



Haus der Zukunft

eine Initiative des Bundesministeriums für Verkehr, Innovation und Technologie (BMVIT)

Ökobilanz – Methodische Grundlagen

erstellt am
30/12/2009

ABC-Disposal

Anhang A3

Projektnummer 813974

IBO – Österreichisches Institut
für Baubiologie und -ökologie

Ein Projektbericht im Rahmen der Programmlinie



Impulsprogramm Nachhaltig Wirtschaften

Ökobilanz – Methodische Grundlagen

1 Inhaltsverzeichnis

| | |
|---|----|
| Ökobilanz – Methodische Grundlagen | 2 |
| 1 Inhaltsverzeichnis | 2 |
| 2 Einleitung | 3 |
| 3 Allgemeine Einführung | 3 |
| 4 Indikatoren | 5 |
| 4.1 Überblick | 5 |
| 4.2 Primärenergieinhalt (PEI) | 6 |
| 4.3 Treibhauspotenzial (GWP – Globale Erwärmung durch Treibhausgase) | 6 |
| 4.4 Versauerungspotenzial (AP – Beitrag zur Versauerung) | 7 |
| 4.5 Photooxidantien-Bildungspotenzial (POCP – Beitrag zum Photosmog) | 7 |
| 4.6 Ozonabbaupotenzial (ODP – Beitrag zur Ausdünnung der strat. Ozonschicht)..... | 8 |
| 4.7 Eutrophierungspotenzial (NP – Beitrag zur Überdüngung) | 8 |
| 4.8 OI3-Indikator..... | 9 |
| 5 Allokation | 9 |
| 5.1 Einleitung..... | 9 |
| 5.2 Begriffe | 9 |
| 5.3 Allokationsregeln in den Normen | 10 |
| 5.4 Überblick über unterschiedliche methodische Ansätze | 13 |
| 5.5 Allokation am Beispiel der thermischen Verwertung von Altholz | 16 |
| 5.6 Allokationsgrundsätze für Metalle | 21 |
| 6. Literaturverzeichnis..... | 23 |

2 Einleitung

Im Anhang 3 zum Endbericht des Projekts „ABC-Disposal“ werden die für das Projekt wesentlichen Grundlagen der Ökobilanz-Methode beschrieben. Neben einer allgemeinen Einführung sind dies vor allem eine Übersicht über Indikatoren und die Allokationsmethoden zur Aufteilung der In- und Outputs am Ende des Lebensweges.

3 Allgemeine Einführung

Die Ökobilanz nach ISO 14040 und 14044 ist ein Verfahren zur Erfassung und Bewertung von Umweltauswirkungen von Produkten, Prozessen, Dienstleistungen etc. über den gesamten Lebensweg.

Die Produktökobilanz ist eine Methode zur Abschätzung von Umweltaspekten und produktspezifischen potentiellen Umweltwirkungen im Verlauf des Lebensweges eines Produktes von der Rohstoffgewinnung, über die Produktion, die Anwendung bis zur Beseitigung („von der Wiege bis zur Bahre“). Die Systemgrenzen liegen also nicht an Betriebs- oder Unternehmensgrenzen oder innerhalb eines Betriebes, da ein Produkt üblicherweise eine ganze Kette von Betrieben und Transportvorgängen durchläuft.

Die Vorgangsweise bei Ökobilanzen ist heute weitgehend im internationalen Konsens bestimmt. Den Rahmen bieten die folgenden Normen (in Österreich: ÖNORM EN ISO...):
ISO 14040 Umweltmanagement - Ökobilanz – Prinzipien und allgemeine Anforderungen
ISO 14044 Umweltmanagement - Ökobilanz - Anforderungen und Anleitungen

Die Erstellung erfolgt in vier klar gegeneinander abgegrenzten Untersuchungsschritten:

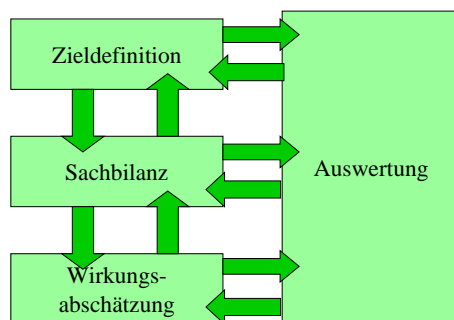


Abbildung 1: Die Erstellung einer Ökobilanz erfolgt in vier Untersuchungsschritten: 1. Zieldefinition, 2. Sachbilanz, 3. Wirkungsabschätzung, 4. Auswertung. Die Ergebnisse jedes Untersuchungsschrittes können Rückwirkungen auf den vorherigen Schritt haben.

Die Zieldefinition ist der entscheidende Schritt, der die Weichen für den Fortlauf und den Ausgang einer Ökobilanz stellt. Für die Ökobilanz ist von grundlegender Bedeutung, wer, mit welchem Interesse (Ziel), auf welches System steuernd einwirken will. Die Zieldefinition beinhaltet daher die Definition des Untersuchungsgegenstands (der „Bilanzobjekte“), die Festlegung der Zielgruppe und der Inhalte, die ihr vermittelt werden sollen. Dabei können unterschiedliche Hintergründe, wie Aufklärung und Information über das Produkt, Analyse von Schwachstellen, ökologische Optimierung, Politikberatung oder Werbung von Bedeutung

sein. Im Zuge der Zieldefinition wird auch die funktionelle Einheit als Maß für den Nutzen des Produktionssystems festgelegt. Ein Vergleich von mehreren Produktalternativen macht nur Sinn, wenn die im ökologischen Produktlebenszyklus auftretenden Umwelteinwirkungen bei allen untersuchten Alternativen auf die gleiche funktionale Einheit abgestellt werden, wobei die Gleichheit sich auf Menge und Qualität bezieht, z. B. der Transport von 1 kg Äpfel vom Obstbauern bis zur Verkaufsstelle in den zu vergleichenden Transportverpackungen.

Im Zuge der Zieldefinition sind auch die Systemgrenzen zu definieren, um den zeitlichen und räumlichen Geltungsbereich einer Ökobilanz abschätzen zu können. Grundlage einer sorgfältigen Ökobilanz muss eine möglichst vollständige Erfassung der vor- und nachgeschalteten Prozesse sein, wobei der Wahl der Abschneidekriterien eine wichtige Rolle zukommt.

Bei der Aufstellung des Umweltinventars (Sachbilanz) werden sämtliche Input-Output-Flüsse entlang des Lebensweges des untersuchten Produktes ermittelt und zusammengestellt. Die übliche Vorgangsweise ist die Erstellung eines Flussdiagramms für den Lebensweg und eine Input-Output-Tabelle für die betrachteten Prozesse.

In der Praxis werden häufig nur Ökobilanzmodule erstellt. Diese können entweder

- stufenbezogen - beinhalten nur eine Stufe ohne Berücksichtigung von Vor- und Folgestufen (z.B. nur für die Produktion).
- stufenkumuliert – beinhalten alle Stoffflüsse bis zu einem definierten Zeitpunkt oder Zustand

sein. Für Baumaterialien werden häufig stufenkumulierte Ökobilanzmodule bis zur Bereitstellung des auslieferfertigen Produktes beim Produzenten erstellt. Ein Beispiel dafür sind die IBO-Referenzdaten für Baumaterialien. Das Vollenden des Lebenswegs erfolgt durch Integration in die Gebäudebewertung.

In der Wirkungsabschätzung werden den in der Sachbilanz erhobenen Stoff- und Energieflüssen Umweltwirkungen zugeordnet. Die Vorgangsweise bei der Erstellung der Wirkungsabschätzung umfasst im Allgemeinen folgende Schritte (Methode der Wirkungspotenziale nach CML 2001):

1. Klassifizierung: Die Ergebnisse aus der Sachbilanz werden einer überschaubaren Anzahl von Wirkungskategorien zugeordnet
2. Charakterisierung: die zugeordneten Substanzen werden innerhalb der Wirkungskategorien quantifiziert und gewichtet.

Die allgemeinen methodischen und wissenschaftlichen Anforderungen an die Wirkungsabschätzung befinden sich noch in der Entwicklung. Als Ergebnis dieser Methode stehen Indikatoren zur Beschreibung spezifischer Umweltwirkungen. Die Indikatoren der Ökobilanz werden im Kapitel 4 detaillierter beschrieben.

Vom Ansatz her möchte die Ökobilanz durch eine umfassende Betrachtung verhindern, dass es zu Verlagerungen von Umweltproblemen von einem Umweltmedium in ein anderes (z. B. vom Wasser in den Boden) oder von einer Lebensphase in eine andere (z.B. von der Produktion zur Entsorgung) kommt. In der Praxis stößt die Ökobilanz aber häufig sehr rasch an methodische Grenzen wie auch aus den Ergebnissen der vorliegenden Studie ersichtlich wird.

4 Indikatoren

4.1 Überblick

Indikatoren der Ökobilanz können unterschieden werden in

- Indikatoren, die direkt aus der aggregierten Sachbilanz abgeleitet werden können (z.B. Primärenergieinhalt),
- Wirkindikatoren = Indikatoren, die aus der Wirkungsabschätzung resultieren (z.B. Beitrag zur Klimaerwärmung),
- Aggregierte Indikatoren = Indikatoren, die sich aus Normierung oder Gewichtung und Zusammenfassung einzelner Indikatoren ergeben (z.B. OI3-Indikatoren).

Die Wirkindikatoren sind – zuzüglich des Primärenergieinhalts – die derzeit im Baubereich am meisten genutzten Ökobilanz-Indikatoren. Wirkungskategorien, die aktuell angewandt bzw. diskutiert werden, sind (CML 2001):

- Verbrauch an abiotischen Ressourcen
- Globale Erwärmung („Treibhauseffekt“)
- Versauerung
- Bildung von Photooxidantien
- Ausdünnung der stratosphärischen Ozonschicht
- Überdüngung
- Wirkung auf die menschliche Gesundheit (Humantoxizität) *
- Wirkung auf ökologische Systeme (Ökotoxizität) *
- Verringerung der Artenvielfalt *
- Bodenbeanspruchung *
- Lärmbelästigung *
- Geruchsbelästigung *
- Erschütterung *
- optische Einwirkungen *

Für die mit * gekennzeichneten Kategorien gibt es noch keinen anerkannten Indikator.

Derzeit arbeitet ein technisches Komitee des Europäischen Normungsinstituts (CEN TC 350) an einer Norm, welche unter anderem die Indikatoren regelt, die bei der ökologischen Bewertung von Baumaterialien und Gebäuden zu berücksichtigen sind. Der aktuelle Entwurf enthält die oben (ohne *) angeführten Wirkindikatoren, aber auch eine Reihe an Indikatoren, die direkt aus der Sachbilanz resultieren (z.B. Abfälle, Bedarf an energetischen und nicht-energetischen Ressourcen).

In der vorliegenden Studie sind folgende **Sachbilanz-Indikatoren** von Bedeutung:

- Primärenergieinhalt der nicht erneuerbaren energetischen Ressourcen
- Primärenergieinhalt der erneuerbaren energetischen Ressourcen
- Menge an recycelbaren Materialien (nach Gebäude-Abbruch)
- Menge an thermisch verwerteten Materialien (nach Gebäude-Abbruch)
- Menge an deponierten Materialien (nach Gebäude-Abbruch)

Da viele der angeführten Indikatoren nicht sensitiv auf die Deponierung von Baustoffen oder die Verwendung von Recyclingmaterialien reagieren, war ein grundlegender Teil der vorliegenden Studie die Untersuchung, welche In- und Outputs aus der Entsorgung durch die jeweiligen Indikatoren abgebildet werden.

Im Folgenden werden die einzelnen Indikatoren detaillierter beschrieben.

4.2 Primärenergieinhalt (PEI)

Als Primärenergieinhalt (abgekürzt PEI, auch Primärenergieverbrauch bzw. -bedarf) wird der zur Herstellung eines Produktes oder einer Dienstleistung erforderliche Gesamtverbrauch an energetischen Ressourcen bezeichnet. Der Primärenergieinhalt beinhaltet also z.B. auch die Energieaufwendungen für die Rohstoffgewinnung oder Energieverluste durch Abwärme. Er wird aufgeschlüsselt nach Energieträgern aus nicht erneuerbaren Ressourcen (Erdöl, Erdgas, Braun- und Steinkohle, Atomkraft) und Energieträgern aus erneuerbaren Ressourcen (Biomasse, Wasserkraft, Sonnenenergie und Windenergie). Der Primärenergieinhalt wird aus dem oberen Heizwert aller eingesetzten energetischen Ressourcen berechnet.

4.3 Treibhauspotenzial (GWP – Globale Erwärmung durch Treibhausgase)

Das Treibhauspotenzial GWP (global warming potential) beschreibt den Beitrag eines Spurengases zum Treibhauseffekt relativ zu Kohlendioxid. Für jede treibhauswirksame Substanz wird eine Äquivalenzmenge Kohlendioxid in Kilogramm errechnet. Somit kann der direkte Einfluss auf den Treibhauseffekt zu einer einzigen Wirkungskennzahl zusammengefasst werden, indem das Treibhauspotenzial der emittierten Substanz i (GWP_i) mit der Masse der Substanz m_i in kg multipliziert wird:

$$GWP = \sum_i GWP_i \times m_i$$

Das Treibhauspotenzial kann für verschiedene Zeithorizonte (20, 100 oder 500 Jahre) bestimmt werden. Der kürzere Integrationszeitraum (Zeitspanne, während der das Eingangssignal abgetastet und der durchschnittliche Wert berechnet wird) von 20 Jahren ist entscheidend für Voraussagen bezüglich kurzfristiger Veränderungen aufgrund des erhöhten Treibhauseffekts, wie sie für das Festland zu erwarten sind. Entsprechend kann er verwendet werden, wenn der Temperaturanstieg auf z.B. 0,1 °C pro Dekade begrenzt werden soll. Die Verwendung der längeren Integrationszeiten von 100 und 500 Jahren demgegenüber ist angebracht für die Evaluation des langfristigen Anstiegs des Wasserspiegels der Weltmeere und dient beispielsweise dazu, die Treibhausgase unter der Begrenzung des totalen, anthropogen verursachten Temperaturanstiegs auf z.B. 2 °C zu gewichten. Für Baustoffe wird meist der GWP 100 verwendet.

4.4 Versauerungspotenzial (AP – Beitrag zur Versauerung)

Versauerung wird hauptsächlich durch die Wechselwirkung von Stickoxid- (NO_x) und Schwefeldioxidgasen (SO_2) mit anderen Bestandteilen der Luft verursacht. Durch eine Reihe von Reaktionen wie die Vereinigung mit dem Hydroxyl-Radikal (OH^* -Radikal) können sich diese Gase innerhalb weniger Tage in Salpetersäure (HNO_3) und Schwefelsäure (H_2SO_4) umwandeln - beides Stoffe, die sich sofort in Wasser lösen. Die angesäuerten Tropfen gehen dann als saurer Regen nieder. Die Versauerung ist im Gegensatz zum Treibhauseffekt kein globales, sondern ein regionales Phänomen.

Schwefel- und Salpetersäure können sich auch trocken ablagern, etwa als Gase selbst oder als Bestandteile mikroskopisch kleiner Partikel. Es gibt immer mehr Hinweise, dass die trockene Deposition gleiche Umweltprobleme verursacht wie die nasse.

Die Auswirkungen der Versauerung sind noch immer nur bruchstückhaft bekannt. Zu den eindeutig zugeordneten Folgen zählt die Versauerung von Seen und Gewässern, die zu einer Dezimierung der Fischbestände in Zahl und Vielfalt führt. Die Versauerung kann in der Folge Schwermetalle mobilisieren, welche damit für Pflanzen und Tiere verfügbar werden. Darüber hinaus dürfte die saure Deposition an den beobachteten Waldschäden zumindest beteiligt sein. Durch die Übersäuerung des Bodens kann die Löslichkeit und somit die Pflanzenverfügbarkeit von Nähr- und Spurenelementen beeinflusst werden. Die Korrosion an Gebäuden und Kunstwerken im Freien zählt ebenfalls zu den Folgen der Versauerung. Das Maß für die Tendenz einer Komponente, säurewirksam zu werden, ist das Versauerungspotenzial AP (acidification potential). Die Zusammenfassung in einer Wirkungskennzahl erfolgt analog zum Treibhauspotenzial:

$$AP = \sum_i AP_i \times m_i$$

4.5 Photooxidantien-Bildungspotenzial (POCP – Beitrag zur Bildung von Photosmog)

Photosmog in Städten und ihrer näheren Umgebung wird durch die Bildung von Photooxidantien in der unteren Troposphäre verursacht. Darunter wird jene Mischung aus gesundheitsschädlichen, reaktionsfreudigen Gasen verstanden, die sich bildet, wenn Sonnenstrahlung auf anthropogene Emissionen (insbesondere Stickstoffoxidverbindungen und flüchtige organische Verbindungen) trifft. Die reaktiveren Substanzen reagieren innerhalb weniger Stunden in der Nähe der Emissionsquelle, die reaktionsträgeren Komponenten können sich weiter ausbreiten, bevor sie Oxidantien bilden. Ozon ist das wichtigste Produkt dieser photochemischen Reaktion und auch die Hauptursache für smogbedingte Augenreizungen und Atemprobleme sowie für Schäden an Bäumen und Feldfrüchten. Das Photooxidantien-Bildungspotenzial (Photochemical ozone creation potential POCP) bezeichnet die Eigenschaften einer Substanz zur Bildung von Photooxidantien beizutragen. Das Photooxidantien-Bildungspotenzial wird relativ zur Leitsubstanz Ethylen angegeben. Die Zusammenfassung in einer Wirkungskennzahl erfolgt analog zum Treibhauspotenzial.

4.6 Ozonabbaupotenzial (ODP – Beitrag zur Ausdünnung der stratosphärischen Ozonschicht)

Das Ozonabbaupotenzial (ozone depletion potential) beschreibt den Beitrag einer Substanz zur Ausdünnung der stratosphärischen Ozonschicht. Die Ausdünnung der stratosphärischen Ozonschicht wird durch die Katalysatorwirkung von Halogenen unter speziellen klimatischen Bedingungen verursacht. Die vermehrt zur Erdoberfläche durchdringende ultraviolette Strahlung fördert Hautkrebs und grauen Star. Außerdem werden Schäden an Feldfrüchten und Phytoplankton, der Basis der Nahrungskette im Meer, verursacht. Für die Ausdünnung der stratosphärischen Ozonschicht sind in erster Linie Fluor-Chlor-Kohlenwasserstoffe (FCKW) verantwortlich. Diese verhalten sich in der unteren Atmosphäre wie Edelgase und daher völlig ungiftig und reaktionsträge. Wegen dieser Reaktionsträgheit gelangen sie unverändert in die Stratosphäre, wo sie von der starken ultravioletten Strahlung gespalten werden. Die dabei freigesetzten Chloratome können Ozon abbauen, indem sie seine Umwandlung in normalen Luftsauerstoff katalysieren. Da Katalysatoren chemische Reaktionen beschleunigen, selbst aber nahezu unverändert wieder daraus hervorgehen, kann ein einziges Chloratom schließlich viele tausend Ozonmoleküle zerstören. Selbst wenn die FCKW-Emissionen heute schlagartig aufhörten, wird der Ozongürtel in der Stratosphäre erst in 40 bis 60 Jahren wieder den heutigen Zustand erreicht haben. Seit Beginn 1995 sind Produktion und Verwendung von FCKW in der Europäischen Union grundsätzlich verboten. Dieses Verbot betrifft nur die sogenannten harten Ozonerstörer, die "vollhalogenierten" FCKW. Teilhalogenierte Fluor-Chlor-Kohlenwasserstoffe (HFCKW) und Teilhalogenierte Fluor-Kohlenwasserstoffe (HFKW) sind erst in wenigen europäischen Ländern verboten (z.B. in Österreich mit Übergangsfristen für HFKW). Unter Berücksichtigung der Verweilzeit und der vorausgesagten Immissionskonzentration wurden die Ozonabbaupotenziale bezogen auf die Substanz FCKW R 11 (Trichlorluormethan) bestimmt. Die Zusammenfassung in einer Wirkungskennzahl erfolgt analog zum Treibhauspotenzial.

4.7 Eutrophierungspotenzial (NP – Beitrag zur Überdüngung)

Beim Düngen werden zusätzliche Nährstoffe in Boden und in Wasser eingebracht, um die landwirtschaftliche Produktion zu erhöhen. Durch Überdüngung kann es zu unterschiedlichen Umwelteffekten kommen. Dies kann sich z.B. in einer Verschiebung der Artenvielfalt des Ökosystems ausdrücken. Im Eutrophierungspotenzial NP (Nutrifcation potential) wird der potentielle Beitrag, den Substanzen, die Stickstoff oder Phosphor enthalten, zur Biomasseproduktion leisten, abgebildet. Leitsubstanz für das Eutrophierungspotenzial ist Phosphat PO_4^{3-} . Die Zusammenfassung in einer Wirkungskennzahl erfolgt analog zum Treibhauspotenzial. Es ist anzumerken, dass durch diese Definition die durch Überdüngung ins Grundwasser gelangten Nitrate nicht berücksichtigt werden.

4.8 OI3-Indikator

Der OI3-Indikator ist eine ökologische Kennzahl für das Gebäude bzw. für die thermische Gebäudehülle TGH, die sich jeweils zu einem Drittel gewichtet aus den drei (skalierten) Indikatoren „Primärenergiebedarf nicht erneuerbar“, „Treibhauspotential“ und „Versäuerungspotential“ zusammensetzt. Das Ergebnis für den OI3-Indikator eines Gebäudes ist eine Zahl zwischen 0 und 100. Der OI3 der thermischen Gebäudehülle kann mit Hilfe zahlreicher Bauphysikprogramme gemeinsam mit den wärmeschutztechnischen Nachweisen oder mit der eigens dafür entwickelten Software ECOSOFT berechnet werden. Der OI3 findet Anwendung in österreichischen Wohnbauförderungsprogrammen und in den Gebäudezertifizierungssystemen TQB und klima:aktiv Haus. Die für die Berechnung eingesetzten Baustoffkennwerte stammen aus der IBO-Baustoffliste. Die Baustoffe sind derzeit nur für die ersten Lebensabschnitte von der Rohstoffgewinnung bis zur Herstellung des fertigen Produkts bilanziert.

5 Allokation

5.1 Einleitung

Werden Baumaterialien am Ende ihres Lebenswegs einer Verwertung (stofflich oder thermisch) zugeführt, müssen die Systemgrenzen zwischen Primär- und Sekundärverwertung gezogen und die Umweltbelastungen bzw. -entlastungen zwischen Gebäude und Verwertungsprozess aufgeteilt werden. Wird zum Beispiel Altholz thermisch verwertet und dabei Energie gewonnen, muss eine Entscheidung getroffen werden, ob der Energieinhalt des Altholzes und die Emissionen aus dem Entsorgungsprozess zur Gänze dem Gebäude oder dem Entsorgungsprozess zugeteilt oder mit Gewichtungsfaktoren zwischen den beiden aufgeteilt werden sollen. Ein die Allokationsmethode ergänzender bzw. konkurrierender Ansatz ist die Systemerweiterung. Dabei stellt sich die Frage, welcher Prozess bzw. welche Technologie z.B. durch Altholzverbrennung ersetzt bzw. nicht eingesetzt wird.

Bei Baustoffen mit hohem Verwertungspotenzial spielt die Allokationsmethode und Systemerweiterung eine entscheidende Rolle.

5.2 Begriffe

(Strukturelle) Systemgrenze: legt die Prozessmodule fest, die in das System einzubeziehen sind. Im Idealfall sollte das Produktsystem so modelliert werden, dass die Inputs und Outputs an seinen Grenzen Elementarflüsse sind.

Allokation: bezeichnet die „Zuordnung der Input- oder Outputflüsse eines Prozesses oder eines Produktsystems zum untersuchten Produktsystem und zu einem oder mehreren anderen Produktsystemen“ (ISO 14040). Beispiele für Allokationsaufgaben ist die Aufteilung von Umweltbelastungen eines Herstellungsprozesses auf Haupt- und Nebenprodukt (z.B. Schnittholz und Sagespäne in einem Sägewerk) oder die Modellierung von End-of-Life-Szenarien (z.B. Altholzbeseitigung und Energiegewinnung in Abfallverbrennungsanlagen).

Systemerweiterung: Bei der Systemerweiterung wird das System um die alternative Technologie erweitert, welche durch die zusätzliche, zwangsläufige Produktion eines Koppelproduktes verdrängt bzw. nicht eingesetzt wird. Das Bestimmen dieser Technologien oder gar der entsprechenden Produktionsstätten ist infolge der starken wirtschaftlichen Vernetzung mit einigen Schwierigkeiten verbunden. Das Verfahren der Systemerweiterung kann zum Beispiel bei Kraft-Wärme-Koppelungsanlagen an Stelle von Allokation eingesetzt werden. In diesem Fall kann z.B. angenommen werden, dass der erzeugte Strom ein Braunkohlekraftwerk ersetzt. Die Abwärme aus der Stromproduktion könnte eine Gas- oder Ölföuerung ersetzen. In der ISO 14044 wird die „Nutzung der Energie aus der Abfallverbrennung“ als eines der am häufigsten verwendeten Beispiele für die Vermeidung der Allokation durch Erweiterung der Systemgrenzen beschrieben.

5.3 Allokationsregeln in den Normen

Allgemeine Allokationsregel der ISO 14044

In ISO 14044 (Kap. 4.3.4.2) wird folgende Vorgangsweise für die Allokation vorgegeben¹:

- a) Schritt 1: Wo auch immer möglich, sollte eine Allokation vermieden werden durch
 - 1) Teilung der betroffenen Module in zwei oder mehrere Teilprozesse und Sammlung der Input- und Outputdaten bezogen auf diese Teilprozesse oder
 - 2) Erweiterung des Produktsystems durch Aufnahme zusätzlicher Funktionen, die sich auf Koppelprodukte beziehen.
- b) Schritt 2: Wenn eine Allokation nicht vermieden werden kann, sollten die Inputs und Outputs des Systems zwischen ihren unterschiedlichen Produkten oder Funktionen so zugeordnet werden, dass die zugrundeliegenden physikalischen Beziehungen zwischen ihnen widerspiegelt werden; d.h., diese sollten die Art und Weise widerspiegeln, in der sich Inputs und Outputs durch quantitative Änderungen in den vom System gelieferten Produkten oder Funktionen verändern.
- c) Schritt 3: Wenn physikalische Beziehungen allein nicht aufgestellt oder nicht als Grundlage für die Allokation benutzt werden können, sollten die Inputs zwischen den Produkten und Funktionen so zugeordnet werden, dass sich darin andere Beziehungen zwischen ihnen widerspiegeln werden. Zum Beispiel könnten Daten auf der Input- und Outputseite im Verhältnis zum ökonomischen Wert der Produkte den Koppelprodukten zugeordnet werden.

Einige Outputs können teils Koppelprodukte und teils Abfall sein. Da die Inputs und Outputs nur den Koppelprodukten zugeordnet werden müssen, ist es in solchen Fällen notwendig, das Verhältnis zwischen den Koppelprodukten und dem Abfall zu ermitteln, da die Inputs und Outputs nur den Koppelprodukten zugeordnet werden dürfen.

Aus dieser Schrittfolge könnte geschlossen werden, dass die ISO 14044 die Systemerweiterung der Allokation vorzöge. Eine Erklärung für die aus der Sicht der Plausibilität und Sensitivitätsanalyse nicht nachvollziehbare Prioritätensetzung, gibt das Netzwerk Lebenszyklusdaten (2007):

¹ Schritt 1 gehört formal nicht zum Allokationsverfahren.

„Man könnte annehmen, dass die Allokation vermieden werden sollte, weil sie eine qualitativ ungünstigere Lösung als die Teilung oder die Erweiterung darstellt. **DAS IST NICHT DER FALL. Allokation, Teilung der Prozessmodule, Systemraumerweiterung und Substitution stellen gleichberechtigte Möglichkeiten im Rahmen des jeweiligen Ziel und Untersuchungsrahmens dar.** Die Überprüfung der Sinnhaftigkeit ist jedoch unterschiedlich aufwendig. Die Norm zielt deshalb vielmehr auf eine konsistente Reihenfolge der Überprüfung der unterschiedlichen Möglichkeiten von Allokation, Teilung der Prozessmodule, Systemraumerweiterung und Substitution.“

Schritt 1 ist in der Norm der erstgenannte, da er meist schnell auf „Nichteignung“ geprüft werden kann, weil die Aufteilung in Prozessmodule im Normalfall schon vor der ersten Allokation geschehen ist. Schritt 2 scheidet oft auf Grund vieler Prozesse und Produktschritte aus. Außerdem muss bei der Systemerweiterung das alternative Verfahren bekannt sein, was bei den meisten Fragestellungen nicht der Fall ist.

Netzwerk Lebenszyklusdaten: „Ergo: Die Allokation ist keine zweitrangige Methode sondern eine sehr wichtige und extrem hilfreiche Methode im Rahmen einer zielgerichteten Auswertung.“

Die Allokationsvermeidung steht in der Norm an erster Stelle, da die Möglichkeit bzw. Unmöglichkeit der Teilung bzw. Erweiterung meist schneller und einfacher abgeklärt werden können (durch gegebenes Ziel und Untersuchungsrahmen, Zeitgrenzen, Daten(-bank) Verfügbarkeit, usw. in der gegebenen individuellen Situation) und man sich nach Ausschluss dieser Möglichkeiten dann auf das Prozedere zu einer (sinnvollen) Allokation befassen kann.“

Nach ISO 14044 weiters zu beachtende Regeln für die Allokation sind:

- Die Summe der durch Allokation zugeordneten Inputs und Outputs eines Prozessmoduls muss gleich den Inputs und Outputs des Moduls vor der Allokation sein (4.3.4.1).
- Wenn mehrere alternative Allokationsverfahren zulässig erscheinen, muss eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt werden, um die Folgen des Abweichens vom ausgewählten Ansatz darzustellen (4.3.4.1).
- Im betrachteten System muss für ähnliche Inputs und Outputs eine einheitliche Allokation angewendet werden. Wird zum Beispiel eine Allokation für nutzbare Produkte (z.B. Zwischenprodukte oder Wertstoffe) durchgeführt, die das System verlassen, muss dieses Allokationsverfahren dem Allokationsverfahren für die dem System zugeführten Produkte gleichen (4.3.4.2).

Allokationsverfahren für Wiederverwendung und Verwertung in der ISO 14044

Die Allokationsgrundsätze und -verfahren der ISO 14044 (4.3.4.1 und 4.3.4.2) gelten auch für die Wiederverwendung und die Verwertung (ISO 14044, Kap. 4.3.4.3). Dabei wird nach ISO 14040 die energetische Verwertung wie Recycling (=stoffliche Verwertung) und Wiederverwendung als eine der drei Formen der Verwertung gebrauchter Produkte gesehen.

Wiederverwendung und Verwertung können mit sich bringen, dass die Inputs und Outputs aus diversen Prozessmodulen an mehr als einem Produktsystem beteiligt sind. Daher wird

in ISO 14044 zwischen Wiederverwendung/Verwertung im geschlossenen Kreislauf und Wiederverwendung/Verwertung im offenen Kreislauf unterschieden:

- Beim geschlossenen Kreislauf wird die Allokation vermieden, da die Verwendung von Sekundärmaterial die Verwendung von ungebrauchtem (primären) Material ersetzt. Das Verfahren für Verwertung im geschlossenen Kreislauf gilt auch für Produktsysteme im offenen Kreislauf, wenn beim wiederverwerteten Material keine Veränderungen der inhärenten Eigenschaften vorliegt. In diesem Fall kann die erstmalige Verwendung von primärem Material auch im offenen Kreislauf erfolgen.
- Ein Allokationsverfahren im offenen Kreislauf gilt für Produktsysteme im offenen Kreislauf, bei denen das Material in anderen Produktsystemen wiederverwertet wird und das Material eine Veränderung der inhärenten Eigenschaften erfährt.

Die in 4.3.4.2 angegebenen Allokationsverfahren für gemeinsam benutzte Prozessmodule sollten als Grundlage für die Allokation, falls praktisch durchführbar, die folgende Reihenfolge benutzen:

- physikalische Eigenschaften (z.B. Masse)
- ökonomische Werte (z.B. Marktwert von Schrott oder recyceltem Material im Verhältnis zum Marktwert des primären Materials) oder
- die Anzahl späterer Nutzungen des wiederverwerteten Materials (siehe ISO/TR 14049)

Allokationsregeln im CEN TC 350 (Stand Dez 2009)

Auch im CEN TC 350 hat sich nun in der Endphase die Erkenntnis durchgesetzt, dass Allokationsmethoden, im Besonderen für die Entsorgungsphase wesentlich sind. Vorschläge für Systemgrenzen und die Allokation der Entsorgungsphase sind in den folgenden Normentwürfen des CEN TC 350 enthalten:

- prEN 15643-2 Nachhaltigkeit von Bauwerken – Ganzheitliche Bewertung der Qualität von Gebäuden – Teil 2: Rahmenbedingungen für die Bewertung der Umweltqualität (prEN15643-2, Ausg 2009-04-01 (marginale Anforderungen)
- prEN 15804 Sustainability of construction works – Environmental product declarations – Core rules for the product category of construction products. Aktuellster Entwurf der Arbeitsgruppe: 26.11.2009
- prEN 15978 Nachhaltigkeit von Bauwerken – Bestimmung der umweltbezogenen Qualität von Gebäuden – Berechnungsmethode. Ausgabe 2009-09-01

Derzeit ist die Entscheidung zwischen einfacher, aber nicht ISO-konformer Lösung (Cut-Off = Verwertungsprozesse werden aus dem System ausgegrenzt) und differenzierteren Ansätzen noch nicht gefallen. Im November 2009 hat sich innerhalb der WG 3 eine Ad-hoc Gruppe zur Bearbeitung dieses Themenfeldes gegründet.

Wir konnten im Rahmen der vorliegenden Studie daher noch nicht auf endgültige Ergebnisse des CEN TC 350 zurückgreifen. Vom Bestand dürften nach Ansicht der Autorin folgende Regeln bleiben, da sie als „Common Sense“ bezeichnet werden können:

Szenarium für Wiederverwendung und Recycling (prEN 15978, 8.6)

- Es dürfen nur die zum Zeitpunkt der Bewertung verfügbaren Prozesse und Techniken in die Bewertung einbezogen werden, andernfalls ist eine Begründung dafür zu geben.

Systemgrenzen (prEN 15978, 7.2.4)

- Rückbau mit allen im Zeitraum von der Außerbetriebnahme bis zum Abriss am Standort stattfindenden Aktivitäten
- Transport der Abfälle vom Standort bis zum Ort der Beseitigung bzw. Vorbereitung auf die Wiederverwendung oder die Verwertung
- Wiederverwendung und Verwertung
- Beseitigung inklusive Abfallbehandlung

Die detaillierteren Systemgrenzen für die Wiederverwendung und das Recycling sind umstritten. Sie werden derzeit folgendermaßen definiert: „Die Systemgrenze muss sämtliche Prozesse bis einschließlich der Sortierung der Komponenten, Produkte und Materialien für die Wiederverwendung, das Recycling und die Energiegewinnung bis zu dem (Übergangs-) Punkt, an dem sich durch diese wieder ein ökonomischer Wert ergibt oder bis zur letzten anthropischen Umwandlung umfassen. Dieser Übergangspunkt definiert die Systemgrenze.“ Damit endet das System, in dem Moment, wo ein Nutzen aus dem verwertbaren Material gewonnen wird. Es gibt damit keinen Anreiz verwertbare Materialien herzustellen, da die ökologischen Benefits dafür ausschließlich dem nächsten Produktsystem zugeschrieben werden. Das betrachtete Gebäude wird als „Abfallerzeuger“ betrachtet („Polluter Payer allocation method“) und nicht als Rohstoffquelle für neue Materialien. Dies entspricht der Cut-Off-Methode, die auch in dieser Studie aus pragmatischen Gründen gewählt wurde. Von Bestand dürfte diese Methode auf Grund der vielen Schwächen jedoch nicht sein.

Eine aus unserer Sicht ebenfalls nicht als „common sense“ anzusehende Regel im derzeitigen Entwurf der pr EN 15978 ist: „Systemerweiterungen sollen nicht für die Allokation von Umweltwirkungen am Gebäudelebensende herangezogen werden.“ Eine Begründung für diese nicht aus der ISO 14044 ableitbare Vorgabe wird nicht gegeben.

5.4 Überblick über unterschiedliche methodische Ansätze

Tabelle 1 gibt einen Überblick über unterschiedliche methodische Ansätze der Allokation und Systemerweiterung. Als wichtige Quellen dafür dienen:

- Netzwerk Lebenszyklusdaten - Arbeitskreis Methodik: AP 6 Allokation (Netzwerk LZD, 2007-1)
- Werner Frank (2002): Interdependencies between LC-modelling and the use of LCA in product design-related decision situations with special emphasis on the influence of cognitive models and values on the modelling of reuse & recycling and other end-of-life options
- The International Journal of Life Cycle Assessment (JLCA). Editor-In-Chief: Walter Klöpffer. Associated Journal of UNEP/SETAC Life Cycle Initiative. Springer ecomed. Ab 2005, v.a.:
- Werner Frank et al (2007): Post-Consumer Waste Wood in Attributive Product LCA. Wood and Other Renewable Resources. Int J LCA 12 (3) 160 –172
- Weitere gesichtete Literatur siehe Inhaltsverzeichnis

| Methode | Allgemeine Beschreibung | Thermische Verwertung | Stoffliche Verwertung |
|---|---|--|---|
| Cut-Off-Methode | Die Cut-Off Methode sieht das Primärprodukt als ursächliches Ziel des gesamten Prozesses und ordnet ihm alle In- und Outputs zu. Bei offenem Kreislauf wird das Produkt „gratis“ an den Verwertungs- bzw. Verbrennungsprozess übergeben. Für die Verwertung gibt es keine Gutschriften. | Alle In- und Outputs aus der Verbrennung des Materials werden dem Baumaterial bzw. Gebäude angelastet. | Recycling wird nur bei geschlossenem Kreislauf, z.B. direkte Rückführung von Produktionsabfällen in die Produktion, berücksichtigt. Das Primärprodukt trägt keine Belastungen aus der Sekundärverwendung und umgekehrt. |
| Cut-Off-Methode Variante | Diese Abwandlung der Cut-Off-Methode vergibt je nach Menge des im Produkt enthaltenen Sekundärrohstoffes Gutschriften auf der Input-Seite. | - | Da eine genaue Angabe des Rezyklatanteils in bestimmten Produkten nicht möglich ist, wird oftmals ein Durchschnittsmix angenommen (z.B. 21 % Sekundäranteil in Aluminium). Die Recyclingquoten für Baustoffe (z.B. für 90 % bei Aluminium), werden nicht abgebildet werden. |
| 50:50-Methode | Die In- und Outputs von bifunktionalen Prozessen werden gleichmäßig aufgeteilt. | Die In- und Outputs aus der thermischen Verwertung werden zu jeweils 50 % zwischen Gebäude und Verbrennungsprozess aufgeteilt. | Primär- und Sekundärprodukt sind Teil desselben Lebenszyklus. Es werden alle In- und Outputs erhoben und zu jeweils 50 % auf Primär und Sekundärprodukt verteilt. |
| Strikte Co-Produkt-Allokation | Auf Basis des Marktwerts wird zwischen Koppelprodukten und Abfall unterschieden. Die Inputs und Outputs dürfen nur den Koppelprodukten – im Verhältnis ihres Marktwertes – zugeordnet werden. | Die Verbrennung wird so lange als Abfallbeseitigung angesehen, solange der Marktwert des Abfalls negativ ist (für die Entsorgung muss bezahlt werden). Sobald der Marktwert der behandelten Materialien positiv wird, werden die In- und Outputs auf Basis des Verhältnisses der Entsorgungskosten zu den gesamte Einnahmen aus dem Verbrennungsprozess (Energie- + Entsorgungskosten) zwischen Gebäude und Verbrennungsprozess aufgeteilt | wird in (WERNER 2007) nur für thermische Verwertung beschrieben. |
| Substitution im geschlossener Kreislauf | Beim geschlossenen Kreislauf wird durch die Verwendung von Sekundärmaterial die Verwendung von ungebrauchtem (primären) Material ersetzt. | Der Verbrennungsprozess ist Teil des Lebenszyklus. Die Umweltbelastungen werden daher dem Gebäude zugeordnet, allerdings wird der erzeugte Strom von der Sachbilanz wieder abgezogen. Die thermische Energie wird nicht berücksichtigt, da es sich dabei um einen offenen Kreislauf handelt. | Das Verfahren für Verwertung im geschlossenen Kreislauf gilt auch für Produktsysteme im offenen Kreislauf, wenn beim wiederverwerteten Material keine Veränderungen der inhärenten Eigenschaften vorliegt (ISO 14044) |

| | | | |
|---|---|---|---|
| <p>Substitution alternativer Prozesse (offener Kreislauf)</p> | <p>Durch den Verwertungsprozess im offenen Kreislauf werden alternative Prozesse bzw. Produkte ersetzt.</p> | <p>Es wird angenommen, dass die im Abfallbehandlungsprozess erzeugte Energie aus existierenden Energieerzeugungsanlagen ersetzt. Die mit der Erzeugung der substituierten Energie verbundenen In- und Outputs werden vom System abgezogen, sodass wieder ein monofunktionelles System entsteht. Für die substituierte Energie wird häufig die teuerste Energieform angesetzt, eine weitere Möglichkeit sind der regionale/nationale/weltweite Energiemix oder z.B. bei Holz der Ersatz von Brennholz.</p> | <p>Wird ein Baustoff A verwertet und daraus ein neues Produkt erzeugt, ersetzt es ein alternatives funktionsäquivalentes Produkt aus Primärmaterial (B). Die In- und Outputs für die Produktion und Entsorgung des Produkts B werden von der Sachbilanz der Baustoffs A abgezogen, um ein monofunktionelles Modell zu bekommen.</p> |
| <p>Value-corrected Substitution (VCA)</p> | <p>Der Produktionsprozess liefert zwei Produkte (Primär- und Sekundärprodukt) in einer Kaskade. Die Zuordnung der Umweltbelastungen innerhalb der Kaskade erfolgt auf Basis der Preisdifferenz (WERNER 2007).</p> | <p>wird nur für stoffliche Verwertung beschrieben.</p> | <p>Besteht ein „annähernd geschlossener“ Materialkreislauf, d.h. die Eigenschaften des Ausgangsmaterials werden durch das Recycling verändert, z.B. durch Verunreinigungen, so kann die wertbereinigte Substitution von Primärmaterial angewandt werden.</p> |
| <p>Alternativkosten</p> | <p>Es sind alle Optionen für die Verwendung eines Produkts oder Abfalls zur berücksichtigen.</p> | <p>Die Verbrennung von Materialien verhindert das Recycling. Daher muss die äquivalente Menge an Substitutionsprodukt berechnet werden.</p> | <p>Recycling von brennbaren Materialien verhindert die thermische Verwertung. Daher muss die äquivalente Menge an thermischer Energie und Elektrizität berechnet werden.</p> |
| <p>Alternativkosten und Substitutionseffekte unter Berücksichtigung der Material- und Energieaspekte von brennbaren Materialien</p> | <p>Kombination von Substitution alternativer Prozesse und Alternativkosten.</p> | <p>Beispiel aus (WERNER 2007): Wird Altholz in einer Abfallverbrennungsanlage verbrannt anstatt als Landschaftselement verwertet, muss für den Einsatz in der Landschaftsplanung eine Betonschwelle hergestellt werden. Die Energie, die bei der Verbrennung erzeugt wird, wird von der Lebenszyklusbilanz abgezogen</p> | |

Tabelle 1: Unterschiedliche Allokationsmethoden und ihre Anwendung auf die thermische und stoffliche Verwertung.

5.5 Allokation am Beispiel der thermischen Verwertung von Altholz

Im Folgenden soll an Hand des Treibhauspotenzials skizziert werden, wie unterschiedliche Allokationsmethoden die Ökobilanzergebnisse der Herstellung und Entsorgung² von unbehandelten Holzlatten beeinflussen. Für die Annahme, dass das Altholz in einer Abfallverbrennungsanlage thermisch verwertet wird, wurden die Ergebnisse der Cut-Off- und der Substitutionsmethode in unterschiedlichen Varianten einander gegenüber gestellt.

Die strikte Co-Allokation kommt je nach Rahmenbedingungen zwischen Cut-Off- und Substitutionsmethode zu liegen. Bei hohen Entsorgungskosten für Altholz, was derzeit noch der Fall ist, unterscheidet sich die strikte Co-Allokation nicht wesentlich von der Cut-Off-Methode. Die 50:50 Methode liegt zwischen Cut-Off-Methode und Herstellungsaufwand des Gebäudes. Die beiden Allokationsmethoden wurden daher nicht extra dargestellt.

Die Substitution im geschlossenen Kreislauf wurde nicht in Betracht gezogen, da eine Gut-schrift für elektrische Energie unter Nichtbeachtung der thermischen Energieproduktion ein inkonsistentes Modell liefert. Es gibt keinen kausalen wirtschaftlichen oder technischen Grund für diese zufällige unterschiedliche Behandlung von Elektrizität und thermischer Energie (WERNER 2007).

Die Methode der Alternativkosten ist die einzige Allokationsmethode, die Stellungnahmen bezüglich der Nützlichkeit von Recycling versus Verbrennung erlaubt. Bei der Methode der Alternativkosten müsste in Ansatz gebracht werden, dass die Holzlatten nicht nur thermisch, sondern auch stofflich verwertet werden könnten. Die naheliegendste stoffliche Verwertung wäre als Rohstoff in der Spanplattenproduktion. Die gebrauchten Holzlatten könnten aber auch gänzlich andere Produkte wie z.B. Metalllatten ersetzt. Über alle Prozesse des Lebenszyklus weitergedacht, führt die Substitutionsmethode in Sinne der Alternativkosten aus unserer Sicht zu einer unüberschaubaren Anzahl an Prozessen und Produkten, die andere Prozesse und Produkte ersetzen. Aus unserer Sicht soll die Substitutionsmethode bei attributiven Ökobilanzen daher nur im Fall von Koppelprodukten oder multifunktionalen Prozesse angewandt werden und nicht für „entgangene Möglichkeiten“. Die Methode der Alternativkosten wurde deshalb ebenfalls von Anfang an ausgeklammert.

Eine Skizze der Systemgrenzen bei der Methode „Cut-Off-Typ 1“ für das Beispiel der Holz-latten zeigt Abbildung 2. Für die weitere Betrachtung werden zur Vereinfachung der Darstel-lung die in hellgrau mit weißer Füllung gezeichneten Prozesse ausgeblendet:

- Es wird ausschließlich thermische Verwertung und keine stoffliche Verwertung am Ende des Lebenszyklus betrachtet.
- Es fällt kein Abfallholz bei der Verarbeitung an (dessen Behandlung müsste ebenfalls entsprechend der jeweiligen Allokationsmethode variiert werden). Für die Herstellung der Holzlatten wird angenommen, dass exakt die Menge an Holz als Rohstoff eingesetzt wird, die benötigt wird, um die Holzlatten herzustellen.

² Die übrigen Prozesse im Lebenszyklus wie Transporte, Errichtung etc. werden vernachlässigt

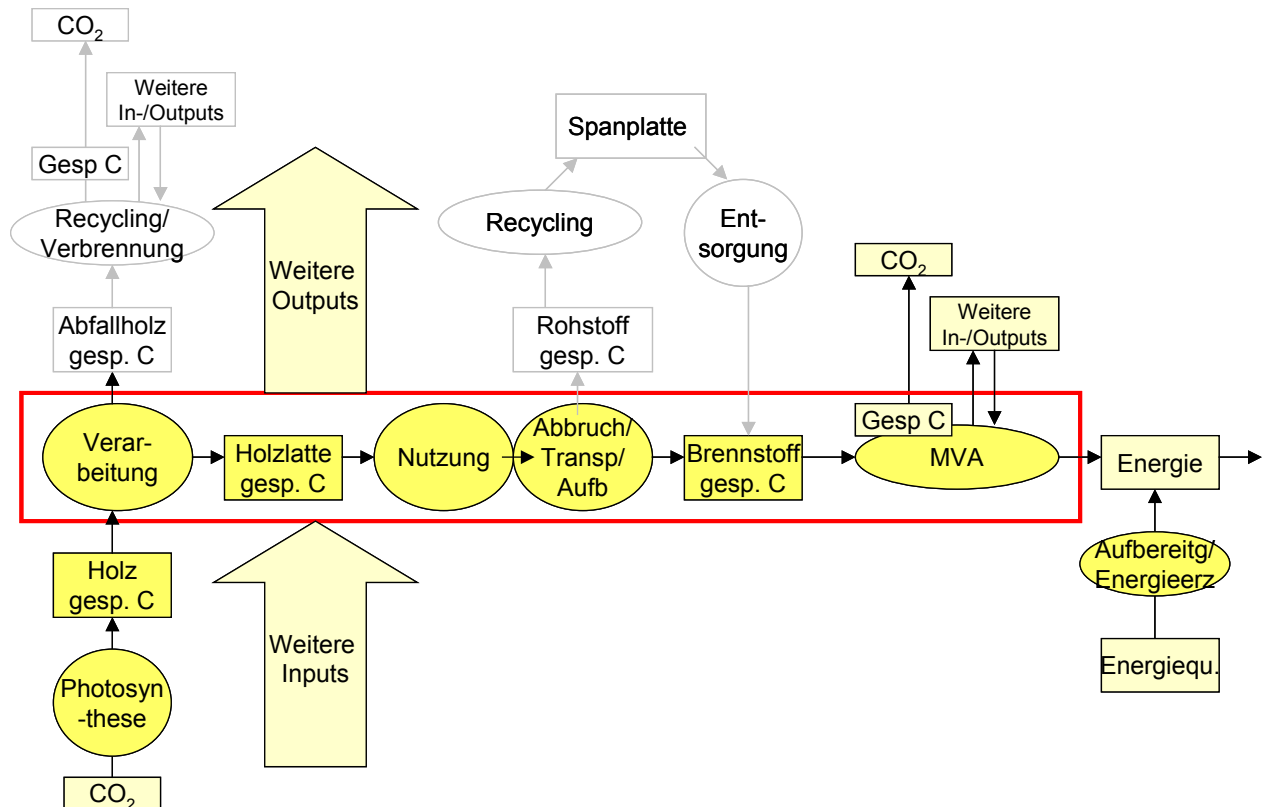


Abbildung 2: Skizze zur Lebenszyklusbetrachtung von Holzplatten am Beispiel der Cut-Off-Typ 1-Methode. Zur Vereinfachung der Darstellung werden im Folgenden die in hellgrau mit weißer Füllung gezeichneten Prozesse ausgeblendet. Stoffliche Verwertung am Ende des Lebenszyklus wird nicht betrachtet (Anfall von Abfallholz und stoffliche Verwertung).

Wie im Rahmen der Studie gezeigt wird, reagiert v.a. das Treibhauspotenzial (GWP) sensitiv auf die Prozesse am Lebensende eines Baustoffes. Im Folgenden wird der Einfluss der Allokationsmethode daher am Beispiel des Treibhauspotenzials dargestellt. Das Treibhauspotenzial ist für das Beispiel „Altholz“ zusätzlich interessant, da die während das Wachstums gespeicherte Kohlendioxid bei der Verbrennung wieder freigesetzt wird.

Bei den Substitutionsmodellen wird berücksichtigt, dass bei der Altholzverbrennung Energie gewonnen wird und damit ein anderer (konventioneller) Energie erzeugender Prozess vermieden wird. Die Frage, die sich sofort stellt, ist: „Welcher Energie erzeugende Prozess wird vermieden?“

Gemäß WERNER (2002) ist eine weitere Unterscheidung je nach Art der thermischen Verwertung (Kraftwärmekopplung oder nur Wärme- oder Stromerzeugung) zu treffen. Gemäß Modellannahmen, die insbesondere in JUNGMEYER et al (2002) vertieft werden, wird die derzeit teuerste Energieerzeugung ersetzt, vorgeschlagen wird die Energieerzeugung mittels Heizöl. Die Belastungen der Abfallverbrennung werden dann dem Baustoff bzw. Gebäude zugeschrieben, die Belastungen der konventionellen (substituierten) Energieerzeugung mittels Heizöl werden dem Baustoff bzw. Gebäude abgezogen. In einer Abwandlung dieser Methode wird nicht der teuerste Energieträger ersetzt, sondern der statistische Energie-Mix, mit dem zum aktuellen bzw. zu einem zukünftigen Zeitpunkt der Alternativprozess betrieben wird.

Für das Beispiel wurden folgende Substitutionsmodelle ausgewählt (Abbildung 3):

- Substitution Energiemix IEA 2050 konventionell: weiter wie bisher
- Substitution Energiemix IEA 2050 optimiert: Maßnahmen zur Reduktion des Einsatzes fossiler Energieträger werden gesetzt
- Substitution Energiemix Greenpeace 2050
- Substitution Energiemix Austria 2050: eigene Annahmen

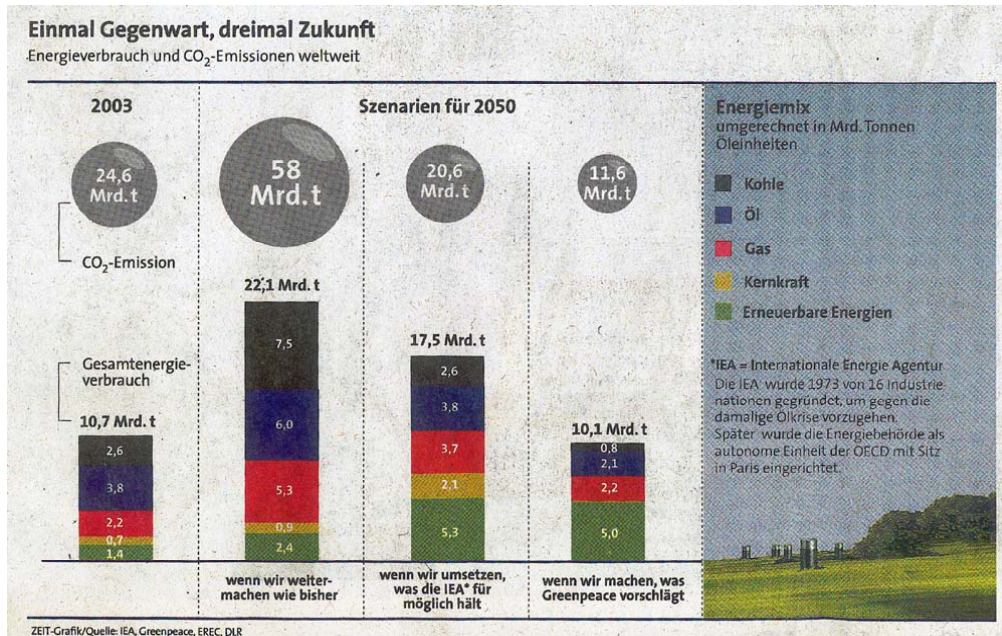


Abbildung 3: Energieszenarien gem. IEA bzw. Greenpeace in Bezug auf den derzeitigen Energiemix (DIE ZEIT 2007).

Die Ergebnisse sind in Abbildung 4 dargestellt. Mit Ausnahme des ersten Balkens (nur Herstellung) enthalten alle Balken die Belastungen für Herstellung (stufenkumuliert bis „Produkt ab Werk“) und für die Entsorgung.

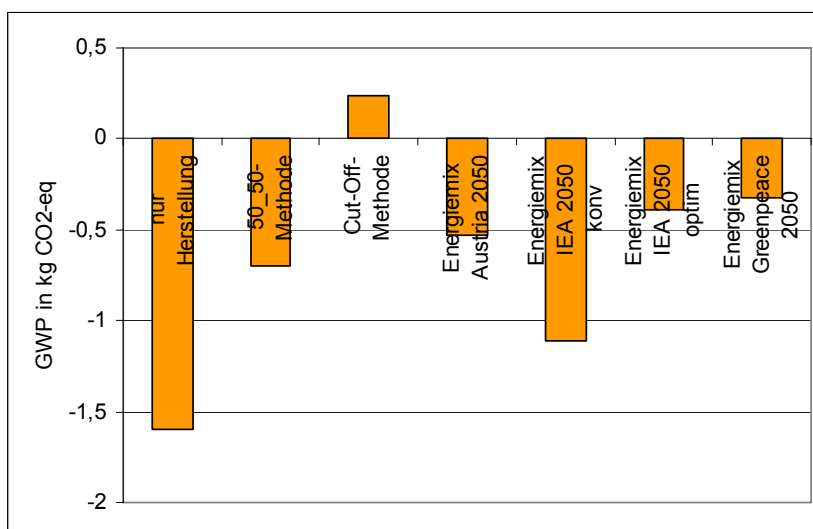


Abbildung 4: Auswirkungen unterschiedlicher Allokations- und Substitutionsmethoden auf das Treibhauspotential von 1 kg Schnittholz. Mit Ausnahme des 1. Balkens (nur Herstellung) enthalten alle Balken die Belastungen für Herstellung (stufenkumuliert bis „Produkt ab Werk“) und die Entsorgung.

Die Belastungen des substituierten Prozesses bestimmen die Belastungen des Baustoffes wesentlich, wie aus der Darstellung des Treibhauspotentials für die unterschiedlichen Energieerzeugungsprozesse hervorgeht:

Bei ausschließlicher Betrachtung der Herstellung (stufenkumuliert bis „Produkt ab Werk“) bewirkt das während des Wachstums aus der Atmosphäre entnommene CO₂ einen negativen Wert im Treibhauspotenzial („Die Verwendung von Altholz wirkt dem Treibhauseffekt entgegen“). Das Cut-Off-Modell ordnet alle Belastungen aus der Altholzverbrennung, das sind im Wesentlichen die Emissionen des biogenen CO₂ und geringfügige Belastungen aus dem Transport, dem Gebäude zu. In Summe liegt der Beitrag von Herstellung und Entsorgung zum Treibhauseffekt damit im Positiven. Die Substitutionsmodelle gehen von diesem Wert aus, berücksichtigen aber die gewonnene Energie als Gutschrift und resultieren damit wieder in einem negativen Treibhauspotenzial von Altholz.

Eindeutig ersichtlich aus der Abbildung ist die hohe Sensitivität der Ergebnisse auf die gewählte Methode. Die Substitutionsmethode birgt außerdem mehrere Schwierigkeiten:

- Die teuerste Form der Energieerzeugung ist nicht diejenige mittels Heizöl, deutlich kostenintensiver ist die Herstellung von Strom aus Windenergie oder Photovoltaikanlagen. Der Ersatz erneuerbarer Energie würde das vorgeschlagene System allerdings ad absurdum führen.
- Durch die Berücksichtigung der Belastungen eines Substitutions-Energieträgers werden „virtuelle“ Belastungen eingeführt. Dadurch ist die Modularität, ein wichtiges Grundprinzip der Ökobilanz gefährdet. Welche ökologischen Belastungen würden nunmehr der erzeugten Nutzenergie angelastet? Um in Summe (Wirkbilanz des Baumaterial Holz und Energieerzeugung durch Verbrennung von Holz) die tatsächlichen Umweltbelastungen abzubilden, müsste der Entsorger seine gelieferte Nutzenergie mit den Umweltwirkungen für die Erzeugung der substituierten Energie belasten, nur dann würden bei modularer Zusammenführung von Baumaterial und Nutzenergie die Menge der In- und Outputs erhalten bleiben.
- Welche Form der Energieerzeugung wird gewählt: Wird nur thermische oder nur elektrische Energie erzeugt oder beide gemeinsam in einer Kraft-Wärmekopplung? Welcher Wirkungsgrad ist anzusetzen?
- Da die Entsorgung erst in einigen Jahren bis Jahrzehnten anfällt, müsste sowohl für die Wahl des substituierten Energieträgers wie auch für Art und Wirkungsgrad der Energieerzeugung zeitlich extrapoliert werden.

Nebenbemerkung: In anderen Wirkindikatoren (z.B. bei der Versauerung) ist die Sensitivität für die Allokationsmethode weniger deutlich sichtbar, da der Verbrennung mit hocheffizienter Rauchgasreinigung in der Müllverbrennungsanlage verhältnismäßig uneffiziente übliche Feuerungen in der Herstellung gegenüberstehen. Siehe auch Ergebnisse der vorliegenden Studie (Kap. 10.3.4 Ergebnisse der Gebäudebewertung).

Diskussion der Methoden mit Expertinnen und Experten aus dem Bauwesen

Interessanterweise ist unserer Erfahrung nach die Cut-Off-Methode die intuitivste. Unsere Gespräche mit Expertinnen und Experten aus dem Bauwesen und anderen ökobilanz-

fremden Fachrichtungen zeigten, dass die meisten vorab die klare Trennung zwischen unterschiedlichen Produktsystemen bevorzugten. Bei näherer Beschäftigung mit dem Thema der Allokation zeigen sich aber sehr rasch und einsichtig die Nachteile der Cut-Off-Methode:

- Die Cut-Off-Methode bringt bei der Bilanzierung der Herstellung Vorteile für Recyclingmaterialien, da diese ohne Vorbelastungen aus dem vorhergehenden Produktsystem übergeben werden. Diese Vorteile verkehren sich am Ende der Lebensphase ins Gegenteil: Die „Produktion“ von Recyclingmaterialien wird nicht belohnt. Recycling erspart nur die Aufwendungen für die Entsorgung der Materialien, welche aber – wie die Ergebnisse der vorliegenden Studie zeigen – im Gesamtlebenszyklus ohnehin kaum zum Tragen kommen.
- Zu dieser Erkenntnis kommt auch eine Untersuchung von SPRINGER (1998): Bei der ökologischen Analyse von Einzelprozessen, wie z. B. der Holzstofferzeugung, macht die sogenannte Cut-Off-Methode, die kein Vor- oder Nachleben berücksichtigt, ausreichend klare Aussagen. Bei der ökologischen Analyse ganzer Lebenszyklen muss jedoch eine Allokationsmethode angewandt werden, welche die Umweltbelastungen von Produktherstellung und -verbleib „gerecht“ auf die einzelnen Zyklen verteilt. Das ist mit der Cut-Off-Methode nicht möglich.
- Die derzeit verbauten Baustoffe organischen Ursprungs werden erst in einigen Jahrzehnten als Altstoffe/Abfälle anfallen, eine flächendeckende hocheffiziente thermische Verwertung von Altholz ist dann mit hoher Wahrscheinlichkeit Realität.
- In Österreich ist die stoffliche oder thermische Verwertung von Baumaterialien organischen Ursprungs verpflichtend, eine Verwertung der freigesetzten Wärme in den bestehenden Müllverbrennungsanlagen bereits jetzt üblich (sowohl KWK als auch Wärmeerzeugung allein). Diese verwertbare Nutzenergie ist im Cut-Off-Modell ökologisch gratis für die Bezieher von Wärme und Strom, da die gesamten Lasten dem Baustoff bzw. Gebäude angelastet werden.
- Die Cut-Off-Methode entspricht in der Modellierung von thermisch verwertbaren Baumaterialien nicht dem Kriterium der Zuordnung von Belastungen auf den Nutznießer: Emissionen während der thermischen Verwertung werden nicht der dabei erzeugten Energie (Wärme und Strom) zugeordnet. Gemäß Verursacherprinzip sollten jene allerdings der erzeugten Energie zugeordnet werden. Einzig spezielle Emissionen, die aus der durch den Einsatz als Baustoff notwendigen Veränderung der natürlichen Zusammensetzung stammen (z.B. Holzschutzmittel in Bauholz), sollten dem Baustoff zugeordnet werden.
- Für einen Entscheidungsträger wird kein Anreiz geschaffen, Altholz in Verbrennungsanlagen mit Co-Generation zu geben. Dies widerspricht der Managementregel für nachhaltige Holznutzung, die besagt, dass die thermische Energie als Ersatz für fossile Energieträger genutzt werden soll. (WERNER 2007)

Die Substitutionsmethode ist intuitiv ebenfalls rasch zugänglich. Die hohe Sensitivität der Ergebnisse je nach Wahl des substituierten Energieträgers macht die Anwendbarkeit der Methode in attributiven Ökobilanzen auf Gebäudeebene dennoch sehr fragwürdig. Zudem wird das Grundprinzip der Modularität von Ökobilanzen gefährdet.

Im Workshop wurde die Strikte Co-Produkt Allokation als handhabbarste Methode identifiziert. In diesem Modell werden die Belastungen der Verbrennung ökonomisch auf Baumaterial und gelieferte Energie aufgeteilt (WERNER 2002):

- Das Modell stellt ein konsistentes Modell dar, das ohne „virtuelle“ Belastungen auskommt.
- Es stellt ein konsistentes Modell für die Zuordnung von Umweltbelastungen zwischen dem Primärprodukt und dem Verbrennungsprozess dar. (WERNER 2007)
- Von Nachteil sind vor allem die Schwankungen der Entsorgungskosten je nach Region und Staat wie auch im zeitlichen Rahmen
- Das Modell funktioniert dann nicht mehr, wenn für angeliefertes Altholz gezahlt werden muss, was bei starken Energiepreissteigerungen in absehbarer Zukunft denkbar wäre.

Die Strikte-Co-Produkte-Allokation sollte für unbehandeltes und schadstofffrei behandeltes Altholz zur Anwendung kommen. Für Altholz mit schadstoffhaltiger Beschichtung oder Behandlung wird die Cut-Off-Methode als passend angesehen (Altholzverbrennung ist Beseitigung).

Schlussendlich mussten wir aus pragmatischen Gründen doch zumindest vorläufig für die Cut-Off-Methode entscheiden. Die Auswahl einer anderen Methode hätte bewirkt, dass auch alle Sachbilanzen für die Herstellung der Baumaterialien in der IBO-Referenzdatenliste neu bestimmt werden müssten.

5.6 Allokationsgrundsätze für Metalle

Die meisten Metalle lassen sich sehr hochwertig und theoretisch unendlich oft recyceln. Der Umfang, wie weit Recycling durchgeführt wird, lässt sich an zwei Kennzahlen bemessen: am Anteil an Sekundärmetallen in der Produktion und an der Recyclingquote am Ende des Lebensweges.

- Der Anteil an Sekundärmetallen beschreibt den derzeitigen Produktionszustand. In der Regel wird der weltweite Durchschnitt herangezogen (z.B. FRISCHKNECHT 2007).
- Die Recyclingquote beschreibt jenen Anteil an Metall, der nach Ablauf des Produktlebensweges gesammelt, aufbereitet und recycelt wird. Sie kann sich auf den derzeitigen Zustand oder auf die in Zukunft zum Zeitpunkt des Produktlebensendes des Metalls zu erwartende Quote beziehen.

Da die meisten Metallprodukte seit Jahren unverändertes Wachstum zeigen, ist der Anteil an Sekundärmetallen deutlich geringer als die Recyclingquote von Metallen (z.B. Aluminium wird derzeit weltweit zu ca. 32 % aus Sekundäraluminium gefertigt, die Recyclingquote in der Bau- und Automobilindustrie liegt dagegen bei ca. 85 %).

Entsprechend der beiden Bezugsgrößen lassen sich am Beispiel von Aluminium die folgenden beiden Allokationsansätze unterscheiden:

- Beim Cut-Off Ansatz verlässt der Wertstoff „Aluschrott“ die Systemgrenzen ohne ökologischen Rucksack. Er wird somit „gratis“ den kommenden Generationen als sekundäre Ressource überlassen. Auf der Input-Seite wird entsprechend dem derzeitigen Marktanteil Primär- und Sekundäraluminium bezogen. Das Sekundäraluminium bringt konsequenterweise seinen ökologischen Rucksack aus Sammlung, Aufbereitung und

Umschmelzen mit. Weitere Umweltauswirkungen aus dem früheren Produktleben werden nicht angerechnet.

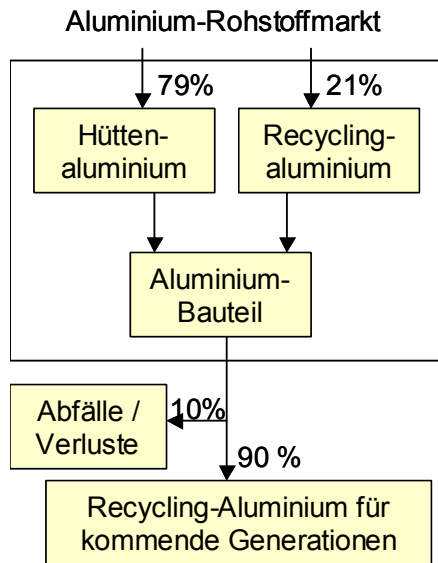


Abbildung 5: Schematische Darstellung des Cut-Off Ansatzes am Beispiel Aluminium. Der in ecoinvent verwendete Anteil an Sekundäraluminium entspricht dem durchschnittlichen weltweiten Mix

- Gemäß ISO 14044 liegt ein closed-loop-Prozess auch dann vor, wenn es sich eigentlich um einen open-loop-Prozess handelt, sich die inhärenten Materialeigenschaften aber nicht ändern. In diesem Fall entfällt die Notwendigkeit der Allokation, da Recyclingmetalle direkt Primärmetalle ersetzen (Substitution). Die Konsequenz dieses Ansatzes ist, dass die Aufteilung Primär- / Sekundärmetall gemäß Recyclingquote erfolgt. Eine Variante des Closed-Loop Ansatzes ist die Methode der wertkorrigierten Substitution (z.B. WERNER 2003), bei der die Menge an rückgeführten Sekundärmetall mit einem Faktor (Verhältnis Primärmetall- zu Sekundärmetall-Preis) korrigiert wird.

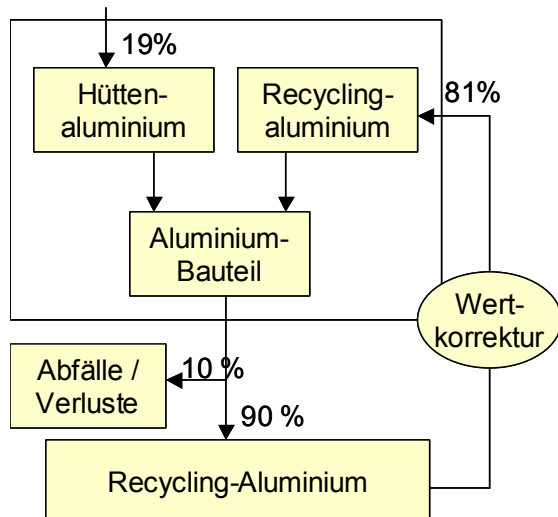


Abbildung 6: Schematische Darstellung der wertkorrigierten Substitution am Beispiel von Aluminium

Der Cut-Off-Ansatz hat zur Folge, dass die hohen Recyclingquoten von Metallen nicht berücksichtigt werden und lediglich der – sich aus den wirtschaftlichen Rahmenbedingungen

ergebende – derzeitige Anteil an Sekundärmetallen abgebildet wird. Genau umgekehrt verhält es sich beim „Closed-Loop-Ansatz“ oder bei der Methode der wertkorrigierten Substitution, welche ausschließlich die Recyclingquote berücksichtigt.

Da aus unserer Sicht beide Kennwerte in einer Ökobilanz abgebildet werden sollten, wird im Referenzdatensatz der Mittelwert aus dem derzeitigen Anteil an Sekundärmetall und der heute technisch umgesetzten Recyclingquote herangezogen.

Mittelfristig ist geplant, den Substitutionsanteil im Wirkindikator getrennt auszuweisen.

6. Literaturverzeichnis

CML - Centre of Environmental Science, Leiden University (Guinée, M.; Heijungs, R.; Huppes, G.; Kleijn, R.; de Koning, A.; van Oers, L.; Wegener Seeswijk, A.; Suh, S.; de Haes, U.); School of Systems Engineering, Policy Analysis and Management, Delft University of Technology (Bruijn, H.); Fuels and Raw Materials Bureau (von Duin, R.); Interfaculty Department of Environmental Science, University of Amsterdam (Huijbregts, M.): Life Cycle assessment: An operational guide to the ISO standards. Final Report, May 2001.

ECOINVENT: Frischknecht, R., Niels Jungbluth, (Editors), ESU-services ; Uster; Hans-Jörg Althaus; Gabor Doka; Roberto Dones; Roland Hischier; Stefanie Hellweg; Sébastien Hunbert; Manuele Margni; Thomas Nemecek; Michael Spielmann.: Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods, Data v1.1, Dübendorf, May 2004

FRISCHKNECHT R. et al.: Overview and Methodology. Final report ecoinvent v2.0 No. 1, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH. 2007

FRISCHKNECHT R., JUNGBLUTH N. Allocation applied on Co-Production Processes in Large LCI Process Network Databases. *In proceedings from: International Workshop on Quality of LCI Data*, Forschungszentrum Karlsruhe, <http://www.lci-network.de/lci-quality>. 2003

ISO 14040: ÖN EN ISO 14040 Environmental management – Life cycle impact assessment – Principles and framework. Oktober 2006

ISO 14044: DIN EN ISO 14044 Umweltmanagement – Ökobilanz – Anforderungen und Anleitungen. Oktober 2006

ISO/DIS 21930 Building Construction – Sustainability in building construction – Environmental declaration of building products (DIS 21930, Draft 16, working document N 468, sept 20, 2006)

JLCA (The International Journal of Life Cycle Assessment). Editor-In-Chief: Walter Klöpffer. Associated Journal of UNEP/SETAC Life Cycle Initiative. Springer ecomed. Ab 2005

JUNGMEIER, G.; WERNER, F; JARNEHAMMAR, A; HOHENTHAL, C; RICHTER, K: Allocation in LCA of Wood-based Products; Part I Methodology. *Int. J. LCA* 7 (5), Landsberg 2002 (a)

JUNGMEIER, G.; WERNER, F; JARNEHAMMAR, A; HOHENTHAL, C; RICHTER, K:
Allocation in LCA of Wood-based Products; Part II Examples. Int. J. LCA 7 (6), Landsberg
2002 (b)

Netzwerk Lebenszyklusdaten, Arbeitskreis Methodik (NETZWERK LZD-1): AP 6 Allokation.
Projektbericht im Rahmen des Forschungsvorhabens FKZ 01 RN 0401 im Auftrag des
Bundesministeriums für Bildung und Forschung. Forschungszentrum Karlsruhe Institut für
Technikfolgenabschätzung und Systemanalyse – Zentralabteilung Technikbedingte
Stoffströme (Hrsg). PE International. Leinfelden-Echterdingen Karlsruhe, Juni 2007

Netzwerk Lebenszyklusdaten, Universität Stuttgart (NETZWERK LZD-2): Analyse
bestehender methodischer Ansätze zur Berücksichtigung des Recyclings von Metallen im
Rahmen der Ökobilanz. Netzwerk Lebenszyklusdaten - Arbeitskreis Metallische Rohstoffe.
Projektbericht im Rahmen des Forschungsvorhabens FKZ 01 RN 0401 im Auftrag des
Bundesministeriums für Bildung und Forschung. Forschungszentrum Karlsruhe Institut für
Technikfolgenabschätzung und Systemanalyse – Zentralabteilung Technikbedingte
Stoffströme (Hrsg). Leinfelden-Echterdingen-Karlsruhe – Oktober 2007

Netzwerk Lebenszyklusdaten, Universität Bremen (NETZWERK LZD-3): Kupferzyklen
Deutschland. Netzwerk Lebenszyklusdaten - Arbeitskreis Metallische Rohstoffe.
Projektbericht im Rahmen des Forschungsvorhabens FKZ 01 RN 0401 im Auftrag des
Bundesministeriums für Bildung und Forschung. Forschungszentrum Karlsruhe Institut für
Technikfolgenabschätzung und Systemanalyse – Zentralabteilung Technikbedingte
Stoffströme (Hrsg). Bremen Karlsruhe - Oktober 2007

prEN 15804 Sustainability of construction works – Environmental Product Declarations -
Product category rules (Ausgabe für Enquiry 2008-06-01) und Diskussionsstand 11/2009

prEN15643-2 Nachhaltigkeit von Bauwerken – Ganzheitliche Bewertung der Qualität von
Gebäuden – Teil 2: Rahmenbedingungen für die Bewertung der Umweltqualität (Ausg 2009-
04-01)

prEN 15978 Nachhaltigkeit von Bauwerken – Bestimmung der umweltbezogenen Qualität
von Gebäuden – Berechnungsmethode (Working draft N079)

RICHTER Klaus: Altholzverwertung als Teil des Produktlebenszyklus. SAH-Bulletin 5,10 –15,
2000

RICHTER Klaus: LCA - reuse/recycle. Cost Action E13: Wood Adhesion and Glued
Products. State of the Art-Report. Brussels/Luxembourg p. 161-189. 2001

SPRINGER (Druck und Verlag): Bewertung ökologischer Lebensläufe von Zeitungen und
Zeitschriften. Ein Projekt der Unternehmen AXEL SPRINGER VERLAG AG, STORA (Forst,
Zellstoff, Papier), CANFOR (Forst, Zellstoff). Wissenschaftliche Beratung: INFRAS, Zürich.
Kurzfassung der Studie, 1998

WERNER, Frank: Interdependencies between LC-modelling and the use of LCA in product
design-related decision situations with spezial emphasis on the influence of cognitive models
and values on the modelling of reuse & recycling and other end-of-life options. Dissertation.
ETH Zürich 2002-1

WERNER Frank: Treatment of aluminium recycling in LCA, Development and Evaluation of the Value-Corrected Substitution Procedure Applied to Window Frames, commissioned by EAA, EMPA Duebendorf 2002-2

WERNER Frank, ALTHAUS Hans-Jörg, RICHTER Klaus, SCHOLZ Roland W.: Post-Consumer Waste Wood in Attributive Product LCA. Context specific evaluation of allocation procedures in a functionalistic conception of LCA. Wood and Other Renewable Resources (Subject Editor: Jörg Schweinle). In: ecomed publishers: Int J LCA 12 (3) 160 – 172 (2007)