systemgrenzen in der ökobilanziellen Anwendung gesetzt werden. Damit besteht zum einen die Herausforderung, geeignete Systemgrenzen zu finden. Zudem scheint es schwierig zu sein, zu entscheiden, ob Systemgrenzen zwischen zwei untersuchten Produktsystemen äquivalent sind oder nicht (vgl. Suh et al. 2004, S. 658). Zamagni et al. (2012, S. 914) argumentieren, dass trotz aller nötiger Flexibilität bei der Definition von Systemgrenzen Prozedere und Regeln formuliert werden sollten, die zu robusten Analyseergebnissen führen können.

3.3.4 Zwischenfazit – Methodische Freiheiten

Im Rahmen dieses Kapitels, wurden für drei wesentliche methodische Bereiche der Ökobilanzierung (Allokation, Systemgrenzen und Elemente der Wirkungsabschätzung) gezeigt, wie verschieden die Annahmen sind, die jeweils getroffen werden können. Die Bewertung, ob dies eher Fluch oder Segen ist, sei hier dem Leser überlassen. Sicher ist aber, dass diese Vielfalt an möglichen Methoden und Variablen in der Anwendung Auswirkungen auf die Validität und die Konsistenz von Ökobilanzergebnissen hat. Diese werden im folgenden Kapitel näher betrachtet.

3.4 Konsistenz und Validität von Ökobilanz-Ergebnissen

Die Konsistenz einer Ökobilanz kann in zwei Bereiche eingeteilt werden. Zum einen kann eine Ökobilanz in sich konsistent sein. Daten, Prozesse und Annahmen können zueinander passen

und so ein konsistentes Bild ergeben. Eine solche Konsistenzprüfung ist auch Teil der ISO 14044 (vgl. EN ISO 14044:2006, S. 52) Zum anderen lässt sich eine Konsistenz zwischen verschiedenen Ökobilanzstudien und -ergebnissen untersuchen. Im Rahmen dieses Unterkapitels, wird dieser letztgenannte Bereich der Konsistenz näher betrachtet.

In den letzten Jahren wurden einige ökobilanzielle Metastudien zu verschiedenen Produktkategorien und Themen durchgeführt und veröffentlicht. So wurden u.a. Ökobilanzen zu Biokraftstoffen, Getränkeverpackungen, Aluminiumanwendungen und Straßenbelägen verglichen. Liu und Müller (2012, S. 111) haben die ökobilanziellen Studien zu den Aluminiumanwendungen untersucht und kommen zu dem Schluss, dass unterschiedliche Annahmen bei Systemgrenzen, Allokationsmethoden oder modellierter Technologie zu unterschiedlichen Ergebnissen führen. Bei den Getränkeverpackungen ließen sich bei einigen untersuchten Umweltwirkungen ähnliche Trends feststellen, bei anderen aber auch nicht (vgl. Falkenstein et al. 2010, S. 944). Bei den Biokraftstoffen haben Martin et al. (2015, S. 87) verschiedene Attributional- und Consequential-LCA zum Thema untersucht und kommen zu dem Schluss, dass sich nach über 20 Jahren der ökobilanziellen Forschung zu Biokraftstoffen immer noch kein eindeutiger Beleg für oder gegen einen umweltlichen Vorteil von Biokraftstoffen gegenüber konventionellen Kraftstoffen finden lässt. Auch hier werden verschiedene Annahmen in den Studien als Grund für die teils widersprüchlichen Ergebnisse angegeben. Weitere Studien zeigen ebenfalls unterschiedliche Ergebnisse aufgrund von unterschiedlichen Annahmen (vgl. bspw. Thomassen et al. 2008, S. 347; Yelishetty et al. 2009, S. 257; van der Voet et al. 2010, S. 435). Gnansounou et al. (2008, S. 895) haben eine eigene Studie im Bereich der Biokraftstoffe durchgeführt und dabei analysiert, wie sensitiv die Ergebnisse auf verschiedene methodische Annahmen reagieren. Sie schreiben, dass sich das Ergebnis durch unterschiedliche (zulässige) methodische Annahmen in einem Bereich von -107% bis +120% verändern ließe.

Die beispielhaft genannten Inkonsistenzen in den Ergebnissen haben Folgen. Knapp die Hälfte der Verbraucher hat kein Vertrauen in die Angaben der Umweltsleistungen von Produkten (vgl. European Commission 2013b, S. 7). Auch McManus et al. (2015, S. 23) halten die Glaubwürdigkeit von ökobilanziellen Studien für nicht immer gegeben. Diese sei aber für die Anwendung der Ergebnisse in der politischen Entscheidungsfindung zwingend notwendig. Sie berichten, dass sich im Bereich der Biokraftstoffe eine gewisse Frustration eingestellt habe, da die Ergebnisse keine eindeutige Richtung vorgeben könnten. Ähnliches berichten Schebek und Bräutigam (2007, S. 4f.) von der Diskussion um die Verpackungsverordnung in den 1990er Jahren in Deutschland. Dabei ging es um die Bewertung von verschiedenen Verpackungsvarianten, die die politische Entscheidungsfindung unterstützen sollte. Die ökobilanziellen Ergebnisse waren aber aufgrund der Vielzahl von Alternativen und deren Abbildungen in der Ökobilanz nicht eindeutig anwendbar. Auch hier stellte sich eine „gewisse Ernüchterung“ ein.

Curran (2014, S. 189) schreibt, dass die Anwendung einer LCA unter der Vielzahl an Variationen in der Praxis und unter den daraus resultierenden unterschiedlichen Ergebnissen leide. Die Europäische Kommission hält die Ökobilanzierung aufgrund der „vielen im Ermessen des

Anwenders liegenden methodischen Entscheidungen“ für ungeeignet, um dem Verbraucher und den Unternehmen die Entscheidungsfindung zu vereinfachen¹⁴ (European Commission 2013b, S. 5).

Das Kapitel zeigt, dass die methodischen Freiheiten und die Diversifizierung der Ökobilanz in der praktischen Anwendung zu Problemen führen. Dies scheint sowohl für den Anwender als auch die Methodik selbst eine ernste Herausforderung zu sein. Daher scheint die Frage zulässig, ob es denn Elemente gibt, die akzeptierter oder schlicht besser sind als andere. Dieser Frage geht das nächste Kapitel nach. Dafür wird die wissenschaftliche Diskussion um die Vor- und Nachteile der verschiedenen Ökobilanzansätze nachgezeichnet.

3.5 Wissenschaftliche Diskussion zur Anwendung

Bei der großen Auswahl an verschiedenen Ökobilanzmethoden (vgl. Kap. 3.2) und methodischen Freiheiten (vgl. Kap. 3.3), stellt sich die Frage, wann welche Methode eingesetzt werden sollte. Gibt es „bessere“ oder „schlechtere“ Methoden? Dieses Kapitel gibt einen Einblick in die wissenschaftliche Diskussion zu diesem Thema.

3.5.1 Kriterien für Anwendung von verschiedenen LCA-Ansätzen

Es wird als Konsens angesehen, dass verschiedene Fragestellungen unterschiedliche LCA-Ansätze benötigen und dass die verschiedenen LCA-Ansätze jeweils unterschiedliche Fragen beantworten (vgl. Guinée et al. 2018, S. 4; Finnveden et al. 2009, S. 4). McManus und Taylor (2015, S. 23) schreiben, dass die verschiedenen Ansätze jeweils für die Anwendungen genutzt werden sollen, für die sie entwickelt wurden. Es besteht aber wenig Einigkeit bei der Frage, welche Fragestellungen und Anwendungen, welche LCA-Ansätze erfordern und woran sich die Methodenauswahl orientieren sollte.

Als ein mögliches Unterscheidungskriterium wurde z. B. die Größe der Untersuchungsgegenstände und der Auswirkungen diskutiert – die „relative economic size“ (vgl. Frischknecht und Stucki 2010, S. 806). McManus und Taylor (2015, S. 14) sehen die ALCA auf der Mikro-Ebene, die CLCA dagegen auf der Makro-Ebene. Das EC-JRC-IES (2010, S. 38) sieht für das Mikro-Level ebenfalls die Attributional LCA vor. Auf Meso- und Makro-Ebene sollte die Consequential LCA verwendet werden (sofern die Studie für die Entscheidungsunterstützung gedacht ist). Frischknecht und Stucki (2010, S. 807) sehen auf Meso-Ebene die Decisional LCA als geeignet an. Als Schnittmenge dieser Meinungen lässt sich festhalten, dass ALCA für die Mikro und CLCA eher für die Makro-Ebene eingesetzt werden sollten.

Zudem wurden auch noch weitere Kriterien diskutiert: So wurden die verschiedenen Ansätze bereits nach retrospektiven (ALCA) und prospektiven (CLCA) Analysen unterschieden (vgl.

¹⁴ Für die Europäische Kommission war dies der Anlass, den Product Environmental Footprint entwickeln zu lassen.

Curran et al. 2005, S. 856). Diese Unterscheidungskriterien konnten sich jedoch nicht durchsetzen, da sowohl retrospektive und prospektive ALCAs als auch CLCAs möglich sind (vgl. Curran et al. 2005, S. 856; Prox und Curran 2017, S. 156). Zudem wurde die ALCA in der jüngeren Diskussion manchmal als die „alte“ Methode verstanden und CLCA als die „neue“. Diese Unterscheidung wird jedoch ebenfalls als missverständlich und als nicht zutreffend angesehen (vgl. Baitz 2017, S. 129). Ekvall et al. (2005, S. 1232) beschreiben noch das Kriterium „Geeignet für die Entscheidungsfindung – ja oder nein“. Sie selbst sehen beide Ansätze als geeignet für die Entscheidungsfindung an und so erscheint dieses Kriterium daher ebenfalls als nicht praktisch anwendbar.

Da die Diskussion über die entscheidenden Kriterien zur LCA noch nicht abgeschlossen ist, kann auch noch keine klare Zuordnung zwischen den Fragestellungen und den Methodenansätzen hergestellt werden. Guinée et al. (2018, S. 4) resümieren, dass dieses Forschungsthema bisher nur wenig Fortschritte verzeichnen konnte und dass hier noch Forschungsbedarf besteht. Sie schreiben zu den verschiedenen Ansätzen der Ökobilanzierung, dass alle verwendeten Modelle auf starken Annahmen basieren und die Ergebnisse so kaum verifizierbar seien. Ihrer Meinung nach ist der Kampf zwischen den verschiedenen Ansätzen eine Sackgasse und sie sehen die Lösung darin, die Forschungsfragen, die Anwendungen und die ausgewählten Modelle und Daten einer Studie genauer zu formulieren und transparenter darzustellen. Diese Informationen sollen bei der Debatte helfen, wann welche Methode geeignet ist. Yang und Heijungs (2018, S. 751) empfehlen die Nutzung von mehreren kleinen Modellen, an Stelle eines großen. Vázquez-Rowe et al. (2013, S. 1603) sprechen vom komplementären Einsatz verschiedener Methoden, um die Validität der Aussagen zu erhöhen.

Da die übergreifenden Aspekte keine Kriterien liefern, werden nun die einzelnen Methodenansätze näher betrachtet. Das folgende Kapitel soll einen Einblick in die wissenschaftliche Diskussion um die Vor- und Nachteile der einzelnen Ansätze geben. Das Kapitel 2.2.2 gibt bereits einen Überblick über die Aspekte, die die einzelnen Methoden auszeichnen. Daher wird im Folgenden der Fokus auf die potenziellen Nachteile der verschiedenen Methoden gelegt.

Attributional LCA

Baitz et al. (2013, S. 8) bescheinigen der ALCA eine wissenschaftlich fundierte Grundlage und eine elaborierte Methodik. Zudem sehen sie die ALCA als vertrauenswürdig und gut nachvollziehbar an.

Andere Autoren sehen die ALCA dagegen als zu stark vereinfachend. Die zugrunde liegenden Annahmen, wie etwa feste Input-Output-Koeffizienten und das Fehlen von Kapazitätseffekten sowie Beschränkungen auf der Lieferanten- oder Abnehmerseite, könnten unter bestimmten Umständen weitgehend unrealistisch sein (vgl. Yang und Heijungs 2018, S. 753). Zudem bilde die ALCA nur einen statischen Zustand ab (vgl. Yang 2016, S. 274). ALCA wird daher von einzelnen Autoren als nicht geeignet für die politische Entscheidungsfindung angesehen (vgl. Plevin et al. 2014a, S. 1560). Yang (2016, S. 274) ist der Meinung, dass sie insgesamt nicht dabei helfen kann, Entscheidungen zu unterstützen, welche einen Wandel nach sich ziehen.

van Zanten et al. (2017, S. 10) sowie Brandão et al. (2014, S. 461) gestehen der ALCA zu, dass sie im Vergleich zur CLCA die präziseren Ergebnisse (eine geringere Unsicherheit der Ergebnisse) liefert. Gleichzeitig schreiben die Autoren, dass die Ergebnisse dennoch weniger genau wären. Sichere und präzise Ergebnisse einer ALCA kämen nur dadurch zustande, dass die Faktoren, die Unsicherheit in die Analyse bringen (vor allem die Markteffekte), einfach weggelassen würden (vgl. van Zanten et al. 2017, S. 10; Brandão et al. 2014, S. 461; vgl. auch Plevin et al. 2014c, S. 79). Dieses vorsätzliche Weglassen sei aber auf jeden Fall schlechter zu bewerten, als jeder Versuch diese einzubeziehen (vgl. Plevin et al. 2014b, S. 469). Auch das spiegelt den Vorwurf einer zu starken Vereinfachung wider.

Consequential LCA

Consequential LCA ist in der Lage, Markteffekte mit einzubeziehen und wird daher von Befürwortern wie bspw. Bo P. Weidema oder Rolf Frischknecht, als die aussagekräftigere Variante der Ökobilanzierung angesehen (vgl. bspw. Weidema 1993, S. 165f.; Weidema et al. 1999, S. 55). Vor allem für Entscheidungen mit großer Reichweite, wie sie z. B. in der Politik getroffen werden, sei sie besonders geeignet (vgl. Buyle et al. 2016, S. 9).

Der CLCA stehen aber gleich mehrere Kritikpunkte gegenüber: Laut Zamagni et al. (2012, S. 915) sei die CLCA, trotz relativ vieler Anwendungen, noch weit von einer richtigen Systematik entfernt. Es fehle in der CLCA noch ein formales, generelles mathematisches und ökonomisches Grundkonzept (vgl. auch Rajagopal 2016, S. 262). Dale und Kim (2014, S. 466) haben in der praktischen Umsetzung von CLCAs beobachtet, dass meist drei oder vier Prozesse „consequential“ modelliert seien und der Rest, inklusive aller Background-Prozesse¹⁵ aus den Datenbanken, immer noch „attributational“ ist. Diese Beobachtung scheint zu bestätigen, was zwei weitere Studien als Kritik anbringen: Die CLCA leide an fehlenden Daten – in Bezug auf Daten zum Marktverhalten und in Bezug auf die Sachbilanzdatenbanken zur Modellierung der Wertschöpfungsketten (vgl. Baitz et al. 2013, S. 8; Curran 2014, S. 203).

Eine große Schwierigkeit sehen verschiedene Autoren auch im Nutzen ökonomischer Marktmodelle. Dale und Kim (2014) fragen kritisch, ob „[...] *wir überhaupt wissen, ob diese Modelle jemals etwas Richtiges und Nützliches über die echte Welt vorausgesagt hätten*“ (Dale und Kim 2014, S. 466). Die Modelle beruhen auf einer Vielzahl von Annahmen und werden daher nur als begrenzt geeignet angesehen, tatsächlich angewendet zu werden (vgl. Suh und Yang 2014, S. 1182; Yang und Heijungs 2018, S. 755; Dale und Kim 2014, S. 466; Vázquez-Rowe et al. 2013, S. 1602). Die Gleichgewichtsmodelle bspw. beruhen auf neoklassischen ökonomischen Annahmen von Nutzen- und Gewinnmaximierung, Transparenz und vollkommenen Märkten (vgl. Yang und Heijungs 2018, S. 755). Die Forschung der letzten Jahrzehnte hat jedoch gezeigt, dass diese

¹⁵ Background-Prozesse sind in einem Modell all diejenigen, bei denen keine spezifischen Daten erhoben werden, sondern bei denen auf generische Datensätze zurückgegriffen wird. Diese kommen bspw. in den Vorketten der Produkte zum Einsatz, für deren spezifische Produktion keine genauen Daten vorliegen, bzw. wo ein Erheben dieser Daten nicht praktikabel ist (vgl. EC-JRC-IES 2010, S. 97).

Annahmen so nicht zutreffen und sich der Mensch und die Märkte nicht nur rational verhalten (vgl. z.B. Ariely 2009, online).

Insgesamt sehen Zamagni et al. bei der Methodik noch „mehr Schatten als Licht“ (Zamagni et al. 2012, S. 915–916). CLCA hat noch nicht bewiesen, dass sie in der „echten Welt“ bessere Vorhersagen machen könne, als eine ALCA (vgl. Dale und Kim 2014, S. 467). Bis heute gibt es keinen Konsens darüber, wann CLCA eingesetzt werden soll und wie die Methode standardisiert werden könnte (vgl. Earles und Halog 2011, S. 452). Auch Finkbeiner et al. (2014, S. 240) halten CLCA methodisch noch nicht für ausgereift. Bei der Bewertung einer Veränderung empfehlen sie daher anstatt einer CLCA die Durchführung zweier ALCAs. Einmal würde dabei ein Baseline-Szenario bewertet und einmal der veränderte Zustand. So ließe sich die Veränderung besser abbilden als mit der Durchführung einer CLCA (vgl. Kloepffer 2014a, S. 240).

Product Environmental Footprint

Die Entwicklung des PEF wurde gestartet, um Vergleichbarkeit herstellen zu können und Vertrauen aufzubauen (Vgl. Kap. 3.2).

Finkbeiner (2014a, S. 267) übt Kritik am PEF weil die Methode nicht konform zu den ISO-Standards 14040 und 14044 sei. So wurde z. B. teilweise eine neue Terminologie eingeführt, was zu unnötiger Verunsicherung führe. Die Befürchtungen gehen soweit, dass die Unzulänglichkeiten des PEFs sogar auf die Ökobilanzierung im Allgemeinen zurückfallen und der Methode Schaden zufügen könnten (vgl. Lehmann et al. 2016, S. 86). In der Praxis könnte sich zudem die Einigung auf die notwendigen Regeln für die einzelnen Produktkategorien (PEFCRs)¹⁶ als schwierig gestalten: Santero und Hendry (2016, S. 1543ff.) beschreiben einen Versuch der Harmonisierung von ökobilanziellen methodischen Annahmen innerhalb der Metall- und Bergbauindustrie. Bei einzelnen Annahmen konnte ein Konsens gefunden werden, bei anderen wie z. B. einheitlichen Allokationsregeln und Systemgrenzen aber nicht. Das Beispiel soll an dieser Stelle zeigen, wie schwierig solch ein Einigungsprozess auf gemeinsame Regeln und Annahmen sein kann und wahrscheinlich auch sein wird.

Im Rahmen dieser Arbeit wird daher erwartet, dass noch viel Energie und methodische Entwicklungsarbeit in den PEF gesteckt werden müssen, bevor dieser einen substanziellen Mehrwert für die Ökobilanzierung darstellen kann.

Carbon Footprint

Der CFP reduziert die Ergebnisse auf eine einzelne Kennzahl und kann mit den Regeln, die für Typ III Umweltdeklarationen gelten (z. B. Produktkategorieregeln und Programmbetreiber) eine gewisse Vergleichbarkeit herstellen (Vgl. Kap. 3.2).

¹⁶ Die sog. Product Environmental Footprint Category Rules (PEFCRs) bieten spezifische Regeln zu verschiedenen Produktkategorien an. Damit ergänzen sie die generelle Methodik des Product Environmental Footprint (vgl. European Commission 2017, 19). Nur mit weitreichenden und einheitlichen Regeln kann die angestrebte Vergleichbarkeit auch erreicht werden.

Am CFP wird kritisiert, dass er durch die Beschränkung auf eine Umweltwirkung dem „Geist der Ökobilanz“ (Kloepffer 2014a, S. 10) widerspräche. Auch Schmidt (2009, S. 7) hält den CFP als einzelnen Indikator für einen Rückschritt, weil er wichtige Informationen auslasse und den Anwender so in die falsche Richtung führen könne. Marsh-Patrick (2010, S. 211) hat 80 verschiedene Möglichkeiten identifiziert die THG-Emissionen von Unternehmen zu erheben. In der Praxis sorgt der CFP für Verwirrung, weil mittlerweile viele verschiedene Initiativen und Methoden existieren, um diesen zu erstellen. Diese Vielzahl an Methoden sorgt in der praktischen Anwendung für Verwirrung und birgt die Gefahr, dass verschiedene Anspruchsgruppen das Interesse am CFP verlieren, weil die Ergebnisse nicht mehr vergleichbar sind (vgl. Ernst&Young France and Quantis 2010, S. 131).

Die Entwicklung hin zu komplexeren Modellen

Durch den Versuch mit Hilfe von Marktmodellen in der Consequential- und Hybrid LCA die Auswirkungen einer Veränderung besser zu analysieren, werden die Modelle, die für Ökobilanzen aufgebaut und genutzt werden, immer größer und anspruchsvoller. Weidema et al. (2009) sprechen von „*deepened and broadened LCA*“ (Weidema et al. 2009, S. 1). Es scheint jedoch fraglich, ob diese Erweiterung der Modelle automatisch auch die Aussagekraft und Validität der ökobilanziellen Studien erhöht. Verschiedene Autoren meinen, dass sie dies nicht tut: Yang und Heijungs (2018, S. 754ff.) schreiben, dass mathematisch anspruchsvollere Modelle nicht automatisch zu besseren Vorhersagen führen würden. Vandepaer und Gibon (2018) schreiben, dass komplexere und verknüpfte Modelle an Genauigkeit und „*General Relevance*“ (Vandepaer und Gibon 2018, S. 971) verlieren. Und Jeswani et al. (2010, S. 126) befürchten, dass die Ökobilanz so nur subjektiver und angreifbarer wird.

Das Thema um komplexe Modelle und um komplexe Untersuchungssysteme wird im Rahmen der Diskussion der vorliegenden Arbeit in Kapitel 7.4 noch einmal aufgenommen.

3.5.2 Diskussion zu Vor- und Nachteilen der LCA-Ansätze

Abschließend lässt sich festhalten, dass alle Methodenansätze ihre Vor- und Nachteile haben. Die verschiedenen Methoden wurden für verschiedene Fragestellungen entwickelt und sollen für diese eingesetzt werden. In der wissenschaftlichen Diskussion herrscht jedoch Uneinigkeit, wie diese Zuordnung konkret aussehen soll. Die Vielfalt von möglichen Ansätzen wird an dieser Stelle als Herausforderung für die Anwendung der Ökobilanzierung gesehen. Für jede Entscheidung für oder gegen eine LCA-Methode lassen sich Kritikpunkte in der Literatur finden. Die Validität der Ergebnisse lässt sich so von vornherein in Frage stellen.

Im folgenden Kapitel wird die praktische Anwendung einer LCA näher betrachtet, da diese, trotz aller offenen methodischen Herausforderungen, bereits seit Jahrzehnten stattfindet.

3.6 LCA Methodik und Industrie heute

Im Rahmen dieses Kapitels werden einige Aspekte der Ökobilanzierung im Bereich der Industrie beschrieben. Der Fokus wird dabei auf die praktische Anwendung der Methode in Industriebetrieben gelegt.

In der Literatur findet sich eine Vielzahl von Fallstudien zu Ökobilanzen in der Industrie: Einige Industrieverbände veröffentlichen seit vielen Jahren ökobilanzielle Daten ihrer Mitgliedsunternehmen - so z. B. der europäische Aluminiumverband EAA (vgl. EAA 2018, S. 5ff.) Mit Hilfe des Labels „Carbon Trust“ wurde im Vereinigten Königreich auf über 28.000 Artikelpositionen ein CFP ausgewiesen (vgl. Inaba et al. 2016, S. 33). Knorr hat den „Greenhouse Gas Footprint“ seiner Marke schätzen lassen (vgl. Milà i Canals et al. 2011, S. 50ff.) Und die BASF nutzt die Methodik der LCA für ihre eigene Methodik der Öko-Effizienzbewertung (vgl. Saling 2016, S. 115ff.) Neben den veröffentlichten Studien lässt sich davon ausgehen, dass in der Industrie viele weitere Studien für den internen Gebrauch durchgeführt wurden, die der Öffentlichkeit aber nicht zugänglich sind (vgl. bspw. Bültmann 1997, S. 6; Baitz 2017, S. 127; Basañez Llantada et al. 2014, S. 1461).

Insgesamt wird der industrielle Einsatz von LCA heute jedoch noch als begrenzt angesehen: So sehen Rex und Baumann (2008, S. 420) die Nutzung der Methode als noch recht gering an. Croft et al. (2019, S. 11) haben LCA-Anwendungen in Schweden analysiert und dabei weniger gefunden, als sie erwartet hatten. Und Rebitzer und Schäfer (2009, S. 101) sehen die LCA-Methodik bereits als entwickelt an, erkennen den flächendeckenden Einsatz der Methode aber noch nicht. Hedemann (2018, S. 8) sieht LCA-Experten in Unternehmen noch als Ausnahme. Viele Studien würden von Studierenden durchgeführt.

Gründe, die Unternehmen und andere Anwender von der Ökobilanzierung abhalten könnten, finden sich bereits in der Literatur reichlich. Laut Bala et al. (2010, S. 489) steht einer breiten Einführung der Ökobilanzierung in Unternehmen vor allem der oft große Umfang einer kompletten LCA im Weg. Olinzock et al. (2015, S. 329) sehen die begrenzten Budgets und Ressourcen der Unternehmen als Hindernis. So fehle den Unternehmen die Zeit, das Geld und die Daten für eine Umsetzung. Bei kleinen und mittelständischen Unternehmen (KMUs) kommt laut Kurczewski (2014, S. 594) noch ein Mangel an qualifiziertem Personal hinzu. Ähnlich sieht es das Fraunhofer-Institut für Zuverlässigkeit und Mikrointegration. So lägen die größten Hürden für KMUs bei der Datenintensität, den Kosten und der benötigten Expertise (vgl. Fraunhofer IZM 2014, online). Hedemann (2018, S. 8) beschreibt die Ökobilanzierung in der heutigen Form als teuer und nicht wertschöpfend genug und Rex und Baumann (2008, S. 420) halten die Methodik der Ökobilanzierung als zu komplex für den Industrieinsatz.

3.6.1 LCA-Lösungskonzepte für die Industrie

Um diesen Herausforderungen zu begegnen, wurden bereits einige Versuche unternommen, um die Ausarbeitung von Ökobilanzen anwendungsfreundlicher zu gestalten: Das Thema

Datenverfügbarkeit wurde und wird mit einer ständigen Weiterentwicklung von Sachbilanz-Datenbanken in Angriff genommen, die mit immer valideren Hintergrunddaten den Anwendern die Arbeit erleichtern sollen (vgl. Wernet et al. 2016, S. 1218ff.). Um die Datenbanken untereinander kompatibler zu machen, gibt es die sog. GLAD-Initiative („Global Life Cycle Assessment Data Access Network“), die Daten datenbankübergreifend zugänglich machen soll (vgl. Life Cycle Initiative 2018, online). Die vereinfachten LCA-Methoden wurden bereits in Kapitel 3.2 angesprochen. Streamlined- oder Screening-LCAs bieten Unternehmen eine Möglichkeit, Ökobilanzen mit kleineren Budgetrahmen durchzuführen (vgl. Bala et al. 2010, S. 496). Rebitzer (2005, S. 26ff.) beschreibt in seiner Dissertation („*Enhancing the application efficiency of Life Cycle Assessment for industrial uses*“) eine solche Möglichkeit der Vereinfachung. Er möchte die Sachbilanz modular aufbauen, um dann die Module wiederverwenden zu können und so den Aufwand zu reduzieren. Auch gibt es einige speziell für kleinere und mittlere Unternehmen (KMUs) entwickelte LCA Tools. Im Rahmen des von der EU geförderten Projekts „LCA to go“ wurde ein solches Tool vom Fraunhofer-Institut für Zuverlässigkeit und Mikrointegration entwickelt. Dabei wurden für verschiedene Wirtschaftssektoren typische Prozessmodelle aufgebaut und methodische Annahmen, wie die Definition von Allokationsregeln und Systemgrenzen, getroffen. Über eine Eingabemaske trägt der Anwender dann nur noch seine unternehmens- oder prozessspezifischen Daten ein und erhält automatisiert die Ergebnisse (vgl. Fraunhofer IZM 2014, online).

Um den Nutzen und die Anwendbarkeit der Ergebnisse der Ökobilanzierung zu steigern, hat Rex (2018, S. 5) Vorschläge zur effektiveren Kommunikation der Ergebnisse gemacht. Dabei sollen bspw. LCA-Ergebnisse für die verschiedenen Rollen im Unternehmen (z. B. Management, Prozess- oder HSE-Ingenieure¹⁷) unterschiedlich aufbereitet werden. Dieses Vorgehen soll dazu führen, dass die verschiedenen Informationsbedürfnisse einer jeden Unternehmensebene optimal befriedigt werden können. Löfgren et al. (2011, S. 2026) empfehlen zudem, sowohl die Analyse selbst als auch die Ergebnispräsentation mehr auf den jeweiligen Entscheidungsspielraum des beauftragenden oder durchführenden Unternehmens abzustimmen. Sonst könne eine Studie eher verunsichern und verwirren, als zu einer guten Entscheidungsfindung beizutragen.

Im Rahmen dieser Arbeit werden alle diese Vorschläge und Konzepte als wertvolle Beiträge in einer notwendigen Diskussion angesehen. Doch trotz aller Ideen und Vorschläge findet die Ökobilanzierung bis heute nur begrenzt Anwendung in der Industrie. Der große Durchbruch scheint bis heute noch nicht gefunden. In Verbindung mit der vorgestellten, teils kontroversen wissenschaftlichen Diskussion um die LCA-Methodik, scheint die Frage zulässig, ob die Ökobilanzierung überhaupt eine für Industrieunternehmen geeignete Methode zur Bewertung ökologischer Aspekte darstellt.

¹⁷ HSE steht für Health, Safety and Environment

3.6.2 Ist LCA die richtige Methode für die Industrie?

Um die Frage nach der Eignung der LCA für eine Anwendung in Industriebetrieben zu klären, werden in einem ersten Schritt die konkreten Anforderungen gesammelt, die die Industrie an die Methode der Ökobilanzierung stellt.

So hätte die Industrie gerne eine verständliche, breit akzeptierte und konsistente Analyse, eine genaue und glaubwürdige Methodik sowie einfache und in Form von Kennzahlen ausgewiesene Ergebnisse (vgl. bspw. Baitz et al. 2013, S. 6; Santero und Hendry 2016, S. 1552; Schmidt 2009, S. 6). Laut Baitz et al. (2013, S. 9) möchte die Industrie eher in einem begrenzten Zeitbudget umsetzbare Methoden, als eine teure Analyse über die „ultimative Wahrheit“. Der beste wissenschaftliche Ansatz sei noch lange nicht der am besten für die Umsetzung geeignete. Außerdem solle die Flexibilität bei aller Standardisierung erhalten bleiben. Eine „Kochanleitung“ schränke mehr ein, als das sie helfe. Kann die Ökobilanzierung das liefern? Im Folgenden wird dies anhand der einzelnen Anforderungen kurz diskutiert.

Die Industrie fordert eine **verständliche** Methode. Tatsächlich ist die Ökobilanzierung eine beliebig komplizierte Methode. Die zu treffenden methodischen Annahmen erfordern ein hohes Maß an Verständnis sowohl der Methodik als auch des zu bewertenden Untersuchungsgegenstandes (vgl. Kap. 3.3).

Die Industrie fordert eine **breit akzeptierte Methode**. Tatsächlich findet die wissenschaftliche Diskussion seit Jahrzehnten keinen Konsens und steuert in eine immer diversifiziertere Methodik hinein (vgl. hier und im Folgenden Kap.3.5.2). Die Europäische Kommission entwickelt eine standardisierte Methodik, den PEF, stößt dabei aber, zumindest in der wissenschaftlichen Diskussion, bislang auf wenig Gegenliebe und Akzeptanz.

Die Industrie fordert eine **konsistente** Methode. Innerhalb einer Methode mag sich Konsistenz herstellen lassen, die Ergebnisse der in den Metastudien verglichenen Studien sind jedoch oft eben nicht konsistent. Durch die große Flexibilität der Methodik führen unterschiedlich getroffene Annahmen zu unterschiedlichen Ergebnissen und Interpretationen (vgl. Kap. 3.4).

Die Industrie fordert eine **glaubwürdige Methode**. Tatsächlich sind LCA-Ergebnisse allein nicht glaubwürdig, weil diese in einem hohen Maße von den getroffenen Annahmen abhängig sind, auf denen sie basieren. Es besteht die Gefahr, dass diese nicht in der notwendigen Detailtiefe öffentlich dokumentiert sind (vgl. Kapitel 3.3).

Zugegebenermaßen ist die Kritik an dieser Stelle zugespitzt dargestellt, trotzdem hat jeder der hier angebrachten Kritikpunkte seine Berechtigung. Ist die LCA-Methodik also nicht geeignet für den Einsatz in einem Industrieunternehmen?

3.6.3 LCA als geeignete Methodik für die Industrie

Schnoor (2009, S. 2997) beschreibt eine ähnliche Kritik an der Ökobilanzierung, nachdem seine Studenten verschiedene Ökobilanzen durchgeführt haben und zu den unterschiedlichsten Ergebnissen gekommen waren. Er fragt, ob die LCA tatsächlich so objektiv sei, wie sie bei Graedel und Allenby (1995) beschrieben wurde: „*The life-cycle assessment is an objective process to evaluate the environmental burdens associated with a product, process or activity [...]*“ (Graedel und Allenby 1995, S. 108).¹⁸ Schnoor kommt zu dem Schluss, dass nicht die Objektivität die Stärke der Ökobilanz sei, sondern die Möglichkeit, in transparenter Art und Weise aus allen getroffenen Annahmen gemeinsame Kennzahlen zu Material- oder Energieverbrauch, oder auch zu den potenziellen Umweltwirkungen errechnen zu können (vgl. Schnoor 2009, S. 2997).

Dieser Argumentation folgt auch diese Arbeit. Die Ökobilanzierung ist nicht in der Lage, potenzielle Umweltwirkungen allgemeingültig, objektiv, verständlich, konsistent, glaubwürdig, global und bis ins letzte Detail auszuarbeiten. Ein dafür notwendiges „Weltmodell“ ist eine Illusion und praktisch nicht darstellbar. Solche Ansprüche müssen scheitern. Die Ökobilanzierung stellt jedoch eine geeignete Methode dar, transparent und nachvollziehbar ein Modell aufzubauen, welches spezifische Fragestellungen zu ökologischen Auswirkungen von Unternehmen oder Produkten bewerten kann. Sie bietet einen breiten Methodenbaukasten, der für viele Fragestellungen Ideen und Möglichkeiten bereithält. Die Flexibilität und Diversität (die z. B. zu Inkonsistenzen und einer fehlenden Vergleichbarkeit führen) werden eher als ein notwendiger Tribut an die Komplexität der abzubildenden Umgebung angesehen, als ein Zeichen für eine missglückte Methodik.

Die Ökobilanz wird daher an dieser Stelle als die Methode der Wahl gesehen, mit der Unternehmen ihre Produkte nach ökologischen Kriterien bewerten und verbessern können. Doch stellt die Ökobilanzierung den industriellen Anwender vor Herausforderungen. Der Anwender muss eine Vielzahl von methodischen Annahmen treffen und sich in einer heute weit diversifizierten Methodik zurechtfinden. Die bisherigen Ansätze, Ökobilanzierung für die Industrie einfacher zu machen, scheinen sich nicht durchgesetzt zu haben, bzw. werden hier als nicht zielführend angesehen. Zudem bleibt die schon identifizierte Herausforderung, dass die bestehenden Ökobilanzansätze nur schlecht mit produktübergreifenden Analysen umgehen können, die jedoch für wesentliche Fragestellungen der Industrie vonnöten sind.

An dieser Stelle wird die Ökobilanzierung an sich als die richtige Methode angesehen, um Fragen um die Umweltwirkungen von Produkten oder Unternehmen zu bewerten. In der konkreten Ausgestaltung der Methode für spezifische Anwendungen in der Aluminiumindustrie besteht allerdings noch Forschungsbedarf.

¹⁸ Graedel und Allenby (1995) zitieren eine LCA-Definition der Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC). Diese Primärquelle konnte aber im Rahmen dieser Arbeit nicht mehr rekonstruiert werden.

4 Problemstellung, Forschungsfragen und -methodik

Mit der Ausgestaltung der Ökobilanzierung für die konkrete Anwendung in der Aluminiumindustrie beschäftigt sich die vorliegende Arbeit. Im Rahmen dieses Kapitels werden dafür die Problemstellung, zwei weitere Forschungsfragen, das Ziel der Arbeit und die angewandte Forschungsmethodik beschrieben.

4.1 Problemstellung

Vor dem Hintergrund eines fortschreitenden Klimawandels und der daraus resultierenden Notwendigkeit THG-Emissionen zu reduzieren, beschäftigt sich die vorliegende Arbeit mit der Fragestellung, wie Unternehmen der Aluminiumindustrie über den gesamten Produktlebenszyklus ihrer Produkte die THG-Effizienz steigern können. Diese Arbeit beschäftigt sich dabei vor allem mit der Frage, wie die THG-Emissionen valide bewertet werden können. In Kapitel 2.2.3 wurde dafür die Methodik der Ökobilanzierung als eine aussichtsreiche Methode ausgewählt.

Die Literaturstudie zur Ökobilanzierung in Kapitel 3 hat allerdings zwei methodische Herausforderungen identifiziert, die die Anwendung in der Aluminiumindustrie erschweren: (1) Es ist methodisch nicht vorgesehen, produktübergreifende Bewertungen vorzunehmen. Damit kann eine wesentliche Anforderung der Aluminiumindustrie an die Ökobilanzierung nicht erfüllt werden. (2) Die Ökobilanzierung ist keine einfache Methode. Sie stellt hohe Ansprüche an den industriellen Anwender und ist mit einem hohen Ressourceneinsatz verbunden.

Das wird zum Problem, weil sich Maßnahmen zur Steigerung der THG-Effizienz nur schwer finden lassen, wenn sich die konkreten Maßnahmen nicht entsprechend auch bewerten und prüfen lassen.

4.2 Forschungsfragen und Ziel der Arbeit

Die vorliegende Arbeit beschäftigt sich daher zum einen mit der Methodik der Ökobilanzierung und zum anderen mit der praktischen Anwendbarkeit dieser Methode in der Industrie.

Die zweite Forschungsfrage (FF2) der vorliegenden Arbeit bezieht sich auf die methodischen Herausforderungen: *Welche methodischen Anpassungen sind notwendig, um eine Ökobilanz zu erstellen, die gleichzeitig sowohl produktspezifisch und produktübergreifend als auch unternehmensspezifisch bewerten kann?* (vgl. hierzu Kap. 2.2.1)

Die dritte Forschungsfrage (FF3) adressiert die Anwendbarkeit von Ökobilanzierung insgesamt in der Industrie: *Wo liegen konkrete Herausforderungen in der Anwendung von Ökobilanzierung, die den Einsatz der Methode in der Aluminiumindustrie erschweren können?*

Das Ziel dieser Arbeit ist es, aufbauend auf den Antworten der beiden Forschungsfragen, ein ökobilanzielles Vorgehen zu entwickeln, welches die Auswirkungen von Maßnahmen in der Aluminiumindustrie mit Bezug auf globale THG-Emissionen valide bewerten kann. Zugleich sollen die Herausforderungen der Anwendung deutlich reduziert werden, um eine breite Nutzung in den Industriebetrieben ermöglichen zu können.

4.3 Auswahl der Forschungsmethodik

Da die Forschungsfragen einen explorativen Charakter besitzen, wurde zur Beantwortung der Fragen im Rahmen der Arbeit eine Einzelfallstudie durchgeführt. Im Folgenden wird die Forschungsmethodik der Einzelfallstudie kurz erläutert. Zudem wird die Methode des „Systematic Combining“ (Dubois und Gadde 2002, S. 553ff.) als die in dieser Fallstudie genutzte Vorgehensweise vorgestellt.

4.3.1 Die Methodik der Einzelfallstudie

Unter Fallstudien versteht man gemeinhin umfangreiche empirische Beschreibungen von einzelnen Fällen oder Phänomenen, die oft auf einer Vielzahl von verschiedenen Quellen beruhen (vgl. Yin 1994, S. 10ff.). Die grundlegende Idee von Fallstudien ist es, Theorien aus einzelnen oder mehreren Fällen induktiv abzuleiten (vgl. Eisenhardt und Graebner 2007, S. 25). Sie sind dann besonders wertvoll, wenn bisher wenig über einen Sachverhalt bekannt ist (vgl. Eisenhardt 1989, S. 548).

Der Zweck einer Fallstudie im Allgemeinen ist der Erkenntnisgewinn (vgl. Specht et al. 2004, S. 542). Fallstudien können aber verschiedene Ziele haben. Sie können eine Beschreibung liefern, Theorien testen oder diese generieren (vgl. Eisenhardt 1989, S. 535). Heimerl (2009, S. 388) unterscheidet grob zwischen beschreibenden und erklärenden Fallstudien. Alle verschiedenen Fallstudien können sowohl als Einzelfallstudien, als auch als multiple Fallstudien ausgeführt werden. Für diese Arbeit ist vor allem die erklärende Fallstudie von Belang. Bei erklärenden Fallstudien wird ein bestehender Theorieansatz analysiert und weiterentwickelt. Dafür werden teilnehmende und nicht-teilnehmende Beobachtungen mit systematischen empirischen Analysen qualitativer und quantitativer Art verbunden.

Stärken und Schwächen von Fallstudien

Fallstudien können mit einer Vielzahl von Beweisen und Hinweisen, wie Dokumenten, Interviews und Beobachtungen arbeiten (vgl. Yin 1994, S. 8). Sie können daher eine Tiefe bieten, die große Losgrößen oder andere Methoden nicht erreichen (vgl. Flyvbjerg 2006, S. 241). Durch die enge Bindung zu empirischen Beweisen bieten Fallstudien methodische Stärken wie Neuheit,

Testbarkeit und empirische Validität (vgl. Eisenhardt 1989, S. 548). Eisenhardt und Graebner (2007, S. 25f.) halten die Ergebnisse von Fallstudien für genau, testbar und interessant, sofern die Theorie auf einer guten Empirie aufbaut. Es besteht aber auch die Gefahr, dass durch die Vielzahl von empirischen Hinweisen und Aspekten am Ende der Fallstudie eine sehr komplizierte und zu spezifische Theorie herauskommt, die sich dann nur sehr begrenzt einsetzen lässt (vgl. Eisenhardt 1989, S. 547; Siggelkow 2007, S. 21).

Flyvbjerg (2006, S. 228) nennt als Kritik an der Einzelfallstudie als Forschungsmethode, dass sich die Ergebnisse nicht verallgemeinern lassen. Er bekräftigt, dass Einzelfallstudien keine generalisierbaren Aussagen über eine statistische Population oder eine Grundgesamtheit generieren können, wohl aber konkretes und kontext-abhängiges Wissen. Yin (1994, S. 10) ist der Meinung, dass Einzelfallstudien zu generalisierbaren „theoretical propositions“ führen. Damit strebt die Fallstudie eine „analytische Generalisierbarkeit“ gegenüber einer „statistischen Generalisierbarkeit“ an. Daraus ergibt sich ein anderes „Sampling“. Teilnehmer einer Studie werden nicht zufällig, bzw. nach statischen Anforderungen ausgewählt („statistical sampling“), sondern durch ein sog. „theoretical sampling“. Dabei werden zum Beispiel Extremfälle eines Phänomens ausgesucht, oder auch Fälle, die einen besonders guten Forschungszugang ermöglichen (vgl. Eisenhardt und Graebner 2007, S. 27). Siggelkow (2007, S. 20) meint, es ließe sich argumentieren, dass Fälle zufällig ausgesucht werden müssten. Allerdings sieht er es auch als hilfreich an, sich einen speziellen Untersuchungsgegenstand auszusuchen, um dort besondere Einblicke zu erlangen, die anderswo sonst verborgen blieben.

Merkmale einer guten Fallstudie

Laut Eisenhardt (1989, S. 548) zeichnet sich eine gute Theorie durch logische Kohärenz und Testbarkeit aus. Heimerl (2009, S. 391) nennt eine präzise, detaillierte und konkludente Herleitung des methodischen Vorgehens als eines der Basiskriterien für Wissenschaftlichkeit – damit auch für Fallstudien.

Zudem sieht Eisenhardt (1989, S. 549) Sparsamkeit als ein wichtiges Kriterium einer guten Fallstudie an. Eisenhardt weist ausdrücklich darauf hin, bei der Dokumentation von Fallstudien selektiv vorzugehen. Gleichzeitig ist es jedoch wichtig, dem Leser auch die Informationen zu liefern, die es ihm ermöglichen, die Angemessenheit des Forschungsprozesses und dessen Ergebnisse überhaupt zu bewerten.

Im Rahmen dieser Arbeit wurde darauf geachtet, die genannten Qualitätskriterien umzusetzen.

4.3.2 Systematic Combining als Vorgehen innerhalb einer Fallstudie

Das 5. Kapitel der hier vorliegenden Arbeit dokumentiert die durchgeführte Fallstudie. In drei Unterkapiteln werden die drei wesentlichen Bestandteile der Fallstudie (Literaturrecherche, Tiefeninterviews und die Durchführung einer Ökobilanz) als aufeinander aufbauender und gradliniger Forschungsprozess dokumentiert. Tatsächlich war die Arbeit an der Fallstudie teilweise weit weniger linear.

Eisenhardt und Graebner (2007, S. 25) beschreiben die praktische Arbeit an einer Fallstudie als einen rekursiven Prozess der Theoriefindung zwischen Falldaten, sich entwickelnder Theorie und passender Literatur. Dubois und Gadde (2002, S. 555) beschreiben mit dem „Systematic Combining“ in ähnlicher Weise das methodische Vorgehen innerhalb einer Fallstudie. Dabei sind für sie das Hin und Her zwischen der empirischen und der modellierten Welt sowie zwischen der Literatur und den praktischen Erfahrungen die wesentlichen Charakteristika ihrer Methode. Gerade damit können die Anwender sowohl ihr Wissen über die Theorie als auch über die empirischen Phänomene erhöhen.

Das rekursive Vorgehen, bzw. das Hin und Her zwischen verschiedenen Aspekten der Fallstudie und der Theorie spiegeln auch den Forschungsprozess wider, auf dem diese Arbeit aufbaut. Da eine solche Dokumentation der Arbeit aber sehr unübersichtlich geworden wäre, wird die Forschung im Folgenden als linearer Prozess dargestellt.

5 Dokumentation der Fallstudie

Im Rahmen des Forschungsprojekts wurde eine Einzelfallstudie in der Aluminiumindustrie durchgeführt. Diese hatte zum Ziel, empirische Grundlagen für die Beantwortung der zweiten und der dritten Forschungsfrage zu erlangen. Das nun folgende Kapitel dokumentiert die durchgeführte Fallstudie.

5.1 Konzeption der Fallstudie

Zu Beginn des Forschungsprojekts stellte sich die Frage, wo die Fallstudie durchgeführt werden könnte – die Frage des „theoretical sampling“ (vgl. Kap. 4.3.1). Für eine Zusammenarbeit konnte das Unternehmen Hydro Aluminium Rolled Products GmbH (im Folgenden „Hydro“ genannt) gewonnen werden. Das Unternehmen beschäftigt ca. 6.000 Mitarbeiter in Deutschland und Norwegen und arbeitet hauptsächlich im Bereich der Weiterverarbeitung von Aluminiumbarren zu Aluminiumbändern verschiedener Dicken – sog. Coils. Daneben gehören noch Elektrolysestandorte sowie Schmelz-, Gieß- und Recyclingkapazitäten zum Unternehmen. Die Produkte finden Anwendung bspw. in Getränkedosen, Druckplatten oder im Automobilbau. Die Hydro beschäftigt sich bereits mit Nachhaltigkeitsthemen und der LCA und strebt bis 2020 die CO₂-Neutralität an (vgl. Norsk Hydro 2021, online).

Die Auswahl der Aluminiumindustrie im Allgemeinen und die der Hydro im Speziellen wurde aufgrund von folgenden Argumenten für sinnvoll erachtet:

- 1.) Aus ökologischer Sicht ist die Aluminiumindustrie hoch relevant. Sie verbraucht weltweit rund 3,5% des Stroms und verursacht dabei ca. 1% der globalen CO₂-Emissionen (vgl. Cullen und Allwood 2013, S. 3057).
- 2.) Da sich die Aluminiumindustrie schon seit vielen Jahren mit der Methode der Ökobilanz beschäftigt, kann auf eine gut aufgebaute und relativ umfangreiche Daten- und Publikationssammlung zurückgegriffen werden. Zudem ist bereits ein breites Fachwissen innerhalb der Branche vorhanden, welches bei der Fallstudie von Nutzen ist.
- 3.) Aus ökobilanzieller Sicht ist die Branche auch durch die hohen Kreislaufströme von Aluminiumschrotten interessant. Kreislaufströme und Recycling führen zu vielen methodischen Fragen im Bereich der Allokation und der Systemgrenzen, die diskutiert werden müssen.
- 4.) Das Unternehmen ist in wesentlichen Teilen der Wertschöpfungskette aktiv. Zudem zeichnet sich Hydro durch eine hohe Gesprächsbereitschaft über alle Hierarchieebenen hinweg aus und stellt einen umfassenden Zugang auf betriebsinterne Informationssysteme für einen besonders guten Forschungszugang zur Verfügung.

Die nächste Frage bestand darin, aus welchen inhaltlichen Elementen und Methoden die Fallstudie als Ganzes bestehen sollte – sprich, welche Hinweise, Beobachtungen, oder Dokumente verwendet werden und wie diese erlangt werden sollten, um die beiden Forschungsfragen (FF2 und FF3) zu beantworten.

Es wurden drei wesentliche Arbeitsschritte durchgeführt: (1) Eine Literaturrecherche zur bisherigen Nutzung und Anwendung der Ökobilanzierung in der Aluminiumindustrie. (2) Experteninterviews mit verschiedenen Anspruchsgruppen des Unternehmens zu bestehenden Aktivitäten im Bereich der LCA sowie zu heutigen und zukünftigen Anforderungen im Bereich der Ökologie. (3) Die Durchführung einer eigenen Ökobilanz, bei der bestehende Ökobilanzmethoden soweit kombiniert und integriert werden, dass auch eine produktübergreifende Bilanzierung möglich wird.

Die Dokumentation der Fallstudie erfolgt entlang der drei genannten Arbeitsschritte.

5.2 Die Aluminiumindustrie und die Ökobilanzierung

Zu Beginn der Fallstudie wurde eine breite Literaturrecherche zu den bereits existierenden wissenschaftlichen Publikationen zur Ökobilanzierung in der Aluminiumindustrie durchgeführt. Die Ergebnisse werden im Folgenden vorgestellt.

5.2.1 Die Ökobilanz in der Aluminiumindustrie

Die Aluminiumindustrie hat schon früh angefangen, sich mit der Methodik der Ökobilanzierung zu befassen. Im Rahmen dieses Kapitels wird die Rolle der Aluminiumindustrie in der wissenschaftlichen Diskussion um die Ökobilanz betrachtet. Das Kapitel gliedert sich in drei Bereiche: (1) Literatur zur Bereitstellung von Inventardaten. (2) Fallstudien zu Aluminiumprodukten/ Ökobilanzen zu Aluminiumprodukten und -flüssen. (3) Veröffentlichungen zu methodischen Fragestellungen rund um die Ökobilanz von Mitarbeitern der Aluminiumindustrie und den entsprechenden Verbänden.

1.) Literatur zur Bereitstellung von Inventardaten

Die internationalen Aluminiumverbände erheben bereits seit Jahrzehnten Daten von ihren Mitgliedern und veröffentlichen diese. So sammelt das International Aluminium Institute (IAI) seit 1980 von seinen Mitgliedern Daten zu Energieverbräuchen. Ab dem Ende der 1990er Jahre wurde damit begonnen, auch Daten zu weiteren ökologisch relevanten Kenngrößen zusammenzutragen (vgl. Nunez und Jones 2016, S. 1595). Der europäische Aluminiumverband EAA sammelt und veröffentlicht seit 1996 Inventardaten der europäischen Aluminiumindustrie (vgl. EAA 2013, S. 69; Leroy 2009, S. 10). Kloepffer (2009) war mit der Begutachtung des EAA-Reports von 2008 betraut und nannte das Projekt ein „*exzellentes Beispiel für generische Datenakquisition, -konsolidierung und -präsentation*“ (Kloepffer 2009, S. 50). Die aktuelle Fassung ist im Jahr 2018 erschienen (vgl. EAA 2018). Laut Aluminiumindustrie besteht das Ziel darin, Anwenden von

Ökobilanzen für den Werkstoff Aluminium valide Daten bereitzustellen und so die Anfertigung wissenschaftlich hochwertiger Ökobilanzen zu ermöglichen (vgl. EAA 2013, S. 4). Nach eigenen Angaben der Aluminiumindustrie ist diese Sammlung und die Transparenz der Prozessdaten in der Industrie beispiellos (vgl. Bertram et al. 2009b, S. 650).

2.) Fallstudien zu Aluminiumprodukten / Ökobilanzen zu Aluminiumprodukten und -flüssen

In den letzten Jahren und Jahrzehnten wurden eine Reihe von Ökobilanzen zu Aluminiumprodukten erstellt und veröffentlicht. Beispielsweise wurde der Einsatz von Aluminium in der Automobilindustrie bewertet (vgl. Bertram et al. 2009a, S. 62ff.). Ebenso wurde der Einsatz von Aluminium in Fensterrahmen bilanziert (vgl. Citherlet et al. 2000, S. 225ff.). Zudem existieren zahlreiche Ökobilanzen zum Aluminiumeinsatz im Bereich der Verpackungslösungen, wie z. B. bei Getränkedosen (vgl. Silva et al. 2010) und bei anderen Getränkeverpackungen (vgl. Detzel et al. 2016) oder bei der Alufolie (vgl. Wellenreuther 2013; Büsser und Jungbluth 2009).

Zudem wurden von der Aluminiumindustrie und anderen Wissenschaftlern verschiedene Materialflussanalysen durchgeführt. So stellt beispielsweise der Weltverband der Aluminiumindustrie ein globales Material-Fluss-Modell zur Verfügung (vgl. IAI 2019b, online ; Bertram et al. 2009b, S. 650). Ebenso haben sich Cullen und Allwood (2013, S. 3061) mit der Abbildung der globalen Aluminiumströme auseinandergesetzt. Auch übergreifende Themen, wie die Rolle sog. anthropogener Lager für Aluminium (vgl. Liu et al. 2012, S. 339) oder die Herausforderungen um eine Akkumulation von Legierungselementen in den globalen Aluminiumstoffströmen und den daraus resultierenden Überlegungen zum Open- und Closed-Loop Recycling wurden diskutiert (vgl. Paraskevas et al. 2015, S. 358).

Als letztes Beispiel sei hier das Review-Paper von Liu und Müller (2012, S. 108) genannt. In Rahmen dieser Veröffentlichung haben die Autoren verschiedene ökobilanzielle Studien zu Aluminiumprodukten untersucht und miteinander verglichen. Sie kommen, wie schon in Kapitel 3.4 dieser Arbeit beschrieben, zu dem Schluss, dass die einzelnen Studien untereinander methodische Inkonsistenzen aufweisen und so nur schwer miteinander zu vergleichen sind.

3). Veröffentlichungen zu methodischen Fragestellungen rund um die Ökobilanz von Mitarbeitern der Aluminiumindustrie und den entsprechenden Verbänden

Die Aluminiumindustrie hat sich auch selbst über Jahre hinweg stark in die Methodenentwicklung eingebracht. So haben Mitarbeiter aus der Industrie und den Verbänden immer wieder aktiv am wissenschaftlichen Diskurs zur Entwicklung der LCA teilgenommen. Da Recycling und Allokationen einen hohen Stellenwert für die Aluminiumindustrie haben, trieben sie gerade in diesem Punkt die Forschung und wissenschaftliche Diskussion immer weiter voran. Im Folgenden werden einige der Publikationen genannt:

Atherton (2007, S. 60) untersucht verschiedene Optionen der System-/Recyclingallokation und erklärt die klare Präferenz zur Anwendung der sog. End-of-Life Allokationsmethodik für die Metallindustrie. Dubreuil et al. (2010, S. 621) möchten mit ihrer Publikation ebenfalls einen Beitrag zur weiteren Orientierung im Bereich des Recyclings leisten und streben mit ihrer Publikation

einen Beitrag zur Harmonisierung von Allokationsmethoden für die Metallbranche an – auch über die Aluminiumindustrie hinaus. Leroy (2012, S. 251) geht auf noch offene Fragen zwischen dem „End-of-Life“ und dem „Recycled Content“-Ansatz ein. Er zeigt u.a. auf, dass verschiedene Normen und Standards zur Ökobilanzierung unterschiedliche Ansätze wählen, bzw. präferieren.

Zudem finden sich einige Beiträge zu der Suche nach geeigneten Indikatoren für nachhaltige Entwicklung und Ressourceneffizienz. Nordheim und Barrasso (2007, S. 277) berichten über den Prozess der Entwicklung von sog. „Sustainable development indicators“ für die EAA. Mit einem breiten Set an Indikatoren (einschließlich ökonomischer und sozialer Indikatoren) hat der Verband versucht, die nachhaltige Entwicklung zu quantifizieren. Schmidt (2009, S. 6ff.) diskutiert als Mitarbeiter der Abteilung „Product Ecology“ bei Hydro den Bedarf der Industrie nach einfachen und aussagekräftigen Indikatoren für die ökologischen Aspekte der Industrie. Er sieht den Carbon Footprint als einen wichtigen Indikator. Eine Beschränkung auf diese einzelne Kennzahl hält er jedoch für den falschen Ansatz, weil dieser zu eindimensional sei. Rombach (2013, S. 1012ff.) diskutiert Indikatoren für Ressourceneffizienz am Beispiel der Aluminiumindustrie. Er betrachtet vor allem den Indikator „Recycled Content“ und hält diesen schließlich für nicht geeignet, um Effizienz oder Nachhaltigkeit zu bewerten.

Insgesamt wird die Verfügbarkeit von Daten und Methodendiskussion sowie das Wissen um die Ökobilanzierung in der Aluminiumindustrie im Rahmen dieser Arbeit als sehr hoch angesehen. Die Aluminiumindustrie hat so schon in vielen Bereichen der LCA und MFA gearbeitet. Die öffentlich zugänglichen Studien bewegen sich jedoch meist im Bereich von globalen Stoffströmen und sehr generischen Prozessbeschreibungen. Studien zur Anwendung der Ökobilanz auf der Ebene der Einzelunternehmen und spezifischer Produkte konnten nicht gefunden werden.

5.2.2 Zwischenfazit

Die Aluminiumindustrie kämpft gegen starke Vorurteile, da die Gewinnung von Aluminium mit hohen Aufwänden verbunden ist. So musste die Industrie immer wieder ihre Daseinsberechtigung unter Beweis stellen. Deswegen hat die Aluminiumindustrie schon früh die Möglichkeiten erkannt, die ihr die Methodik der Ökobilanzierung bietet: Denn die Ökobilanz ist mit ihrer Analyse des gesamten Produktlebenszyklus in der Lage, wissenschaftlich valide darzustellen, dass die hohen Aufwände bei der Herstellung von Aluminium in vielen Anwendungen gerechtfertigt sind, da bspw. die Einsparungen in der Nutzungsphase und die hohen Recyclingquoten diese wieder ausgleichen oder sogar überkompensieren können. Vor diesem Hintergrund ist es nicht verwunderlich, dass sich die Aluminiumindustrie schon früh mit der Ökobilanzierung beschäftigt und sich bei der Methodenentwicklung mit eingebracht hat. Dadurch konnte die Industrie ein Methodenwissen und eine Datengrundlage aufbauen, die als sehr umfassend angesehen werden kann.

Mit der Analyse der bereits vorhandenen Veröffentlichungen bietet dieser erste Teil der Fallstudie eine gute Grundlage, um darauf die Experteninterviews und die eigene Ökobilanz als weitere Bestandteile dieser Fallstudie aufzubauen. Die vielen Publikationen haben einen guten ersten

Überblick darüber gegeben, wie die Aluminiumindustrie mit der Methode der Ökobilanz arbeitet. Damit konnte der Gesprächsleitfaden für die Interviews verbessert werden. Zudem konnten viele Hintergrundinformationen zu Datenverfügbarkeit und -qualität sowie den Lieferketten und Schrottkreisläufen der Branche gesammelt werden, die für die Ausarbeitung einer eigenen Ökobilanz von großer Hilfe waren.

5.3 Dokumentation der Experteninterviews

Im zweiten Schritt der hier vorliegenden Fallstudie wurden im Unternehmen und mit Vertretern von Verbänden und Kunden Tiefengespräche/Experteninterviews geführt. Die Intention dabei war, den aktuellen betriebsspezifischen Umgang und die konkreten Ansprüche rund um die Themen LCA und Ökologie im Unternehmen zu erfassen. Die daraus gewonnenen Erkenntnisse sollten dabei helfen, eine möglichst relevante ökobilanzielle Methodik zu entwickeln (FF2) sowie konkrete, unternehmensspezifische Herausforderungen im Bereich der Ökobilanzierung zu identifizieren, die für die Aluminiumindustrie eine besondere Relevanz haben und nicht in den öffentlich zugänglichen Publikationen zu finden sind (FF3).

Im Rahmen dieses Kapitels wird zuerst die Problemstellung und die Konzeption der Analyse beschrieben. Darauf folgt dann die Dokumentation der Durchführung und der Ergebnisse. In den Gesprächen wurde den Gesprächspartnern Vertraulichkeit zugesichert, viele Ergebnisse unterliegen dem Betriebsgeheimnis. Im Rahmen dieser Arbeit werden deshalb nur die Ergebnisse der Studie wiedergegeben, die direkt mit der Methodik der Ökobilanzierung und anderen Aspekten zur Bewertung und Quantifizierung der Ökologie zusammenhängen.

5.3.1 Problemstellung und Konzeption der Analyse

Die hier durchgeführte Analyse lässt sich in den Methodenkreis der qualitativen Marktforschung einordnen. Die Konzeption der Analyse erfolgte auf Basis der zwei Marketing-Lehrwerke von Kuß (2012) und Magerhans (2016). Danach lässt sich die Konzeptionsphase in vier Schritte aufteilen (vgl. Kuß 2012, S. 55). Diese vier Schritte sind in Abbildung 4 mit jeweils einigen Auswahlmöglichkeiten dargestellt.

Schritt 1	Schritt 2	Schritt 3	Schritt 4
Definition des Problems	Ziel der Untersuchung	Untersuchungsdesign	Untersuchungsmethode
	Entdecken - explorativ	Qualitativ	Befragung
	Beschreiben - deskriptiv	Querschnitt	Beobachtung
	Begründen - kausal	Längsschnitt	Panel
		Experiment	Sekundärforschung
			...

Abbildung 4 - Von der Problemdefinition zum Untersuchungsdesign (In Anlehnung an Kuß 2012, S. 55)

Der erste Schritt der Konzeption ist demnach die Definition des Problems. Dieses wurde wie folgt formuliert: *Aus der Literatur geht nicht ausreichend spezifisch hervor, welche Anforderungen Industrieunternehmen der Aluminiumindustrie an die Methode der Ökobilanz stellen und welchen Herausforderungen sie bei der Anwendung gegenüberstehen. Zudem ist noch unklar, wie sich die Ansprüche im Bereich der Ökologie mittelfristig entwickeln werden.* Daraus leitet sich die übergeordnete Fragestellung dieser Untersuchung ab: *„Vor welchen Herausforderungen steht die Hydro im Bereich der Ökobilanzierung und mit welchen Anforderungen sieht sie sich heute und zukünftig (10-15 Jahre) im Bereich der Ökologie konfrontiert?“*

Der zweite Schritt befasst sich mit der Zielnennung. Das Ziel dieser Untersuchung bestand darin, die verschiedenen ökologie-bezogenen Aspekte im und um das Unternehmen zu identifizieren und zu benennen. Daher wurde eine explorative Untersuchung durchgeführt.

Im dritten Schritt wird das Untersuchungsdesign ausgewählt. Hierfür wurde die qualitativ und als Querschnittsuntersuchung angelegte Analyse gewählt. Die qualitative Marktforschung ermöglicht „*tiefere liegende Einstellungen und Motive*“ sowie „*völlig neue Erkenntnisse*“ und „*bisher nicht bekannte Trends*“ (Magerhans 2016, S. 70) zu erkennen. Diese Möglichkeiten sollten zur Beantwortung der Fragestellung genutzt werden. Querschnittsanalysen führen zu einer Art Momentaufnahme der Situation (vgl. Magerhans 2016, S. 72f.). Dies passte gut zur Fragestellung, bei der es um die Situation während zwei fest definierter Zeitpunkte ging, heute und in 15 Jahren. Eine Längsschnittanalyse wäre aufgrund der begrenzten Dauer des Forschungsprojekts zudem praktisch nicht möglich gewesen.

Der vierte Schritt legt die Untersuchungsmethode fest. Als Untersuchungsmethode wurden hier Tiefeninterviews als sinnvoll erachtet. Kuß (2012) sieht u.a. den Vorteil von Tiefeninterviews darin, dass „*[...] man in den entsprechenden Protokollen vollständige Gedanken- und Argumentationsketten [erhält], die sehr viele Einzelaspekte enthalten*“ (Kuß 2012, S. 141). Diese Eigenschaft von Tiefeninterviews sollte dazu genutzt werden, Antworten auf die relativ offenen Fragestellungen dieser Analyse zu erhalten.

5.3.2 Durchführung

Grundlage für die Tiefeninterviews bildete ein speziell für die Untersuchung entworfener Gesprächsleitfaden. Darin ging es um die Erwartungshaltungen von internen und externen Anspruchsgruppen, Methoden und Indikatoren zum Umgang mit und zur Quantifizierung von Ökologie, sowie den Stand der praktischen Umsetzung eben dieser und der Rolle der Ökologie in der unternehmerischen Entscheidungsfindung. Sowohl die aktuelle Situation als auch die zukünftige Entwicklung sollten bewertet werden. Der Gesprächsleitfaden ist dieser Arbeit im Anhang 9.1 beigefügt. Der Leitfaden wurde dabei in den Gesprächen selbst lediglich als „möglicher Vorschlag“ verwendet. Es wurde in jedem Gespräch explizit Raum für spontane Abweichungen gelassen, um den explorativen Charakter der Untersuchung zu gewährleisten.

Die Gesprächspartner wurden aus den relevanten Anspruchsgruppen im Unternehmen selbst und aus dem näheren Umfeld des Unternehmens ausgewählt. So gehören zu den relevanten Gruppen innerhalb des Unternehmens das Management, der Einkauf, der Vertrieb, der Betriebsrat und die Abteilung Produktökologie. Zu den Anspruchsgruppen im näheren Umfeld des Unternehmens können Kundenstimmen sowie der nationale Verband und internationale Verbände gezählt werden. Zu allen genannten Anspruchsgruppen wurde mindestens ein Gesprächspartner oder eine Gesprächspartnerin angeschrieben und zu einem Gespräch eingeladen. Insgesamt wurden 16 Gespräche geführt. Diese hatten jeweils eine Dauer von ca. 60 Minuten und wurden alle persönlich geführt und dokumentiert.

Zur Vorbereitung auf die Gespräche wurden die Internetauftritte, Nachhaltigkeitsberichte und aktuellen Pressemitteilungen von ausgewählten Marktbegleitern analysiert.¹⁹ Durch diese Marktanalyse konnten die Gespräche sehr konkret auch zum unmittelbaren Marktumfeld und Marktgeschehen geführt werden. Zudem konnte die Analyse das Verständnis bez. des Umgangs der Marktbegleiter mit dem Thema Nachhaltigkeit vertiefen. Vor allem beim Thema Recycled Content zeigte sich ein sehr unterschiedliches Verständnis der Kennzahlen zwischen den betrachteten Unternehmen.

5.3.3 Ergebnisse der Gespräche

In allen Gesprächen innerhalb und außerhalb des Unternehmens, also vom Betriebsrat bis zum Management sowie von Kunden und Verbänden, wurde die Bedeutung von Ökologie hervorgehoben. Diese sei für die Wettbewerbsfähigkeit des Unternehmens von elementarer Wichtigkeit. Seit vielen Jahren würde daher an der Quantifizierung von ökologischen Aspekten gearbeitet. Der Lebenszyklusgedanke sei tief verwurzelt und die Methodik der Ökobilanz als Methode der Wahl akzeptiert. Die primären Motivationen für mehr Ökologie unterschieden sich zwar zwischen den verschiedenen Anspruchsgruppen (Soziale Verantwortung, Arbeitsplatzsicherheit, Imagepflege, Differenzierung vom Wettbewerb, etc.), letztendlich stimmten aber alle darin überein, dass dies der richtige Weg sei.

Besonders wichtige Erkenntnisse konnten in Bezug auf die Anforderungen an quantitative Informationen zu ökologischen Aspekten, den Indikatoren, der zukünftigen Entwicklung und der Anwendung von ökobilanziellen Methoden gewonnen werden, weshalb sie im Folgenden detaillierter betrachtet werden sollen.

Die Anforderungen an quantitative Informationen zu ökologischen Aspekten

Während der Gespräche wurde deutlich, dass die Hydro einer Vielzahl verschiedener Anforderungen im Bereich der Ökologie und Ökobilanzierung gegenübersteht.

Innerhalb der Hydro wurden Anforderungen in Bezug auf die betriebliche Entscheidungsfindung formuliert. Um in der betrieblichen Entscheidungsfindung einen relevanteren Stellenwert einnehmen zu können, wird es als hilfreich angesehen, die ökologischen Auswirkungen für die konkreten Entscheidungsvorlagen bzw. Investitionsmöglichkeiten zu quantifizieren. Eine rein qualitative Bewertung von Ökologie habe gegenüber den üblichen ökonomischen Bewertungsmethoden einen schweren Stand. Ebenfalls wurde die Verschiedenheit von Anfragen deutlich, die an das Unternehmen herangetragen werden: Endkunden und Politikberatung fordern einfache und deterministische Aussagen zu ökologischen Aspekten, die bspw. einfache Vergleiche mit anderen Lieferanten oder Produkten ermöglichen. Einige Geschäftskunden fordern dagegen im Zuge der Lieferantenbewertung detaillierte und produktspezifische Aussagen zu entstandenen Umweltwirkungen und/oder Inhaltsstoffen. Zudem bestehen partiell kunden-seitige Anfragen zu Rohdaten der Produktion (Sachbilanzdaten), um damit etwaige

¹⁹ Zu den Marktbegleitern der Hydro gehören z. B. AMAG, Aleris, Constellium, Novelis oder Trimet

Ökobilanzstudien selbst durchführen zu können. Und die wissenschaftlichen Anwender der Ökobilanzierung hätten gern qualitativ hochwertige (und möglichst spezifische) Sachbilanzdatensätze für den Einsatz in ihren Studien. Die Verbände versuchen diese Daten zu liefern und erheben dafür ihrerseits Daten.

Von den Verbänden und Kunden wurden die Anforderungen, die sie an die die Hydro stellen, so bestätigt.

Für diese Arbeit wird daraus geschlossen, dass die Anfragen so heterogen sind, dass sie sich kaum automatisiert erheben lassen. Gleichzeitig zeigen die Gespräche, dass der Bedarf an ökobilanziellen Daten nicht nur aus den Nachhaltigkeitsabteilungen von Unternehmen oder Kunden kommt, sondern letztendlich von allen befragten Anspruchsgruppen. Dies wird für die Arbeit im Bereich der Ökobilanzierung als sehr positiv und wichtig wahrgenommen.

Indikatoren

Nach den Hydro-internen Gesprächen zeigte sich, dass sich die Diskussion um Umweltwirkungen im betrieblichen Umfeld derzeit vor allem auf die Umweltwirkung „Klimawandel“ und den entsprechenden Indikator „CO₂-Äquivalente“ beschränkt. Über die verschiedenen anderen Umweltwirkungen jenseits des Klimawandels würde in Verbindung mit Umweltschutzvorgaben nachgedacht, aber weniger im Rahmen der Ökobilanzierung. Einzelne Gesprächspartner hielten auch andere Umweltwirkungen für wichtig, merkten aber an, dass es für keine weitere Umweltwirkung ähnlich ausführliche Regelwerke gäbe, wie für die Erhebung von THG-Emissionen. Eine betriebliche Anwendung würde somit erschwert. Die internen Gespräche zeigten zudem, dass neben den THG-Emissionen noch weitere Indikatoren nachgefragt würden, die normalerweise nicht direkter Bestandteil einer ökobilanziellen Analyse sind. So würden im Bereich von Ökologieindikatoren auch Kennzahlen wie „Energieeinsatz pro Produkt“, oder der „Anteil von erneuerbaren Energien in der Primärherstellung von Aluminium“ nachgefragt. Beim Indikator „Energieeinsatz pro Produkt“ sei aber meist völlig offen, was genau das Produkt sei.

In fast allen Gesprächen (intern wie extern) wurde der Indikator „Recycled Content“ (Anteil an Sekundärmaterial im Endprodukt) angesprochen. Meist in einer sehr ambivalenten Rolle. Zum einen wurde er fast durchgehend als Indikator gesehen, der keine Auskunft über die ökologische Nachhaltigkeit eines Unternehmens oder eines Produktes geben kann, da die Verfügbarkeit von Aluminiumschrotten marktseitig zu stark begrenzt sei. Andererseits würde dieser immer wieder kundenseitig gefordert. Auch in der Berichtserstattung der Global Reporting Initiative (GRI) würde der Indikator gefordert (vgl. GRI Foundation 2016, S. 7). Somit wäre dieser Indikator geschäftsrelevant und müsse erhoben werden.

In mehreren Gesprächen (intern und mit Kunden) stellte sich die Frage, auf welchen Untersuchungsgegenstand sich die verschiedenen Kennzahlen (THG-Emissionen, Energieeinsatz, Recycled Content) beziehen sollen, bzw. welche Systemgrenzen genau betrachtet werden sollten. Sollten sich die Kennzahlen auf ein spezifisches Unternehmen (bzw. einen Durchschnitt aller Produkte), auf seine Produktgruppen (z. B. Aluminium für Getränkedosen oder einzelne Legierungen) oder auf genau das eine gegenständliche Produkt beziehen, welches der Kunde danach

in den Händen hält. Die Gespräche ergaben, dass den meisten Kunden ein Durchschnittswert über die Aluminiumprodukte und für einen gewissen Zeitraum ausreiche. Einige „interessierte Kunden“ hätten die Daten jedoch auch gern für spezifische Produkte. Eine gegenständliche Zuordnung wurde jedoch von internen wie von externen Gesprächspartnern als nicht realistisch eingeschätzt.

Für diese Arbeit wird aus den Ergebnissen der Gespräche geschlussfolgert, dass zwar viele Indikatoren und Nachhaltigkeitskennzahlen diskutiert und erprobt werden, sich aber bei Systemgrenzen und Bewertungsmethoden noch keine Einigkeit zwischen den verschiedenen Akteuren der Wertschöpfungskette und den sonstigen relevanten Anspruchsgruppen eingestellt hat. Dies wird zum einen als Unsicherheit für die einzelnen Akteure wahrgenommen, gleichzeitig jedoch als Chance für die Aluminiumindustrie gesehen, einen sinnvollen Satz an Indikatoren zu entwerfen und zu etablieren.

Anwendung von ökobilanziellen Methoden

Die internen und externen Gespräche ergaben, dass bereits heute viele ökobilanzielle Kennzahlen erhoben werden, um das Berichtswesen im Unternehmen mit Informationen zu versorgen und um die jeweiligen Anforderungen von Kunden und Verbänden zu bedienen. Aufgrund der Varietät der Fragestellungen, erfolgt die Anwendung von ökobilanziellen Methoden jedoch noch meist händisch und individuell für die einzelnen Fragestellungen.

Zusammen mit der durchgeführten Literaturrecherche zu Ökobilanzen in der Aluminiumindustrie (vgl. Kap. 5.2) bestätigen die Gespräche den Eindruck, dass bereits heute die Methode der Ökobilanzierung bei der Hydro und im Umfeld der Aluminiumindustrie aktiv genutzt wird.

Zukünftige Entwicklung

Ein Großteil der Befragten ging davon aus, dass die Bedeutung von ökologischen Aspekten in Zukunft noch weiter steigen wird und damit auch die Wichtigkeit, diese valide quantifizieren zu können. Hydro-intern wurde auf die anvisierte CO₂-Neutralität des Unternehmens verwiesen. Einzelne Kunden wünschten sich, dass sich die Hydro in (naher) Zukunft weiteren Initiativen, wie z. B. den Science Based Targets (SBT) anschließen sollte, um sich so weiter für die Senkung der THG-Emissionen einzusetzen.²⁰ Die Verbände glauben, dass in Zukunft vor allem Umweltaspekte wie die Land- und Wassernutzung zusätzlich relevant werden.

Im Rahmen dieser Arbeit wird der Ausblick insgesamt als positiv gesehen, da noch einmal das allgemeine Bekenntnis für mehr Nachhaltigkeit konkretisiert wird. Für die methodische Weiterentwicklung werden vor allem die Kommentare zu Land- und Wassernutzung als wichtig

²⁰ Science Based Targets ist eine Initiative, die ihre Reduktionsziele für einzelne Unternehmen und andere Einheiten an den von Wissenschaftlern definierten Implikationen von politisch beschlossenen Obergrenzen für z. B. die globale Erwärmung orientiert (vgl. Science Based Targets Initiative 2021, online).

angesehen, da eine zu entwickelnde Methodik idealerweise schon Schnittstellen für die Bewertung von Land- und Wasser aspekten vorsieht.

5.3.4 Zwischenfazit – Ökologie bei der Hydro

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass das Thema Ökologie wichtig ist und auch in Zukunft als wichtig angesehen werden wird. In der operativen Umsetzung befindet sich die ganze Branche auf der Suche nach geeigneten Indikatoren, Systemgrenzen und Bewertungsmethoden noch in einer Art Findungsphase. Dies ist derzeit mit Herausforderungen in der Umsetzung verbunden, da sich die Verantwortlichen im Unternehmen mit vielfältigen Anfragen und Ansprüchen konfrontiert sehen.

Von einfachen und eingängigen Kennzahlen für Politik und Endkunden, bis hin zu spezifischen Bewertungen von einzelnen Produkten oder Investitionsmöglichkeiten innerhalb des Unternehmens wurden in den Gesprächen viele Anforderungen genannt. Daraus folgen divergierende Ziele (Vergleichbarkeit gegenüber Marktteilnehmern vs. interne Entscheidungsfindung), unterschiedliche Detailtiefen (visualisiert für Kunden und Mitarbeiter vs. wissenschaftliche Analysen für LCA-Anwender), verschiedene Systemgrenzen (welche Schrotte werden beim RC eingerechnet?) und diverse mögliche Bewertungsmethoden (LCA vs. SBT, etc.). Im Rahmen dieser Arbeit wird es als sehr schwierig angesehen, all diese Anforderungen und Ziele unter einen Hut zu bringen. Und selbst wenn dies gelänge, sehen die Verbände schon wieder neue Aspekte der Umweltdiskussion auf die Unternehmen zukommen. Aus Sicht eines Einzelunternehmens erscheint es schwierig, sich in solch unsicheren Zeiten auf eine einzelne Methode oder auf einen einzelnen Indikator festzulegen und für diesen eine effiziente und automatisierte Berichterstattung aufzubauen.

An dieser Stelle wird die Meinung vertreten, dass ein datenbasiertes ökobilanzielles Systemmodell der Produktionsketten eine Möglichkeit sein kann, mit den verschiedenen Anfragen umzugehen. Ein solches Systemmodell sollte die geforderten Kennzahlen automatisiert erheben können und die Freiheit und Flexibilität besitzen, sich ggf. schnell an veränderte Schwerpunkte in der Diskussion um das Thema Ökologie anzupassen. Ein solches ökobilanzielles Systemmodell wurde im Rahmen dieser Fallstudie erarbeitet und ist im nun folgenden Kapitel dokumentiert.

5.4 Dokumentation produktübergreifende Ökobilanz

Als dritter und umfangreichster methodischer Bestandteil der Fallstudie, wurde ein ökobilanzielles Systemmodell von der Produktion dreier Hydro-Werke aufgebaut. Dieses wurde soweit spezifiziert, dass sich daraus sowohl produkt- und unternehmensspezifische als auch produktübergreifende Ökobilanzergebnisse ableiten lassen. Der methodische Kern der Analyse ist die Integration der einzelnen Produktökobilanzen in die Unternehmensbilanz. Dadurch, dass alle Produkte gleichzeitig im selben Unternehmensmodell modelliert sind, können auch die Wechselwirkungen zwischen den Produkten analysiert werden – die produktübergreifende Ökobilanz wird möglich.

Im Laufe der Durchführung der Fallstudie stellte sich heraus, dass zudem auch andere bestehende methodische Elemente der Ökobilanzierung, wie etwa Aspekte der DLCA und CLCA sowie der MFA für die spezifische Anwendung sinnvoll wären (vgl. hierzu Kap. 3.2). Daher wurden diese im Rahmen der hier dokumentierten Fallstudie mit verwendet.

Darüber hinaus war die praktische Durchführung der Fallstudie selbst ein zentraler Forschungsbestandteil. Ein wesentliches Ziel der Analyse war es, die konkreten praktischen Herausforderungen bei der Umsetzung einer solchen Analyse im Unternehmen kenntlich zu machen.

Dieses Kapitel orientiert sich in der Struktur an den vier Phasen einer Ökobilanz (vgl. hierzu Kap. 3.2). Die Dokumentation ist hier zum Schutz von Betriebsgeheimnissen stark verkürzt dargestellt. Alle konkreten Namen und Zahlenwerte wurden aus der Dokumentation und aus den Abbildungen entfernt. Der Schwerpunkt wird in der Dokumentation auf die methodischen Aspekte, wie z. B. die Allokationsregeln und Systemgrenzen gelegt. Als Abschluss des Kapitels werden die praktischen Herausforderungen der Anwendung dieser Ökobilanz dokumentiert und diskutiert.

5.4.1 Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens

Die Ökobilanz hatte auf Basis der allgemeinen Fragestellung dieser Arbeit und aufgrund der Erkenntnisse aus den Interviews folgende Ziele: (1) Treibhausgasemissionen und weitere ausgewählte Kennzahlen sollten unternehmens- und produktspezifisch quantifiziert werden („Cradle-to-Gate“). (2) Die Modellierung sollte produktübergreifend stattfinden, um Wechselwirkungen zwischen den verschiedenen Produkten in der Produktion darstellen zu können. (3) Die Studie sollte dazu dienen, eine ökobilanzielle Methodik zu entwickeln und zu erproben, um die spezifischen Anforderungen der Aluminiumindustrie erfüllen zu können. (4) Die Ergebnisse sollten zudem als Grundlage dienen, um THG-Effizienz bewerten zu können und so den Prozess zu einer gesteigerten THG-Effizienz hin zu unterstützen. (5) Die Studie sollte ausdrücklich nicht für vergleichende Aussagen mit anderen Ökobilanzstudien eingesetzt werden.

Die Zielgruppe der Untersuchung umfasste sowohl all jene Mitarbeiter der Hydro, die direkt an den strategischen Entscheidungsfindungen beteiligt sind, als auch an jene, die die externe Kommunikation übernehmen und so Auskunft über ökobilanzielle Informationen geben können

sollten. Darüber hinaus sollte sich die Untersuchung auch an alle Mitarbeiter richten, die sich für ökologische Themen interessieren.

Der Untersuchungsrahmen wurde wie folgt definiert:

Systemgrenzen

Die vorliegende Analyse ist eine „Cradle-to-Gate“ Ökobilanz für Aluminiumbänder. Das Modell umfasst drei Werke der Hydro sowie die Vorketten der Energie- und Materialeingänge. Die abgebildete Wertschöpfungskette reicht so vom Abbau des Bauxits, über die Primärherstellung des Aluminiums bis hin zum Schmelzen und Gießen, sowie zum Walzen und Schneiden des Aluminiums. Dazu wurden alle anfallenden und eingesetzten Prozess- und Tollingschrotte²¹ sowie die EoL-Schrotte betrachtet. Zudem sind zwei externe Dienstleister (zur Aufbereitung von sog. Aluminiumkrätze und zum Schneiden von Alubändern) in sehr vereinfachter Form mit in das Modell aufgenommen worden, um möglichst viele Kreisläufe zu schließen. Wenn im weiteren Verlauf der Dokumentation von der „Hydro“ gesprochen wird, beschränkt sich dies auf die drei analysierten Standorte.

Die Analyse wurde für die kumulierten Stoffströme des Jahres 2017 durchgeführt. Eine Unternehmens- und auch Produktökobilanz weist in der Regel keinen Zeitbezug auf. Ökobilanzen sind produkt- und nicht periodenbezogene Analysen. Zwar kann die Jahresproduktion als Referenzmenge dienen, die dazu bilanzierten Aufwände und Schrotte sind aber genau die, die für die Erstellung dieser Produktion benötigt werden, bzw. dabei anfallen. Wenn bspw. ein Aluminiumband das Werk im September verlässt, wird, bei einer Durchlaufzeit von acht Wochen, der im Juli angelieferte Aluminiumbarren bilanziert. Im Rahmen der hier vorliegenden Analyse wurde vereinfacht angenommen, dass alle Aufwände, die in dem Bilanzierungszeitraum 2017 angefallen sind, auch die Aufwände widerspiegeln, die für die Produktion des Jahres 2017 benötigt wurden. Da es sich bei der betrachteten Produktion um einen kontinuierlichen Prozess handelt, werden die dadurch entstehenden Fehler als gering eingeschätzt. Eine ausführlichere Begründung dieses Vorgehens findet sich in Kapitel 6.2.2.

Reporting Unit / Funktionelle Einheit

Die „Reporting Unit“ ist ein Begriff aus der Unternehmens-Ökobilanzierung (vgl. ISO/TS 14072:2014-12). Damit wird die Einheit angegeben, auf die sich alle anderen Ergebnisse der Analyse beziehen. In diesem Fall wurde die Jahresproduktion der drei Werke aus dem Jahr 2017 betrachtet. Insgesamt wurden von den analysierten Produktionsstandorten gut 600.000 t Aluminiumbänder an Kunden ausgeliefert.

Die Ergebnisse auf Produktebene wurden auf jeweils 1 Tonne Aluminiumband der jeweiligen Produktgruppe skaliert. Dies ermöglicht eine bessere Vergleichbarkeit zwischen den

²¹ Diese Schrotte stammen aus Umarbeitungsverträgen mit Kunden, bei denen die beim Kunden anfallenden Schrotte (z. B. Stanzreste der Getränkedosenproduktion) direkt wieder an die Hydro zurückgeliefert werden.

Produktgruppen. Betrachtet wurde dabei das Netto-Aluminiumgewicht ohne Lackierung, Kaschierung oder Verpackung.

Abschneidekriterien

In der Analyse wurden nur die Aluminiumströme betrachtet, die über das Jahr 2017 kumuliert >1.000 t Materialbewegung verzeichneten. Für die Energieträger Strom und Gas lag das Abschneidekriterium bei 1.000 MWh/a.

Hilfs- und Betriebsstoffe wurden in dieser Studie nicht betrachtet. Auch in anderen ökobilanziellen Studien zu Aluminium gehört dies aufgrund fehlender ökologischer Relevanz nicht zum Bestandteil der Untersuchung (vgl. EAA 2018, S. 18). Ebenso wurde der Transport zwischen den einzelnen Werken nicht betrachtet, da die Entfernungen zwischen den Werken vernachlässigbar klein sind (<30 km) und die damit verbundenen ökologischen Auswirkungen ebenfalls als vernachlässigbar angesehen wurden.

Materialtaxonomie

In den drei Werken wurden ausschließlich die Aluminium- und die Energieströme betrachtet. Wie schon in Kapitel 2.1.1 aufgeführt, lässt sich „Aluminium“ in einem Aluminiumwerk jedoch in fast beliebig viele Unterkategorien aufteilen. Es kommt von verschiedenen Lieferanten, kann nach verschiedenen Legierungen unterschieden werden und kommt in zahlreichen Erscheinungsformen vor. So ergibt sich eine, im Rahmen einer ökobilanziellen Modellierung, nicht handhabbare Menge an Kombinationsmöglichkeiten. Im Rahmen dieser Modellbildung wurden in den drei genannten Kategorien (Herkunft, Legierung und Erscheinungsform) Gruppen erstellt, in denen verschiedene Eigenschaften jeweils zusammengefasst wurden. Damit konnte die Menge an Kombinationsmöglichkeiten begrenzt werden.

Die verschiedenen Aluminiumlegierungen wurden nach den Produktgruppen sortiert und zusammengefasst, in denen sie später zur Anwendung kommen. Im Rahmen der vorliegenden Veröffentlichung wurden die Produktgruppen in die Produktgruppe eins bis fünf aufgeteilt. Für die Legierungen ließ sich eine eindeutige Zuordnung von Legierung und Produktgruppe treffen. Erscheinungsformen von Aluminium können bspw. Barren, Masseln, flüssiges Aluminium oder verschiedene Arten von Schrotten sein. Um auch hier eine Vereinfachung herzustellen, wurde ausschließlich zwischen „Aluminium“ und „Schrott“ unterschieden. „Aluminium“ umfasst alle Erscheinungsformen des Aluminiums vom Moment der Anlieferung entlang des gesamten Produktionsprozesses, bis hin zum Endprodukt. „Schrotte“ können z. B. als Späne, aber auch als ganze oder zersägte Barren auftreten und am Stück, als Schüttgut oder auf der Palette bewegt werden. Die Lieferanten wurden nach dem Standort ihrer Primärproduktion zusammengefasst, da dies einen wesentlichen Einfluss auf die ökobilanzielle Bewertung der jeweiligen Lieferanten hat.

Für die Energieströme wurden im Rahmen der Analyse Strom und Gas betrachtet. Energie wird im Unternehmen zusätzlich in Form von Dampf und Druckluft transportiert. Dies wurde jedoch

nicht einzeln aufgeführt, sondern über den jeweiligen Verbrauch von Strom und Gas zur Herstellung von Dampf und Druckluft den einzelnen Verbrauchern zugeordnet.

Allokation/Zuordnung/Leistungsverrechnung

Allokationsregeln und sonstige Zuordnungen sind in jeder Ökobilanz von großer Wichtigkeit. In der im Rahmen dieser Analyse durchgeführten Integration der Produkte in das Betriebsmodell fiel der individuellen Zuordnung von Aufwänden auf die Erträge ebenfalls eine zentrale Rolle zu.

Die angestrebte Kombination von Produkt- und Unternehmensökobilanz funktioniert, wenn sich das Unternehmensmodell soweit spezifizieren lässt, dass es sich eindeutig in die verschiedenen Produkt-Systeme zerlegen lässt. Im Fall dieser Analyse konnte das Unternehmensmodell am Ende in die jeweiligen Produktsysteme der fünf Produktgruppen aufgeteilt werden. Um die Wertschöpfungskette einzelner Endprodukte durch das modellierte Produktionssystem des Unternehmens nachvollziehen zu können, musste diese Nachvollziehbarkeit und Rückverfolgbarkeit in jedem einzelnen Prozess des Modells möglich sein.

Methodisch baut die hier durchgeführte Integration auf einer Art der Leistungsverrechnung in Stoffstromnetzen auf, die bereits von Möller (2000) in seiner Dissertation (*„Grundlagen stoffstrombasierter betrieblicher Umweltinformationssysteme“*) beschrieben wurde. Die grundlegende Art der Leistungsverrechnung wird im Folgenden kurz beschrieben. Danach wird die Anwendung von Allokationsregeln in der spezifischen Anwendung des Hydro-Modells dargestellt.

Für die Leistungsverrechnung von Aufwänden auf die Erträge ist es zuerst einmal wichtig zu definieren, was die Aufwände und die Erträge eines Systems und eines Prozesses sind. Die Aufwände lassen sich nämlich nicht automatisch mit den Eingängen eines Systems gleichsetzen. Nicht alles, was in einem Prozess verbraucht wird, ist automatisch ein Aufwand. So kann es als Ertrag eines Prozesses angesehen werden, wenn dieser bspw. Abfall aufnimmt und wieder nutzbar oder auch nur weniger gefährlich macht (vgl. Möller 2009, S. 19ff.). Dyckhoff (1994, S. 65) unterscheidet daher zwischen Gütern (Halbzeuge, Rohstoffe, etc.) und Übeln (Schadstoffen, Schrotte, etc.). Ein Gut auf der Eingangsseite eines Prozesses oder Systems ist ein Aufwand, auf der Ausgangsseite ist es ein Ertrag. Ein Übel auf der Eingangsseite ist dagegen ein Ertrag, auf der Ausgangsseite ist es ein Aufwand. So müssen die Attribute also für alle Güter, die für die Produktion benötigt werden und alle Übel, die die Produktion verlassen, recherchiert werden.

In einem nächsten Schritt werden Referenzflüsse bestimmt, an denen sich eine Verrechnung orientieren kann und für die die Ergebnisse dann gelten (vgl. Möller 2009, S. 20). Im Fall dieser Arbeit waren es die jeweiligen Produktionsmengen der einzelnen Produkte über den Betrachtungszeitraum. Beginnend mit diesen Referenzflüssen wird für jedes Produkt ein sog. Aufwands-Ertragsgraph aufgebaut. Aus dem Referenzfluss werden über die jeweilige Prozessspezifikation die entsprechenden Aufwände des Prozesses bestimmt. Sollten die Aufwände durch die Erträge von Prozessen innerhalb des Systems bereitgestellt werden, definiert das quantitative Maß der Aufwände den Referenzfluss für die „liefernden“ Prozesse. Dieser Prozess wird rekursiv so lange fortgesetzt bis alle Transitionen erfasst sind und ein vollständiger Aufwands- und Ertragsgraph entstanden ist. Alle Aufwände werden dann von außerhalb der Systemgrenzen bedient und

ergeben kumuliert den Gesamtaufwand. Bei Kreislaufströmen wird der Aufwands- und Ertragsgraph theoretisch unendlich lang. Sobald eine definierte Genauigkeit erreicht ist, kann die Berechnung nach einigen Iterationen beendet werden.

Die Erstellung solcher Aufwands- und Ertragsgraphen funktioniert aber nur, solange die Aufwände eines Prozesses den Erträgen klar zugeordnet werden können. Bei Prozessen, die mehr als einen Ertrag erbringen, ist es nötig, diese Zuordnung durch Allokationsregeln herzustellen (vgl. Möller 2009, S. 20).

Im Rahmen dieser Analyse können drei verschiedene Arten der Zuordnung und Allokation von Aufwänden auf Erträge differenziert werden.

Die Frage der Prozessallokation stellt sich bei jedem verarbeitenden Prozess, bei dem Schrott anfällt. Aluminiumschrott wird wiederverwendet, hat einen monetären Wert und behält in der Theorie seine inhärenten Produkteigenschaften. Im Rahmen dieser Arbeit wird der Schrott daher als ein „Gut“ und als ein weiteres Produkt der verarbeitenden Prozesse angesehen. Im Rahmen der Analyse wurden drei Szenarien mit drei verschiedenen Allokationsregeln zur Verteilung der Prozessaufwände zwischen Aluminiumprodukten und -schrotten aufgestellt. Die Ergebnisse werden für alle drei Szenarien angegeben und interpretiert.

Eine weitere Form der Prozessallokation findet in den Öfen statt. Hier vermischen sich verschiedene Stoffströme/Produktgruppen und werden zu neuen Produkten. So können bspw. Schrotte der Produktgruppen 1, 3 und 4 eingeschmolzen werden, um Aluminium der Produktgruppe 3 herzustellen. In der nächsten Charge wird dann aus den Produktgruppen 2 und 5 Aluminium der Produktgruppe 5. Auch hier müssen die verschiedenen Eingänge auf die Ausgänge verteilt werden. Methodisch findet hier aber eher eine Art qualitative Zuordnung von verschiedenen Aluminiumfraktionen auf die fünf Produktgruppen statt. Die korrekte Zuordnung in den Öfen ist schwierig, da es keine festen „Rezepte“ für die einzelnen Produktgruppen gibt. Die Produkte sind zwar immer gleich, aber die Kombination von verschiedenen Eingängen kann beliebig variieren. Daher wurden aus den Ofenchargen des Betrachtungszeitraums die durchschnittlichen Zusammensetzungen der Eingänge bestimmt. Auf dieser Basis wurde dann die Zuordnung im Modell getroffen. In einem anderen, kleineren Teil der Gießerei waren solche chargenspezifischen Daten nicht vorhanden. Dort wurde die Zuordnung mit Hilfe von Expertenwissen des Gießereileiters getroffen.

Eine weitere Form der Allokation in Ökobilanzen ist die Systemallokation (vgl. Kap. 3.3.1). Im Modell wurde dies nach dem Cut-Off-Ansatz alloziert.²² Dabei werden die Sekundärmaterialien

²² Die Wahl der Allokationsmethodik steht auf den ersten Blick im klaren Gegensatz zu den Publikationen der Aluminiumindustrie, die eine Allokation nach der sog. End-of-Life Methodik empfehlen. Die Auswahl erklärt sich dadurch, dass im Rahmen dieser Arbeit eine Cradle-to-Gate Analyse durchgeführt wurde, bei der die Nutzungsphase und die EoL-Phase nicht betrachtet wurden. Auf dieser Basis konnten keine validen Annahmen zu Recyclingquoten von Endprodukten abgeschätzt werden, die für die End-of-Life-Allokationsmethodik nötig sind. Stattdessen konnte der Anteil von Sekundärmaterial, der für die Cut-off Allokation verwendet wird, sehr präzise erhoben werden. Letztendlich

auf der Eingangsseite ausschließlich mit dem Aufwand für den Recyclingprozess (Sammlung, Sortierung, Wiedereinschmelzen) belastet. Die Produkte verlassen das System jedoch ohne eine Gutschrift für mögliche Recyclingquoten und eine Substitution der Primärproduktion. Auch in den modellierten Vorketten wird nach der „Cut-off“ Methode alloziert.

LCIA Methode

Die mit den Mitarbeitern des Unternehmens geführten Tiefengespräche haben gezeigt, dass sich die Diskussion über verschiedene Wirkungskategorien und Umweltwirkungen in der industriellen Praxis der Aluminiumindustrie derzeit auf den Indikator CO₂ eq. beschränkt.

Für die Modellierung der Umweltwirkung wurde daher ausschließlich die Methode „IPCC 2013 GWP 100a“ zur Bewertung der Sachbilanzergebnisse herangezogen. Diese Methode basiert auf den Charakterisierungsfaktoren für Treibhausgase aus dem fünften Sachstandsbericht des IPCC und gibt den Betrachtungszeitraum von 100 Jahren wieder (vgl. IPCC 2014, S. 87).

Weitere Kennzahlen

„Recycled Content“ ist eigentlich keine ökobilanzielle Kennzahl. Sie lässt sich jedoch aus dem Sachbilanzmodell einer Ökobilanz mit verhältnismäßig wenig Aufwand ermitteln und auswerten. Im Rahmen der Tiefeninterviews wurde dieser Kennzahl immer wieder eine hohe betriebliche Relevanz bescheinigt. Daher wurde sie in dieser Studie mit erhoben.

Die GRI-Definition von „Recycled Content“ schließt den „Post-Consumer Scrap“ und die Prozessschrotte aus der Weiterverarbeitung („New Scrap“) mit ein, nicht aber die Schrotte der Aluminiumproduzenten selbst („Home Scrap“) (vgl. GRI 2013, S. 10). In der EN ISO 14021:2016 findet sich die gleiche Begriffsdefinition (vgl. EN ISO 14021:2016, S. 34). Die Analyse von Nachhaltigkeitsberichten der Marktbegleiter zeigt jedoch, dass auch andere Definitionen von Recycled Content angewendet und publiziert werden. Es wurden daher drei verschiedene Definitionen vom RC aufgestellt. Die Systemgrenzen der drei Definitionen sind in Abbildung 5 visualisiert. Die erste Variante zählt nur den Post-Consumer-Scrap als „Recycled Content“. Die Variante 2 schließt noch den „New Scrap“ aus der Weiterverarbeitung mit ein; die Variante 3 auch noch den „Home Scrap“.

ist dies jedoch eine der methodischen Annahmen, für die es kein richtig oder falsch gibt und die sich nur transparent darstellen und erläutern lassen.

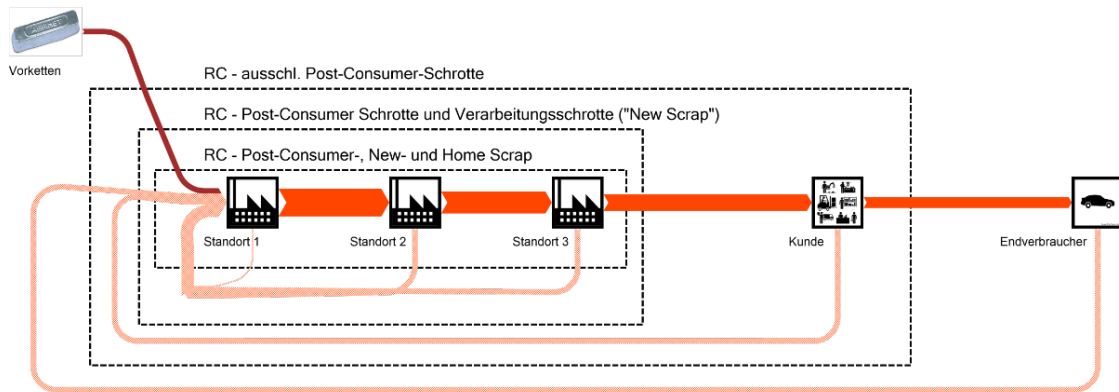


Abbildung 5 - Systemgrenzen für verschiedene RC-Definitionen (Eigene Darstellung)

Ebenfalls auf den Ergebnissen der Sachbilanz aufbauend, wurde der Indikator „Anteil an erneuerbaren Energien in der Primärherstellung“ ausgewertet. Dafür wurden die verschiedenen Eingangsmaterialien von Primäraluminium über die jeweiligen Strommixe der Herstellung bewertet. Norwegen liegt bspw. bei 100% erneuerbarer Energien, China liegt bei rund 10%. Durch die Leistungsverrechnung im Modell, können die verschiedenen Eingänge so auf die fünf betrachteten Produktgruppen verrechnet werden.

Typen und Quellen von Daten

Die genutzten Daten lassen sich nach Primär- und Sekundärdaten unterscheiden. Primärdaten sind in diesem Modell vor allem die vielen verschiedenen Stoff- und Energieströme, die aus den verschiedenen innerbetrieblichen Informationssystemen und von div. Mitarbeitern des Unternehmens zusammengetragen wurden. Bei der Primärdatenerhebung wurde prioritär immer versucht, Daten aus betrieblichen Informationssystemen zu nutzen und möglichst automatisiert zu verarbeiten. Wo dies nicht möglich war, wurde auf die lokale Datenbasis einzelner Mitarbeiter oder Abteilungen zurückgegriffen. Zudem wurden die Transportentfernungen für die zugekauften Aluminiumbarren aus den verschiedenen Herkunftsländern und die jeweiligen Anteile der Transportmittel abgeschätzt.

Sekundärdaten wurden für die Bewertung der ökologischen Belastungen der Vorketten der Eingangsmaterialien verwendet. Sie stammen aus der Sachbilanz-Datenbank ecoinvent 3.4 und aus Information von Lieferanten (vgl. ecoinvent Association 2021, online). Für die Eingangsmaterialien wurden Sachbilanz-Daten für die Bereiche Aluminium und Energie verwendet. In beiden Bereichen ist die Datenverfügbarkeit gut. Die Datensätze sind in hoher geografischer und technologischer Auflösung verfügbar. Die Werte wurden von den Fachleuten im Unternehmen als plausibel bewertet und mit anderen Veröffentlichungen abgeglichen - z. B. mit den Verbandsstudien vom Europäischen Aluminiumverband (vgl. EAA 2018, S. 50ff.). Ein Ziel war es, auch bei den Sekundärdaten möglichst spezifische Daten zu verwenden, um unternehmensspezifische Kennzahlen als Ergebnis zu erhalten. So wurden bspw. unternehmensspezifische Energie- und Lieferantemixe verwendet. Ebenso wurden z. B. Gemeinkosten nach unternehmensinternen Allokationsfaktoren auf die verschiedenen Produktgruppen verteilt.

Validierung der Primärdaten

Ein mathematisches Grundprinzip der Modellierung im Rahmen einer Ökobilanz ist die ausgeglichene Massenbilanz in den einzelnen Prozessen (ggf. abzüglich der abgeschnittenen Materialströme). Das bedeutet, dass die Summe der Eingänge gleich der Summe der Ausgänge sein muss. Dieses Prinzip wurde bei den einzelnen Prozessen geprüft. Ebenso wurde überprüft, ob die Ausgänge eines Prozesses auch zu den Eingängen des Folgeprozesses passen. In einem System/Modell, welches von Kreislaufbeziehungen geprägt ist, ist dies eine so simple wie effektive Methode, um größere Fehler auszuschließen. Trotzdem wurden die im Modell verwendeten Daten noch mit Mitarbeitern aus den jeweiligen Bereichen abgeglichen.

Die einzelnen Energieverbräuche konnten zusammengenommen gegen die Gesamtbezüge von Strom und Gas getestet werden.

Fokus auf relevante Prozesse

Innerhalb der Systemgrenzen liegen mehr als 100 verschiedene Produktionsanlagen. Alle davon einzeln zu modellieren und prozessspezifische Daten zu sammeln war praktisch nicht durchführbar und in Anbetracht der Ziele der Studie auch nicht notwendig. Auf Basis der Ziele und der verfügbaren Datenlage wurden Anlagen im Modell daher zu Anlagenaggregaten zusammengefasst.

Die grundlegende Herangehensweise an die Aggregation von Produktionsanlagen ist in Abbildung 6 an einem Beispiel dargestellt. In einem ersten Schritt werden Anlagen zu Anlagenaggregaten zusammengefasst. Im zweiten Schritt kann dann die ganze Produktionslinie als eine Einheit angesehen werden.

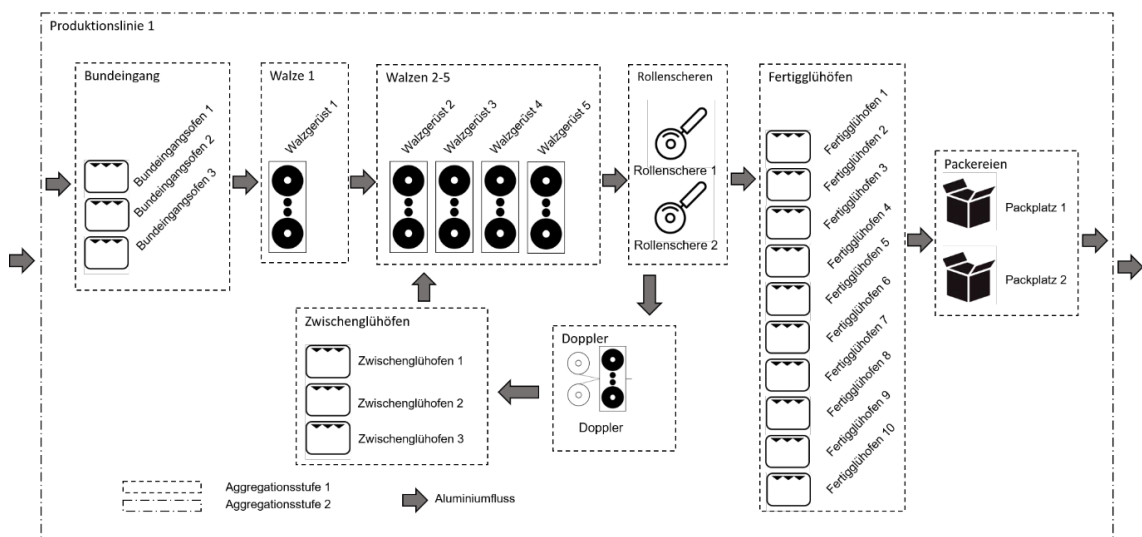


Abbildung 6 - Verschiedene Aggregationsstufen für Anlagen einer Produktionslinie (Eigene Darstellung)

Genutzte Software und Datenbanken

Für die Bearbeitung der Fragestellung wurden verschiedene Softwareprodukte genutzt. Dieses Kapitel gibt einen Überblick über die drei wichtigsten.

Umberto LCA + (Version 10.0.3, im Folgenden: „Umberto“ genannt) ist eine Software, die dazu dient, Stoffstromanalysen von Produktionsstandorten und/oder Produktsystemen zu erstellen, indem sie Material- und Energieflüsse in Modellen visualisiert und berechnet. Zudem können Daten zu Umweltwirkungen oder zu monetären Kosten mit den Ein- und Ausgängen verknüpft werden. Dies erlaubt die Erstellung von Ökobilanzen oder auch Materialflusskostenanalysen. Ein wesentlicher Vorteil gegenüber anderen Softwarelösungen für die Ökobilanzierung wird hier darin gesehen, dass die Modellierung in der grafischen Umgebung eines Sankey-Diagramms stattfindet. Die Modelle lassen sich so, ohne weiteren Aufwand, gut visuell erfassen und weiter nutzen.

Der **SAS Enterprise Guide 7.1** ist eine Software zur Analyse großer Datenmengen. Diese Software wurde im Projekt für zwei Tätigkeiten verwendet. Zum einen wurden damit die großen Datenmengen des Fertigungsleitsystems und des Enterprise Resource Planning Systems (ERP-System) so aufbereitet, dass diese von der Software Umberto für die Analyse verwendet werden konnten. Zum anderen wurde die Software dafür genutzt, die zusätzlich auszuwertenden Kennzahlen, wie z. B. den Recycled Content, zu berechnen. Da der Recycled Content originär keine ökobilanzielle Kennzahl ist, kann Umberto diese auch nicht standardmäßig ausgeben. Daher wurde im Rahmen der Studie der SAS Enterprise Guide verwendet, um aus den Rohdaten der Umberto-Berechnungen die gewünschten Indikatoren zu errechnen.

Vorketten von Materialien können in einer Ökobilanz nicht alle vom einzelnen Anwender erfasst werden. Daher greift die Ökobilanzierung auf sog. Sachbilanz-Datenbanken zurück, die für eine Vielzahl von Materialien und Prozessen Daten zu Umweltwirkungen bieten. Eine der umfassendsten ist die **Ecoinvent-Datenbank** (vgl. ecoinvent Association 2021, online) Die in dieser Analyse genutzten Daten für die Vorketten der Eingänge stammen aus der Version 3.4 dieser Datenbank.

5.4.2 Sachbilanzierung und Ergebnisse

Modellierung des Produktionssystems

Nachdem die Ziele gesetzt, die Systemgrenzen abgesteckt, die methodischen Annahmen getroffen und die geeigneten Datenquellen identifiziert waren, wurde das eigentliche Produktionssystem in der Software Umberto als Modell abgebildet.

In einem ersten Schritt wurden die Hydro-internen Prozesse im Modell definiert („Gate-to-Gate“). Dafür wurden die Anlagen zu geeigneten Anlagenaggregaten zusammengefasst. In einem zweiten Schritt wurden die Stoff- und Energieströme aus den betriebsinternen Datenquellen zusammengetragen und entsprechend der Modellströme aggregiert. Dort, wo keine Daten von einzelnen Produktströmen verfügbar waren, konnten diese entweder aus den

Massenbilanzen der angrenzenden Prozesse errechnet werden, oder es wurde (in Ausnahmefällen) auf Expertenschätzungen zurückgegriffen. So konnten alle modellierten Material- und Energieströme im Modell quantifiziert werden.

Daraufhin wurden die Produktionsaufwände des Modells bestimmt und weiter spezifiziert. So wurden für die Material- und Energieeingänge geeignete Prozesse in Ecoinvent gesucht, um die Vorketten mit in die Analyse einzubeziehen. Zudem wurden die Aufwände mit verschiedenen Attributen bewertet, die für die angestrebte Auswertung der weiteren Kennzahlen (RC und der Anteil erneuerbarer Energien) nötig waren: Für den Recycled Content war dies das Kriterium „Sekundärmaterial – ja oder nein“, und für den „Anteil der erneuerbaren Energien in der Primärherstellung des Aluminiums“ wurden die Quoten der genutzten erneuerbaren Energien für die Lieferanten der Aluminiumbarren recherchiert.

Daraus konnten Kennzahlen zu THG-Emissionen und zum Recycled Content auf Unternehmensebene abgeleitet werden. Die Betrachtung der Unternehmensebene ist dabei nicht schwer: Alle recherchierten Aufwände werden der Gesamtproduktion des Unternehmens zugeordnet. Die Visualisierung der Ergebnisse als Sankey-Diagramm zeigt Abbildung 7. Im oberen Teil der Abbildung ist die oberste Ebene des modellierten Systems mit den Aluminium- und Energieströmen zu erkennen.²³ Die verschiedenen Materialien sind jeweils mit unterschiedlichen Farben und jeweils mengenproportional zur Dicke der Pfeile dargestellt. Im unteren Teil der Abbildung sind alle THG-Emissionen dargestellt, die mit den jeweiligen Material- und Energieströmen einhergehen. In dieser Modellspezifikation lassen sich die THG-Emissionen noch nicht nach den einzelnen Produkten differenzieren. Die Aufwände wurden für diese Darstellung nach Masse alloziert.

²³ Das Modell ist hierarchisch aufgebaut. Das heißt, dass sich hinter den einzelnen Prozessen noch weitere, untergeordnete Modellstrukturen verbergen. Im Rahmen dieser Arbeit ist das aber nicht weiter relevant, da der Fokus auf der Methodik liegt.

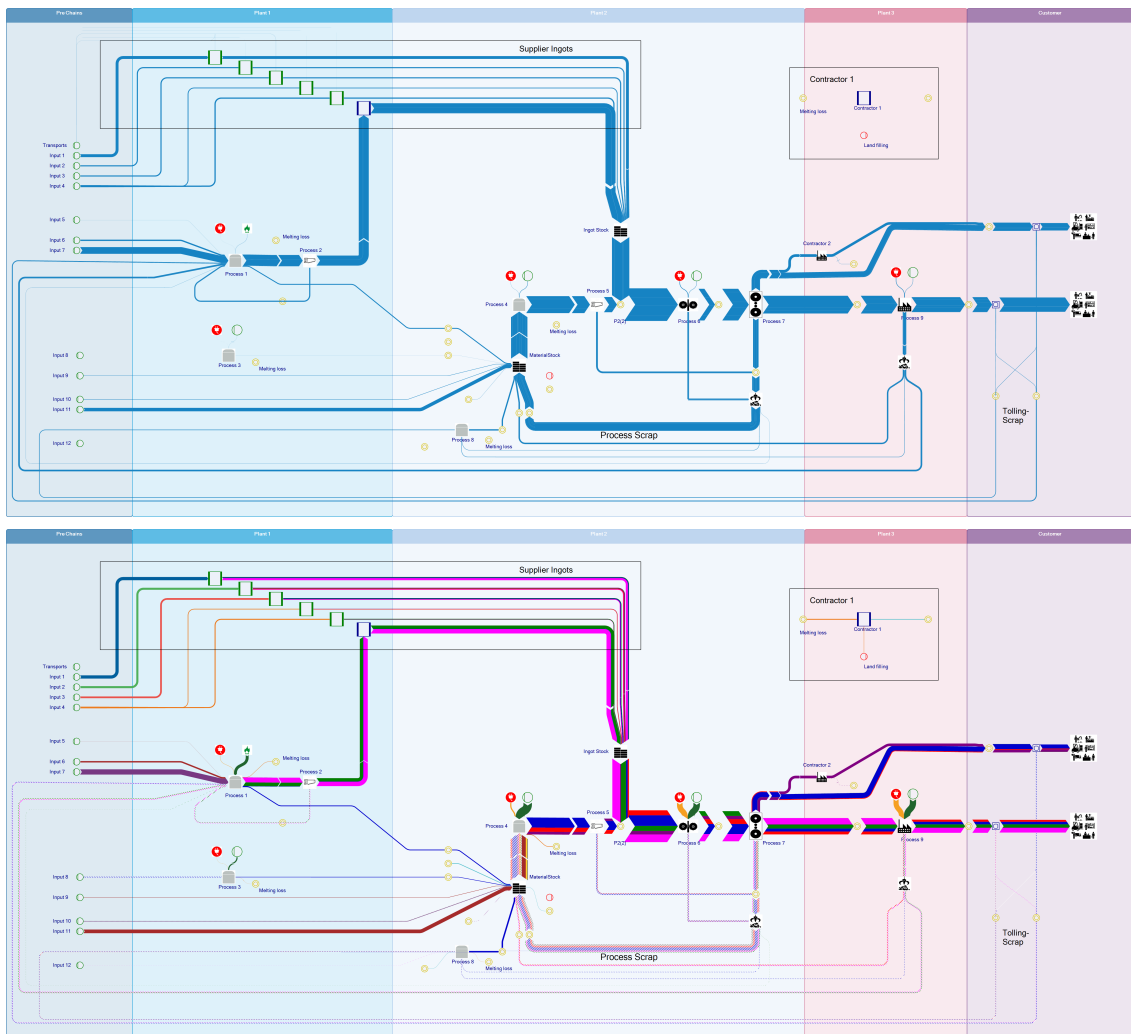


Abbildung 7 - Produktionsmodell mit Materialströmen und entsprechenden THG-Emissionen (Eigene Darstellung)

Produktspezifische Ergebnisse

Dem Vorgehen der bereits beschriebenen Leistungsverrechnung folgend, wurden alle verwendeten Materialien (enthält hier auch Energieströme und Emissionen) in Güter und Übel aufgeteilt und die Allokations- und Zuordnungsregeln in den einzelnen Prozessen hinterlegt. Bei der Prozessallokation in den verarbeitenden Prozessen wurden drei Szenarien betrachtet, die verschiedene Allokationsregeln abbilden: Die drei Szenarien reichen von einer reinen Massentallokation zwischen Produkt und Schrott, bis hin zu einer Verteilung, bei dem das Produkt die gesamte Belastung trägt. Das erste Szenario verteilt die Aufwände der Produktion nach Masse zwischen Produkt und Schrott. Im zweiten Szenario werden die Schrotte gegenüber dem Produkt leicht entlastet. D.h., dass dem Produkt gegenüber dem Schrott mehr Aufwände zugeteilt werden als bei der Massentallokation aus Szenario 1.²⁴ Das Szenario 2 ließe sich auch als ökonomische Allokation verstehen: Die Schrotte sind in einem Prozess weniger wert, als das Produkt, da es einen gewissen Aufwand erfordert, diese wieder zurück in den Prozess zurückzuführen. Der Aufwand der Rückführung ist für die Tollingschrotte noch höher als für die internen Prozessschrotte, daher werden sie 5 % stärker abgewertet.²⁵ Das dritte Szenario rechnet alle Produktionsaufwände dem Produkt zu. Die Schrotte werden so voll entlastet. Tabelle 1 stellt die drei Szenarien dar.

Tabelle 1 - Allokationsregeln für verschiedene Szenarien (Eigene Darstellung)

	Entlastung der Prozessschrotte	Entlastung der Tollingschrotte
Szenario 1	0%	0%
Szenario 2	15%	20%
Szenario 3	100%	100%

Die Auswahl der Allokationsfaktoren hat einen großen Einfluss auf die Ergebnisse der produktspezifischen Analyse. Abbildung 8 zeigt das Ergebnis der Leistungsverrechnung auf Basis der verschiedenen Allokationsregeln. Dabei wird jeweils die Menge der verschiedenen Materialeingänge dargestellt, die in die unterschiedlichen Produktgruppen eingehen. Die Zahlen beziehen sich jeweils auf die Produktion von 1000 Tonnen Aluminiumprodukten einer jeden Produktgruppe. Auf der jeweils linken Seite der einzelnen Produktgruppen sind die Materialeingänge dargestellt, wenn nach Masse alloziert wird (Szenario 1). Auf der jeweils rechten Seite finden sich die Ergebnisse für eine Allokation, bei der das Produkt alle Aufwände trägt (Szenario 3). Die

²⁴ Im Modell wird eine Unterscheidung in zwei Schrottarten getroffen. Die Prozessschrotte fallen bei den Produktionsprozessen der Hydro an. Die sog. Tollingschrotte entstehen bei der Weiterverarbeitung der Aluminiumbänder zu Getränkedosen oder Motorhauben und werden direkt von der Hydro zurückgekauft. Diese Stoffströme wurden im Modell mitabgebildet, um möglichst viele Kreislaufbeziehungen geschlossen modellieren zu können. Diese Art der Schrotte kann auch als „New-Scrap“ oder „Pre-Consumer Scrap“ bezeichnet werden.

²⁵ Die Werte 15 % und 20 %, die zur Entlastung/Abwertung der Schrotte angenommen wurden, sind rein fiktive Werte, die an dieser Stelle nur die Methodik zeigen sollen. Daraus lassen sich keine Rückschlüsse auf tatsächliche Kosten oder Preise der Prozesse ziehen.

Ergebnisse von Szenario 2 befinden sich jeweils dazwischen, werden aber aus Gründen der Übersichtlichkeit hier nicht dargestellt.

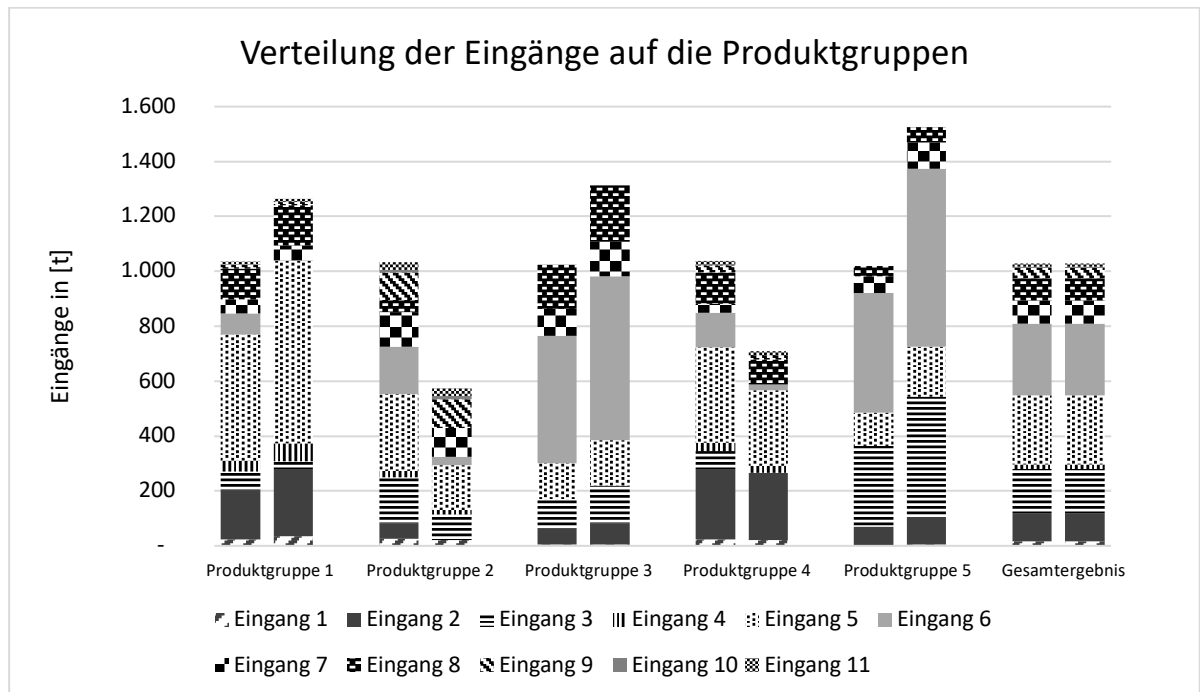


Abbildung 8 - Verteilung der Eingänge auf die Produktgruppen (Eigene Darstellung)

Wenn nach Masse alloziert wird (jeweils linke Seite), sind die Balken aller Produktgruppen annähernd gleich hoch. Die Eingänge liegen bei knapp über 1.000 Tonnen. Diese Menge erklärt sich dadurch, dass gut 1000 Tonnen Aluminium benötigt werden, um daraus 1000 Tonnen Aluminiumprodukte herzustellen. Die Schrotte werden im Kreislauf gehalten und es entstehen kaum Verluste. Einzig in den Schmelzöfen kommt es zu einem gewissen Schmelzverlust, der ausgeglichen werden muss.

Der rechte Balken (Szenario 3) schwankt je nach Produktgruppe zwischen 570 Tonnen und 1500 Tonnen. Der Unterschied lässt sich damit erklären, dass diejenigen Produktgruppen, die Schrotte aufnehmen, durch die hier angewandten Allokationsregeln die aufnehmenden Schrotte „kostenlos“ erhalten, während andere Produktgruppen, die keine Schrotte aufnehmen können und somit auf Primärmaterial angewiesen sind, sämtliche Kosten tragen müssen. So können bspw. die Produkte der Gruppe 5 ausschließlich aus Primärmaterial hergestellt werden. Um 1000 Tonnen davon zu produzieren, muss der entsprechende Geschäftsbereich zum Beispiel 1500 Tonnen des benötigten Materials einkaufen, weil 500 Tonnen Aluminium davon während der Verarbeitung zu Aluminiumbändern als Schrott anfallen. Die Produktgruppe 2 kann den angefallenen Schrott nun „kostenlos“ übernehmen, da Produktgruppe 5 ja bereits sämtliche Kosten getragen hat. Die Produktgruppe 2 muss demnach nur noch die Kosten für die zusätzlich benötigten Aufwände bezahlen.

Die Ergebnisse der Leistungsverrechnung lassen sich auch wieder als Sankeydiagramm visualisieren. Dabei wird besonders deutlich, wie die hier angewendete Methodik das Produktionssystem eines Betriebs in verschiedene Produktsysteme unterteilen kann. Abbildung 9 zeigt im oberen Bereich die oberste Modellebene des modellierten Produktionssystems mit allen erhobenen Materialströmen. Das mittlere Bild zeigt die Produktgruppe 2, welches sich zu einem großen Anteil aus internen Schrotten speist. Ganz anders dagegen das Produktsystem der Produktgruppe 5 im unteren Abschnitt. Dieses besteht fast ausschließlich aus zugekauften Materialien und verarbeitet kaum interne Prozessschrotte. Insgesamt können alle fünf Produktgruppe so einzeln dargestellt werden. Zusammengenommen ergeben sie das Betriebsmodell.

Als Zwischenfazit lässt sich an dieser Stelle festhalten, dass das produktübergreifende Modell und die produktübergreifende Ökobilanz jetzt umgesetzt wurden.

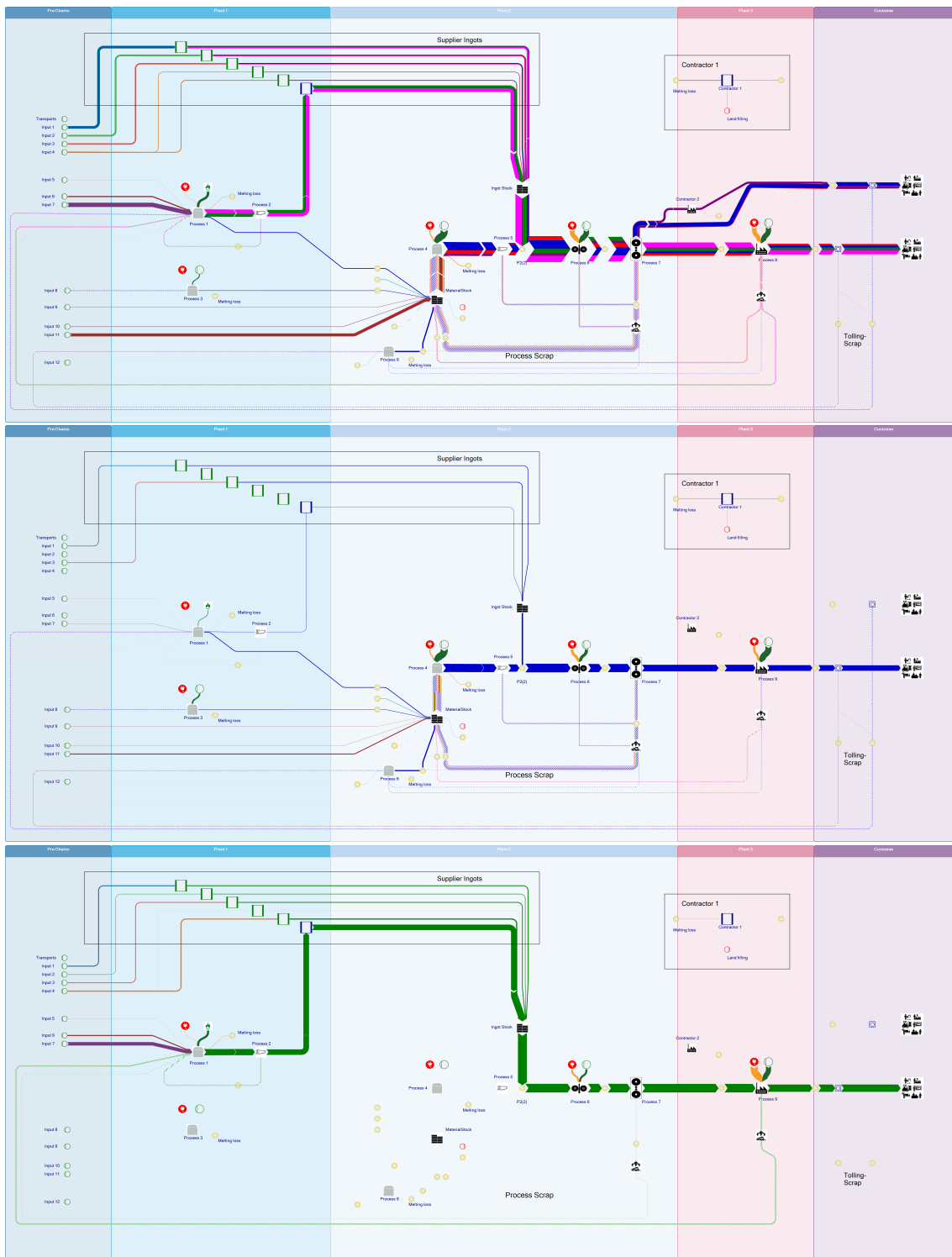


Abbildung 9 - Sankey-Darstellung des Produktionssystems (Eigene Darstellung)

Auf dieser Verrechnung aufbauend, lassen sich nun auch die gewünschten Kennzahlen produkt-spezifisch errechnen. Abbildung 10 stellt die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für die fünf Produktgruppen und der drei Szenarien dar. Sie zeigt, dass die spezifischen THG-Emissionen der

fünf Produktgruppen unterschiedlich hoch sind. Dieser Unterschied vergrößert sich, je stärker die Schrotte entlastet werden, bzw. je mehr Aufwände in den verarbeitenden Prozessen dem Produkt selbst zugerechnet werden. Da es sich um eine rein interne Verrechnung handelt, bleibt der Durchschnittswert gleich.

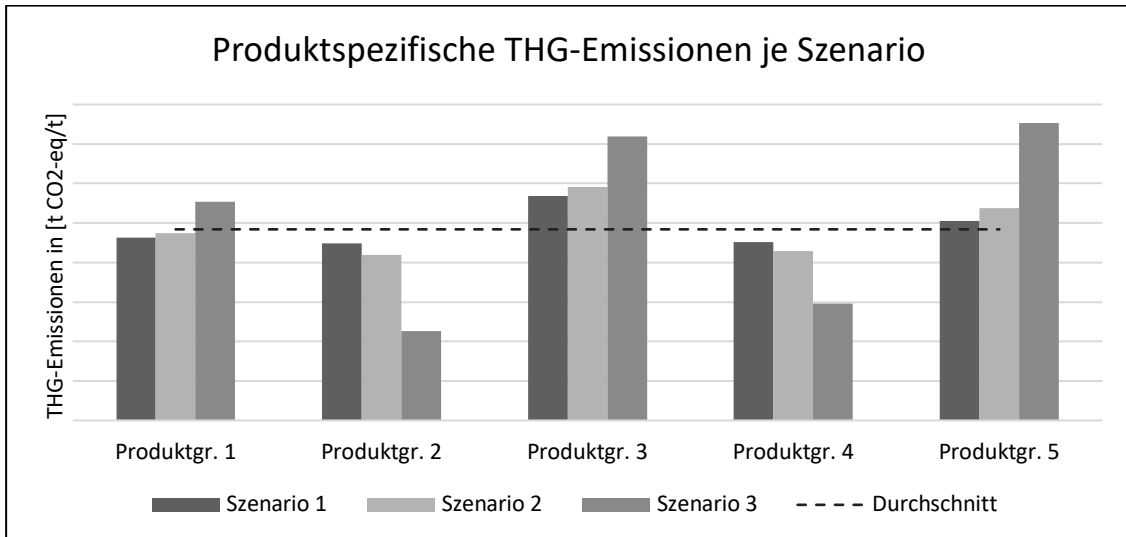


Abbildung 10 - Ergebnisse für produktspezifisches Global Warming Potential (GWP) (Eigene Darstellung)

Ebenso wurde für die Studie der Recycled Content (RC), nach den in Kapitel 5.4.1 aufgezeigten Definitionen, sowie der Anteil von erneuerbaren Energien in der Primärherstellung der einzelnen Produktgruppen bestimmt. Die Ergebnisse für den RC sind in Abbildung 11 dargestellt.

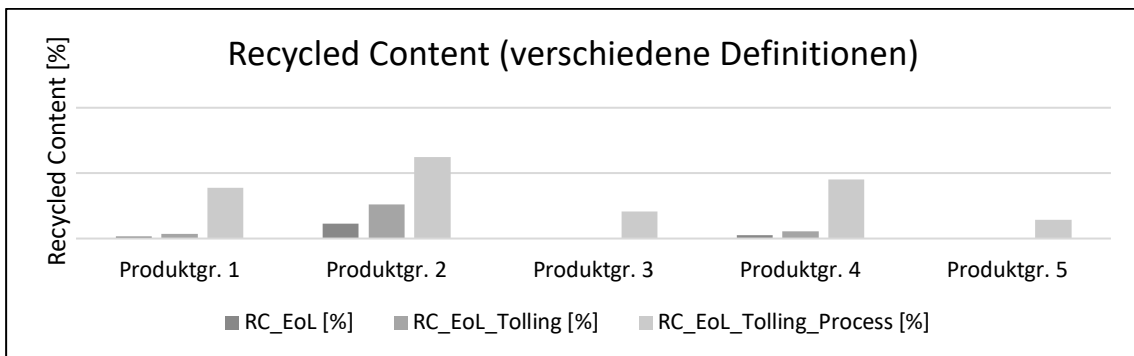


Abbildung 11 - Ergebnisse für produktspezifischen Recycled Content (Eigene Darstellung)

Im Rahmen der Fallstudie wurde für die Bewertung der THG-Emissionen die Allokation nach dem Szenario 2 (Schrotte werden leicht entlastet) als am geeignetsten angesehen. Für die Kennzahlen Recycled Content und den Anteil an erneuerbaren Energien in der Primärproduktion, wurde die Massenallokation verwendet.

5.4.3 Diskussion zu Allokationsregeln

Während der Durchführung der Analyse, stellte sich die Frage, welche Allokationsregel für die spezifische betriebliche Anwendung geeignet erscheint. Dabei wurden die Auswirkungen der Allokationsregeln auf die Modellergebnisse näher untersucht. Im Folgenden wird ein kurzer Einblick in die Diskussion um geeignete Allokationsregeln gegeben.

Die Interpretation dieser Ergebnisse ergab, dass Szenario 1 (die Allokation nach Masse) zu nicht beabsichtigten Anreizen innerhalb des Betriebs führen würde. Es wäre für einzelne Geschäftsbereiche im Sinne der THG-Emissionen attraktiver Primärmaterial, anstatt der Prozessschrotte aus den Hydro-eigenen Anlagen einzusetzen. Die Abbildung 12 erklärt dies an einem Beispiel. Schematisch sind dort zwei Produktionslinien dargestellt. Produkt 1 wird auf der oberen Linie verarbeitet und bekommt durch die Verarbeitungsprozesse immer mehr Aufwände zugerechnet. Beim Verarbeitungsschritt 1.2 fällt ein Schrott an, der durch die Massenallokation genauso viele spezifische Aufwände trägt, wie das eigentliche Produkt. Im Modell wird dieser Schrott nun verwendet, um in der unteren Produktionslinie das Produkt 2 herzustellen. Die verknüpften Aufwände zeigen, dass der Schrott mit höheren Aufwänden bewertet ist als das Eingangsmaterial, weil der Schrott rein physisch schon die drei Produktionsschritte der ersten Produktionslinie durchlaufen hat. Die Massenallokation wird für die Bewertung von Umweltwirkungen deshalb als nicht sinnvoll angesehen. Für eine Bewertung von z. B. monetären Kosten gilt dies ebenfalls.

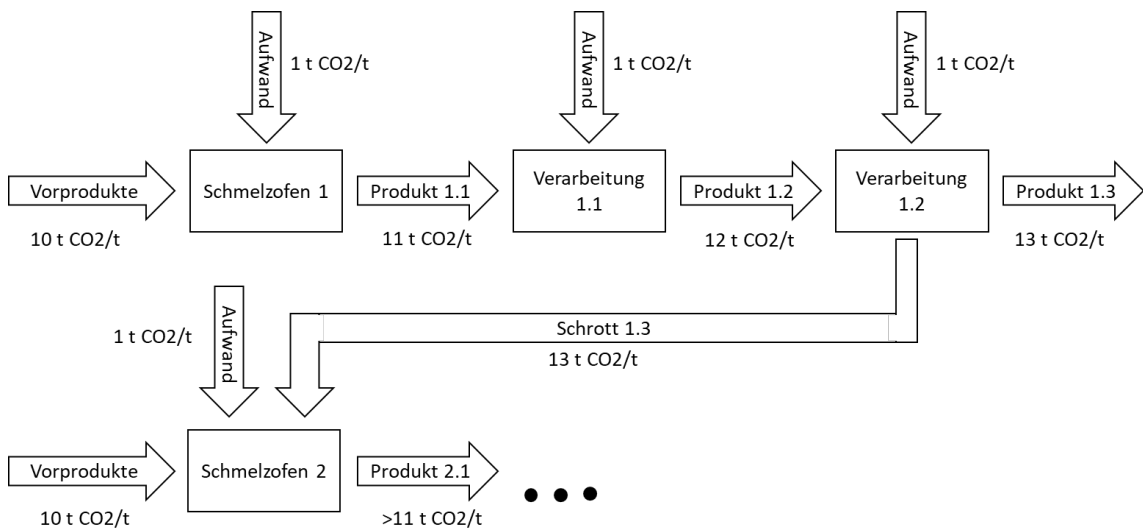


Abbildung 12 - Entwicklung der CO₂-Emissionen der Produkte in einer Produktionslinie (Eigene Darstellung)

Sobald jedoch Attribute betrachtet werden, bei denen es um Materialanteile des jeweils untersuchten Materials geht, z. B. den Recycled Content, ist zwingend eine Massenallokation vorzunehmen. Nur so kann eine Nachverfolgbarkeit durch das System hergestellt werden. Abbildung 13 soll dies verdeutlichen. Dargestellt ist auf der linken Seite ein Säge-Prozess, der aus 20 t Vorprodukt 15 t Produkt sägt. Die restlichen 5 t fallen als Schrotte an. Allokationsregeln teilen einen

Mehrproduktprozess virtuell in zwei Ein-Ertrags-Prozesse auf. In der Mitte ist eine solche virtuelle Aufteilung nach einer Allokationsregel nach Masse dargestellt, rechts eine Aufteilung, falls das Produkt, die gesamten Aufwände der Produktion tragen würde. Für eine physische Nachverfolgung von Materialströmen scheint nur die Darstellung in der Mitte sinnvoll. Auch die Ergebnisse in Abbildung 8 zeigen dies. Es ist nicht möglich, aus 570 t der Produktgruppe 2 1.000 t Aluminiumprodukte zu produzieren.

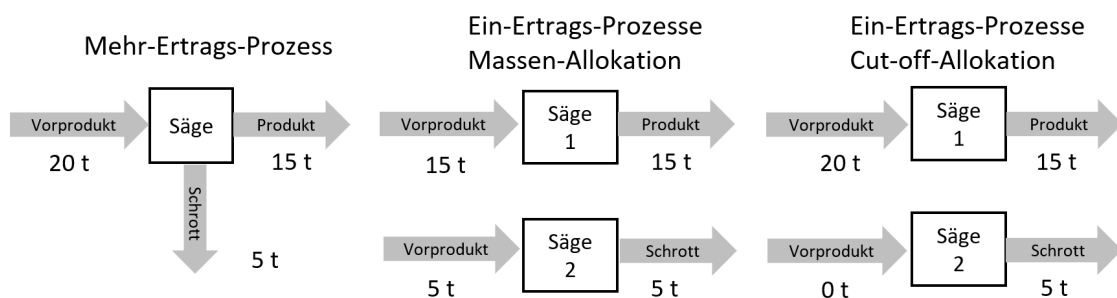


Abbildung 13 - Beispielhafte Zerlegung eines Mehr-Ertrags-Prozesses (Eigene Darstellung)

Aus der praktischen Arbeit mit den Allokationsregeln wurden einige Erkenntnisse abgeleitet. Drei davon werden an dieser Stelle benannt. (1) Es gibt verschiedene Möglichkeiten zu allozieren, von denen die meisten nicht eindeutig richtig oder falsch sind. (2) Die Auswirkungen von Allokationsfragen beschränken sich hierbei nicht auf eine rein wissenschaftliche, methodische Diskussion, sondern können weitreichende praktische Folgen haben. Die unterschiedlichen Ergebnisse bieten dem Anwender unterschiedliche Anreize z. B. in Bezug auf den Umgang mit Schrotten und haben somit einen konkreten Einfluss auf die Entscheidungsfindung im Unternehmen. (3) Im gleichen Modell können und müssen für verschiedene Fragestellungen, unterschiedliche Allokationsregeln angewendet werden können.

5.4.4 Zwischenfazit - Verwendete methodische Elemente

Die zweite Forschungsfrage untersucht: *Welche methodischen Anpassungen sind notwendig, um eine Ökobilanz zu erstellen, die gleichzeitig sowohl produktspezifisch und produktübergreifend als auch unternehmensspezifisch bewerten kann?*

Nach der praktischen Arbeit an der Fallstudie lässt sich diese Frage wie folgt beantworten: Es ist die Kombination von verschiedenen bestehenden Ökobilanzmethoden vonnöten, um alle drei Anforderungen zu erfüllen und somit sowohl produktspezifisch und produktübergreifend als auch unternehmensspezifisch zu sein.

Mit den Methoden der Materialflussanalyse und der Unternehmensökobilanzierung kann ein Unternehmensmodell aufgebaut werden. Methodische Elemente der Decisional LCA helfen dabei, das Modell möglichst betriebsspezifisch weiterzuentwickeln. Mit Allokationsregeln der ALCA wird das Unternehmensmodell soweit spezifiziert, dass es sich in mehrere Produktmodelle zerlegen lässt. Jedes einzelne Produktmodell kann dann als Sachbilanz für eine Produktökobilanz verwendet werden. Dadurch, dass aber alle Produkte gemeinsam in einem großen

Unternehmensmodell modelliert sind, lassen sich auch Wechselwirkungen zwischen den einzelnen Produkten erkennen.

Ein entsprechendes Modell des Produktionsprozesses, welches das Material für den Jaguar XJ bewertet hätte (vgl. Kap. 2.1.1), hätte transparent darstellen können, dass eine Verbesserung des Materials für das Auto gleichzeitig eine Verschlechterung der Dosen-Produkte ausgelöst hätte (sofern das Dosen-Aluminium und das Auto-Aluminium vom gleichen Unternehmen produziert würden).

5.4.5 Praktische Herausforderungen für den Anwender der LCA

Während der praktischen Ausarbeitung der Fallstudie ergaben sich diverse Schwierigkeiten in Bezug auf die Erstellung der Ökobilanz. Im Folgenden wurden die aufgetretenen Herausforderungen zu thematischen Bereichen zum einen zusammengefasst und dargestellt und zum anderen dort, wo es notwendig war, durch externe Quellen ergänzt. Zusammen mit den aus der Literatur identifizierten Schwierigkeiten bei ökobilanziellen Anwendungen in Kapitel 3.6, beantwortet dieses Unterkapitel die dritte Forschungsfrage nach den konkreten Herausforderungen der Anwendung von Ökobilanzierung in der Aluminiumindustrie.

Datensammlung und Verständnis des Referenzsystems

Für die praktische Ausarbeitung einer Ökobilanz werden Fachkenntnisse auf dem Gebiet der Methodik der Ökobilanz sowie ein tiefes Verständnis für das zu untersuchende System benötigt.

Da unternehmenseigene LCA-Experten in vielen Betrieben laut Hedemann (2018, S. 8) noch die Ausnahme darstellen, wird hier angenommen, dass die Methodik der Ökobilanzierung in den meisten Fällen noch von externen Beratern durchgeführt werden muss. Für externe LCA-Experten bedarf es einer großen Anstrengung, das zu untersuchende Referenzsystem soweit zu verstehen, dass es in einem validen Modell abgebildet werden kann. Im Rahmen der hier beschriebenen Fallstudie wurden drei Werke mit mehr als 100 Anlagen und mehr als 4.000 Arbeitsplätzen im Modell abgebildet. Auch wenn die Anlagen zu einem großen Teil als Anlageaggregate modelliert wurden, konnte die Aggregation nicht willkürlich erfolgen. Ein tieferegreifendes Verständnis des zu modellierenden Systems musste zur validen Abbildung vorhanden sein. Diese Einarbeitung stellt eine große kognitive und langwierige Herausforderung dar.

Nachdem die Produktionsprozesse soweit modelliert sind, besteht die nächste Aufgabe darin, das Modell mit Daten zu füllen. In der vorliegenden Fallstudie mussten so bspw. Produktionsmengen, Schrottrouten, Energieverbräuche, Allokationsfaktoren für Gemeinkosten und vieles mehr recherchiert werden. Die Daten wurden aus verschiedenen Informationssystemen und von verschiedenen Ansprechpartnern zusammengetragen. Durch die Heterogenität der Datenquellen waren die Daten zu Beginn der Untersuchung nicht konsistent. Eine weitere Herausforderung bestand darin, die Bezeichnungen von Materialien, Anlagen und Erscheinungsformen aus den verschiedenen Informationssystemen einander anzugleichen. Nach Jahrzehnten von Softwareupdates, Ver- und Zukäufen von Unternehmensteilen und lokalen

Verbesserungsprojekten hatte sich in den Informationssystemen eine Semantik entwickelt, die von außen nur schwer zu erfassen war.

Diese Beispiele sollen zeigen, wie schwer sich die Einarbeitung eines externen LCA-Experten in ein ihm fremdes Industrieunternehmen gestalten kann. Denn erst dann ist es möglich, eine aussagekräftige unternehmensspezifische Ökobilanz zu erstellen.

Die Einarbeitung des LCA-Experten muss vor dem Hintergrund der Finanzierbarkeit durch den Auftraggeber erfolgen, der diese Arbeit letztendlich bezahlen muss. Dies stellt eine weitere nicht zu vernachlässigende Herausforderung dar.

Im weiteren Verlauf dieser Arbeit wird deswegen nun zwischen Prozess- und LCA-Experten unterschieden. Eine weitere Unterscheidung in externe und interne LCA-Experten findet nicht statt.

Das Systemverständnis als Schlüssel zur Identifikation von Maßnahmen

Es wird hier die These aufgestellt, dass das Systemverständnis aus der Modellierung besser dazu geeignet ist konkrete Maßnahmen abzuleiten, als die finale Dokumentation der Ökobilanz. Dieser Gedanke ist im Folgenden noch einmal etwas erweitert formuliert:

Der Anwender baut im Rahmen der ökobilanziellen Modellierung ein umfangreiches Systemverständnis auf. Er kann dieses aber nicht nutzen, um Verbesserungspotenziale zu erkennen, weil er die Beschränkungen des realen Referenzsystems nicht ausreichend kennt. Der industrielle Auftraggeber (und der Fachmann des Referenzsystems) erhält mit der Dokumentation der Ökobilanz so hoch aggregierte Ergebnisse, dass er daraus kaum konkreten Maßnahmen mehr ableiten kann. Wichtiges Wissen geht im Prozess verloren und Potentiale zur Veränderung werden nicht entdeckt.

Zwei Beispiele aus der Fallstudie sollen die These belegen:

Bei der Produktion von Aluminiumbändern entstehen Schrotte. Der Großteil der Schrotte ist allerdings prozessbedingt. Ein gegossener Barren kann nicht ohne einen Verarbeitungsschritt (Sägen und Fräsen) in die Walze und ein gewalztes Band muss zwischen den Walzstichen an den Seiten und Enden abgeschnitten werden. Zu diesen prozessbedingten Schrotten kommen Schrotte, die aufgrund von fehlerhafter Bearbeitung entstehen. Ein LCA-Anwender unterscheidet diese Schrotte aber ggf. nicht. Zumindest war dies mit dem Budget der hier durchgeführten Fallstudie nicht realisierbar und teilweise aus den Daten nicht ersichtlich. Was soll der LCA-Experte nun aus einer Schrottquote von bspw. 13% für Rückschlüsse ziehen? Ein Prozessingenieur wüsste, dass die Schrottquote für den spezifischen Prozess zu hoch ist und könnte ein entsprechendes Potential erkennen, nicht aber der LCA-Experte. Im Modell der Ökobilanz ist die Schrottquote dann eine Zahl unter Hunderten und wird es wahrscheinlich nicht in die Abschlussdokumentation schaffen. Dieses Potenzial wird so nicht erkannt.

Ein zweites Beispiel: Bei den potenziellen Umweltwirkungen von Aluminiumbändern haben die Vorketten der Aluminium-Primärproduktion den größten Anteil. Die Fallstudie ergab einen

Anteil von rund 90%. Die Empfehlung liegt nahe, mehr Aluminium aus Norwegen (ca. 5 t CO₂-eq/t) zu beziehen und weniger aus Deutschland (ca. 11 t CO₂-eq/t). In der Modellrechnung hätte dies einen großen Einfluss. Der LCA-Experte ist aber zu wenig mit den Beschränkungen des Referenzsystems vertraut, als das er solche Aussagen treffen könnte. Die Wasserkraft ist eine begrenzte Ressource, Kapazitäten sind nicht beliebig erweiterbar. Wirtschaftliche und standortpolitische Einflüsse sind hier noch gar nicht beachtet.

Der LCA-Anwender steht vor der Herausforderung, dass er aus seinem Modell heraus nur sehr begrenzt Potenziale für eine betriebliche Veränderung zu identifizieren vermag. Der Betrieb steht vor der Herausforderung, dass er aus den hoch aggregierten Ergebnissen der Ökobilanz nur schwer konkrete Potenziale und Maßnahmen ableiten kann.

Unterschiedlicher Wissensstand und die Vielzahl von Ergebnissen als Herausforderung für Entscheidungsträger

Die Abbildung 14 zeigt in vereinfachter Form die grafische Darstellung der Ergebnisse einer vergleichenden Ökobilanz von vier Getränkeverpackungen (vgl. Detzel und Mönckert 2009, S. 73). Aus den praktischen Überlegungen der Goal&Scope-Phase und nach den Gesprächen mit Entscheidungsträgern wird hier die These aufgestellt, dass die Ergebnisse einer Ökobilanz, wie sie die Abbildung darstellt und wie sie für Ökobilanzen typisch sind, nicht optimal dafür geeignet sind, um daraus Entscheidungen und Handlungen abzuleiten. Dies hat im Wesentlichen zwei Gründe, die im Folgenden erläutert werden.

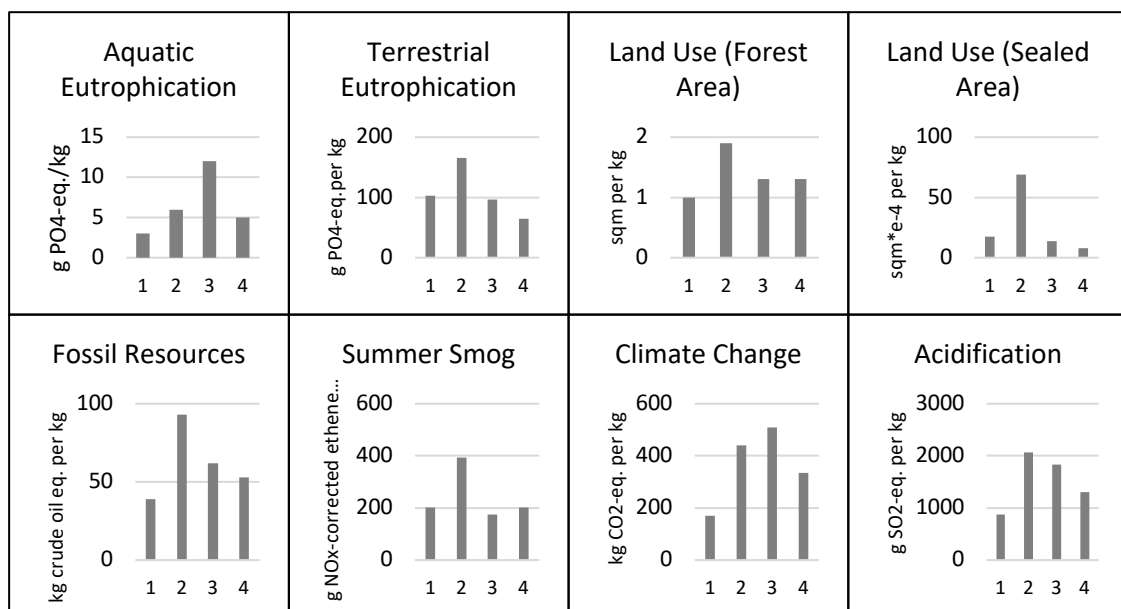


Abbildung 14 - Beispielfhafte Ergebnisse einer Ökobilanz (Eigene Darstellung in Anlehnung an Detzel und Mönckert 2009, S. 73)

Der erste Grund liegt in der möglichen Vielzahl der Ergebnisse einer Ökobilanz. Bewertet wurden in diesem Beispiel vier Produktvarianten (1-4) nach acht verschiedenen Umweltwirkungen

(Eutrophierung von Gewässern und Umwelt, Sommer Smog, Klimawandel, Versauerung und weitere).

Baitz et al. (2013, S. 7) empfehlen untersuchte Umweltwirkungen nebeneinander stehen zu lassen. Die Entscheidungsträger seien die multikriterielle Entscheidungsfindung gewöhnt und sogenannten Single-Score-Ergebnissen (Zusammenfassung dieser Einzelergebnisse über eine zu definierende Normalisierung und Gewichtung) würde nicht vertraut. Prinzipiell wird diesem Argument an dieser Stelle zugestimmt, aber wo liegt die Obergrenze der zu nennenden Ergebnisse? Bis wohin können Entscheidungsträger die verschiedenen Informationen erfassen? In Ökobilanzen lassen sich auch 10 oder 15 Umweltwirkungen bewerten.

Miller (1956, S. 349f.) sieht die mentale Kapazität und Aufnahmefähigkeit in einer Entscheidungsfindung auf 7 ± 2 Informationen beschränkt - mehr könne ein Mensch nicht auf einmal zusammen verarbeiten. Es wird hier als wahrscheinlich angesehen, dass auch Entscheidungsträger in höchsten Positionen nicht unbegrenzt Informationen sammeln, aufnehmen, interpretieren und zielorientiert bewerten können. Und selbst wenn die Entscheidungsträger 15 verschiedene Informationen oder Aspekte parallel verarbeiten könnten, ist das Problem trotzdem nicht gelöst. Eine betriebliche Entscheidung wird ja nicht nur nach den Ergebnissen einer Ökobilanz getroffen. Monetäre, rechtliche oder etwa produktionstechnische Blickwinkel sind nur einige Beispiele für die vielfältigen Aspekte, die ebenfalls Teil einer betrieblichen Entscheidungsfindung sind. Ökobilanzen mit 8, 10 oder 15 verschiedenen betrachteten Umweltwirkungen scheinen so nicht mit der operativen betrieblichen Entscheidungsfindung kompatibel zu sein.

Die zweite Schwierigkeit ist, dass die Einheiten und Skalen den Entscheidungsträgern meist unbekannt sind. Die Einheiten „g PO₄eq.“ für die Eutrophierung von Gewässern, oder „g SO₂eq.“ für die Versauerung waren den Entscheidungsträgern der im Rahmen der hier vorliegenden Arbeit durchgeführten Ökobilanz nicht bekannt. Dazu kommt, dass die Ergebnisse der Umweltwirkungen nicht intuitiv als „viel“ oder „wenig“ zu bewerten sind. Die meisten Entscheidungsträger können bei monetären Größen sofort unterscheiden, ob etwas relevant ist oder nicht. Aber sind 5g PO₄-eq relevant? Schadet das schon der Umwelt? Selbst bei den viel diskutierten CO₂-Äquivalenten fällt diese Einschätzung schwer.

Es wird daher als praktische Herausforderung angesehen, relevante Umweltwirkungen oder sonstige Kennzahlen auszusuchen, die betrachtet werden sollen und die Ergebnisse dann so zu interpretieren, dass sie verstanden werden. Die Versuchung erscheint groß in der Ökobilanzsoftware einfach alle Umweltwirkungen auszuwählen, um keinen Aspekt zu vergessen, oder einen Fehler zu machen. Dies wird an dieser Stelle für die spätere Verwendung der Studie aufgrund der genannten nachfolgenden Herausforderungen für Entscheidungsträger jedoch eher als nachteilig angesehen. Zumindest bedarf es einer sehr ausführlichen Einordnung und Interpretation der Ergebnisse.

Aus einer Ökobilanz folgt nicht automatisch eine Veränderung

Azapagic und Clift (1999b, S. 136) schreiben, dass die LCA als informative Grundlage dienen sollte, um die Umweltwirkungen der Produktion zu verringern. Die Ökobilanz dient so keinem Selbstzweck, sondern soll die Entscheidungsfindung hin zur Effizienz und Umweltverträglichkeit unterstützen. Das heißt, dass die Ökobilanz nur die erste Hälfte des Weges hin zu einer tatsächlichen

Veränderung abbildet. Im Rahmen der Arbeit wurde die Erfahrung gemacht, dass die zweite Hälfte dieses Weges (Handlungsempfehlungen werden abgeleitet und umgesetzt) aber keineswegs zwangsläufig oder automatisch auf die Analyse folgt. Die Gefahr besteht, dass eine aufwendige Analyse durchgeführt wird, dies aber trotzdem keine Veränderung im Betrieb bewirkt.

Bauer et al. (2007, S. 10f.) beschreiben den Zusammenhang zwischen einer Datenbasis und einer tatsächlichen Handlung wie folgt: Daten werden durch Kontextualisierung zu einer Information. Eine Zeitangabe kann so bspw. über die Abfahrt eines Zuges informieren. Entscheidungsrelevantes Wissen erfolge dann durch die Verarbeitung der Information im menschlichen Bewusstsein. Das Wissen um die Abfahrtszeit des Zuges könnte dann zu der Handlung führen, jetzt den Koffer zu packen. Bauer et al. sehen die Ökobilanz daher als Methode, die zu einer Kontextualisierung von Daten führen kann. Aus einer Vielzahl von Daten im Unternehmen werden so Informationen zu ökologischen Aspekten. Ökobilanzen bieten also Informationen. Das ist die erste Hälfte des Weges zu einer tatsächlichen Handlung. Damit es zu einer Veränderung kommt, müssen Entscheidungsträger die Ergebnisse der Ökobilanz dann verstehen und verarbeiten. Etterich (2013, S. 85) schreibt dazu, dass das Management Information beurteilen müsse, um daraus Wissen abzuleiten. Wenn nun aber Entscheidungsträger die Ergebnisse der Ökobilanz nicht verstehen (vgl. z. B. das vorherige Kapitel zu Einheiten und Skalen von Umweltwirkungen), wie kann dann aus den Informationen der Ökobilanz entscheidungsrelevantes Wissen werden, das dann zu Handlungen führen soll?

Wenn aus einer Ökobilanz keine Verbesserung im Unternehmen folgt, wäre der Umwelt damit nicht geholfen und das Ziel dieser Arbeit, einen Beitrag zu Reduktion von THG-Emissionen zu leisten, würde verfehlt. Zudem hätte dies wohl aber auch einen Effekt auf das Unternehmen selbst. Es hätte für etwas Geld ausgegeben, das zu keiner messbaren Verbesserung führt (ein Einsatz der Ökobilanz zu Marketingzwecken wird hier ausgenommen). Es scheint fraglich, ob die Methode im Unternehmen so als attraktiv empfunden wird und ob weitere Ressourcen für die Ökobilanzierung bereitgestellt würden.

Methodische Annahmen auf Basis verschiedener Werthaltungen

Die Fallstudie hat gezeigt, dass die Allokation von Produktionsaufwänden zwischen Produkten und Schrotten einen erheblichen Einfluss auf das Endergebnis der verschiedenen Produktbilanzen hat (vgl. die Ergebnisse in Kap. 5.4.2). Die Ergebnisse der Analyse schwanken aufgrund einer auf Werthaltungen basierenden Allokationsmethodik. Alle Varianten können verargumentiert werden, es lässt sich keine „richtige“ oder „falsche“ Variante ausmachen. Für den LCA-Anwender besteht daher die Herausforderung, entweder eine Allokationsmethode zu bestimmen und diese Annahme dann zu rechtfertigen oder aber, die hohe Varianz der Ergebnisse für die verschiedenen Allokationsregeln angemessen zu interpretieren. Zudem sollten die methodischen Annahmen nicht auf den Werthaltungen des LCA-Anwenders beruhen, sondern auf den Werthaltungen des Unternehmens, bzw. des Managements. Eine enge und frühe Abstimmung zwischen LCA-Anwendern und der Entscheidungsebene im Unternehmen wird so notwendig.

Am Ende der Fallstudie lässt sich festhalten, dass sich die in der Literatur bereits beschriebenen Herausforderungen der industriellen Anwendung auch in der Praxis wiederfinden lassen. Zudem konnten durch die Fallstudie noch einige konkrete Herausforderungen zusätzlich identifiziert werden. Allen zusammengetragenen Herausforderungen versucht die im Rahmen dieser Arbeit entwickelte Methodik Rechnung zu tragen.

6 Entwicklung der ILCA

Das Ziel der vorliegenden Arbeit ist es, eine ökobilanzielle Methodik zu entwickeln, die die formulierten Anforderungen der Aluminiumindustrie erfüllen kann und gleichzeitig eine einfachere Anwendbarkeit aufweist als bisherige Ökobilanzmethoden. Auf Basis der Fallstudie und der beantworteten Forschungsfragen wird, im Rahmen dieses Kapitels, eine ökobilanzielle Methodik entwickelt, die diese Ziele erfüllen kann.

Zwei wesentliche Eigenschaften dieser entwickelten LCA-Methodik sind die **Integration** von bestehenden methodischen Elementen, sowie ein **inkrementelles** Vorgehen. Daher wird dem methodischen Vorgehen an dieser Stelle der Name ILCA gegeben.

Im Folgenden werden in einem ersten Unterkapitel allgemeine Merkmale der Methodik aus den in Kapitel 3.6 und Kapitel 5.4.5 identifizierten Herausforderungen der industriellen Anwendung abgeleitet. Darauf folgt die detailliertere Beschreibung der fünf entwickelten Arbeitsschritte, die zusammen die Methodik der ILCA ergeben. Abschließend wird die Methodik beispielhaft auf ein fiktives Produktionssystem aus der Aluminiumindustrie angewendet.

6.1 Allgemeine Merkmale der Methodik

Dieses Kapitel leitet aus den identifizierten Herausforderungen in der Anwendung von Ökobilanzierung allgemeine Merkmale der ausgearbeiteten Methodik ab. In einem ersten Schritt werden dabei jeweils die identifizierten Herausforderungen kurz wiederholt. Daraus werden Vorschläge abgeleitet, wie die Ökobilanz für die Aluminiumindustrie besser anwendbar werden kann. Im letzten Teil eines jeden Unterkapitels werden die praktischen Implikationen für das entwickelte Vorgehen der ILCA erläutert.

6.1.1 Inkrementelles Vorgehen

Eine Herausforderung besteht darin, dass die Methode der Ökobilanzierung bisher als ein großes Aufgabenpaket angesehen wird (vgl. Kap. 3.6 und Kap. 5.4.5). So stellen der zeitliche, wie auch der finanzielle Aufwand Hürden bei der Umsetzung dar.

Es ist möglich, die Umsetzung einer Ökobilanz in kleinere Arbeitspakete aufzuteilen. So kann z.B. die reine Prozessmodellierung von den Bewertungen der potenziellen Umweltwirkungen unabhängig durchgeführt und genutzt werden. Mit diesem Vorgehen soll die Hürde gesenkt werden, überhaupt mit einer Ökobilanz zu beginnen. Ein stufenweises Vorgehen bietet zudem Vorteile in Hinblick auf eine mögliche Arbeitsteilung zwischen Prozess- und LCA-Experten (vgl. Kap. 6.1.4). Zudem lässt sich mit den verschiedenen Arbeitspaketen sehr transparent darstellen, was jeweils erarbeitet wurde und welchen konkreten Nutzen jeder Arbeitsschritt hat. Das soll die

Akzeptanz der internen Mitarbeiter und des Managements gegenüber der Ökobilanz erhöhen und das Engagement fördern, sich aktiv daran zu beteiligen.

Die hier entwickelte Methodik der ILCA ist daher in fünf Stufen unterteilt, die jeweils aufeinander aufbauen. Jede Stufe benötigt mehr Daten und baut das zugrundeliegende Prozessmodell weiter aus. Jede Entwicklungsstufe bietet jedoch auch neue Auswertemöglichkeiten und Erkenntnisse.

6.1.2 Methodenauswahl und Annahmen

Für die Erstellung einer Ökobilanz müssen eine Vielzahl von Annahmen getroffen werden. Für den Anwender ist dies eine Herausforderung, weil die Ergebnisse schwer zu interpretieren und, ohne eine transparente Dokumentation der getroffenen Annahmen, kaum glaubwürdig sind. Schlimmstenfalls führt die Freiheit bei der Methodenauswahl und der methodischen Annahmen zu Verwirrung und/oder Willkür (vgl. Kap. 3.3).

Daher wird es an dieser Stelle als sinnvoll erachtet, für die industrielle Anwendung Empfehlungen anzubieten, wie eine geeignete Wahl von Annahmen aussehen könnte. So, wie es z. B. die Aluminiumverbände es für den Umgang mit Recycling in Ökobilanzen schon vorgemacht haben (vgl. Kap. 5.2.1). Zum einen erleichtert und beschleunigt dies ggf. die Ausarbeitung der Analyse. Zudem vereinfacht dies die Rechtfertigung von getroffenen Annahmen gegenüber Dritten. Jeswani et al. (2010, S. 126) halten es für möglich, dass letztlich unterschiedliche Methoden für unterschiedliche Anwendungen von Ökobilanzierung ausgearbeitet werden. So könne es bspw. unterschiedliche Methoden für die wissenschaftliche, die politische oder die betriebliche Anwendung geben. Daher kann diese Arbeit auch als ein Beitrag dazu angesehen werden, geeignete ökobilanzielle Rahmenbedingungen für die betriebliche Anwendung zu definieren.

Im Rahmen dieser Arbeit wird ein geeigneter Weg für die industrielle Anwendung von Ökobilanzierung in der Aluminiumindustrie aufgezeigt. So werden Empfehlungen zur Methodenauswahl und zu einzelnen methodischen Aspekten, wie geeigneten Systemgrenzen oder Allokationsmethoden gegeben, um mit der Analyse das Ziel von THG-effizienteren Produkten zu unterstützen. Gleichzeitig bietet die Methode der ILCA alle Freiheiten einer „normalen“ Ökobilanz, um auf spezifische Bedürfnisse einzugehen. Die Methode beschränkt sich dabei aber bewusst auf schon bestehende Elemente der LCA. Da in den letzten Jahrzehnten wissenschaftlicher Diskussion eine Vielzahl von Vorschlägen für den Umgang mit den methodischen Freiheiten einer Ökobilanz entstanden sind und die Diversität der Methode bereits jetzt als Hürde für die praktische Umsetzung angesehen wird (vgl. Kap. 3.2), soll mit der Beschränkung auf bereits bestehende Elemente Sicherheit bei den Anwendern erzeugt werden.

6.1.3 Flexible und integrierte Methodik

Die Fallstudie hat gezeigt, dass Unternehmen im Bereich der Ökologie mit verschiedensten Anfragen konfrontiert sind. Den Anwender stellt dies vor Herausforderungen, weil er diese Anfragen derzeit kaum mit nur einer einzelnen Methode beantworten kann (vgl. Kap. 5.3.3).

Als eine mögliche Lösung werden hier eine flexible Methodik und eine Integration von verschiedenen Ökobilanzansätzen gesehen. Eine flexible Methodik meint an dieser Stelle, dass auf Basis eines gemeinsamen Modells verschiedene Kennzahlen abgeleitet werden können. Flexibilität lässt sich bspw. durch die parametrisierte Modellierung von methodischen Annahmen, wie Allokationsfaktoren, erreichen. Zudem kann die Flexibilität des Modells dadurch erweitert werden, dass das Modell Schnittstellen aufweist, um bei Bedarf weitere Attribute von Materialien zu erfassen und bewerten zu können. Dabei sind die Attribute nicht auf potenzielle Umweltwirkungen beschränkt, wie es sonst in Ökobilanzen üblich ist. Die Methodik der verursachergerechten Verrechnung von Aufwänden auf Erträge des Systems lässt sich auch für andere Attribute nutzen. Es können monetäre Kosten, Zertifizierungen oder Anteile an erneuerbaren Energien oder Schrotten für die Aufwände recherchiert und dann mithilfe des Modells auf die Erträge verrechnet werden. Weitergehend soll eine flexible Nutzung geschaffen werden, indem Schnittstellen zu anderen Berichtsstandards vorbereitet werden, die von betrieblicher Relevanz sind. Als Beispiele können hier Reporting Initiativen wie GRI oder das Carbon Disclosure Project genannt werden, die wiederum auf den Regelwerken des GHG-Protocol und der ISO 14064 aufbauen (vgl. GRI Foundation 2019; CDP 2019; WBCSD und WRI 2004; DIN EN ISO 14064-1:2017).

Für den Aufbau eines Modells, welches die Anforderungen der Aluminiumindustrie erfüllen soll, wurde bereits festgestellt, dass methodische Elemente verschiedener Ökobilanzmethoden kombiniert werden müssen – es entsteht eine integrierte Methodik. Die Literatur beschreibt bereits einige Möglichkeiten der Integration von verschiedenen Methoden. So kann z. B. die Materialflussanalyse unter bestimmten Bedingungen Inventardaten für die attributive Ökobilanzierung bereitstellen (vgl. Laner und Rechberger 2016, S. 325). Mayer (2012, S. 79) beschreibt die Möglichkeiten, wie sich die Ergebnisse von betrieblichen Stoffstromanalysen für den Aufbau dynamischer Simulationsmodelle eignen. Kytzia et al. (2004, S. 879) beschreiben einen Ansatz, bei dem die Materialflussanalyse mit ökonomischen Daten aus der IO-Analyse angereichert wird. Und Sevigné-Itoiz et al. (2015, S. 254) halten die MFA für geeignet, um physische Ursache-Wirkungs-Ketten darzustellen und darauf eine CLCA aufzubauen. Die im Rahmen dieses Projekts durchgeführte Fallstudie nimmt hauptsächlich eine Integration einer Materialflussanalyse und Ökobilanzen auf Organisations- und auf Produktebene vor.

Im Rahmen der entwickelten ILCA wird in der Modellstufe 1 eine Materialflussanalyse des zu untersuchenden Betriebs erstellt. Diese dient als Grundlage für alle weiteren Schritte und kann mithilfe von methodischen Elementen der Ökobilanzierung flexibel erweitert werden. Damit wird eine valide Grundlage geschaffen, um darauf verschiedene Auswertungen aufzubauen.

6.1.4 Arbeitsteilung zwischen LCA- und Prozessexperten

Für einen LCA-Experten bedeutet es einen großen Aufwand, sich in die Prozesse und Datensysteme eines Unternehmens einzuarbeiten. Den Auftraggeber kostet das entsprechend viel Geld. Zudem werden Verbesserungspotenziale nicht erkannt, weil das dafür notwendige Systemverständnis mitunter beim LCA-Anwender verbleibt (vgl. Kap. 5.4.5).

Daraus wird im Rahmen dieser Arbeit gefolgert, dass die Prozessmodellierung und die betriebsinterne Datensammlung von Mitarbeitern der Produktion, also von Prozess-Experten und nicht von den LCA Experten übernommen werden sollten. Für die rein deskriptive Modellierung von Prozessen sowie Material- und Energieströmen des betrachteten Unternehmens ist kein LCA-Fachwissen vonnöten. Unternehmensinterne Mitarbeiter können dieses Aufgabenpaket daher übernehmen. Sie kennen das zu modellierende Referenzsystem oder zumindest Teile davon bereits und können dieses schneller in einem Modell abbilden, als ein externer Berater dies könnte. Auch bei der Zusammenstellung der Daten hat ein Prozessexperte Vorteile gegenüber einem Berater, weil er die Ansprechpartner kennt, selbst Zugriff auf die Informationssysteme hat und die unternehmensspezifischen Eigenheiten, wie eine eigene Semantik in Informationssystemen bereits kennt.

Im Rahmen der entwickelten Methodik wird ein jeder Arbeitsschritt danach bewertet, welche spezifischen Fähigkeiten dafür notwendig erscheinen. So baut die Modellstufe 1 vor allem auf der Prozesskenntnis auf, die zweite Stufe, die Annahmen zur Wirkungsabschätzung und Allokation enthält, bedarf dagegen notwendigerweise einer LCA-Expertise. In der Praxis sollten die Aufgabenbereiche nicht ganz getrennt voneinander ablaufen. Beide Expertengruppen sollten sich absprechen, um gemeinsam konsistente Ergebnisse zu erzielen und die Übergaben und Schnittstellen zwischen den Arbeitspaketen gut zu gestalten.

6.1.5 Fokus auf relevante Indikatoren

Als Herausforderung wurde identifiziert, dass Ökobilanzen mit vielen Ergebnissen nicht zwangsläufig zur handlungsorientierten Entscheidungsfindung im Unternehmen beitragen. Die reine Anzahl an Ergebnissen übersteigt zuweilen die Aufnahmefähigkeit von Entscheidungsträgern. Einige Ergebnisse werden von Nicht-LCA-Experten kaum hinreichend verstanden (vgl. Kapitel 5.4.5).

Eine mögliche Lösung wird darin gesehen, dass sich diejenigen, die die LCA durchführen und die Entscheidungsträger, die die Ergebnisse später als Grundlage für die Entscheidungsfindung nutzen sollen, schon in der Goal&Scope-Phase auf wenige, relevante Indikatoren einigen. Im Rahmen der Fallstudie waren dies die THG-Emissionen und branchenspezifische Kennzahlen, wie der Recycled Content. Bei den restlichen Umweltauswirkungen müssen die ausführenden Ingenieure sicherstellen, dass die entsprechenden Grenzwerte eingehalten werden. Eine solche „Konformität mit entsprechenden gesetzlichen Vorgaben“, kann dann aber gesammelt als ein Kriterium in die Entscheidungsfindung eingehen.

Möglicherweise ergeben sich auch aus den akademischen Bemühungen um eine breit akzeptierte Gewichtung und die Aggregation der einzelnen Umweltwirkungen noch Potenziale, die vielen Einzelindikatoren auf wenige zu beschränken. Im industriellen Umfeld finden sich hier z. B. Arbeiten zu der „Methode ökologischer Knappheiten“, welche hier als vielversprechend angesehen werden kann (vgl. Ahbe et al. 2018, S. 5ff.).

Rein methodisch ist die ILCA in der Lage, eine Vielzahl von ökobilanziellen und sonstigen Kennzahlen zu bewerten. Alle Attribute von Aufwänden des Systems können auch für die Erträge bestimmt werden. Um eine gute Anwendbarkeit zu erreichen, wird der Anwender der Methodik jedoch dazu ermutigt, die Ergebnisse auf wenige branchenübliche Indikatoren zu beschränken.

6.1.6 Integration von Simulation und Optimierung

Eine Schwierigkeit der Ökobilanzierung besteht darin, eine Analyse so auszulegen und zu übergeben, dass daraus konkrete Maßnahmen abgeleitet werden können (vgl. Kap. 5.4.5).

Eine mögliche Lösung wird hier darin gesehen, dass die Methode nicht nach der Auswertung der Ergebnisse und der Übergabe des Projektberichts endet. Sie sollte darüber hinaus eine Anschlussfähigkeit für Simulation und Optimierung bieten, um so die konkrete Entscheidungsfindung im Unternehmen besser zu unterstützen. Zur Bewertung von Entscheidungsalternativen und Veränderungen schlagen Finkbeiner et al. (2014, S. 240) vor, verschiedene Szenarien mit einem Baseline-Szenario zu vergleichen (anstatt eine CLCA durchzuführen). Die initial durchgeführte Ökobilanz kann als Baseline-Szenario dienen. Mit einem Simulationsmodell lassen sich Szenarien erstellen, die die Veränderung durch getroffene Entscheidungen abschätzen und bewerten können. Die Optimierung eines solchen Modells versetzt den LCA-Anwender gar in die Lage, eigene Vorschläge, z. B. für die Erhöhung der THG-Effizienz in die betriebliche Diskussion einbringen zu können.

Das Vorgehen der ILCA geht über die Erstellung rein beschreibender Modelle hinaus. Das Modell wird in zwei Modellstufen soweit erweitert, dass die Simulation von einzelnen Veränderungen und sogar die Optimierung von verschiedenen Systemparametern nach einer zu definierenden Zielfunktion möglich werden.

6.1.7 Anbindung an die betrieblichen Informationssysteme

Eine Herausforderung für LCA- und auch Prozessexperten ist die Datensammlung aus heterogenen betrieblichen Datenquellen, die letztlich nur schwer reproduzierbar ist (vgl. Kap. 5.4.5).

Als mögliche Lösung wird hier die durchgängige automatisierte Anbindung des Prozessmodells an die betrieblichen Informationssysteme (ERP oder FLS-Systeme)²⁶ des Unternehmens

²⁶ ERP Systeme sind sog. Enterprise Resource Planning Systeme, die informationstechnisch das Rückgrat vieler Betriebe bilden. Ein großer Anbieter ist bspw. SAP. Fertigungsleitsysteme (FLS) sind Systeme zur operativen Steuerung der Produktion.

gesehen. Dabei werden die Daten der Unternehmensdatenbanken bspw. mithilfe von SQL-Skripten oder sonstigen Datenbankabfragen so aufbereitet, dass sich diese in das Prozessmodell importieren lassen.

Dieses Vorgehen bietet gleich mehrere Vorteile: Die Vorteile für die MFA selbst werden vor allem in der Transparenz der Ergebnisse und Zahlenwerte gesehen. In der Dokumentation lässt sich sehr genau darstellen, welche Daten mit welchen Instrumenten der Datenmanipulation ausgewertet wurden - sie werden damit reproduzierbar. Zudem wird die Möglichkeit, konsistente Daten zu erhalten, als deutlich höher angesehen, wenn diese auf einer gemeinsamen Datenbasis aufgebaut sind und nicht manuell aus verschiedenen Systemen zusammengetragen werden. Die Reduzierung von Schnittstellen verringert zudem die Fehleranfälligkeit in der Durchführung der Analyse.

Darüber hinaus liegt der Vorteil der Datenanbindung darin, dass sich die Analyse mit wenig Aufwand zeitlich skalieren lässt. Die Analyse lässt sich durch die Veränderung der Abfragen quasi auf Knopfdruck aktualisieren. Dies gibt einem Unternehmen die Möglichkeit, zeitliche Trends zu erkennen oder aber die Erfolge von Maßnahmen zu messen. In Unternehmen funktionieren viele Prozesse nach dem sog. „Plan-Do-Check-Act“ Prinzip, auch Demingkreis genannt. Dieses Vorgehen ist grundlegender Bestandteil verschiedener Managementsysteme (vgl. bspw. EN ISO 14001:2015; EN ISO 50001:2001). Damit eine Methode im Unternehmen anschlussfähig wird, sollte sie diesen Prozess unterstützen. Eine Analyse, die nur einen einzelnen Systemzustand bewertet, kann dies nicht leisten. Eine entsprechend verknüpfte und mit geringem zeitlichen Aufwand aktualisierbare Analyse hingegen schon.

An dieser Stelle soll nicht der Eindruck aufkommen, dass sich die Datenqualität und -verfügbarkeit allein dadurch verbessert, dass die betrieblichen Informationssysteme direkt genutzt werden. Auch diese Daten können beliebig schlecht sein und zu falschen Ergebnissen in der Analyse führen. Dies soll jedoch nicht dazu führen, dass der LCA-Anwender „dann eben doch“ auf manuell zusammengestellte Daten zurückgreift, sondern dass die Erkenntnisse aus der Auswertung der Daten dazu genutzt werden, die Datenbasis der betrieblichen Informationssysteme insgesamt zu verbessern. In Kapitel 7.3 wird die Rolle der Ökobilanz in einer fortschreitenden Digitalisierung noch weitergehend erläutert.

In der hier ausgearbeiteten Methodik der ILCA wird eine Schnittstelle zwischen dem zu erstellenden Prozessmodell sowie den betrieblichen Informationssystemen und Datenbanken des zu untersuchenden Unternehmens gefordert.

6.1.8 Nutzung des Prozessmodells über die LCA hinaus

Eine Herausforderung für die industrielle Anwendung einer LCA ist, dass sie oft nicht wertschöpfend ist, oder zumindest nicht so gesehen wird (vgl. Hedemann 2018, S. 8). Um die Rentabilität der Methode zu erhöhen, wurden schon einige Maßnahmen vorgestellt. So z. B. die schnellere Modellierung durch die Prozess-Experten oder die bessere Anschlussfähigkeit für die Ableitung von Maßnahmen (vgl. Kap. 6.1.4).

Eine weitere Möglichkeit die Wertschöpfung einer Ökobilanz in der industriellen Anwendung zu erhöhen wird darin gesehen, dass nicht allein das Projekt „Ökobilanz“ die Erstellung des Prozessmodells tragen und finanzieren muss, sondern dass sich auch andere Abteilungen an diesem Aufwand beteiligen. Über die Verwendung im Rahmen der Ökobilanz hinaus, kann das Prozessmodell denn auch für andere Tätigkeitsbereiche in einem Unternehmen einen Nutzen generieren. So interessiert die verursachergerechte Verrechnung von Materialkosten bspw. das Controlling (vgl. Joos 2014, S. 129). Daneben könnten die Produktionsplanung oder die Logistik das entsprechende Modell in ihren Bereichen gewinnbringend einsetzen. Je mehr Unternehmensbereiche sich finden lassen, die das Modell ebenfalls nutzen könnten, auf desto mehr Kostenstellen lassen sich die Kosten für die Erstellung und die Pflege verteilen. An dieser Stelle wird angenommen, dass mit der breiteren Nutzung eines einzelnen Prozessmodells über verschiedene Abteilungen hinweg ggf. auch das Engagement bei der Pflege des Modells und daraus resultierend die Validität und die Nutzbarkeit der Ergebnisse steigt.

6.2 Einführung in die Methodik der ILCA

Die entwickelte Methodik besteht aus fünf Modellstufen. Jede einzelne Modellstufe baut dabei auf der vorhergehenden Stufe auf. Jede Modellstufe benötigt neue Daten, führt aber auch zu neuen, immer differenzierteren Auswertungsmöglichkeiten.

Nach einer Einleitung zu den Zielen und dem Untersuchungsrahmen der Methodik, werden im Folgenden die fünf Modellstufen erläutert. Dabei beschränkt sich die Dokumentation im Rahmen dieser Arbeit auf relevante methodische Aspekte, Gedanken zur praktischen Umsetzung und die Nutzungsmöglichkeiten der Ergebnisse des jeweiligen Modells. Das Kapitel hat bewusst keinen Lehrbuch-Charakter. Für die etwaige praktische Durchführung würden deshalb zusätzlich die methodischen Grundlagen zur MFA und LCA benötigt werden.

6.2.1 Definition der Ziele und des Untersuchungsrahmens

Vor der eigentlichen Untersuchung sollten die Ziele und der Untersuchungsrahmen der Analyse konkret ausgearbeitet werden. In der ISO 14044 werden vier Bestandteile der Zieldefinition für eine Ökobilanz genannt, die auch hier sinnvoll erscheinen: (1) Die beabsichtigte Anwendung; (2) die Gründe der Durchführung; (3) die Zielgruppe der Studie und (4) die Frage, ob die Studie für die Veröffentlichung vorgesehen oder für vergleichende Zwecke bestimmt ist (vgl. EN ISO 14044:2006, S. 15–16). Diese Zielaspekte sollten ausformuliert und frühzeitig breit abgestimmt werden, da davon im Folgenden verschiedene Annahmen abhängen. Wenn bspw. in einer späteren Modellstufe gewisse Produkte oder Materialflüsse ökobilanziell bewertet werden sollen, so sollten diese auch schon in der ersten Modellstufe, der Material Fluss Analyse erfasst werden. Zudem stellt eine Anwendung der Analyse für die unternehmensinterne Suche nach Effizienzpotenzialen ggf. andere Anforderungen als die Berichterstattung von CO₂-Emissionen im Rahmen des nicht-finanziellen Reportings. Ein iteratives Vorgehen der Analyse ermöglicht zwar auch

noch eine spätere Erweiterung oder Änderung des Modells, es scheint jedoch sinnvoll, sich direkt an den Zielen zu orientieren, sofern diese schon konkret abzusehen sind.

In der Ökobilanzierung steht daneben die Definition des Untersuchungsrahmens am Beginn einer jeden Analyse. Diese umfasst die Beschreibung des Produktsystems, die funktionelle Einheit, die Systemgrenzen, die Allokationsverfahren, die ausgewählte Methode für die Wirkungsabschätzung und die Anforderungen an die Daten. Darüber hinaus stellen sich im betrieblichen Umfeld zu Beginn eines Projektes immer Fragen in Hinblick auf die Budgets und die Zeitpläne (vgl. Baitz et al. 2013, S. 12). Auch diese Aspekte sollten vor Beginn der Analyse zwischen Auftraggeber und LCA-Anwender abgestimmt und festgelegt werden. Zu einigen Aspekten des Untersuchungsrahmens werden in den Beschreibungen der einzelnen Modellstufen in den folgenden Kapiteln mehr Information gegeben.

An der Definition der Ziele und des Untersuchungsrahmens sollten alle Beteiligte mitwirken. Sowohl die LCA-Experten als auch die Prozess-Experten und die Entscheidungsträger.

6.2.2 Modellstufe 1

Im Rahmen der ersten Modellstufe werden die Prozesse sowie Materialströme (Substanzen-, Güter- und Energieströme) eines Unternehmens in einem Modell abgebildet. Das Ziel ist eine deskriptive, modellhafte Ist-Darstellung von Prozessen, Material- und Energieströmen in den sog. Gate-to-Gate Systemgrenzen.

Methodisches Vorgehen

In dieser Modellstufe wird ein Stoffstrommodell nach der Methodik des Materialflussanalyse (MFA) erstellt (vgl. Kap. 2.2.2). Wie bereits beschrieben, ist die Materialflussanalyse eine systematische Bewertung von Materialströmen und Lagern, wobei die örtlichen und zeitlichen Systemgrenzen sowie die Auswahl von Beständen, Prozessen und Materialien im Prinzip frei wählbar sind. Damit das Modell später als Grundlage für die weiteren Modellstufen dienen kann, müssen bei der Durchführung einige Vorgaben zu örtlichen und zeitlichen Systemgrenzen beachtet werden. Zudem sollen die Daten für die Analyse automatisiert aus den betrieblichen Informationssystemen erhoben werden. Beide Aspekte werden im Folgenden näher erläutert.

Zu beachtende Vorgaben bei Systemgrenzen nach Ort und Zeit

Die örtliche Systemgrenze sollte direkt um das zu untersuchende Unternehmen herum gezogen werden. Das bedeutet, dass eine Gate-to-Gate-Betrachtung des zu untersuchenden Unternehmens, Produktionssystems, Werks oder Werkverbunds modelliert wird. Wenn sich unter den modellierten Werken Joint Ventures oder andere Beteiligungen befinden, finden sich dazu in den Regelwerken der OLCA und in den Reporting Standards des GHG Protokolls methodische Vorgaben (vgl. Blanco et al. 2015, S. 45; WBCSD und WRI 2004, S. 16ff.).

Alle Aktivitäten und Materialbewegungen werden – wie in einer MFA üblich – zeitlich periodenbezogen betrachtet. Für die Validität der Ergebnisse späterer Modellstufen ist es aber wichtig,

dass diese Zeitperiode eine gewisse Dauer nicht unterschreitet. Im Folgenden wird dies erläutert:

Ein wesentlicher Unterschied zwischen einer MFA und der Sachbilanz einer Ökobilanz liegt darin, dass die MFA alle Aufwände und Erträge periodenbezogen erfasst, die Ökobilanz jedoch erst einmal keinen Zeitbezug aufweist. Die Ökobilanz bewertet alle Aufwände, die mit dem zu untersuchenden Produkt oder der zu untersuchenden Produktionsmenge zusammenhängen, egal wann diese anfallen (vgl. Laner und Rechberger 2016, S. 295). Die Nutzung von periodenbezogenen Daten, auch für die spätere ökobilanzielle Auswertung, wird hier (als Methodik für die Aluminiumindustrie mit einer kontinuierlichen und annähernd gleichbleibenden Produktion) als zulässig angenommen, sofern der betrachtete Zeitraum ausreichend lang ist. Wie Abbildung 15 zeigt, werden vier Produkte²⁷ in kontinuierlicher Produktion nacheinander in vier Produktionsschritten hergestellt. Die vier schwarz umrandeten Produkte sollen in einer zeitlichen Periode betrachtet werden. Die LCA verfolgt die einzelnen Produkte zurück, die MFA betrachtet die gleiche zeitliche Periode der Produktion auch bei allen anderen Anlagen. Die Abbildung zeigt, dass innerhalb der markierten Systemgrenzen für MFA und LCA exakt die gleichen Kästchen abgebildet sind und die Analyse so zum gleichen Ergebnis kommen würde.

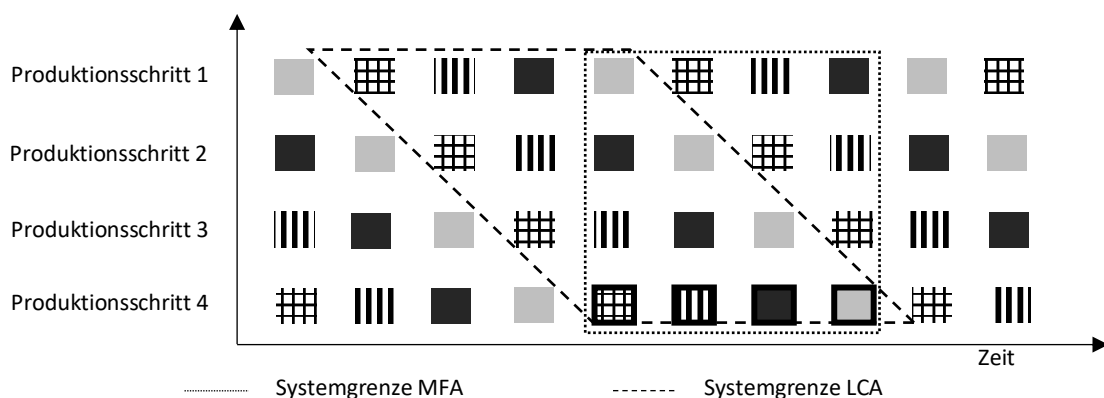


Abbildung 15 - Systemgrenzen einer MFA und einer LCA (Eigene Darstellung)

Die Untersuchungsperiode sollte dabei aber bedeutend länger sein als die durchschnittliche Durchlaufzeit eines Produktes, um temporäre Veränderungen im Produktmix und in der Auslastung der einzelnen Maschinen ausgleichen zu können. In der Fallstudie wurde bei einer Durchlaufzeit der Produkte von sechs bis acht Wochen, ein Betrachtungszeitraum von einem Jahr gewählt.

Anbindung an betriebliche Informationssysteme

Das Kapitel 5.4.5 beschreibt die Herausforderungen der Datenrecherche in einem Unternehmen aufgrund der potenziellen Heterogenität der Daten und Datenquellen. Hier bietet sich eine

²⁷ Hier dargestellt durch unterschiedliche Schraffuren und Grautöne

direkte Anbindung der MFA an die betrieblichen Informationssysteme an, da sie vielfältige Vorteile mit sich bringt, technisch möglich und praktisch umsetzbar ist.

Die Integration der Informationssysteme in das Prozessmodell kann in zwei Schritten erfolgen. Zunächst müssen die Daten aus den Informationssystemen in die richtige Form gebracht werden. In den betrieblichen Informationssystemen werden oft einzelne Produktionsereignisse oder Warenbuchungen dokumentiert. Die Daten für die MFA müssen jedoch periodenbezogen und kumuliert erfasst werden. Daher müssen die Einzeldaten gemäß den einzelnen Untersuchungsgrenzen der zu modellierenden Material- oder Energieströme zusammengefasst werden. Ein Materialstrom \dot{M} ergibt sich dabei aus der Summe der einzelnen Materialbewegungen \dot{m}_i zwischen zwei Prozessschritten im Untersuchungszeitraum.

$$\dot{M} = \sum_{i=1}^k \dot{m}_i$$

Mit k = Anzahl der Materialbewegungen im Untersuchungszeitraum

Die Leistungsaufnahme einer Maschine ist dagegen ein kontinuierlicher Prozess. Der Energieverbrauch während des Untersuchungszeitraums lässt sich wie folgt berechnen:

$$\dot{E} = \int_{t_0}^t \dot{e}(\tau) d\tau$$

t_0 = Beginn des Betrachtungszeitraums; t = Ende des Betrachtungszeitraums; \dot{E} = Energieverbrauch

\dot{e} = Leistungsaufnahme einer Anlage

Sobald die Daten soweit verarbeitet wurden, dass alle Modellflüsse quantifiziert werden können, sollte in einem zweiten Schritt eine Schnittstelle entwickelt werden, die den Datenübertrag automatisiert ermöglicht. In der Fallstudie wurde diese Schnittstelle über ein VBA-Skript in Excel realisiert.

Ergebnisse und deren Nutzen

Das Ergebnis dieser Modellstufe ist ein Stoffstrommodell des zu untersuchenden Industriebetriebs. Dieses Modell lässt sich bereits auf verschiedene Arten nutzen.

Zum einen lassen geeignete Softwarelösungen eine visuelle Darstellung des untersuchten Systems zu. Die Möglichkeiten und Vorteile einer Visualisierung als Sankey-Diagramm sind bereits in Kapitel 2.2.2 beschrieben. So fördert die MFA vor allem die Transparenz, die Kommunikation und das Systemdenken im Unternehmen. Aus der MFA lassen sich auch eine Vielzahl von Kennzahlen aus der Produktion ablesen, bzw. ableiten. So können z. B. Produktionsmengen, (spezifische) Energieverbräuche oder auch Schrottquoten auf Prozess- oder Unternehmensebene erhoben werden.

Sowohl die numerischen Kennzahlen als auch deren visuelle Darstellung werden ebenfalls als hilfreich für andere Bereiche im Unternehmen angesehen. Eine reproduzierbare, konsistente Erfassung der genannten Kennzahlen, die sich für beliebige Zeiträume auf Knopfdruck erstellen lässt, ist auch für andere Abteilungen, von der Produktion bis zum Energiemanagement, von großem Wert.

Aspekte der praktischen Durchführung

Dieser Teil der Analyse bedarf keines speziellen LCA-Fachwissens. Da jedes Unternehmen über ein individuelles Produktionssystem verfügt, das es zuerst zu verstehen gilt, sowie Datenquellen und Bezeichnungen, die mitunter durch historisch gewachsene Strukturen heterogen sein können, sollte dieser Teil der Analyse von betriebsinternen Mitarbeitern mit fundierten Prozesskenntnissen durchgeführt werden. Sicher ist eine Anleitung oder fachliche Begleitung von Seiten eines LCA-Experten hilfreich, um die Anschlussfähigkeit der Modellierung für spätere Modellstufen zu gewährleisten (vgl. Kap. 5.4.5). Die Modellbildung bedarf auch noch keiner speziellen LCA-Software, wie Umberto, GaBi oder SimaPro. Für die visuelle Darstellung des Modells als Sankey-Diagramm wird jedoch eine entsprechend fähige Softwarelösung benötigt.

Sofern die ökobilanzielle Auswertung bereits ein eingeplantes Ziel der Analyse ist, kann auch für die erste Modellstufe schon die LCA-Software genutzt werden. Das macht einen späteren Übertrag der Daten in die Software überflüssig und spart so eine Schnittstelle.

6.2.3 Modellstufe 2

Im Zuge dieser Modellstufe werden alle modellierten Aufwände des Systems mit verschiedenen Attributen verknüpft. Das können Umweltwirkungen der Vorketten sein, aber auch die monetären Kosten oder andere Eigenschaften. Alle Attribute, die den Aufwänden zugeordnet werden, können durch das Modell dann für die Produkte (Erträge des Systems) ausgewertet werden. In dieser Modellstufe lassen sich die verschiedenen Kennzahlen auf Prozess- und Unternehmens-ebene zuordnen.

Methodisches Vorgehen

In dieser Modellstufe werden die verschiedenen Aufwände mit Attributen verknüpft. Dafür müssen im Wesentlichen vier Fragen beantwortet werden. Was sind die Aufwände des Systems? Welche Attribute werden betrachtet? Woher kommen die Daten für die Attribute? Und wie wird das Sekundärmaterial als Eingang bewertet?

Was sind die Aufwände des Systems?

Die Identifikation von Aufwänden des Systems geschieht nach der bereits in Kapitel 5.4.2 beschriebenen Unterscheidung von Materialien in Güter und Übel nach Dyckhoff (1994, S. 65) Für diese Modellstufe ist es ausreichend, die Materialien zu bewerten, die in das modellierte System eingehen oder dieses verlassen.

Welche Attribute werden mit den Aufwänden des Modells verknüpft?

Die Frage, welche Attribute mit den Aufwänden verknüpft werden sollen, hängt davon ab, welche Kennzahlen aus dem Modell abgeleitet werden sollen. Da dies eine sehr betriebsspezifische Fragestellung ist, kann sie an dieser Stelle nicht abschließend geklärt werden. Definitiv sollten THG-Emissionen über die gesamte Lieferkette betrachtet werden, da dies die meistdiskutierte Umweltwirkung in der Aluminiumindustrie darstellt. In der Fallstudie wurde zudem noch die Kennzahl „Recycled Content“ und die Anteile der erneuerbaren Energien in den Lieferketten des Primäraluminiums bewertet. Dafür mussten alle Materialeingänge nach den entsprechenden Kennzahlen/Attributen (Rezyklat – ja oder nein?) bewertet werden.

Wie schon in Kapitel 6.1.5 beschrieben, wird an dieser Stelle empfohlen, die Analyse auf wenige und relevante Kennzahlen zu beschränken. Die Auswahl sollte im Rahmen der Definition des Ziels und des Untersuchungsrahmens frühzeitig in Absprache mit den LCA-Experten und dem Management erfolgen.

Wie werden die Attribute quantifiziert?

Diese Fragestellung ist beliebig komplex. Wo die Entscheidung zwischen Primär- und Sekundärmaterial noch leichtfallen sollte, stellen Umweltwirkungen für die verschiedenen Materialeingänge über die gesamte Lieferkette eine größere Herausforderung dar. Sie sind zu komplex, als dass sie ein einzelner Betrieb oder ein einzelner LCA-Anwender für die gesamte Studie erheben könnte.

Die Ökobilanzierung nutzt sog. Sachbilanzdatenbanken (LCI-Datenbanken) oder sonstige Literaturdaten, um die Umweltwirkungen verschiedener Materialien und Prozesse zu quantifizieren. Eine wichtige Informationsquelle sind kommerzielle LCI-Datenbanken, wie z. B. ecoinvent oder Gabi. Auch kleinere, meist fachlich oder geografisch begrenzte Datenbanken sind verfügbar.²⁸ Eine weitere Datenquelle sind öffentlich zugängliche Literaturdaten. So veröffentlicht das Umweltbundesamt beispielsweise Werte zum Treibhauspotenzial von aktuellen Strommischen (vgl. UBA 2020, online). Auch Verbände veröffentlichen ökobilanzielle Daten im „Environmental Profile Report“ der EAA (vgl. EAA 2018). Eine dritte Möglichkeit besteht darin, dass die Daten direkt von Zulieferern kommen, wenn diese bspw. schon eine betriebliche Ökobilanz durchgeführt haben. Bei der Vielzahl an möglichen Bewertungsmethoden und Systemgrenzen besteht aber die Gefahr, dass sich die Ergebnisse nicht exakt auf die Systemgrenzen, Umweltwirkungen und Bewertungsmodelle beziehen, die in der eigenen Analyse durchgeführt werden. Es besteht die Gefahr von Doppelzählungen, Unterschlagungen von Aspekten oder Inkonsistenzen bei den Schnittstellen. Gleichzeitig haben spezifische Daten Vorteile gegenüber generischen Daten, in etwa eine höhere Aktualität sowie eine bessere Abbildung von Eigenheiten der Produktion oder Region. Durch die Vielzahl von möglichen Datenquellen, besteht die Herausforderung für den Anwender der LCA darin, aus verschiedenen Daten die geeignetsten auszuwählen.

²⁸ Verfügbare Datenbanken sind z. B. Agribalyse, ProBas, JRC-ELCD oder Agri-Footprint

Im Zuge der Entwicklung des Organizational Environmental Footprints wurde ein semi-quantitatives Verfahren entwickelt, welches die Auswahl von geeigneten Daten unterstützen soll (vgl. Pelletier et al. 2012, S. 45). Dabei werden u.a. Vollständigkeit, methodische Konsistenz sowie zeitliche, technologische und geografische Repräsentation der Daten bewertet. Zudem finden sich Anforderungen an Datenqualität im ILCD Handbuch der Europäischen Kommission (vgl. EC-JRC-IES 2010, S. 135). Eine solche Überprüfung der Datenqualität wird an dieser Stelle empfohlen, um die Auswahl der Daten zu unterstützen.

In der ALCA werden normalerweise generische Datensätze für die Vorketten verwendet – bspw. ein nationaler Strommix für die Strombezüge eines Unternehmens. Für die hier entwickelte Methode der ILCA wird jedoch das Vorgehen der Methode der Decisional LCA als geeigneter angesehen, um daran die Suche nach Daten auszurichten. In der DLCA werden die tatsächlichen finanziellen und vertraglichen B2B-Beziehungen als Grundlage für die Modellierung genutzt (vgl. Kap. 3.2). D.h., dass ein Unternehmen, das ausschließlich erneuerbaren Strom einkauft, seinen Stromeingang auch nur mit Daten für Stromerzeugung aus erneuerbaren Energien bilanzieren sollte und nicht z. B. mit einem generischen deutschen Strommix. Zum einen werden die Ergebnisse so spezifischer, zum anderen spiegeln sich nur so die Einkaufsmaßnahmen (z.B. das Beziehen von Strom aus erneuerbaren Quellen) auch in den Ergebnissen/Kennzahlen der Analyse wieder. An der grundlegenden Methodik der Datenbeschaffung ändert sich dadurch nichts.

Wie werden Sekundärmaterialien bewertet?

In dieser Modellstufe müssen die Materialeingänge bewertet werden, auch die Eingänge des Sekundärmaterials. Dabei stellt sich die Frage, welche Aufwände der Primärproduktion oder des Recyclings des Sekundärmaterials dem zu untersuchenden Produktsystem zugerechnet werden. Es stellt sich die Frage der Systemallokation.

Verschiedene Möglichkeiten wurden bereits in Kapitel 3.3.1 vorgestellt. Im Rahmen der Methode der ILCA wird die Cut-Off-Methodik empfohlen, da sie auf Basis der tatsächlich eingesetzten Schrotte bilanziert. Die Schrotte tragen dabei nur die Aufwände der Aufbereitung. Der Einsatz von Schrotten wird damit honoriert. Die End-of-Life- Methodik erfordert, dass Annahmen zu Recyclingquoten und Recyclingfähigkeit am Ende der Produktlebensdauer getroffen werden. Bei Bau- oder Transportanwendungen finden diese Prozesse erst Jahrzehnte nach der Auslieferung der Produkte statt. Ohne dass die Analyse genauer auf die Nutzungs- und EoL-Phase eingeht, erscheinen solche Schätzungen und Annahmen unseriös.

Trotz der Empfehlung für die Cut-off-Variante sollte die Allokationsmethodik im Modell parametrisiert angelegt werden, um die Sensitivität der Ergebnisse auf diese Annahme benennen zu können. Eine mögliche Formel zur Parametrisierung von Systemallokation bietet das Regelwerk zum PEF (vgl. European Commission 2017, S. 111ff.)

Ergebnisse und deren Nutzungsmöglichkeiten

Die Attribute, die für die Aufwände recherchiert wurden, können nun für die Erträge eines Systems bestimmt werden. Noch beschränkt sich die Auswertung jedoch auf die Prozess- oder

Unternehmensebene. Eine produktspezifische Analyse ist noch nicht möglich. So kann ein Unternehmen jetzt bspw. bestimmen, wie hoch die THG-Emissionen einzelner Werke, Anlagen oder aber auch der gesamten Produktion, einschließlich der gesamten Lieferketten sind. Gleiches gilt für die weiteren ausgewählten Attribute.

Das Modell und die erhobenen Daten lassen sich aber bspw. auch für eine Unternehmens-Ökobilanz (OLCA) oder verschiedene nichtfinanzielle Reportingstandards, wie z. B. das GHG-Protocol oder die Global Reporting Initiative (GRI) nutzen. Auch wenn noch jeweils einige spezifische Anforderungen der einzelnen Normen und Standards in das Modell implementiert werden müssen, so bietet es doch bereits eine sehr gute Grundlage.

Neben den rein numerischen Kennzahlen können die betrachteten Aspekte ebenfalls wieder als Sankey-Diagramm dargestellt werden. So lassen sich die genannten Aspekte dieser Modellstufe, z. B. die verschiedenen Umweltwirkungen oder Schrott-Inhalte, visualisieren, womit die schon angesprochenen Vorteile dieser Präsentationsform (Übersicht, Transparenz, intuitive Erfassung, Hotspot-Erkennung, etc.) auch für die ökologischen und weiteren relevanten Aspekte genutzt werden können.

Aspekte der praktischen Umsetzung

Diese Modellstufe beinhaltet die Wirkungsabschätzung, sowie Fragen zur Datenverfügbarkeit und -qualität und zu Allokationsregeln. Das alles sind Kernthemen der ökobilanziellen Methodik und nur mit fundiertem LCA-Expertenwissen adäquat zu bearbeiten.

Auf dieser Stufe der Modellierung wird ebenfalls noch keine LCA-Software benötigt. Sie kann jedoch schon hier einige Vorteile bieten. Mithilfe einer geeigneten LCA-Software lassen sich die verschiedenen Attribute als Materialeigenschaften anlegen. Die Software errechnet dann aus den Attributen und den jeweiligen Mengen der einzelnen Aufwände die entsprechenden Kennzahlen für das gesamte System. Eine händische Berechnung ist bei weitem aufwändiger und fehleranfälliger.

Die gängigen Softwarelösungen für Ökobilanzen können nicht alle im Rahmen dieser Arbeit vorgestellten Kennzahlen direkt ausgeben. Bspw. übersteigen die Anforderungen den Recycled Content für verschiedene Systemgrenzen anzugeben (vgl. Kap. 5.4.1) den Funktionsumfang dieser Softwarepakete. An dieser Stelle wird der individuelle Einsatz verschiedener Software-Tools empfohlen, um die breite Auswertung der Modellergebnisse zu ermöglichen. In der Fallstudie wurden im Rahmen dieser Arbeit SQL-Datenbank-Tools eingesetzt, um die Daten entsprechend zu verarbeiten. Damit konnten die Auswertemöglichkeiten der LCA-Softwarelösung deutlich erweitert werden.

6.2.4 Modellstufe 3

Ziel dieses Arbeitsschrittes ist es, die verschiedenen Aufwände des Produktionssystems auf die einzelnen Produkte des betrachteten Systems zu verteilen. Das erfordert eine Zuordnung von Aufwänden und Erträgen in jedem einzelnen Prozessschritt. Sobald die Ein- und Ausgänge eines

jeden Prozesses in der Form einander zugeordnet sind, kann ein Produktfluss durch das ganze System nachverfolgt werden. Das Gesamtsystem kann in die einzelnen Produktsysteme aufgeteilt werden und alle Kennzahlen können produktspezifisch erhoben werden.

Methodisches Vorgehen

In dieser Modellstufe dreht sich alles um Zuordnung und Allokation. In jedem einzelnen Prozess müssen die einzelnen Aufwände auf die Erträge des Prozesses verteilt werden. Im Rahmen der bisherigen Unternehmensbilanz wurden auch Gemeinkosten, wie z. B. die Beleuchtung oder der Betrieb von Verwaltungs- und anderen Querschnittsaufgaben betrachtet. Diese müssen nun ebenfalls auf die Produkte verteilt werden.

Prozessallokation

Methodische Aspekte zur Prozessallokation wurden in der Dokumentation der Fallstudie in Kapitel 5.4 bereits ausführlich beschrieben. Dies sollte eine geeignete Orientierung im Umgang mit den Allokationsfaktoren der hier betrachteten Prozessallokation geben. Unabhängig von der Auswahl der Allokationsfaktoren hat es sich in der Fallstudie als sinnvoll erwiesen, die Allokationsfaktoren im Modell parametrisiert anzulegen. So lassen sich dann mit wenig Aufwand Szenarien für verschiedene Allokationsregeln durchrechnen und entsprechend interpretieren.

Umgang mit Gemeinkosten

Gemeinkosten auf Unternehmensebene zu erheben ist einfach. Um diese auf Produkte zu verteilen bedarf es jedoch geeigneter Allokationsfaktoren. In der Fallstudie wurden diese aus den Allokationsfaktoren für monetäre Gemeinkosten aus dem Controlling übernommen. Das scheint auch innerhalb dieser Methodik ein geeignetes Vorgehen zu sein.

Ein weiterer Aspekt im Umgang mit Gemeinkosten ist eher methodischer Art. Gemeinkosten werden in ökobilanziellen Untersuchungen auf Unternehmensebene betrachtet, in Produktanalysen allerdings zumeist nicht. Sofern die produktspezifischen Kennzahlen einzeln für z. B. Produktökobilanzen verwendet werden, kann das zu unterschiedlichen Systemgrenzen in Bezug auf etwaige Vergleichsprodukte führen, die diesen Anteil an Gemeinkosten nicht tragen. Bei der Ausarbeitung sollte das beachtet werden.

Ergebnisse und deren Nutzungsmöglichkeiten

Die in dieser Modellstufe durchgeführte Leistungsverrechnung von Aufwänden und Erträgen ermöglicht es, dass betrachtete Unternehmenssystem in verschiedene Produktsysteme aufzuteilen. Damit können alle bereits genannten Kennzahlen nun auch auf Produktebene erhoben werden. Die produktspezifischen Kennzahlen lassen sich nun als Basis für Produktökobilanzen oder verwandte Methoden, wie z. B. einen Carbon Footprint nutzen. Sofern die Aufwände des Systems auch mit monetären Kosten bewertet wurden, bieten die Ergebnisse zudem eine geeignete Datengrundlage für die Methode der Materialflusskostenrechnung (vgl. Kap. 2.2.2).

Aspekte der praktischen Anwendung

Spätestens jetzt wird die Verwendung einer LCA-Software nötig, weil die beschriebene Leistungsverrechnung zwischen Aufwänden und Erträgen bei einer Vielzahl von Prozessen und Relationen händisch praktisch nicht mehr möglich ist. Der Umgang mit der Software könnte wohl auch von Nicht-LCA-Experten erlernt werden. Für den methodischen Umgang mit Allokationen in dieser Modellstufe wird LCA-Expertise hier jedoch als notwendig angesehen.

6.2.5 Modellstufe 4

In der Modellstufe 4 wird das Modell dahingehend erweitert, dass sich die Auswirkungen von Änderungen einzelner Systemparameter (z. B. Produktionsmengen oder einzelne Schrottquoten) simulieren lassen und damit neue Szenarien entstehen, in denen ein entsprechend geändertes System bewertet werden kann. Damit soll die konkrete Entscheidungsfindung im Unternehmen unterstützt werden.

Methodisches Vorgehen

Um eine solche Simulation zu ermöglichen, müssen die einzelnen Prozesse weiter spezifiziert werden. Bisher wurde das Modell im Wesentlichen über die Flüsse bestimmt. Die Flüsse sollen nun zu einem großen Teil über die Prozessspezifikationen selbst errechnet werden. Methodischer Kern dieser Modellstufe ist es, die Prozesse mit geeigneten Produktionsfunktionen soweit zu spezifizieren, dass sich das ganze System auf Basis von wenigen sog. manuellen Flüssen errechnen lässt. Abbildung 16 stellt die beiden Arten der Prozessspezifikation schematisch dar. Auf der linken Seite ist der Prozess abgebildet, wie er in den Modellstufen 1-3 modelliert wurde. Dadurch, dass die Flussdaten aus den Informationssystemen recherchiert werden, bedarf es keiner weiteren Spezifikation der Prozesse (außer der Allokationsvorschriften). Auf der rechten Seite sind im Prozess selbst die Schrottquote und der spezifische Energieverbrauch modelliert. Der Prozess kann aus einem beliebigen Eingangswert, die restlichen drei Flüsse errechnen.

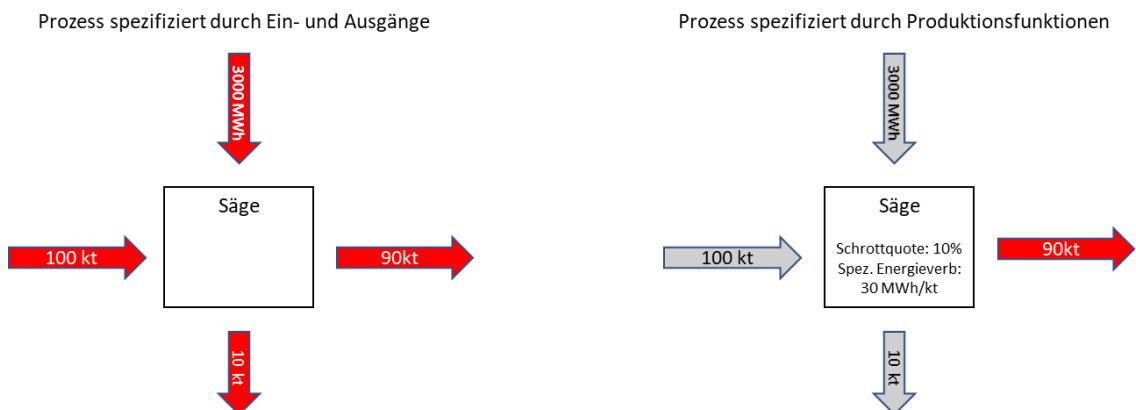


Abbildung 16 - Prozessspezifikation durch Ein- und Ausgänge bzw. durch Produktionsfunktionen (Eigene Darstellung)

In der Methode der attributiven Ökobilanz gilt die Annahme der Linearität zwischen Erträgen und Aufwänden eines Prozesses (vgl. bspw. Heijungs 1998, S. 182). In der ökobilanziellen Modellierung ist es so möglich, dass für die Herstellung einer Tonne Aluminium 10^{-10} Aluminiumwerke „verbraucht“ werden. Das Werk ist für eine Produktion von 10^{10} t Aluminium ausgelegt und wird entsprechend linear herunterskaliert. Die Teilung eines Aluminiumwerkes in kleinste Stücke ist in der Realität nicht möglich. Dort gibt es ein Aluminiumwerk und wenn dieses nur betrieben wird, um eine Tonne Aluminium zu produzieren, wäre diese Tonne Aluminium enorm teuer. Dieses Szenario würde so nicht eintreten.

Heijungs schreibt daher auch selbst, dass die Annahme der Linearität zwar für die Ökobilanzierung selbst sinnvoll ist, nicht aber für die betriebliche Planung oder Aktivitätsanalysen (vgl. Heijungs 1997, S. 55). Daher wird in dieser Modellstufe die Begrenzung auf Linearität in Prozessspezifikation aufgegeben. Um die Validität der Simulation von Veränderungen zu erhöhen, werden in der Modellierung der Prozesse nun verschiedene Formen von Produktionsfunktionen zugelassen. Im Folgenden werden diese kurz erläutert.

Produktionsfunktionen in der Modellierung

Produktionsfunktionen beschreiben den Zusammenhang zwischen eingehenden Produktionsfaktoren und der daraus resultierenden Produktionsmenge. Um in der Sprache der Ökobilanz zu bleiben: Sie beschreiben den Zusammenhang zwischen Aufwänden und Erträgen. Grob unterscheiden lassen sich dabei die Typen von Produktionsfunktionen nach limitationalen und substitutionalen sowie nach linearen und nicht-linearen Produktionsfunktionen.

Limitationale Produktionsfunktionen behalten ein festes Verhältnis der Produktionsfaktoren bei. Nur wenn beide Produktionsfaktoren ansteigen, steigt auch die Produktionsmenge. Substitutionale Produktionsfunktionen lassen die Substitution zwischen Produktionsfaktoren zu. Diese kann, in eng gesteckten Grenzen, möglich sein, oder auch bis zur totalen Subsidiarität reichen. Ein gängiges Beispiel ist hier ein Unternehmen, das entweder eine teure Anlage kauft (Produktionsfaktor: Kapital), die nur noch wenig Arbeitskraft bindet (Produktionsfaktor: Arbeit), oder aber wenig Kapital investiert und dafür ggf. mehr Mitarbeiter an die Anlage stellen muss. Das Verhältnis zwischen Aufwänden und Erträgen kann zudem linear oder eben nicht linear sein. Die meisten Prozesse zeigen in der Realität ein nicht-lineares Verhältnis. Auslastungen, Kapazitätsgrenzen und Skaleneffekte führen dazu, dass viele Anlagen in einem bestimmten Betriebszustand besonders effizient arbeiten und darüber und darunter der spezifische Einsatz von Produktionsfaktoren ansteigt. Im Rahmen dieser Modellstufe sind prinzipiell alle vier Kombinationsmöglichkeiten möglich.

Die einfachste Möglichkeit ist eine limitationale Produktionsfunktion, die ein lineares Faktorverhältnis aufzeigt. Eine solche Produktionsfunktion lässt sich ohne weitere Informationen aus den bereits spezifizierten Flüssen ableiten. Wenn bspw. die Produktions- und Schrottmengen recherchiert wurden, lässt sich daraus die Schrottquote errechnen, welche wiederum die Steigung der entsprechenden Produktionsfunktion darstellt.

Im Rahmen dieser Ausarbeitung können nicht alle verschiedenen Möglichkeiten von Produktionsfunktionen erläutert und diskutiert werden. Zwei Aspekte sollen im Folgenden jedoch betrachtet werden:

Die Herkunft von Grenzaufwänden

Ein Fall von Subsidiarität von Aufwänden auf Prozessebene besteht dann, wenn ein gleichwertiges Produkt von verschiedenen Lieferanten bezogen werden kann. So kann ein Aluminiumbarren aus Deutschland eingekauft werden oder aus Norwegen. Prozesstechnisch macht dies keinen Unterschied, ökobilanziell aber schon. Der norwegische Strommix ist erheblich klimafreundlicher. Angenommen, eine Anlage wird zu gleichen Anteilen mit Aluminium aus Deutschland und aus Norwegen beliefert. Sobald diese Anlage nun 10% mehr produzieren soll, stellt sich die Frage, wo diese 10% eingangsseitig herkommen sollen. Wird bei beiden Lieferanten 10% mehr abgenommen? Oder wird der Mehrbedarf nur aus einem Land gedeckt? Oder kommt das Aluminium nun aus China, weil Deutschland und Norwegen schon an der Kapazitätsgrenze produzieren?

Die Fragestellung tritt ebenfalls auf, sobald Kapazitätsgrenzen von einzelnen Anlagen modelliert werden. Wenn diese in einem Szenario erreicht werden, kann das Modell entweder rückmelden: „Stopp, Kapazitätsgrenze der Anlage XY ist erreicht“ oder es kann die Produktion, die oberhalb der Kapazitätsgrenze liegt (Grenzproduktion) auf andere Anlagen verteilen, die die gleiche Funktion erbringen.

In beiden Fällen ist es nicht leicht, entsprechende Regeln aufzustellen und im Modell zu hinterlegen. Bei den verschiedenen Produktionsrouten scheint die Kompetenz in den betrieblichen Abteilungen für Produktionsplanung zu liegen. Bei Fragen zu verschiedenen Lieferanten und steigenden oder auch sinkenden Bedarfen werden Einkaufsabteilungen Annahmen treffen können. Sofern die Veränderungen nicht mehr von entsprechenden Mitarbeitern abgeschätzt werden können, scheint ein Blick in den Methodenbaukasten der Ökobilanzierung sinnvoll. So ist die Betrachtung von Grenzmengen und Grenztechnologien ein wesentlicher Bestandteil der CLCA (vgl. Kap. 2.2.2). Weidema et al. (1999, S. 49) schlagen ein fünfstufiges Vorgehen vor, mit dem eine Grenztechnologie bestimmt werden kann. Dieses bietet eine Grundlage, um die Regeln für den genannten Aspekt der Subsidiarität aufzustellen. Dieses Vorgehen erscheint sinnvoll und wird daher in entsprechenden Fällen empfohlen.

Abhängige und unabhängige Variablen

Ein letzter hier genannter methodischer Aspekt der Modellstufe 4 ist die Definition von abhängigen und unabhängigen Variablen. Unabhängige Variablen können später im Modell geändert werden. Das Modell errechnet dann die Auswirkungen auf die abhängigen Variablen. Für unterschiedliche Fragenstellungen im Unternehmen müssen diese im Modell individuell definiert und mit entsprechenden Regeln in den modellierten Prozessen verknüpft werden. So kann ein Modell bspw. berechnen, wie viel Material eingekauft werden muss, wenn das System mehr Produkte herstellt. Es könnte auch berechnen, wie sich Absatzmengen ändern, wenn die

Materialeingänge variieren. Aber das Modell kann nicht beides gleichzeitig, da einzelne Variablen dann abhängig und unabhängig zugleich wären.

Für das hier entwickelte Vorgehen bedeutet dies, dass unterschiedliche Fragestellungen, jeweils einer Änderung der Rechenvorschriften und Regeln im Modell bedürfen.

Ergebnisse und deren Nutzungsmöglichkeiten

Die Modellierung ermöglicht es, Auswirkungen einzelner Änderungen auf das modellierte Gesamtsystem zu simulieren. Solche Änderungen können z. B. durch eine Investition in Anlagen, den Wechsel zu anderen Lieferanten oder eine Änderung im Produktmix des Unternehmens entstehen. Damit kann nicht nur eine Anlage oder eine Einkaufsentscheidung isoliert betrachtet, sondern auch die jeweiligen Auswirkungen auf das ganze System aufgezeigt werden. Wenn sich bspw. bei einer Maschine die Schrottquote ändert, sinkt bei gleichem Ansatz der Bedarf an Vormaterial. D.h., dass die drei Anlagen vorher weniger produzieren müssen, wobei sie ihrerseits auch weniger Schrotte produzieren. Diese fehlenden Schrotte müssen dann auch nicht sortiert oder gereinigt werden, stehen aber auch nicht als Materialquelle für den Schmelzofen zur Verfügung. So ziehen einzelne Änderungen theoretisch unendlich lange Kausalketten hinter sich her, die ohne geeignete Modelle und Tools nur schwer nachzuvollziehen sind.

Die Modellstufe 4 soll die operative Entscheidungsfindung im Unternehmen unterstützen. Während Modellstufe 3 ein Baseline-Szenario liefert, kann die Modellstufe 4 durch die parametrisierten Produktionsfunktionen, mit überschaubarem Aufwand, die möglichen Entscheidungsalternativen als Szenario simulieren und so die Entscheidungsalternativen konkret quantitativ mit ökobilanziellen und ggf. auch weiteren Kennzahlen, bewerten.

Ein derart spezifiziertes Modell kann auch für die Produktionsplanung von großem Nutzen sein, da das Modell nun die Möglichkeit bietet, Informationen zu Kapazitäten, Produktionsrouten und Produktionsfunktionen abzubilden.

Aspekte der praktischen Umsetzung

Diese Modellerweiterung bedarf vor allem tiefer Prozesskenntnisse, um die Produktionsfunktionen der einzelnen Prozesse abschätzen zu können. Es wird daher empfohlen, dass dieser Schritt von internen Mitarbeitern ausgeführt wird. Erfahrungen im Aufstellen von Simulationsmodellen werden als sehr hilfreich angesehen.

6.2.6 Modellstufe 5

Im Rahmen der Modellstufe 5 sollen aufbauend auf der vorigen Modellstufe Parameterkombinationen gefunden werden, bei denen z. B. die THG-Emissionen pro Tonne Produkt möglichst gering ausfallen. In der Modellstufe 5 geht es also um die Optimierung von Stoffstrommodellen. Im Rahmen dieses Kapitels wird hier ein Einblick in das Feld der Optimierung gegeben und betrachtet, wie sich die Optimierung für das hier vorgestellte methodische Vorgehen nutzen lässt. Die Optimierung selbst konnte im Rahmen dieser Arbeit und in der Fallstudie mangels Software(-kenntnissen) nicht durchgeführt werden. Daher beschränkt sich dieses Kapitel auf eine erste allgemeine Einordnung.

Die Optimierung kann sowohl durch mathematische als auch durch simulationsbasierte Lösungsverfahren erfolgen. Beide Möglichkeiten wurden bereits in verschiedenen Studien erprobt (vgl. Pieragostini et al. 2012, S. 43ff.; Lambrecht und Thißen 2015, S. 263ff.). Lambrecht (2011, S. 16) ordnet die beiden Verfahren in den Kontext der Optimierung von Stoffstrommodellen ein: Generell bieten mathematische Lösungsverfahren die leistungsstärkere Suche nach Optima. Stoffstrommodelle müssen dafür jedoch in eine algebraische Sprache übersetzt werden, wobei nicht alle Prozessspezifikationen abgebildet werden können. So können beispielsweise aufwendigere Prozessspezifikationen, die auf eigenen Skripten oder Auswertungen auf externen Programmen beruhen, nicht ohne weiteres in diese algebraische Form übersetzt werden. Die simulationsbasierte Optimierung nutzt das Stoffstrommodell dagegen so wie es ist. Die Betrachtung beschränkt sich auf die Ein- und Ausgänge, das Modell selbst wird zur „Black Box“. Die verschiedenen Verfahren der simulationsbasierten Optimierung variieren die Parameter und leiten aus den Ergebnissen der Modellrechnung neue Parameterkombinationen ab. Ein solches Vorgehen hat den Vorteil, dass die Stoffstrommodelle so übernommen werden können, wie sie bereits vorliegen. Die Suche nach Optima ist allerdings rechenintensiv, weil das Modell für jeden einzelnen Schritt vollständig berechnet werden muss.

Für die Optimierung müssen zudem noch einige weitere Aspekte beachtet werden. So muss eine Zielvariable bestimmt werden, nach der minimiert oder maximiert werden soll. Es muss für die jeweilige Fragestellung geklärt werden, was die unabhängigen Variablen sind und wo die Beschränkungen des Systems liegen. Bei der Beantwortung dieser Fragen sollten die Entscheidungsspielräume eines Unternehmens in der Modellierung besondere Berücksichtigung finden. So können die entsprechenden Ergebnisse auch im Unternehmen genutzt werden und zu Veränderungen führen.

Praktische Umsetzung

Softwareseitig ist die praktische Umsetzung nicht einfach, weil die großen Softwareprodukte für Ökobilanzierungen den Schritt der Optimierung nicht anbieten. Im Rahmen des Forschungsprojekts KOMSA wurde ein entsprechendes Plug-in für die Software Umberto entwickelt (vgl. Schmidt et al. 2009, S. 67ff.; Lambrecht und Schmidt 2010, S. 610ff.). Dieses ist nach dem Forschungsprojekt jedoch nicht kommerziell genutzt worden. Bei einfachen Fragestellungen, bzw. nur einzelnen unabhängigen Variablen, scheint die manuelle Variation der unabhängigen

Variablen in der verwendeten Modellierungssoftware möglich. Für anspruchsvollere Fragestellungen und mehrere unabhängige Variablen konnte im Rahmen dieser Arbeit noch keine konkrete Lösung zur tatsächlichen Durchführung einer Optimierung identifiziert werden. Daher scheinen für die Durchführung dieser Modellstufe fundierte Simulations- und vor allem Optimierungskennnisse nötig.

Ergebnisse und deren Nutzungsmöglichkeiten

Die Optimierung soll eine optimale Parameterkombination für eine bestimmte Zielgröße ausgeben. Damit ist die Stoffstromanalyse nicht nur in der Lage, unterschiedliche Szenarien zu bewerten, sondern auch selbst Lösungswege zu generieren und diese aktiv in die betriebliche Entscheidungsfindung einzubringen.

Zu beachten ist an dieser Stelle die Einschränkung, dass das Modell immer nur einen Optimalzustand errechnen kann. Das darf nicht mit einem optimalen Zustand des modellierten Produktionsprozesses verwechselt werden. Zum einen ist ein Modell immer eine Vereinfachung und enthält damit nicht alle Informationen, Beschränkungen und Möglichkeiten des realen Produktionsumfelds. Zum anderen beschränkt sich das Modell ausschließlich auf die Stoffströme und Prozessspezifikationen. Andere Aspekte einer betrieblichen Entscheidungsfindung, wie Produktqualität, Liefertreue, Arbeitsplatzsicherheit oder rechtliche Aspekte sind nicht Teil der Analyse. Aber auch wenn das Ergebnis dieser Modellstufe keine optimale Lösung für alle betrieblichen Fragen generieren kann, so können die Ergebnisse dieser Modellstufe als konkrete Vorschläge die Diskussion im Unternehmen bereichern und so zu neuen Erkenntnissen führen.

6.3 Praxisbeispiel – ILCA einer Produktionslinie

Im Rahmen dieses Kapitels soll ein Beispiel dafür gegeben werden, wie die beschriebene Methodik angewendet werden kann und welche Ergebnisse von jeder Modellstufe erwartet werden können. Da weiterhin die Methodik im Vordergrund steht, wird das betrachtete System selbst mit Absicht sehr einfach gehalten.

6.3.1 Definition der Ziele und des Untersuchungsrahmens

Im Rahmen dieses Beispiels wird eine Fertigungslinie für Aluminiumbänder untersucht. Diese besteht aus einem Schmelz- und Gießofen, einer Säge, zwei Warmwalzen und einer Kaltwalze. Die Prozessschrotte der Sägen und Walzen werden im Kreislauf geführt und im Schmelzofen wieder eingeschmolzen. Des Weiteren wird Aluminium von verschiedenen Lieferanten sowie Schrott zugekauft, um den Schmelzofen zu füllen. Die Produktionslinie produziert Aluminium für zwei Produktbereiche - Getränkedosen und Lithografieanwendungen.

Für die Analyse werden die folgenden Ziele formuliert. Zum einen wird die Auswertung der produktspezifischen Treibhausgasemissionen sowie der Kennzahl „Recycled Content“ zur Kommunikation mit dem Endkunden angestrebt. Zum anderen soll die betriebliche Entscheidungsfindung für ein konkretes Investitionsprojekt unterstützt werden: Sollte das Unternehmen bei der Kaltwalze besser in eine neue Walzentechnologie (Verringerung der Schrottquote) oder in einen neuen Elektromotor (Verbesserung des spez. Energieverbrauchs) investieren?

Für die Umsetzung der Analyse wird die Software Umberto LCA+ verwendet.

6.3.2 Modellstufe 1

Es wird ein beschreibendes Modell der untersuchten Produktionslinie („Gate to Gate“) erstellt. Dabei wird der Methodik der MFA gefolgt.

Systemgrenzen und Modellierung

Die Produktionslinie besteht aus den fünf genannten Anlagen. Zudem werden die Materialflüsse des Aluminiums, der Energiebedarf der Anlagen und einige Transporte betrachtet. Abbildung 17 zeigt die Produktionslinie im Modell. Als Eingangsmaterialien werden Primäraluminium aus Norwegen und Deutschland sowie ein europäischer Produktionsmix betrachtet; zudem EoL-Schrotte, Strom und Gas, sowie Arbeitsstunden²⁹ und die Aufwände für den Transport.

²⁹ Arbeitsstunden werden hier als Material miterfasst, um die monetären Aspekte besser darstellen zu können.

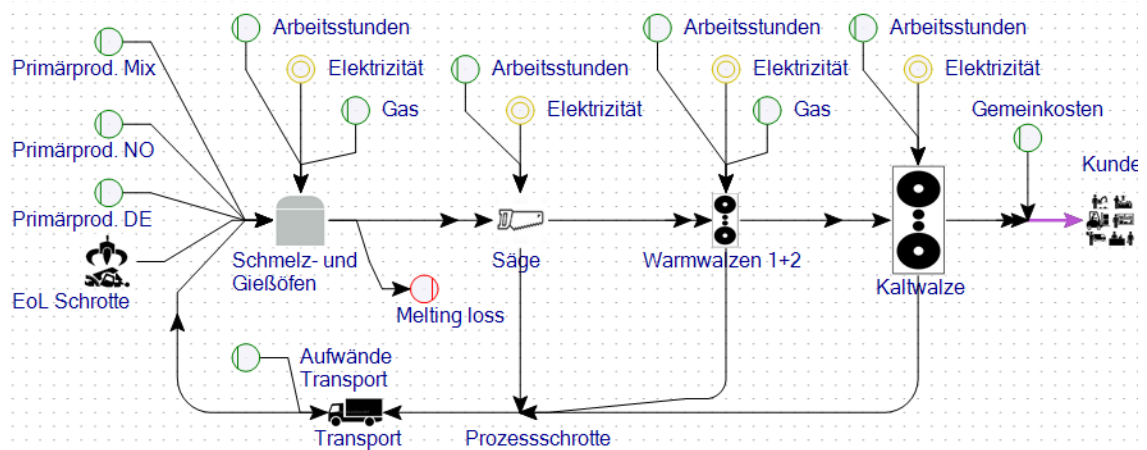


Abbildung 17 - Prozessdarstellung Fallbeispiel Aluminiumproduktion (Eigene Darstellung)

Innerhalb der Produktionslinie werden die Aluminiumströme der beiden Produktgruppen sowie Zwischenprodukte und Schrotte unterschieden.

Der Betrachtungszeitraum liegt bei einem Jahr. Für diesen Zeitraum werden alle untersuchten Materialbewegungen aggregiert. Die Aufwände an Strom, Gas und Arbeitsstunden werden ebenfalls über ein Jahr hinweg untersucht und zugeordnet. Die Daten stammen aus dem ERP-System des Unternehmens, wo sowohl Daten zum Einkauf als auch Rückmeldungen zu den einzelnen Produktionsschritten verfügbar sind. Die betrachtete Jahresproduktion beläuft sich auf 60.000 t Aluminiumbänder einer jeden Produktgruppe.

Ergebnisse

Das erstellte Modell wird in einem ersten Schritt als Sankey-Diagramm visualisiert. Dieses ist in Abbildung 18 dargestellt.

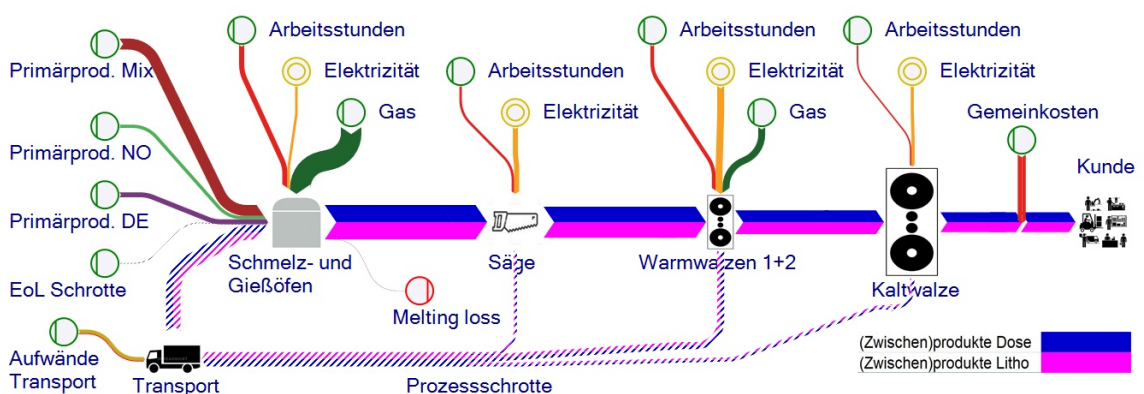


Abbildung 18 - Sankey-Darstellung des Modells (Eigene Darstellung)

Neben der visuellen Darstellung lassen sich aus dem Modell auch bereits eine Vielzahl von numerischen Indikatoren ableiten. Auf Ebene der gesamten Produktionslinie sowie auf Ebene der

Einzelprozesse, lassen sich absolute und spezifische Kennzahlen zu Materialeinsatz, Ausschuss und Energieverbrauch ableiten. Eine Auswahl der Indikatoren ist in Tabelle 2 dargestellt.

Tabelle 2 - Indikatoren der Modellstufe 1 (Eigene Darstellung)

Indikatoren der Modellstufe 1	Öfen	Säge	Warmwalze	Kaltwalze	Gesamt
Strom [MWh]	20.971	41.527	56.628	26.136	145.262
Gas [MWh]	167.769		56.628		224.397
Arbeitsstunden [h]	209.712	103.818	154.783	63.888	532.201
Primäralu Mix [t]	67.076				67.076
Primäralu Norwegen [t]	20.000				20.000
Primäralu Deutschland [t]	30.000				30.000
EoL Schrotte [t]	5.000				5.000
Produktion [t]	209.703	207.636	188.760	145.200	120.000
Schrotte [t]	2.067	18.876	43.560	25.200	
Schrottquote [%]	1%	9%	23%	17%	43%
spez. Stromverbrauch [MWh/t]	0,10	0,20	0,30	0,18	1,21
spez. Gasverbrauch [MWh/t]	0,80	-	0,30	-	1,87
spez. Arbeitsaufwand [h/t]	1,00	0,50	0,82	0,44	4,44

6.3.3 Modellstufe 2

Im Modell werden nun die Aufwände bestimmt und mit Attributen verknüpft. Dafür findet in einem ersten Schritt die Unterteilung der betrachteten Materialien nach Gütern und Übeln statt. In diesem Modell werden alle Materialien, mit Ausnahme der im Schmelzofen entstehenden Krätze (Schmelzverlust), als Güter angesehen. Als Attribute für die Aufwände werden an dieser Stelle die Treibhausgasemissionen über die gesamte Lieferkette sowie deren monetäre Kosten bewertet. Analog dazu werden die Entsorgungskosten und -aufwände für die Krätze analysiert. Zudem wird zwischen Recycling- und Primärmaterial der Aluminiumeingänge unterschieden, um den „Recycled Content“ zu bestimmen. Tabelle 3 stellt die verwendeten Materialien mit den verschiedenen zugeordneten Attributen dar. Die Zahlenwerte der entsprechenden Attribute sind in diesem Fall Beispielwerte.

Für die Systemallokation wird an dieser Stelle die „Cut-off-Variante“ angenommen. Auf eine Sensitivitätsanalyse wird im Fallbeispiel verzichtet.

Um ein Beispiel zu geben, wie sich weitere unternehmensspezifische Eigenheiten modellieren lassen, werden im Modell zwei verschiedene Strommixe betrachtet. Es wird angenommen, dass das Beispielunternehmen einen Rahmenvertrag über 110.000 MWh/a (entspricht dem gewöhnlichen Jahresbedarf) für den Bezug eines Strommix mit einem hohen Anteil an erneuerbaren Energien abgeschlossen hat. Der darüber hinaus benötigte Strom wird durch den deutschen Strommix abgedeckt. Für das Unternehmen wird dieser „Grenzbedarf“ monetär teurer und ist mit höheren spezifischen Umweltwirkungen verbunden.

Tabelle 3 - Verwendete Materialien und die verknüpften Attribute (Eigene Darstellung)

Material	Gut/Übel	THG-Emissionen	Monetäre Kosten	Sekundärmaterial?
Strom (Rahmenvertrag)	Gut	0,350 t/MWh	30 €/MWh	-
Strom (Mix Deutschland)	Gut	0,550 t/MWh	40 €/MWh	-
Gas (inkl. Verbrennung)	Gut	0,255 t/MWh	20 €/MWh	-
Transportkilometer LKW	Gut	0,16 kg/tkm	0,05 €/tkm	-
Arbeitsstunden	Gut	-	50 €/h	-
Krätze*	Übel	1t / t	500 €/t	-
Alu Norwegen	Gut	5 t/t	2000 €/t	nein
Alu Deutschland	Gut	11 t/t	2000 €/t	nein
Alu Mix	Gut	10 t/t	2000 €/t	nein
EoL Schrotte**	Gut	0,27 t/t	1000 €/t	ja

* Die Werte enthalten die Wiederaufbereitung der anfallenden Krätzes, die Deponierung der Rückstände sowie das Primärmaterial, das als Substitut für den Schmelzverlust benötigt wird.

** Die THG-Emissionen beziehen sich auf das Sammeln, Sortieren und Vorbereiten der Schrotte.

Ergebnisse

Die ersten ökobilanziellen Ergebnisse (THG-Emissionen) sowie eine Verteilung der monetären Kosten auf Produktions- und Prozessebene liegen nun vor. Eine Auswahl an möglichen Kennzahlen zeigt die folgende Tabelle 4.

Tabelle 4 - Indikatoren der Modellstufe 2 (Eigene Darstellung)

Indikatoren Modellstufe 2	Produktionsweit		Prozessspezifisch (am Bsp. der Kaltwalze)	
	absolut	spezifisch	absolut	spezifisch
THG-Emissionen []	1.229.874 t CO ₂ -eq.	10,25 t CO ₂ -eq./t	10.417 t CO ₂ -eq.	0,07 t CO ₂ -eq./t
Monetäre Kosten	290.998.099 €	2.425 €	4.073.647 €	28 €
Recycled Content	4,10%			

6.3.4 Modellstufe 3

Um eine Nachverfolgbarkeit der Materialströme und damit die Allokation der Aufwände auf die beiden Produkte/Erträge des Systems zu erreichen, werden in jedem Prozess die Ein- und Ausgänge miteinander verknüpft. Die Aufwände werden auf die Erträge alloziert.

Dabei werden verschiedene Allokationsregeln aufgestellt und implementiert. Die Aufwände der Prozesse in denen Prozessschrotte anfallen (Säge, Warm- und Kaltwalze) werden nach dem monetären Wert der Produkte alloziert. Dabei wird angenommen, dass Dosen- und Litho-Material den gleichen Wert haben, der Prozessschrott jedoch jeweils um 15% abgewertet wird. Im Ofen-Prozess werden die Eingänge den beiden Produktgruppen nach bestimmten Regeln zugeordnet. Dabei wird den physischen Materialströmen im Ofen gefolgt. So gehen z. B. alle EoL-Schrotte und die Prozessschrotte der Dosenproduktion nur in das Dosen-Material ein. Die Litho-Prozessschrotte gehen jeweils zu gleichen Anteilen in die Dosen- und Lithografieproduktion ein. Die Gemeinkosten der Produktion werden nach Masse der jeweiligen Produkte auf die beiden Produktbereiche verteilt. Alle Allokationsfaktoren wurden im Modell als Parameter angelegt, um diese leicht ändern und so die Sensitivität der Annahme bewerten zu können.

Ergebnisse

Das System der Produktionslinie kann nun in zwei Produktsysteme zerlegt werden, aus denen die produktspezifischen Kennzahlen abgeleitet werden können. Diese sind in der folgenden Tabelle 5 dargestellt.

Tabelle 5 - Indikatoren der Modellstufe 3 (Eigene Darstellung)

Indikatoren Modellstufe 3	THG-Emissionen	Monetäre Kosten	Recycled Content
Dose	9,5 t CO ₂ -eq./t	2.458 €	8,15%
Litho	11,0 t CO ₂ -eq./t	2.392 €	0%

6.3.5 Modellstufe 4

Das Modell soll nun dazu genutzt werden, die betriebliche Entscheidungsfindung zu unterstützen. In diesem Fallbeispiel soll ein begrenztes Budget in die Kaltwalze investiert werden. Dabei stehen zwei Vorschläge zur Debatte. Entweder könnten von dem Geld neue Elektromotoren gekauft werden, die dann den spez. Stromverbrauch der Anlage reduzieren. Oder es würden Walzen mit einer neuen Oberflächenstruktur gekauft, die die Schrottquote senken können.

Damit das Modell die Auswirkungen der Änderungen auf das ganze System analysieren kann, werden die Prozesse durch Produktionsfunktionen dargestellt. Im Rahmen dieser Modellstufe sind sie noch auf rein linear-limitationale Produktionsfunktionen beschränkt.³⁰ Die Steigungen der entsprechenden Produktionsfunktionen lassen sich direkt aus den spezifischen Kennzahlen der Prozesse zu Energieverbräuchen, Arbeitsaufwänden und Schrottquoten ableiten. Diese wurden schon in Modellstufe 1 aus den erhobenen Materialströmen errechnet.

Bei der Änderung der Schrottquoten in einzelnen Anlagen ändert sich im Ofen sowohl der Eingang der Prozessschrotte als auch die benötigte Produktionsmenge insgesamt. In dem Prozess wurde daher die Regel aufgestellt, dass alle eingehenden Prozessschrotte vorrangig verarbeitet werden und dass noch ausstehende Differenzen in der Massenbilanz über den Eingang „Primäralu Mix“ ausgeglichen werden.

Durch die Modellregeln verändern sich, durch die Anpassung der Parameter „Schrottquote“ und „spezifischer Energieverbrauch“, zwar die Energieverbräuche und der Arbeitsaufwand, nicht aber die Aluminiumeingänge des Produktionssystems. Eine Ausnahme bildet der Eingang „Primäralu Mix“, über den die Differenzen und der Schmelzverlust im Ofen ausgeglichen werden. In dieser Modellstufe werden die sich nicht verändernden Vorketten der Aluminiumeingänge aus der Berechnung herausgenommen, weil sie für die konkrete Entscheidungsfindung nicht relevant sind – Die Frage ist ja: Was verändert sich, wenn...? Dieses Abschneiden der Vorketten bringt den Vorteil, dass aus den Ergebnissen der dominante Anteil der Vorketten (ca. 90% des Gesamtergebnisses) herausgerechnet wird und so ein Fokus auf die betrieblichen Aktivitäten gelegt werden kann.

³⁰ In der Modellstufe 5 werden diese noch erweitert.

Erstellung und Berechnung der Szenarien

Aus der Fragestellung in dieser Modellstufe wurden drei Szenarien abgeleitet, simuliert und bewertet. Das Szenario 1 gibt die Ausgangslage wieder. In Szenario 2 wird die Schrottquote der Kaltwalze von 21% auf 20% gesenkt, der spez. Energieverbrauch bleibt konstant. In Szenario 3 wird der spez. Energieverbrauch von 0,18 MWh/t auf 0,16 MWh/t gesenkt. Die Szenarien und die entsprechenden Ergebnisse werden in Tabelle 6 dargestellt. Dabei zeigen die Zeilen eins und zwei die jeweilige Schrottquote und den spezifischen Energieverbrauch der Kaltwalze für die verschiedenen Szenarien. Die Zeilen drei und vier stellen die errechneten Auswirkungen der Änderungen für die gesamten THG-Emissionen und Kosten des Gesamtsystems dar. Die letzten drei Zeilen zeigen für die Szenarien zwei und drei jeweils die relative Veränderung dieser Ergebnisse im Vergleich zu Szenario 1. Die Einsparungen bei den Treibhausgasen liegen bei rund einem Prozent, wobei das Szenario 3 leicht besser abschneidet. Bei den monetären Kosten liegt jedoch das Szenario 2 klar vorn. Die monetäre Einsparung ist dreimal so hoch wie die in Szenario 2.

Tabelle 6 - Indikatoren der Modellstufe 4 (Eigene Darstellung)

Szenarios	1	2	3
Schrottquote	21%	20%	21%
spez. Energieverbr.	0,18 MWh/t	0,18 MWh/t	0,16 MWh/t
THG Emissionen	146447 t CO ₂ -eq.	145133 t CO ₂ -eq.	144850 t CO ₂ -eq.
Kosten	52.459.000 €	52.069.000 €	52.329.000 €
Veränderung THG		-0,90%	-1,09%
Veränderung Kosten		-0,74%	-0,25%
Δ Kosten	-	390.000 €	- 130.000 €

In dieser Form kann das Ergebnis als Bewertungsgrundlage für die betriebliche Entscheidungsfindung dienen und eine Entscheidung ermöglichen, die die THG-Emissionen oder andere ökologische Indikatoren in geeigneter Weise berücksichtigt.

6.3.6 Modellstufe 5

Im Rahmen dieser Modellstufe wird die Frage gestellt, bei welcher Auslastung die Produktionslinie am effizientesten arbeitet. Dafür wird hier ein einfaches simulationsbasiertes Verfahren der Optimierung angewendet. Die Produktionsmenge wird im Rahmen von plausiblen Grenzen ($\pm 10\%$) variiert und die Auswirkungen des Systems werden simuliert und dokumentiert. Aus den Ergebnissen von THG-Emissionen und Kosten der Produktion für die jeweiligen Produktionsmengen lässt sich das jeweilige Optimum für die beiden Kenngrößen herauslesen.

Um das Modell etwas realitätsnäher zu gestalten, wurden an dieser Stelle einige weitere Annahmen in den Produktionsfunktionen der Prozesse modelliert. Es wird angenommen, dass der spezifische Energiebedarf und der benötigte spezifische Arbeitsaufwand mit zunehmender Produktionsmenge in jeder Anlage sinken, da Skaleneffekte genutzt werden können. Gleichzeitig wird davon ausgegangen, dass die Schrottquote steigt, da bei schnellerer Arbeit mehr, Fehler passieren.

Bei der Warmwalze wurde ein Sonderfall modelliert. Diese Anlage ist der „Flaschenhals“ der Produktionslinie. Hier liegt die Kapazität der Anlage bei max. 144.000 t/a. Darüber hinaus wird eine ältere Anlage genutzt, die mehr Energie und Arbeitskräfte benötigt und mehr Schrott produziert. Die Produktionsfunktionen der Warmwalzen sind in Abbildung 19 dargestellt (beide Anlagen sind in einer Produktionsfunktion kombiniert). Bis zu einer Produktionsmenge von 144.000 t/a lassen sich die genannten Trends in den Produktionsfunktionen erkennen. Sobald die Kapazitätsgrenze der ersten Anlage erreicht ist, verändern sich die Verhältnisse von Aufwand und Ertrag, da nun die zweite, ältere Anlage anteilig übernimmt.

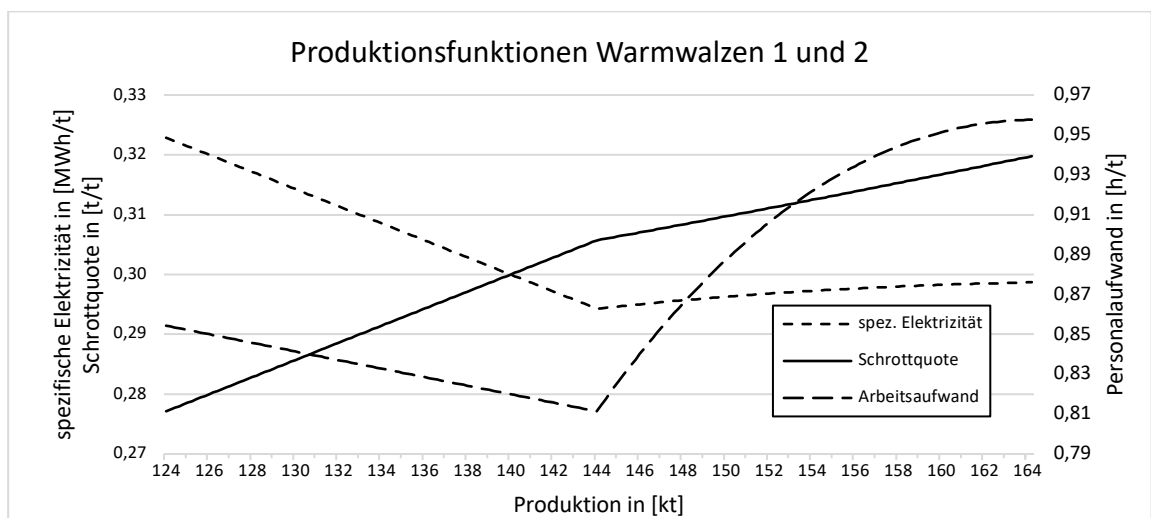


Abbildung 19 - Produktionsfunktionen der Warmwalzen (Eigene Darstellung)

Ergebnisse

Durch die Variation der Produktionsmenge in den genannten Grenzen lassen sich die Ergebnisse für den Ertrag in [€] und für die spezifischen Treibhausgasemissionen in [t CO₂-eq/t] über die Produktion in [kt] darstellen. Abbildung 20 zeigt die Ergebnisse. Die Ertragskurve lässt ein klares Optimum erkennen. Dieses liegt bei einer Jahresproduktion von 118.000t/a. Die spezifischen THG-Emissionen steigen über das gesamte untersuchte Produktionsspektrum hinweg an. Die Steigung steigt jedoch ab 118.000 t Jahresproduktion leicht an.

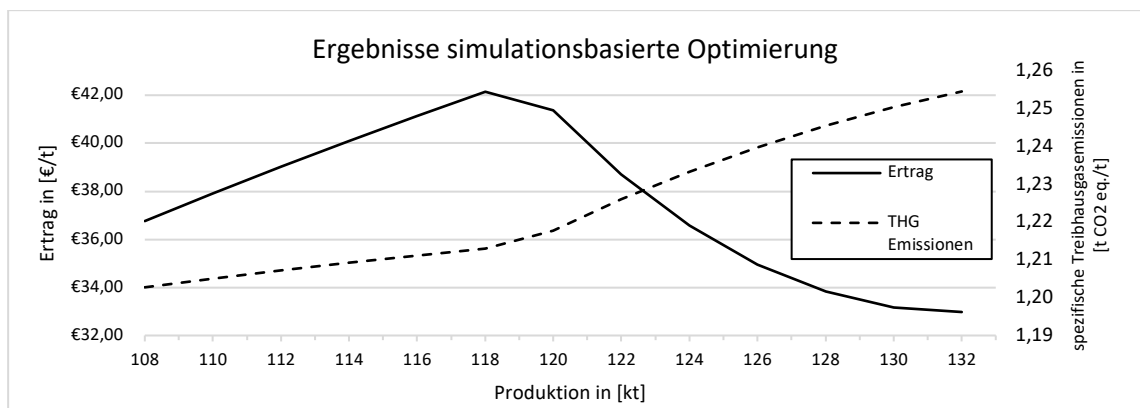


Abbildung 20 – Auswirkungen der Parametervariation (Eigene Darstellung)

Auf Basis dieser Ergebnisse lassen sich Vorschläge für eine Anpassung der Produktionsmenge der untersuchten Produktionslinie ableiten, die in die betriebliche Diskussion eingehen können.

6.3.7 Abschließende Bewertung

Dieses Beispiel zeigt, wie eine Ökobilanz im Unternehmen aussehen und wie sie einen konkreten Mehrwert generieren kann. Die Modellierung und Auswertung sind im Rahmen dieses Fallbeispiels noch überschaubar und die Entscheidungsfindung vielleicht noch intuitiv machbar. Ein tatsächlicher Industriebetrieb ist jedoch deutlich umfangreicher. Er enthält viele verschiedene Anlagen, die alle unterschiedliche Prozessmerkmale aufweisen. Dort kann die Methodik der ILCA ihre Stärken zeigen und zu Ergebnissen führen, die nicht mehr intuitiv zu erfassen gewesen wären.

7 Einordnung der Methodik in ausgewählte Kontexte

Dieses Kapitel dient der Einordnung der Ergebnisse dieser Arbeit in verschiedene ausgewählte Kontexte. Dazu werden in einem ersten Unterkapitel noch einmal die wesentlichen Erkenntnisse dieser Arbeit herausgestellt. Im Anschluss wird in diesem Kapitel aufgezeigt, in wieweit sich die Methodik auch auf andere Industrien oder Anwendungen der Ökobilanzierung übertragen lässt. Zudem wird die hier entwickelte Methodik und die Ökobilanzierung als Ganzes in den Kontext zweier Trends gesetzt, die in Industrieunternehmen derzeit zu beobachten sind und in den nächsten Jahren voraussichtlich noch von großer Wichtigkeit sein werden. Dies ist zum einen die sog. digitale Transformation, die die Geschäftsprozesse in den nächsten Jahren beeinflussen wird. Dabei entstehen Wechselwirkungen mit der Methodik der Ökobilanzierung, die hier aufgezeigt werden. Zum anderen wird die Komplexität von betrieblichen Aufgaben insgesamt weiter steigen. Daher wird geprüft, ob die in dieser Arbeit entwickelte Methodik einen geeigneten Umgang mit komplexen Umgebungen und Fragestellungen darstellt.

7.1 Zusammenfassung der Ergebnisse

Die vorliegende Arbeit beschäftigt sich mit der Frage, wie die Aluminiumindustrie einen Beitrag zur Senkung der globalen THG-Emissionen leisten kann. Dafür wurden die Aluminiumindustrie und verschiedene Methoden der Nachhaltigkeitsbewertung detailliert betrachtet. Aufbauend auf dem Wissen um die identifizierten Besonderheiten der Aluminiumindustrie und einer breiten Methodenkenntnis, konnte eine Methodik entwickelt werden, die den Unternehmen helfen kann, ihre THG-Effizienz zu steigern.

Die Aluminiumindustrie weist einige spezifische Eigenschaften auf. Genannt seien an dieser Stelle bspw. eine global verteilte Lieferkette, ein hoher Anteil an internen und externen Schrottströmen (Kreislaufbeziehungen) sowie eine hohe Diversität des Materials Aluminium. Einzelne betriebliche Maßnahmen haben über die Zusammenhänge und die diversen Verknüpfungen im Produktionssystem oft Auswirkungen auf das gesamte System. Um die Folgen von einzelnen Veränderungen auf die globalen THG-Emissionen überhaupt zu bewerten und so wirkungsstarke Maßnahmen zu identifizieren, bedarf es einer Bewertungsmethodik, die diese Verknüpfungen darstellen und berücksichtigen kann. Zuerst wurde daher gefragt, welche bestehende Methodik eine solche Bewertung darstellen kann. Zur Beantwortung dieser ersten Forschungsfrage wurden verschiedene Methoden aus der Nachhaltigkeits- und Managementforschung betrachtet, die sich für eine solch umfangreiche Bewertung eignen könnten. Es konnte keine Methodik gefunden werden, die bereits heute alle, in dieser Arbeit formulierten Anforderungen an die Bewertung, erfüllt. Die Methode der Ökobilanz kam den Anforderungen aber am nächsten. Daher wurde als Ziel dieser Arbeit formuliert, auf Basis der Methodik der Ökobilanz eine Bewertungsmethode zu entwickeln, die die Anforderungen der Aluminiumindustrie erfüllen kann.

Die Ökobilanzierung ist heute jedoch eher ein Methodenbaukasten als eine einzelne klar abgegrenzte Methode. Eine seit Jahren andauernde Diversifizierung der Methodik hat eine Vielzahl von verschiedenen Ökobilanzansätzen und möglichen Annahmen bei z. B. Allokationsregeln oder Systemgrenzen hervorgebracht. Daher beschäftigt sich die zweite Forschungsfrage (FF 2) damit, welche methodischen Elemente innerhalb der Ökobilanzierung geeignet sind, um die Anforderungen der Aluminiumindustrie an eine entsprechende Bewertungsmethode zu erfüllen. Die dritte Forschungsfrage (FF 3) zielt auf die praktischen Herausforderungen ab, denen industrielle Anwender von Ökobilanzierung bei der Durchführung der Methodik gegenüberstehen, um diese in der zu entwickelnden Methode bestmöglich zu reduzieren. Sie fragt so nach den konkreten Herausforderungen der Anwendung von Ökobilanzierung in der Aluminiumindustrie.

Um beide Fragestellungen zu beantworten, wurde eine Einzelfallstudie durchgeführt. Der Kern der Fallstudie war eine umfangreiche Ökobilanz bei dem Unternehmen Hydro. Methodisch neu war dabei die konsequente datenmäßige Integration der Produktebene in die Unternehmensebene der Analyse. Zudem wurden eine Reihe von Experteninterviews mit verschiedenen Anspruchsgruppen des untersuchten Unternehmens geführt, um die betrieblichen Anforderungen an eine Bewertungsmethode zu identifizieren und um die praktischen Herausforderungen der ökobilanziellen Anwendung in der Aluminiumindustrie zu verstehen.

Auf Basis der Fallstudie wurde die Frage nach geeigneten methodischen Elementen der Ökobilanz (Forschungsfrage 2) wie folgt beantwortet: Eine Kombination aus einer Unternehmensökobilanz (OLCA) und Produktökobilanzen (ALCA) kann eine Vielzahl der Anforderungen der Aluminiumindustrie abbilden. Der wesentliche Vorteil gegenüber einzelnen Analysen ist, dass die Produktsysteme über das Unternehmenssystem miteinander verknüpft sind. Auswirkungen von Änderungen an einem Produktsystem auf ein anderes werden so sichtbar und quantifizierbar gemacht. Die vielfältigen Zusammenhänge komplexer Produktionssysteme lassen sich so besser im Modell darstellen. Des Weiteren werden methodische Elemente der Materialflussanalyse, der Decisional LCA und der Consequential LCA als hilfreich angesehen, die Analyse noch unternehmensspezifischer zu gestalten.

Als Antwort auf die Forschungsfrage 3 wurden im Rahmen der Fallstudie praktische Herausforderungen bei der Durchführung von Ökobilanzen identifiziert. Einige davon werden im Folgenden kurz dargestellt:

- Eine Ökobilanz ist zunächst aufwendig, relativ teuer und bedarf ökobilanzieller Fachkenntnis. Dies steht oft im Gegensatz zu begrenzten Budgets und wenig interner LCA-Expertise in Unternehmen.
- Die Vielfalt der Methodik stellt für die Anwendung eine Herausforderung dar – sowohl die Auswahl von verschiedenen Ökobilanzansätzen als auch die methodischen Freiheiten innerhalb der Methode. Der Anwender muss viele Annahmen treffen und diese dann rechtfertigen und interpretieren. Darunter können die Validität der Ergebnisse und die Vergleichbarkeit zwischen verschiedenen Ökobilanzen leiden.
- Im Unternehmen stellt die Vielfalt von Anfragen verschiedener Anspruchsgruppen eine Herausforderung dar. Die Industrie hat sich noch nicht auf wenige, breit akzeptierte

Kennzahlen geeinigt, um Ökologie oder Nachhaltigkeit darzustellen. Daher fordern verschiedene Kunden, Verbände oder legislative Vorschriften eine Vielzahl von unterschiedlichen Informationen, Kennzahlen oder Rohdaten. Das händische und jeweils spezifische Vorgehen ist aufwendig.

- Aus einer Ökobilanz folgen nicht automatisch Handlungen. Die Ergebnisse einer Ökobilanz sind für Entscheidungsträger oft schwer zu verstehen und bei vielen betrachteten Umweltwirkungen in der operativen Entscheidungsfindung kaum anwendbar. Verbesserungspotenziale ergeben sich nicht automatisch durch das Durchführen der Analyse.
- Modellierung der Unternehmensprozesse allein durch LCA-Experten, bzw. externe Mitarbeiter wird als wenig effizient und dadurch teuer angesehen. Die Einarbeitung erfordert einen großen Aufwand.
- Manuelles Sammeln von Daten im Unternehmen ist nur schwer reproduzierbar, wenn diese in großen Unternehmen aus einer Vielzahl verschiedener Datenquellen bereitgestellt werden. Das vermindert zum einen die Validität der Ergebnisse der durchgeführten Bewertung. Zudem erschwert es eine mögliche Wiederholung der Analyse zu einem späteren Zeitpunkt, um bspw. die Erfolge einer Maßnahme zu bewerten.

Auf Basis der identifizierten geeigneten methodischen Elemente und der praktischen Herausforderungen in der Anwendung wurde dann eine neue ökobilanzielle Methodik speziell für die Anwendung in der Aluminiumindustrie entwickelt. Wesentliche übergreifende Merkmale sind dabei ein inkrementelles Vorgehen, eine flexible und integrierte Methodik, eine Integration von Simulation und Optimierung in die Ökobilanzmethode und die direkte Anbindung von den Modellen an die betrieblichen Informationssysteme. Zudem wird bei jedem Aufgabenpaket unterschieden, ob dafür ökobilanzielles Expertenwissen benötigt wird, oder eher die Prozesskenntnis aus dem Unternehmen selbst. Die Methode wird „ILCA“ genannt, da das inkrementelle Vorgehen und die integrierte Methodik die beiden wesentlichen Charakteristika der Methode darstellen.

Die erarbeitete Methode besteht aus fünf Modellstufen. Im Rahmen der ersten Modellstufe werden die Prozesse sowie Materialströme (Substanzen-, Güter- und Energieströme) eines Unternehmens in einem Modell abgebildet. Das Ziel ist eine deskriptive, modellhafte Ist-Darstellung von Prozessen, Material- und Energieströmen in den sog. Gate-to-Gate Systemgrenzen. Im Zuge der Modellstufe 2 werden alle modellierten Aufwände des Systems mit verschiedenen Attributen verknüpft. Das können Umweltwirkungen der Vorketten sein, aber auch die monetären Kosten oder andere Eigenschaften. Auf dieser Basis lassen sich die ausgewählten Attribute, z. B. erste ökobilanzielle Kennzahlen, auf Unternehmensebene aus dem Modell ableiten. Die Modellstufe drei hat das Ziel, die verschiedenen Aufwände auf die verschiedenen Einzelerträge/Produkte des betrachteten Systems zu verteilen. Das erfordert eine Zuordnung von Aufwänden und Erträgen in jedem einzelnen Prozessschritt. Ist jeder Prozess derart spezifiziert, kann ein Produktfluss durch das ganze System nachverfolgt werden. Das Gesamtsystem kann dann in die einzelnen Produktsysteme aufgeteilt werden und alle Kennzahlen können produktspezifisch erhoben werden. In der Modellstufe 4 wird das Modell dahingehend erweitert, dass sich die Auswirkungen von Änderungen einzelner Systemparameter (z. B. Produktionsmengen oder einzelne

Schrottquoten) simulieren lassen. Daraus entstehen neue Szenarien, mit denen entsprechend geänderte Systeme bewertet werden können. Mit dieser Bewertung von Einzelmaßnahmen soll die konkrete Entscheidungsfindung im Unternehmen unterstützt werden. Die Modellstufe 5 bietet die Möglichkeit, eine optimale Kombination von modellierten Systemparametern zu finden. Eine Übersicht über die erarbeitete Methodik bietet Tabelle 7

Tabelle 7 - Übersicht über entwickelte Methodik der ILCA (Eigene Darstellung)

	Modellstufe 1	Modellstufe 2	Modellstufe 3	Modellstufe 4	Modellstufe 5
	Das darstellende Modell	Die Lebenszyklusperspektive	Das verknüpfende Modell	Das szenariofähige Modell	Das optimierende Modell
Zusammenfassung	Das zu betrachtende System wird mithilfe einer Materialflussanalyse Gate-to-Gate modelliert und visualisiert. Das Modell lässt so die Auswertung erster Sachbilanzindikatoren (z. B. spezifischer Stromverbrauch) auf Unternehmens- und Prozessebene zu.	Die Aufwände des Modells werden mit verschiedenen Attributen verknüpft – bspw. den Umweltwirkungen der entsprechenden Vorketten. Kennzahlen zu den ausgewählten Attributen lassen sich auf Prozess- und Unternehmensebene auswerten.	In jedem Prozess werden die Aufwände auf die verschiedenen Erträge alloziert. Die Aufwände können so produktspezifisch durch das ganze Modell zurückverfolgt werden. Damit können alle bisherigen Kennzahlen auf Produktebene erhoben werden.	Modell wird primär über Produktionsfunktionen in den Prozessen spezifiziert. Limitationen der ALCA-Modellierung (Linearität) werden aufgehoben. Dieses Vorgehen erlaubt eine Skalierung sowie das Simulieren und Bewerten von Szenarien.	Die Produktionsfunktionen werden parametrisiert angelegt (sofern nicht bereits geschehen). Die definierten Parameter werden nach einer Zielfunktion optimiert.
Durchzuführende Arbeitsschritte	Prozessmodellierung (z. B. Systemgrenzen, Aggregation von Anlagen, Abschneidekriterien), Materialtaxonomie Auswahl und Recherche von Primärdaten (z. B. Materialströme)	Gut/Übel-Klassifikation Systemallokation Auswahl von zu bewertenden Attributen/ LCIA-Aspekte Recherche von Sekundärdaten (z. B. Emissionsfaktoren)	Prozessallokation in jedem modellierten Prozess mit mehr als einem Ertrag	Prozesse mit Produktionsfunktionen spezifizieren. Auswahl von Szenarien - Definition von abhängigen und unabhängigen Variablen und weiteren Regeln und Abhängigkeiten im Modell.	Zielfunktion definieren Randbedingungen definieren Auswahl zwischen mathematischer oder simulationsbasierter Optimierung Ggf. Reformulierung des Modells in algebraischer Sprache
Ergebnisse und Verwendungsmöglichkeiten	Modellierung und Visualisierung des Produktionssystems Sachbilanzkennzahlen auf Prozess- und Unternehmensebene	Kennzahlen zu den ausgewählten Attributen. Basis für OLCA, nicht-finanzielles Reporting oder Hotspotanalysen zu ökologischen Aspekten	Produktspezifische Kennzahlen Basis für: ALCA/PEF/CFP/Labeling oder ggf. MFCA	Simulation und Bewertung von Szenarien. Entscheidungsunterstützung bei Investitionsprojekten	Einbringen von eigenen Vorschlägen in die betriebliche Entscheidungsfindung. Identifizieren von Potenzialen.
Methodenbausteine aus der LCA-Methodik und darüber hinaus	Goal&Scope aus ALCA Vorgehensweise aus MFA Umgang mit Joint Ventures oder anderen Beteiligungen aus OLCA	Vorgehen LCIA aus ALCA Auswahl von Vorketten aus DLCA Systemallokation und Bewertung der Datenqualität aus PEF	Allokationsregeln aus ALCA	Umgang mit Vorketten und Skalierbarkeit aus CLCA	Simulationsbasierte oder mathematische Optimierung
Benötigte Software und erforderliches Fachwissen	Tools zur Datenverarbeitung Software zur Darstellung von Sankey-Diagrammen Prozess und IT-Kenntnis erforderlich	LCI-Daten(-bank) LCA-Software von Vorteil LCA-Fachwissen erforderlich	LCA-Software Prozesskenntnis und LCA-Fachwissen erforderlich	LCA-Software Prozess und Modellierungskennnisse erforderlich	Softwarelösung für Optimierung Modellierungs- und Optimierungskennnisse erforderlich
Mathematische Grundlagen	Bilanzhaltung Aggregation/Integration von Massen- und Energieströmen über die Zeit	Charakterisierung und ggf. Normierung und Gewichtung der Umweltwirkungen	Leistungsverrechnung der Aufwände und Erträge (softwareseitig)	Erstellung beliebig komplizierter Produktionsfunktionen	Optimierungsalgorithmen
Sonstiges	Beschreibendes Modell; Keine Skalierbarkeit; geeignet für Anbindung an IT-Systeme; ex-post-Analyse			Erklärendes Modell; skalierbar; ex-ante-Analyse	

7.2 Nutzen der Erkenntnisse für andere Industrien

Die Methodik baut auf den spezifischen Erfahrungen einer Einzelfallstudie aus der Aluminiumindustrie auf. Im Rahmen dieser Arbeit werden die Ergebnisse jedoch auch für andere Industriebranchen als geeignet und sinnvoll angesehen. Im Folgenden werden einige Aspekte erläutert, die diese Annahme begründen.

In der Fallstudie wurden die praktischen Herausforderungen der Aluminiumindustrie im Umgang mit LCA identifiziert und gesammelt. Viele dieser Herausforderungen erscheinen jedoch nicht ausschließlich für die Aluminiumindustrie interessant und wurden in der Literatur bereits im Zusammenhang mit anderen Industriezweigen beschrieben. Alle industriellen Anwender stehen bspw. einer diversifizierten LCA-Methodik, einer aufwendigen und unter Umständen schlecht reproduzierbaren Datenerhebung und der Herausforderung gegenüber, aus den Ergebnissen konkrete Maßnahmen abzuleiten.

Das stufenweise Vorgehen, die Anschlussfähigkeit gegenüber anderen Analysemethoden, die Verteilung von Arbeit zwischen Prozess-Experten und LCA-Experten und viele andere Aspekte sollen und können die Anwendung von Ökobilanzierung auch in anderen Industriebetrieben erleichtern und attraktiver gestalten.

Bei der im Rahmen dieser Arbeit erarbeiteten Methode der ILCA finden sich allerdings auch einzelne methodische Elemente, die nicht beliebig auf andere Industriebetriebe oder andere Branchen übertragbar sind. So wird bspw. zwischen der Modellstufe 1 und 2 die Annahme getroffen, dass die produkt- und die periodenbezogenen Aufwände gleich sind, sofern der Betrachtungszeitraum groß genug ist. Diese Annahme ist nur für Unternehmen mit einem recht konstanten Produktmix zulässig. Werden große Anlagen mit langen Durchlaufzeiten gebaut oder sehr kundenspezifische Aufträge bearbeitet, verliert diese Annahme ihre Gültigkeit. Eine Anpassung der Methodik würde notwendig. Ebenso wird die Analyse eines Unternehmens mittels ILCA aufwendig, wenn dieses ein sehr diversifiziertes und/oder sich schnell änderndes Produktportfolio anbietet. Für diesen Fall sollte eine Methode besonders flexibel und individuell auf neue Produkte und Untersuchungsgegenstände und -grenzen reagieren können. Für die Aluminiumindustrie und damit für die Ausarbeitung der hier vorliegenden Arbeit hatte dies jedoch eine niedrigere Priorität.

Daher wird an dieser Stelle die Meinung vertreten, dass die entwickelte Methodik für Betriebe der Prozessindustrie sinnvoll und anwendbar ist. Neben der Aluminiumindustrie sind das bspw. Unternehmen aus den Bereichen Chemie, Gasverarbeitung, Pharmazie sowie Papier-, Glas- und Stahlherstellung. Für andere Industriezweige müssten einzelne Aspekte angepasst werden. Diese Anpassung ist aber nicht mehr Bestandteil dieser Arbeit und wird hier als weiterer Forschungsbedarf angesehen.

7.3 Die Methodik im Kontext der Digitalisierung

„Im Jahr 2025 ist in vielen Branchen die virtuelle Begleitung des gesamten Produktlebenszyklus üblich. Einzelkomponenten von Geräten und Maschinen sind mit digitalen Produktgedächtnissen ausgestattet, die deren „Historie“ von der Herstellung, über die Einsatzzeit bis zur Entsorgung im Detail dokumentieren.“

Zukunftsbild Industrie 4.0 (BMBF 2013, S. 23)

Wenn die in dieser Arbeit vorgestellte ökobilanzielle Methodik in den kommenden Jahren in der Industrie Anwendung findet, wird diese Anwendung parallel zu einem Prozess verlaufen, der mit „Digitalisierung“ oder auch „digitaler Transformation“³¹ umschrieben wird. Im Rahmen dieses Kapitels wird aufgezeigt, welchen Einfluss die hier entwickelte Methodik der Ökobilanzierung und die digitale Transformation im Unternehmen aufeinander haben könnten. Konkurrieren die Methoden und Ziele oder lassen sich sogar Synergieeffekte erkennen?

Dieses Kapitel startet mit einer kurzen Einleitung über die digitale Transformation in der Industrie. Im Anschluss wird die vorgestellte Methodik dann im Kontext der Digitalisierung betrachtet.

7.3.1 Die digitale Transformation in der Industrie

Die Geschichte der industriellen Entwicklung wird in verschiedene Evolutionsstufen unterteilt. Die erste Industrierevolution beschreibt gemeinhin den beginnenden Einsatz von Dampfmaschinen in der Industrie Ende des 18. Jhdts. Die zweite Stufe beschreibt den Start der Elektrifizierung und arbeitsteiligen Massenproduktion zu Beginn des 20. Jhdts. Mit der dritten Evolutionsstufe wird die Automatisierung der Produktion durch die Informationstechnologie seit den 1970er Jahren beschrieben. Und die vierte industrielle Revolution beschreibt den Einzug des Internets in Unternehmen bis hinunter auf die Produktionsebene. Heute steht die Industrie an der Schwelle zu dieser vierten Evolutionsstufe (vgl. Plass 2017, S. 2; acatech 2013, S. 17).

Die Potenziale einer fortschreitenden Digitalisierung werden als weitreichend angesehen: Eine gesteigerte Effizienz, eine höhere Flexibilität und eine bessere Auslastung werden vom BMBF in Aussicht gestellt (vgl. BMBF 2013, S. 13). Gleichzeitig soll die Produktion „ressourcenschonend und urbanverträglich“ sein (Plass 2017, S. 7). Laut McKinsey Digital (2015, S. 49) sorgt sie so für die nötige Wettbewerbsfähigkeit auf den globalen Märkten der Zukunft.

Die erwarteten Vorteile sind so groß, dass es als standortsgefährdend angesehen wird, nicht in die Digitalisierung zu investieren und einen Nutzen daraus zu ziehen: Eine Studie des BMWi sieht allein für die Industrie 600 Mrd. Euro Bruttowertschöpfung in Gefahr, sofern es Europa nicht gelingen sollte, die Digitalisierung zu dessen Vorteil zu nutzen (vgl. BMWi 2015, S. 3f.). Eine VDI Studie sieht ohne eine erfolgreiche Gestaltung der vierten industriellen Revolution gar die Wettbewerbsfähigkeit des Industriestandorts Deutschlands bedroht (vgl. VDI ZRE 2017, S. 10).

³¹ Beide Begriffe werden synonym verwendet.

Trotz der identifizierten Potenziale und auch der aufgezeigten Risiken durch mangelndes Engagement, sehen Neligan und Schmitz (2017, S. 23) derzeit noch eine eher verhaltene Nutzung der Technologien in der Industrie. Die Industrie und vor allem etablierte Anbieter sollten sich daher entschlossen engagieren, um den Anschluss nicht zu verpassen (vgl. BMWi 2015, S. 6). Und sie sollten schnell damit beginnen, da die Transformation einen tiefgreifenden Wandel in verschiedenen Geschäftsbereichen bedeute (vgl. McKinsey Digital 2015, S. 48). Im Rahmen dieser Arbeit wird davon ausgegangen, dass die tatsächliche Umsetzung einer digitalen Transformation in naher Zukunft steigt, oder zumindest das Bewusstsein dafür zunimmt.

Die wesentliche Grundlage aller Aktivitäten im Rahmen der Digitalisierung sind Daten. Je mehr Daten (in guter Qualität) erhoben und je besser diese miteinander verknüpft und zielorientiert ausgewertet werden, umso mehr Potenziale lassen sich nutzen (vgl. McKinsey Digital 2015, S. 45; Bischoff 2015, S. 6). Der Verein Deutscher Ingenieure (VDI) teilt den Prozess der Digitalisierung in sechs Stufen ein, die in Tabelle 8 dargestellt sind (vgl. VDI ZRE 2017, S. 169). Die Entwicklung geht vom Erheben der Daten, über das Verknüpfen, bis zum (automatisierten) Ableiten von Maßnahmen.

Tabelle 8 - Schritte der Digitalisierung (Darstellung in Anlehnung an VDI ZRE 2017, S. 169)

Stufe 1	Stufe 2	Stufe 3	Stufe 4	Stufe 5	Stufe 6
Keine oder teilweise Erfassung	Unternehmensinterne regelmäßige Erfassung	Erfassung auf Maschinenebene	Verknüpfung mit Betriebsdaten	Automatisierte Ableitung von Maßnahmen	Automatisierte Regelung von Maschinen

Auch die Methode der Ökobilanzierung und das in dieser Arbeit entwickelte Vorgehen bauen auf einer umfangreichen Datenbasis und auf einem schrittweisen Vorgehen auf. Daher wird im Folgenden die Frage gestellt, ob Wechselwirkungen zwischen einer digitalen Transformation im Unternehmen und der Anwendung einer ökobilanziellen Methodik bestehen und wie diese aussehen könnten.

7.3.2 Der Nutzen der Digitalisierung für die Ökobilanz in der Industrie

Das vorherige Kapitel zeigt, dass die Digitalisierung mit der vermehrten Nutzung von vorhandenen Daten und mit dem Aufbau neuer Datenströme einhergeht. Das Ziel ist der Aufbau einer validen Datengrundlage, um daraus Maßnahmen ableiten zu können. Zum Zukunftsbild „Industrie 4.0“ vom BMBF gehören gar „digitale Prozessmodelle“ mit Produktionsressourcen und Fertigungsschritten sowie „digitale Produktgedächtnisse“ (BMBF 2013, S. 22).

Die im Rahmen der Digitalisierungsbemühungen eines Unternehmens erhobenen Daten, können auch als Grundlage für die Ökobilanz dienen. Bei der Erstellung eines Stoffstrommodells könnte der Anwender bereits auf eine Vielzahl von Prozessdaten, vielleicht sogar auf ein ganzes Prozessmodell des zu untersuchenden Betriebs- oder Produktsystems zurückgreifen. Damit würde die meist zeit- und arbeitsintensivste Phase einer Ökobilanz, die Erstellung der sog. Sachbilanz, bedeutend kürzer ausfallen. Ökobilanzexperten könnten sich dann idealerweise auf die

Arbeitsschritte konzentrieren und beschränken, in denen sie ihre Expertise mitbringen. Dazu gehören im Wesentlichen der Umgang mit methodischen Annahmen (z. B. Allokation und Systemgrenzen), die Modellierung der Vorketten und die Abschätzung von Auswirkungen auf die Umwelt und deren Interpretation.

7.3.3 Der Nutzen von Ökobilanzierung für die Digitalisierung

Eine gute Datenbasis kann zu vielen guten Analysen führen, hat aber auch ihre Grenzen. So kann bspw. ein Materialstück nicht gegenständlich durch einen Schmelzofen zurückverfolgt werden, da es dort zu einer Vermischung von verschiedenen Materialströmen kommt. Kosten einer Verwaltung (und sonstige Gemeinkosten) können nur mithilfe von Annahmen (Allokationsregeln) auf Produkte verteilt werden. Auch zugekauft Sekundärmaterial lässt sich nicht zweifelsfrei zurückverfolgen. Näherungswerte und Annahmen werden notwendig, um Analysen durchzuführen, die Materialströme verfolgen und/oder die Aufwände konsistent auf die Erträge eines Systems allozieren können. In einem solchen Umfeld bietet die Ökobilanzierung eine geeignete Methode zur transparenten und konsistenten Verrechnung von verschiedenen Aufwänden und Erträgen sowie zur Verknüpfung und Darstellung von ganzen Lieferketten.

Laut Bauer et al. (2007) benötigt *„das Verstehen möglicher Handlungsalternativen für Entscheidungssituationen unserer hochkomplexen Gesellschaft und Wirtschaft [...] einerseits eine Vielzahl an Daten, aber andererseits auch Modelle und Methoden als Hilfsmittel, die eine Aggregation und Kontextualisierung von Daten und die Aufbereitung der relevanten Informationen für ein Verständnis von Sachverhalten und die Bewertung von Handlungsvarianten leisten“* (Bauer et al. 2007, S. 11). Die Ökobilanzierung bietet genau für diese Fragen und die genannte Kontextualisierung und Aufbereitung von Daten einen breiten Methodenbaukasten mit viel diskutierten Allokationsregeln, Systemgrenzen, generischen Datensätzen und einer geeigneten Leistungsverrechnung. Elemente der ökobilanziellen Methodik können dort weiterhelfen, wo konventionelle Informationssysteme an ihre Grenzen stoßen. Vor allem interne und externe Materialkreisläufe können so konsistent in die Bewertung mit aufgenommen werden.

7.3.4 Ökobilanzierung mit der ILCA und digitale Transformation als gemeinsame Anstrengung

Die digitale Transformation und die Methodik der Ökobilanzierung unterstützen sich gegenseitig mit Daten und erweiterten Nutzungsmöglichkeiten. Auch im zeitlichen Verlauf einer fortschreitenden Digitalisierung (siehe Tabelle 8) sowie der Durchführung einer Ökobilanz nach der hier entwickelten Methodik lassen sich Parallelen erkennen.

Die Stufen der Digitalisierung beginnen in einem Unternehmen mit keiner oder nur einer teilweisen Erfassung von Daten (Stufe 1). Der Grad der Digitalisierung steigert sich mit der Erfassung von Maschinendaten (Stufe 3) und mit der Verknüpfung dieser Daten mit den Betriebsdaten (Stufe 4). Ganz ähnlich sieht das entwickelte Vorgehen der ILCA aus. In der Modellstufe 1 werden Daten für ein Stoffstrommodell erhoben. Dies muss manuell stattfinden, sofern Daten gar nicht

oder nur teilweise vorhanden sind. Für die betriebliche Anschlussfähigkeit der Ökobilanzierung im Unternehmen wurde es jedoch als notwendig angesehen, die Daten über die betrieblichen Informationssysteme zu erheben. Dafür ist eine automatisierte Erhebung von Maschinendaten notwendig. Sobald das Stoffstrommodell erstellt und mit Daten gefüllt wird, werden diese in Modellstufe 2 mit weiteren (auch betrieblichen) Daten verknüpft, um die Analysemöglichkeiten zu erweitern. In der VDI-Einteilung folgt darauf die „Automatisierte Ableitung von Maßnahmen“ (Stufe 5). In der inkrementellen Methodik ILCA folgen die Simulation und Optimierung, welche ebenfalls das Ziel haben, geeignete Maßnahmen abzuleiten.

Als praktischer Vorschlag für Unternehmen könnte daraus folgen, Digitalisierung und Ökobilanzierung nicht getrennt voneinander, sondern miteinander zu betrachten und zu gestalten. Ein Daten-Sammeln für eine Ökobilanz (oder das hier vorgestellte Vorgehen) sollte immer auch im Rahmen der Digitalisierung des Unternehmens gedacht werden. Gleichzeitig sollte eine Digitalisierungsstrategie auch immer die Auswertemöglichkeiten der Ökobilanzierung berücksichtigen, da diese mit ihrer produktspezifischen Leistungsverrechnung und den Möglichkeiten ökologische Aspekte valide zu bewerten, einen Mehrwert bietet.

Die Frage bleibt, ob die Unternehmen zuerst mit der Ökobilanzierung starten und die Daten dann für weitere Anwendungen der Industrie 4.0 nutzen, oder ob die Unternehmen zuerst mit dem Daten-Sammeln im Rahmen einer breiten Digitalisierungsstrategie beginnen und darauf dann Ökobilanzen zur Bewertung ökologischer Auswirkungen aufbauen sollten? Bischoff (2015, S. 53) hat in einer Studie u.a. die Prioritäten mittelständischer Unternehmen in der Produktion untersucht. Eine hohe Priorität haben die Erhöhung der Produktqualität und die Senkung von Durchlaufzeiten und Beständen. Eine mittlere Priorität haben eine hohe Auslastung und die Liefertermintreue. Mit niedriger Priorität und auf dem letzten Platz der entsprechenden Darstellung findet sich die „umweltfreundliche/nachhaltige Produktion“. Bei dieser Prioritätenlage in Unternehmen scheint es wenig attraktiv, den großen Initialaufwand einer Datenerhebung und -sammlung aufgrund einer Methode durchzuführen, die letztendlich „nur“ eine umweltfreundliche Produktion zum Ziel hat. Es scheint vielversprechender, Unternehmen mit Potenzialen anzusprechen, die die Nutzung von Betriebsdaten für z.B. die Produktqualität oder Durchlaufzeit haben kann. Sobald dann eine valide Datenbasis im Unternehmen aufgebaut ist, kann darauf mit deutlich geringerem Aufwand eine ökobilanzielle Analyse aufgebaut werden. Die Methode kann so schneller wertschöpfend und somit auch betriebswirtschaftlich attraktiv sein.

7.4 Die Methodik im Kontext von komplexen Systemen

Als zweiter Trend wird hier die Zunahme von Komplexität ausgewählt und betrachtet. Berman und Korsten (2010, S. 17ff.) zeigen, dass die Komplexität in Märkten, Produkten und Unternehmen stetig steigt, und dass Top-Manager die Bewältigung dieser Komplexität als eine ihrer größten Herausforderungen ansehen. Weniger als die Hälfte der befragten Manager fühlen sich vorbereitet, um mit dem erwarteten Maß an Komplexität umzugehen.

Auch die Methodik der Ökobilanzierung befasst sich an verschiedenen Stellen mit komplexen Systemen. So stellt die natürliche Umwelt ein komplexes System dar. Die Lieferketten und der betrachtete Produktlebenszyklus sind komplex, ebenso die untersuchten Produktionsstandorte. Auch die betrieblichen Fragestellungen und Abläufe, die letztendlich zu Maßnahmen und Veränderung führen, sind komplex. Daher scheint eine Diskussion sinnvoll, inwiefern die Ökobilanzierung und vor allem die im Rahmen dieser Arbeit entwickelte Methode der ILCA mit Komplexität umgehen können. Dafür beginnt dieses Kapitel mit einer Definition von komplexen Systemen und gibt Beispiele dafür, wie drei verschiedene Forschungsrichtungen mit Komplexität umgehen. Anschließend wird aufgezeigt, inwieweit die hier entwickelte Methodik mit dem Thema Komplexität umgeht.

7.4.1 Der Unterschied zwischen komplexen und komplizierten Systemen

Die nun folgenden Überlegungen zu Systemen stammen aus der Systemtheorie, die nach den zwei Weltkriegen als Antwort auf ein zu sehr vereinfachendes Denken in komplexen Entscheidungssituationen entstanden ist (vgl. Potocan et al. 2002, S. 228). Einer der Mitbegründer dieser Theorie war der Biologe Ludwig von Bertalanffy. Er definierte Systeme als „*einen Satz von interagierenden Elementen*“ (Bertalanffy 1968, S. 56). Bei Ulrich und Probst (1988) findet sich eine ähnlich eingängige Definition: „*Ein System ist ein aus Teilen bestehendes Ganzes*“ (Ulrich und Probst 1988, S. 27). Bei der Definition von komplexen Systemen gehen die Definitionen etwas auseinander. Ulrich und Probst (1988, S. 58) definieren ein komplexes System als ein solches, dass in einem gewissen Zeitraum verschiedene Zustände annehmen kann. Auch Meier (2007, S. 42) nennt diesen Aspekt, ergänzt jedoch noch, dass die Komplexität eines Systems in der Vielfalt und Vielzahl von Elementen stecke, sowie ihren Beziehungen untereinander. Luhman (1987, S. 46f.) nennt eine Menge von Elementen komplex, wenn nicht mehr jedes Element zu jeder Zeit mit jedem anderen verknüpft sein kann. Ein kompliziertes System besteht laut Ulrich und Probst (1988, S. 57f.) ebenfalls aus vielen Elementen, Verbindungen und Kausalitäten, weist aber keine Veränderlichkeit oder Dynamik auf.

Im Rahmen dieser Arbeit werden hier die Definitionen von Ulrich und Probst genutzt, um Systeme und Modelle als komplex und kompliziert zu beschreiben.

7.4.2 Umgang mit komplexen Systemen

Bruhn und Schmidt (2009, S. 5f.) leiten aus der wissenschaftlichen Diskussion grundsätzlich zwei Möglichkeiten ab, wie sich mit Komplexität umgehen lässt: Die Reduktion von Komplexität und die Erhaltung von Komplexität.

Bei der Reduktion von Komplexität wird diese so weit wie möglich reduziert. Das heißt, dass die komplexen Fragestellungen so lange in kleine Teile zerlegt und vereinfacht werden, bis diese dann lösbar sind (vgl. bspw. Grünberg-Bochard und Schaltegger 2014, S. 142). In den meisten wissenschaftlichen Disziplinen wird so gearbeitet. Ein Beispiel für ein solch reduktionistisches Vorgehen ist die Modellbildung eines komplexen Systems. Dabei wird notwendigerweise vereinfacht und reduziert. Für die Vorhersage des Wetters werden bspw. aufwendige Computermodelle gepflegt. Die offensichtliche Fehleranfälligkeit dieser Modelle zeigt aber, dass dennoch nicht alle Aspekte betrachtet werden konnten, bzw. die Dynamik des Systems nicht vollständig erfasst werden kann.

Die Strategie Komplexität zu erhalten, geht zurück auf das „Gesetz der notwendigen Varietät“, welches Ashby (1956) formuliert hat. „*Only variety can destroy variety*“ (Ashby 1956, S. 207). Es besagt, dass die Bewältigung einer komplexen Situation nur mit Hilfe einer entsprechenden Komplexität möglich ist (vgl. Milling 2002a, S. 228). Beispielhaft kann hier ein Organismus gelten, der sich in einer komplexen Umgebung, z. B. der natürlichen Umwelt bewegt. Um zu überleben, muss dieser Organismus die Fähigkeit besitzen, auf jede mögliche Einwirkung von außen reagieren zu können. Gleiches gilt auch für Unternehmen. Sobald ein Unternehmen nicht angemessen auf die Einwirkungen seines Umfelds reagieren kann, kann es nicht mehr bestehen.

Daneben findet sich in der Literatur noch ein weiteres Gesetz für einen geeigneten Umgang mit Komplexität. Das Gesetz der notwendigen und hinreichenden Ganzheitlichkeit („Law of requisite holism“) wurde von Mulej und Kajzer 1998 formuliert³². Es beschreibt eine geeignete Ganzheitlichkeitsebene, in dessen Kontext Entscheidungen getroffen werden. Entscheidungen sollten auf Basis aller notwendigen „*wesentlichen Erscheinungen, Prozesse und Eigenschaften (Komponenten, Wechselbeziehungen, Synergien)*“ (Potocan et al. 2002, S. 228) getroffen werden. Darüber hinaus sollte es aber auch nicht zu Übertreibungen kommen. Die in die Entscheidungsfindung einfließenden Aspekte sollten sich auf eine hinreichende Anzahl von Aspekten begrenzen (vgl. Potocan et al. 2002, S. 228).

Potocan et al. (2002, S. 229f.) schreiben, dass es einen positiven Effekt auf die betriebliche Entscheidungsfindung habe, wenn sowohl das „Gesetz der notwendigen Varietät“, als auch das „Gesetz der notwendigen Ganzheitlichkeit“ beachtet würden. Sie weisen aber auch darauf hin, dass die spezifische Auswahl der notwendigen und hinreichenden Aspekte rein im Ermessen des Betrachters liegt und nicht standardisiert werden kann. Als Zielstellung geben sie aus, dass zwischen der „totalen Einseitigkeit“ und der „totalen Ganzheitlichkeit“ eine Ebene gefunden

³² Auf die Primärquelle konnte nicht zugegriffen werden. Darauf verwiesen wird in (Potocan et al. 2002, S. 228).

werden muss, die „*inhaltlich vollkommen genug, technisch ausführbar, wirtschaftlich annehmbar und qualitätsmäßig genug gut [ist]*“ (Potocan et al. 2002, S. 231).

Diese Zielstellung soll im Rahmen der vorliegenden Arbeit dazu dienen, um die Güte der Methodik der ILCA im Umgang mit Komplexität zu bewerten.

7.4.3 Umgang mit Komplexität in der Praxis

Im Folgenden werden drei wissenschaftliche Disziplinen betrachtet, die sich mit dieser Arbeit in Verbindung bringen lassen. Ziel ist es, den jeweiligen Umgang mit Komplexität herauszuarbeiten. Betrachtet werden die Ökobilanzierung, die Technikfolgenabschätzung und die Managementlehre.

Komplexität in der Ökobilanzierung

Die Methodik der Ökobilanzierung wurde im Rahmen dieser Arbeit bereits ausführlich vorgestellt: Die Ökobilanz ist eine systematische Analyse der Umweltwirkungen von Produkten, Verfahren oder Unternehmen entlang des gesamten Lebenswegs. Das Bezugssystem besteht somit aus globalen Wertschöpfungsketten, der natürlichen Umwelt, verschiedensten Umweltwirkungen und fast beliebig vielen weiteren Aspekten. Dieses Bezugssystem wird hier als komplex angesehen. Ulrich und Probst (1988, S. 110) selbst nennen das Ökosystem als Beispiel für ein komplexes System.

Die Ökobilanzierung reagiert auf dieses, in Gänze kaum zu erfassende Bezugssystem, indem sie nach dem Relevanzprinzip abschneidet, linearisiert und auf generische Daten sowie bestehende Modelle zur Wirkungsabschätzung zurückgreift. So erzeugt sie ein berechenbares Modell der Wertschöpfungskette und des Lebenszyklus und leitet daraus die relevanten Ergebnisse ab. Die Ökobilanzierung positioniert sich somit als reduktionistische Methode.

Ein wesentlicher Teil der wissenschaftlichen Diskussion in der Ökobilanzierung drehte sich in den letzten Jahren und Jahrzehnten um die Frage, ob diese Reduktion zu weit geht, oder ob nicht mehr Aspekte (z. B. Markteffekte) mit in die Analyse einbezogen werden sollten (vgl. Kap. 3.5.2). In der frühen Entwicklung der Ökobilanzierung beschränkte man sich auf die technischen Aspekte eines klar definierten Produktsystems. Heijungs (1998, S. 180ff.) hat mit seiner axiomatischen Herleitung der LCA klare Regeln geschaffen, wie die Komplexität des Systems aufzuheben ist. Nachdem ein System durch seine Axiome und Theoreme normiert und modelliert worden ist, kann das Modell keine unvorhersehbaren Zustände mehr annehmen. Im Zuge der Modellierung wird so aus einem komplexen System ein mehr oder weniger kompliziertes Modell, das klar bestimmt werden kann und sich endogen nicht verändert.

Kritik an dieser heute sog. Attributional LCA kommt primär daher, dass die Vereinfachung als zu weitgehend angesehen wird (vgl. Kap.3.5.2). Plevin et al. (2014c, S. 79) kritisieren bspw. eine zu starke Vereinfachung durch die Beschränkung auf technische Aspekte des Produktsystems, oder auch Annahmen wie die Linearisierung von Produktionsfunktionen. Diese Vereinfachung führe dazu, dass für die Entscheidungsfindung wichtige Parameter in der Modellbildung verloren

gehen und so die Methode nicht allein zur Legitimierung der Ergebnisse dienen kann. In der Sprache dieses Kapitels könnte man sagen, dass die notwendige Ganzheitlichkeit nicht erfüllt wird.

Die Ökobilanzforschung reagiert darauf, indem sie versucht, verschiedene Parameter und Aspekte zusätzlich in den Modellen abzubilden. Vor allem Markteffekte mit positiven und negativen Feedbackschleifen, Substituten und Reboundeffekten werden in Modelle der Ökobilanzierung integriert. Diese Methoden heißen dann Consequential-, Integrated- oder Anticipatory-LCA (vgl. Guinée et al. 2018, S. 3). Aber auch durch das Einbeziehen von immer weiteren Aspekten, bleibt das Modell der Ökobilanz „kompliziert“. Die Elemente und Verbindungen nehmen zwar zu, es wird aber immer noch von eindeutigen kausalen Zusammenhängen ausgegangen (auch wenn es immer schwieriger wird, die Modelle nachzuvollziehen). In der Ökobilanzierung bleibt der Anspruch eine Fragestellung reduktionistisch mithilfe eines Modells zu erklären und zu beantworten.

Yang und Heijungs (2018, S. 754ff.) stellen in Frage, ob immer ausgereifere mathematische (komplizierte) Modelle in der Ökobilanzierung auch ein besseres Ergebnis liefern. Sie bezweifeln es und empfehlen stattdessen den Einsatz von verschiedenen und kleineren Modellen. Die Trends aus den verschiedenen Ergebnissen könnten dann eine neue Erkenntnis liefern. Sie verweisen in ihrem Beitrag auf die Idee der „Post normal Science“. Dieser Forschungsansatz besagt, dass es in einer vernetzten und komplexen Welt notwendig ist anzuerkennen, dass es immer Wertvorstellungen, Auswahlmöglichkeiten und Unsicherheiten gibt. Eine auf Hypothesentests und Falsifikation basierende Wissenschaft sei nicht ausreichend für komplexe Systemzusammenhänge. Sie fordert einen vielschichtigen und (teils) qualitativen Forschungsansatz (vgl. Funtowicz und Ravetz 1993, S. 739ff.; Turnpenny et al. 2011, S. 287ff.).

In die heutige Anwendung von Ökobilanzierung hat dies allerdings noch keinen Einzug gefunden. Die Ökobilanzierung wird an dieser Stelle als eine reduktionistische Methode angesehen, die je nach Ansatz mal stärker und mal weniger stark vereinfacht.

Komplexität in der Technikfolgenabschätzung

Die zweite hier betrachtete wissenschaftliche Disziplin ist die Technikfolgenabschätzung (TA). TA ist eine Forschungsrichtung, die die gesellschaftlichen Folgen technischer Neuerungen auf ihre Chancen und Risiken hin untersucht. Die TA arbeitet dabei interdisziplinär in sozialen und gesellschaftlichen Systemen (vgl. Grunwald 2010, S. 40ff.). Dieses Bezugssystem wird hier ebenfalls als komplex angesehen.

Grunwald (2015, S. 66f.) beschreibt, wie sich die Arbeitsweisen und die Zielstellungen der einzelnen Technikfolgenabschätzungen über die Jahre hinweg verändert haben. Diese Entwicklung lässt sich auch mit dem Umgang mit Komplexität in Verbindung bringen lässt, ohne dass Grunwald diese Verbindung explizit herstellt. Zuerst versuchte die TA eine „prognostische Orientierung“ zu liefern. Für die Fragestellungen wurde eine einzelne Prognose ausgearbeitet, auf deren Basis dann Entscheidungen getroffen werden konnten. Nachdem sich viele dieser Prognosen als falsch herausgestellt hatten, arbeitete man eher an einer „szenarischen Orientierung“. Dabei

wurden und werden verschiedene Szenarien aufgestellt, analysiert und bewertet. Grunwald stellt aber noch eine dritte Möglichkeit der Orientierung zur Diskussion: Die „hermeneutische Orientierung. Wenn das Zukunftswissen so unsicher ist, dass keine Szenarien und Prognosen mehr möglich sind, bleibt *„in dieser epistemologisch aussichtslosen Situation nur noch [...] zu verstehen, warum das so ist, was diese Widersprüche über uns heute aussagen und was wir daraus für Orientierungszwecke lernen können“* (Grunwald 2015, S. 67).

Als Kriterium für die hermeneutische Orientierung gibt Grunwald unsichere und divergierende Zukunftsbilder an (vgl. Grunwald 2015, S. 67). Die Kriterien von Ulrich und Probst für ein komplexes System sind „selbstständig“, „unvorhersehbar“, „dynamisch“ und „irrational“ (vgl. Ulrich und Probst 1988, 60f.). Eine unsichere und divergierende Zukunft wird im Rahmen dieser Arbeit mit einem komplexen System, bzw. mit einer komplexen Zukunft, gleichgesetzt.

Das von Grunwald beschriebene Vorgehen kann damit auch zeigen, wie die TA mit komplexen Systemen umgeht. Eine einzelne Prognose von einem zukünftigen Systemzustand hat sich als nicht durchführbar herausgestellt und wird heute gar nicht mehr angestrebt. Szenarien sind eine Möglichkeit mit den verschiedenen möglichen Systemzuständen umzugehen. Wenn die Komplexität eines Systems (einer Zukunft) allerdings zu groß erscheint (Grunwald nennt als Beispiel die „New and emerging sciences and technologies“), bleibt nur noch die Möglichkeit, die aktuelle Debatte zu begleiten und zu verstehen, um damit die Debatte und die Entscheidungsfindung zu unterstützen (vgl. Grunwald 2014, 281ff., 2015, S. 67).

Die beiden erstgenannten Vorgehen reduzieren Komplexität auf einen oder mehrere Systemzustände. Das dritte akzeptiert die Komplexität des Bezugssystems und versucht diese transparent und verständlicher zu machen. Es erhält Komplexität, um Komplexität zu bewältigen.

Komplexität in der Managementlehre

Ein Unternehmen wird ebenfalls als ein komplexes System angesehen (vgl. Potocan et al. 2002, S. 221). In der allgemeinen Betriebswirtschaftslehre beschäftigt sich daher u.a. die Managementlehre mit dem Umgang von komplexen Systemen (vgl. Niermann 2014, S. 15). Die Aufgabe eines Managers ist es, in einem unübersichtlichen, dynamischen, sprich: komplexen Umfeld, Entscheidungen zu treffen (vgl. Niermann 2014, S. 17). Wie aber trifft er oder sie diese Entscheidungen?

Versuche, Komplexität in der Unternehmensführung zu reduzieren, „[...] haben sich als *problematisch oder sogar untauglich erwiesen*“ (Milling 2002b, S. 5). Ansätze, die auf formaler Modellbildung beruhen, haben häufig einen mangelhaften Realitätsbezug gezeigt und waren den realen Anforderungen der Entscheidungsunterstützung kaum gewachsen (vgl. Milling 2002b, S. 5). Management scheint mehr als nur das geschickte Analysieren von Zahlen und Fakten zu sein (vgl. Niermann 2014, S. 49).

Ein Blick auf Analysemethoden, die im Management angewendet werden können, zeigt, dass die Methoden meist auch einen anderen Fokus haben. So haben bspw. das St-Galler Managementmodell, PESTEL- und SWOT-Analysen oder die Marktkräfte nach Porter das Ziel, die

Komplexität der betrieblichen Umgebung möglichst zu erhalten und breit darzustellen. Das Management wird über die verschiedenen Aspekte informiert und trifft eine Entscheidung in diesem so aufgespannten Informationsfeld (vgl. Koob 2014; Rüegg-Stürm 2004, 69ff.). Eine Reflexion mithilfe der genannten Analysemethoden führt zu einem breiteren Verständnis der jeweiligen aktuellen Situation und Debatte und ermöglicht so eine bessere Entscheidungsfindung.

Das Management akzeptiert die Komplexität des Umfelds und versucht durch breit gefächerte Informationen die bestmögliche Entscheidung zu treffen. Komplexität wird erhalten, um Komplexität zu begegnen.

7.4.4 Der Umgang der eigenen Methode mit Komplexität

Die Ökobilanzierung ist eine reduktionistische Methode und bewältigt durch Modellbildung und verschiedene methodische und datenbezogene Annahmen und Vereinfachungen die Komplexität der verschiedenen Bezugssysteme. Nach den Erfahrungen aus der Fallstudie, werden die Vereinfachungen einer „klassischen“, attributiven Ökobilanz als zu weitgehend angesehen. Die Vereinfachung, z. B. durch eine Linearisierung der Produktionsfunktionen oder die Nutzung generischer Daten für die Bewertung von Lieferketten, führen dazu, dass die Methode nicht dazu in Lage ist, in einer komplexen Markt- und Produktionsumgebung, wie bspw. in der Aluminiumindustrie, zu validen Bewertungen zu kommen. Die Methodik wird daher als zu stark vereinfachend bewertet, um die in Kapitel 4.1 genannten Fragestellungen dieser Arbeit zu beantworten.

Die im Rahmen dieser Arbeit entwickelte Methode der ILCA, kann den Herausforderungen im Umgang mit komplexen Systemen und Fragestellungen durch einige methodische Elemente besser begegnen als die bisherige Ökobilanz-Methodik. Auch die ILCA ist eine reduktionistische Methode. Um bei der notwendigen Reduktion von Komplexität aber eine geeignete Ganzheitlichkeit zu erreichen, wurde die „normale“ ALCA um einige methodische Elemente erweitert: (1.) Valide Aussagen zu den ökobilanziellen Kennzahlen werden dadurch unterstützt, dass in der Modellstufe 4 Szenarien vorgesehen sind. Damit wird aus den normalerweise prognostischen Ergebnissen einer Ökobilanz (Sensitivitätsanalysen und Unsicherheiten seien hier ausgenommen) eine „szenarische Orientierung“. So sind Anwender in der Lage Annahmen zu variieren und z. B. Best-Case oder Worst-Case Szenarien zu entwickeln. In der Technikfolgenabschätzung hat sich dieser Schritt bewährt, um besser mit komplexen Systemen umgehen zu können. (2.) Im Modell sollen möglichst spezifische Daten verwendet werden. So sollen im Modell möglichst die vertraglich vereinbarten Lieferantenbeziehungen abgebildet werden (Methodik der DLCA). Bei Veränderungen von Produktionsbedarfen, sollen Überlegungen zur Herkunft von Grenzbedarfen mit einfließen (Methodik der CLCA). (3.) Prozessspezifikationen können flexibel gestaltet werden, um Veränderungen realitätsnah abbilden zu können. Die beiden letztgenannten Aspekte sorgen dafür, dass das Modell betriebsspezifischer aufgebaut wird und so besser zur konkreten betriebsspezifischen Entscheidungsfindung beitragen kann. (4) Die Methode ist schrittweise in fünf Modellstufen aufgebaut. Jede dieser Stufen ist eine unterschiedlich starke Reduktion der

Komplexität des Produktionssystems und der Umgebung. Durch das inkrementelle Vorgehen ist die Methode der ILCA so in der Lage verschiedene Komplexitätsniveaus im Unternehmen abzubilden. Das Ziel für eine gute Entscheidungsfindung wurde wie folgt definiert: „Inhaltlich vollkommen genug, technisch ausführbar, wirtschaftlich annehmbar und qualitätsmäßig gut genug“. An dieser Stelle wird die entwickelte Methodik der ILCA als geeignet angesehen, um eine solche Entscheidungsfindung valide zu unterstützen.

Bei allen Versuchen Komplexität zu reduzieren, beschränkt sich die Methodik der ILCA jedoch weiterhin ausschließlich auf die ökologischen Auswirkungen eines Produkts, Prozesses oder Unternehmens. Betriebliche, technische, juristische oder sonstige Aspekte der Entscheidungsfindung werden bewusst nicht mit analysiert. Für die eigentliche Entscheidungsfindung stehen diese Aspekte neben den Ergebnissen der Ökobilanz und müssen alle individuell berücksichtigt werden. Somit kann bei aller Reduktion der Komplexität im Bereich der Ökologie, die Komplexität der betrieblichen Fragestellung erhalten bleiben, die nötig ist, um der Komplexität und Vielschichtigkeit betrieblicher Fragestellungen gerecht zu werden.

8 Fazit

Die Ökobilanzierung steht in der Industrie noch am Anfang. Dafür finden sich in dieser Arbeit viele gute Gründe: Die Datenbeschaffung ist aufwendig, die Ergebnisse hängen stark von methodischen Annahmen ab und sind schwer zu interpretieren, die attributive Ökobilanz erweist sich als zu stark vereinfachend für einige betriebliche Fragestellungen, usw.

Ungeachtet dessen schreitet jedoch der Klimawandel voran und die Industrie muss daran arbeiten THG-Emissionen zu reduzieren, bzw. THG-effizienter zu arbeiten. Zu Beginn der hier vorliegenden Arbeit wurde daher die folgende übergreifende Fragestellung formuliert: **Wie können einzelne Unternehmen der Aluminiumindustrie über den gesamten Produktlebenszyklus ihrer Produkte das Verhältnis von emittiertem THG zum generierten Nutzen (z. B. Produktionsmenge oder Erlös) verbessern und somit die THG-Effizienz steigern?** Auf diese Frage sollte im Rahmen dieser Arbeit eine mögliche Antwort gefunden werden, um einen Beitrag zur Mitigation des Klimawandels zu leisten.

Nach einer ausführlichen Fallstudie in einem Betrieb der Aluminiumindustrie steht nun ein neuer methodischer Ansatz der Ökobilanzierung, der die Unternehmen bei der Erreichung dieses Ziels unterstützen kann. Die ILCA ist methodisch exakt auf die Aluminium- und Prozessindustrie zugeschnitten. In der durchgeführten Fallstudie wurden genau die methodischen Elemente ausgewählt, die für die Bewertung eines solch komplexen industriellen Produktionssystems notwendig und geeignet sind. Diese wurden dann in einer neuen Methodik kombiniert. Neben der reinen Kombination von bestehenden Methodenbausteinen, enthält diese Arbeit auch eine methodische Weiterentwicklung: Die Produktsysteme wurden so in die Unternehmensökobilanz integriert, dass sich sowohl produkt- als auch prozess- und betriebsspezifische Kennzahlen aus einem Modell ableiten lassen. Diese Integration ermöglicht es dem Anwender Wechselwirkungen zwischen verschiedenen Produktsystemen darzustellen, die vorher verborgen blieben. Ein gemeinsames Modell der verschiedenen Produkte eines Unternehmens führt zu konsistenteren und damit glaubwürdigeren Ergebnissen, als einzelne Betrachtungen dies zuließen.

Zudem stand von Anfang an die Anwendbarkeit und die betriebliche Anschlussfähigkeit der zu entwickelnden Methode im Fokus, um eine praktische Nutzung in den Unternehmen zu erleichtern und zu fördern. Durch diese durchgehende Ausrichtung auf die späteren Nutzer und Fragestellungen der Anwendung, ist die ILCA den bisherigen Ökobilanzansätzen in der industriellen Anwendung überlegen.

Die Arbeit versucht einen Bogen zwischen Industrie und Wissenschaft zu schlagen. Mit der Entwicklung der ökobilanziellen Methodik leistet diese Arbeit einen Beitrag dazu, die THG-Effizienz der Industrie zu erhöhen. Es besteht die Hoffnung, dass die Umsetzung der entwickelten Methodik einer von vielen kleinen Schritten sein wird, um die formulierten Klimaziele zu erreichen und so die Erwärmung der Erdatmosphäre auf unter 2°C begrenzen zu können.

9 Anhang

9.1 Gesprächsleitfaden für Tiefeninterviews

„Anforderungen an die Hydro Aluminium Rolled Products GmbH im Bereich der Ökologie“

- 1.) Kennenlernen
 - a. Vorstellen meiner Person und des Themas der Doktorarbeit

- 2.) Allgemeine Ansprüche des Managements an die Hydro im Bereich Ökologie
 - a. **Erwartungen** an die Hydro im Bereich Ökologie
 - b. **Visionen/ Ziele/Maßnahmen**

- 3.) Welche Indikatoren und Methoden erheben / fordern Sie?
 - a. **Wie misst das Management ökologische Aspekte?**
 - b. **Fordert das Management bestimmte Indikatoren oder KPIs?**
 - c. Was hält das Management von Ökobilanzen, CFP/WFP, RC, Stoffstromanalysen?
 - d. Welche Umweltwirkungen sind besonders relevant? Beschränkt es sich auf CO₂?
 - i. Was ist mit: Versauerung, Eutrophierung, Smog-Bildung und Ozon-Abbau-Potential? (Von der Metallindustrie als die am wichtigsten angesehenen Indikatoren – vgl. Santero, Nicholas; Hendry, Josh, 2016)
 - e. **In welcher Auflösung/Detailschärfe müssen Daten vorliegen? Prozess, Produkt, Unternehmen?**

- 4.) Stand der praktischen Umsetzung
 - a. In wie weit kann die die Hydro die Anforderungen schon befriedigen?
 - b. Welche angewendeten Tools sind bekannt? Was macht „Product Ecology“ oder andere Abteilungen
 - c. Wo gibt es Potenziale?

5.) Stellenwert der Ökologie in den Entscheidungen

- a. Was sind die Kriterien nach denen Investitionsentscheidung getroffen werden?
- b. Werden ökologische Kennzahlen in der Entscheidungsfindung betrachtet?
- c. Welchen Stellenwert haben diese im Gegensatz zu ökonomischen Zielen?
- d. In der „Triple Bottom Line“ mit sozialen und ökonomischen Zielen?

6.) Trends in der Anspruchshaltung (10-15 Jahre)

- a. Wie entwickelt sich der Stellenwert von ökologischen gegenüber anderen Zielen?
- b. Welche Methoden könnten sich durchsetzen?
- c. Bitte entwickeln Sie zwei Szenarien. Eine Mindestanforderung und ein Best Case Szenario

7.) Weiterführende Fragestellungen

- a. Meinung zu Monetarisierung von Umweltwirkungen (Expertenfrage)
- b. Werden an die Hydro / die Aluminiumindustrie andere Ansprüche gestellt als an die „restliche“ Industrie?
- c. Fühlen Sie sich im Bereich Ökologie gut informiert? Können Sie valide benennen, was Sie gerne hätten?

8.) Hypothesen

- a. Umweltkennzahlen haben gegen monetäre Kennzahlen keine Chance!
- b. Recycled Content auf Produktlevel ist als Indikator in Zukunft interessant!
- c. Die Forderung nach ökologischen Aspekten hat in Deutschland den Zenit schon erreicht!

Wie „teuer“ darf Ökologie sein?

Gibt es konkrete Einsparziele?

10 Literaturverzeichnis

acatech (Hg.) (2013): Umsetzungsempfehlungen für das Zukunftsprojekt Industrie 4.0. Abschlussbericht des Arbeitskreises Industrie 4.0. Deutsche Akademie der Technikwissenschaften.

Ahbe, Stephan; Weihofen, Simon; Wellge, Steffen (2018): The Ecological Scarcity Method for the European Union. A Volkswagen Research Initiative: Environmental Assessments. Wiesbaden: Springer Fachmedien Wiesbaden; Imprint; Springer (AutoUni - Schriftenreihe, 105).

Aleris (2019): Locations. Online verfügbar unter <https://de.aleris.com/locations/aeris-rolled-products-germany-gmbh/>, zuletzt geprüft am 13.12.2019.

Allacker, Karen; Mathieux, F.; Manfredi, Simone; Pelletier, Nathan; Camillis, C. de; Ardente, F.; Pant, Rana (2014): Allocation solutions for secondary material production and end of life recovery. Proposals for product policy initiatives. In: *Resources, Conservation and Recycling* 88, S. 1–12. DOI: 10.1016/j.resconrec.2014.03.016.

Ariely, Dan (2009): The End of Rational Economics. Online verfügbar unter <https://hbr.org/2009/07/the-end-of-rational-economics>, zuletzt geprüft am 17.03.2021.

Arzoumanidis, Ioannis; Salomone, Roberta; Petti, Luigia; Mondello, Giovanni; Raggi, Andrea (2017): Is there a simplified LCA tool suitable for the agri-food industry? An assessment of selected tools. In: *Journal of Cleaner Production* 149, S. 406–425. DOI: 10.1016/j.jclepro.2017.02.059.

Ashby, W. Ross (1956): Introduction to Cybernetics. New York: John Wiley & Sons Inc.

Atherton, John (2007): Declaration by the Metals Industry on Recycling Principles. In: *Int J Life Cycle Assessment* 12 (1), S. 59–60. DOI: 10.1065/lca2006.11.283.

Azapagic, Adisa; Clift, Roland (1999a): Allocation of environmental burdens in multiple-function systems. In: *Journal of Cleaner Production* 7 (2), S. 101–119. DOI: 10.1016/S0959-6526(98)00046-8.

Azapagic, Adisa; Clift, Roland (1999b): Life cycle assessment and multiobjective optimisation. In: *Journal of Cleaner Production* 7 (2), S. 135–143. DOI: 10.1016/S0959-6526(98)00051-1.

Baitz, Martin (2017): Attributional Life Cycle Assessment. Chapter 3. In: Mary Ann Curran (Hg.): Goal and scope definition in life cycle assessment. Dordrecht: Springer (LCA compendium - the complete world of life cycle assessment), S. 123–132.

Baitz, Martin; Albrecht, Stefan; Brauner, Eloise; Broadbent, Clare; Castellan, Guy; Conrath, Pierre et al. (2013): LCA's theory and practice. Like ebony and ivory living in perfect harmony? In: *Int J Life Cycle Assess* 18 (1), S. 5–13. DOI: 10.1007/s11367-012-0476-x.

Bala, Alba; Raugei, Marco; Benveniste, Gabriela; Gazulla, Cristina; Fullana i Palmer, Pere (2010): Simplified tools for global warming potential evaluation. When 'good enough' is best. In: *Int J Life Cycle Assess* 15 (5), S. 489–498. DOI: 10.1007/s11367-010-0153-x.

Balkau, Fritz; Sonnemann, Guido (2010): Managing sustainability performance through the value-chain. In: *Corporate Governance* 10 (1), S. 46–58. DOI: 10.1108/14720701011021102.

Basañez Llantada, Aitor; Martínez de Alegría Mancisidor, Itziar; Díaz de Basurto Uruga, Pablo; Ruiz de Arbulo López, Patxi (2014): Two Decades of Publishing on Life Cycle Assessment in Spain. Main Issues, Key Agents, and a Comparison with Other Countries. In: *Pol. J. Environ. Stud.* Vol. 23, No. 5.

Bauer, Christian; Schebek, Liselotte; Schmidt, Mario (2007): Lebenszyklusanalysen und Entscheidungswissen. Initiativen, Chancen und Perspektiven. In: *Technikfolgenabschätzung – Theorie und Praxis* 16 (3), S. 10–16.

- Berman, Saul; Korsten, Peter (2010): Capitalizing on Complexity. Insights from the Global Chief Executive Officer Study. Hg. v. IBM Corporation.
- Bertalanffy, Ludwig von (1968): General Systems Theory. New York: Brazillier.
- Bertram, Marlen; Buxmann, Kurt; Furrer, Peter (2009a): Analysis of greenhouse gas emissions related to aluminium transport applications. In: *Int J Life Cycle Assess* 14 (S1), S. 62–69. DOI: 10.1007/s11367-008-0058-0.
- Bertram, Marlen; Martchek, Kenneth J.; Rombach, Georg (2009b): Material Flow Analysis in the Aluminum Industry. In: *Journal of Industrial Ecology* 13 (5), S. 650–654. DOI: 10.1111/j.1530-9290.2009.00158.x.
- Beske, Philip; Seuring, Stefan (2014): Putting sustainability into supply chain management. In: *Supp Chain Mngmnt* 19 (3), S. 322–331. DOI: 10.1108/SCM-12-2013-0432.
- Bischoff, Jürgen (Hg.) (2015): „Erschließen der Potenziale der Anwendung von ‚Industrie 4.0‘ im Mittelstand“. Kurzfassung der Studie.
- Blanco, Julia Martinez; Finkbeiner, Matthias; Inaba, Atsushi (2015): Guidance on Organizational Life Cycle Assessment. United Nations Environmental Programme.
- BMBF (2013): Zukunftsbild „Industrie 4.0“. Bundesministerium für Bildung und Forschung.
- BMU (2016): Klimaschutzplan 2050 - Klimaschutzpolitische Grundsätze und Ziele der Bundesregierung. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit.
- BMU (2018): Klimaschutzbericht 2018 zum Aktionsprogramm Klimaschutz 2020 der Bundesregierung. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit.
- BMUB (2014): Nationale Klimapolitik. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit. Online verfügbar unter <http://www.bmub.bund.de/themen/klima-energie/klimaschutz/nationale-klimapolitik/>, zuletzt aktualisiert am 09.04.2014, zuletzt geprüft am 21.11.2016.
- BMW Group (2019): Sustainable Value Report 2018. Online verfügbar unter https://www.bmwgroup.com/content/dam/grpw/websites/bmwgroup_com/responsibility/downloads/de/2019/2019-BMW-Group-SVR-2018-Deutsch.pdf, zuletzt geprüft am 21.03.2021.
- BMWi (2015): Industrie 4.0 und Digitale Wirtschaft. Bundesministerium für Wirtschaft und Energie.
- Bolin, Bert (2007): A history of the science and politics of climate change. The role of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press. Online verfügbar unter <https://doi.org/10.1017/CBO9780511721731>.
- Boustead, Ian (1996): LCA — how it came about. In: *Int J. LCA* 1 (3), S. 147–150. DOI: 10.1007/BF02978943.
- Box, George E. P.; Draper, Norman Richard (1987): Empirical model-building and response surfaces. [7. Dr.]. New York: Wiley (Wiley series in probability and mathematical statistics. Applied probability and statistics).
- Brandão, Miguel; Clift, Roland; Cowie, Annette; Greenhalgh, Suzie (2014): The Use of Life Cycle Assessment in the Support of Robust (Climate) Policy Making. Comment on “Using Attributional Life Cycle Assessment to Estimate Climate-Change Mitigation ...”. In: *Journal of Industrial Ecology* 18 (3), S. 461–463. DOI: 10.1111/jiec.12152.
- Bruhn, Manfred; Schmidt, Isabel (2009): Komplexität bei Dienstleistungen. Hg. v. Center of Business and Economics (WWZ). University of Basel (WWZ Forschungsbericht, 06/09).
- Brunner, Paul H.; Rechberger, Helmut (2004): Practical handbook of material flow analysis. Boca Raton, Fla.: Lewis (Advanced methods in resource and waste management, 1).

- Bültmann, Alexandra (1997): Produktökobilanzen und ihre Anwendung in deutschen Unternehmen. In: *Schriftenreihe des IÖW* (112).
- Bundesregierung Deutschland (Hg.) (2018): Ein neuer Aufbruch für Europa Eine neue Dynamik für Deutschland Ein neuer Zusammenhalt für unser Land. Koalitionsvertrag zwischen CDU, CSU und SPD - 19. Legislaturperiode.
- Büsser, Sybille; Jungbluth, Niels (2009): LCA of Chocolate Packed in Aluminium Foil Based Packaging. Executive summary. ESU-services.
- Buyle, Matthias; Braet, Johan; Audenaert, Amaryllis; Debacker, Wim (2016): Strategies for optimizing the environmental profile of dwellings in a Belgian context. A consequential versus an attributional approach. In: *Journal of Cleaner Production*. DOI: 10.1016/j.jclepro.2016.08.114.
- Caney, Simon (2005): Cosmopolitan Justice, Responsibility, and Global Climate Change. In: *LJL* 18 (04), S. 747–775. DOI: 10.1017/S0922156505002992.
- Carter, Craig R.; Rogers, Dale S. (2008): A framework of sustainable supply chain management: moving toward new theory. In: *Int Jnl Phys Dist & Log Manage* 38 (5), S. 360–387. DOI: 10.1108/09600030810882816.
- Cassell, Paul; Ellison, Ian; Pearson, Alexandra; Shaw, Jamie; Tautscher, Adrian; Betts, Steve et al. (2016): Collaboration for a closed-loop value chain. Transferable learning points from the REAL-CAR project. University of Cambridge Institute for Sustainability Leadership.
- CDP (2019): Carbon Disclosure Project. Online verfügbar unter <https://www.cdp.net/en>, zuletzt geprüft am 21.06.2019.
- CEN ISO/TS 14067:2014: Treibhausgase – Carbon Footprint von Produkten – Anforderungen an und Leitlinien für Quantifizierung und Kommunikation.
- Christ, Katherine L.; Burritt, Roger L. (2015): Material flow cost accounting: a review and agenda for future research. In: *International Trade in Biofuels* 108, S. 1378–1389. DOI: 10.1016/j.jclepro.2014.09.005.
- Ciambrone, David F. (1997): Environmental life cycle analysis. Boca Raton: Lewis Publishers. Online verfügbar unter <http://www.loc.gov/catdir/enhancements/fy0744/97008058-d.html>.
- Citherlet, Stéphane; Di Guglielmo, Francesca; Gay, Jean-Bernard (2000): Window and advanced glazing systems life cycle assessment. In: *Energy and Buildings* 32 (3), S. 225–234. DOI: 10.1016/S0378-7788(98)00073-5.
- CM Group (Hg.) (2020): An initial assessment of the impact of the COVID-19 pandemic on the global aluminium demand. Online verfügbar unter http://www.world-aluminium.org/media/filer_public/2020/05/28/initial_assessment_of_the_impact_of_the_covid-19_on_global_al_demand.pdf, zuletzt geprüft am 29.09.2020.
- Cortés-Borda, Daniel; Guillén-Gosálbez, Gonzalo; Esteller, Laureano Jiménez (2013): On the use of weighting in LCA. Translating decision makers' preferences into weights via linear programming. In: *Int J Life Cycle Assess* 18 (5), S. 948–957. DOI: 10.1007/s11367-012-0540-6.
- Croft, Joel; Engelbrecht, Shaun; Ladenika, A. O.; MacGregor, O. S.; Maepa, Mpho; Bodunrin, Michael Oluwatosin et al. (2019): Review. The availability of life-cycle studies in Sweden. In: *Int J Life Cycle Assess* 24 (1), S. 6–11. DOI: 10.1007/s11367-018-1510-4.
- Cullen, Jonathan M.; Allwood, Julian (2013): Mapping the global flow of aluminum. From liquid aluminum to end-use goods. In: *Environmental science & technology* 47 (7), S. 3057–3064. DOI: 10.1021/es304256s.
- Curran, Mary Ann (2014): Strengths and Limitations on Life Cycle Assessment. Chapter 6. In: Walter Kloepffer (Hg.): Background and future prospects in life cycle assessment. Dordrecht: Springer (LCA compendium - the complete world of life cycle assessment), S. 189–206.

- Curran, Mary Ann (Hg.) (2017): Goal and scope definition in life cycle assessment. Dordrecht: Springer (LCA compendium - the complete world of life cycle assessment).
- Curran, Mary Ann; Mann, Margaret; Norris, Gregory (2005): The international workshop on electricity data for life cycle inventories. In: *Journal of Cleaner Production* 13 (8), S. 853–862. DOI: 10.1016/j.jclepro.2002.03.001.
- Dale, Bruce E.; Kim, Seungdo (2014): Can the Predictions of Consequential Life Cycle Assessment Be Tested in the Real World? Comment on "Using Attributional Life Cycle Assessment to Estimate Climate-Change Mitigation...". In: *Journal of Industrial Ecology* 18 (3), S. 466–467. DOI: 10.1111/jiec.12151.
- Detzel, Andreas; Kauertz, Benedikt; Grahl, Birgit; Heinisch, Jürgen (2016): Prüfung und Aktualisierung der Ökobilanzen für Getränkeverpackungen. Hg. v. Umweltbundesamt (Texte 19/2016).
- Detzel, Andreas; Mönckert, Jonas (2009): Environmental evaluation of aluminium cans for beverages in the German context. In: *Int J Life Cycle Assess* 14 (S1), S. 70–79. DOI: 10.1007/s11367-008-0057-1.
- DIN EN 1780-1:2003: Aluminium und Aluminiumlegierungen_ - Bezeichnung von legiertem Aluminium in Masseln, Vorlegierungen und Gussstücken_ - Teil_1: Numerisches Bezeichnungssystem; Deutsche Fassung EN_1780-1:2002. Berlin.
- DIN EN 573-1:2005: Aluminium und Aluminiumlegierungen_ - Chemische Zusammensetzung und Form von Halbzeug_ - Teil_1: Numerisches Bezeichnungssystem; Deutsche Fassung EN_573-1:2004.
- DIN EN ISO 14064-1:2017: Treibhausgase – Teil 1: Spezifikation mit Anleitung zur quantitativen Bestimmung und Berichterstattung von Treibhausgasemissionen und Entzug von Treibhausgasen auf Organisationsebene.
- Döschner, Jürgen (2014): Aluminium-Produktion in Deutschland: Schmutzig, teuer, überflüssig. Hg. v. tagesschau.de. Online verfügbar unter <https://www.tagesschau.de/wirtschaft/aluminium102.html>, zuletzt geprüft am 21.02.2017.
- Dubois, Anna; Gadde, Lars-Erik (2002): Systematic combining: an abductive approach to case research. In: *Journal of Business Research* (55), S. 553–560.
- Dubreuil, Alain; Young, Steven B.; Atherton, John; Gloria, Thomas P. (2010): Metals recycling maps and allocation procedures in life cycle assessment. In: *Int J Life Cycle Assess* 15 (6), S. 621–634. DOI: 10.1007/s11367-010-0174-5.
- Dudenredaktion (2015): Duden Recht A - Z. Fachlexikon für Studium, Ausbildung und Beruf. Berlin: Bibliographisches Institut (Duden Spezialwörterbücher).
- Dyckhoff, Harald (1994): Betriebliche Produktion. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg.
- EAA (Hg.) (2013): Environmental Profile Report for the European Aluminium Industry. Data for the year 2010 - Life Cycle Inventory data for aluminium production and transformation processes in Europe.
- EAA (2016a): Recycling Aluminium. A pathway to a sustainable economy.
- EAA (2016b): Recyclingquote von Aluminiumgetränkedosen nach ausgewählten europäischen Ländern im Jahr 2013. European Aluminium Association. Statista. Online verfügbar unter <https://de.statista.com/statistik/daten/studie/197832/umfrage/recyclingraten-von-aluminium-dosen-in-ausgewaehlten-laendern/>, zuletzt geprüft am 17.12.2019.
- EAA (2018): Environmental Profile Report. Life-Cycle inventory data for aluminium production and transformation processes in Europe.
- Earles, J. Mason; Halog, Anthony (2011): Consequential life cycle assessment. A review. In: *Int J Life Cycle Assess* 16 (5), S. 445–453. DOI: 10.1007/s11367-011-0275-9.

- EC-JRC-IES (2010): International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook. General guide for Life Cycle Assessment - Detailed guidance. First Edition March 2010. European Commission - Joint Research Center - Institute for Environment and Sustainability. Luxembourg (EUR 24708 EN). Online verfügbar unter <http://lct.jrc.ec.europa.eu/pdf-directory/ILCD-Handbook-General-guide-for-LCA-DETAIL-online-12March2010.pdf>, zuletzt geprüft am 08.07.2011.
- ecoinvent Association (2021): The ecoinvent Database. Online verfügbar unter <https://www.ecoinvent.org/database/database.html>, zuletzt geprüft am 19.03.2021.
- Eisenhardt, Kathleen M. (1989): Building Theories from Case Study Research. In: *AMR* 14 (4), S. 532–550. DOI: 10.5465/AMR.1989.4308385.
- Eisenhardt, Kathleen M.; Graebner, Melissa E. (2007): Theory Building From Cases. Opportunities And Challenges. In: *AMJ* 50 (1), S. 25–32. DOI: 10.5465/AMJ.2007.24160888.
- Ekvall, Tomas; Tillman, Anne-Marie; Molander, Sverker (2005): Normative ethics and methodology for life cycle assessment. In: *Journal of Cleaner Production* 13 (13-14), S. 1225–1234. DOI: 10.1016/j.jclepro.2005.05.010.
- Ekvall, Tomas; Weidema, Bo P. (2004): System boundaries and input data in consequential life cycle inventory analysis. In: *Int. J. LCA* 9 (3), S. 161–171. DOI: 10.1007/BF02994190.
- EN ISO 14001:2015: Umweltmanagementsysteme – Anforderungen mit Anleitung zur Anwendung.
- EN ISO 14020:2001: Umweltkennzeichnungen und -deklarationen.
- EN ISO 14021:2016: Umweltkennzeichnungen und -deklarationen – Umweltbezogene Anbietererklärungen (Umweltkennzeichnung Typ II).
- EN ISO 14025:2011: Umweltkennzeichnungen und -deklarationen - Typ III Umweltdeklarationen – Grundsätze und Verfahren.
- EN ISO 14040:1997: Umweltmanagement - Ökobilanz - Prinzipien und allgemeine Anforderungen.
- EN ISO 14040:2006: Umweltmanagement – Ökobilanz – Grundsätze und Rahmenbedingungen.
- EN ISO 14044:2006: Umweltmanagement – Ökobilanz – Anforderungen und Anleitungen.
- EN ISO 14051:2011: Umweltmanagement – Materialflusskostenrechnung – Allgemeine Rahmenbedingungen.
- EN ISO 50001:2001: Energiemanagementsysteme - Anforderungen mit Anleitung zur Anwendung.
- Enquete Kommission (1994): Schutz des Menschen und der Umwelt. Industriegesellschaften gestalten - Perspektiven für einen nachhaltigen Umgang mit Stoff- und Materialströmen.
- Enzler, Stefan (2006): Aspects of Material Flow Management. In: Kristin Hinz, Stefan Enzler und Bernd Wagner (Hg.): *Material Flow Management. Improving Cost Efficiency and Environmental Performance*. Heidelberg: Physica-Verlag Heidelberg (Sustainability and Innovation), S. 7–19.
- Etterich, Hans Jürgen (2013): Informationen und Wissen. Die Folgen der Verwechslung bei Entscheidungen im Management. Wiesbaden, s.l.: Springer Fachmedien Wiesbaden (SpringerLink). Online verfügbar unter <http://dx.doi.org/10.1007/978-3-658-03189-3>.
- European Commission (2013a): Commission recommendation of 9 April 2013 on the use of common methods to measure and communicate the life cycle environmental performance of products and organisations. In: *Official Journal of the European Union* (L124).
- European Commission (2013b): Schaffung eines Binnenmarktes für grüne Produkte. Erleichterung einer besseren Information über die Umweltleistung von Produkten und Organisationen.
- European Commission (2017): PEFCR Guidance document, - Guidance for the development of Product Environmental Footprint Category Rules (PEFCRs) (Version 6.3).

- Falkenstein, Eva von; Wellenreuther, Frank; Detzel, Andreas (2010): LCA studies comparing beverage cartons and alternative packaging. Can overall conclusions be drawn? In: *Int J Life Cycle Assess* 15 (9), S. 938–945. DOI: 10.1007/s11367-010-0218-x.
- Fink, Paul (1997): The roots of LCA in Switzerland - Continuous learning by doing. In: *Int. J. LCA* 2 (3), S. 131–134. DOI: 10.1007/BF02978804.
- Finkbeiner, Matthias (2014a): Product environmental footprint—breakthrough or breakdown for policy implementation of life cycle assessment? In: *Int J Life Cycle Assess* 19 (2), S. 266–271. DOI: 10.1007/s11367-013-0678-x.
- Finkbeiner, Matthias (2014b): The International Standards as the Constitution of Life Cycle Assessment: The ISO 14040 Series and its Offspring. Chapter 3. In: Walter Kloepffer (Hg.): Background and future prospects in life cycle assessment. Dordrecht: Springer (LCA compendium - the complete world of life cycle assessment), S. 85–106.
- Finkbeiner, Matthias (2016): Introducing “Special Types of Life Cycle Assessment”. Chapter 1. In: Matthias Finkbeiner (Hg.): Special Types of Life Cycle Assessment (LCA Compendium – The Complete World of Life Cycle Assessment), S. 1–10.
- Finkbeiner, Matthias; Ackermann, Robert; Bach, Vanessa; Berger, Markus; Brankatschk, Gerhard; Chang, Ya-Ju et al. (2014): Challenges in Life Cycle Assessment: An Overview of Current Gaps and Research Needs. Chapter 7. In: Walter Kloepffer (Hg.): Background and future prospects in life cycle assessment. Dordrecht: Springer (LCA compendium - the complete world of life cycle assessment), S. 207–258.
- Finnveden, Göran; Hauschild, Michael Z.; Ekvall, Tomas; Guinée, Jeroen; Heijungs, Reinout; Hellweg, Stefanie et al. (2009): Recent developments in Life Cycle Assessment. In: *Journal of environmental management* 91 (1), S. 1–21. DOI: 10.1016/j.jenvman.2009.06.018.
- Flyvbjerg, B. (2006): Five Misunderstandings About Case-Study Research. In: *Qualitative Inquiry* 12 (2), S. 219–245. DOI: 10.1177/1077800405284363.
- Fraunhofer IZM (Hg.) (2014): LCA to go. Webtools to boost life cycle based assessment in small and medium enterprises. Online verfügbar unter <http://www.lca2go.eu/index.en.html>, zuletzt geprüft am 21.01.2019.
- Frees, Niels (2008): Crediting aluminium recycling in LCA by demand or by disposal. In: *Int J Life Cycle Assess* 13 (3), S. 212–218. DOI: 10.1065/lca2007.06.348.
- Frischknecht, Rolf (2010): LCI modelling approaches applied on recycling of materials in view of environmental sustainability, risk perception and eco-efficiency. In: *Int J Life Cycle Assess* 15 (7), S. 666–671. DOI: 10.1007/s11367-010-0201-6.
- Frischknecht, Rolf; Benetto, Enrico; Dandres, Thomas; Heijungs, Reinout; Roux, Charlotte; Schrijvers, Dieuwertje et al. (2017): LCA and decision making. When and how to use consequential LCA; 62nd LCA forum, Swiss Federal Institute of Technology, Zürich, 9 September 2016. In: *Int J Life Cycle Assess* 22 (2), S. 296–301. DOI: 10.1007/s11367-016-1248-9.
- Frischknecht, Rolf; Stucki, Matthias (2010): Scope-dependent modelling of electricity supply in life cycle assessments. In: *The International Journal of Life Cycle Assessment* 15 (8), S. 806–816. DOI: 10.1007/s11367-010-0200-7.
- Funtowicz, Silvio O.; Ravetz, Jerome R. (1993): Science for the post-normal age. In: *Futures* 25 (7), S. 739–755. DOI: 10.1016/0016-3287(93)90022-L.
- Galatola, Michele; Pant, Rana (2014): Reply to the editorial “Product environmental footprint—breakthrough or breakdown for policy implementation of life cycle assessment?” written by Prof. Finkbeiner (*Int J Life Cycle Assess* 19(2):266–271). In: *Int J Life Cycle Assess* 19 (6), S. 1356–1360. DOI: 10.1007/s11367-014-0740-3.

- Gaustad, Gabrielle; Olivetti, Elsa; Kirchain, Randolph (2012): Improving aluminum recycling. A survey of sorting and impurity removal technologies. In: *Resources, Conservation and Recycling* 58, S. 79–87. DOI: 10.1016/j.resconrec.2011.10.010.
- GDA e.V. (2019a): Recycling. Gesamtverband der Aluminiumindustrie e.V. Online verfügbar unter <http://www.aluinfo.de/recycling.html>, zuletzt geprüft am 29.11.2019.
- GDA e.V. (2019b): Verteilung der Verwendung von Aluminium in Deutschland nach Hauptverwendungsgebieten im Jahr 2018* [Graph]. Gesamtverband der Aluminiumindustrie e.V. Statista. Online verfügbar unter <https://de.statista.com/statistik/daten/studie/239677/umfrage/verwendung-von-aluminium-nach-industriezweigen/>, zuletzt geprüft am 29.11.2019.
- GDA e.V. (2020): Produktion von Primär- und Sekundäraluminium in Deutschland in den Jahren 2006 bis 2019 (in 1.000 Tonnen). Online verfügbar unter <https://de.statista.com/statistik/daten/studie/197960/umfrage/produktion-von-primar-und-sekundaeraluminium-in-deutschland/>, zuletzt geprüft am 29.09.2020.
- Giegrich, Jürgen; Schmidt, Mario; Schorb, Achim (1995): Produktökobilanzen: Grundsätze und Vorgehensweisen. In: Mario Schmidt und Achim Schorb (Hg.): *Stoffstromanalysen in Ökobilanzen und Öko-Audits*. Berlin: Springer, S. 121–132.
- Gnansounou, E.; Dauriat, A.; Panichelli, L.; Villegas, J. (2008): Energy and greenhouse gas balances of biofuels: biases induced by LCA modelling choices. In: *Journal of Scientific & Industrial Research* 2008 (67), S. 885–897.
- Graedel, Thomas; Allenby, Braden R. (1995): *Industrial ecology*. Englewood Cliffs, NJ: Prentice Hall.
- GRI (2013): G4 Sector Disclosures. Mining and Metals Sector Disclosure. Global Reporting Initiative.
- GRI Foundation (2016): GRI 301. Materials. Global Sustainability Standards Board.
- GRI Foundation (2019): Global Reporting Initiative. Online verfügbar unter <https://www.globalreporting.org>, zuletzt geprüft am 21.06.2019.
- Grünberg-Bochard, Jutta; Schaltegger, Stefan (2014): Zukunftsstrategie Nachhaltiges Unternehmertum. In: Camillo von Müller und Claas-Philip Zinth (Hg.): *Managementperspektiven für die Zivilgesellschaft des 21. Jahrhunderts*. Wiesbaden: Springer Fachmedien Wiesbaden, S. 133–152.
- Grunwald, Armin (2010): Technikfolgenabschätzung. Eine Einführung. Zweite, grundlegend überarbeitete und wesentlich erweiterte Auflage. Berlin: edition sigma (Gesellschaft, Technik, Umwelt, N.F., 1). Online verfügbar unter <http://dx.medra.org/10.2380/9783836009300>.
- Grunwald, Armin (2014): The hermeneutic side of responsible research and innovation. In: *Journal of Responsible Innovation* 1 (3), S. 274–291. DOI: 10.1080/23299460.2014.968437.
- Grunwald, Armin (2015): Die hermeneutische Erweiterung der Technikfolgenabschätzung. In: *Technikfolgenabschätzung – Theorie und Praxis* 24 (2), S. 65–69.
- Grunwald, Armin (2016): *Nachhaltigkeit verstehen. Arbeiten an der Bedeutung nachhaltiger Entwicklung*. München: oekom verlag.
- Guinée, Jeroen (2016): Life Cycle Sustainability Assessment: What Is It and What Are Its Challenges? In: Roland Clift und Angela Druckman (Hg.): *Taking stock of industrial ecology*. Cham: Springer Open, S. 45–68.
- Guinée, Jeroen; Cucurachi, Stefano; Henriksson, Patrik J. G.; Heijungs, Reinout (2018): Digesting the alphabet soup of LCA. In: *Int J Life Cycle Assess* 18, S. 321. DOI: 10.1007/s11367-018-1478-0.
- Guinée, Jeroen; Lindeijer, Erwin (Hg.) (2002): *Handbook on life cycle assessment. Operational guide to the ISO standards*. Dordrecht: Kluwer (Eco-efficiency in industry and science, 7).
- Hatayama, Hiroki; Daigo, Ichiro; Matsuno, Yasunari; Adachi, Yoshihiro (2009): Assessment of the Recycling Potential of Aluminum in Japan, the United States, Europe and China. In: *Mater. Trans.* 50 (3), S. 650–656. DOI: 10.2320/matertrans.MRA2008337.

Hauschild, Michael Z.; Rosenbaum, Ralph K.; Olsen, Stig Irving (Hg.) (2018): Life Cycle Assessment. Theory and Practice. Cham: Springer International Publishing. Online verfügbar unter <http://dx.doi.org/10.1007/978-3-319-56475-3>.

Hedemann, Jan (2018): Wie zukunftsfähig ist die Ökobilanz? Vortrag auf der "Ökobilanzwerkstatt 2018" in Osnabrück. iPoint.

Heijungs, Reinout (1997): Economic drama and the environmental stage. Formal derivation of algorithmic tools for environmental analysis and decision-support from a unified epistemological principle, Dissertation.

Heijungs, Reinout (1998): Towards eco-efficiency with LCA's prevention principle: an epistemological foundation of LCA using axioms. In: Judith E. M. Klostermann und Arnold Tukker (Hg.): Product Innovation and Eco-efficiency. Dordrecht: Springer Netherlands, S. 175–185.

Heimerl, Peter (2009): Fallstudien als forschungsstrategische Entscheidung. In: Renate Buber und Hartmut H. Holzmüller (Hg.): Qualitative Marktforschung. Konzepte - Methoden - Analysen. 2., überarbeitete Auflage. Wiesbaden: Gabler Verlag / GWV Fachverlage GmbH Wiesbaden (Lehrbuch), S. 381–400.

Hendriks, Carolyn; Obernosterer, Richard; Müller, Daniel; Kytzia, Susanne; Baccini, Peter; Brunner, Paul H. (2000): Material Flow Analysis. A tool to support environmental policy decision making. Case-studies on the city of Vienna and the Swiss lowlands. In: *Local Environment* 5 (3), S. 311–328.

Herzig, Christian; Schaltegger, Stefan (2009): Wie managen deutsche Unternehmen Nachhaltigkeit? Bekanntheit und Anwendung von Methoden des Nachhaltigkeitsmanagements in den 120 größten Unternehmen Deutschlands. Lüneburg: CSM Centre for Sustainability Management. Online verfügbar unter https://www.leuphana.de/no_cache/institute/csm/publikationen.html.

Huber, Joseph (1995): Nachhaltige Entwicklung durch Suffizienz, Effizienz und Konsistenz. In: Peter Fritz, Joseph Huber und Hans Wolfgang Levi (Hg.): Nachhaltigkeit in naturwissenschaftlicher und sozialwissenschaftlicher Perspektive. Eine Publikation der Karl-Heinz-Beckurts-Stiftung. Stuttgart: Hirzel (Edition Universitas), S. 33–46.

Huber, Joseph (2000): Industrielle Ökologie. Konsistenz, Effizienz und Suffizienz in zyklusanalytischer Betrachtung. „Global Change“ VDW-Jahrestagung, Berlin, 28.-29.Oktober 1999. In: Rolf Kreibich und Udo Ernst Simonis (Hg.): Global change. Causal structures and indicative solutions = Globaler Wandel. Berlin: Berlin-Verl. Spitz (Wissenschaft in der Verantwortung), S. 107–125.

Huijbregts, Mark A. J.; Steinmann, Zoran J. N.; Elshout, Pieter M. F.; Stam, Gea; Veronesi, Francesca; Vieira, Marisa et al. (2017): ReCiPe2016. A harmonised life cycle impact assessment method at mid-point and endpoint level. In: *Int J LCA* 22 (2), S. 138–147. DOI: 10.1007/s11367-016-1246-y.

Hunt, Robert G.; Franklin, William E. (1996): LCA — How it came about. In: *Int. J. LCA* 1 (1), S. 4–7. DOI: 10.1007/BF02978624.

Hydro (2019a): Das Werk Grevenbroich. Online verfügbar unter <https://www.hydro.com/de-DE/uber-hydro/hydro-weltweit/europe/deutschland/grevenbroich/>, zuletzt geprüft am 13.12.2019.

Hydro (2019b): Hydro CIRCAL. Aluminium mit niedrigem Kohlenstoffgehalt in noch größerem Umfang nutzen. Online verfügbar unter <https://www.hydro.com/de-DE/produkte-und-serviceangebote/aluminium-mit-niedrigem-kohlenstoffgehalt/circal/>, zuletzt geprüft am 18.12.2019.

IAI (2017): Life cycle inventory data and environmental metrics for the primary aluminium industry. The International Aluminium Institute. Online verfügbar unter http://www.world-aluminium.org/media/filer_public/2018/02/19/lca_report_2015_final_26_june_2017.pdf, zuletzt geprüft am 21.03.2021.

IAI (2019a): Alumina Production. The International Aluminium Institute. Online verfügbar unter <http://www.world-aluminium.org/statistics/alumina-production/#map>, zuletzt geprüft am 16.12.2019.

- IAI (2019b): Global Aluminium Cycle 2017. The International Aluminium Institute. Online verfügbar unter <http://www.world-aluminium.org/statistics/massflow/>, zuletzt geprüft am 20.02.2019.
- IAI (2019c): Global Material Flow Model - 2018. The International Aluminium Institute. Online verfügbar unter http://www.world-aluminium.org/media/filer_public/2019/03/08/2017.xlsx, zuletzt geprüft am 21.03.2021.
- IAI (2019d): Primary aluminium smelter power consumption. The International Aluminium Institute. Online verfügbar unter <http://www.world-aluminium.org/statistics/primary-aluminium-smelting-power-consumption/#data>, zuletzt geprüft am 29.11.2019.
- IAI (2019e): Primary aluminium smelting energy intensity. The International Aluminium Institute. Online verfügbar unter <http://www.world-aluminium.org/statistics/primary-aluminium-smelting-energy-intensity/>, zuletzt geprüft am 29.11.2019.
- IAI (2019f): Weltweite Raffinerieproduktion von Aluminium in den Jahren 2006 bis 2018 (in 1.000 Tonnen) [Graph]. The International Aluminium Institute. Statista. Online verfügbar unter <https://de.statista.com/statistik/daten/studie/156057/umfrage/raffinerieproduktion-von-aluminium-seit-2006/>, zuletzt geprüft am 29.11.2019.
- IAI (2020): Global Aluminium Cycle 2021. Hg. v. The International Aluminium Institute. Online verfügbar unter <http://www.world-aluminium.org/statistics/massflow/>, zuletzt geprüft am 29.09.2020.
- Inaba, Atsushi; Chevassus, Sylvain; Cumberlege, Tom; Hong, Eunah; Kataoka, Akira; Lohsombloon, Pongvipa et al. (2016): Carbon Footprint of Products. In: Matthias Finkbeiner (Hg.): Special Types of Life Cycle Assessment (LCA Compendium – The Complete World of Life Cycle Assessment), S. 11–71.
- IPCC (2014): Climate change 2014. Synthesis report. Hg. v. R. K. Pachauri und Leo Mayer. Intergovernmental Panel on Climate Change. Geneva, Switzerland.
- ISO/TS 14072:2014-12: Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines for organizational life cycle assessment.
- Jeswani, Harish Kumar; Azapagic, Adisa; Schepelmann, Philipp; Ritthoff, Michael (2010): Options for broadening and deepening the LCA approaches. In: *Journal of Cleaner Production* 18 (2), S. 120–127. DOI: 10.1016/j.jclepro.2009.09.023.
- Joos, Thomas (2014): Controlling, Kostenrechnung und Kostenmanagement. Wiesbaden: Springer Fachmedien Wiesbaden.
- Kellogg, William W. (1975): Climate Change and the Influence of Man's Activities on the Global Environment. In: S. Fred Singer (Hg.): *The Changing Global Environment*. Dordrecht: Springer Netherlands, S. 13–23.
- Kloepffer, Walter (2009): Experiences with the critical review process of aluminium LCI data. In: *Int J Life Cycle Assess* 14 (S1), S. 45–51. DOI: 10.1007/s11367-009-0069-5.
- Kloepffer, Walter (Hg.) (2014a): Background and future prospects in life cycle assessment. Dordrecht: Springer (LCA compendium - the complete world of life cycle assessment).
- Kloepffer, Walter (2014b): Introducing Life Cycle Assessment and its Presentation in "LCA Compendium". Chapter 1. In: Walter Kloepffer (Hg.): Background and future prospects in life cycle assessment. Dordrecht: Springer (LCA compendium - the complete world of life cycle assessment), S. 1–37.
- Kloepffer, Walter; Grahl, Birgit (2012): Ökobilanz (LCA). Ein Leitfaden für Ausbildung und Beruf. 1., Auflage. Weinheim: Wiley-VCH.
- Koob, Clemens (2014): Strategisches Management: Die Unternehmensentwicklung marktorientiert gestalten. In: Peter F.-J. Niermann und Andre M. Schmutte (Hg.): *Exzellente*

Managemententscheidungen. Methoden, Handlungsempfehlungen, Best Practices. Wiesbaden: Springer Gabler (SpringerLink), S. 103–148.

Kurczewski, Przemyslaw (2014): Life cycle thinking in small and medium enterprises. The results of research on the implementation of life cycle tools in Polish SMEs—part 1: background and framework. In: *Int J Life Cycle Assess* 19 (3), S. 593–600. DOI: 10.1007/s11367-013-0675-0.

Kuß, Alfred (2012): Marktforschung. Grundlagen der Datenerhebung und Datenanalyse. 4., überarb. Aufl. Wiesbaden: Gabler Verlag. Online verfügbar unter <http://dx.doi.org/10.1007/978-3-8349-3853-4>.

Kytzia, Susanne; Faist, Mireille; Baccini, Peter (2004): Economically extended MFA. A material flow approach for a better understanding of food production chain. In: *Journal of Cleaner Production* 12 (8-10), S. 877–889. DOI: 10.1016/j.jclepro.2004.02.004.

Lambrecht, Hendrik (2011): Stoffstromnetzbasierete Optimalplanung des Ressourceneinsatzes industrieller Produktionssysteme. Leuphana Universität Lüneburg. Lüneburg.

Lambrecht, Hendrik; Schmidt, Mario (2010): Material Flow Networks as a Means of Optimizing Production Systems. In: *Chem. Eng. Technol.*, NA-NA. DOI: 10.1002/ceat.200900446.

Lambrecht, Hendrik; Thißen, Nikolaus (2015): Enhancing sustainable production by the combined use of material flow analysis and mathematical programming. In: *Journal of Cleaner Production* 105, S. 263–274. DOI: 10.1016/j.jclepro.2014.07.053.

Landeshauptstadt München (2017): Ökologisch Bauen in München. Der ökologische Kriterienkatalog. Online verfügbar unter https://www.muenchen.de/rathaus/dam/jcr:606d0934-14be-4c6c-b388-a21dfa1d2e63/Oekologischer_Kriterienkatalog-2017.pdf, zuletzt geprüft am 12.05.2017.

Laner, David; Rechberger, Helmut (2016): Material Flow Analysis. Chapter 7. In: Matthias Finkbeiner (Hg.): *Special Types of Life Cycle Assessment (LCA Compendium – The Complete World of Life Cycle Assessment)*, S. 293–332.

Lederer, Jakob; Rechberger, Helmut (2010): Comparative goal-oriented assessment of conventional and alternative sewage sludge treatment options. In: *Waste management (New York, N.Y.)* 30 (6), S. 1043–1056. DOI: 10.1016/j.wasman.2010.02.025.

Lehmann, Annetrin; Bach, Vanessa; Finkbeiner, Matthias (2015): Product environmental footprint in policy and market decisions: Applicability and impact assessment. In: *Integrated environmental assessment and management* 11 (3), S. 417–424. DOI: 10.1002/ieam.1658.

Lehmann, Annetrin; Bach, Vanessa; Finkbeiner, Matthias (2016): Product Environmental Footprint (PEF). Fortschritt oder Rückschritt für die Ökobilanzforschung? In: *uwf* 24 (1), S. 83–87. DOI: 10.1007/s00550-016-0388-5.

Leroy, Christian (2009): Provision of LCI data in the European aluminium industry Methods and examples. In: *Int J Life Cycle Assess* 14 (S1), S. 10–44. DOI: 10.1007/s11367-009-0068-6.

Leroy, Christian (2012): Tackling recycling aspects in en15804. International Symposium on Life Cycle Assessment and Construction. Nantes, France.

Leroy, Christian (2013): Aluminium Recycling in LCA. Hg. v. EAA. Online verfügbar unter <http://www.european-aluminium.eu/media/1593/2013-09-23-aluminium-recycling-in-lca.pdf>, zuletzt geprüft am 21.03.2021.

Life Cycle Initiative (Hg.) (2018): Global LCA Data network (GLAD). Online verfügbar unter <https://www.lifecycleinitiative.org/resources-2/global-lca-data-network-glad/>, zuletzt geprüft am 31.05.2019.

Liu, Gang; Bangs, Colton E.; Müller, Daniel (2012): Stock dynamics and emission pathways of the global aluminium cycle. In: *Nature Climate change* 3 (4), S. 338–342. DOI: 10.1038/nclimate1698.

- Liu, Gang; Müller, Daniel (2012): Addressing sustainability in the aluminum industry. A critical review of life cycle assessments. In: *Journal of Cleaner Production* 35, S. 108–117. DOI: 10.1016/j.jclepro.2012.05.030.
- Löfgren, Birger; Tillman, Anne-Marie; Rinde, Björn (2011): Manufacturing actor's LCA. In: *Journal of Cleaner Production* 19 (17-18), S. 2025–2033. DOI: 10.1016/j.jclepro.2011.07.008.
- Luhmann, Niklas (1987): Soziale Systeme. Grundriß einer allgemeinen Theorie. Frankfurt am Main: Suhrkamp (Suhrkamp-Taschenbuch Wissenschaft, 666).
- Luttrupp, Conrad; Lagerstedt, Jessica (2006): EcoDesign and The Ten Golden Rules: generic advice for merging environmental aspects into product development. In: *Journal of Cleaner Production* 14 (15-16), S. 1396–1408. DOI: 10.1016/j.jclepro.2005.11.022.
- Magerhans, Alexander (2016): Marktforschung. Eine praxisorientierte Einführung. Wiesbaden: Springer Gabler. Online verfügbar unter <http://dx.doi.org/10.1007/978-3-658-00891-8>.
- Marsh-Patrick, Andrew (2010): Company GHG Emissions Reporting – a Study on Methods and Initiatives. Hg. v. European Commission.
- Martin, Elliot W.; Chester, Mikhail V.; Vergara, Sintana E. (2015): Attributional and Consequential Life-cycle Assessment in Biofuels: a Review of Recent Literature in the Context of System Boundaries. In: *Current Sustainable/Renewable Energy Reports* 2 (3), S. 82–89. DOI: 10.1007/s40518-015-0034-9.
- Martínez-Blanco, Julia; Inaba, Atsushi; Finkbeiner, Matthias (2015a): Scoping organizational LCA—challenges and solutions. In: *Int J Life Cycle Assess* 20 (6), S. 829–841. DOI: 10.1007/s11367-015-0883-x.
- Martínez-Blanco, Julia; Inaba, Atsushi; Finkbeiner, Matthias (2016): Life Cycle Assessment of Organizations. Chapter 8. In: Matthias Finkbeiner (Hg.): Special Types of Life Cycle Assessment (LCA Compendium – The Complete World of Life Cycle Assessment), S. 333–394.
- Martínez-Blanco, Julia; Inaba, Atsushi; Quiros, Ana; Valdivia, Sonia; Milà i Canals, Llorenç; Finkbeiner, Matthias (2015b): Organizational LCA. The new member of the LCA family—introducing the UNEP/SETAC Life Cycle Initiative guidance document. In: *Int J Life Cycle Assess* 20 (8), S. 1045–1047. DOI: 10.1007/s11367-015-0912-9.
- Mayer, Martin (2012): Möglichkeiten der Simulation im Rahmen des betrieblichen Stoffstrommanagements. In: Martin Tschandl und Alfred Posch (Hg.): Integriertes Umweltcontrolling. Von der Stoffstromanalyse zum Bewertungs- und Informationssystem. 2. Aufl. Wiesbaden: Gabler Verlag / Springer Fachmedien Wiesbaden GmbH Wiesbaden, S. 69–84.
- McKinsey Digital (2015): Industry 4.0 How to navigate digitization of the manufacturing sector. Hg. v. McKinsey&Company.
- McManus, Marcelle C.; Taylor, Caroline M. (2015): The changing nature of life cycle assessment. In: *Biomass & bioenergy* 82, S. 13–26. DOI: 10.1016/j.biombioe.2015.04.024.
- McManus, Marcelle C.; Taylor, Caroline M.; Whittaker, Carly; Scown, Corinne D.; Borrión, Aiduan Li; Glithero, Neryssa J.; Yin, Yao (2015): Challenge clusters facing LCA in environmental decision-making-what we can learn from biofuels. In: *Int J Life Cycle Assess* 20 (10), S. 1399–1414. DOI: 10.1007/s11367-015-0930-7.
- Meadows, Donella H. (1972): The limits to growth. A report for the Club of Rome's Project on the Predicament of Mankind. 2. ed. New York: Universe Books.
- Meier, Jens (2007): Produktarchitekturtypen globalisierter Unternehmen. Zugl.: Aachen, Techn. Hochsch., Diss., 2007. Aachen: Shaker (Berichte aus der Produktionstechnik, 2007,9).
- Meteyer, Simon; Xu, Xin; Perry, Nicolas; Zhao, Yaoyao Fiona (2014): Energy and Material Flow Analysis of Binder-jetting Additive Manufacturing Processes. In: *Procedia CIRP* 15, S. 19–25. DOI: 10.1016/j.procir.2014.06.030.

Milà i Canals, Llorenç; Sim, Sarah; García-Suárez, Tirma; Neuer, Gabriele; Herstein, Kathrin; Kerr, Colin et al. (2011): Estimating the greenhouse gas footprint of Knorr. In: *Int J Life Cycle Assess* 16 (1), S. 50–58. DOI: 10.1007/s11367-010-0239-5.

Miller, George A. (1956): The magical number seven, plus or minus two: Some limits on our capacity for processing information. In: *Psychological Review* 101 (2), S. 343–352.

Milling, Peter (Hg.) (2002a): Entscheiden in komplexen Systemen. Wissenschaftliche Jahrestagung der Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialkybernetik vom 29. und 30. September 2000 in Mannheim: Duncker & Humblot (20).

Milling, Peter (2002b): Vorwort. In: Peter Milling (Hg.): Entscheiden in komplexen Systemen. Wissenschaftliche Jahrestagung der Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialkybernetik vom 29. und 30. September 2000 in Mannheim: Duncker & Humblot (20), S. 5–6.

Möller, Andreas (2000): Grundlagen stoffstrombasierter betrieblicher Umweltinformationssysteme. Univ., FB Informatik, Diss.--Hamburg. Bochum: Projekt-Verlag.

Möller, Andreas (2009): Einbettung der stoffstrombasierten Optimierung in den wissenschaftlichen und betrieblichen Kontext. In: Mario Schmidt, Hendrik Lambrecht und Andreas Möller (Hg.): Stoffstrombasierte Optimierung. Wissenschaftliche und methodische Grundlagen sowie softwaretechnische Umsetzung. Münster (MV-Wissenschaft).

Montalvo, Carlos; Peck, David; Rietveld, Elmer (2016): A Longer Lifetime for Products: Benefits for Consumers and Companies. Hg. v. European Parliament.

Nakajima, Kenichi; Takeda, Osamu; Miki, Takahiro; Matsubae, Kazuyo; Nagasaka, Tetsuya (2011): Thermodynamic analysis for the controllability of elements in the recycling process of metals. In: *Environmental science & technology* 45 (11), S. 4929–4936. DOI: 10.1021/es104231n.

Nappi, Carmine (2013): The Global Aluminium Industry - 40 years from 1972. Hg. v. World Aluminium.

Neligan, Adriana; Schmitz, Edgar (2017): Digitale Strategien für mehr Materialeffizienz in der Industrie. Ergebnisse aus dem IW-Zukunftspanel. Hg. v. Institut der deutschen Wirtschaft Köln.

Ness, Barry; Urbel-Piirsalu, Evelin; Anderberg, Stefan; Olsson, Lennart (2007): Categorising tools for sustainability assessment. In: *Ecological Economics* 60 (3), S. 498–508. DOI: 10.1016/j.ecolecon.2006.07.023.

Neukirchen, Florian; Ries, Gunnar (2014): Die Welt der Rohstoffe. Lagerstätten, Förderung und wirtschaftliche Aspekte. Berlin: Springer Spektrum.

Neumeister, Jens (2008): CO₂- Prozessanalyse von Aluminium Walzprodukten und Ansätze für eine CO₂ arme Produktion // CO₂-Prozessanalyse von Aluminium-Walzprodukten und Ansätze für eine CO₂-arme Produktion. Bochum: LEE (Schriftenreihe des Lehrstuhls für Energiesysteme und Energiewirtschaft, 19).

Niermann, Peter F.-J. (2014): Was ist Management. In: Peter F.-J. Niermann und Andre M. Schmutte (Hg.): Exzellente Managemententscheidungen. Methoden, Handlungsempfehlungen, Best Practices. Wiesbaden: Springer Gabler (SpringerLink).

Nilsson-Lindén, Hanna; Baumann, Henrikke; Rosén, Magnus; Diedrich, Andreas (2014): Organizing life cycle management in practice. Challenges of a multinational manufacturing corporation. In: *Int J Life Cycle Assess*. DOI: 10.1007/s11367-014-0818-y.

Nordheim, Eirik; Barrasso, Grace (2007): Sustainable development indicators of the European aluminium industry. In: *Journal of Cleaner Production* 15 (3), S. 275–279. DOI: 10.1016/j.jclepro.2006.02.004.

Norsk Hydro (2018): Verteilung der Verwendung von Aluminium weltweit nach Hauptverwendungsgebieten in den Jahren 2016 und 2017 [Graph]. Statista. Online verfügbar unter

- <https://de.statista.com/statistik/daten/studie/240721/umfrage/verteilung-des-weltweiten-aluminiumbedarfs-nach-sektoren/>, zuletzt geprüft am 29.11.2019.
- Norsk Hydro (2021): Environment and climate. Online verfügbar unter <https://www.hydro.com/en/sustainability/environment/>, zuletzt geprüft am 21.03.2021.
- Novelis Inc. (2013): Novelis Introduces High-Recycled Content Aluminum for Beverage Cans, Launches World's First Recycled Content Certification Program. In: *Food Weekly News*, S. 270.
- Novelis Inc. (2019): Standorte. Online verfügbar unter <https://novelis.com/de/ueber-novelis/standorte>, zuletzt geprüft am 13.12.2019.
- Nunez, Pernelle; Jones, Sammy (2016): Cradle to gate. Life cycle impact of primary aluminium production. In: *Int J Life Cycle Assess* 21 (11), S. 1594–1604. DOI: 10.1007/s11367-015-1003-7.
- Olinzock, Maureen A.; Landis, Amy E.; Saunders, Christi L.; Collinge, William O.; Jones, Alex K.; Schaefer, Laura A.; Bilec, Melissa M. (2015): Life cycle assessment use in the North American building community. Summary of findings from a 2011/2012 survey. In: *Int J Life Cycle Assess* 20 (3), S. 318–331. DOI: 10.1007/s11367-014-0834-y.
- Ostermann, Friedrich (2014): Anwendungstechnologie Aluminium. Berlin/Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg. Online verfügbar unter <http://gbv.ebib.com/patron/FullRecord.aspx?p=3109820>.
- Papaspyropoulos, Konstantinos G.; Blioumis, Vaios; Christodoulou, Athanassios S.; Birtsas, Periklis K.; Skordas, Kyriakos E. (2012): Challenges in implementing environmental management accounting tools: the case of a nonprofit forestry organization. In: *International Trade in Biofuels* 29-30, S. 132–143. DOI: 10.1016/j.jclepro.2012.02.004.
- Paraskevas, Dimos; Kellens, Karel; Dewulf, Wim; Duflo, Joost R. (2015): Environmental modelling of aluminium recycling. A Life Cycle Assessment tool for sustainable metal management. In: *Journal of Cleaner Production* 105, S. 357–370. DOI: 10.1016/j.jclepro.2014.09.102.
- Paraskevas, Dimos; Kellens, Karel; Renaldi; Dewulf, Wim; Duflo, Joost R. (2013): Sustainable Metal Management and Recycling Loops: Life Cycle Assessment for Aluminium Recycling Strategies. In: Andrew Y. C. Nee, Bin Song und Soh-Khim Ong (Hg.): *Re-engineering Manufacturing for Sustainability*. Singapore: Springer Singapore, S. 403–408.
- Pelletier, Nathan; Allacker, Karen; Manfredi, Simone; Chomkhamsri, Kirana; Souza, Danielle Maia de (2012): Organisation Environmental Footprint (OEF) Guide. Hg. v. European Commission.
- Pelletier, Nathan; Allacker, Karen; Pant, Rana; Manfredi, Simone (2014): The European Commission Organisation Environmental Footprint method. Comparison with other methods, and rationales for key requirements. In: *Int J Life Cycle Assess* 19 (2), S. 387–404. DOI: 10.1007/s11367-013-0609-x.
- Pieragostini, Carla; Mussati, Miguel C.; Aguirre, Pío (2012): On process optimization considering LCA methodology. In: *Journal of environmental management* 96 (1), S. 43–54. DOI: 10.1016/j.jenvman.2011.10.014.
- Plass, Christoph (2017): Wie digitale Geschäftsprozesse und Geschäftsmodelle die Arbeitswelt verändern. In: Günter W. Maier, Gregor Engels und Eckhard Steffen (Hg.): *Handbuch Gestaltung digitaler und vernetzter Arbeitswelten*. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, S. 1–27.
- Plevin, Richard J.; Delucchi, Mark A.; Creutzig, Felix (2014a): Response to “On the uncanny capabilities of consequential LCA” by Sangwon Suh and Yi Yang (*Int J Life Cycle Assess*, doi: 10.1007/s11367-014-0739-9). In: *Int J Life Cycle Assess* 19 (8), S. 1559–1560. DOI: 10.1007/s11367-014-0766-6.
- Plevin, Richard J.; Delucchi, Mark A.; Creutzig, Felix (2014b): Response to Comments on “Using Attributional Life Cycle Assessment to Estimate Climate-Change Mitigation ...”. In: *Journal of Industrial Ecology* 18 (3), S. 468–470. DOI: 10.1111/jiec.12153.

- Plevin, Richard J.; Delucchi, Mark A.; Creutzig, Felix (2014c): Using Attributional Life Cycle Assessment to Estimate Climate-Change Mitigation Benefits Misleads Policy Makers. In: *Journal of Industrial Ecology* 18 (1), S. 73–83. DOI: 10.1111/jiec.12074.
- Posch, Alfred; Klingspiegl, Marlene (2012): Stoff- und Energiebilanzierung in der industriellen Produktion. In: Martin Tschandl und Alfred Posch (Hg.): *Integriertes Umweltcontrolling. Von der Stoffstromanalyse zum Bewertungs- und Informationssystem*. 2. Aufl. Wiesbaden: Gabler Verlag / Springer Fachmedien Wiesbaden GmbH Wiesbaden, S. 53–68.
- Potocan, Vojko; Mulej, Matjaz; Kajzer, Stefan (2002): Standardisierung der Entscheidungsprozesse in komplexen und komplizierten Geschäftssystemen: zwischen der echten und der scheinbaren Ganzheitlichkeit. In: Peter Milling (Hg.): *Entscheiden in komplexen Systemen. Wissenschaftliche Jahrestagung der Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialkybernetik vom 29. und 30. September 2000 in Mannheim: Duncker & Humblot* (20), S. 221–235.
- Prox, Martina; Curran, Mary Ann (2017): Consequential Life Cycle Assessment. Chapter 4. In: Mary Ann Curran (Hg.): *Goal and scope definition in life cycle assessment. Dordrecht: Springer (LCA compendium - the complete world of life cycle assessment)*, S. 145–160.
- Rajagopal, Deepak (2016): A Step Towards a General Framework for Consequential Life Cycle Assessment. In: *Journal of Industrial Ecology*, n/a-n/a. DOI: 10.1111/jiec.12433.
- Rebitzer, Gerald (2005): *Enhancing the Application Efficiency of Life Cycle Assessment for Industrial Uses*. Dissertation (10).
- Rebitzer, Gerald; Schäfer, Jörg H. (2009): The remaining challenge—mainstreaming the use of LCA. In: *Int J Life Cycle Assess* 14 (S1), S. 101–102. DOI: 10.1007/s11367-009-0077-5.
- Rex, Emma (2018): *Towards increased impact of life cycle information in product and service innovation*. RISE Research Institutes of Sweden. Konferenz LCIC 2018 Berlin.
- Rex, Emma; Baumann, Henrikke (2008): Implications of an interpretive understanding of LCA practice. In: *Bus. Strat. Env.* 17 (7), S. 420–430. DOI: 10.1002/bse.633.
- Rombach, Georg (2013): Raw material supply by aluminium recycling – Efficiency evaluation and long-term availability. In: *Acta Materialia* 61 (3), S. 1012–1020. DOI: 10.1016/j.actamat.2012.08.064.
- Rosenbaum, Ralph K. (2017): Selection of Impact Categories, Category Indicators and Characterization Models in Goal and Scope Definition. Chapter 2. In: Mary Ann Curran (Hg.): *Goal and scope definition in life cycle assessment. Dordrecht: Springer (LCA compendium - the complete world of life cycle assessment)*, S. 63–122.
- Rubik, Frieder; Petschow, Ulrich; Scholl, Gerd Ulrich (1996): Grundzüge ökologischer Produktpolitik. In: *Schriftenreihe des IÖW* 1996 (97).
- Rüegg-Stürm, Johannes (2004): Das neue St. Galler Management Modell. In: Rolf Dubs (Hg.): *Einführung in die Managementlehre*, S. 65–135.
- Sachs, Wolfgang (1997): Sustainable Development. Zur politischen Anatomie eines internationalen Leitbilds. In: Karl-Werner Brand (Hg.): *Nachhaltige Entwicklung*. Wiesbaden: VS Verlag für Sozialwissenschaften, S. 93–110.
- Saling, Peter (2016): Eco-efficiency Assessment. Chapter 4. In: Matthias Finkbeiner (Hg.): *Special Types of Life Cycle Assessment (LCA Compendium – The Complete World of Life Cycle Assessment)*, S. 115–178.
- Santero, Nicholas; Hendry, Josh (2016): Harmonization of LCA methodologies for the metal and mining industry. In: *Int J Life Cycle Assess* 21 (11), S. 1543–1553. DOI: 10.1007/s11367-015-1022-4.
- Schebek, Liselotte; Bräutigam, Klaus-Rainer (2007): Von der Wiege bis zur Bahre. Eine Einführung in den Schwerpunkt “Lebenszyklusanalysen in der Nachhaltigkeitsbewertung”. In: *Technikfolgenabschätzung – Theorie und Praxis* 16 (3), S. 4–9.

Schmidheiny, Stephan; Zorraquín, Federico; Möhring, Hans-Ulrich (1996): Finanzierung des Kurswechsels. Die Finanzmärkte als Schrittmacher der Ökoeffizienz. Zürich, München: Best Business Books; Vahlen.

Schmidt, Hans-Jürgen (2009): Carbon footprinting, labelling and life cycle assessment. In: *Int J Life Cycle Assess* 14 (S1), S. 6–9. DOI: 10.1007/s11367-009-0071-y.

Schmidt, Mario (2006): Der Einsatz von Sankey-Diagrammen im Stoffstrommanagement. Beiträge der Hochschule Pforzheim Nr. 124. Hg. v. Hochschule Pforzheim.

Schmidt, Mario (2008): Die Bedeutung der Effizienz für Nachhaltigkeit – Chancen und Grenzen. In: Jürgen Giegrich, Susanne Hartard und Axel Schaffer (Hg.): Ressourceneffizienz im Kontext der Nachhaltigkeitsdebatte: Nomos Verlagsgesellschaft mbH & Co KG, S. 31–46.

Schmidt, Mario (2014): Zu den Schutzziele der Ressourceneffizienz. In: *uwf* 22 (2-3), S. 147–152. DOI: 10.1007/s00550-014-0337-0.

Schmidt, Mario; Lambrecht, Hendrik; Möller, Andreas (2009): Wissenschaftliche und methodische Grundlagen sowie softwaretechnische Umsetzung der stoffstrombasierten Optimierung. Gemeinsamer Verbundabschlussbericht. Pforzheim.

Schnoor, Jerald L. (2009): LCA and Environmental Intelligence? In: *Environ. Sci. Technol.* 43 (9), S. 2997. DOI: 10.1021/es900867c.

Schrijvers, Dieuwertje; Loubet, Philippe; Sonnemann, Guido (2016): Developing a systematic framework for consistent allocation in LCA. In: *Int J Life Cycle Assess* 21 (7), S. 976–993. DOI: 10.1007/s11367-016-1063-3.

Science Based Targets Initiative (2021): Science Based Targets. Online verfügbar unter <https://sciencebasedtargets.org>, zuletzt geprüft am 21.03.2021.

Searcy, Cory (2012): Corporate Sustainability Performance Measurement Systems. A Review and Research Agenda. In: *J Bus Ethics* 107 (3), S. 239–253. DOI: 10.1007/s10551-011-1038-z.

Seuring, Stefan; Müller, Martin (2008): From a literature review to a conceptual framework for sustainable supply chain management. In: *Journal of Cleaner Production* 16 (15), S. 1699–1710. DOI: 10.1016/j.jclepro.2008.04.020.

Sevigné-Itoiz, Eva; Gasol, Carles M.; Rieradevall, Joan; Gabarrell, Xavier (2015): Methodology of supporting decision-making of waste management with material flow analysis (MFA) and consequential life cycle assessment (CLCA). Case study of waste paper recycling. In: *Journal of Cleaner Production* 105, S. 253–262. DOI: 10.1016/j.jclepro.2014.07.026.

Siggelkow, Nicolaj (2007): Persuasion with Case Studies. In: *The Academy of Management Journal* 50 (1), S. 20–24.

Silva, N.d.; d’Souza, N.; Binder, Marc (2010): Life Cycle Impact Assessment of Aluminum Beverage Cans. Final Report. PE Americas, zuletzt geprüft am 20.02.2019.

Specht, Günter; dos Santos, Amaro; Bingemer, Stephan (2004): Die Fallstudie im Erkenntnisprozess: Die Fallstudienmethode in den Wirtschaftswissenschaften. In: Klaus-Peter Wiedmann (Hg.): Fundierung des Marketing, Bd. 1. Wiesbaden: Deutscher Universitätsverlag, S. 539–563.

Stadt Hamburg (2019): Leitfaden Umweltverträgliche Beschaffung. Hg. v. Behörde für Umwelt und Energie. Online verfügbar unter <https://www.hamburg.de/content-blob/12418146/2c01ee26be5da2bd4496ad98d263ce3e/data/d-umweltleitfaden-2019.pdf>, zuletzt geprüft am 21.03.2021.

Suh, Sangwon; Lenzen, Manfred; Treloar, Graham J.; Hondo, Hiroki; Horvath, Arpad; Huppes, Gjalt et al. (2004): System Boundary Selection in Life-Cycle Inventories Using Hybrid Approaches. In: *Environ. Sci. Technol.* 38 (3), S. 657–664. DOI: 10.1021/es0263745.

Suh, Sangwon; Yang, Yi (2014): On the uncanny capabilities of consequential LCA. In: *Int J Life Cycle Assess* 19 (6), S. 1179–1184. DOI: 10.1007/s11367-014-0739-9.

- Thomassen, Marlies A.; Dalgaard, Randi; Heijungs, Reinout; Boer, Imke de (2008): Attributional and consequential LCA of milk production. In: *Int J Life Cycle Assess* 13 (4), S. 339–349. DOI: 10.1007/s11367-008-0007-y.
- Todd, Joel Ann; Curran, Mary Ann (1999): Streamlined Life-Cycle Assessment: A Final Report from the SETAC North America Streamlined LCA Workgroup. Unter Mitarbeit von Keith Weitz, Aarti Sharma, Bruce Vigon, Edmund E. Price, Gregory Norris, Pat Eagan et al. Hg. v. Joel Ann Todd und Mary Ann Curran.
- Trimet SE (2017): Geschäftsbericht 2015/16. Online verfügbar unter <https://www.trimet.eu/de/geschaeftsberichte/trimet-geschaeftsbericht-2016.pdf>, zuletzt geprüft am 21.03.2021.
- Turnpenny, John; Jones, Malvis; Lorenzoni, Irene (2011): Where Now for Post-Normal Science?: A Critical Review of its Development, Definitions, and Uses. In: *Science, Technology, & Human Values*, (36), S. 287–306. Online verfügbar unter <https://www.jstor.org/stable/41149056>.
- UBA (2016a): Die Treibhausgase. Umweltbundesamt. Online verfügbar unter <https://www.umweltbundesamt.de/themen/klima-energie/klimaschutz-energiepolitik-in-deutschland/treibhausgas-emissionen/die-treibhausgase>, zuletzt geprüft am 24.04.2019.
- UBA (2016b): Emissionsquellen. Umweltbundesamt. Online verfügbar unter <https://www.umweltbundesamt.de/themen/klima-energie/klimaschutz-energiepolitik-in-deutschland/treibhausgas-emissionen/emissionsquellen#textpart-1>, zuletzt geprüft am 27.03.2019.
- UBA (Hg.) (2019a): Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen und dem Kyoto-Protokoll 2019. Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990 – 2017. Unter Mitarbeit von Michael Strogies, Gniffke und Patrick. Umweltbundesamt (Climate Change, 23/2019).
- UBA (Hg.) (2019b): Monitoringbericht 2019 zur Deutschen Anpassungsstrategie an den Klimawandel. Bericht der Interministeriellen Arbeitsgruppe Anpassungsstrategie der Bundesregierung. Umweltbundesamt.
- UBA (Hg.) (2020): Spezifische Emissionsfaktoren für den deutschen Strommix. Online verfügbar unter <https://www.umweltbundesamt.de/themen/luft/emissionen-von-luftschadstoffen/spezifische-emissionsfaktoren-fuer-den-deutschen>, zuletzt geprüft am 20.03.2021.
- Ulrich, Hans; Probst, Gilbert J. B. (1988): Anleitung zum ganzheitlichen Denken und Handeln. Ein Brevier für Führungskräfte. Bern: Haupt.
- UNEP (2011): Global Guidance Principles for Life Cycle Assessment Databases. A Basis for Greener Processes and Products.
- UNEP IRP (2011): Report 2: Recycling Rates of Metals – A Status Report. UNEP International Resource Panel.
- United Nations (1997): Kyoto Protocol to the United Nations framework convention on climate change. Online verfügbar unter <https://unfccc.int/resource/docs/convkp/kpeng.html>, zuletzt geprüft am 21.03.2021.
- United Nations (Hg.) (2021): UN SDGs - Goals. Department of Economic and Social Affairs. Online verfügbar unter https://sdgs.un.org/#goal_section, zuletzt geprüft am 21.03.2021.
- US Geological Survey (2019): Minenproduktion von Bauxit in ausgewählten Ländern im Jahr 2018* (in 1.000 Tonnen) [Graph]. Statista. Online verfügbar unter <https://de.statista.com/statistik/daten/studie/38533/umfrage/minenproduktion-von-bauxit-ausgewaehlter-laender/>, zuletzt geprüft am 29.11.2019.
- van der Harst, Eugenie; Potting, José; Kroeze, Carolien (2016): Comparison of different methods to include recycling in LCAs of aluminium cans and disposable polystyrene cups. In: *Waste management (New York, N.Y.)* 48, S. 565–583. DOI: 10.1016/j.wasman.2015.09.027.

- van der Voet, Ester; Lifset, Reid J.; Luo, Lin (2010): Life-cycle assessment of biofuels, convergence and divergence. In: *Biofuels* 1 (3), S. 435–449. DOI: 10.4155/bfs.10.19.
- van Zanten, Hannah H. E.; Bikker, Paul; Meerburg, Bastiaan G.; Boer, Imke de (2017): Attributional versus consequential life cycle assessment and feed optimization. Alternative protein sources in pig diets. In: *Int J LCA* 73 (3), S. 1–11. DOI: 10.1007/s11367-017-1299-6.
- Vandepaer, Laurent; Gibon, Thomas (2018): The integration of energy scenarios into LCA. LCM2017 Conference Workshop, Luxembourg, September 5, 2017. In: *Int J Life Cycle Assess* 23 (4), S. 970–977. DOI: 10.1007/s11367-017-1435-3.
- Vázquez-Rowe, Ian; Rege, Sameer; Marvuglia, Antonino; Thénie, Julien; Haurie, Alain; Benetto, Enrico (2013): Application of three independent consequential LCA approaches to the agricultural sector in Luxembourg. In: *Int J Life Cycle Assess* 18 (8), S. 1593–1604. DOI: 10.1007/s11367-013-0604-2.
- VDI ZRE (2017): Ressourceneffizienz durch Industrie 4.0 - Potenziale für KMU des verarbeitenden Gewerbes. VDI Zentrum Ressourceneffizienz GmbH.
- Walther, Grit (2010): Nachhaltige Wertschöpfungsnetzwerke. Überbetriebliche Planung und Steuerung von Stoffströmen entlang des Produktlebenszyklus. Techn. Univ., Habil.-Schr.--Braunschweig, 2009. 1. Aufl. Wiesbaden: Gabler (Produktion und Logistik). Online verfügbar unter <http://dx.doi.org/10.1007/978-3-8349-8643-6>.
- WBCSD; WRI (Hg.) (2004): The Greenhouse Gas Protocol. A Corporate Accounting and Reporting Standard.
- Weidema, Bo P. (1993): Market aspects in product life cycle inventory methodology. In: *Journal of Cleaner Production* 1 (3-4), S. 161–166. DOI: 10.1016/0959-6526(93)90007-X.
- Weidema, Bo P.; Ekvall, Tomas; Heijungs, Reinout (2009): Guidelines for application of deepened and broadened LCA. Deliverable D18 of work package 5 of Project: Co-ordination Action for innovation in Life-Cycle Analysis for Sustainability (Calcas).
- Weidema, Bo P.; Frees, Niels; Nielsen, Anne-Merete (1999): Marginal production technologies for life cycle inventories. In: *Int J Life Cycle Assess* 4 (1), S. 48–56.
- Wellenreuther, Frank (2013): LCA study of two different sandwich packs: A rigid plastic lunchbox and household aluminium foil. ifeu Heidelberg.
- Wernet, Gregor; Bauer, Christian; Steubing, Bernhard; Reinhard, Jürgen; Moreno-Ruiz, Emilia; Weidema, Bo P. (2016): The ecoinvent database version 3 (part I). Overview and methodology. In: *Int J Life Cycle Assess* 21 (9), S. 1218–1230. DOI: 10.1007/s11367-016-1087-8.
- Wittstock, Bastian; Gantner, Johannes; Lenz, Katrin; Saunders, Tom; Anderson, Jane; Carter, Claire et al. (2012): EeBGuide Guidance Document - Part A: Products. Operational Guidance for Life Cycle Assessment studies of the Energy Efficient Buildings Initiative. Online verfügbar unter http://www.eebguide.eu/?page_id=4696, zuletzt geprüft am 17.01.2019.
- WMO (2017): WMO statement on the state of the global climate in 2016. Geneva, Switzerland: World Meteorological Organization (WMO) (WMO, 1189). Online verfügbar unter <https://public.wmo.int/en/resources/library/wmo-statement-state-of-global-climate-2016>.
- WRI (2017): Höhe der weltweiten Treibhausgasemissionen in den Jahren 1990 bis 2014 (in Milliarden Tonnen CO₂-Äquivalent). Statista. Online verfügbar unter <https://de.statista.com/statistik/daten/studie/311924/umfrage/treibhausgasemissionen-weltweit/>, zuletzt geprüft am 15.10.2019.
- Yang, Yi (2016): Two sides of the same coin. Consequential life cycle assessment based on the attributional framework. In: *Journal of Cleaner Production* 127, S. 274–281. DOI: 10.1016/j.jclepro.2016.03.089.
- Yang, Yi; Heijungs, Reinout (2018): On the use of different models for consequential life cycle assessment. In: *Int J Life Cycle Assess* 23 (4), S. 751–758. DOI: 10.1007/s11367-017-1337-4.

Yellishetty, Mohan; Ranjith, P. G.; Tharumarajah, A.; Bhosale, Sheshanath (2009): Life cycle assessment in the minerals and metals sector. A critical review of selected issues and challenges. In: *Int J Life Cycle Assess* 14 (3), S. 257–267. DOI: 10.1007/s11367-009-0060-1.

Yin, Robert K. (1994): CASE STUDY RESEARCH - Design and Methods (Applied Social Research Methods Series, Volume 5).

Zamagni, Alessandra; Guinée, Jeroen; Heijungs, Reinout; Masoni, Paolo; Raggi, Andrea (2012): Lights and shadows in consequential LCA. In: *Int J Life Cycle Assess* 17 (7), S. 904–918. DOI: 10.1007/s11367-012-0423-x.

Zillman, John W. (2009): A history of climate activities. In: *WMO Bulletin* 58 (3), S. 141–150.