

Leonhard Werner

Ökobilanz von Einweg Karton- und
Mehrweg
Polypropylen-Transportverpackungen für
Joghurtbecher

Diplomarbeit

Bibliografische Information der Deutschen Nationalbibliothek:

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

Dieses Werk sowie alle darin enthaltenen einzelnen Beiträge und Abbildungen sind urheberrechtlich geschützt. Jede Verwertung, die nicht ausdrücklich vom Urheberrechtsschutz zugelassen ist, bedarf der vorherigen Zustimmung des Verlanges. Das gilt insbesondere für Vervielfältigungen, Bearbeitungen, Übersetzungen, Mikroverfilmungen, Auswertungen durch Datenbanken und für die Einspeicherung und Verarbeitung in elektronische Systeme. Alle Rechte, auch die des auszugsweisen Nachdrucks, der fotomechanischen Wiedergabe (einschließlich Mikrokopie) sowie der Auswertung durch Datenbanken oder ähnliche Einrichtungen, vorbehalten.

Copyright © 1996 Diplomica Verlag GmbH
ISBN: 9783832451240

Leonhard Werner

Ökobilanz von Einweg Karton- und Mehrweg Polypropylen-Transportverpackungen für Joghurtbecher

Werner Leonhard

Ökobilanz von Einweg Karton- und Mehrweg Polypropylen- Transportverpackungen für Joghurtbecher

Diplomarbeit
an der Johannes Kepler Universität Linz
Technisch-Naturwissenschaftliche Fakultät
September 1996 Abgabe



Diplom.de

Diplomica GmbH _____
Hermannstal 119k _____
22119 Hamburg _____

Fon: 040 / 655 99 20 _____
Fax: 040 / 655 99 222 _____

agentur@diplom.de _____
www.diplom.de _____

ID 5124

Leonhard, Werner: Ökobilanz von Einweg Karton- und Mehrweg Polypropylen-Transportverpackungen für Joghurtbecher / Werner Leonhard ·
Hamburg: Diplomica GmbH, 2002
Zugl.: Linz, Universität, Diplom, 1996

Dieses Werk ist urheberrechtlich geschützt. Die dadurch begründeten Rechte, insbesondere die der Übersetzung, des Nachdrucks, des Vortrags, der Entnahme von Abbildungen und Tabellen, der Funksendung, der Mikroverfilmung oder der Vervielfältigung auf anderen Wegen und der Speicherung in Datenverarbeitungsanlagen, bleiben, auch bei nur auszugsweiser Verwertung, vorbehalten. Eine Vervielfältigung dieses Werkes oder von Teilen dieses Werkes ist auch im Einzelfall nur in den Grenzen der gesetzlichen Bestimmungen des Urheberrechtsgesetzes der Bundesrepublik Deutschland in der jeweils geltenden Fassung zulässig. Sie ist grundsätzlich vergütungspflichtig. Zuwiderhandlungen unterliegen den Strafbestimmungen des Urheberrechtes.

Die Wiedergabe von Gebrauchsnamen, Handelsnamen, Warenbezeichnungen usw. in diesem Werk berechtigt auch ohne besondere Kennzeichnung nicht zu der Annahme, dass solche Namen im Sinne der Warenzeichen- und Markenschutz-Gesetzgebung als frei zu betrachten wären und daher von jedermann benutzt werden dürften.

Die Informationen in diesem Werk wurden mit Sorgfalt erarbeitet. Dennoch können Fehler nicht vollständig ausgeschlossen werden, und die Diplomarbeiten Agentur, die Autoren oder Übersetzer übernehmen keine juristische Verantwortung oder irgendeine Haftung für evtl. verbliebene fehlerhafte Angaben und deren Folgen.

Diplomica GmbH
<http://www.diplom.de>, Hamburg 2002
Printed in Germany

Inhaltsverzeichnis

I. Einleitung

1.	Ökobilanzen	1
1.1	Definition des Begriffes Ökobilanz	1
1.2	Aufbau von Ökobilanzen	1
1.3	Anwendungsmöglichkeiten (Betriebs-, Prozeß- und Produktbilanzen)	3
1.4	Ökobilanzen als Instrument zur umweltgerechten Bewertung von Produktalternativen	5
2.	Mögliche Modelle zur Bewertung von Umwelteinflüssen in Produktökobilanzen	5
2.1	Modell kritischer Belastungsmengen	5
2.2	Bewertung durch Ökopunkte nach BUWAL	6
2.3	Das grenzwertorientierte Modell der CO ₂ -Äquivalente nach Schaltegger-Sturm	7
2.4	Bewertung nach dem CML Modell	7
3.	Beschreibung der Lebenszyklen der Verpackungsalternativen und Problemstellung	8
3.1	Darstellung und Beschreibung der Lebenszyklen	9
3.1.1	Mehrweg Kunststofftray	9
3.1.2	Einweg-Kartontray	10
3.2	Problemstellung	11

II. Theoretische Grundlagen

1.	Theoretische Grundlagen zur Zieldefinition	12
1.1	Mögliche Anwendungsgebiete einer Studie	12
1.2	Festlegen der Tiefe der Studie	13
1.3	Definition des Gegenstandes der Studie	13
2.	Theoretische Grundlagen zur Sachbilanz	14
2.1	Darstellungs- und Betrachtungsmöglichkeiten von Produktlebenszyklen	14
2.1.1	Darstellungen mittels Stoffstromnetzen	15
2.1.2	Darstellung mittels LCA-Diagramm	17
2.2	Abgrenzung des Bilanzraumes	18
2.3	Modellierung von Stoffrekursionen in Ökobilanzen	19
2.3.1	Matrixverfahren zur Berechnung von Lebenszyklen	20
2.3.2	Lösungsmöglichkeiten mittels Stoffstromnetzen	21
2.4	Regeln für die Zuordnung von Umwelteinwirkungen bei multiplen Prozessen	24
2.4.1	Zuordnungen bei der Produktion warenförmiger Kuppelprodukte	25
2.4.2	Zuordnungen bei kombinierter Abfallentsorgung	25
2.4.3	Zuordnungen bei der Verwendung von Sekundärrohstoffen	25

2.5	Einsetzen der Prozeßdaten in den Prozeßbaum	28
2.5.1	Quantifizierung der In- und Outputs	28
2.5.2	Repräsentativität und Qualität der verwendeten Daten	29
2.5.3	Massen- und Energiebilanzen	30
2.6	Die Aufstellung der Sachbilanz	31
3.	Die Erstellung der Wirkungsbilanz	32
3.1	Rahmenbedingungen zur Durchführung der Klassifizierung	32
3.1.1	Festlegung der Liste von Umweltwirkungskategorien	32
3.1.2	Zuordnungen der im Rahmen der Sachbilanz erhobenen Umwelt wirkungen zu den Wirkungskategorien	33
3.2	Die Charakterisierung: Definition der Klassifizierungsfaktoren und Beschreibung der zugrunde liegenden Modelle	34
3.2.1	Beschreibung der zur Berechnung der Klassifizierungsfaktoren zugrundeliegenden Modelle	34
3.2.2	Definition des Klassifizierungsfaktors	36
3.2.3	Berechnung des Klassifizierungsfaktors	37
3.2.3.1	Verknappung abiotischer Ressourcen	37
3.2.3.2	Verknappung biotischer Ressourcen	37
3.2.3.3	Treibhauseffekt	37
3.2.3.4	Abbau der Ozonschicht	38
3.2.3.5	Humantoxizität	39
3.2.3.6	Ökotoxizität	40
3.2.3.7	Bildung von Photooxidantien	40
3.2.3.8	Versauerung	41
3.2.3.9	Eutrophierung	41
3.2.3.10	sonstige Wirkungskategorien	42
3.3	Vorgangsweise zur Bildung der <i>Effect Scores</i> und Darstellung des Umweltprofils	42
3.4	Bezug der <i>Effect Scores</i> auf globale, nationale oder regionale Verhältnisse	43
4.	Bilanzbewertung	44
4.1	Mögliche Vorgangswesen zur Bewertung des Umweltprofils	44
4.1.1	Argumentative Bewertung durch <i>Qualitative Multi-Criteria Analysis</i>	45
4.1.2	Bewertung durch Multiplikation mit Gewichtungsfaktoren (<i>Quantitative Multi-Criteria Analysis</i>)	45
4.1.3	sonstige Möglichkeiten zur Bewertung eines Ökoprofils	46
4.2	Bewertung der Gültigkeit und Verlässlichkeit	46
5.	Möglichkeiten zur Durchführung von Optimierungsanalysen	47
5.1	Identifikation der ökologischen Schwachstellen des Lebensweges durch Dominanzanalyse	49
5.2	Marginalanalyse - Einfluß von geringfügigen Änderungen von Stromgrößen auf das Umweltprofil	51

III. Empirischer Teil

1.	Festlegungen im Rahmen der Zieldefinition	53
1.1	Anwendungsmöglichkeiten der Studie	53
1.2	Festlegen der Tiefe der Studie	53
1.3	Definition des Gegenstandes der Studie	53
1.3.1	Beschreibung des betrachteten Produktes	53
1.3.2	Festlegen der Funktionellen Einheit	54
1.3.3	Räumliche und zeitliche Gültigkeit der Studie	54
2.	Studien zur Verpackungsalternative Kartontray	55
2.1	Ökobilanzierung auf Datengrundlage der Wirtschaftskammer projektstudie STECO und der Studie BUWAL 132	55
2.1.1	Sachbilanzerstellung nach Daten der Projektstudie und BUWAL 132	55
2.1.2	Berechnung der Umweltauswirkungen und Bilanzbewertung	80
2.1.3	Normalisierung des Umweltprofiles	83
2.1.4	Durchführung einer <i>Improvement Analysis</i>	85
2.2	Ökobilanzierung mit Hilfe des Programmes UMBERTO	87
2.2.1	Erstellung der Sachbilanz	87
2.2.2	Berechnung der Wirkungsbilanz	90
2.3	Mögliche Veränderungen des Umweltprofils des Lebenszyklusses Kartontray durch Berücksichtigung von Verbesserungsvorschlägen	93
3.	Studien zur Verpackungsalternative Mehrweg PP-Tray	97
3.1	Ökobilanzierung auf Datengrundlage der Wirtschaftskammer projektstudie STECO und der Studie BUWAL 132	97
3.1.1	Sachbilanzerstellung nach Daten der Projektstudie und BUWAL 132	97
3.1.2	Erstellung des Umweltprofiles	112
3.1.3	Normalisierung des Umweltprofiles	112
3.1.4	Durchführung der <i>Improvement Analysis</i>	113
3.2	Ökobilanzierung Hilfe des Programmes UMBERTO	114
3.2.1	Erstellung der Sachbilanz	114
3.2.2	Berechnung der Wirkungsbilanz	117
3.3	Mögliche Veränderung des Umweltprofiles des Lebensweges Mehrweg PP-Tray unter Berücksichtigung von Veränderungsvorschlägen	119

IV. Diskussion

1.	Unterschiede bei Erstellung der Sachbilanzen nach der Studie BUWAL 132 und mit Hilfe des Programmes UMBERTO	128
1.1.	Vergleich der methodischen Vorgangsweise	128
1.2.	Vergleich der Ergebnisse der Studie nach BUWAL 132 und mit Hilfe des Programmes UMBERTO	129
2.	Die empirischen Ergebnisse der vorliegenden Studie im Vergleich mit der Projektstudie der Wirtschaftskammer	130
3.	Die empirischen Ergebnisse der vorliegenden Studie im Vergleich mit „Ökobilanz für Getränkeverpackungen“ (Studie des UBA Berlin)	131

V. Literaturverzeichnis	133
-------------------------------	-----

I. Einleitung

1. Ökobilanzen

1.1 Definition des Begriffes Ökobilanz

Derzeit hat sich in der Literatur noch keine einheitliche Definition des Begriffes Ökobilanz durchgesetzt. Nach Braunschweig und Müller-Wenk¹ stellt eine Ökobilanz eine ökologisch bewertete Stoff- und Energiebilanz dar.

Für die Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg ist das Ziel einer Ökobilanz eine Aussage über die ökologischen Auswirkungen des Betriebes. Daher erfolgt eine Betrachtung von Stoff- und Energiebewegungen wie im Rechnungswesen, wenn auch unter anderen Gesichtspunkten².

Das UBA Berlin betont in seiner Schriftenreihe vor allem den Aspekt der *Produktökobilanz*. Die Ökobilanz wird als möglichst umfassender Vergleich zwischen zwei oder mehreren unterschiedlichen Produkten, Produktgruppen, Systemen, Verfahren oder Verhaltensweisen dargestellt. Sie dient zum Offenlegen von Schwachstellen, der Verbesserung von Umwelteigenschaften der Produkte sowie der Beurteilung von Produkten und Verfahren auf ihre Umweltfreundlichkeit. Beim Vergleich alternativer Verhaltensweisen können Handlungsempfehlungen begründet werden.

Zusammenfassend kann nun festgestellt werden, daß unter Ökobilanzen ein Instrument zur Abbildung und Bewertung betrieblicher Umweltwirkungen verstanden werden kann³. Das Ergebnis der Ökobilanz dient zur Feststellung bzw. zum Vergleich der betriebsökologischen Leistungsfähigkeit.

1.2 Aufbau von Ökobilanzen

Im Rahmen der Ökobilanz werden die in den Bilanzraum (z.B. Produktionssystem) einfließenden Stoffe und Energie mit dem Output des Systems gegenübergestellt. Als Output eines Systems scheinen neben dem erwünschten Hauptprodukt und warenförmigen Kuppelprodukten auch nicht warenförmige Kuppelprodukte (Abfälle, Abwasser, Abluft und Abwärme) auf. Für den Ansatz der Bilanz selbst ist der erste Hauptsatz der Thermodynamik, wonach die auf der Inputseite einfließenden Stoff- und Energiemengen gleich den auf der Outputseite ausfließenden Mengen sein müssen, von entscheidender Bedeutung. Innerhalb des Produktionsprozesses erfolgt daher lediglich eine Transformation von Energie und Masse.

Auf dieser Grundlage wurde von Hofmeister und Hübler⁴ folgendes Schema einer Stoff- und Energiebilanz entwickelt:

¹ Braunschweig, A., Müller-Wenk, R.: Ökobilanzen für Unternehmungen. Bern 1993.

² Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Hrsg.): Umweltmanagement in der metallverarbeiteten Industrie. Karlsruhe 1994.

³ Prammer, H.: Ökobilanzen als Instrumente des Umweltmanagements. Dissertation an der Johannes Kepler Universität. Linz 1995.

⁴ Hofmeister, S., Hübler, K.H.: Stoff- und Energiebilanzen. Zur Eignung des physischen Bilanzprinzips als Konzeption der Umweltplanung. Schriftenreihe des Fachbereiches Landschaftsentwicklung der TU-Berlin Nr. 58. Berlin 1989

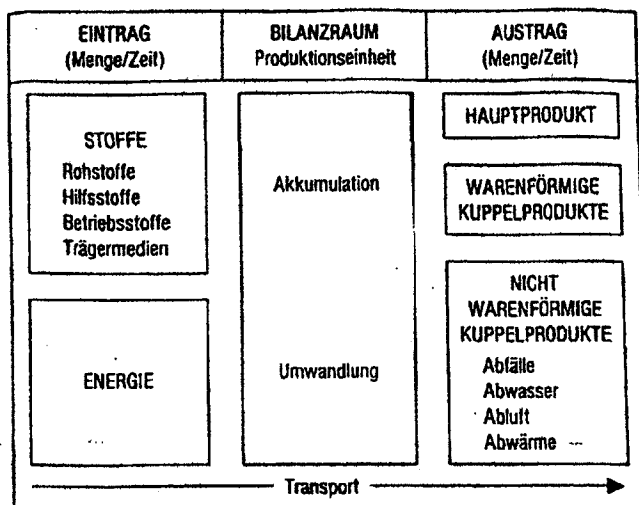


Abb. 1: Schema einer Stoff- und Energiebilanz⁵

Auch der zweite Hauptsatz der Thermodynamik ($\Delta S_{\text{Welt}} \geq 0$) ist für die Erstellung von Ökobilanzen von Bedeutung. Dieser besagt, daß bei irreversiblen Prozessen die Entropie des umgebenden Systems stets zunimmt. Die Entropie kann als Maß für die Ordnung bzw. Durchmischung in einem System angesehen werden. Die Zunahme der Durchmischung begünstigt die Bildung neuer Verbindungen (u.a. Emissionen), die auf die Umwelt einwirken und schließlich zum Entstehen ökologischer Probleme (Auswirkung) beitragen können.

Bei der Diskussion möglicher Vorschläge zur Erstellung von Ökobilanzen konnte sich im wesentlichen folgende zwei Entwürfe durchsetzen^{6,7}:

<p>UBA-Vorschlag (07/1992) "Standardmodell Ökobilanzen"</p> <p>1. Bilanzierungsziel</p> <p>2. Sachbilanz</p> <p>3. Wirkungsbilanz</p> <p>4. Bilanzbewertung</p> <p>Optimierungsanalyse (optional)</p>	<p>SETAC-Vorschlag "Code of Practise" (04/1993) Iso/CD 14040.2, TC207/SC5"Life Cycle Assessment"(5/95)</p> <p>1. Goal Definition and Scoping</p> <p>2. Life Cycle Inventory Analysis Erstellung des Inventars ("impact table") unter Einbeziehung aller Lebensphasen des Produktlebenszyklus</p> <p>3. Life Cycle Impact Assessment</p> <ul style="list-style-type: none"> • Classification Klassifizierung, d.h... Zuordnung von in der Sachbilanz erhobenen Umweltindikatoren zu Umweltkategorien • Characterization Abschätzung der Beiträge umweltrelevanter Stoffströme zu einer Wirkungskategorie (Die Quantifizierung erfolgt mit Hilfe von Äquivalenzfaktoren.) Dann Aggregation innerhalb der jeweiligen Wirkungskategorien. • Valuation <p>4. Conclusion and Improvement Assessment</p>
--	---

Abb. 2: Vorschläge zum Aufbau von Wirkungsbilanzen^{6,7}

⁵ Hofmeister, S., Hübler, K.H.: Stoff- und Energiebilanzen. Zur Eignung des physischen Bilanzprinzips als Konzeption der Umweltplanung. Schriftenreihe des Fachbereiches Landschaftsentwicklung der TU-Berlin Nr. 58. Berlin 1989, S 43.

⁶ vergl. UBA (Hrsg.): Ökobilanzen für Produkte. Texte 38/92. Berlin 1992, S. 23 ff.

⁷ vergl. SETAC (Hrsg.): Guidelines for Life-Cycle Assessment - A "Code of Practise". Brüssel 1993, S. 11ff.

Der Entwurf des UBA Berlin, der auch in DIN-Mitteilungen favorisiert wird, ist dem der SETAC sehr ähnlich, jedoch stellt die Bilanzbewertung einen selbständigen Arbeitsschritt dar. Die Durchführung einer Optimierungsanalyse ist optional.

Im einzelnen umfassen die Untersuchungsschritte folgenden Inhalt:

- Im Rahmen des *Bilanzierungsziels* werden Tiefe und Gegenstand der Studie festgelegt. Darüber hinaus wird über den Zweck der Untersuchung informiert.
- Die Erstellung der *Sachbilanz* erfolgt durch Erfassung aller in- und outputseitig über Bilanzgrenzen fließenden Stoff- und Energieströme. Als Ergebnis der Sachbilanz liegt schließlich eine Matrix quantifizierbarer Umwelteinwirkungen mit entsprechenden Mengenangaben (*impact table*) vor. Diese wird durch eine Übersicht von Umwelteinwirkungen ergänzt, deren Beschreibung nur qualitativ sinnvoll erscheint (z.B. Geruchsbelästigung, Aufbau starker Magnetfelder ...).
- Die Erstellung der *Wirkungsbilanz* läuft nach dem Vorschlag der SETAC in drei Teilschritten ab. Zuerst erfolgt eine Zuordnung der in der Sachbilanz erhobenen Umweltindikatoren zu Wirkungskategorien (*classification*). Hierauf wird der Beitrag umweltrelevanter Stoffströme zu einer Wirkung abgeschätzt. Die Quantifizierung der Beiträge geschieht unter Anwendung von Äquivalenzfaktoren, die an Hand von Referenzsubstanzen festgelegt werden (*characterization*). Dann werden die somit ermittelten *effect scores* innerhalb der jeweiligen Wirkungskategorien aggregiert. Schließlich werden die einzelnen Kategorien der Wirkungsbilanz mittels subjektiv ermittelter Faktoren gewichtet (*valuation*).
- Den letzten Arbeitsschritt bei der Erstellung der Ökobilanz stellt die *Optimierungsanalyse* dar. Üblicherweise wird diese Analyse durchgeführt, wenn Produkt- oder Verfahrensverbesserungen das Ziel der Studie sind. Dieser Schritt kann jedoch entfallen, wenn die Studie dem bloßen Vergleich zweier Alternativen dient. Die Durchführung erfolgt in der Regel in Form eines Matrixverfahrens.

1.3 Anwendungsgebiete von Ökobilanzen

Nach IÖW/Stahlmann ergibt sich folgende Ökobilanzsystematik, die hinsichtlich des Betrachtungsgegenstandes in Betriebs-, Prozeß-, Produkt und Substanzbilanz differenziert⁸:

⁸ vergl. Hopfenbeck, W., Jasch, C.: Öko-Controlling. Landsberg/Lech 1993.

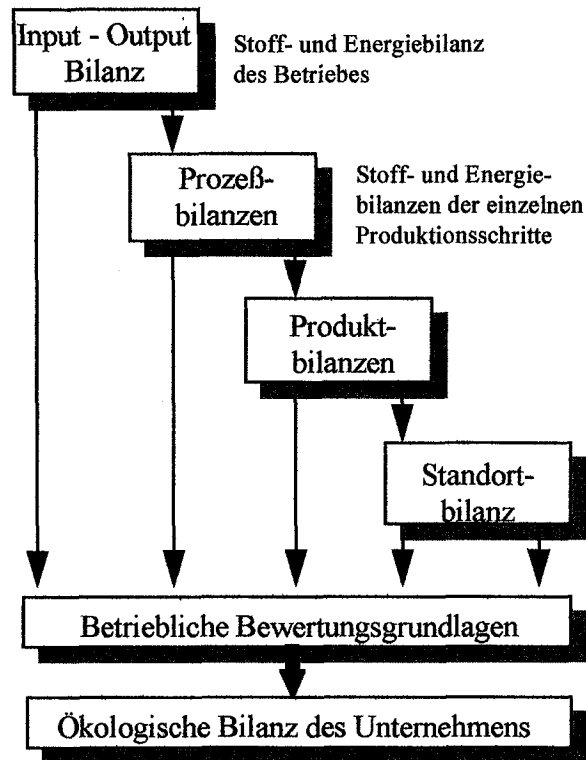


Abb. 3: Ökobilanzsystematik nach IÖW/Stahlmann⁹

Bei der näheren Betrachtung der verschiedenen Bilanzarten ergeben sich folgende Gesichtspunkte:

- Der Bilanzraum der *Betriebsbilanz* umfaßt den gesamten Betrieb. Dabei erfolgt eine Erfassung der auf der einen Seite einfließenden Stoffe (Roh-, Hilfs- und Betriebsstoffe) sowie die eingesetzten Energieträger (Strom, Öl etc.) und andererseits eine Aufzeichnung der Produkte und Emissionen, die den Betrieb als Output verlassen. In diese Bilanz gehören neben den Daten aller Produktionsprozesse des Betriebes auch jene der Nebenprozesse wie Reparaturen, Lagerhaltung und Verwaltung. Somit werden von der Betriebsbilanz alle durchlaufenden Posten des Unternehmens als Ein- und Ausgänge erfaßt.
- Im Rahmen der *Prozeßbilanz* werden alle In- und Outputs eines bestimmten Produktionsprozesses bzw. der einzelnen Prozeßschritte untersucht. Durch eine möglichst genaue Zuordnung der In- und Outputs können innerbetriebliche Schwachstellen genau lokalisiert werden.
- Mit Hilfe der *betrieblichen Produktbilanz* können In- und Output des Unternehmens den produzierten Produkten oder Produktlinien zugeordnet werden. Es werden also nur jene Stoffe, Energien und Emissionen erhoben, die im Betrieb bei der Herstellung des ausgewählten Produktes eingesetzt werden bzw. anfallen.
- Bei der *Bewertung der Substanz* eines Unternehmens erfolgt eine Erfassung der nicht durchlaufenden Güter wie Produktionsanlagen, Gebäude und Flächen.

⁹ vergl. Hopfenbeck, W., Jasch, C.: Öko-Controlling. Landsberg/Lech 1993, S. 212.

1.4 Ökobilanzen als Instrument zur umweltgerechten Bewertung von Produktalternativen

Die nach der obigen Einteilung erstellten Bilanzen beziehen sich jedoch nur auf den Betrieb, einen Prozeß oder die Produktion eines Produktes innerhalb des Betriebes. Bei produktbezogenen Ökobilanzen, die zur Bewertung zweier alternativer Produkte dient, müssen neben der Produktion auch Rohstoffgewinnung, Vorproduktion, Gebrauch und Entsorgung in den Bilanzraum miteinbezogen werden. Diese umfassen daher den gesamten ökologischen Produktlebenszyklus als Bilanzraum. In der englischsprachigen Literatur wird eine Produktökobilanz auch als *Life cycle assessment (LCA)* bezeichnet¹⁰.

Wenn eine Produktökobilanz lediglich als Entscheidungshilfe zwischen zwei Produktalternativen dienen soll, kann die Studie mitunter erheblich vereinfacht werden. Wenn die technologischen Prozesse zur Erstellung der Produkte ähnlich sind, können mitunter die Umweltwirkungen bei der Errichtung und Reparatur der Produktionsanlagen, der Flächenbedarf usw., vernachlässigt werden. Dabei ist jedoch zu beachten, daß die Ergebnisse dieser Studien nur zum Vergleich zwischen den Alternativen herangezogen werden dürfen und vorderhand nicht mit anderen Studien verglichen werden können.

2. Mögliche Modelle zur Bewertung von Umwelteinflüssen in Produktökobilanzen

Die Arbeitsschritte *Zielplanung* und *Sachbilanz* zur Erstellung von Ökobilanzen sind bereits sehr gut ausgearbeitet und werden zumeist einheitlich durchgeführt. Bei der Bewertung produktbezogener Ökobilanzen finden jedoch mehrere Verfahren Anwendung, da sich derzeit noch keine einheitliche Variante durchgesetzt hat. Im folgenden Abschnitt soll nun ein kurzer Überblick über diese Verfahren gegeben werden.

2.1 Das Modell der kritischen Belastungen

Es war das erste Bewertungsmodell, daß für ökologische Bilanzierungen vorgestellt und angewandt wurde¹¹. Im Rahmen dieses Modells werden die bedingten Belastungen, die sich aus der Sachbilanz ergeben, mit einer sogenannten kritischen Belastung in Beziehung gesetzt. Durch diese Verhältnisbildung ergibt sich für jede untersuchte Belastung eine spezifische Kennzahl, die zur Bewertung herangezogen wird. Diese Kennzahlen werden kritische Volumina genannt, da bei der Verhältnisbildung eine Volumseinheit erhalten wird.

$$\text{kritisches Luftvolumen [m}^3\text{]} = \sum \frac{\text{Schadstoff [mg]}}{\text{Grenzwert [mg / m}^3\text{]}}$$

$$\text{kritisches Wasservolumen [l]} = \sum \frac{\text{Schadstoff [mg]}}{\text{Grenzwert [mg / l]}}$$

Solche Kennzahlen können für die Medien Luft und Wasser berechnet werden. Die einzelnen Werte werden innerhalb eines Mediums addiert, aber es erfolgt keine Aggregation über die Umweltmedien.

¹⁰ Umweltbundesamt (Hrsg.): Methodik der produktbezogenen Ökobilanzen. Texte 23/95, Berlin 1995.

¹¹ Bundesamt für Umweltschutz (Hrsg.): Ökobilanz von Packstoffen. Bern 1984.

In der BUWAL 1990 Studie werden für Luftbelastungen die MIK-Werte aus der Schweizer Luftreinhalteverordnung (Immissionsgrenzwerte) verwendet. Bei fehlenden Grenzwerten werden die MIK-Werte aus der VDI-Richtlinie 2340 herangezogen oder Parameter aus den MAK-Werten extrapoliert¹². Bei der Berechnung der kritischen Wasservolumen werden die Schweizer Einleitungsgrenzwerte (Emissionsgrenzwerte) benutzt. Die Summation von Kennzahlen ist nur dann zulässig, wenn bei der Berechnung Grenzwerte aus den gleichen Schutzkonzepten verwendet worden sind.

Einer der größten Nachteile dieser Methode besteht in der Vermischung naturwissenschaftlicher Erkenntnisse mit politischen Entscheidungen (Grenzwerte). Obwohl das Verfahren eine hohe Transparenz und eine gute Praktikabilität aufweist, ist es für die Bewertung von Umwelteinwirkungen keineswegs optimal.

2.2 Bewertung durch Ökopunkte nach BUWAL

Vom BUWAL wurde das Modell der kritischen Belastungen weiterentwickelt, um auch unterschiedliche Umweltwirkungen zusammenfassen zu können. Dabei werden die Emissionen nicht in Beziehung zu einem Grenzwert, sondern zu einem kritischen Fluß in einem Referenzgebiet gesetzt. Der kritische Fluß kann für toxische Stoffe zwar durchaus an einem Grenzwert orientiert sein, aber er kann auch für andere Stoffe definiert werden. Dadurch können auch Aspekte wie Energieverbrauch, Abfallentstehung, Flächennutzung ... in die Bewertung miteinbezogen werden. Durch Division der Emission mit dem entsprechenden kritischen Fluß wird eine dimensionslose Größe (Bewertungszahl) erhalten. Diese dimensionslosen Zahlen können beliebig addiert werden, wodurch eine spätere Aggregation ermöglicht wird.

Dieser Bewertungsansatz wurde von *Abhe, Braunschweig und Müller-Wenk* weiterentwickelt¹³. Bei diesem Ansatz wird eine *ökologische Knappheit* definiert.

$$\text{oekologische Knappheit} = \frac{\text{gegenwaertiger Fluß}}{\text{kritischer Fluß}}$$

Diese ist das Verhältnis von Aufnahme bzw. Abbaufähigkeit der Natur und der entsprechenden Nutzung. In die Berechnung dieser Bewertungszahl können daher die Ist-Belastung in einer räumlichen Einheit und Umweltschutzziele vereint werden.

Im Konzept von BUWAL 1990 werden nun die eigentlich voneinander unabhängigen Aspekte der ökologische Knappheiten mit den kritischen Volumen verbunden. Es erfolgt die Berechnung eines *Öko-Faktors*.

$$\text{Oeko - Faktor} = \frac{1 * \text{aktueller Fluß}}{\text{kritischer Fluß} * \text{kritischer Fluß}} * C [\text{OP}]$$

Durch Multiplikation eines Sachbilanzwertes mit dem entsprechenden Öko-Faktor ergibt sich ein dimensionsloser Zahlenwert, der die gesuchte Umweltbelastungskennzahl darstellt und in Ökopunkten angegeben wird. Diese Ökopunkte werden addiert und bilden das Bewertungsergebnis.

¹² Habersatter, K.: Ökobilanz von Packstoffen. Stand 1990. BUWAL SR 132 (Hrsg. Bundesamt für Umwelt, Wald und Umweltschutz), Bern 1991.

¹³ Ahbe, S., Braunschweig, A., Müller-Wenk, R.: Methodik für Ökobilanzen auf der Basis ökologischer Optimierung. BUWAL SR 133 (Hrsg. Bundesamt für Umwelt, Wald und Umweltschutz), Bern 1990.