

Schriften des Forschungszentrums Jülich
Reihe Umwelt/Environment

Band 30

Forschungszentrum Jülich GmbH
Programmgruppe Systemforschung und
Technologische Entwicklung

Aufwands- und ergebnisrelevante Probleme der Sachbilanzierung

Günter Fleischer* / Jürgen-Friedrich Hake

* Technische Universität Berlin

Schriften des Forschungszentrums Jülich
Reihe Umwelt/Environment

Band 30

ISSN 1433-5530 ISBN 3-89336-293-2

Bibliografische Information Der Deutschen Bibliothek
Die Deutsche Bibliothek verzeichnet diese Publikation in der Deutschen
Nationalbibliografie; detaillierte Bibliografische Daten sind im Internet
über <<http://dnb.ddb.de>> abrufbar.

Herausgeber Forschungszentrum Jülich GmbH
und Vertrieb: ZENTRALBIBLIOTHEK
 D-52425 Jülich
 Telefon (0 24 61) 61-53 68 · Telefax (0 24 61) 61-61 03
 e-mail: zb-publikation@fz-juelich.de
 Internet: <http://www.fz-juelich.de/zb>

Umschlaggestaltung: Grafische Betriebe, Forschungszentrum Jülich GmbH

Druck: Grafische Betriebe, Forschungszentrum Jülich GmbH

Copyright: Forschungszentrum Jülich 2002

Schriften des Forschungszentrums Jülich
Reihe Umwelt/Environment Band 30

ISSN 1433-5530

ISBN 3-89336-293-2

Alle Rechte vorbehalten. Kein Teil des Werkes darf in irgendeiner Form (Druck, Fotokopie oder
in einem anderen Verfahren) ohne schriftliche Genehmigung des Verlages reproduziert oder
unter Verwendung elektronischer Systeme verarbeitet, vervielfältigt oder verbreitet werden.

Vorwort

Der Wunsch nach einer Gestaltung von zukünftiger gesellschaftlicher Entwicklung hat mit dem in den vergangenen Jahren entwickelten Leitbild „Sustainable Development“ eine starke Konkretisierung erfahren. Zwar ist die Vorstellung von dem, was unter Nachhaltiger Entwicklung heute verstanden wird, immer noch wackelig und an vielen Punkten verbesserungsfähig, dennoch sind ausgehend von den im Bericht der Brundtland-Kommission 1988 formulierten Gedanken über die Ergebnisse der Konferenz der Vereinten Nationen über Umwelt und Entwicklung in Rio de Janeiro (1992) bis hin zur Konferenz über Nachhaltige Entwicklung in Johannesburg (2002) viele Fortschritte zu erkennen. An diesem Rio-Prozess sind zahlreiche Institutionen beteiligt, die auf ganz unterschiedlichen Ebenen ihren Beitrag dazu leisten.

Im Zusammenhang mit Nachhaltiger Entwicklung spielt die Bewertung von einzelnen Techniken und Produkten eine große Rolle. Immer wieder wird die Frage aufgeworfen, ob ein Produkt oder ein Konsummuster im Einklang mit nachhaltiger Entwicklung steht. Schnelle Antworten hierauf berühren meistens nur die Oberfläche und sind sehr oft falsch. Bei genauerer Prüfung stellt sich schnell heraus, dass für eine fundierte Antwort bereits die methodischen Grundlagen unvollständig sind, dass Daten nicht nach einheitlichen Vorschriften erhoben wurden oder dass Systemgrenzen nicht präzise genug formuliert wurden. Die Normenreihe DIN EN ISO 14040 ff. hat zwar einen ersten Rahmen für die Methode gesetzt, jedoch auf eine von vielen Aspekten abhängige Vorgehensweise verzichtet.

Mit dem vorliegenden Bericht greifen die Autoren einen Teilaspekt dieses umfangreichen Themas auf, indem sie aufwands- und ergebnisrelevante Probleme der Sachbilanzierung genauer betrachten. Die Arbeiten präzisieren damit das methodische Fundament für die Ökobilanz (Life Cycle Assessment (LCA)).

Der vorliegende Bericht ist das Ergebnis einer langjährigen Zusammenarbeit zwischen dem Institut für technischen Umweltschutz, Fachgebiet Abfallvermeidung und Sekundärrohstoffwirtschaft (ASR), an der TU Berlin und der Programmgruppe Systemforschung und Technologische Entwicklung (STE) im Forschungszentrum Jülich. Die Autoren bedanken sich bei Dr. Petra Zapp, Dr. Robert Ackermann und Dr. Wilhelm Kuckshinrichs für die intensiven Sachdiskussionen und die kritischen Anregungen zum Manuskript.

Berlin/Jülich
September 2002

G. Fleischer
J.-F. Hake

Inhalt

1	Notwendigkeit der Studie	1
2	Funktionen, funktionelle Einheit und Referenzfluss	3
2.1	<i>Funktionen und Zieldefinition</i>	5
2.2	<i>Abteilung der funktionellen Einheit</i>	6
2.3	<i>Ableitung des Referenzflusses</i>	7
2.4	<i>Datenaggregation auf den Referenzfluss</i>	8
2.5	<i>Aufwandsrelevanz</i>	8
2.6	<i>Ergebnisrelevanz</i>	8
2.7	<i>An der Norm spiegeln</i>	8
2.8	<i>Beispiel „Fortbewegung“</i>	10
3	Nutzengleichheit	13
3.1	<i>Notwendigkeit der Nutzengleichheit</i>	14
3.2	<i>Herstellung der Nutzengleichheit</i>	15
3.3	<i>Systemerweiterung und Gutschrift</i>	15
3.4	<i>Ergebnisrelevanz</i>	17
3.5	<i>Aufwandsrelevanz</i>	19
3.6	<i>An der Norm spiegeln</i>	20
4	Systemgrenzen und Abschneidekriterien	22
4.1	<i>Festlegen der Abschneidekriterien und der vorläufigen Systemgrenzen</i>	33
4.2	<i>Arbeiten mit Abschneidekriterien</i>	35
4.3	<i>Ergebnisrelevanz</i>	39
4.4	<i>Aufwandsrelevanz</i>	40
4.5	<i>An der Norm spiegeln</i>	41
5	Open-Loop-Recycling	42
5.1	<i>Auftreten von Open-Loop-Recycling</i>	43
5.2	<i>Allokationsmöglichkeiten</i>	44
5.3	<i>Vermeidung der Allokation</i>	50
5.4	<i>Produktfluss als Systemoutput und -input</i>	51

5.5	Ergebnisrelevanz	52
5.6	Aufwandsrelevanz	54
5.7	An der Norm spiegeln	54
5.8	Diskussion	57
6	Schlussfolgerungen	61
7	Literatur	62

1 **Notwendigkeit der Studie**

Die Sachbilanz ist die Basis für die darauf aufbauenden Stufen Wirkungsabschätzung und Auswertung der Ökobilanz. Fehler in der Sachbilanzierung können in diesen Folgestufen der Ökobilanz nicht vorsätzlich kompensiert werden.

Die Norm DIN EN ISO 14040 [14040] ist Basis und Rahmen sowohl für die gesamte Ökobilanz, während die DIN EN ISO 14041 [14041] den Rahmen für die Sachbilanz bildet. Die Normen selbst stellen jedoch keine Handlungsanweisung zur Erstellung einer Ökobilanz und damit auch keine zur Erstellung der Sachbilanz dar. Daraus folgt, dass trotz Vorhandensein dieser Normen für die Erstellung der Sachbilanz im allgemeinen und für die konkrete Bearbeitung von Fragestellungen und Problemen im besonderen, notwendige Hilfestellung zur Bearbeitung dieser Fragen und Probleme in der Norm nicht enthalten ist.

Die Normen lassen vieles offen und verweisen stattdessen u.a. darauf, dass die konkrete Herangehensweise abhängig von Ziel und Rahmenbedingungen der Ökobilanz ist, ohne das dies unterlegt wird. In vielen Fällen, so auch im Abschnitt 5.3.2 der [14041] wird darauf hingewiesen, dass Abweichungen von der Norm zulässig sind, sofern sie in der Studie ausgewiesen werden. In dem genannten Abschnitt heißt es: „Wenn zusätzliche Funktionen eines Systems beim Vergleich der funktionellen Einheiten nicht berücksichtigt werden, dann müssen diese Auslassungen dokumentiert werden [...]“. Auf die Konsequenz, d.h. die Ergebnisrelevanz dieser Vorgehensweise wird nicht hingewiesen.

Sofern in der Norm Beispiele aufgeführt werden, so werden nur einfachste Systeme herangezogen, die keine Auskunft darüber geben, wie die beispielhaft dargestellte Regel im Fall von komplexen Systemen anzuwenden ist. Wiederum im Abschnitt 5.3.2 der [14041] wird u.a. der Referenzfluss am Beispiel des Händabtrocknens – im Fall des Lufttrockners falsch (Luft ist Referenzfluss) - dargestellt. Keine Aussage erfolgt darüber, was den Referenzfluss bei komplexen Produkten bildet, oder ob es mehr als einen Referenzfluss für eine funktionelle Einheit geben kann.

Ergänzend zu dem vorher Ausgeführten muss festgestellt werden, dass die Norm teilweise inkonsistent, zumindest aber missverständlich oder schwer verständlich ist. Was ist beispielsweise ein Produkt? Zwischenprodukte und das Endprodukt sind definiert. Das Produkt kann neben den Elementarflüssen die Systemgrenzen überschreiten, ist aber nicht definiert. Dies ist für das sogenannte Open-Loop-Recycling relevant und mündet in die Frage, ob Recyclingprozesse zum betrachteten Produktsystem, wie in Bild 1 der [14041] dargestellt, gehören und ob dies in jedem Fall so sein muss.

Die Definition der funktionellen Einheit in Abschnitt 3.5 der [14040] ist nicht konsistent mit den Ausführungen in Abschnitt 5.3.2 der [14041]. In der [14040] wird für die funktionelle Einheit der quantifizierbare Nutzen des Produktsystems definiert während in der [14041] die Funktionen des Produktes herangezogen werden.

Nach 6.4.3 der [14041] muss für jedes Modul ein geeigneter Referenzfluss bestimmt werden (z.B. für 1 kg Material oder 1 MJ für Energie). Die quantitativen Input- und Outputdaten des Moduls müssen mit Bezug auf diesen Referenzfluss berechnet werden. Hier widerspricht die Norm ihrer eigenen Definition des Referenzflusses in Abschnitt 3.10 der [14041]: Der Referenzfluss ist ein "... Maß für die Outputs von Prozessen eines vorhandenen Produktsystems, die zur Erfüllung der Funktion, ausgedrückt durch die funktionelle Einheit, erforderlich sind". Die Referenzflüsse für Prozesse sind Prozessbezugsgrößen und sollten zur Vermeidung von Missverständnissen auch nur so benannt werden.

Dies sind Beispiele, wo die Norm zumindest unscharf ist. In einer Vielzahl von Veröffentlichungen wird auf diesen inkonsistenten Ausführungen aufgesetzt und Weiterentwicklungen betrieben. In der Regel dürfte es jedoch ohne die vorhergehende Beseitigung dieser Mängel zu keiner wirklichen Verbesserung der Ökobilanzmethode kommen. Dieses komplexe Instrument der Ökobilanz muss erst einmal, soweit dies logisch möglich ist, in sich konsistent sein und damit methodische Fehler weitgehend ausschließen. Die Methode sollte auch dahin entwickelt werden, dass nicht nur das abgebildete Produktsystem in sich konsistent ist, sondern die verschiedenen Produktsysteme, egal von wem modelliert, zueinander konsistent sind. Im Mittelpunkt der folgenden Ausführungen stehen vier Aspekte der Sachbilanzierung:

- Funktionen, funktionelle Einheit und Referenzfluss (Kapitel 2),
- Nutzengleichheit (Kapitel 3),
- Systemgrenzen und Abschneidekriterien (Kapitel 4) und
- Open-Loop-Recycling (Kapitel 5)

2 Funktionen, funktionelle Einheit und Referenzfluss

Mittels Ökobilanzen werden Produkte und Dienstleistungen (im Folgenden sind im Produkt-Begriff Dienstleistungen mit enthalten) oder Varianten derselben hinsichtlich ihrer relativen Umweltrelevanz miteinander verglichen. Um dies durchführen zu können, werden sowohl einwandfreie Vergleichsgrundlagen als auch Größen der Berechnung der Ökobilanz benötigt.

Die Norm definiert die "funktionelle Einheit" als Vergleichseinheit, die den "quantifizierten Nutzen" des Produktsystems repräsentiert. Hierzu einige - für das bessere Verständnis - relevante Definitionen und Zusammenhänge:

- Der *Nutzen* stellt die auf der subjektiven Werteinschätzung eines Gutes beruhende Eigenschaft zur Bedürfnisbefriedigung dar [Brockhaus]. Daraus abgeleitet wird Nutzen zu "Eigenschaft(en) eines Gutes zur Bedürfnisbefriedigung".
- Eine *Eigenschaft* ist ein zu einer Sache gehörendes Merkmal, eine charakteristische (Teil-)Beschaffenheit [Brockhaus]. Daraus abgeleitet wird Eigenschaft zu zu einem Gut gehörendes Merkmal, eine charakteristische (Teil-)Beschaffenheit (s.a. [Fleischer 1994]). Es ist zwischen messbaren Eigenschaften und nichtmessbaren, d.h. zwischen objektiven und subjektiven Eigenschaften zu unterscheiden. Eigenschaften werden durch Eigenschaftswörter (Adjektive) ausgedrückt.
- Eine *Funktion* ist eine Verrichtung, Tätigkeit oder Aufgabe (s.a. "funktionieren": Funktion erfüllen (störungsfrei, tadellos)) [Brockhaus]. Funktionen stellen quasi die "Dienstleistungen" des Gutes/Produktes dar.

Zwischen Eigenschaften und Funktionen eines Gutes besteht ein unmittelbarer Zusammenhang:

- Die Eigenschaften eines Gutes ermöglichen dessen Funktion(en): Die Eigenschaft "Lichtdurchlässigkeit" des Glases ermöglicht die Funktion "Licht durchlassen".
- Eigenschaften können auch durch Funktionen ("passive Funktionen") herbeigeführt werden: Die Funktionen des Fensters "einfach reinigen lassen" und "leicht öffnen und schließen lassen" können die Eigenschaft "bequem" ermöglichen.

Der Begriff "Nutzen" kann für die Ökobilanz aufgrund der vorherigen Ausführungen folgendermaßen definiert werden:

- Merkmal(e), charakteristische (Teil-)Beschaffenheit(en) eines Gutes zur Bedürfnisbefriedigung.
- Funktionen eines Gutes zur Bedürfnisbefriedigung.
- Eigenschaften und Funktionen eines Gutes zur Bedürfnisbefriedigung.

Die Funktionen realisieren den Nutzen des Produktes (Gutes), d.h. den Primär- und Ergänzungsnutzen (s.a. Kapitel 3). Ein Produkt kann eine Vielzahl von Funktionen aufweisen. Ausgehend von Ziel und Untersuchungsrahmen der Ökobilanz-Studie werden daraus die messbaren relevanten Funktionen ausgewählt, die zur Quantifizierung des Produkt-Nutzens in Form der funktionellen Einheit herangezogen werden.

- Eine *Funktionelle Einheit* stellt quantifizierten Nutzen eines Produktsystems für die Verwendung als Vergleichseinheit¹ in einer Ökobilanzstudie dar [14040]. Sie muss eindeutig definiert und messbar sein [14041].
- Ein *Referenzfluss* ist ein Maß für die Outputs von Prozessen eines vorhandenen Produktsystems, die zur Erfüllung der Funktion, ausgedrückt durch die funktionelle Einheit, erforderlich sind [14041].

Der Zusammenhang zwischen dem Nutzen eines Produktes, den Eigenschaften, Funktionen und der funktionellen Einheit wird in Abbildung 1 dargestellt.

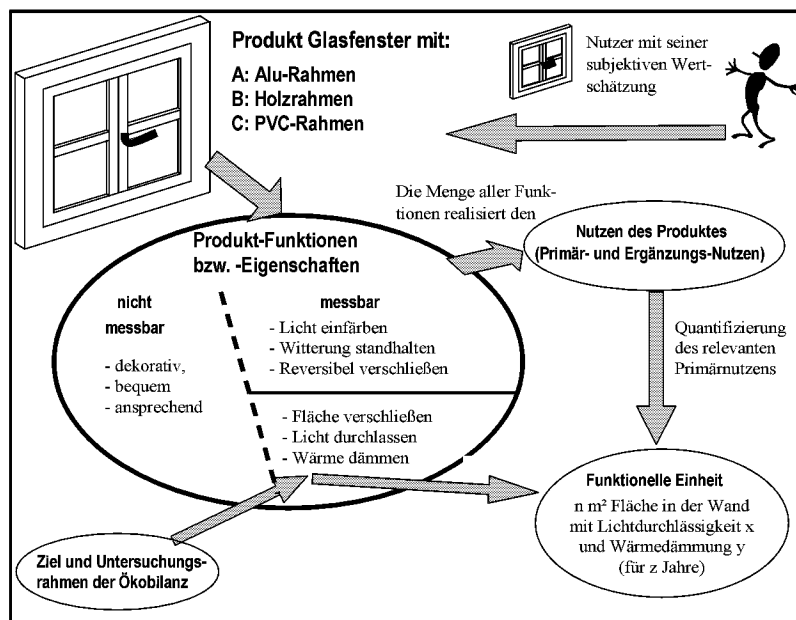


Abbildung 1: Zusammenhang zwischen Nutzen, Funktion und funktionelle Einheit

¹ Wenn die funktionelle Einheit nur quantifizierbaren Nutzen berücksichtigt, bedeutet dies nicht, daß der nicht-quantifizierbare Nutzen beim Vergleich von Produkten nicht auch (möglichst) gleich sein sollte. Ist der nicht-quantifizierbare Nutzen zweier Alternativen stark voneinander abweichend, so kann es sein, daß eine Alternative gar nicht in Betracht gezogen wird, wobei diese dann real gar keinen Nutzen aufweist.

2.1 Funktionen und Zieldefinition

Zielabhängigkeit der relevanten Funktionen

Ein System kann eine Vielzahl möglicher Funktionen haben. Die Funktionen, die für eine Studie ausgewählt werden, hängen von den Zielen und vom Untersuchungsrahmen der Studie ab.

- 1. Beispiel: Beim Vergleich von Aluminiumfolie und PE-Folie sind die zu erfüllenden Funktionen von entscheidender Bedeutung. Lautet die Funktion "einpacken und frisch halten von Pausenbrot", so können beide Folien miteinander verglichen werden. Lautet die Funktion jedoch "einpacken und mindestens ein Jahr Schokolade frisch halten", so kann die PE-Folie aufgrund der fehlenden Diffusionssperre nicht in den Vergleich einbezogen werden [Fleischer 1992].
- 2. Beispiel: Bei dem Vergleich von Fenstern (s. Abbildung 1) kann nur aus den messbaren Funktionen ausgewählt werden. Da die Fenster beispielsweise von den Kunden angenommen werden, ist eine zwingende Voraussetzung für den Vergleich jedoch nicht dessen Bestandteil. Zu den relevanten der messbaren Funktionen kann neben "Fläche verschließen", "Licht durchlassen", "Wärme dämmen" auch ggf. das "Witterung und anderen Einflüssen standhalten" (Haltbarkeit) zählen. Sind geeignete Fenster für den Einsatz an einer viel befahrenen Straße zu vergleichen, gehört zu den relevanten Funktionen das "Isolieren gegen Lärm".

Sollen dagegen z.B. geeignete Fenster für den Einsatz in einem Schaufenster mit lichtempfindlichen Waren untersucht werden, so ist das "Schützen gegen Sonnenstrahlen" durch Tönung eine der notwendigen Funktionen, das "Isolieren gegen Lärm" jedoch ist in diesem Fall unerheblich.

Aus den identifizierten relevanten messbaren Funktionen der Produkte kann die funktionelle Einheit als Quantifizierung des Nutzens abgeleitet werden (s. Kapitel 2.2).

Funktionen-Gleichheit bei Produkt-Vergleichen

Bei einer Ökobilanz müssen alle zu vergleichenden Produkte alle im Sinne des Zieles der Studie relevanten messbaren Funktionen aufweisen.

Es ist äußerst wünschenswert, dass auch die weiteren Funktionen der zu vergleichenden Produkte (messbare und auch nicht-messbare) gleich sind. Dies ist wichtig, um eine Aussagefähigkeit der Ergebnisse der Ökobilanz zu gewährleisten. Zwar sind nach der Norm Abweichungen möglich, die dann auszuweisen sind, jedoch bei externen Studien zu unterschiedlichen Interpretationen führen und damit ggf. die gesamte Studie wertlos machen. Insbesondere, wenn die Nutzer der Ergebnisse der Studie Dritte oder die Öffentlichkeit sind, kann es zu

nicht angemessenen Interpretationen der Ergebnisse kommen².

Beispiel: Es sollen Fenster für einen Kuhstall auf dem Land verglichen werden. Sie müssen (entsprechend Abbildung 1) eine bestimmte Wärmedämmung und eine bestimmte Lichtdurchlässigkeit aufweisen.

In Frage kommen ein Glasfenster mit Aluminium- oder Holzrahmen, ein Acrylfenster mit Kunststoffrahmen, aber auch ein farblich getöntes Spezialglas, das auch einen hohen Lärmschutz bietet. Dieses letztgenannte Fenster weist im Gegensatz zu den beiden anderen Varianten zusätzliche Funktionen auf. Nicht in Frage kommt die Variante, ein Loch in der Wand mit Polyethylen-Folie zu bespannen, da dieses „Fenster“ keine ausreichende Wärmedämmung gewährleistet. Stellt sich bei dem Vergleich heraus, dass das getönte schalldichte Spezialglas ökobilanziell am schlechtesten abschneidet, ist dieses Fenster aus ökologischer Sicht nicht für die Anwendung im Kuhstall geeignet. Jedoch kann dies bei einer Veröffentlichung der Studie zu einer ungenauen Verallgemeinerung führen, nach der Spezialglas als generell umweltschädlicher als ein einfaches Glasfenster mit Holzrahmen angesehen wird. Um dieses Risiko zu vermeiden, sollten generell nur Produkte mit gleichen Funktionen und ohne zusätzliche Funktionen verglichen werden³.

2.2 *Ableitung der funktionellen Einheit*

Die funktionelle Einheit stellt den quantifizierten Primärnutzen eines Produktes dar und dient als Vergleichseinheit in einer Ökobilanzstudie. Sowohl der systembezogene Zusatznutzen (Sekundärnutzen) als auch der produktbezogene Ergänzungsnutzen gehen nicht in die funktionelle Einheit ein (vergleiche auch Kapitel 3 zur Nutzengleichheit). Auf die funktionelle Einheit werden die Input- und Outputdaten im mathematischen Sinne normiert. In Abhängigkeit von der Zieldefinition werden in der funktionellen Einheit eine oder mehrere messbare Funktionen berücksichtigt. Die funktionelle Einheit muss eindeutig festgelegt und messbar sein. Sie muss für zu vergleichende Produktsysteme gleich sein, wodurch alleine jedoch noch nicht die Nutzengleichheit der Produktsysteme sichergestellt wird (Vergleiche Abschnitte 3.5, 5.1.2.1 und 5.1.2.4 der [14040] und 5.3.2 der [14041] sowie Kapitel 3.6).

² Faktisch ist es ein Unterschied ob ein Bild/eine Tabelle aus dem Zusammenhang gerissen und falsch interpretiert wird, oder ob objektiv Meinungsverschiedenheiten über die Vergleichbarkeit der Produktsysteme bestehen.

³ Die Bedingung der Funktionsgleichheit ist durch sorgfältige Auswahl der zu vergleichenden Produkte und ggfs. durch Systemerweiterung zu erreichen (s. 2.7). Die verbleibende Restproblematik ist ein Hinweis auf die Schwierigkeiten, Ökobilanzergebnisse externer Studien für Produkte verschiedener Hersteller zu vergleichen. Für interne Studien dagegen ist aufgrund konkreter Zielsetzungen und Erfahrungen, hinsichtlich des Umgangs mit geringen Funktionsabweichungen, diese Problematik praktisch nicht vorhanden.

Die funktionelle Einheit ist nicht nur für Dienstleistungen immateriell, sondern auch für Produkte, da Funktionen quasi die Dienstleistungen des Produktes repräsentieren.

2.3 *Ableitung des Referenzflusses*

Die Funktionen und die funktionelle Einheit sind immateriell. Auf immaterieller Basis ist eine Ökobilanz nicht zu berechnen. Es werden Massen, ggf. Energien als Rechengrundlage benötigt. Daher ist die Festlegung der funktionellen Einheit allein nicht ausreichend. Die Referenzflüsse dienen zur „Materialisierung“ der funktionellen Einheit innerhalb der Ökobilanz.

Als Referenzflüsse sind die Stoffmengen zu verstehen, die notwendig sind, die funktionelle Einheit zu realisieren. Dazu kann als Referenzfluss das vollständige Produkt gewählt werden, was jedoch in der Form für die Berechnung unbrauchbar ist. Für die Berechnung ist es notwendig das Produkt in seine Werkstoffe zu zerlegen, wobei dann jeder Stoff des Endproduktes einen Referenzfluss bildet (s.a. Abschnitte 3.5 u. 3.6 [14049]).

Die Referenzflüsse dienen

- als Hilfsgröße zur rechentechnischen Umsetzung,
- zur Hilfestellung beim Aufbau des Produktsystems durch bessere Anschaulichkeit der immateriellen funktionellen Einheit,
- der Transparenz und Nachvollziehbarkeit,
- zur Gestaltung der funktionellen Abhängigkeiten, indem sie als Bezugsgröße dienen.

Tabelle 1: Ableitung des Referenzflusses am Beispiel des Vergleichs der Produktsysteme „Händeabtrocknen“ (5.3.2 [14041])

Produktsystem	Händeabtrocknen mit Papier	Händeabtrocknen mit Luft
Funktion	Händeabtrocknen	
Funktionelle Einheit	Anzahl der getrockneten Händepaare	
Referenzfluss	mittl. Gewicht des trockenen Papiers	mittl. Volumen heißer Luft

Die Referenzflüsse werden nur in dem Prozess festgelegt, in dem die Funktionen des Produktes, ausgedrückt durch die funktionelle Einheit, realisiert werden. Alle anderen Prozesse (vorgelagerte und nachgelagerte) haben je eine Prozessbezugsgröße. Diese ist bei Bereitstellungs- bzw. Versorgungsprozessen das Prozessprodukt, das aus diesen austritt, und bei Entsorgungsprozessen zu entsorgender Stoff, der in diese eintritt. Die Prozessbezugsgröße wird als Bezug

für die Inputs und Outputs des Prozesses sowie zur Bestimmung der Mengenmultiplikatoren benötigt.

2.4 *Datenaggregation auf den Referenzfluss*

Die Datenaggregation im Produktsystem wird über Mengenmultiplikatoren ausgehend von der Konsumtionsphase berechnet (s. Kapitel 4). Für die Anwendung der Mengenmultiplikatoren gelten zwei Grundgleichungen: eine für Bereitstellungs- und Versorgungsprozesse (Gleichung 1 in Kap. 4) und eine für Entsorgungsprozesse (Gleichung 2 in Kap. 4).

2.5 *Aufwandsrelevanz*

Je mehr Funktionen für die funktionelle Einheit festgelegt werden, d.h. je detaillierter die funktionelle Einheit beschrieben wird, desto geringer wird die Zahl der für einen Vergleich infrage kommenden Alternativen. Für ein Produktsystem ist der Aufwand von der Anzahl der Referenzflüsse (Anzahl Werkstoffe) abhängig, nicht von der Anzahl der Funktionen.

2.6 *Ergebnisrelevanz*

Werden relevante Funktionen in der funktionellen Einheit nicht berücksichtigt, so ist das Ergebnis des Vergleichs unbrauchbar, zumindest aber anfechtbar. Entsprechendes gilt für unterschiedliche funktionelle Einheiten bei einem Systemvergleich. Eine falsche Aggregation der Prozessdaten zu Systemdaten (Kapitel 2.4) führt ebenfalls zu falschen Ergebnissen.

2.7 *An der Norm spiegeln*

Funktionen

Für einen ökobilanziellen Vergleich wird die Gleichheit aller Funktionen der zu vergleichenden Produkte gefordert. Die zu vergleichenden Produkte sollen keine zusätzlichen Funktionen aufweisen⁴. Hiervon sollte nur in begründeten Fällen, bei internen Ökobilanzen abgewichen werden.

Gemäß der Norm (5.3.2 [14041]) ist jedoch eine Differenz in den zusätzlichen Funktionen möglich. Dabei ist folgende Vorgehensweise zu wählen: Wenn zusätzliche Funktionen eines

⁴ Die Funktionsgleichheit ist für meßbare Funktionen sicherzustellen. Nicht meßbare Funktionen – meist sind damit nicht meßbare Eigenschaften (schön, bequem, etc.) gemeint –, sollten auch (möglichst) gleich sein, da dies z.B. kaufentscheidend sein kann. Nicht meßbare Eigenschaften oder Funktionen können nur subjektiv beurteilt werden, was jedoch nicht mit Annahmen gleichzusetzen ist. Eine absolute Gleichheit der Produkte hinsichtlich der Eigenschaften und Funktionen gibt es natürlich nicht. Die Unterschiede dürfen jedoch nicht ergebnisrelevant sein.

Systems beim Vergleich der funktionellen Einheiten nicht berücksichtigt werden, dann müssen diese Auslassungen dokumentiert werden. Eine Alternative stellt eine Systemerweiterung dar, bei der die zusätzliche Funktion im Produktsystem, in dem diese Funktion nicht von vornherein erbracht wird, durch ein zusätzliches Produkt ergänzt wird. (Beispiel: Vergleich der Fortbewegung mit einem Pkw. Pkw 1 hat kein Radio, Pkw 2 hat ein Radio und damit eine zusätzliche Funktion. Entweder ist diese Differenz zu dokumentieren oder in Pkw 1 z.B. ein Autoradio als Systemerweiterung⁵ zu ergänzen).

Diese in der Norm gegebene Option der Dokumentation der Funktionsunterschiede kann ggf. zu falschen Interpretationen führen (vergl. Kapitel 2.1) und sollte bestenfalls für interne Ökobilanzen genutzt werden (s.a. Kapitel 3.6).

Funktionelle Einheit

Die Ausführungen zur funktionellen Einheit sind weitestgehend mit den diesbezüglichen Normen [14040] und [14041] konform. Es wird in der Norm allerdings nur von zusätzlichen Funktionen eines Produktsystems im Vergleich gesprochen, der als Ergänzungsnutzen in diesem Papier ausgewiesen wird. Nicht erwähnt wird der systembezogene Zusatznutzen, der aus Verwendungs- bzw. Verwertungsmaßnahmen resultiert [Ackermann 1996]. Die funktionelle Einheit stellt damit keine Nutzengleichheit der Produktsysteme sicher.

Referenzflüsse

Interpretation der Definition:

- Der Referenzfluss ist gemäß Definition ein Maß für den „Output“ des Produktsystems⁶. In Abschnitt 5.3.2 der Norm [14041] wird dies richtiger Weise auch auf die Inputs erweitert. Damit wird aber weder ausgesagt, ob ein Referenzfluss zwingend ein Output oder ein Input sein muss.
- Prozessbezugsgrößen sind nicht zu verwechseln mit dem Referenzfluss, der sich nur auf das in die Konsumtion eintretende Endprodukt bezieht. In Abschnitt 5.3.2 [14041] wird zudem klargestellt, dass der Referenzfluss systembezogen ist.
- Die Norm führt nur einen Referenzfluss je Produktsystem an. Damit wird die Ökobilanz für Mehrstoffprodukte nicht rechenbar. Um dies zu gewährleisten muss das komplexe Produkt in seine Werkstoffe aufgeteilt werden, die dann jeweils einen Referenzfluss

⁵ Das im Beispiel als Systemerweiterung genannte Autoradio muß nicht baugleich mit dem des anderen Pkw's sein, sondern muß die gleichen Funktionen aufweisen.

⁶ Unter Outputs des Produktsystems sind die sogenannten Elementarflüsse [14040, 3.3] zu verstehen: „Stoff oder Energie der bzw. die das untersuchte System verläßt und ohne anschließende Behandlung durch den Menschen an die Umwelt abgegeben wird“.

darstellen⁷.

Nach [14041], Abschnitt 6.4.3, muss für jedes Modul ein geeigneter Referenzfluss bestimmt werden (z.B. für 1 kg Material oder 1 MJ für Energie). Die quantitativen Input- und Outputdaten des Moduls müssen mit Bezug auf diesen Referenzfluss berechnet werden. Hier widerspricht die Norm ihrer eigenen Definition des Referenzflusses in Abschnitt 3.10 [14041]. Die Referenzflüsse für Prozesse sind Prozessbezugsgrößen und sollten zur Vermeidung von Missverständnissen auch nur so benannt werden.

2.8 *Beispiel „Fortbewegung“*

Ökobilanzieller Vergleich innerhalb des Bedürfnisses „Fortbewegung“

Die unterschiedlichen Zielrichtungen von Ökobilanzen sollen am Beispiel des Bedürfnisses „Fortbewegung“ verdeutlicht werden. So ist es nicht möglich, für das Bedürfnis „200.000 km fahren“ unabhängig von der Zielsetzung der Ökobilanz a priori eine Funktion und eine funktionelle Einheit zu definieren. Eine Festlegung dieser Größen ist erst nach Konkretisierung der jeweiligen Fragestellung (Anforderungsprofil) möglich. Als mögliche Fragestellungen für das Bedürfnis „Fortbewegung“ kämen beispielsweise folgende Szenarien in Betracht:

- Szenario 1: Vergleich verschiedener Fortbewegungsmittel.
- Szenario 2: Vergleich verschiedener Pkws.
- Szenario 3: Vergleich unterschiedlicher Antriebsarten für einen Pkw.

Szenario 1: Vergleich verschiedener Fortbewegungsmittel

Beim ökobilanziellen Vergleich verschiedener Fortbewegungsmittel könnte die Fragestellung zu folgendern Funktionen des Produktsystems führen:

- Zurücklegen von Kurzstrecken mit einer Distanz von bis zu 30 km.
- Fortbewegen auf Straßen in- und außerhalb von Ortschaften.
- Fortbewegen mindestens einer Person mit einer Durchschnittsgeschwindigkeit von min. 15 km/h.
- Überwinden von Steigungen von bis zu 5%.
- Nutzung ohne Wartezeiten.

Ein solch umrissenes Funktionsspektrum würde als Gegenstände für den ökobilanziellen Vergleich die Fortbewegungsmittel Auto, Motorrad und Fahrrad zulassen, während Eisenbahn, Schiff und Flugzeug aufgrund des 2. Kriteriums und Bus aufgrund des 4. Kriteriums der Funktion nicht in Frage kämen. Das Funktionsspektrum wäre in der Realität mit Sicherheit

⁷ Unter Berücksichtigung der produktbezogenen Abschneidekriterien (Kap. 2.1) ist es möglich, die verbleibenden (nicht „abgeschnittene“) Werkstoffe als Referenzfluss darzustellen.

anders und auch für ein solch komplexes Produkt größer. Die Prinzipien der Vorgehensweise lassen sich jedoch mit diesem einfachen Spektrum aufzeigen.

Für die zulässigen Fortbewegungsmittel wären die in Tabelle 2 aufgeführten Parameter denkbar.

Tabelle 2: Parameter der für den Vergleich zulässigen Fortbewegungsmittel

Fortbewegungsmittel	Lebensdauer	Benzinverbrauch
Auto	200.000 km	10 l / 100 km
Motorrad	100.000 km	5 l / 100 km
Fahrrad	20.000 km	0 l / 100 km

Aus den Parametern für die Lebensdauer aus Tabelle 2 wird ersichtlich, dass für dieses Szenario eine in Summe zurückgelegte Strecke von 200.000 km als relevante Funktion für die funktionelle Einheit gewählt werden sollte.

Unmittelbar aus der Verknüpfung der funktionellen Einheit mit den Parametern aus Tabelle 2 ergeben sich für die einzelnen Fortbewegungsmittel die in Tabelle 3 aufgezählten Referenzflüsse. Dabei ist zu berücksichtigen, dass Benzin als Betriebsstoff kein Referenzfluss oder Teil desselben darstellt.

Tabelle 3: Referenzflüsse der zulässigen Fortbewegungsmittel

Fortbewegungsmittel	Referenzfluss
Auto	Ein Auto
Motorrad	Zwei Motorräder
Fahrrad	10 Fahrräder

Szenario 2: Vergleich verschiedener Pkws

Handelt es sich bei der Zielstellung der Ökobilanz hingegen um den Vergleich unterschiedlicher Pkws, so sind u.a. folgende Funktionen des Produktsystems zu berücksichtigen:

- Schützen vor Wind, Regen, Lärm, etc.

- Beschleunigen mit beispielsweise 3 m/s^2 .
- Fahren mit einer Höchstgeschwindigkeit von z.B. 150 km/h .
- Fahren nach vorgegebenen Anwendungsmuster, z.B. der Euro-Norm.

Im Anschluss daran werden analog Szenario 1 auch bei diesem Szenario die zulässigen Untersuchungsobjekte ausgewählt und deren Parameter bestimmt. Nach Festlegung der funktionellen Einheit (z.B. 200.000 km) erfolgt, wiederum in Anlehnung am Szenario 1, die Ermittlung der jeweiligen Referenzflüsse. Die Referenzflüsse sind Pkw A, Pkw B und Pkw C.

Szenario 3: Vergleich unterschiedlicher Antriebsarten für einen Pkw

Beim ökobilanziellen Vergleich verschiedener Antriebsarten für einen Pkw gestaltet sich die Auswahl der Funktionen des Produktsystems ähnlich wie bei Szenario 2, jedoch mit dem Unterschied, dass die Schutzfunktion vor Wind, Regen und Lärm hierbei nicht von Relevanz ist. Als funktionelle Einheit ergeben sich hier x Fahrkilometer, nach ein vorgegebenen Anwendungsmuster.

Sofern der Pkw bis auf den Antrieb (Motor) gleich bleibt, brauchen nur die Motoren verglichen zu werden (s.a. Kapitel 4). Der Referenzfluss wäre dann der jeweilige Motor. Wird jedoch durch die verschiedenen Antriebe auch eine unterschiedliche Energiebereitstellung notwendig, so müssen ggf. die vollständigen Pkws verglichen werden und die Referenzflüsse würden denen des Szenario 2 gleichen.

3 Nutzengleichheit

Die Nutzengleichheit ist eine methodisch geforderte Voraussetzung zum Vergleich von Systemen mit Hilfe von Ökobilanzen [Fleischer 1995]. Die zu vergleichenden Systeme müssen gleichen Nutzen aufweisen, da sonst „Äpfel mit Birnen verglichen“ werden und das Ergebnis angreifbar ist.

Beispiel: direkter Vergleich eines Telefons (a) mit einem Telefon mit integriertem Anrufbeantworter (b); wenn das aufwendigere Gerät (b) schlechter abschneidet, wird das eventuell durch die zusätzliche Funktion verursacht, eine pauschale Aussage: „(a) ist ökologisch besser als (b)“ ist deshalb grundsätzlich nicht möglich.

Unterschiedliche Dimensionen von Nutzen

Die Eigenschaften E setzen sich aus objektiven messbaren Eigenschaften E^o (mechanische, optische und elektrische Eigenschaften) und subjektiven nichtmessbaren Eigenschaften E^s (Komfort, Schönheit, Geschmack, Image usw.) zusammen.

Nutzen in einem Produktsystem

Der Nutzen von Produktsystemen umfasst Primärnutzen (bezieht sich auf den Untersuchungsgegenstand) sowie Ergänzungs- und Zusatznutzen (vgl. [Ackermann]).

Der Primärnutzen ergibt sich aus Eigenschaften und damit aus den Funktionen (s.a. Kapitel 2) des untersuchten Produkts, die sich aus der Zielstellung der Studie ableiten. Der Primärnutzen wird durch die funktionelle Einheit repräsentiert und stellt nach der Norm [14041] die Vergleichseinheit zur Durchführung einer Ökobilanz dar (Ökobilanzen machen nur Sinn, wenn sie für Vergleiche genutzt werden, da sie nur relative Ergebnisse liefern).

Der Ergänzungsnutzen ergibt sich ebenfalls aus Eigenschaften des untersuchten Produkts, die aber nicht von der Zielstellung erfasst werden (siehe Abbildung 2).

Der Zusatznutzen ist nicht unmittelbar mit dem untersuchten Produkt verbunden und wird erst bei einer systembezogenen Betrachtung im Verlauf der Modellbildung erkennbar.

- Beispiel 1: Untersuchungsgegenstand der Studie ist ein Telefon als Endgerät für die Übertragung von Sprache (Primärnutzen). Weitere Eigenschaften des Gerätes (z.B. Anrufbeantworter) bilden in diesem Fall einen Ergänzungsnutzen.
- Beispiel 2: Untersuchungsgegenstand der Studie ist ein Telefon als Endgerät für die Übertragung von Sprache und zur Aufzeichnung von Nachrichten bei Abwesenheit (Primärnutzen). Auch die Anrufbeantworterfunktion gehört in diesem Fall zum Primärnutzen.

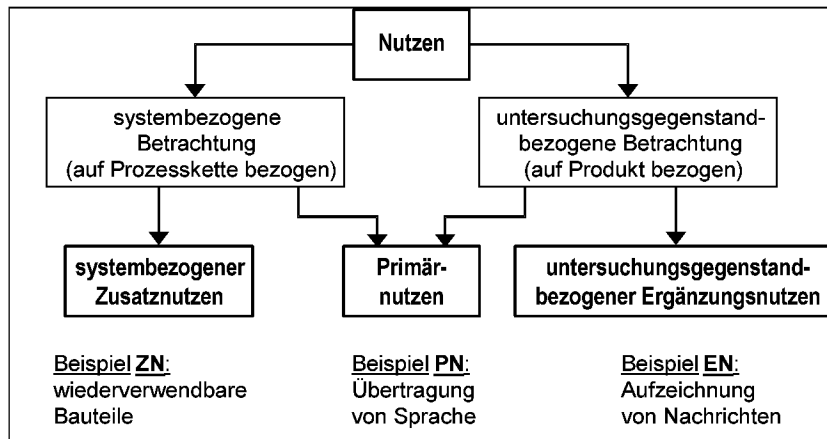


Abbildung 2: Nutzen in einem Produktsystem, nach [Ackermann]

- Beispiel 3: Untersuchungsgegenstand der Studie sind Telefone als Endgeräte für die Übertragung von Sprache und zur Aufzeichnung von Nachrichten bei Abwesenheit (Primärnutzen). Stellt sich heraus, dass eines der Geräte bspw. elektronische Bauteile enthält, die nach der Demontage (nachkonsumtive Phase des Lebenswegs) wiederverwendet werden, so stellt dieses Gerät einen systembezogenen Zusatznutzen bereit.

Zeitliche Dimension von Nutzen

Der Nutzen kann (v.a. bei Gebrauchsgütern) auch eine zeitliche Dimension haben, die bei der Herstellung der Nutzengleichheit zu berücksichtigen ist: zwei nutzengleiche Produkte müssen eine Funktion bei identischen Randbedingungen über identische Zeitspannen bereitstellen (z.B.: Korrosionsschutz bei mitteleuropäischem Klima für zwei Jahre).

3.1 Notwendigkeit der Nutzengleichheit

In Ökobilanzstudien wird als Basis für Vergleiche die funktionelle Einheit verwendet. Die funktionelle Einheit stellt den quantifizierten Primärnutzen eines Produkts dar und dient als Vergleichseinheit in einer Ökobilanzstudie (vgl. Kapitel 2). Ergänzungsnutzen und Zusatznutzen sind in der Definition der funktionellen Einheit nicht enthalten. Wenn in den zu vergleichenden Produktsystemen unterschiedliche Zusatz- oder Ergänzungsnutzen auftreten, können die Systeme zwar eine identische funktionelle Einheit bereitstellen, nicht aber den gleichen Gesamtnutzen.

Beispiel: Sowohl das einfache Telefon (a) als auch das Telefon mit Anrufbeantworter (b) können als Endgeräte zum Anschluss an Telefonleitungen für Übertra-

gung von Sprache (funktionelle Einheit) genutzt werden. Die zusätzliche Funktion von (b) wird durch die Definition der funktionellen Einheit nicht berücksichtigt.

Aus der oben hergeleiteten Nutzendefinition folgt, dass verschiedene Nutzen nicht in vergleichbare Nutzen konvertierbar sind.

3.2 *Herstellung der Nutzengleichheit*

Bei zu vergleichenden Produktsystemen sollten neben den gleichen Primärnutzen zumindest gleiche Ergänzungsnutzen und, wo möglich und sinnvoll, gleiche Zusatznutzen vorliegen bzw. durch Systemerweiterung gewährleistet werden, da sonst Ergebnisse falsch interpretiert bzw. angezweifelt werden können.

Die Nutzengleichheit kann durch eine geeignete Systemerweiterung hergestellt werden (vgl. Abbildung 3: Beispiel für Entsorgungswege). Bei retrospektiven Studien ist dies auf Basis der Gegebenheiten möglich, bei prospektiven durch Vorgabe von bis zu diesem Zeitpunkt bekannten Alternativen der Entsorgung.

Bei der Angleichung von zu vergleichenden Systemen mit unterschiedlichem Zusatznutzen durch Systemerweiterung (Abbildung 3) wird die funktionelle Einheit des Systems nicht verändert.

3.3 *Systemerweiterung und Gutschrift*

Warenkorbmethode (WKM)

Die in Abbildung 3 dargestellte Warenkorbmethode, die eine weitere Betrachtung der Lebenswege der Güter A bis C nach deren Produktion überflüssig macht, ist nur dann anwendbar, wenn die Komplementärprodukte aus den gleichen Werkstoffen bestehen wie die jeweiligen Sekundärprodukte. In diesem Fall liegen in jedem System in Summe zum Ende der Produktionsphase die gleichen Produkte vor: Damit kann auf den Vergleich der weiteren Lebenswege für die Güter A bis C verzichtet werden.

Für die Anwendung der Warenkorbmethode⁸ muss zusätzlich zu den genannten Forderungen auch eine Massengleichheit für die zu vergleichenden Güter erfüllt sein, zumindest ist die Signifikanz von gegebenen Unterschieden zu prüfen.

⁸ Bei der Warenkorb-Methode wird die Nutzengleichheit der zu vergleichenden Systeme durch Komplementärproduktion der im „Warenkorb“ jeweils fehlenden Produkte derart erzeugt, daß diese nicht nur in Art und Menge, sondern auch in den Materialien gleich sind.

Eine tatsächliche Nutzengleichheit zwischen Primär- und Sekundärprodukt ist schwer erreichbar. Bei der Anwendung der Warenkorbmethode kommen eventuell ergebnisrelevante Effekte zum Tragen, die durch

- unterschiedliche Eigenschaften beim Vergleich zwischen Sekundär- und Komplementärprodukten (z. B. durch down-cycling) und/oder durch
- Auswahlmöglichkeiten zwischen unterschiedlichen Produktionsverfahren zur Herstellung des Komplementärprodukts (z.B. Salzsäure aus Chlor-Alkali-Elektrolyse mit Membranverfahren oder Diaphragmaverfahren)

verursacht werden.

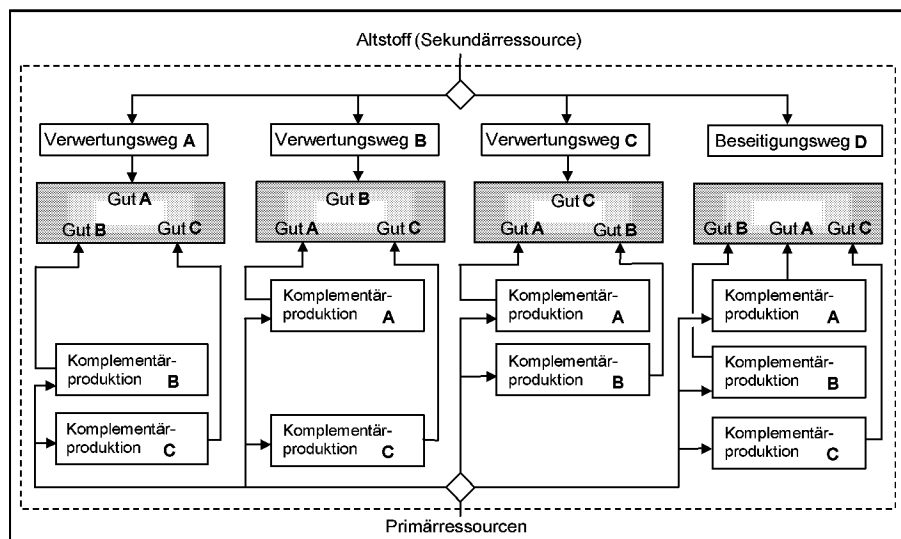


Abbildung 3: Methode der Nutzengleichheit (Warenkorbmethode) für den ökologischen Vergleich von Entsorgungswegen (nach [Fleischer 1995])

Nutzenkorbmethode (NKM)

Bei der Nutzenkorbmethode⁹ werden zur Systemerweiterung Komplementärprodukte ausgewählt, die aus anderen Werkstoffen bestehen, jedoch den gleichen Nutzen wie die Sekundärprodukte aufweisen. In diesem Fall liegen in jedem System zum Ende der Produktion in

⁹ Bei der Nutzenkorb-Methode wird die Nutzengleichheit der zu vergleichenden Systeme durch Komplementärproduktion der im „Nutzenkorb“ jeweils fehlenden Produkte derart erzeugt, daß diese nur in Art und Menge und nicht auch in den Materialien gleich sein müssen.

Summe unterschiedliche Produkte vor, so dass bei jedem Vergleich nach einer erneuten Nutzungsphase unterschiedliche nachkonsumtive Lebenswegphasen auftreten. Wenn das zutrifft, ist es nicht möglich, den Vergleich nach der Produktion der Güter A bis C zu beenden (wie in Abbildung 3 dargestellt), sondern es muss eine weitergehende Systemerweiterung erfolgen.

In diesem Zusammenhang können auch Fragestellungen hinsichtlich des Open-Loop-Recyclings relevant werden, die separat in einem Abschnitt diskutiert werden (vgl. Kapitel 5, Open-Loop-Recycling).

3.4 Ergebnisrelevanz

Bei der Systemerweiterung mit einer Komplementärproduktion nach der Nutzenkorbmethode kommt im Regelfall mehr als eine Möglichkeit in Frage (Abbildung 4).

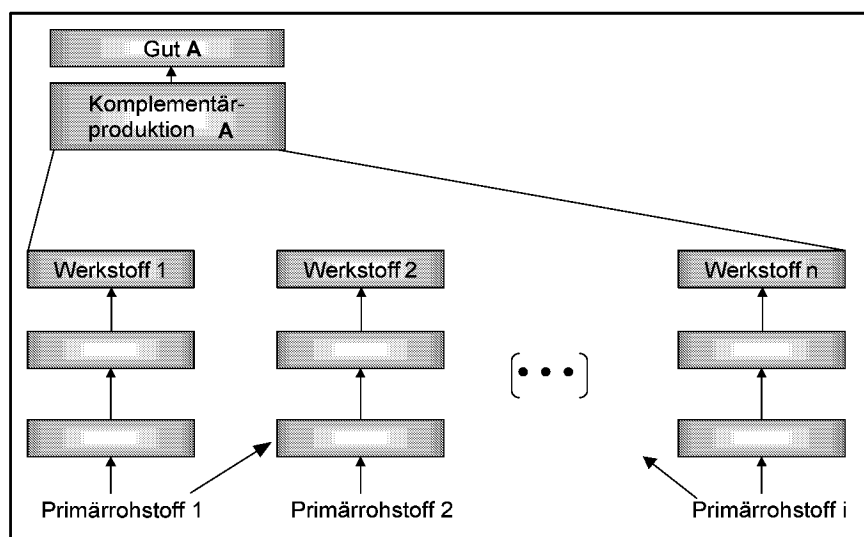


Abbildung 4: Auswahlmöglichkeiten der Werkstoffe für die Modellierung der Komplementärproduktion nach der Nutzenkorbmethode

Zusätzlich zur Auswahl aus unterschiedlichen Werkstoffen muss häufig auch das Produktionsverfahren ausgewählt werden, wie in Abbildung 5 dargestellt.

Grundsätzliche Vorgaben:

- Die Sekundärproduktion aus Altprodukten/-stoffen muss zu marktüblichen Gütern führen.

- Die Komplementärproduktion aus Primärrohstoffen muss zu Gütern führen, die mit denen der Sekundärproduktion nutzengleich sind

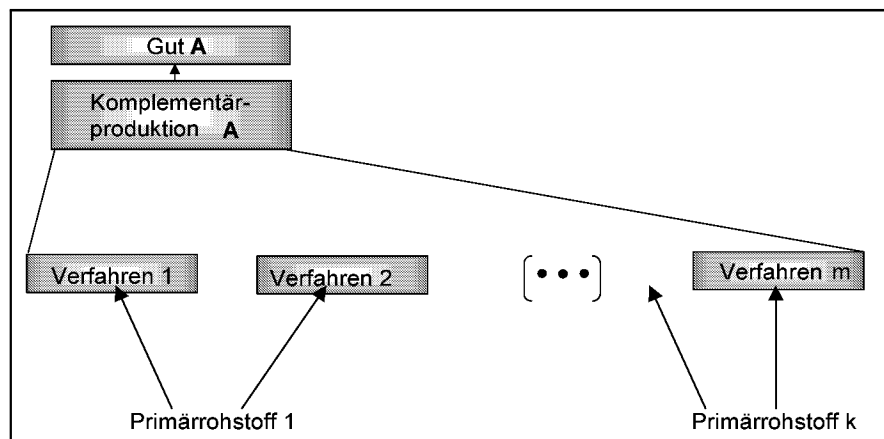


Abbildung 5: Auswahlmöglichkeiten der Verfahren für die Modellierung der Komplementärproduktion nach der Nutzen- und auch nach der Warenkorbmethode

Auswahlmöglichkeiten

Für die Auswahl eines geeigneten Verfahrens für die Komplementärproduktion ist folgendes Vorgehen denkbar:

- I.: Vergleich mit einer Komplementärproduktion aus Primärrohstoffen, die dieselbe Stoffart bereitstellt wie die Verwertung (WKM).

Die Vorgehensweise I ist nicht immer mit der grundsätzlichen Vorgabe vereinbar (z. B.: Palisaden werden aus Sekundär-Kunststoffen (Mischfraktion) hergestellt, als Primärrohstoffe werden z. B. Holz oder Beton benutzt, nicht aber Kunststoffe).

- II.: Vergleich mit einer Komplementärproduktion aus Primärrohstoffen, die eine andere Stoffart bereitstellt wie die Verwertung (NKM).
 - a. Best-case: Vergleich mit einer Komplementärproduktion aus Primärrohstoffen mit hohem Umweltbelastungspotential, damit wird die jeweilige Verwertung tendenziell besser bewertet (NKM).

- b. Worst-case: Vergleich mit einer Komplementärproduktion aus Primärrohstoffen mit niedrigem Umweltbelastungspotential. Damit wird die jeweilige Verwertung tendenziell schlechter bewertet (NKM).

Die Vorgehensweisen IIa und IIb können auch gemeinsam benutzt werden: wenn für den Vergleich sowohl eine best-case-Variante als auch eine worst-case-Variante herangezogen wird, kann damit der Bereich angegeben werden, in dem die Belastungen durch die Primärproduktion liegen. Dieser Bereich kann dann mit dem Wert für die Verwertung verglichen werden.

- III. Vergleich mit einem Mittelwert aus verschiedenen Komplementärproduktionen aus Primärrohstoffen, gewichtet beispielsweise über Marktanteile (NKM).

3.5 *Aufwandsrelevanz*

Der Aufwand für die Modellierung ist für Fall I am geringsten und für Fall III am höchsten, denn:

- Im Fall I muss nur eine Komplementärproduktion aus Primärrohstoffen modelliert werden. Diese ist, da gleiche Werkstoffe für Primär- und Sekundärproduktion gewählt werden, mit der Erstproduktion identisch, es sind die gleichen Module nutzbar (Verringerung des Aufwands). Die Modellierung erfolgt nach der WKM, eine Betrachtung der weiteren Lebenswege für die Sekundär- und Komplementärprodukte entfällt bei Massengleichheit.
- Im Fall IIa und IIb müssen mehrere Komplementärproduktionen aus Primärrohstoffen mindestens durch ein Screening in eine Reihenfolge gebracht werden, um die als best-case bzw. worst-case zu betrachtenden Komplementärproduktionen festzulegen. Die Modellierung erfolgt nach der NKM, eine Betrachtung der weiteren Lebenswege für die Sekundär- und Komplementärprodukte ist erforderlich.
- Im Fall III müssen mehrere Komplementärproduktionen vollständig modelliert werden. Die Modellierung erfolgt nach der NKM, eine Betrachtung der weiteren Lebenswege für die Sekundär- und Komplementärprodukte ist erforderlich.

Diskussion und Lösungsansätze

Durch Paarvergleiche kann die Summe der zu vergleichenden Systemelemente überschaubarer gehalten werden.

Beispiel: Bei einem direkten Vergleich von Verwertungsweg A mit Verwertungsweg B in Abbildung 3 ist eine Modellierung der Komplementärproduktion C nicht erforderlich.

Um mehrere Produktsysteme in eine vollständige Reihenfolge aus ökologischer Sicht zu bringen, sind mehrere Paarvergleiche notwendig, die Anzahl der benötigten Paarvergleiche steigt mit der Anzahl der Varianten, es gilt [Hildenbrand]:

$$\text{für } n \geq 2: \quad v = \sum_{i=1}^{n-1} (n-i); \quad v = \frac{(n-1) * n}{2} \quad (1)$$

mit v = Anzahl der Vergleiche

n = Anzahl der Varianten

Die Zahl der insgesamt zu berücksichtigenden Elemente (Module) ist bei der Summe der Paarvergleiche identisch mit denen beim einmaligen Gesamtvergleich. Aus den Paarvergleichen lässt sich der Gesamtvergleich entwickeln und damit die quantitative Reihenfolge. Voraussetzung dafür ist die Gültigkeit der Vereinbarung:

Wenn Verwertungsweg A ökologisch besser abschneidet als Verwertungsweg B und Verwertungsweg B ökologisch besser abschneidet als Verwertungsweg C, dann schneidet Verwertungsweg A auch besser ab als Verwertungsweg C (transitive Reihenfolge).

Hinsichtlich des zu leistenden Aufwandes ist die Ergebnisrelevanz der Nutzengleichheit zu berücksichtigen. Bei internen Studien braucht, wie ausgeführt, die Forderung der Nutzengleichheit weniger (vollständig) erfüllt werden als bei externen.

3.6 *An der Norm spiegeln*

Nutzengleichheit in der Norm zu den Prinzipien [14040]

Bei vergleichenden Ökobilanz-Studien wird in Abschnitt 5.1.2.4 [14040] ein Urteil über die Vergleichbarkeit gefordert. Dies soll durch die Anwendung derselben funktionellen Einheiten für die zu vergleichenden Systeme sowie die Anwendung äquivalenter methodischer Festlegungen z.B. hinsichtlich Systemgrenzen, Datenqualität, Allokationsverfahren usw. gesichert werden.

Da die funktionelle Einheit, wie oben dargestellt, nur den Primärnutzen, der auf den Untersuchungsgegenstand bezogen wird, abdeckt, ist mit dieser (eingeschränkten) Forderung eine Nutzengleichheit der Systeme nicht zu gewährleisten.

Nutzengleichheit in der Norm zur Sachbilanzierung [14041]

Für Vergleiche von Systemen wird in Abschnitt 5.3.2 [14041] gefordert, dass dieselbe funktionelle Einheit als Grundlage verwendet wird. „Wenn zusätzliche Funktionen eines Systems bei dem Vergleich der funktionellen Einheiten nicht berücksichtigt werden, dann müssen die-

se Auslassungen dokumentiert werden [...]". Als alternatives Vorgehen wird eine Systemerweiterung vorgeschlagen, mit der man eine Vergleichbarkeit der Systeme herstellen kann.

Eine Nutzengleichheit der gesamten Systeme wird bei Vergleichen nicht generell gefordert. Im Regelfall wird für zu vergleichende Systeme dieselbe funktionelle Einheit verlangt, die allerdings eine Nutzengleichheit des Gesamtsystems nicht gewährleisten kann (s.o.). Abweichungen bezüglich der Funktionen im Gesamtsystem sollen dokumentiert oder durch Systemerweiterung ausgeglichen werden.

Eine Nutzengleichheit der Gesamtsysteme ist nach der Norm somit keine grundsätzliche Forderung für die Vergleichbarkeit. Mögliche Fehlerquellen werden damit in Kauf genommen.

4 Systemgrenzen und Abschneidekriterien

Abschneidekriterien sind die Basis zur methodischen Bestimmung der Prozesse/ Module, die innerhalb des modellierten Produktsystems Berücksichtigung finden, und derjenigen, die abgeschnitten, d.h. von der Betrachtung ausgeschlossen werden. Durch Anwendung des Abschneidekriteriums werden die Systemgrenzen/ Bilanzierungsgrenzen des Produktsystems bestimmt.

Systemgrenzen bilden die Schnittstelle zwischen dem Produktsystem und seiner Umwelt oder anderen Produktsystemen [14040].

Ziele der Bestimmung der Systemgrenzen durch Abschneidekriterien

Die Bestimmung der Systemgrenzen durch Abschneidekriterien verfolgt folgende Ziele:

- Sicherstellung der Symmetrie des Produktsystems,
- Sicherstellung der Symmetrie der zu vergleichenden Systeme zueinander,
- Vergleichbarkeit gewährleisten,
- Aufwandsbegrenzung und Durchführbarkeit von Ökobilanzen.

Konsequenzen aus der Nichtberücksichtigung von Abschneidekriterien

Aus der Nichtberücksichtigung von Abschneidekriterien entstehen folgende Konsequenzen:

- fehlerhafte, d.h. unsichere Ergebnisse innerhalb eines Systems,
- fehlerhafte und unsichere Ergebnisse, d.h. auch unbrauchbare Ergebnisse bei zu vergleichenden Systemen,
- Aufwand ggf. nicht leistbar (Umfang des Systems nicht mehr handhabbar).

Ausschneiden neben dem Abschneiden

Abschneiden ist vergleichbar mit dem symmetrischen Beschneiden einer Baumkrone und dient zur Erzeugung der notwendigen Symmetrie und Vergleichbarkeit sowie der Aufwandsreduzierung.

Ausschneiden dagegen bedeutet das Herausschneiden von Ästen bzw. Teilen von Ästen, das nur bei dem Vergleich von Produktsystemen zulässig ist und dient ausschließlich der Aufwandsreduzierung.

Beim Vergleich zweier Produktsysteme können gleiche Prozesse, bzw. Prozessketten auftreten, die unter bestimmten Randbedingungen weggelassen werden können. Hierbei handelt es sich nicht um methodisches Abschneiden, sondern um das Ausschneiden gleicher Bereiche. Dabei sind zwei Arten zu unterscheiden:

- Im ersten Fall erfolgt ein Abschneiden von Ästen, die bis zurück in die Umwelt reichen. Dies ist nur dann zulässig, wenn diese Prozessketten sowohl qualitativ als auch quantitativ (Qualität und Menge des Prozessproduktes an den Schnittstellen) gleich sind.
- Der zweite Fall des Ausschneidens tritt auf, wenn aus der Prozesskette Prozesse ausgeschnitten werden, die sowohl auf der In- als auch auf der Output-Seite Prozesse im Produktsystem zurücklassen. Dies ist nur dann zulässig, wenn, wie im ersten Fall, die Mengen Vorprodukt und Prozessprodukt in beiden Systemen an der Schnittstelle gleich sind und wenn der Mengenmultiplikator (s. Abschneidekriterium C) durch das Ausschneiden nicht verändert wird bzw. diese Veränderung bekannt ist und berücksichtigt wird.

Systembezogene Abschneidekriterien (S-ASK)

- A. Zahl der betrachteten Systemebenen, z.B. von den Prozessen der Hauptketten (1. Systemebene) (s. Abbildung 6) ausgehend jeweils zwei Prozesse (Systemebenen 2 u. 3) gegen und mit dem Stoffstrom berücksichtigen. Ein Kriterium, das wegen seiner hohen Ergebnisrelevanz (Fehler) nur am Beginn der Entwicklung des Produktsystems genutzt werden darf. Zur endgültigen Festlegung der Systemgrenzen sind andere Abschneidekriterien zu nutzen.
- B. Masse bzw. Energie
Die Ausführungen für die Masse sind bei Bedarf für die Energie analog anzuwenden.
- B 1 Bezogen auf die Masse des Prozessproduktes (Prozessbezugsgröße)
Dieses Abschneidekriterium steht in keinem Zusammenhang mit dem Untersuchungsgegenstand, dem Endprodukt (siehe Ausführungen zum Mengenmultiplikator in C) und ist deshalb zur Bestimmung der Systemgrenzen unbrauchbar.
- B 2. Bezogen auf die Masse des Endproduktes
Vorsicht bei komplexen Produkten (siehe hierzu die Ausführungen zum Referenzfluss Kapitel 2.3): Wird beispielsweise auf 1000 l Bier in Aluminiumdosen bezogen, so können bei falscher Wahl des Abschneidekriteriums (zu großes ASK) die meisten Prozesse zur Aluminiumerzeugung und –entsorgung entfallen, da die Masse der Dosen erheblich geringer ist als die des Biers.
- B 3. Bezogen auf das Endprodukt (funktionelle Einheit) aggregierte Substanzen (hierunter sind chemische Elemente, chemische Verbindungen und stoffliche Emissionen zu verstehen). Die Auswahl der zu berücksichtigen Substanzen ist ggf. nach deren Relevanz festzulegen. Dieses Abschneidekriterium ist aufwendig, führt jedoch in der Gruppe B zu den zuverlässigsten Ergebnissen.

B 4. Die Gesamtheit der Massen der Prozessprodukte der abgeschnittenen Prozesse bezogen auf die Masse des Endproduktes [Nordic Guidelines]. Dieses Abschneidekriterium setzt zumindest eine Symmetrie der Anzahl der Prozesse in den Nebenketten voraus. Aber auch dann bleiben Daten-Asymmetrien bestehen und führen zu Fehlern. Ferner ist dieses Abschneidekriterium wenig praktikabel.

C. Der Mengenmultiplikator als Abschneidekriterium

Der Mengenmultiplikator μ gibt in Abhängigkeit der Lage des Prozesses im Produktsystem den stoff- und energiemäßigen Beitrag diesen Prozesses, bezogen auf das Endprodukt/Funktionelle Einheit an. Dazu werden alle Daten der Prozessbilanz einschließlich des Prozessproduktes mit dem Mengenmultiplikator multipliziert. Der Mengenmultiplikator errechnet sich für Versorgungs- und Bereitstellungsprozesse nach Gleichung 2 und für Entsorgungsprozesse nach Gleichung 3 [Fleischer 1994b].

Versorgungs-/ Bereitstellungsprozesse

$$\mu_{v,i} = \frac{Input_{i-1}}{Output_i} \cdot \mu_{v,i-1} = \prod_{i=1}^n \frac{Input_{i-1}}{Output_i} \quad (2)$$

mit $\mu_{v,i}$: Mengenmultiplikator des (Versorgungs-)Prozesses i
(Zählung der Prozesse von der Konsumtion ausgehend)
 $\mu_{v,i-1}$: Mengenmultiplikator des Folgeprozesses im Stofffluss
 $Input_{i-1}$: Masse des im Folgeprozess eingesetzten Prozessproduktes von Prozess i
 $Output_i$: Masse des Prozessproduktes aus Prozess i

Entsorgungsprozesse

$$\mu_{e,i} = \frac{Output_{i-1}}{Input_i} \cdot \mu_{e,i-1} = \prod_{i=1}^n \frac{Output_{i-1}}{Input_i} \quad (3)$$

mit $\mu_{e,i}$: Mengenmultiplikator des (Entsorgungs-)Prozesses i
(Zählung der Prozesse von der Konsumtion ausgehend)
 $\mu_{e,i-1}$: Mengenmultiplikator des Vorprozesses $i-1$
 $Output_{i-1}$: Masse des Prozessproduktes des Vorgängerprozesses von Prozess i
 $Input_i$: Masse des aus dem Vorgängerprozess im Prozess i eingesetzten Prozessproduktes

In Abbildung 6 ist die Lage der Ver- und Entsorgungsprozesse relativ zur Konsumtion angegeben. Daraus ist zu entnehmen, dass die Gleichungen 2 und 3 auch in Kombination anzuwenden sind. Problem für die Nutzung als Abschneidekriterium ist, dass der Mengenmultiplikator nur bedingt etwas über einzelne, ggf. äußerst relevante Massen- bzw. Energieflüsse aussagt. Besonders relevant ist dies bei Emissionen, die nicht bei allen Prozessen auftreten und deshalb bei Prozessen mit kleinem Mengenmultiplikator durchaus einen großen Anteil an der Summe dieser Emissionen ausmachen können. Der Mengenmultiplikator ist in den auf das Endprodukt/die funktionelle Einheit bezogenen Abschneidekriterien B 2, B 3 und D 3 mit enthalten.

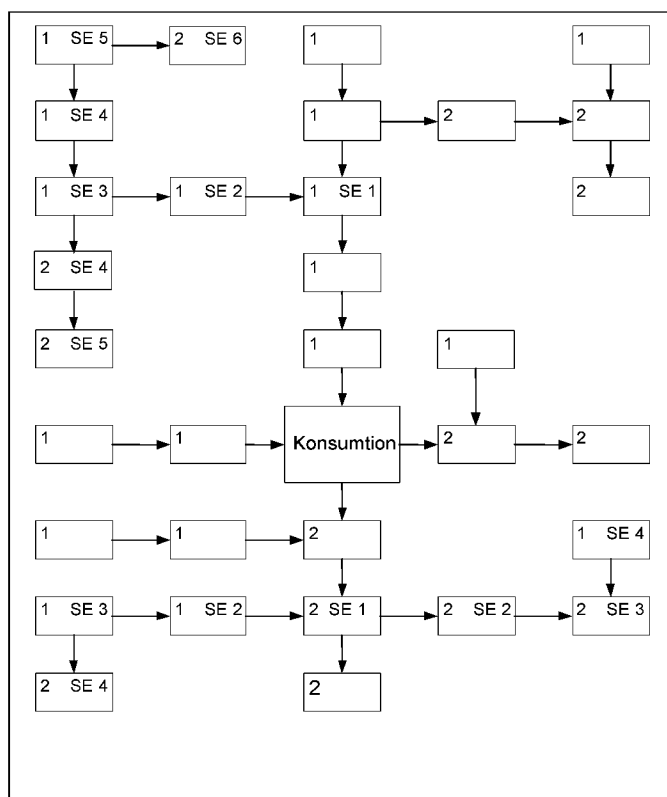


Abbildung 6: Lage der Versorgungs- und Entsorgungsprozesse relativ zur Konsumtion sowie beispielhafte Angabe der Systemebenen SE

Legende: 1: Versorgungs-/ Bereitstellungsprozesse: Bezugsgröße Output
 2: Entsorgungsprozesse: Bezugsgröße Input
 SE n: Systemebene n

In Abbildung 7 ist ein fiktives vorkonsumtives Teilsystem mit einer Hauptkette¹⁰ und je einer Nebenkette¹¹, d.h. je einer Systemebene, zur Versorgung bzw. Entsorgung dargestellt.

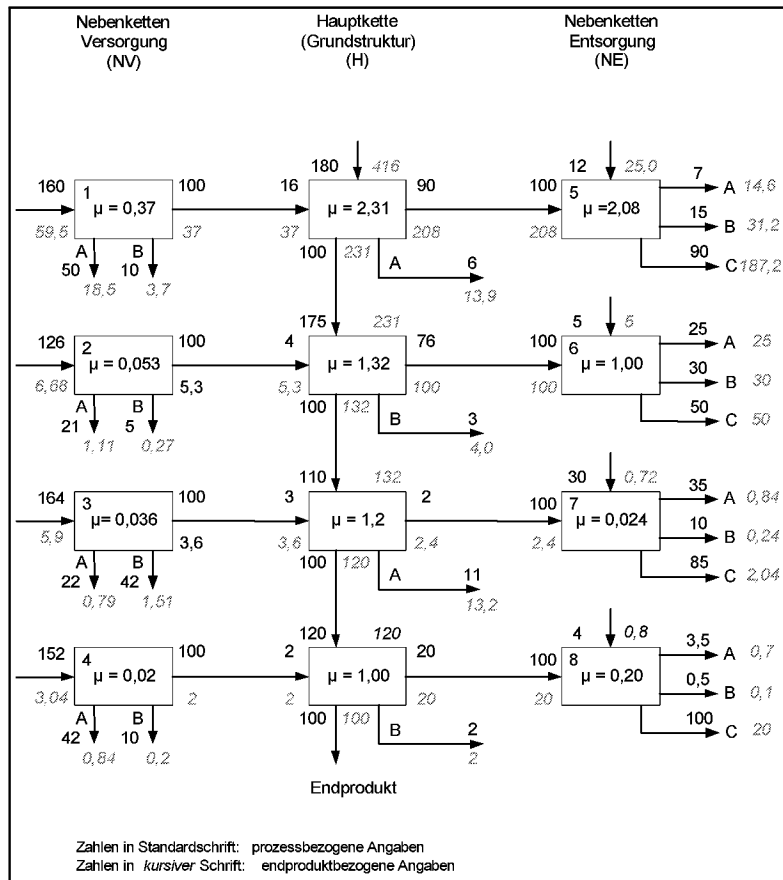


Abbildung 7: Vorkonsumtives Teilsystem eines Produktsystems – fiktives Beispiel

¹⁰ Unter Hauptketten im vorkonsumtiven Bereich werden die Prozessketten des Produktsystems verstanden, die ausgehend vom Endprodukt deren stoffliche Bestandteile - entgegen der Stoffflussrichtung - bis zur Entnahme aus der Umwelt als Elementarflüsse mit der minimal möglichen Anzahl von Prozessen (kürzester "Weg" ohne jeglichen zusätzlichen Prozess) umfassen. Unter Hauptketten im nachkonsumtiven Bereich werden die Prozessketten des Produktsystems verstanden, die ausgehend vom Altprodukt deren stoffliche Bestandteile - in Stoffflussrichtung - bis zur Eingliederung in die Umwelt als Elementarflüsse bzw. bis zur Erzeugung eines Sekundärrohstoffes/-produktes mit der minimal möglichen Anzahl von Prozessen (kürzester "Weg" ohne jeglichen zusätzlichen Prozess) umfassen.

¹¹ Unter Nebenketten werden diejenigen Prozessketten verstanden, die entweder in Stoffflussrichtung in einen Prozess der Hauptketten bzw. in einen der Nebenketten selbst münden oder in Stoffflussrichtung einen Prozess der Hauptketten bzw. einen der Nebenketten verlassen.

An diesem Beispiel sind die Abschneidekriterien B 1, B 2, B 3 und C angewendet und in der Tabelle 4 zusammen mit den Ergebnissen dargestellt worden. Bereits an diesem Beispiel mit nur zwei Systemebenen, Hauptkette und je einer Nebenkette mit je einem Prozess, werden die Unterschiede in den abgeschnittenen Prozessen deutlich. Auch wenn die Bezugsgröße Emissionen im ersten Schritt (B 3) unzulässig angewendet wird, so würde nur der Entsorgungsprozess 8 abgeschnitten, während im zweiten - zulässigen - Schritt, unter Berücksichtigung der Emissionen A, B und C, die Versorgungsprozesse 2, 3 und 4 sowie der Entsorgungsprozess 7 abgeschnitten werden. Dennoch erscheinen die Unterschiede hinsichtlich der abgeschnittenen Prozesse auf Basis unterschiedlicher Bezugsgrößen, d.h. Abschneidekriterien, nicht so groß wie sie sein werden, wenn das Produktsystem, wie in Ökobilanzen üblich, um viele Systemebenen und um den nachkonsumtiven Bereich erweitert wird.

Tabelle 4: Anwendung der Abschneidekriterien B1, B2, B3 und C auf das in Abb. 6 dargestellte fiktive Beispiel

Abschneidekriterien	Bezugsgrößen Masse bzw. Faktor	Prozentsatz Abschneidegrenzen	Abgeschnittene Prozesse
B1 (Prozessprodukt)	Prozessprodukt (unterschiedlich)	$\leq 3\%$	NV 3 + 4 NE 7
B2 (Endprodukt)	Endprodukt 100	$\leq 3\%$ ≤ 3	NV 4 NE 7
B3 (Substanzen)	Emissionen der 4 Hauptprozesse (4 H) A: 27,1 B: 6,0	$\leq 3\%$ $\leq 0,81$ A $\leq 0,18$ B	NE 8
B3 ff*	Emissionen der (4 H + 4 NV + 4 NE)-Prozesse A: 89,48 B: 73,22 C: 259,24	$\leq 3\%$ 2,68 A 2,20 B	NV 2 + 3 + 4 NE 7 + 8
		$\leq 3\%$ 2,68 A 2,20 B 7,78 C	NV 2 + 3 + 4 NE 7
C (Mengenmultiplikator)	Mengenmultiplikator μ_i	$\leq 3\%$ $\leq 0,03$	NV 4 NE 7

* Vorgehensweise: Nebenstruktur der verbleibenden Prozesse um jeweils einen Prozess je Stoff- bzw. Energiefluss erweitern und erneut rechnen

D. Die Umweltrelevanz des Stoffstroms

D 1. Die in Tabelle 5 beispielhaft dargestellte qualitative prozessbezogene ABC-Bewertung (A: Bedeutend, B: Mittel, C: Unbedeutend)

Dieses Kriterium ist für eine Ökobilanz unbrauchbar, kann jedoch auf Problembe-
reiche (hot spots) hinweisen. Die qualitative ABC-Bewertung wird
entwicklungsbegleitend bereits zu Beginn der Entwicklung, wenn sehr wenig und
meist nur qualitative Daten vorliegen, im Rahmen der Iterativen Screening-LCA
zur Beurteilung der Umweltrelevanz von Prozessen eingesetzt [Fleischer,
Schmidt].

D 2. Die prozessbezogene qualitative ABC-Bewertung erweitert um die mengenab- hängige XYZ-Bewertung (X: Hohe Mengenrelevanz, Y: Mittlere Mengenrele- vanz, Z: Geringe Mengenrelevanz)

Wie unter B 1 und D 1 ausgeführt, sind diese Kriterien zum Abschneiden un-
brauchbar, können jedoch auf relevante Bereiche (s.a. B 3) hinweisen. Diese Vor-
gehensweise wird ebenfalls im Rahmen der iterativen Screening-LCA (siehe D 1)
bei unzureichender Verfügbarkeit von Daten begleitend bei der Entwicklung von
Produkten eingesetzt.

Tabelle 5: ABC-Bewertung der Umweltrelevanz von Stoffen [Fleischer, Schmidt]

Umwelt- relevanz	Kriterien	Beispiele
A (hoch)	• carcinogene, teratogene, mutagene Stoffe (direkt oder indirekt) • sehr giftige oder persistente giftige Stoffe* • andere qualitativ unterscheidbare ökologische hot spots⁺	• Prozesse mit stark ra- dioaktivem Material • Verbrennungsprozesse mit Kohlenstoff und Halogenen • FCKW-Schäumung
B (mittel)	• mindergiftige, ätzende, allergene Stoffe • Stoffe, die nicht unter A und C fal- len	• Entfettung mit Terpe- nen • Solvay-Prozess
C (gering, keine)	• keine besondere Umweltrelevanz[#] • inerte Materialien	• Folienextrusion • Steinbruch

* z. B. Stoffe, die als Wassergefährdungsklasse (WGK) 2 und 3 oder als Gefahrstoffe
der Kategorie 1 bis 3 und T+ gelistet sind

+ z. B. Ozonabbauende Substanzen, Stoffe mit hohem Treibhauspotential (GWP), Ernte
nicht nachhaltig angebauter Naturrohstoffe, sehr seltene Rohstoffe

z. B. geringes Treibhauspotential, WGK 0, quasi unerschöpfliche Ressourcen, nicht
von der durchschnittlichen Belastung der Umwelt unterscheidbar

D 3. Wirkungsabschätzung gemäß [14042], basierend auf den Daten von B 3

Es werden die auf die funktionelle Einheit aggregierten Verbräuche und Emissionen hinsichtlich ihrer Wirkungspotentiale berechnet und darauf die Wirkungspotentiale der Einzelprozesse bezogen. Dies ist das aufwendigste Abschneidekriterium und kann sich hinsichtlich des Ergebnisses zu B 3 nur dann unterscheiden, wenn gleiche Substanzen in mehr als einer Wirkungskategorie Berücksichtigung finden (z.B. Schwefeldioxid in den Wirkungskategorien Versauerung, Human- und Ökotoxizität).

Die systembezogenen Abschneidekriterien bestimmen die Grenzen des Produktsystems. Streng genommen gehören von den vorher genannten Abschneidekriterien nur B 3, C und D 3 und mit Einschränkungen noch B 2 und B 4 dazu.

Produktbezogene Abschneidekriterien (P-ASK)

Produktbezogene Abschneidekriterien werden nur für das Produkt bzw. die funktionelle Einheit angewendet. Sie ersetzen nicht die systembezogenen Abschneidekriterien. Produktbezogene Abschneidekriterien dienen der Entwicklung der Grundstruktur (Hauptketten) des Produktsystems.

- E 1. Für jeden im Produkt mit mehr als x Massen-% enthaltenen Stoff werden die Hauptketten gegen (vorkonsumtiv) und mit dem Stoffstrom (nachkonsumtiv) entwickelt.
- E 2. Für jedes im Produkt enthaltene Bauelement mit einem Masseanteil oberhalb des Abschneidekriteriums werden die Hauptketten gegen und mit dem Stoffstrom entwickelt. Bei diesem produktbezogenen Abschneidekriterium besteht die Gefahr, dass relativ kleine Bauelemente, die ggf. toxische Stoffe enthalten, bzw. bei deren Herstellung toxische Stoffe genutzt wurden, keine Berücksichtigung finden.
- E 3. Die Erweiterung von E 2 um E 1, d.h. eine größere Differenzierung als sie bei E 1 stattfindet.
- E 4. Die Wirkungspotentiale der in den Bauelementen bzw. im Produkt enthaltenen Stoffe werden als Entscheidungskriterium für die Entwicklung der Hauptketten herangezogen. Damit wird die Gefahr eingeschränkt, dass bei den rein quantitativen Kriterien wie E 1, E 2 und E 3 in geringen Mengen auftretende umweltrelevante Stoffe unberücksichtigt bleiben. Aber auch dieses Abschneidekriterium kann nicht dafür Sorge tragen, dass umweltrelevante Stoffe der Herstellung bzw. Entsorgung (Hilfs- und Betriebsstoffe) vollständig Berücksichtigung finden.

Ausschneiden von identischen Systemelementen

Eine Aufgabe des Abschneidens von Prozessen ist die Aufwandsminimierung. Das Ausschneiden von identischen Systemelementen hat nur diese Aufgabe. Werden Ökobilanzen für verschiedene Varianten eines Produktes durchgeführt oder für verschiedene Produkte, die identische Systemelemente enthalten, so können unter bestimmten Voraussetzungen diese identischen Systemelemente ausgeklammert, d.h. ausgeschnitten werden. Identische Systemelemente, d.h. Elemente, die nicht durch Abschneidekriterien bereits ausgeschlossen wurden, bzw. ausgeschlossen werden können, sind

- vollständige Lebenszyklusphasen, z.B. die Herstellung eines definierten Werkstoffes, oder die Entsorgung eines definierten Abfalls,
- einzelne Prozesse, wie z.B. Transportprozesse oder
- einzelne Bestandteile des Produkts, z.B. Baugruppen wie Elektromotoren, Bildschirme, etc.

Der Ausschluss von vollständigen Lebenszyklusphasen setzt voraus, dass zwischen den zu vergleichenden Varianten bzw. Produktsystemen im Fall der Herstellung der Werkstoff oder das Bauteil in Menge und Qualität absolut gleich sein müssen. Das Gleiche gilt für die Entsorgung von Abfällen oder anderen Emissionen. Das Weglassen dieser Lebenswegabschnitte ist auch dann nur möglich, wenn die Abfälle bzw. die anderen Emissionen jeweils in Menge und Qualität absolut gleich sind. Entsprechendes gilt für das Weglassen einzelner Prozesse bzw. einzelner Bestandteile des Produktes bzw. der Produkte. Im Fall der Prozesse muss sichergestellt werden, dass dies keinen Einfluss auf den Mengenmultiplikator für Prozesse hinter den herausgeschnittenen Prozessen, gesehen von der Konsumtion aus, haben. Wird für Bauteile, die in verschiedenste Produkte eingebaut werden können, der Lebenswegabschnitt Konsumtion ausgelassen, da er unbekannt ist, so sind Anwendungsmuster¹² heranzuziehen. Entsprechendes gilt für Werkstoffe.

Unfreiwillige und nicht systematische Systemeingrenzungen

Bei unfreiwilligen und nicht systematischen Systemeingrenzungen handelt es sich um Gegebenheiten, die entweder als Fakten hingenommen werden müssen oder durch falsche Herangehensweisen entstehen bzw. um Quasi-Konventionen, die methodisch zweifelhaft sind. Dazu gehören u.a.:

¹² Das Anwendungsmuster repräsentiert eine oder mehrere unterschiedliche Anwendungen/Nutzungen des Bauteils oder des Werkstoffs. Das oder die Anwendungsmuster werden entsprechend der Ziele der Ökobilanz ausgewählt/bestimmt und in gleicher Art wie die anderen Lebenswegabschnitte modelliert. Der Fehler der Anwendungsmuster entspricht damit dem des Gesamtsystems.

- Datenmangel¹³.
- Verwendung von aggregierten Daten¹⁴, wobei der Aggregationsgrad in der Regel unbekannt ist. Durch unterschiedliche Aggregation über eine unterschiedliche Anzahl von Prozessen werden Asymmetrien und damit Fehler erzeugt. Dies gilt für alle nicht systematischen Systemeinstellungen.
- Weglassen von Betriebsmitteln (Werkzeuge, Maschinen und Infrastrukturen).

Größe des Produktsystems als Funktion der Abschneidekriterien

Die Größe des Produktsystems ist abhängig von der Art und dem gewählten Prozentsatz des Abschneidekriteriums. Je kleiner der Prozentsatz gewählt, desto größer wird das zu modellierende Produktsystem. Geringfügige Veränderungen sehr kleiner Prozentsätze von Abschneidekriterien haben bedeutenden Einfluss auf die Größe des Produktsystems. Dieser Zusammenhang ist am Beispiel des Zwischenfußbodens von Doppelstock-Reisezugwagen [Bahnkreis] in Abbildung 8 dargestellt.

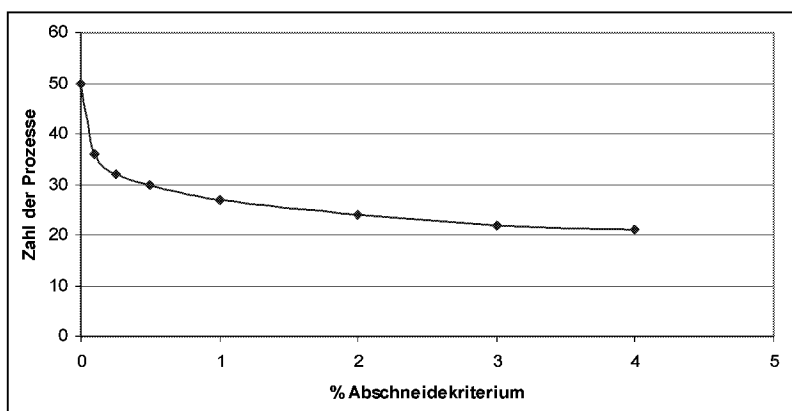


Abbildung 8: Zahl der betrachteten Prozesse in der Sachbilanz in Abhängigkeit vom Abschneidekriteriums $x\%$ der Masse des Endprodukts am Beispiel des Zwischenfußbodens von Doppelstockwagen [Bahnkreis]

Die Zahl der Prozesse ist stets ganzzahlig, die Kurve ist nur zur besseren Visualisierung des Trends durchgezogen. Die als Ausgangspunkt angegebenen 50 Prozesse sind bereits durch

¹³ Den Mangel überwinden durch eingrenzende Rechnungen (Stöchiometrie, Gleichungssysteme, etc.) oder, wenn dies aufgrund der Freiheitsgrade nicht möglich ist, durch Variantenrechnungen oder, was sehr aufwendig ist, durch Messungen.

¹⁴ Aggregierte Daten sind generell Daten, die einzelnen Prozessen nicht mehr zuzuordnen sind, z.B. Module mit mehreren Prozessen, systembezogene Stoff- bzw. Energiedaten oder Daten der Wirkungskategorien, die im Sinne der Abschneidekriterien B 3 bzw D 3, zusammengefasst werden, usw.

Anwendung eines Abschneidekriteriums vorab bestimmt worden, um den genannten Zusammenhang darstellen zu können.

Vermeiden von Asymmetrien

Es ist zu unterscheiden zwischen Asymmetrien der Daten und des Modells des Produktsystems. Datenasymmetrien innerhalb eines Produktsystems sind Unterschiede

- in der Art der Daten (qualitative, halbquantitative, quantitative, siehe Tabelle 6),
- in der Genauigkeit der Daten und Anzahl der zu führenden (Nachkomma-) Stellen (z.B. ein bis zwei Stellen einerseits und andererseits 7-8 Stellen, siehe Tabelle 6),
- in der unterschiedlichen Auflösung der Stoffe in Substanzen (z.B. wird in einem Fall nur Rotschlamm angegeben, im anderen Fall neben der Angabe Rotschlamm auch die Angaben für die Gehalte an Tonerde, Siliziumdioxid, Titandioxid, Na_2O , usw. im Rotschlamm),
- im regionalen und technologischen Bezug der Daten,
- im Alter der Daten.

Asymmetrien von Daten sind außerordentlich ergebnisrelevant.

Tabelle 6: Fehlende Symmetrie der Datensätze (Angaben jeweils pro 1.000 kg Prozessprodukt)

	Prozess 1	Prozess 2	Prozess 3
Stoff A	ja	10 kg	9,45 kg
Stoff B	wenig	1 kg	1,34 kg
Stoff C	relativ viel	100 kg	103,78 kg
Substanz D	nein	0 kg	0,37 kg
Substanz E	?	?	0,014 kg
Substanz F	?	?	0,21 kg
Substanz G	?	?	0,72 kg
Substanz H	?	?	0,01 kg

Asymmetrien im Modell können sowohl innerhalb eines Produktsystems wie auch zwischen zwei oder mehreren Produktsystemen auftreten. Innerhalb des Produktsystems bedeuten Modellasymmetrien, dass von den Hauptprozessketten, d.h. der Grundstruktur, ausgehend gegen bzw. mit dem Stofffluss eine unterschiedliche Anzahl von Prozessen berücksichtigt werden, die bei methodischer Anwendung von Abschneidekriterien gleich sein müssten. Sie entstehen auch durch das unfreiwillige Abschneiden aufgrund von Datenmangel und ggf. Unkenntnis über weitere Prozessfolgen. Modellasymmetrien innerhalb eines Produktsystems sind durch

konsequente Anwendung eines dem Ziel der Ökobilanz entsprechenden Abschneidekriteriums vermeidbar.

Asymmetrien zwischen den Produktsystemen können durch die vorgenannten Fehler ebenso erfolgen wie auch durch Anwendung unterschiedlicher Abschneidekriterien und der Anwendung unterschiedlicher Allokationsregeln (Koppelprodukte, Open-Loop-Recycling).

Modellasymmetrien können ebenfalls dort auftreten, wo für die Erzeugung bzw. Entsorgung gleicher Stoffe in den zu vergleichenden Produktsystemen unterschiedliche Prozessketten eingesetzt werden.

Wiederverwendung und Wiederverwertung als Systembestandteil

Wiederverwendung und Wiederverwertung fallen unter das sogenannte Closed-Loop-Recycling und sind Bestandteil des betrachteten Systems. Die in diesen Prozessketten auftretenden Prozesse sind wie die sonstigen Systemelemente zu behandeln. Zu berücksichtigen ist bei der Bestimmung des Mengenmultiplikators, dass es sich erst einmal bei den Recyclingprozessen um Entsorgungsprozesse handelt, dass die Recyclingprodukte dann jedoch, zumindest den letzten zum Recycling gehörenden Prozess zu einem Versorgungsprozess werden lassen [Fleischer, Ackermann, Schilling]. Die Festlegung der Ver- und Entsorgungsprozesse ist für die einwandfreie Bestimmung des Mengenmultiplikators und damit für die Abschneidekriterien B 2, B 3, C und D 3 von Bedeutung.

4.1 Festlegen der Abschneidekriterien und der vorläufigen Systemgrenzen

Es sind sowohl die produkt- wie die systembezogenen Abschneidekriterien festzulegen. Die Wahl der Art und des dazugehörigen Prozentsatzes ist abhängig vom Ziel der Ökobilanz. Bei einer unternehmensinternen Abschätzung (interne Ökobilanz) kann der Prozentsatz erheblich höher¹⁵ sein als bei einer Ökobilanz, die öffentlich gemacht wird (externe Ökobilanz) und z.B. als Basis für politische Entscheidungen dienen soll. Werden Produktsysteme miteinander verglichen, so sind für die jeweiligen Produktsysteme die gleichen Abschneidekriterien in Art und Größe zu wählen. Entsprechendes gilt sowohl für die Wahl der Art des produkt- als auch des systembezogenen Abschneidekriteriums. Die höhere Kritikfestigkeit haben die Abschnei-

¹⁵ Im Rahmen einer internen Ökobilanz kann eine Abschätzung, beispielsweise durch die sogenannte iterative Screening LCA (s. Abschneidekriterien D1 und D2) durchgeführt werden. Dies ist für eine externe Ökobilanz ausgeschlossen.

dekriterien, die auf die aggregierten Substanzen (B 3) aufbauen. Die größte Kritikfestigkeit hat das Kriterium, das die Wirkungspotentiale (D 3) berücksichtigt.

Es ist festzulegen, ob Betriebsmittel generell ausgeschlossen werden oder ob zumindest die Relevanz, bezogen auf die funktionelle Einheit der infrage kommenden Betriebsmittel¹⁶, geprüft werden soll. Desgleichen ist grundsätzlich zu klären, ob Havarien auf Basis statistischer Aussagen mit einzubeziehen sind.

Des weiteren ist, wenngleich nicht normkonform, festzulegen, ob der Gesamtproduktlebensweg berücksichtigt werden soll bzw. berücksichtigt werden kann. Dies gilt für Bauelemente, die in vielfältigen Produkten zum Einsatz kommen können, genauso wie für die Herstellung von definierten Werkstoffen. Auch kann eine Teilökobilanz für Altprodukte bzw. Abfallstoffe durchgeführt werden. Voraussetzung für diese Teilökobilanzen ist, dass nur die Herstellung des definierten und eindeutig identischen Bauelements bzw. Werkstoffs miteinander verglichen werden darf. Der Vergleich von zwei unterschiedlichen Bauelementen oder zwei unterschiedlichen Werkstoffen miteinander ist nicht zulässig und würde zu absurden Aussagen führen (z.B. Holz ist besser als Aluminium). Entsprechendes gilt für Altprodukte und Abfallstoffe. Auch hier kann nur die Entsorgung eines definierten und in jeder Weise identischen Abfalls bzw. Altprodukts miteinander verglichen werden.

Soll für Bauelemente der gesamte Lebensweg berücksichtigt werden, wobei jedoch die Art der Nutzung (Konsumtion) aufgrund der vielfältigen Einsatzmöglichkeiten unbekannt ist, so sind repräsentative Anwendungsmuster für den Bereich der Konsumtion als Basis für vergleichende Betrachtungen heranzuziehen.

Das Festlegen der Hauptketten erfolgt mittels produktbezogener Abschneidekriterien. Die Hauptketten reichen vom Endpunkt (von der Konsumtion, in die das Endprodukt eintritt und als Altprodukt verläßt) ausgehend gegen den Stoffstrom bis zur Entnahme aus der Umwelt bzw. mit dem Stoffstrom bis zur Eingliederung in die Umwelt oder/und bis zur Bereitstellung eines Sekundärrohstoffes/-produktes. Mit den so ermittelten Hauptketten ist die Grundstruktur bestimmt. Von dieser Grundstruktur ausgehend werden unter Nutzung der systembezogenen

¹⁶ Betriebsmittel werden generell nach den gleichen Regeln modelliert, wie die gesamte Studie. Zu berücksichtigen ist bei Betriebsmitteln die Zahl der erzeugten Produkte, die Gegenstand der Ökobilanz sind. Werden durch das Betriebsmittel n Produkte erzeugt und im Rahmen der Ökobilanz nur eines dieser Produkte berücksichtigt, so sind alle Modelldaten des Betriebsmittels durch n zu dividieren (s. 4.2), werden jedoch mit dem Betriebsmittel verschiedene Produkte erzeugt, so ist vorab eine Allokation auf Koppelprodukten durchzuführen.

Abschneidekriterien die Nebenketten, d.h. die Nebenstruktur entwickelt, so dass letztendlich das gesamte Produktsystem bestimmt ist.

Im Fall von Systemerweiterungen, die beispielsweise notwendig werden, um die Open-Loop-Recycling-Allokation zu vermeiden, wird nach den gleichen Grundsätzen mit den gleichen Abschneidekriterien verfahren wie im eigentlichen Produktsystem. Dabei wird das Sekundärprodukt wie ein Endprodukt im Produktsystem behandelt. Die Systemerweiterung erhält keine zusätzliche funktionelle Einheit, jedoch Referenzflüsse, die über die Masse des Sekundärproduktes mit denen des Produktsystems korrespondieren.

4.2 *Arbeiten mit Abschneidekriterien*

Das produktbezogene Abschneidekriterium grenzt in der Regel die Stoffe ein, für die die Hauptprozessketten zu entwickeln sind. Dabei kann es jedoch passieren, dass ein mengenmäßig kleiner, jedoch sehr umweltrelevanter Stoffstrom nicht berücksichtigt wird. Hier bietet es sich an, neben dem ggf. rein massebezogenen Abschneidekriterium die Umweltrelevanz als Screening-Parameter mit hinzuzuziehen. Hier kämen die beiden im Kapitel 4 angeführten Abschneidekriterien D 1 bzw. D 2 in Frage. Nicht abgedeckt mit dieser Vorgehensweise ist der umweltrelevante Betriebsstoff, der zur Herstellung des Stoffes benötigt wird, jedoch durch das produktbezogene Abschneidekriterium ausgeschlossen wird. Wenn möglich und der Zielsetzung der Ökobilanz entsprechend notwendig, sollte versucht werden, auch für diese Stoffe den Herstellungsweg qualitativ in Erfahrung zu bringen. Damit kann beurteilt werden, ob ein umweltrelevanter Betriebsstoff zum Einsatz kommt und auf das Ergebnis Einfluss haben könnte. Werden aufgrund dieser Vorgehensweise Prozessketten mit in die Grundstruktur aufgenommen, so müssen beim Vergleich mehrerer Produktsysteme die ggf. dadurch auftretenden Asymmetrien ausgeglichen werden. Ist dies nicht möglich oder der Aufwand dafür unzumutbar, so dürfen diese zusätzlichen Prozessketten nicht im Produktsystem aufgenommen werden. In diesem Fall sollten allein die als besonders umweltrelevant identifizierten Emissionen (Anlass der Prüfung zur Aufnahme der zusätzlichen Prozesskette) mitberücksichtigt werden.

Nach Entwicklung der Hauptketten und damit der Grundstruktur sowie erster vorläufiger Systemgrenzen, wird mit dem systembezogenen Abschneidekriterium weitergearbeitet. In den folgenden Ausführungen, die sich auf das Beispiel in Abbildung 6 beziehen, wird als Abschneidekriterium die Masse Substanz (B 3) gewählt:

- Das Endprodukt besteht im wesentlichen aus einem Stoff, weshalb nur eine Hauptkette vorhanden ist.
- Als Substanzen liegen die Emissionen A, B und C vor.
- Es werden die Prozessbilanzen für die Prozesse der Hauptkette erstellt, die jeweils auf das Prozessprodukt bezogen werden, in diesem Fall auf 100 Einheiten.
- Es werden die Mengenmultiplikatoren der Hauptkette bestimmt.
- Die Stoffflüsse werden auf das Endprodukt bezogen (prozessbezogene Daten multipliziert mit dem jeweiligen Mengenmultiplikator).
- Für jeden in die Prozesse der Hauptkette eintretenden Stofffluss wird der vorgelagerte Versorgungsprozess (Versorgungsprozesse 1 – 4) und für jeden austretenden Stofffluss ein Folgeprozess der Entsorgung hinzugefügt (Entsorgungsprozesse 5-8).
- Für die zugefügten Prozesse werden die Prozessbilanzen, bezogen auf 100 Einheiten Prozessprodukt, gerechnet.
- Es werden die Mengenmultiplikatoren der hinzugefügten Prozesse bestimmt.
- Die Stoffflüsse der hinzugefügten Prozesse werden auf das Endprodukt bezogen (s.o.).
- Es wird geprüft, ob die hinzugefügten Prozesse aufgrund des gewählten Abschnidekriteriums im Produktsystem verbleiben oder abgeschnitten, d.h. entfernt werden. Dieser Vorgang wird solange wiederholt, bis jede Nebenkette entweder abgeschnitten oder bis zur Entnahme aus der bzw. Abgabe in die Umwelt entwickelt wurde.

Es ist bisher nicht eindeutig geklärt, ob Prozesse der Hauptketten den gleichen Regeln wie die der Nebenketten unterworfen sind und ggf. abgeschnitten werden können. Bisher wird nicht davon ausgegangen.

Nachdem im ersten Schritt die Prozesse der Hauptketten jeweils für jeden Stoff um einen Prozess gegen die Stoffflussrichtung und um je einen Prozess mit der Stoffflussrichtung erweitert wurden, die Prozessbilanzen durchgeführt, Mengenmultiplikatoren bestimmt und die prozessbezogenen Stoff- und Energieflüsse auf das Endprodukt umgerechnet wurden, können die Emissionen aller bisher im Produktsystem befindlichen Prozesse aggregiert werden. Bei der Aggregation werden die auf die funktionelle Einheit bezogenen Emissionen (Substanzen) aller im bisherigen Produktsystem befindlichen Prozesse addiert. Werden, wie im Beispiel dargestellt, nur die beiden Emissionen A und B berücksichtigt, so werden die Versorgungsprozesse 2, 3 und 4 sowie die Entsorgungsprozesse 7 und 8 abgeschnitten. Wird dagegen die Emission C mit hinzugezogen, so werden die Versorgungsprozesse 2, 3 und 4 und der Entsorgungsprozess 7 abgeschnitten. In realen Produktsystemen werden auf dieser Ebene - nur ein Prozess pro Stofffluss der Hauptkette - nicht ggf. 50% und mehr Prozesse (B 3 ff.) bereits abgeschnitten. Hier geht es nur darum, die Vorgehensweise zu verdeutlichen. Für die nicht

abgeschnittenen Prozesse wird, wie bereits ausgeführt, das gesamte Procedere wiederholt, d.h. für jeden Stoffstrom der entsprechende Prozess den Nebenketten hinzugefügt.

Die Vorgehensweise für den nachkonsumtiven Bereich des Produktsystems entspricht genau der für den vorkonsumtiven.

Sofern Betriebsmittel und Infrastrukturen nicht von vornherein ausgeschlossen werden, so ist zu prüfen, wie groß der Beitrag der betreffenden Betriebsmittel bzw. Infrastrukturen, bezogen auf die funktionelle Einheit, sein kann. Der Beitrag resultiert einmal aus der Stellung des Prozesses im Produktsystem, für den das Betriebsmittel benötigt wird (Mengenmultiplikator), und zum anderen daraus, wieviele Produkte mit diesem Betriebsmittel produziert oder entsorgt werden. Ist der Mengenmultiplikator relativ klein und die Summe der mit dem Betriebsmittel erzeugten Produkte groß, so wird die Berücksichtigung des Betriebsmittels bzw. der Infrastrukturen entfallen. Auch hier ist vorab die Frage zu stellen, ob das Ziel der Ökobilanz die prinzipielle Einbeziehung von Betriebsmitteln bzw. Infrastrukturen notwendig erscheinen läßt. Für öffentliche Ökobilanzen müssen die Betriebsmittel und Infrastrukturen grundsätzlich berücksichtigt werden, es sei denn, sie sind nachweisbar nicht relevant für das Ergebnis.

Prinzipiell ist auch eine generell andere Vorgehensweise denkbar. Nachdem die Grundstruktur, wie beschrieben, aufgestellt worden ist, kann mit einem einfacheren Abschneidekriterium, wie beispielsweise dem Mengenmultiplikator, vorläufig gearbeitet werden. Abschneidekriterien, die produktbezogen sind, können als vorläufige ASK nicht verwendet werden. Mit dem Abschneidekriterium Mengenmultiplikator wird die Nebenstruktur so weit erweitert, bis die Nebenketten abgeschnitten werden müssen. Zu diesem Zeitpunkt kann dann das endgültige Abschneidekriterium zur Anwendung gebracht werden, beispielsweise der aggregierte Substanzbezug (B 3) und bei noch höheren Anforderungen die Wirkungspotentiale (D 3). Voraussetzung dafür ist jedoch, dass durch die Anwendung des Abschneidekriteriums Mengenmultiplikator keine relevanten Asymmetrien des abgebildeten Produktsystems entstanden sind.

Diese Vorgehensweise von innen nach außen, d.h. von einem kleinen System ausgehend dieses schrittweise wachsen zu lassen, kann prinzipiell auch umgekehrt erfolgen. Es wird quasi das Gesamtsystem, d.h. die Hauptketten und alle bekannten und als relevant angesehenen Nebenketten, "vollständig" abgebildet, bilanziert und auf das Endprodukt aggregiert. Eine Vor-

aussetzung dafür ist das Vorhandensein der notwendigen Module sowie die Symmetrie des unbeschnittenen Modells. Die Symmetrie ist deshalb von Bedeutung, da ja die Aggregation der Substanzen, der im vorläufigen Produktsystem enthaltenen Prozesse, wiederum die Basis für das Abschneidekriterium bildet. Nach einem Beschneiden der Nebenketten ist auch hier, wie bei der anderen Vorgehensweise, zu prüfen, ob durch das Abschneiden und damit die Veränderung der Basis für das Abschneidekriterium die daraus resultierende Systemgrenze stabil ist. Ggf. muss diese Stabilität in mehreren Wiederholungen dieses Vorgangs erzeugt werden. Beide Ansätze sind in Tabelle 7 mit ihren Vor- und Nachteilen gegenübergestellt.

Tabelle 7: Vergleich der beschriebenen Ansätze zur Bildung des zu modellierenden System mit Hilfe von Abschneidekriterien.

Ansatz	Vom kleinen System aus „wachsen“	Das Gesamtsystem „beschneiden“
Durch die Anwendung des Abschneidekriteriums zu beantwortende Frage(n)	- Muss der vorhergehende Versorgungsprozess noch betrachtet werden? - Muss der nachfolgende Entsorgungsprozess noch betrachtet werden?	Liegt der betrachtete Prozess im Produktsystem?
Vorteile	- Geringer Arbeitsaufwand - Gute Modellqualität - Modellsymmetrie einfach herstellbar	- Gesamtüberblick möglich - Vorgefertigte Module - Relevante Vor- bzw. Nachprozesse werden erkannt.
Nachteile	- Vorab kein Gesamtüberblick möglich - Gefahr relevante Vorprozesse abzuschneiden besteht.	- Hoher Arbeitsaufwand - Gefahr der Asymmetrie des Ausgangssystems - Unbestimmte Modellqualität - Ggf. unnötige Datenrecherche

Es ist bei beiden Vorgehensweisen möglich, dass bei der Anwendung systembezogener Abschneidekriterien durch das Abschneiden von Prozessen die Bezugsbasis des Abschneidekriteriums sich so ändert, dass bei erneuter Rechnung die abgeschnittenen Prozesse wieder hinzuzufügen wären. Eine solche Instabilität tritt um so häufiger auf, je größer der Prozentsatz des systembezogenen Abschneidekriteriums gewählt ist.

Zusätzlich zu den genannten Vor- und Nachteilen der beiden Vorgehensweisen ist die entscheidende Frage, wieviele für die beabsichtigte Studie nutzbare Module vorliegen. Bisher sind dies in der Regel sehr wenige im Vergleich zu den benötigten, sodass heute vom kleinen System ausgegangen werden sollte.

4.3 *Ergebnisrelevanz*

Die durch die Wahl der Abschneidekriterien und der Vorgehensweise verursachte Relevanz der Ergebnisse ist - im gewissen Umfang - relativ zum Ziel der Ökobilanz zu sehen. Der in gleicher Größe absolute Fehler ist bei einer Ökobilanz zur unternehmensinternen Abschätzung geringfügiger anzusehen als bei einer öffentlich zu machenden Ökobilanz für politische Entscheidungen.

- Quantitative Aussagen zur Ergebnisrelevanz von Abschneidekriterien sind nur für konkrete Beispiele zu machen. Allgemein gültige Ableitungen hierzu liegen bisher nicht vor
- Systembezogene Abschneidekriterien, die auf einer Aggregation von Daten beruhen (B3 und D3), weisen von allen Abschneidekriterien den geringsten methodischen Fehler auf.
- Höhere Prozentsätze für Abschneidekriterien führen zu geringerer Aussagesicherheit, da gegebenenfalls Prozesse mit relevanten Stoff-/ Substanzflüssen nicht berücksichtigt werden.
- Nichtkonsequente Anwendung der Vorgehensweise bei der Nutzung der Abschneidekriterien zur Bestimmung der Grenzen des Produktsystems kann, wie auch zu hoch gewählte Prozentsätze, zu Instabilitäten führen. Instabilitäten treten beispielsweise dann auf, wenn die Reihenfolge der Hinzunahme von Prozessen in den Nebenkette nicht symmetrisch (z.B. jeweils ein Prozess links und rechts der Hauptkette) war. Bei aggregierten Bezugsgrößen (B3 und D3) ändert sich dadurch die Bezugsgröße und ein Prozess, der bei anderer Reihenfolge im Produktsystem verbleiben würde, wird gegebenenfalls abgeschnitten.
- Abschneidekriterien, die sich am Ergebnis einer Ökobilanz, den Indikatoren der Wirkungsabschätzung, orientieren (D3 und E4), weisen durch diese Orientierung am späteren Ergebnis grundsätzlich einen geringeren Fehler als andere Ansätze auf.
- Wird nicht die Vorgehensweise der Systementwicklung von innen nach außen verwendet, sondern vom Beschneiden des Gesamtsystems ausgegangen, so können bereits bei der Entwicklung des Gesamtsystems signifikante ergebnisrelevante Asymmetrien auf-

treten. Bei der Entwicklung eines solchen Systems ist zu berücksichtigen, dass nicht die Anzahl der Prozesse der Nebenkette ausschlaggebend für die Systemsymmetrie sind, sondern die Stoff-/ Substanzflüsse dieser Prozesse.

- Bei der Vorgehensweise der Systementwicklung von innen nach außen stellt sich das grundsätzliche Problem, dass beim Abschneiden eines Prozesses einschließlich seiner Vorgänger (Abschneiden eines „Astes“) unbekannt ist, ob diese Vorgängerprozesse u.a. durch größere Mengenmultiplikatoren ergebnisrelevant sind und in das zu untersuchende System gehören.
- Das Zusammenfassen von Prozessen kann bei Vergleichen von Produktsystemen dazu führen, dass unterschiedlich abgeschnitten wird: Beispielsweise werden fünf zu einem Modul zusammengefasste Prozesse aufgrund der daraus resultierenden Stoff-/ Substanzströme nicht abgeschnitten, während bei einer Einzelbetrachtung dieser Prozesse z.B. nur zwei im Produktsystem verbleiben würden.
- Zufällige Abschneidekriterien sind besonders dann ergebnisrelevant, wenn dadurch Substanzen nicht berücksichtigt werden, die besonders umweltschädlich sind, und wenn der Mengenmultiplikator für diese Prozesse relativ hoch ist.
- In Produktsystemen mit einer signifikanten Dominanz der Nutzungsphase¹⁷ wird der Einfluss der Systemgrenzen und damit der gewählten Abschneidekriterien auf das Ergebnis vergleichsweise gering ([Fleischer et al] S. 203).
- Asymmetrien der Daten, wie auch des Modells des Produktsystems, haben große Bedeutung hinsichtlich der Aussagesicherheit der Ökobilanzergebnisse.

4.4 *Aufwandsrelevanz*

Hinsichtlich des Aufwands ist zu unterscheiden zwischen dem Aufwand der Anwendung der verschiedenen Abschneidekriterien und dem Aufwand insgesamt zur Herstellung der Ökobilanz.

Der Aufwand bei der Anwendung der Abschneidekriterien zur Bestimmung der Systemgrenzen des zu betrachtenden Produktsystems steigt von der Zahl der betrachteten Systemebenen (A) über den Massebezug auf das Prozessprodukt (B 1), den Massebezug auf das Endprodukt (B 2), den Mengenmultiplikator (C), die qualitative ABC-Bewertung (D 1), die halbquantita-

¹⁷ Je länger die Nutzungsdauer von Gebrauchsgütern ist, desto eher ist eine Dominanz der Nutzungsphase zu erwarten. Tatsächlich feststellen kann man die ggf. auftretende Dominanz jedoch nur durch die Modellierung und Modellberechnung. Bei der Vorgehensweise vom kleinen Modell ausgehend, zeichnet sich die ggf. vorhandene Dominanz der Nutzungsphase frühzeitig ab.

tive ABC-XYZ-Bewertung (D 2), den aggregierten Substanzbezug (B 3), zu dem größten Aufwand der Wirkungsabschätzung gemäß [14042] (D 3). Der Aufwand für das Abschneidekriterium nach den [Nordic Guidelines] (B 4) ist nicht einschätzbar, wird jedoch im Mittelfeld liegen. Das „Große Modell“ (Beschneidung des Gesamtsystems) erspart gegenüber dem iterativen Vorgehen (von innen nach außen) Arbeitsschritte bei der Ziehung von Systemgrenzen.

Entscheidender als der Aufwand zur Bestimmung der Systemgrenzen mittels der verschiedenen Abschneidekriterien ist der Gesamtaufwand für die Erstellung der Ökobilanz. Die Verbindung zwischen den Abschneidekriterien und dem Arbeitsaufwand zur Erstellung der Ökobilanz liegt in dem durch das gewählte Abschneidekriterium resultierenden Umfang des Produktsystems. Umfang bedeutet die Zahl der zu modellierenden und bilanzierenden Prozesse innerhalb des Produktsystems. Das sogenannte „Große Modell“, von dem ausgegangen werden kann, weist durch das Einbinden überflüssiger Prozesse einen größeren Aufwand als die systematische Entwicklung von innen nach außen auf.

- Zufällige Abschneidekriterien verringern unfreiwillig den Aufwand.
- Je kleiner die Prozentsätze für die Abschneidekriterien gewählt werden, desto größer ist der Aufwand (siehe Abbildung 7).
- Durch das Zusammenfassen von Prozessen zu Modulen wird der Aufwand reduziert.
- Durch das Ausschneiden von Systemelementen wird ebenfalls der Aufwand reduziert.
- Der Aufwand zur Erstellung der Ökobilanz korreliert nicht linear mit dem Aufwand der Nutzung der verschiedenen Abschneidekriterien.
- Der Aufwand ist immer abhängig von den tatsächlich verfügbaren und nutzbaren Modulen im Verhältnis zu den insgesamt benötigten Modulen.

4.5 *An der Norm spiegeln*

Die Ausführungen zu den Systemgrenzen oder Abschneidekriterien sind weitestgehend mit den diesbezüglichen Normen [14040] und [14041] konform. Zumindest stehen sie nicht im Widerspruch zu ihnen. Die Ausnahme ist das Ausschneiden von vollständigen Lebenszyklusphasen, was zu Teilökobilanzen führt. Teilökobilanzen können zur Herstellung eines definierten Werkstoffes, eines definierten Bauteils oder für die Entsorgung eines definierten Abfalls nach der Methode der Ökobilanz erstellt werden.

5 Open-Loop-Recycling

Recycling bedeutet die erneute Verwendung oder Verwertung von Produkten oder Teilen in Form von Kreisläufen [VDI 2243]. Dazu gehören Wieder-/Weiterverwendung (Produktrecycling) und Wieder-/Weiterverwertung (Materialrecycling) bzw. aus dem Englischsprachigen: Re-use (Wieder-/Weiterverwenden), Recycling (Wieder-/Weiterverwerten und -verwenden), Recovery (allgemein Rückgewinnung), Upgrading (Wiederverwendung eines Produktes - Bauteil oder Endprodukt - durch Aufrüsten), Refurbishing (Bauteil substituiert Bauteil in Endprodukt, z. B. ein alter Motor wird in einer alten Waschmaschine wiederverwendet, deren Motor nicht mehr funktioniert).

Recycling liegt nur dann vor, wenn das erzeugte Sekundärprodukt tatsächlich ein Primärprodukt substituiert (Berücksichtigung des Substitutionsfaktors)[Fleischer 1995]. Recycling stellt den Rückfluss von wiederverwertbaren Gütern und Stoffen in die Produktion derselben oder ähnlicher Güter dar. Im Gegensatz zum Downcycling erfolgt eine wirtschaftliche Nutzung auf gleichbleibendem Qualitätsniveau [Glossar SFB 525].

Beim *Closed-Loop-Recycling* werden Sekundärstoffe und -produkte aus einem Produktsystem in demselben Produktsystem eingesetzt (technische Beschreibung des Produktsystems nach [14041]). Material wird ohne Veränderungen der inhärenten Eigenschaften recycelt (Allokationsverfahren für Recycling nach [14041]).

Ein Closed-Loop-Recycling findet statt, wenn ein Output (Stoff und/oder Energie) einen Prozess verläßt und zu einem Teil wieder von diesem Prozess bzw. einem davorliegenden Prozess der gleichen Prozesskette als Input angefordert wird. Beispiel: Altglas wird wieder zu Glasflaschen [Glossar SFB 525].

Open-Loop-Recycling ist dadurch gekennzeichnet, dass Sekundärstoffe oder -produkte aus einem Produktsystem in einem anderen Produktsystem eingesetzt werden (technische Beschreibung des Produktsystems nach [14041]). Diese Sekundärstoffe oder -produkte stellen den Produktfluss dar, der das untersuchte System verläßt. Das Material erfährt eine Veränderung der inhärenten Eigenschaften (Allokationsverfahren für Recycling nach [14041]).

Open-Loop-Recycling ist ein Recycling-System, wo ein Produkt A eine Produktlinie A' verläßt und durch eine andere Produktlinie B' aufgenommen wird. Dabei entsteht ein aus A rezykliertes, aber von A verschiedenes Produkt B. Beispiel: aus PE-Folien werden PE-Behälter [Glossar SFB 525].

Motivation/Problemstellung

Warum ist es wichtig, die Berücksichtigung des Open-Loop-Recyclings im Rahmen der Erstellung einer Sachbilanz methodisch einwandfrei festzulegen?

- Eine Betrachtung von Open-Loop-Recycling ist nur notwendig, wenn Produktflüsse die Systemgrenze eines Produktsystems überschreiten (d. h. als Input aus einem anderen System oder als Output in ein anderes System auftreten) und damit die Fragestellung auftaucht, ob Umweltbelastungen, die im Lebensweg eines Produkts entstehen, diesem oder einem anderen Produktsystem zugerechnet werden soll(t)en (Open-Loop-Allokation). Ein Beispiel ist die Fragestellung, welchem Produktsystem die Vorteile des Weiterverwertens zugerechnet werden.
- Somit stellt die Open-Loop-Allokation (= Allokation zwischen Produktsystemen) eine Erweiterung der Koppelprodukt-Allokation (= Allokation zwischen Hauptprodukt und Koppelprodukt) dar.
- Die Diskussion verschiedener Verteilungsschlüssel, mit denen die Umweltbelastungen auf die betrachteten Produktsysteme verteilt werden, und der Rangfolgen der Allokationsmethoden ist aufgrund der Ergebnis-/Aufwandsrelevanz notwendig.
- Die Allokation muss im Produktsystem und in der Summe der betrachteten Produktsysteme mathematisch konsistent erfolgen.
- Die Open-Loop-Allokation darf/sollte nicht im Widerspruch zur [14041] stehen.

Auf diese Fragestellungen des Open-Loop-Recyclings wird im folgenden eingegangen.

5.1 *Auftreten von Open-Loop-Recycling*

Das Open-Loop-Recycling²⁰ kann sowohl im vorkonsumtiven, im konsumtiven als auch im nachkonsumtiven Bereich eines Produktlebensweges auftreten.

- Vorkonsumtiver Bereich: Produktionsrücklauf-Recycling ist die Rückführung von Produktionsabfällen nach oder ohne Durchlauf eines Aufarbeitungsprozesses in einen neuen/anderen Produktionsprozess (Materialrecycling) [VDI 2243].
- Konsumtiver Bereich: Recycling während des Produktgebrauchs ist unter Nutzung der Produktgestalt die Rückführung von gebrauchten Produkten nach oder ohne Durchlauf

²⁰ Wichtig: Kennzeichen für Open-Loop-Recycling ist immer, daß ein marktfähiges Sekundärprodukt, das tatsächlich ein Primärprodukt substituiert, das System verläßt und in ein anderes Produktsystem eintritt. In diesem Sinne kann ein Sekundärprodukt definierter ein Werkstoff oder Bauteil sein.

eines Aufarbeitungsprozesses in ein neues Gebrauchsstadium (Produktrecycling) [VDI 2243].

- Nachkonsumtiver Bereich: Altstoffrecycling ist die Rückführung von verbrauchten Produkten bzw. Altstoffen nach oder ohne Durchlauf eines Aufarbeitungsprozesses in einen neuen/anderen Produktionsprozess (Materialrecycling) [VDI 2243]

5.2 Allokationsmöglichkeiten

Bei Sachbilanzen ergibt sich die Schwierigkeit, welchem Produktsystem oder welchem Prozessprodukt welche Stoff- und Energieströme in welchem Umfang anzurechnen sind (Allokation).

Es muss sichergestellt werden, dass die Open-Loop-Allokation nicht als Allokation im Sinne der Koppelproduktallokation durch Einbeziehung des Primärproduktes und/oder des Abfalls in den Allokationsansatz durchgeführt wird.

Es bestehen strenge Anforderungen an die Allokation. Die Allokation muss im Produktsystem und in der Summe der betrachteten Produktsysteme konsistent erfolgen, d. h. einheitlich für die betrachteten Produktsysteme angewandt werden. Beispielsweise müssen Herstellung und Recycling bei Betrachtung mehrerer Produktsysteme einheitlich allokiert werden, auch bei mehreren Systemen (und unterschiedlichen Personen, die die Ökobilanz pro Produktsystem erstellen) darf keine Umweltbelastung verloren gehen oder doppelt gezählt werden.

Die Summe der Umweltbelastungen über alle betrachteten Produktsysteme muss den aufsummierten Umweltbelastungen der einzelnen Systeme entsprechen (Gleichung 4):

$$\sum_{p=1}^n UB_p = UB_{p_1} + UB_{p_2} + \dots + UB_{p_n} \quad (4)$$

mit: P : Produktsystem und
 UB : Umweltbelastung

Eine weitere Forderung ist, dass die möglichen Abweichungen der Ökobilanz-Ergebnisse, die durch so verschiedene Bilanzierer – im Rahmen der Regeln – auftreten können (gleicher Datensatz vorausgesetzt) einem Minimum entsprechen muss.

Für die Allokation werden verschiedene Verteilungsschlüssel diskutiert, mit denen die Umweltbelastungen auf die betrachteten Produktsysteme verteilt werden. Prinzipiell kann zwischen physikalischen (Masse, Energie) und sozioökonomischen (Marktwert, Gefahrenpotential) Schlüsseln unterschieden werden.

Für eine grundsätzliche Diskussion der Open-Loop-Allokation werden nachfolgend vier in der Literatur diskutierte Verteilungsmodelle vorgestellt. Dabei wird von den folgenden Randbedingungen ausgegangen:

- Es werden drei Produktsysteme betrachtet. Das Produkt (= Bauteil oder Endprodukt) in Produktsystem 1 wird aus Primärstoffen hergestellt, zu 100 % recycelt und als Sekundärstoff/-produkt an Produktsystem 2 weitergegeben. Somit wird das Produkt in Produktsystem 2 aus Sekundärstoffen hergestellt, ebenfalls zu 100 % recycelt und als Sekundärstoff/-produkt an Produktsystem 3 weitergegeben. Dies führt ebenfalls zur Herstellung des Produkts in Produktsystem 3 aus Sekundärstoffen, das am Ende seines Lebenswegs nun aber beseitigt wird.
- Es erfolgt nur eine Betrachtung der Lebenswegabschnitte Herstellung und Recycling/Beseitigung, da diese von der Open-Loop-Allokation betroffen sind. Die Lebenswegabschnitte Fertigung und Nutzung werden vernachlässigt.
- Die Annahme eines Recyclings von 100 % ist natürlich eine theoretische Annahme und wird hier gewählt, um die grundsätzlichen Unterschiede der Verteilungsmodelle darzustellen. Eine Betrachtung von Recyclingquoten in Höhe von 80 % und 50 % erfolgt später (s. Kapitel 5).
- Unter Umweltbelastung wird eine beliebiger Elementarfluss verstanden, d. h. eine Ressource aus der Umwelt, eine Emission in die Luft, in das Wasser oder in den Boden (z. B. kg CO₂-Emissionen).

Prinzip der letzten Verantwortung

Beim Prinzip der letzten Verantwortung wird dem Produktsystem 3 die höchste Umweltbelastung zugeteilt (siehe Abbildung 9). Dahinter steckt die Idee, dass das Produktsystem, das ein Material vernichtet, d. h. beseitigt und nicht recycelt, die Primärherstellung angelastet bekommt. Ein Materialverlust in der Technosphäre muss durch Primärressourcen ersetzt werden. Bei diesem Prinzip der letzten Verantwortung ist es für ein Produktsystem zur Minimierung seiner anrechenbaren Umweltbelastungen vorteilhaft, auf die Beseitigung des Produkts als Abfall zu verzichten und statt dessen Sekundärstoffe an andere Produktsysteme abzugeben [Bohnacker], [Karlsson].

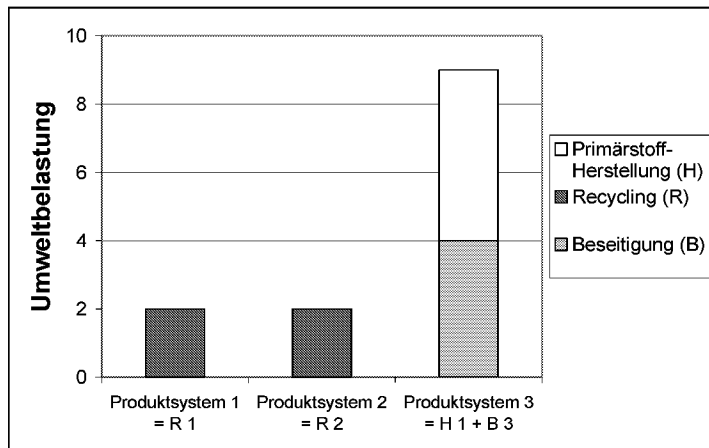


Abbildung 9: Open-Loop-Allokation nach dem Prinzip der letzten Verantwortung, nach [Karlsson]

Prinzip der ersten Verantwortung

Beim Prinzip der ersten Verantwortung wird dem Produktsystem 1 die höchste Umweltbelastung zugeteilt (siehe Abbildung 10).

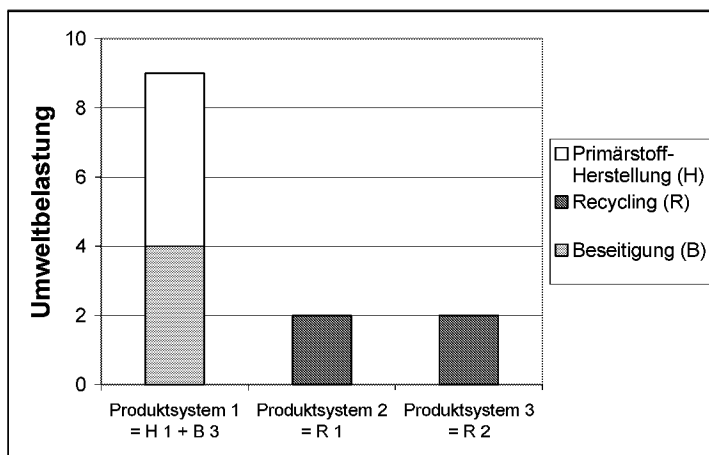


Abbildung 10: Open-Loop-Allokation nach dem Prinzip der ersten Verantwortung, nach [Östermark]

Beim Prinzip der ersten Verantwortung für entstehende Umweltbelastungen stehen ökologische Auswirkungen der Primärstoff-Herstellung und Beseitigung eines Produktes im Vorder-

grund. Dieses Prinzip basiert auf der Ansicht, dass alle Materialien als Abfall enden und somit ist Abfallbeseitigung die unvermeidbare Konsequenz der Rohstoffgewinnung und Materialherstellung. Der Recyclingprozess¹⁸ befindet sich außerhalb der Systemgrenze und wird dem nächsten Produktsystem angerechnet. Somit ist es für ein Produktsystem zur Minimierung seiner anrechenbaren Umweltbelastungen vorteilhaft, auf die Verwendung von Primärstoffen bei der Herstellung zu verzichten und statt dessen Sekundärstoffe aus anderen Produktsysteme aufzunehmen. [Bohnacker], [Östermark].

Prinzip der Gleichberechtigung

Beim Prinzip der Gleichberechtigung werden die Umweltbelastungen der Herstellung und Entsorgung gleichmäßig auf alle Produktsysteme verteilt (siehe Abbildung 11).

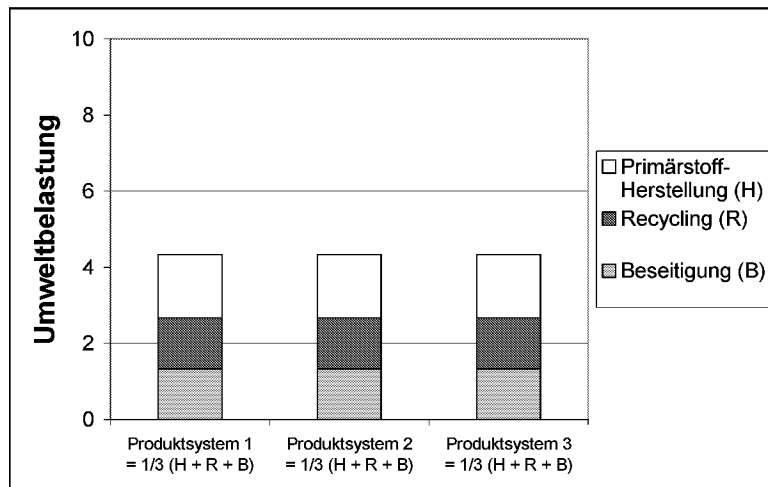


Abbildung 11: Open-Loop-Allokation nach dem Prinzip der Gleichberechtigung, nach [EPA]

Durch die gleichmäßige Verteilung aller Umweltbelastungen stehen weder die Primärstoff-Herstellung noch die Entsorgung (Recycling und Beseitigung) im Vordergrund. Es müssen aber die Anzahl der zu betrachtenden Produktsysteme vorab bekannt sein und zukünftige Umweltbelastungen für die Entsorgung dürfen sich nicht ändern [Bohnacker], [EPA].¹⁹

Open-Loop-Allokation nach dem Kaskadenmodell

In Abbildung 12 ist ein Kaskadenmodell prinzipiell dargestellt.

¹⁸ Anmerkung: Gemäß der Norm [14041] gehört jede Form des Recyclings zum betrachteten Produktsystem!

¹⁹ Anmerkung: Diese Vorgehensweise wäre nur praktikabel, wenn zum Zeitpunkt der Studie alle betrachteten Systeme bekannt, modelliert und berechnet wären.

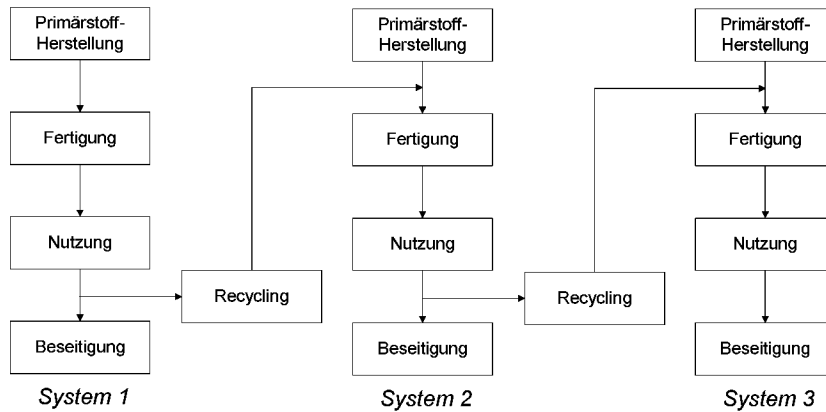


Abbildung 12: Open-Loop-Recycling nach dem Kaskadenmodell, nach [Kim, Hwang, Lee]

Gemäß Verwendung des Begriffs Kaskadenmodell in der Literatur sind zwei Definitionen möglich.

Erste Definition Kaskadenmodell: Ein Kaskadenmodell liegt vor, wenn im Open-Loop-Recycling-Modell eine Verminderung der Material- oder Altstoffqualität berücksichtigt wird (z. B. bei [Karlsson], [Kim, Hwang, Lee]). Mittels dieses Modells werden die Umweltbelastungen unterschiedlich auf die Produktsysteme verteilt.

Es folgt eine beispielhafte Berechnung der Umweltbelastungen bei der Open-Loop-Allokation nach [Karlsson] unter Berücksichtigung von Qualitätsverlusten (Gleichungen 5 - 7):

$$UB_{P1} = (Q1 - Q2)/Q1 * UB_{H1} + UB_{R1} \quad (5)$$

$$UB_{P2} = (Q2 - Q3)/Q1 * UB_{H1} + UB_{R2} \quad (6)$$

$$UB_{P3} = Q3/Q1 * UB_{H1} + UB_{B3} \quad (7)$$

mit UB : Umweltbelastung

P : Produktsystem

Q : Qualitätsniveau

H : Primärstoff-Herstellung

R : Recycling

B : Beseitigung

Gemäß dieser Berechnung können je nach Höhe der Qualitätsniveaus $Q1$ bis $Q3$ die Umweltbelastungen der Primärstoff-Herstellung (H) stufenweise von Produktsystem zu Produktsystem abnehmen, müssen es aber nicht:

- a) $Q1 = 100 \%$, $Q2 = 50 \%$, $Q3 = 20 \%$, $UB_{HI} = 10$ -> Umweltbelastung der Primärstoff-Herstellung (H) nimmt stufenweise von Produktsystem zu Produktsystem ab (5 -> 3 -> 2)
- b) $Q1 = 100 \%$, $Q2 = 80 \%$, $Q3 = 20 \%$, $UB_{HI} = 10$ -> Umweltbelastung der Primärstoff-Herstellung (H) nimmt nicht stufenweise von Produktsystem zu Produktsystem ab (2 -> 6 -> 2)

Hinweis: Bei a) und b) wird die Anforderung erfüllt, dass die Summe der UB_H aller Kaskadenprodukte die UB_H des Primärprodukts ergeben muss ($UB_{HI} = 10$).

Zweite Definition Kaskadenmodell: Beim Kaskadenmodell nach [Bohnacker] wird der Begriff der Kaskade nicht im Sinne von Qualitätsverlust (durch Recyclingprozesse) verwendet, sondern als Charakteristikum der Verteilung der Umweltbelastungen zwischen den Produktsystemen, bei der die Höhe der zu verteilenden Umweltbelastungen von Produktsystem zu Produktsystem kleiner wird. Somit nehmen im Kaskadenmodell nach [Bohnacker] die Umweltbelastungen definitionsgemäß von Produktsystem zu Produktsystem ab (s. Abbildung 13).

Im Kaskadenmodell nach [Bohnacker] erhalten die direkt verantwortlichen Produktsysteme die Belastungen des Recyclings und der Beseitigung. Diese Vorgehensweise entspricht der Vorgehensweise nach Karlsson (s. Abbildung 8). Im Gegensatz zu [Karlsson] werden die Umweltbelastungen der Primärstoff-Herstellung nicht nur dem letzten Produktsystem angerechnet, sondern mit stufenweiser Abnahme von Produktsystem zu Produktsystem verteilt. Es werden immer zwei Produktsysteme direkt miteinander verrechnet: Produktsystem 1 wird die Hälfte der Umweltbelastung der Primärstoff-Herstellung angerechnet, Produktsystem 2 ein Viertel der Umweltbelastungen, Produktsystem 3 (theoretisch) ein Achtel der Umweltbelastungen etc. Einschränkend gilt, dass zwischen den letzten beiden Produktsystemen die Umweltbelastungen im Verhältnis 50:50 verteilt werden (s. Herstellung für Produktsystem 2 und 3 in Abbildung 12). Diese stufenweise Vorgehensweise bietet den Vorteil, dass die Verteilung zwischen zwei Produktsystemen andere Produktsysteme unberührt läßt und die Methode rückkopplungsfrei ist (z. B. muss man nicht im voraus wissen, wie oft und auf welche Art ein Bauteil rezykliert wird). Dagegen muss aber bekannt sein, wieviele Produktsysteme vom Sekundärprodukt bereits durchlaufen worden sind [Bohnacker].

Es sind zahlreiche verschiedene Varianten des Kaskadenmodells nach [Bohnacker] denkbar, je nachdem, ob die stufenweise Abnahme der Umweltbelastungen auf die Lebenswegabschnitte Herstellung, Recycling und/oder Entsorgung angewendet wird und in welchem Verhältnis die Umweltbelastungen zwischen zwei Produktsystemen aufgeteilt werden.

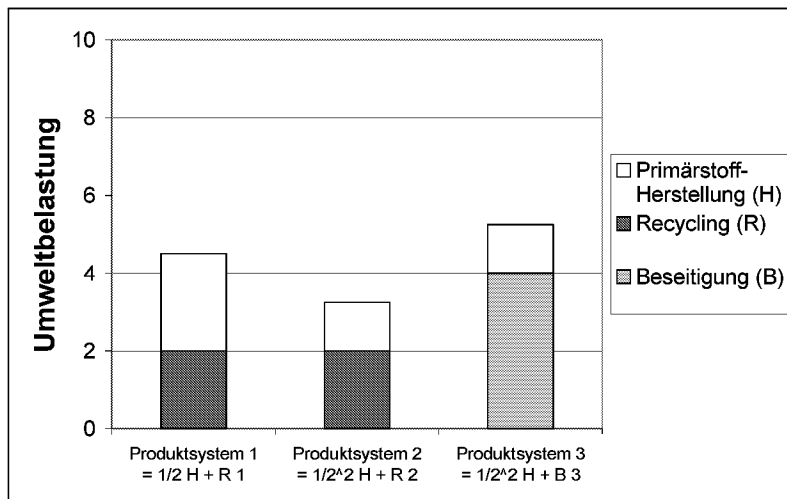


Abbildung 13: Open-Loop-Allokation nach dem Kaskadenmodell, nach [Bohnacker]

Neben den vier vorgestellten Verteilungsmodellen für die Open-Loop-Allokation werden in der Literatur noch zahlreiche weitere (Zwischen-)Varianten diskutiert, z. B.

- das direkte Verursacherprinzip nach [Schricker, Goldhan], in dem die Umweltbelastung dem Produktsystem angerechnet wird, in dem die Umweltbelastung entsteht;
- das Prinzip der Funktionserfüllung, nach [Schneider], das die Materialqualität einbezieht und nach physikalischen Funktionen (z. B. Masse) auch sozio-ökonomische Verteilungsschlüssel (z. B. Marktwert) berücksichtigt;
- Verteilungsmodelle mit verschiedenen Ausprägungen der 50:50-Methode, um Umweltbelastungen gleichmäßig zwischen zwei Produktsystemen zu verteilen ([Ekvall, Tillman], [Lindfors et al.], [Setac], [EPA]).

Die vorgestellten Allokationsmöglichkeiten werden in Kapitel 5.7 an der [14041] gespiegelt, da eine Beurteilung einer Open-Loop-Allokationsmöglichkeit vor allem auf ihrer Konsistenz über die Produktsysteme erfolgen muss und auf Norm-Konformität beruhen sollte.

5.3 Vermeidung der Allokation

Wo auch immer möglich, sollte eine Allokation vermieden werden (Abschnitt 6.5.3 [14040]). Die Vermeidung der Allokation ist durch eine Systemerweiterung zu realisieren, d. h. die Erweiterung des Produktsystems um die Komplementärproduktion, so dass alle In- und Outputs im erweiterten System bleiben.

Beispielsweise wird in [Fleischer 1994] das betrachtete System so mit Primärprodukten erweitert, dass eine Beurteilung von unterschiedlichen Verwertungs- und Entsorgungswegen ohne eine Allokation innerhalb der Produktsysteme möglich ist. Im paarweisen Vergleich der Entsorgungswege müssen nur die Güter im Warenkorb ergänzt werden, die von dem jeweils anderen im Vergleich berücksichtigten Verwertungs-/Entsorgungsweg erzeugt werden.

Neben der o.g. Forderung kommt hinzu, dass eine Open-Loop-Allokation häufig nicht - sachlich richtig - möglich ist. Beispielsweise ist eine einwandfreie Allokation nach dem Kaskadenmodell nicht möglich, wenn der Verbleib des Sekundärproduktes Gussaluminium nicht bekannt ist.

5.4 *Produktfluss als Systemoutput und -input*

Für in das Produktsystem eintretende Sekundärstoffflüsse (Produktflüsse) sind die gleichen Regeln - jedoch mit umgekehrtem Vorzeichen – anzuwenden wie für das System verlassende. Recycling, wie auch die Nutzung von Sekundärprodukten erfolgen nicht wegen der Allokationsregeln, sondern aus wirtschaftlichen Gründen oder aufgrund von Vorgaben wie z. B. Rücknahmeverpflichtungen. Der Vorteil für das untersuchte System liegt in der Tatsache des Recyclings. Die Regeln für den Eintritt eines Sekundärproduktes in das System, wie für das Verlassen des Systems, müssen konsistent sein.

Dieser Sachverhalt (Gutschrift für im eigenen System erzeugte Sekundärprodukte, aber auch Lastschrift für Umweltbelastungen der Herstellungsprozesse im vorgelagerten Produktsystem, das Sekundärprodukte erzeugt) ist in Abbildung 14 und Gleichung 8 dargestellt.

$$ub_{ges} = \sum_{t_0}^{t_o} ub_{PR} + \sum_{t_0}^{t_p} ub_{TP3} - \sum_{t_0}^{t_p} ub_{TP2} \quad (8)$$

Hinweis: Wenn in Abbildung 13 die Produktströme m_{SR2} und m_{SR3} gleich werden, dann geht das Open-Loop-Recycling in das Closed-Loop-Recycling über. Damit werden die Umweltbelastungen ub_{TP2} und ub_{TP3} gleich und die entsprechenden Terme der Gleichung 8 entfallen. Das bedeutet jedoch nicht, dass der Vorteil des Recyclings sich im Ergebnis nicht widerspiegelt. Im Beispiel des Kapitels 5.5 würden sich die Umweltbelastungen der Primärproduktion von $\sum ub_{PR}$ von 170 Einheiten/kg auf 68 Einheiten/kg verringern und die Summe vom System ausgehenden $\sum ub_{sys} = 80$ Einheiten/kg werden.

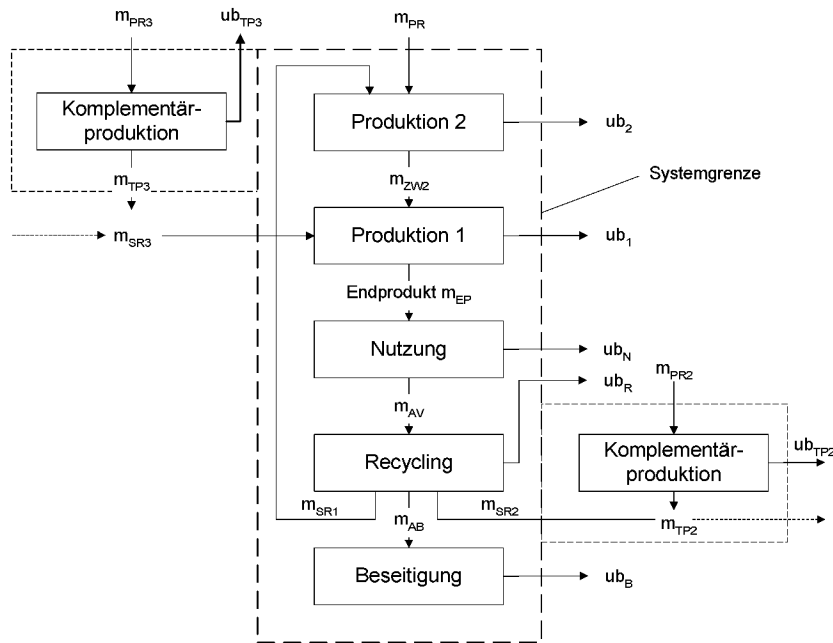


Abbildung 14: Methode der Nutzengleichheit für das Open-Loop-Recycling am Beispiel eines vereinfachten Produktsystems [Fleischer 1994a]

5.5 Ergebnisrelevanz

Die Wahl des Allokationsverfahrens hat, je nach angewendeter Regel, einen erheblichen Einfluss auf das Ergebnis einer Sachbilanz, da unterschiedlich definierte Systeme zwangsläufig zu differierenden Ergebnissen führen (vergleiche Abbildung 9 bis Abbildung 13).

Auch die Vermeidung der Allokation hat eine hohe Ergebnisrelevanz, da verschiedene Herstellungsverfahren mit ggf. unterschiedlichen Vorstoffen für die Komplementärproduktion möglich sind (s.a. Kapitel 3.4) und somit zu unterschiedlichen Ergebnissen führen. Zudem erfordern Komplementärprodukte, aus anderen Stoffen als die Sekundärprodukte, eine größere Systemerweiterung.

Das folgende theoretische Berechnungsbeispiel zum Vergleich von verschiedenen Allokationsmethoden verdeutlicht die Ergebnisrelevanz der Wahl der Allokationsmethode:

Endprodukt (m_{EP}):	1,0 kg
Recyclingrate (RR):	60 %
Sekundärmaterial 1 (m_{SR1})	0,1 kg
Sekundärmaterial 2 (m_{SR2})	0,5 kg
Primärproduktion ($\sum ub_{PR}$)	$170 \text{ Einheiten/kg} * 0,9 \text{ kg} = 153,0 \text{ Einheiten}$
Recycling (ub_R)	$16 \text{ Einheiten/kg} * 0,6 \text{ kg} = 9,6 \text{ Einheiten}$
Beseitigung (ub_B)	$1 \text{ Einheiten/kg} * 0,4 \text{ kg} = 0,4 \text{ Einheiten}$
Nutzung (ub_N)	$2 \text{ Einheiten/kg} * 1,0 \text{ kg} = 2,0 \text{ Einheiten}$
System ($\sum ub_{Sys}$)	165,0 Einheiten

Dabei sind

$$\sum ub_{PR} = ub_1 + ub_2 \quad (9)$$

$$\sum ub_{Sys} = \sum ub_{PR} + ub_N + ub_R + ub_B \quad (10)$$

d.h. $\sum ub_{Sys}$ ist die Summe der Umweltbelastungen, die durch Produktion, Nutzung, Recycling und Beseitigung entstehen, ohne Berücksichtigung der Entlastung der Umwelt durch die Bereitstellung des Sekundärmaterials m_{SR} (Gleichung 10). Die Berücksichtigung kann durch die Koppelproduktallokation oder Systemerweiterung nach der Methode der Nutzengleichheit erfolgen. Im folgenden wird gegenübergestellt, wie die beiden Vorgehensweisen im Ergebnis voneinander abweichen, wenn die Entlastung durch das entstehende Sekundärmaterial m_{SR} berücksichtigt wird.

In beiden Fällen wird zur Bestimmung der dem System anzurechnenden Umweltbelastungen $\sum ub_K$ und $\sum ub_{NG}$ von den Umweltbelastungen $\sum ub_{Sys}$ ein Betrag abgezogen, d.h. das System erhält eine Gutschrift (Gleichungen 11, 12). Bei der Koppelproduktallokation werden die Umweltbelastungen für das Recycling und für die Beseitigung (nur der durch das Recycling erzeugten Abfälle) im Verhältnis der Massen der beiden Sekundärstoffflüsse die Gutschrift bestimmt (Gleichung 11). Bei der Systemerweiterung nach der Methode der Nutzengleichheit wird das Sekundärprodukt m_{SR2} durch die Komplementärproduktion theoretisch erzeugt: m_{TP2} . Die so bestimmten Umweltbelastungen ub_{TP2} werden dem betrachteten System gutgeschrieben (Gleichung 12). In dem dargestellten Beispiel wird davon ausgegangen, dass für die Produktion einer Einheit Endprodukt genau soviel Umweltbelastungen erzeugt werden wie für die Komplementärproduktion des Sekundärproduktes.

Koppelproduktallokation (K):

$$\begin{aligned}
 \sum ub_K &= \sum ub_{Sys} - \frac{msr_2}{msr_1 + msr_2} (ub_R + ub_B) \\
 &= 165,0 - \frac{0,5}{0,1 + 0,5} (9,6 + 0,4) = 165,0 - 8,3 \\
 &= 156,7 \text{ Einheiten/System}
 \end{aligned}
 \tag{11}$$

Allokation nach der Methode der Nutzengleichheit (NG):

$$\begin{aligned}
 \sum ub_{NG} &= \sum ub_{Sys} - ub_{TP2} \\
 &= 165,0 - 0,5 \cdot 170 \\
 &= 80,0 \text{ Einheiten/System}
 \end{aligned}
 \tag{12}$$

Mit der Methode der Koppelproduktallokation werden dem System 156,7 Einheiten an Umweltbelastung, mit der Methode der Nutzengleichheit 80 Einheiten zugerechnet: die Wahl der Allokationsmethode ist sehr ergebnisrelevant.

5.6 *Aufwandsrelevanz*

Je höher der Wissensstand über vor- und nachgelagerte Produktsysteme sein muss (Umweltbelastungen, Herkunft und Verbleib von Sekundärprodukten, Qualitätsverluste etc.), desto höher wird der Aufwand zur Durchführung der Open-Loop-Allokation.

Beim Ansatz der Systemerweiterung ist der Mehraufwand bei Komplementärprodukten aus den gleichen Stoffen relativ gering. Je mehr Komplementärprodukte aus anderen Stoffen als die Sekundärprodukte bestehen, desto höher wird der Aufwand. Dieser Aufwand zur Erweiterung des Systems ist gegenüber der Open-Loop-Allokation mit großem Produktsystem meistens aber nicht erheblich (s.a. Kapitel 3.5).

Das zu betrachtende System kann mit Hilfe von Abschneidekriterien eingeschränkt werden, wenn entschieden wird, kleinere Effekte zu vernachlässigen.

5.7 *An der Norm spiegeln*

In der [14041] werden in Abschnitt 6.5 „Allokation von Flüssen und Freisetzung“ folgende Allokationsgrundsätze für Recycling im offenen oder geschlossenen Kreislauf aufgeführt:

- Im Rahmen der Ökobilanzstudie müssen die Prozesse gekennzeichnet werden, die mit anderen Produktsystemen gemeinsam benutzt werden.
- Summe der durch Allokation zugeordneten Inputs und Outputs eines Moduls (unit process) muss gleich sein den Inputs und Outputs des Moduls (unit process) vor der Allokation, d. h. ein Massendefekt darf nicht auftreten.
- Im betrachteten System muss für ähnliche Inputs und Outputs eine einheitliche Allokation angewendet werden.
- Sensitivitätsanalyse bei alternativen Allokationsmöglichkeiten.
- Ein Allokationsverfahren im geschlossenen Kreislauf gilt für Produktsysteme im geschlossenen Kreislauf. Es gilt auch für Produktsysteme im offenen Kreislauf, bei denen beim wiederverwerteten Material keine Veränderungen der inhärenten Eigenschaften vorliegen. In diesen Fällen wird die Allokation vermieden, da die Verwendung von Sekundärmaterial die Verwendung von primären Material ersetzt (s.a. Definition von Closed-Loop-Recycling in Kapitel 5).
- Ein Allokationsverfahren im offenen Kreislauf gilt für Produktsysteme im offenen Kreislauf, bei denen der Sekundärstoff oder das Sekundärprodukt in anderen Produktsystemen eingesetzt wird (vergleiche Definition von Open-Loop-Recycling in Kapitel 5) Wichtig: Das Recycling findet im eigenen Produktsystem statt, nur der resultierende Produktfluss verläßt das eigene Produktsystem zum anderen Produktsystem.

Auf Grundlage dieser Allokationsgrundsätze empfiehlt die [14041] folgende Rangfolge der Allokation:

1. Allokation vermeiden.
2. Wenn Vermeidung nicht möglich, Allokation nach physikalischen Kriterien (Masse, Energie).
3. Wenn keine physikalische Plausibilität vorhanden, Allokation auf sozio-ökonomischer Basis (z.B. Schrottwert im Verhältnis zum Primärwert).

Um die in den Kapiteln 5.2 bis 5.4 vorgestellten Allokationsmöglichkeiten beurteilen zu können, müssen sie an diesen Allokationsgrundsätzen und vor allem an Bild 1 der ISO 14041 (Beispiel eines Produktsystems für eine Sachbilanz) gespiegelt werden: Die Systemerweiterung, d. h. die Vermeidung der Allokation durch Erweiterung der Systemgrenzen, so dass alle Umweltbelastungen innerhalb des betrachteten Produktsystems liegen, ist isokonform.

Beurteilt werden müssen die in Abbildung 8 bis Abbildung 12 vorgestellten Open-Loop-Allokationen, unabhängig davon, ob eine Allokation auf physikalischer oder ökonomischer Basis durchgeführt wird:

- Grundsätzlich kann es bei einer Ökobilanz nicht darum gehen, wer wofür Verantwortung trägt und daraus die Art der Allokation resultiert. Die Ökobilanz ist allein ein In-

strument zur (möglichst) objektiven Bestimmung der von einem Produktsystem ausgehenden Umweltbelastungen. Es können Varianten und Szenarien mittels Ökobilanz modelliert und berechnet werden, um Optima zu bestimmen, nicht aber die Art der Allokation.

- Es wird angenommen, dass das in Bild 1 der [14041] dargestellte
 - Produktsystem dem Produktsystem 2
 - andere System, das dem Produktsystem einen Produktfluss zuführt, dem Produktsystem 1 und
 - das andere System, das von dem Produktsystem einen Produktfluss erhält, dem Produktsystem 3

in Abbildung 9 bis 13 dieses Papiers entspricht.

Die Lebensabschnittsphasen Fertigung und Nutzung, die immer eindeutig einem Produktsystem zuordenbar sind, werden weiterhin vernachlässigt.

- Gemäß Bild 1 der [14041] wird festgehalten, dass die Umweltbelastungen der eigenen Entsorgung (Recycling oder Beseitigung) dem eigenen Produktsystem angelastet werden und somit alle Fälle, die die Entsorgung anderen Produktsystemen anlasten, nicht isokonform sind (= Prinzip der ersten Verantwortung und Prinzip der Gleichberechtigung nicht isokonform). Hierzu ist anzumerken, dass die Beseitigung (Abfallbehandlung) nach dem Recycling nur als Beseitigung der beim Recycling entstehenden Abfälle aufgefasst wird. Die spätere Beseitigung des Sekundärprodukts an dessen Lebensende wird beim Open-Loop-Recycling dem entsprechenden späteren Produktsystem angerechnet, was auch aus dem Pfeil des Produktflusses zu anderen Systemen (= abgegebenes Sekundärprodukt), der nur in eine Richtung weist, ersichtlich ist.
- Ebenfalls dem eigenen Produktsystem wird die eigene Primärstoff-Herstellung zugerechnet. Damit ist das Prinzip der letzten Verantwortung nicht isokonform, da die Primärstoff-Herstellung, die in Produktsystem 1 stattgefunden hat, Produktsystem 3 zugerechnet wird. Umgekehrt kann gefolgert werden, dass bei ausschließlicher Verwendung von Sekundärprodukten aus dem vorherigen Produktsystem (100 % Recycling), im eigenen Produktsystem keine Umweltbelastungen für die Primärstoff-Herstellung angerechnet werden, da keine Primärstoffe zum Einsatz kommen.
- Auch bei den verschiedenen Ausprägungen des Kaskadenmodells werden sowohl im Bereich der Primärstoff-Herstellung als auch der Entsorgung nicht nur eigene Umweltbelastungen dem Produktsystem zugerechnet. Somit sind auch die Kaskadenmodelle nicht isokonform.

Abschließend kann festgehalten werden, dass im Gegensatz zur isokonformen Vermeidung der Allokation die vier in Kapitel 5.2 vorgestellten Allokationsmöglichkeiten nicht isokonform sind (Abbildung 9 bis Abbildung 13).

Unter Berücksichtigung der genannten Diskussionspunkte ist nur die in Abbildung 13 dargestellte Vermeidung der Open-Loop-Allokation durch Systemerweiterung als isokonform bezeichnet werden.

5.8 Diskussion

Der Rangfolge der [14041] kann hinsichtlich der Open-Loop-Allokation zugestimmt werden: Grundsätzlich ist die Vermeidung der Allokation zu bevorzugen (Systemerweiterung, Verteilung von Gut- und Lastschriften gemäß Kapitel 5.4), da eine Systemerweiterung mit Komplementärproduktion zum einen dem Recyclinggrundsatz entspricht und zum anderen konsistent mit der Systemerweiterung im nachkonsumentiven Bereich (Entsorgungswege) ist. Zudem ist eine Allokation beispielsweise dann nicht möglich, wenn das empfangene System unbekannt ist.

Eine Allokation darf nur durchgeführt werden, wenn die Vermeidung der Allokation nicht realisierbar ist, z. B. wenn die Einbeziehung von (zu) vielen zu einem erheblichen Mehraufwand führt. In diesen Fällen ist eine Open-Loop-Allokation nach [14041] Abbildung 15 bis Abbildung 17 durchzuführen.

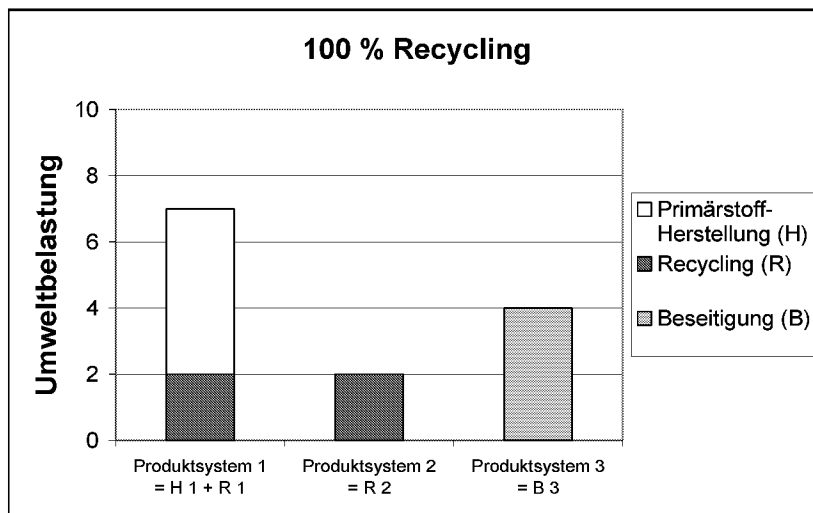


Abbildung 15: Vorschlag für Open-Loop-Allokation nach [14041] (100 % Recycling)

Zu berücksichtigen ist, dass dem eigenen Produktsystem nur eigene Umweltbelastungen zugerechnet werden und dass Recyclingprozesse immer Bestandteil des untersuchten Produktsystems sind.

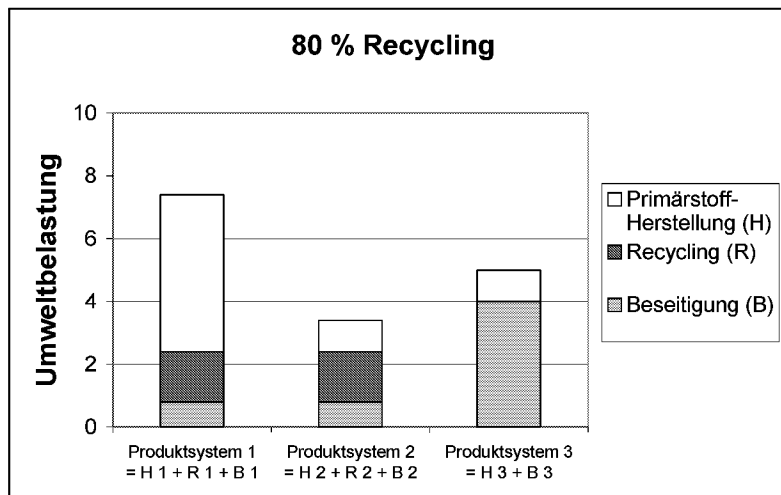


Abbildung 16: Vorschlag für Open-Loop-Allokation nach [14041] (80 % Recycling)

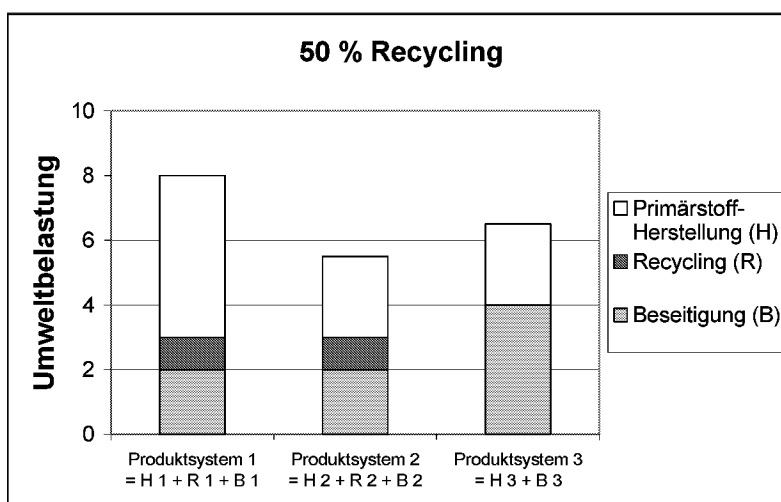


Abbildung 17: Vorschlag für Open-Loop-Allokation nach [14041] (50 % Recycling)

Zur Verdeutlichung des Grundgedankens der vorgeschlagenen Open-Loop-Allokation nach [14041] wurde in Abbildung 15 wiederum der theoretische Fall von 100 % Recycling gewählt. In der Realität wird keine Recyclingrate von 100 % erreicht, daher werden in Abbil-

dung 16 und Abbildung 17 die vorgeschlagene Open-Loop-Allokation nach [14041] mit den Recyclingquoten 80 % und 50 % vorgestellt. Hierbei fallen 20 % bzw. 50 % des nicht recycelten Produkts als Abfall an und eine entsprechende zusätzliche Primärstoff-Herstellung muss stattfinden, so dass Anteile der Primärstoff-Herstellung auch Produktsystem 2 und 3 und Anteile der Beseitigung auch Produktsystem 1 und 2 zugerechnet werden.

Der in den Abbildungen 15 bis 17 dargestellte Normenvorschlag ist unbefriedigend, da auch hier die Produktsysteme unterschiedliche Belastungen zugerechnet bekommen.

Bei der Open-Loop-Allokation nach [14041] ist für den Lebenswegabschnitt Recycling eine eindeutige Produktdefinition erforderlich: wann entspricht ein Zwischenprodukt einem Produkt und darf als solches das System wechseln (Bild 1 der [14041])?

Im Modul Recycling muss ein definiertes Produkt erzeugt werden, das sonst aus Primärressourcen erzeugt werden müsste (Sekundärstoff oder -produkt definierter Qualität mit positivem Marktwert). Nur ein solches Produkt kann das Produktsystem als Produktfluss verlassen. Zwischenprodukte des Moduls Recycling, die diesen Anforderungen nicht genügen stellen in diesem Zusammenhang keine Produkte dar und können - aus Sicht der Sachbilanzierung - das Produktsystem nicht verlassen.

Damit ergibt sich als Konsequenz, dass bei Anwendung der (isokonformen) Open-Loop-Allokation zu beurteilen ist, ob z. B. Aluminiumschrott oder Altpapier im Sinne der Ökobilanz Zwischenprodukte mit bzw. ohne Produktcharakter sind. Aluminiumschrott als Zwischenprodukt kann es im Gegensatz zum Sekundärprodukt Gussaluminium das Produktsystem nicht verlassen.

In den meisten Fällen wird erst nach diversen Recyclingprozessen ein Sekundärstoff oder -produkt vorliegen, der das Produktsystem als Produkt verlassen kann. Somit muss auch für die isokonforme Open-Loop-Allokation ein großes Produktsystem betrachtet werden (z. B. werden Altpapierfasern in den meisten Anwendungsfällen als Zwischenprodukte zu bezeichnen sein und erst die Pulpe (Papierbrei) wird nach diversen Recyclingschritten als Produkt vorliegen).

Daher wird auch unter diesem Gesichtspunkt empfohlen, grundsätzlich die Allokation zu vermeiden, d. h. eine Systemerweiterung durchzuführen, da

- einerseits der Mehraufwand durch die Erweiterung des Systems gegenüber der Open-Loop-Allokation mit großem Produktsystem meistens nicht erheblich sein wird und
- andererseits die Nachteile der Open-Loop-Allokation vermieden werden können (fehlendes Wissen über vor- oder nachgelagerte Produktsysteme, Gefahr der nicht konsistenten Allokation (s. Kapitel 5.2)).

Auch die Problematik, dass nicht immer ein Sekundärprodukt (definierter Werkstoff, etc.) in ein System eintreten bzw. aus einem austreten kann und trotzdem eine einwandfreie Schnittstelle (Prinzip des kleinsten Übels) bestimmt werden muss, kann überwunden werden:

- Papiersysteme: Altpapier wird zu Pulpe (aufbereiteter (Papier-)Brei) im untersuchten System aufbereitet, der danach (Schnittstelle) mit der Primär-Pulpe im anderen System zusammengeführt wird.
- Aluminium-Systeme: Schrott wird im untersuchten System aufbereitet, geschmolzen, gereinigt und dann (Schnittstelle) mit dem Primär-Aluminium im anderen System zusammengeführt.

Das Kaskadenmodell kann genauso wie die anderen beschriebenen Allokationsmethoden durch die Methode der nutzengleichen Systemerweiterung ersetzt werden. Werden Down-cycling-Systeme ökobilanziert, so gibt es einerseits keine gerechte Verteilung der Umweltbelastungen zwischen den aufeinander folgenden Systemen (Systemketten), andererseits werden aber auch nicht Systemketten verglichen, sondern Produktsysteme, die das funktionsgleiche Produkt zum Untersuchungsgegenstand haben. Damit entfallen bei der Anwendung der o.g. Systemerweiterung die Probleme ungleicher Belastungen innerhalb der Systemketten (Kaskaden)! Wird beispielsweise im Rahmen der Herstellung von Papierprodukten am Ende der Kaskade Toilettenpapier hergestellt, so werden nur Produktsysteme mit gleichen Funktionen verglichen, so dass eine "Ungerechtigkeit" der Belastungsverteilung entfällt und die der Systemketten irrelevant ist.

Damit ist nicht gesagt, dass nicht auch Systemketten im Zusammenhang untersucht werden können, jedoch mit einer anderen Zielsetzung. Beispielsweise kann für die Down-Cycling-Systemkette Papier - alle Systeme enthaltend - untersucht werden, wie über die Systemketten im Zusammenhang eine Reduzierung der Umweltbelastungen insgesamt erfolgen kann.

6 Schlussbemerkungen

Eine abschließende Lösung aller offenen Probleme, auch für die in den vier bearbeiteten Themen, ist naturgemäß nicht möglich. Jede abgearbeitete und beantwortete Fragestellung legt – eine Ebene tiefer in der entsprechenden Materie – mehrere neue Fragestellungen offen. So auch in dieser Studie. Dennoch bilden die herausgearbeiteten Aspekte und deren Zusammenhänge eine solide Grundlage für die Durchführung von Sachbilanzen.

Dem Wunsch nach der Festlegung einer bestimmten Vorgehensweise kann nicht entsprochen werden. Eine solche Festlegung ist – zumindest heute – weder ratsam noch zielführend möglich. Die zu wählende Vorgehensweise hängt u.a. ab

- von dem Ziel der Ökobilanz,
- ob es sich um eine interne oder externe Ökobilanz handelt,
- ob es sich um eine retrospektive oder prospektive Ökobilanz handelt,
- von der Datenlage, Datenverfügbarkeit und Datenqualität,
- von der vorgesehenen Durchführungsdauer, und
- nicht zuletzt von der Erfahrung der Ausführenden der Ökobilanz.

Die vorliegende Studie kann nur die möglichen Vorgehensweisen aufzeigen und auf deren Relevanz hinweisen. Die Wahl der jeweiligen methodischen Alternativen hängt von der Ergebnisrelevanz, aber auch von der Aufwandsrelevanz ab. Sofern die jeweilige Ergebnisrelevanz nicht eingeschätzt werden kann, muss diese mittels Sensitivitätsanalyse überprüft werden.

Wichtig ist, zu berücksichtigen, dass es sich bei der Ökobilanz und damit auch bei der Sachbilanz, um ein Instrument handelt, das Veränderungen der Umweltbelastungen, verursacht durch Varianten des Produktes, Varianten in Verfahren, Prozessen, Stoffen, Energien, etc. bemessen kann und soll. Die tatsächlich vom Produktsystem ausgehende Umweltrelevanz ist nicht von dem "Messinstrument" Ökobilanz/Sachbilanz abhängig (s. auch Diskussion um das Kaskadenmodell Kapitel 5.8).

Die Ausführungen dieser Studie basieren auf dem heutigen Kenntnisstand und versuchen, soweit dies logisch möglich ist, in sich konsistente Vorgehensweisen aufzuzeigen. Die Konsistenz der Vorgehensweise ist entscheidend für die Qualität der Ergebnisse des „Messinstrumentes“ Sachbilanz.

7 Literatur

- [14040]: DIN EN ISO 14040, Umweltmanagement - Ökobilanz - Prinzipien und allgemeine Anforderungen. Berlin 1997
- [14041]: DIN EN ISO 14041, Umweltmanagement - Ökobilanz - Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens sowie Sachbilanz. Berlin 1998
- [14042]: DIN EN ISO 14042, Umweltmanagement - Ökobilanz - Wirkungsabschätzung. Beuth Verlag, Berlin 2000
- [14049]: ISO/TR 14049, Environment management - Life cycle assessment- Exampels of application of ISO 14041 to goal and scope definition and inventory analysis, Geneva 2000
- [Ackermann]: Ackermann, R.: Ableitung von allgemein nutzbaren Sachbilanzmodulen – Untersuchungen am Beispiel der Aufbereitung von Altkunststoffen aus dem Dualen System, Dissertation, TU Berlin 1997
- [Bahnkreis]: Verbundprojekt „Nachhaltiges Wirtschaften in Kreisläufen am Beispiel von Schienenfahrzeugen (BAHNKREIS)“, noch unveröffentlichter Endbericht 2000
- [Bohnacker]: Bohnacker, J. A.: Einfluss von Recyclingverfahren auf die umweltliche Produktbilanz. Institut für Kunststoffprüfung und Kunststoffkunde der Universität Stuttgart, Dissertation, Shaker Verlag, Aachen , 1998
- [Brockhaus]: Brockhaus-Enzyklopädie, 19. Auflage, Deutsches Wörterbuch, Bd. 26 - 28, Mannheim Brockhaus 1995
- [Ekvall, Tillman]: Ekvall, T.; Tillman, A.: Open-Loop Recycling: Criteria for Allocation Procedures. In: International Journal of LCA 2 (3) 1997
- [EPA]: Vigon, B.W.; Tolle, D.A.; Cornaby, B.W.; Latham, H.C.; Harrison, C.L.; Boguski, T.L.; Hunt, R.G.; Sellers, J.D.: Life-Cycle Assessment: Inventory Guidelines and Principles. EPA/600/R-92/245, Cincinnati, Ohio, February 1993
- [Fleischer 1992]: Fleischer, G.: Produkt-UVP - Auswahl, gestaltung und Optimierung umweltfreundlicher Produkte; in: Thomé-Kosmiensky (Hrsg.): Abfallverminderung - Duale Abfallwirtschaft und Kompostierung von Bioabfällen, EF-Verlag für Energie- und Umwelttechnik GmbH, Berlin 1992, S. 47 - 64
- [Fleischer 1994]: Fleischer, G.: Methodik des Vergleichs von Verwertungs- und Entsorgungswegen im Rahmen der Ökobilanz. In: Abfallwirtschaftsjournal 6 (1994), 10

- [Fleischer 1994a]: Fleischer, G.: The allocation of Open-Loop-Recycling in LCA. In: Proceedings of the European Workshop on Allocation in LCA, Centre of Environmental Science of Leiden University, Leiden, 24. und 25. Februar 1994
- [Fleischer 1994b]: Fleischer, G.: Stoff- und Energieflussanalyse für die 0,33l-Aluminium-Getränkedose, Studie Berlin 1994
- [Fleischer 1995]: Fleischer, G.: Methode der Nutzengleichheit für den ökologischen Vergleich der Entsorgungswege für DSD-Alt kunststoffe, in: Thomé-Kozmiensky (Hrsg.): Management der Kreislaufwirtschaft, Berlin 1995
- [Fleischer et al.]: Fleischer, G.; Becker, J.; Braummiller, U.; Klocke, F.; Klöpffer, W.; Michaeli, W.: Effiziente Entwicklung nachhaltiger Produkte mit euroMat. Springer, Berlin 2000
- [Fleischer, Ackermann, Schilling]: Fleischer, G.; Ackermann, R.; Schilling, R.: Ein Schritt auf dem Weg zur Ökobilanz. In: AbfallwirtschaftsJournal 5 (1993) Nr. 5, S. 379-396. Berlin: EF-Verlag für Energie- und Umwelttechnik
- [Fleischer, Schmidt]: Fleischer, G., Schmidt, W.-P.: Iterative Screening LCA in an Eco-Design Tool, in: Int. Journal of Life Cycle Assessment 2 (1), S. 20-24, 1997
- [Glossar SFB 525]: Gemeinsames Glossar des Sonderforschungsbereiches 525 „Ressourcenorientierte Gesamtbetrachtung von Stoffströmen metallischer Rohstoffe“ der RWTH Aachen und FZ Jülich. In: http://sperber.lfh.rwth-aachen.de/sfb/pub_glos/zentralglossar.html, Stand 19.4.2000
- [Hildenbrand]: Hildenbrand, J.: Vergleichende Darstellung von Auswertungsmethoden in Ökobilanzen, Unveröffentlichte Diplomarbeit am Fachgebiet Abfallvermeidung, Berlin 1999
- [Karlsson]: Karlsson, R.: LCA as a guide for the improvement of recycling. In: Huppes, G.; Schneider, F. (Hrsg.): Proceedings of the European Workshop on Allocation in LCA at the Centre of Environmental Science of Leiden University, Brüssel: SETAC, Leiden: CML, 1994
- [Kim, Hwang, Lee]: Kim, S.; Hwang, T.; Lee, K. M.: Allocation for Cascade Recycling System. In: International Journal of LCA, 2 (4) 1997
- [Lindfors et al.]: Lindfors, L.-G.; Christiansen, K.; Hoffman, L.; Virtanen, Y.; Juntilla, V.; Hanssen, O.-J.; Ronning, A.; Ekvall, T.; Finnveden, G.: Technical Report No 7 Allocation. In: Nordic Council of Ministers (Eds.): LCA-NORDIC Technical Reports No. 1-9, Copenhagen, 1995

- [Nordic Guidelines]: Nordic Council of Ministers (ed.): Nordic Guidelines on Life-Cycle Assessment. Copenhagen 1995
- [Östermark]: Östermark, U.; Rydberg, T.: Reuse versus Recycling of PET-bottles – A case study of ambiguities in Life Cycle Assessment. In: Barrage, A.; Edelman, X. (Hrsg.): R'95 Congress Proceedings, Vol. I, EMPA, St. Gallen, Schweiz, 1995
- [Setac]: Fava, J.A.; Denison, R.; Jones, B.; Curran, M.A.; Vigon, B.; Selke, S.; Barnum, J. (Eds.): SETAC Workshop Report: A Technical Framework for Life Cycle Assessments. August 18-23, Smugglers Notch, Vermont, Washington, DC, January 1991
- [Schneider]: Schneider, F.: Allocation and Recycling: Enlarging to the cascade system. In: Huppes, G., Schneider, F. (eds.): Proceedings of the European Workshop on Allocation in LCA at the Centre of Environmental Science of Leiden University, Brüssel: SETAC, Leiden: CML, 1994
- [Schricker, Goldhan]: Schricker, G.; Goldhan, G.: Allocation of environmental impacts to the individual co-products in Life Cycle Assessments. In: Huppes, G., Schneider, F. (Hrsg.): Proceedings of the European Workshop on Allocation in LCA at the Centre of Environmental Science of Leiden University, Brüssel: SETAC, Leiden: CML, 1994
- [VDI 2243]: Verein Deutscher Ingenieure: VDI-Richtlinie 2243: Konstruieren recyclinggerechter technischer Produkte, Grundlagen und Gestaltungsregeln. VDI: Düsseldorf, Beuth Verlag: Berlin, 1993

1. **Energiemodelle in der Bundesrepublik Deutschland. Stand der Entwicklung**
IKARUS-Workshop vom 24. bis 25. Januar 1996
herausgegeben von S. Molt, U. Fahl (1997), 292 Seiten
ISBN 3-89336-205-3
2. **Ausbau erneuerbarer Energiequellen in der Stromwirtschaft**
Ein Beitrag zum Klimaschutz
Workshop am 19. Februar 1997, veranstaltet von der Forschungszentrum Jülich GmbH und der Deutschen Physikalischen Gesellschaft
herausgegeben von J.-Fr. Hake, K. Schultze (1997), 138 Seiten
ISBN 3-89336-206-1
3. **Modellinstrumente für CO₂-Minderungsstrategien**
IKARUS-Workshop vom 14. bis 15. April 1997
herausgegeben von J.-Fr. Hake, P. Markewitz (1997), 284 Seiten
ISBN 3-89336-207-X
4. **IKARUS-Datenbank - Ein Informationssystem zur technischen, wirtschaftlichen und umweltrelevanten Bewertung von Energietechniken**
IKARUS. Instrumente für Klimagas-Reduktionsstrategien
Abschlußbericht Teilprojekt 2 „Datenbank“
H.-J. Laue, K.-H. Weber, J. W. Tepel (1997), 90 Seiten
ISBN 3-89336-214-2
5. **Politiksznarien für den Klimaschutz**
Untersuchungen im Auftrag des Umweltbundesamtes
Band 1. Szenarien und Maßnahmen zur Minderung von CO₂-Emissionen in Deutschland bis zum Jahre 2005
herausgegeben von G. Stein, B. Strobel (1997), 410 Seiten
ISBN 3-89336-215-0
6. **Politiksznarien für den Klimaschutz**
Untersuchungen im Auftrag des Umweltbundesamtes
Band 2. Emissionsminderungsmaßnahmen für Treibhausgase, ausgenommen energiebedingtes CO₂
herausgegeben von G. Stein, B. Strobel (1997), 110 Seiten
ISBN 3-89336-216-9

7. **Modelle für die Analyse energiebedingter Klimagasreduktionsstrategien**
IKARUS. Instrumente für Klimagas-Reduktionsstrategien
Abschlußbericht Teilprojekt 1 „Modelle“
P. Markewitz, R. Heckler, Ch. Holzapfel, W. Kuckshinrichs, D. Martinsen,
M. Walbeck, J.-Fr. Hake (1998), VI, 276 Seiten
ISBN 3-89336-220-7
8. **Politiksznarien für den Klimaschutz**
Untersuchungen im Auftrag des Umweltbundesamtes
Band 3. Methodik-Leitfaden für die Wirkungsabschätzung von Maßnahmen zur Emissionsminderung
herausgegeben von G. Stein, B. Strobel (1998), VIII, 95 Seiten
ISBN 3-89336-222-3
9. **Horizonte 2000**
6. Wolfgang-Ostwald-Kolloquium der Kolloid-Gesellschaft
3. Nachwuchstage der Kolloid- und Grenzflächenforschung
Kurzfassungen der Vorträge und Poster
zusammengestellt von F.-H. Haegel, H. Lewandowski, B. KrahI-Urban (1998),
150 Seiten
ISBN 3-89336-223-1
10. **Windenergieanlagen - Nutzung, Akzeptanz und Entsorgung**
von M. Kleemann, F. van Erp, R. Kehrbaum (1998), 59 Seiten
ISBN 3-89336-224-X
11. **Policy Scenarios for Climate Protection**
Study on Behalf of the Federal Environmental Agency
Volume 4. Methodological Guideline for Assessing the Impact of Measures for Emission Mitigation
edited by G. Stein, B. Strobel (1998), 103 pages
ISBN 3-89336-232-0
12. **Der Landschaftswasserhaushalt im Flußeinzugsgebiet der Elbe**
Verfahren, Datengrundlagen und Bilanzgrößen
Analyse von Wasserhaushalt, Verweilzeiten und Grundwassermilieu im
Flußeinzugsgebiet der Elbe (Deutscher Teil). Abschlußbericht Teil 1.
von R. Kunkel, F. Wendland (1998), 110 Seiten
ISBN 3-89336-233-9

13. **Das Nitratabbauvermögen im Grundwasser des Elbeeinzugsgebietes**
Analyse von Wasserhaushalt, Verweilzeiten und Grundwassermilieu im
Flußeinzugsgebiet der Elbe (Deutscher Teil). Abschlußbericht Teil 2.
von F. Wendland, R. Kunkel (1999), 166 Seiten
ISBN 3-89336-236-3

14. **Treibhausgasminderung in Deutschland zwischen nationalen Zielen und
internationalen Verpflichtungen**
IKARUS-Workshop am 27.05.1998, Wissenschaftszentrum Bonn-Bad
Godesberg. Proceedings
herausgegeben von E. Läge, P. Schaumann, U. Fahl (1999), ii, VI, 146 Seiten
ISBN 3-89336-237-1

15. **Satellitenbilddauswertung mit künstlichen Neuronalen Netzen zur
Umweltüberwachung**
Vergleichende Bewertung konventioneller und Neuronaler Netzwerkalgorithmen
und Entwicklung eines integrierten Verfahrens
von D. Klaus, M. J. Canty, A. Poth, M. Voß, I. Niemeyer und G. Stein (1999),
VI, 160 Seiten
ISBN 3-89336-242-8

16. **Volatile Organic Compounds in the Troposphere**
Proceedings of the Workshop on Volatile Organic Compounds in the
Troposphere held in Jülich (Germany) from 27 – 31 October 1997
edited by R. Koppmann, D. H. Ehhalt (1999), 208 pages
ISBN 3-89336-243-6

17. **CO₂-Reduktion und Beschäftigungseffekte im Wohnungssektor durch das
CO₂-Minderungsprogramm der KfW**
Eine modellgestützte Wirkungsanalyse
von M. Kleemann, W. Kuckshinrichs, R. Heckler (1999), 29 Seiten
ISBN 3-89336-244-4

18. **Symposium über die Nutzung der erneuerbaren Energiequellen Sonne und
Wind auf Fischereischiffen und in Aquakulturbetrieben**
Symposium und Podiumsdiskussion, Izmir, Türkei, 28.-30.05.1998.
Konferenzbericht
herausgegeben von A. Özdamar, H.-G. Groehn, K. Ülgen (1999), IX, 245 Seiten
ISBN 3-89336-247-9

19. **Das Weg-, Zeitverhalten des grundwasserbürtigen Abflusses im Elbeeinzugsgebiet**
Analyse von Wasserhaushalt, Verweilzeiten und Grundwassermilieu im Flußeinzugsgebiet der Elbe (Deutscher Teil). Abschlußbericht Teil 3.
von R. Kunkel, F. Wendland (1999), 122 Seiten
ISBN 3-89336-249-5

20. **Politiksznarien für den Klimaschutz**
Untersuchungen im Auftrag des Umweltbundesamtes
Band 5. Szenarien und Maßnahmen zur Minderung von CO₂-Emissionen in Deutschland bis 2020
herausgegeben von G. Stein, B. Strobel (1999), XII, 201 Seiten
ISBN 3-89336-251-7

21. **Klimaschutz durch energetische Sanierung von Gebäuden. Band 1**
von J.-F. Hake, M. Kleemann, G. Kolb (1999), 216 Seiten
ISBN 3-89336-252-2

22. **Electroanalysis**
Abstracts of the 8th International Conference held from 11 to 15 June 2000 at the University of Bonn, Germany
edited by H. Emons, P. Ostapczuk (2000), ca. 300 pages
ISBN 3-89336-261-4

23. **Die Entwicklung des Wärmemarktes für den Gebäudesektor bis 2050**
von M. Kleemann, R. Heckler, G. Kolb, M. Hille (2000), ii, 94 Seiten
ISBN 3-89336-262-2

24. **Grundlegende Entwicklungstendenzen im weltweiten Stoffstrom des Primäraluminiums**
von H.-G. Schwarz (2000), XIV, 127 Seiten
ISBN 3-89336-264-9

25. **Klimawirkungsforschung auf dem Prüfstand**
Beiträge zur Formulierung eines Förderprogramms des BMBF
Tagungsband des Workshop „Klimaforschung“, Jülich, vom 02. bis 03.12.1999
von J.-Fr. Hake, W. Fischer (2000), 150 Seiten
ISBN 3-89336-270-3

26. **Energiezukunft 2030**
Schlüsseltechnologien und Techniklinien
Beiträge zum IKARUS-Workshop 2000 am 2./3. Mai 2000
herausgegeben von U. Wagner, G. Stein (2000), 201 Seiten
ISBN 3-89336-271-1

27. **Der globale Wasserkreislauf und seine Beeinflussung durch den Menschen**
Möglichkeiten zur Fernerkundungs-Detektion und -Verifikation
von D. Klaus und G. Stein (2000), 183 Seiten
ISBN 3-89336-274-6

28. **Satelliten und nukleare Kontrolle**
Änderungsdetektion und objektorientierte, wissensbasierte Klassifikation von
Multispektralaufnahmen zur Unterstützung der nuklearen Verifikation
von I. Niemeyer (2001), xiv, 206 Seiten
ISBN 3-89336-281-9

29. **Das hydrologische Modellsystem J2000**
Beschreibung und Anwendung in großen Flußgebieten
von P. Krause (2001), xiv, 247 Seiten
ISBN 3-89336-283-5

30. **Aufwands- und ergebnisrelevante Probleme der Sachbilanzierung**
von G. Fleischer, J.-Fr. Hake (2002), iv, 64 Blatt
ISBN 3-89336-293-2

31. **Nachhaltiges Management metallischer Stoffströme**
Indikatoren und deren Anwendung
Workshop, 27.-28.06.2001 im Congresscentrum Rolduc, Kerkrade (NL)
herausgegeben von W. Kuckshinrichs, K.-L. Hüttner (2001), 216 Seiten
ISBN 3-89336-296-7