UMWELTFORSCHUNGSPLAN DES
BUNDESMINISTERIUMS FÜR UMWELT,
NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT
- Umweltplanung, Ökologie -

Zwischenbericht zum Forschungsvorhaben 296 92 504

Texte
37/00
ISSN
0722-186X

Ökobilanz für Getränkeverpackungen II

- Hauptteil -

von

Eckhard Plinke, Marina Schonert, Herrmann Meckel
Prognos GmbH, Basel

Andreas Detzel, Jürgen Giegrich, Horst Fehrenbach, Axel Ostermayer, Achim Schorb
IFEU-Institut, Heidelberg

Jürgen Heinisch
Gesellschaft für Verpackungsmarktforschung mbH, Wiesbaden

Klaus Luxenhofer
Pack Force, Oberursel/Ts.

Stefan Schmitz
Umweltbundesamt

im Auftrag des Umweltbundesamtes

Diese TEXTE-Veröffentlichung kann bezogen werden bei
Vorauszahlung von DM 20,-- (10,26 Euro)
durch Post- bzw. Banküberweisung,
Verrechnungsscheck oder Zahlkarte auf das

Konto Nummer 4327 65 - 104 bei der
Postbank Berlin (BLZ 10010010)
Fa. Werbung und Vertrieb,
Ahornstraße 1-2,
10787 Berlin

Parallel zur Überweisung richten Sie bitte
eine schriftliche Bestellung mit Nennung
der **Texte-Nummer** sowie des **Namens**
und der **Anschrift des Bestellers** an die
Firma Werbung und Vertrieb.

Herausgeber: Umweltbundesamt
Postfach 33 00 22
14191 Berlin
Tel.: 030/8903-0
Telex: 183 756
Telefax: 030/8903 2285
Internet: http://www.umweltbundesamt.de

Redaktion: Fachgebiet III 2.5
Stefan Schmitz

Berlin, September 2000

Berichts-Kennblatt

Berichtsnummer 1. UBA-FB	2.	3.
4. Titel des Berichts Ökobilanz für Getränkeverpackungen II		
5. Autor(en), Name(n), Vorname(n) Eckhard Plinke, Martina Schonert, Herrmann Meckel (prognos) Andreas Detzel, Jürgen Giegrich, Horst Fehrenbach, Axel Ostermayer, Achim Schorb (IFEU-Institut) Jürgen Heinisch (GVM) Klaus Luxenhofer (Pack Force) Stefan Schmitz (Umweltbundesamt)		**8. Abschlussdatum** Juli 2000 **9. Veröffentlichungsdatum** August 2000
13. Durchführende Institutionen (Name, Anschrift) Prognos GmbH, Missionsstrasse 62, CH-4012 Basel IFEU-Institut, Wilckensstraße 3, 69120 Heidelberg Gesellschaft für Verpackungsmarktforschung mbH, Rheingaustrasse 85, 65203 Wiesbaden Pack Force, Altkönigstraße 32, 61440 Oberursel/Ts.		**10. UFOPLAN-Nr.** 296 92 504 **11. Seitenzahl** 354 (Haupttext) **12. Literaturangaben** 56
13. Fördernde Institution (Name, Anschrift) Umweltbundesamt, Bismarckplatz 1, D – 14193 Berlin		**13. Tabellen und Diagramme** 68 (Haupttext) **14. Abbildungen** 107
13. Zusätzliche Angaben		
14. Kurzfassung In Fortführung der Arbeiten zur Umweltrelevanz von Verpackungen wurden für das Umweltbundesamt **Ökobilanzen für Getränkeverpackungen alkoholfreier Getränke und Wein** erstellt. Die Untersuchung zielt auf die Zusammenstellung von Informationen über umweltrelevante Stoff- und Energieströme der in den einzelnen Getränkebereichen auf dem Markt befindlichen Verpackungssysteme auf der Grundlage repräsentativer mittlerer Rahmenbedingungen (Bezugsjahr 1996) und Vergleich ihrer ökologischen Wirkungspotentiale. Die Ökobilanz wurde entsprechend der **ISO-Normen** 14040 bis ISO 14043 durchgeführt. Die **Kritische Prüfung** erfolgte nach ISO 14040, Abs. 7.3.3. Die Auswahl der **zu untersuchenden Verpackungssysteme** erfolgte auf Basis ihrer Marktrelevanz. Zu den Lebenswegabschnitten Abfüller und Distribution wurden umfangreiche Datenerhebungen durchgeführt. Alle Prozesse der Lebenswege wurden im Bericht vereinfacht und in einem separaten Materialband ausführlich beschrieben. Es wurde eine Wirkungsabschätzung und eine abschließende Auswertung der Ergebnisse durchgeführt.		
15. Schlagwörter Ökobilanz, Getränkeverpackung, Flasche, Dose, Glas, PET, Aluminium, Weißblech, Getränkekarton, Einweg, Mehrweg, Distribution		
16. Preis	**19.**	**20.**

REPORT COVER SHEET

Report No. 1. UBA-FB	2.	3.
4. Report Title Life Cycle Assessment for Drinks Packaging Systems II		
5. Autor(s), Family Name(s), First Name(s) Eckhard Plinke, Martina Schonert, Herrmann Meckel (prognos) Andreas Detzel, Jürgen Giegrich, Horst Fehrenbach, Axel Ostermayer, Achim Schorb (IFEU-Institut) Jürgen Heinisch (GVM) Klaus Luxenhofer (Pack Force) Stefan Schmitz (Umweltbundesamt)		**13. Report date** July 2000 **14. Publication date** August 2000
6. Performing Organisation (Name, Adress) Prognos GmbH, Missionsstrasse 62, CH-4012 Basel IFEU-Institut, Wilckensstraße 3, 69120 Heidelberg Gesellschaft für Verpackungsmarktforschung mbH, Rheingaustrasse 85, 65203 Wiesbaden Pack Force, Altkönigstraße 32, 61440 Oberursel/Ts.		**13. UFOPLAN - Ref No.** 296 92 504 **14. No. of Pages** 354 (main text) **15. No. of References** 56
13. Sponsoring Agency (Name, Adress) Umweltbundesamt, Bismarckplatz 1, D – 14193 Berlin		**13. No. of Tables, Diagrams** 68 (main text) **14. No. of Figures** 107
15. Supplementary Notes		

16. Abstract

Continuing the investigations concerning the ecological relevance of packaging materials the Federal Environmental Agency commissioned **life cycle assessments on packing systems for non-alcoholic drinks and wine**. The investigation aims at compiling information on environmentally relevant material and energy flows of those packaging systems with a significant importance in the specified beverage market segments, on the basis of representative and average framework conditions (reference year 1996) and comparison of their potential ecological impacts. The life cycle assessment was conducted in accordance with the **ISO-standards** 14040 to 14043. The **Critical Review** was performed corresponding to ISO 14040 chapter 7.3.3.

The analysed packaging systems were chosen on basis of their market relevance (in general more than 5 % market share). For the life cycle steps filling and distribution a comprehensive data collection has been carried out. The unit processes of the life cycle have been described in the report with some characteristic features and more detailed in the separate volume. An impact assessment and a conclusive interpretation of the results are further parts of the investigation.

17. Keywords

Life Cycle Assessment, Drinks Packaging, Bottle, Beverage Can, Glass, PET, Aluminium, Tinplate, Beverage Carton, One-way, Returnable, Distribution

18. Price	19.	20.

Zusammenfassung

Ein Ziel der deutschen Umweltpolitik ist die Reduktion der durch Verpackungen verursachten Umweltbelastungen. Als geeignetes Instrument einer ökologischen Bewertung von Verpackungen haben sich Ökobilanzen etabliert. Im Bereich der Getränkeverpackungen hat das Umweltbundesamt nach entsprechenden Untersuchungen für Frischmilch und Bier die vorliegenden **Ökobilanzen für Getränkeverpackungen alkoholfreier Getränke und Wein** in Auftrag gegeben. Die Untersuchung wurde von der Projektgemeinschaft Prognos (Leitung), IFEU, Gesellschaft für Verpackungsmarktforschung (GVM) und PackForce durchgeführt.

Die Gesamtuntersuchung besteht aus zwei Phasen, Status-Quo-Analyse (Phase I) und Prognoseszenarien (Phase II). Der vorliegende Bericht enthält die Ergebnisse der Status-Quo-Analyse für das Bezugsjahr 1996. Sie hat folgende **Zielsetzung**:

> Zusammenstellung von Informationen über umweltrelevante Stoff- und Energieströme der in den einzelnen Getränkebereichen auf dem Markt befindlichen Verpackungssysteme auf der Grundlage repräsentativer mittlerer Rahmenbedingungen und Vergleich ihrer ökologischen Wirkungspotentiale.

Die Ökobilanz wurde entsprechend der DIN/EN/**ISO-Normen** 14040 bis ISO 14043 durchgeführt. Die **Kritische Prüfung** erfolgte nach ISO 14040, Abs. 7.3.3. Vorsitzende des Panels ist Frau A. de Groot-van Dam (TNO, Delft). Als weitere unabhängige Experten wurden die Herren Dipl. Ing. C.-O. Gensch, Prof. Dr. W. Klöpffer und Dr. H.-J. Klüppel benannt. Die Kritische Prüfung umfasst alle Arbeitsschritte der Ökobilanz. Die betroffenen Kreise (Industrie-, Umwelt- und Verbraucherverbände) wurden über einen projektbegleitenden Ausschuss in die Untersuchung einbezogen.

Die Auswahl der **untersuchten Verpackungssysteme** erfolgte auf Basis ihrer Marktrelevanz (in der Regel mehr als 5 % Marktanteil). Die GVM hat hierzu eine Marktanalyse durchgeführt (siehe separater Materialienband).

Untersuchte Verpackungssysteme

Getränkebereich		Untersuchte Verpackungssysteme	
		Vorratskauf	**Sofortverzehr**
Mineralwasser (inkl. Quell-, Tafel- u. Heilwässer)	Mehrweg	• Glas: 0,7 l-/0,75 l GDB • PET: 1,5 l	• Glas: 0,25 l (Vichy)
	Einweg	• Glas:1 l-Enghals • Verbundkarton 1 l	• Glas: 0,33 l Enghals
Getränke ohne CO_2	Mehrweg	• Glas: 1 l-/0,7 l-Enghals 1 l/0,75 l-Weithals	–
	Einweg	• Glas: 0,75 l-Enghals, 1 l/0,75 l-Weithals • Verbundkarton 1 l	–
Erfrischungsgetränke (kohlensäurehaltig)	Mehrweg	• Glas: 0,7 l (GDB); • PET: 1 l, 1,5 l	• Glas: 0,33 l
	Einweg	• Glas: 1 l	• Glas: 0,33 l • Getränkedose 0,33 l Weißblech • Getränkedose 0,33 l Aluminium
Wein	Mehrweg	• Glas: 1l	–
	Einweg	• Glas: 1 l/0,75 l • Verbundkarton 1 l	–

Die **Struktur der bilanzierten Lebenswege** der untersuchten Verpackungen wurde in vereinfachter Form graphisch dargestellt. Zu den Lebenswegabschnitten Abfüller und Distribution wurden umfangreiche Datenerhebungen durchgeführt. Die einzelnen Module sind in ihren wesentlichen Grundzügen im Bericht beschrieben (Kapitel 2.5). Ausführlichere Beschreibungen und die zugrundegelegten Daten finden sich in den Standardberichtsbögen (siehe Materialienband).

Das **Recycling** von Verpackungen und Verpackungsbestandteilen wurde mit zwei Methoden, dem „Cut Off-Verfahren“ (ohne Gut- und Lastschriften für Recycling) und dem „Gut-/ Lastschriftverfahren“ berechnet (Kapitel 4.2).

Mit den verwendeten Datensätzen konnte die für Getränke-verpackungssysteme relevante Produktions- und Verbrauchssituation in Deutschland **annähernd repräsentativ** abgebildet werden (Kapitel 2.8.2).

Der zeitliche Bezug liegt mit gewissen Schwankungen im Bereich des für die Studie angestrebten Zeitraums Mitte der 90er Jahre.

Sensitivitätsanalysen wurden im Wesentlichen durchgeführt, um die Ergebnisrelevanz der erkannten Einschränkungen der Sachbilanz zu überprüfen (Kapitel 2.10). Dies betrifft hauptsächlich die Modellierung der Distribution, die Einsatzquote von Primäraluminium, die Gutschrift für das Aluminiumrecycling, Umlaufzahlen, Strommodelle für Aluminium und das Gutschriftenmodell für Zellstoff beim Verbundkarton.

Im Rahmen der **Wirkungsabschätzung** wurden folgende ökologische Wirkungskategorien betrachtet.

Verwendete Wirkungskategorien

- Photochemische Oxidantienbildung
- Aquatische Eutrophierung
- Terrestrische Eutrophierung
- Versauerung
- Gesundheitsschäden und gesundheitliche Beeinträchtigung des Menschen
- Schädigung und Beeinträchtigung von Ökosystemen
- Ressourcenbeanspruchung
- Naturraumbeanspruchung
- Treibhauseffekt

Die Wirkungsabschätzung wurde gemäß ISO 14042, einschließlich der optionalen Bestandteile **Normierung** und **Rangbildung**, durchgeführt. Die Rangbildung, d.h. die Hierarchisierung unterschiedlicher Wirkungskategorien nach ihrer ökologischen Priorität (ranking), erfolgte gemäß dem Vorschlag des Umweltbundesamtes [UBA 1999]. Es ist darauf hinzuweisen, dass diese Rangbildung nicht ausschließlich auf objektiven Sachverhalten, sondern zu einem großen Teil auch auf Werthaltungen des Umweltbundesamtes beruht.

Die **Auswertung**, d.h. die Zusammenführung der Einzelergebnisse zu Schlussfolgerungen, die Prüfung der Belastbarkeit dieser Schlussfolgerungen sowie die Ableitung von Empfehlungen, erfolgte beim Umweltbundesamt entsprechend dem hierfür erarbeiteten

Methodenvorschlag [UBA 1999] unter Einhaltung der Bestimmungen aus ISO 14043.

Die Auswertung verfolgt das Ziel, die für die unterschiedlichen Verpackungssysteme ermittelten Ergebnisse aus Sachbilanz und Wirkungsabschätzung unter Berücksichtigung methoden- und datenbedingter Unsicherheiten miteinander zu vergleichen. Für diese Vergleiche wurde für jeden Untersuchungsbereich das jeweils marktbedeutendeste Mehrwegsystem als Referenzsystem festgelegt, und die Ergebnisse der übrigen Verpackungssysteme diesem Referenzsystem jeweils Indikator für Indikator gegenübergestellt. Darüber hinaus wurden die Indikatorergebnisse der untersuchten Wirkungskategorien gemäß der o.g. Methode des UBA gegeneinander abgewägt mit dem Ziel, kategorieübergreifende („gesamtökologische") Aussagen zu erhalten.

Die Ergebnisse der Auswertung lassen zusammengefasst folgendes Bild erkennen:

- Die bestehenden PET-Mehrwegsysteme sind gegenüber den bestehenden Glas-Mehrwegsystemen in den Getränkesegmenten Mineralwasser und CO_2-haltige Erfrischungsgetränke aus Umweltsicht vorzuziehen.

- Zwischen den bestehenden Glas-Mehrwegsystemen und Getränkekartonverpackungs-Systemen lässt sich in den Getränkesegmenten Mineralwasser, CO_2-freie Getränke und Wein mit der hier durchgeführten Bewertungsmethode kein umfassender ökologischer Vor- oder Nachteil erkennen.

- Glas-Einwegsysteme sowie Getränkedosensysteme aus Weißblech und Aluminium zeigen bei den kohlensäurehaltigen Erfrischungsgetränken gegenüber vergleichbaren Mehrwegsystemen deutliche ökologische Nachteile.

- Diese Umweltbelastungen liegen in Größenordnungen, die denen von einigen 10.000 bis einigen 100.000 Bundesbürgern verursachten entsprechen oder im Bereich um 0,1% der Gesamtbelastung in Deutschland.

Die Untersuchungen lassen aus Sicht des Umweltbundesamtes folgende Empfehlungen zu:

- Die Getränkedistribution (Transportprozesse) trägt zu einem erheblichen Maße zu den Ergebnissen der Ökobilanz bei. Dies wird bei Mehrweg-Verpackungssystemen bereits aus den vorliegenden Ergebnissen deutlich. Bei einer Einbeziehung des Füllgutes wird sich diese Relevanz der Distribution voraussichtlich auch bei Einwegverpackungen erweisen. Bei weiteren umweltpolitischen Aktivitäten im Getränkeverpackungsbereich sollte der Bereich der Distribution stärker in den Vordergrund gerückt werden.

- Die zur Beantwortung noch offener Fragen notwendige zusätzliche Berücksichtigung des Füllguts in der Ökobilanz sollte in die in der 2. Phase zu bearbeitenden Szenarien einbezogen werden.

Summary

The German environmental policy aims at reducing the environmental burdens caused by packaging materials. Life cycle assessment has turned out to be a suitable method for ecological evaluation of packaging materials. After conducting studies on beverage packing for beer and fresh milk the German environmental agency has commissioned an life cycle assessment on packaging systems for non-alcoholic drinks and wine now. The study was conducted by a project team consisting of Prognos (management), IFEU, Gesellschaft für Verpackungsmarktforschung (GVM) und PackForce.

The complete study consists of two parts, Status-Quo-Analysis (part I) and future scenarios (part II). This report contains the results of the Status-Quo-Analysis for the reference year 1996. The **objective** of the life cycle assessment is as follows:

> Compiling information on environmentally relevant material and energy flows of those packaging systems with a significant importance in the specified beverage market segments, on the basis of representative and average framework conditions and comparison of their potential ecological impacts.

The life cycle assessment was conducted in accordance with the DIN/EN/**ISO-standards** 14040 to 14043. The **Critical Review** was performed corresponding to ISO 14040 chapter 7.3.3. Chairman of the panel is Mrs. A. de Groot-van Dam (TNO, Delft). As further independent experts have been nominated Dipl.-Ing. C.-O. Gensch, Prof. Dr. W. Klöpffer and Dr. H.-J. Klüppel. The Critical Review covers all working steps of the life cycle assessment. The related parties (industry, environmental and consumer-associations) were integrated into the project by a project attending committee.

The analysed packaging systems were chosen on basis of their market relevance (in general more than 5 % market share). GVM prepared a market analysis on that issue (see separate volume: Materials).

Analysed Packaging Systems

Beverage market segment		Analysed packaging systems	
		Buying in stock	**Immediate consumption**
Mineral water (incl. spring-, table- and medicinal water)	returnable	• Glass: 0,7 l-/0,75 l GDB • PET: 1,5 l	• Glass: 0,25 l (Vichy)
	one-way	• Glass:1 l-narrow bottle neck • Liquid packaging board 1 l	• Glass: 0,33 l narrow bottle neck
Drinks without CO_2	returnable	• Glass: 1 l-/0,7 l-narrow bottle neck 1 l/0,75 l- wide bottle neck	–
	one-way	• Glass: 0,75 l- narrow bottle neck, 1 l/0,75 l- wide bottle neck • Liquid packaging board 1 l	–
Soft drinks (with CO_2)	returnable	• Glass: 0,7 l (GDB); • PET:1 l, 1,5 l	• Glass: 0,33 l
	one-way	• Glass: 1 l	• Glass: 0,33 l • Can 0,33 l tinplate • Can 0,33 l aluminium
Wine	returnable	• Glass: 1l	–
	one-way	• Glass: 1 l/0,75 l • Liquid packaging board 1 l	–

The **structure of the life cycle** of the packaging systems investigated has been depicted in the report in a simplified manner. For the life cycle steps filling and distribution a comprehensive data collection has been carried out. The single modules of the life cycle have been described in the report with some characteristic features (chapter 2.5). More detailed descriptions

and the basic data can be found in the standard reports (see separate volume on documentation of results).

Recycling of packaging and parts of the packaging was modelled by two methods, „Cut Off" (without credit for recycling) and credit-method (chapter .4.2).

The data sets used are qualified to give an approximate representation of the actual production and consumption structures of beverage packaging systems in Germany (chapter 2.8.2). For all data but a few exemptions the reference period is the middle of the 1990ies.

Sensitivity analyses were performed basically to check the impact of the limitations of the life cycle analysis on the results (chapter 2.10). This concerns mainly the modelling of the distribution, the ratio of secondary aluminium in can aluminium production, the credits given for the recycling of aluminium, trip rates, electricity models for aluminium and the credit method used for pulp production for liquid packaging boards.

The **impact assessment** was conducted using the following ecological impact categories.

Impact Categories used

- ☐ Photochemical oxidant formation
- ☐ Aquatic eutrophication
- ☐ Terrestic eutrophication
- ☐ Acidification
- ☐ Toxic effects to humans
- ☐ Toxic effects to ecosystems
- ☐ Resource use
- ☐ Land use
- ☐ Global Warming

The impact assessment was performed according to ISO 14042 including the optional elements **normalisation** and **ranking**. Ranking, i.e. the prioritisation of different impact categories by their ecological priority, was carried out according to the methodology proposed by the Federal Environmental Agency [UBA, 1999]. It has to be pointed out that this ranking is based not solely on objective facts, but also, to a large extent, on value choices of the Federal Environmental Agency.

The **interpretation**, i.e. the collation of the various results in order to formulate conclusions, the verification of the soundness of these conclusions and the derivation of recommendations, was carried out by the Federal Environmental Agency according to the proposed method [UBA, 1999] and in observance of the rules laid down in ISO 14043

The interpretation aims to compare the results obtained for the various packaging systems in inventory analysis and impact assessment while taking into account method- and data-related uncertainties. As a basis for these comparisons, the respective reuse system with the largest market share was established as reference system for each sector. The results for the other packaging systems were then compared with those of the reference system indicator by indicator. In addition, the indicator results of the impact categories examined were subjected to valuation according to the UBA method referred to above, in order to derive statements as to the overall environmental relevance.

In sum, the results of the interpretation show the following picture:

- For mineral water and carbonated refreshment drinks, the existing returnable PET bottle systems are preferable to the existing returnable glass bottle systems from an environmental viewpoint.

- For mineral water, non-carbonated drinks and wine, assessment using the method outlined above reveals no comprehensive environmental advantage or disadvantage for the existing returnable glass bottle systems and the existing carton packaging systems.

- For carbonated refreshment drinks, throw-away glass bottles as well as tinplate and aluminium cans are distinctly more environmentally unfavourable than comparable re-use systems.

- These environmental impacts are in the order of those caused by

several 10,000 to several 100,000 Germans, or in the range of 0.1% of the respective total impact in Germany.

In the view of the Federal Environmental Agency, the study permits the following recommendations to be made:

- Beverage distribution (transportation processes) makes a considerable contribution to the results of the LCA. For returnable packaging systems, this can already clearly be seen from the available results. Given inclusion of the content of the packaging, distribution will presumably also prove to be of considerable relevance for throw-away packaging. In future environmental-policy activities in the field of drinks packaging, more attention should be paid to the distribution stage.

- To clarify questions that are still open, it is necessary to also include the content of the packaging in LCA. This aspect should be included in the scenarios to be dealt with in Phase 2.

Ökobilanz für Getränke-verpackungen II

Endbericht zu Phase I

Forschungsvorhaben 296 92 504 des Umweltbundesamtes, Berlin

- ❑ Prognos (Projektleitung)
- ❑ IFEU-Institut für Energie- und Umweltforschung GmbH
- ❑ GVM-Gesellschaft für Verpackungsmarktforschung mbH
- ❑ Pack Force®

- ❑ Umweltbundesamt

August 2000

Inhaltsverzeichnis

Seite

Inhaltsverzeichnis I

Abkürzungsverzeichnis III

Abbildungsverzeichnis V

Tabellenverzeichnis VIII

1 Zieldefinition und Rahmenfestlegungen 1

1.1 Festlegung des Ziels 1
1.2 Untersuchungsrahmen der Ökobilanz 4
1.3 Allgemeine Projektinformationen 17

2 Sachbilanz 19

2.1 Zu bilanzierende Verpackungssysteme 19
2.2 Struktur der Lebenswege 24
2.3 Datenerfassung und Datenherkunft 42
2.4 Grundsätze und Verfahren der Allokation 42
2.5 Beschreibung von Modulen und Modulketten 55
2.6 Systemparameter und Annahmen zur Systemmodellierung 100
2.7 Berechnungsverfahren 115
2.8 Datenvalidierung 115
2.9 Einschränkungen der Sachbilanz 131
2.10 Sensitivitätsanalysen 136

3 Methode der Wirkungsabschätzung 147

3.1 Vorgehensweise bei der Wirkungsabschätzung 147
3.2 Verbindliche Bestandteile der Wirkungsabschätzung 149
3.3 Die optionalen Bestandteile der Wirkungsabschätzung 164

4 Ergebnisse 171

4.1 Erläuterung zu den Ergebnissen der Sachbilanz 171
4.2 Erläuterung zu den Ergebnissen der Wirkungsabschätzung 173
4.3 Ergebnisse der Wirkungsabschätzung, Graphische Auswertung ausgewählter Wirkungskategorien 175
4.4 Ergebnisse der Sensitivitätsanalysen, Graphische Auswertung ausgewählter Kategorien der Wirkungsabschätzung 212

5 Auswertung **239**

5.1 Ziel und Rahmen der Auswertung 239
5.2 Auswertung 245
5.2.1 Verpackungssysteme für Mineralwasser (Vorratskauf) 248
5.2.2 Verpackungssysteme für Mineralwasser (Sofortverzehr) 269
5.2.3 Verpackungssysteme für Getränke ohne CO_2 (Vorratskauf) 276
5.2.4 Verpackungssysteme für CO_2-haltige Getränke (Vorratskauf) 300
5.2.5 Verpackungssysteme für CO_2-haltige Getränke (Sofortverzehr) 311
5.2.6 Verpackungssysteme für Wein 326
5.3 Beurteilung der Ergebnisse 339
5.4 Schlussfolgerungen, Empfehlungen 345

Literatur **347**

Glossar **353**

Anhang 1: Bericht des Critical Review Panels

Anhang 2: Definition der Verpackungssysteme

Anhang 3: Herleitung der ökologischen Priorität

Materialsammlung (Band 2)

1) **Standardberichtsbögen und Datenblätter**
2) **GVM: Marktanalyse, 1996**
3) **GVM: Umlaufzahlen, 1997**
4) **Prognos/IFEU: Parameter für die Transporte von Bestandteilen des Verpackungssystems zum Abfüller**
5) **Dr. Luxenhofer: Abfüllanlagen, 1997**
6) **Prognos/Dr. Luxenhofer: Distributionsanalyse, 1997**
   Prognos: Distributionsszenarien, 1997

Abkürzungsverzeichnis

Äq	Äquivalente
Alu	Aluminium
AOX	Adsorbierbare organische Halogenverbindungen
AP	Altpapier
AzB	Abfall zur Beseitigung
AzV	Abfall zur Verwertung
BaP	Benz(a)Pyren
C	Kohlenstoff
Cd	Cadmium
CO	Kohlenmonoxid
CO_2	Kohlendioxid
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf
DIN	Deutsches Institut für Normung
DSD	Duales System Deutschland
EW	Einweg
EDW	Einwohner-Durchschnittswerte
f.E.	funktionelle Einheit
FN	Fußnote
GDB	Genossenschaft Deutscher Brunnen
GVM	Gesellschaft für Verpackungsmarktforschung mbH, Wiesbaden
GWP	Global warming potential
HDPE	High Density Polyethylene
HF	Fluorwasserstoff
Ifeu	Institut für Energie- und Umweltforschung GmbH, Heidelberg
ISO	International Standardisation Organisation
IV	Innenverpackung
KEA	Kumulierter Energieaufwand
kJ	Kilojoule
kt	Kilo-Tonnen (1 kt = 1000 t)
LDPE	Low Density Polyethylene
LWC	Light Weight Coated, spezielle Papierqualität
MJ	Megajoule
MBA	Mechanisch-biologische Abfallbehandlung
MVA	Abfallverbrennungsanlage
MW	Mehrweg
N	Stickstoff

NCPOCP	N-korrigierter POCP
NH_3	Ammoniak
NMVOC	Non methane volatile organic compound
NO_x	Stickoxide
P	Phosphor
Pb	Blei
PE	Polyethylen
PP	Polypropylen
PET	Polyethylenterephtalat
PO_4-$Äq_{aquat}$	Phosphat-Äquivalente (aquatisch)
PO_4-$Äq_{terr}$	Phosphat-Äquivalente (terrestrisch)
POCP	Photooxidantien-Bildungspotential
PS	Polystyrol
PV	Palettenverpackung
ROÄq	Rohöl-Äquivalente
RiL	Rohstoffe in Lagerstätten
R-PET	Recycling-PET
SO_2	Schwefeldioxid
SV	Sammelverpackung
TE	Toxizitätseinheiten bzw. -äquivalente
Tsd	Tausend
UZ	Umlaufzahl
v.a.	vor allem
VdF	Verband der deutschen Fruchtsaftindustrie
VE	Versandeinheit
VV	Versandverpackung
zul. Ges.-Gew.	zulässiges Gesamt-Gewicht

Abbildungsverzeichnis

Seite

Abbildung 1-1:	Schematischer Lebensweg von Getränkeverpackungen	8
Abbildung 2-1:	Lebenswegstruktur Szenario 01: Glas MW 0,7l (GDB)	25
Abbildung 2-2:	Lebenswegstruktur Szenario 02: Glas MW 0,75l (GDB)	26
Abbildung 2-3:	Lebenswegstruktur Szenario 03: Glas EW 1,0l Enghals	26
Abbildung 2-4:	Lebenswegstruktur Szenario 04: PET MW 1,5l (Bonaqua)	27
Abbildung 2-5:	Lebenswegstruktur Szenario 06: Getränkekarton EW 1,0l	27
Abbildung 2-6:	Lebenswegstruktur Szenario 07: Glas MW 0,25l (Vichy)	28
Abbildung 2-7:	Lebenswegstruktur Szenario 08: Glas EW 0,33l (Enghals)	28
Abbildung 2-8:	Lebenswegstruktur Szenario 09: Glas MW 0,7l Enghals (VdF)	29
Abbildung 2-9:	Lebenswegstruktur Szenario 10: Glas MW-0,75l Weithals (VdF)	30
Abbildung 2-10:	Lebenswegstruktur Szenario 11: Glas MW-1,0l Enghals (VdF)	31
Abbildung 2-11:	Lebenswegstruktur Szenario 12: Glas MW-1,0l Weithals (Eurojuice)	32
Abbildung 2-12:	Lebenswegstruktur Szenario 13: Glas EW-0,75l Enghals	32
Abbildung 2-13:	Lebenswegstruktur Szenario 14 Glas EW-0,75l Weithals	33
Abbildung 2-14:	Lebenswegstruktur Szenario 15: Glas EW-1,0l Weithals	33
Abbildung 2-15:	Lebenswegstruktur Szenario 16: Getränkekarton EW-1,0l	34
Abbildung 2-16:	Lebenswegstruktur Szenario 17: Glas MW-0,7l (GDB)	35
Abbildung 2-17:	Lebenswegstruktur Szenario 18: Glas EW-1,0l (Coca Cola)	36
Abbildung 2-18:	Lebenswegstruktur Szenario 19: PET MW-1,0l (GDB)	36
Abbildung 2-19:	Lebenswegstruktur Szenario 20: PET MW-1,5l (Coca Cola)	37
Abbildung 2-20:	Lebenswegstruktur Szenario 21: Glas MW-0,33l (Coca Cola)	37
Abbildung 2-21:	Lebenswegstruktur Szenario 22: Glas EW-0,33l (Coca Cola)	38
Abbildung 2-22:	Lebenswegstruktur Szenario 23: Weißblechdose EW-0,33l	38
Abbildung 2-23:	Lebenswegstruktur Szenario 24: Aluminiumdose EW-0,33l	39
Abbildung 2-24:	Lebenswegstruktur Szenario 25: Glas MW-1,0l (Schlegel)	39
Abbildung 2-25:	Lebenswegstruktur Szenario 26: Glas EW-0,75l (Bordeaux)	40
Abbildung 2-26:	Lebenswegstruktur Szenario 27: Glas EW-1,0l (Schlegel)	40
Abbildung 2-27:	Lebenswegstruktur Szenario 28: Getränkekarton EW-1,0l	41
Abbildung 2-28:	Allokation nach Masse bei Multi-Output-Prozessen	43
Abbildung 2-29:	Schematisches Systemmodel	45
Abbildung 2-30:	Closed Loop Recycling	46
Abbildung 2-31:	Grundlagen des Gutschriftverfahrens	48
Abbildung 2-32:	Gutschriftverfahren im UBA-Projekt	50
Abbildung 2-33:	Modell der Distribution von Mineralwasser u.a. Wässer, kohlensäurehaltigen und kohlensäurefreien Erfrischungsgetränken	68
Abbildung 2-34:	Modell der Distribution von Wein	69
Abbildung 2-35:	Multi-Input-Charakteristik des Hausmülls und die verursachten Stoffströme in der Verbrennungsanlage	82
Abbildung 2-36:	Beschreibung der Systemgrenze der modellierten Hausmülldeponie	89
Abbildung 2-37:	Kraftstoffverbrauch in Abhängigkeit vom Auslastungsgrad	98
Abbildung 2-38:	Stoffflüsse ab Verbraucher	105
Abbildung 3-1:	Allgemeines Konzept der Wirkungsabschätzung	148
Abbildung 4-1:	Ergebnisse der Wirkungsabschätzung Mineralwasser Vorratskauf	177

Abbildung 4-2:	Ergebnisse des sektoralen Vergleichs Mineralwasser Vorratskauf	180
Abbildung 4-3:	Ergebnisse der Wirkungsabschätzung Mineralwasser Sofortverzehr	183
Abbildung 4-4:	Ergebnisse des sektoralen Vergleichs Mineralwasser Sofortverzehr	186
Abbildung 4-5:	Ergebnisse der Wirkungsabschätzung Erfrischungsgetränke ohne Kohlensäure Vorratskauf	189
Abbildung 4-6:	Ergebnisse des sektoralen Vergleichs Erfrischungsgetränke ohne Kohlensäure Vorratskauf	192
Abbildung 4-7:	Ergebnisse der Wirkungsabschätzung Erfrischungsgetränke mit Kohlensäure Vorratskauf	195
Abbildung 4-8:	Ergebnisse des sektoralen Vergleiches Erfrischungsgetränke mit Kohlensäure Vorratskauf	198
Abbildung 4-9:	Ergebnisse der Wirkungsabschätzung Erfrischungsgetränke mit Kohlensäure Sofortverzehr	201
Abbildung 4-10:	Ergebnisse des sektoralen Vergleiches Erfrischungsgetränke mit Kohlensäure Sofortverzehr	204
Abbildung 4-11:	Ergebnisse der Wirkungsabschätzung Wein	207
Abbildung 4-12:	Ergebnisse des sektoralen Vergleiches Wein	210
Abbildung 4-13:	Sensitivitätsanalyse zum Szenario 01: 0,7 l Glas Mehrwegflasche	213
Abbildung 4-14:	Sensitivitätsanalyse zum Szenario 04: 1,5 l PET Mehrwegflasche	216
Abbildung 4-15:	Sensitivitätsanalyse zum Szenario 06: Verbundkarton 1,0 l	219
Abbildung 4-16:	Sensitivitätsanalyse zum Szenario 09: 0,7 l Glas-Mehrweg Enghals	221
Abbildung 4-17:	Sensitivitätsanalyse Szenario 15: Braunglas 1,0 l Einweg Weithals	224
Abbildung 4-18:	Sensitivitätsanalyse zum Szenario 16: Verbundkarton 1,0 l	227
Abbildung 4-19:	Sensitivitätsanalyse zum Szenario 23: 0,33 l Weißblechdose	230
Abbildung 4-20:	Sensitivitätsanalyse zum Szenario 24: 0,33 l Aluminiumdose	232
Abbildung 4-21:	Sensitivitätsanalyse zum Szenario 25: Wein MW 1,0 l	235
Abbildung 4-22:	Sensitivitätsanalyse zum Szenario 26: Wein 0,75 l (Bordeaux)	
Abbildung 5- 1:	Beziehung der Bestandteile in der Auswertungsphase zu anderen Phasen der Ökobilanz	240
Abbildung 5- 2:	Vergleich der Systeme 01 und 02; Indikatorergebnisse	255
Abbildung 5- 3:	Vergleich der Systeme 01 und 02; Sachbilanz-Ergebnisse	255
Abbildung 5- 4:	Vergleich der Systeme 01 und 03; Indikatorergebnisse	256
Abbildung 5- 5:	Vergleich der Systeme 01 und 03;Sachbilanz-Ergebnisse	257
Abbildung 5- 6:	Vergleich der Systeme 01 und 04; Indikatorergebnisse	258
Abbildung 5- 7:	Vergleich der Systeme 01 und 04; Sachbilanz-Ergebnisse	259
Abbildung 5- 8:	Vergleich der Systeme 01 und 06; Indikatorergebnisse	260
Abbildung 5- 9 :	Vergleich der Systeme 01 und 06; Sachbilanz-Ergebnisse	262
Abbildung 5- 10:	Vergleich der Systeme 07 und 08; Indikatorergebnisse	274
Abbildung 5- 11:	Vergleich der Systeme 07 und 08; Sachbilanz-Ergebnisse	275
Abbildung 5- 12:	Vergleich der Systeme 11 und 09; Indikatorergebnisse	283
Abbildung 5- 13 :	Vergleich der Systeme 11 und 09;Sachbilanz-Ergebnisse	284
Abbildung 5- 14:	Vergleich der Systeme 11 und 10; Indikatorergebnisse	285
Abbildung 5- 15 :	Vergleich der Systeme 11 und 10; Sachbilanz-Ergebnisse	285
Abbildung 5- 16:	Vergleich der Systeme 11 und 12; Indikatorergebnisse	286
Abbildung 5- 17:	Vergleich der Systeme 11 und 12; Sachbilanz-Ergebnisse	288
Abbildung 5- 18:	Vergleich der Systeme 11 und 13; Indikatorergebnisse	289
Abbildung 5- 19:	Vergleich der Systeme 11 und 13; Sachbilanz-Ergebnisse	290

Abbildung 5- 20: Vergleich der Systeme 11 und 14; Indikatorergebnisse 291
Abbildung 5- 21: Vergleich der Systeme 11 und 14; Sachbilanz-Ergebnisse 292
Abbildung 5- 22: Vergleich der Systeme 11 und 15; Indikatorergebnisse 293
Abbildung 5- 23: Vergleich der Systeme 11 und 15; Sachbilanz-Ergebnisse 294
Abbildung 5- 24. Vergleich der Systeme 11 und 16; Indikatorergebnisse 295
Abbildung 5- 25: Vergleich der Systeme 11 und 16; Sachbilanz-Ergebnisse 297
Abbildung 5- 26: Vergleich der Systeme 17 und 18; Indikatorergebnisse 305
Abbildung 5- 27: Vergleich der Systeme 17 und 18; Sachbilanz-Ergebnisse 306
Abbildung 5- 28: Vergleich der Systeme 17 und 19; Indikatorergebnisse 307
Abbildung 5- 29: Vergleich der Systeme 17 und 19; Sachbilanz-Ergebnisse 308
Abbildung 5- 30: Vergleich der Systeme 17 und 20; Indikatorergebnisse 309
Abbildung 5- 31: Vergleich der Systeme 17 und 20; Sachbilanz-Ergebnisse 310
Abbildung 5- 32: Vergleich der Systeme 21und 22; Indikatorergebnisse 316
Abbildung 5- 33: Vergleich der Systeme 21und 22; Sachbilanz-Ergebnisse 316
Abbildung 5- 34: Vergleich der Systeme 21und 23; Indikatorergebnisse 318
Abbildung 5- 35: Vergleich der Systeme 21und 23; Sachbilanz-Ergebnisse 319
Abbildung 5- 36: Vergleich der Systeme 21und 24; Indikatorergebnisse 320
Abbildung 5- 37: Vergleich der Systeme 21und 24; Sachbilanz-Ergebnisse 322
Abbildung 5- 38: Vergleich der Systeme 25und 26; Indikatorergebnisse 331
Abbildung 5- 39: Vergleich der Systeme 25und 26; Sachbilanz-Ergebnisse 332
Abbildung 5- 40: Vergleich der Systeme 25und 27; Indikatorergebnisse 333
Abbildung 5- 41: Vergleich der Systeme 25und 27; Sachbilanz-Ergebnisse 334
Abbildung 5- 42: Vergleich der Systeme 25und 28; Indikatorergebnisse 335
Abbildung 5- 43: Vergleich der Systeme 25 und 28, Sachbilanz-Ergebnisse 336
Abbildung 5- 44: Vergleich der Systeme 25 und 26, Indikatorergebnisse 338
Abbildung 5- 45: Vergleich der Systeme 25 und 26, Sachbilanz-Ergebnisse 338

Tabellenverzeichnis

Seite

Tabelle 1-1:	Übersicht über die Vergleichsgruppen	5
Tabelle 1-2:	Zu untersuchende Verpackungssysteme (Status Quo-Analyse)	7
Tabelle 1-3:	Datenkategorien bei der Bilanzierung der Module (Oberkategorien)	11
Tabelle 2-1:	In den Status Quo-Analysen zu untersuchende Verpackungssysteme	20
Tabelle 2-2:	Datengrundlage zur Kunststofferzeugung	56
Tabelle 2-3:	Eigen- und Fremdscherbenanteil bei der Glasherstellung (FVB 1998)	58
Tabelle 2-4:	Stromsplit der Primäraluminiumproduktion nach EAA 1996	59
Tabelle 2-5:	Stromsplit Aluminium-Folienproduktion nach EAA 1996	63
Tabelle 2-6:	Befragungsumfang für die erste Handelsstufe	71
Tabelle 2-7:	Befragungsumfang für die zweite Handelsstufe	71
Tabelle 2-8:	Vergleichsgruppen mit einheitlichen Distributionsdaten *	73
Tabelle 2-9:	Palettenstellplätze in den Lkws	73
Tabelle 2-10:	Mineralwasser u.a. Wässer: Transportparameter im Hauptszenario	74
Tabelle 2-11:	Getränke ohne CO_2: Transportparameter im Hauptszenario	75
Tabelle 2-12:	Erfrischungsgetränke mit CO_2: Transportparameter im Hauptszenario	76
Tabelle 2-13:	Wein – Transportparameter im Hauptszenario	77
Tabelle 2-14:	Inputgrößen zur Berechnung der Emissionen im MVA-Modul	83
Tabelle 2-15:	Wirkungsgrade ETA zur Berechnung der Schwermetallemissionen	84
Tabelle 2-16:	Abfallunabhängige Schadstoffkonzentrationen im Reingas	85
Tabelle 2-17:	Brutto-Stromerzeugung Deutschland 1996, nach VDEW, 1997	92
Tabelle 2-18:	Strommodell Deutschland 1992 bis 1996 (vereinfacht)	92
Tabelle 2-19:	Stromsplit Deutsche Bahn für das Jahr 1996	95
Tabelle 2-20:	Lkw-Klassen, zulässiges Gesamtgewichten maximale Nutzlast	96
Tabelle 2-21:	Lkw-Klassen, Distributionsanalyse	97
Tabelle 2-22:	Straßenkategorien Güterverkehr mit Lkw	97
Tabelle 2-23:	Dieselkraftstoffverbrauch	99
Tabelle 2-24:	Umlaufzahlen für Mehrwegflaschen	100
Tabelle 2-25:	Umlaufzahlen für Mehrwegkästen	101
Tabelle 2-26:	Interne Verlustquoten für Glasflaschen	102
Tabelle 2-27:	Interne und externe Verluste von Mehrwegflaschen	103
Tabelle 2-28:	Erfassungsquoten für aussortierte Wertstoffe	104
Tabelle 2-29:	Entsorgung von Mehrwegflaschen beim Verbraucher	107
Tabelle 2-30:	Entsorgung von Einwegverpackungen beim Verbraucher	107
Tabelle 2-31:	Entsorgung von Verschlüssen auf MW-Flaschen beim Verbraucher	108
Tabelle 2-32:	Entsorgung von Verschlüssen von EW-Flaschen beim Verbraucher	108
Tabelle 2-33:	Einsatzquoten für Sekundärmaterial in den Untersuchungssystemen	110
Tabelle 2-34:	Gutschriften für aufbereitete Sekundärrohststoffe	112
Tabelle 2-35:	Marktdaten zur Berechnung der Gutschrift für Aluminiumschrotte	113
Tabelle 2-36:	Marktdaten zur Berechnung der Gutschrift für Altpapier	114
Tabelle 2-37:	Marktdaten zur Berechnung der Gutschrift für Stahlschrotte	114
Tabelle 2-38:	Datensymmetrieanalyse	122
Tabelle 2-39:	Repräsentativität der Daten im Überblick	126

Tabelle 2-40:	Nebenszenario "regionale Verteilung kleiner Brunnen"	139
Tabelle 2-41:	Nebenszenario "überregionale Verteilung großer Brunnen"	140
Tabelle 2-42:	Szenario Wein: regionaler Vertrieb	144
Tabelle 2-43:	Szenario Wein: Importwein	145
Tabelle 3-1:	Verwendete Wirkungskategorien	150
Tabelle-3-2:	Zuordnung der im Projekt erhobenen Sachbilanzparameter	151
Tabelle 3-3:	Treibhauspotential der in diesem Projekt erhobenen Stoffe	153
Tabelle-3-4:	Ozonbildungspotential der in diesem Projekt erhobenen Stoffe	154
Tabelle-3-5:	Eutrophierungspotential der in diesem Projekt betrachteten Stoffe	156
Tabelle-3-6:	Versauerungspotential der in diesem Projekt betrachteten Stoffe	157
Tabelle-3-7:	Energieinhalte der in diesem Projekt bewerteten Ressourcen	159
Tabelle 3-8:	Grundlagen zur Ermittlung des spezifischen Beitrags	165
Tabelle-3-9:	Getränkeverbrauch nach Getränkesegmenten	167
Tabelle 4-1:	Datenkategorien bei der Bilanzierung der Module (Oberkategorien)	172
Tabelle 5-1:	Bericht gemäß ISO 14040, Kap. 6	243
Tabelle 5-2:	Untersuchungsbereiche und untersuchte Verpackungssysteme	245
Tabelle 5- 3:	Untersuchungsbereich Mineralwasser Vorratskauf – Indikatorergebnisse in EDW	248
Tabelle 5- 4:	Variation der Distributionsentfernung - Veränderungen der Indikatorergebnisse gegenüber dem Hauptszenario	263
Tabelle 5- 5:	Untersuchungsbereich Mineralwasser (Sofortverzehr) – Indikatorergebnisse in EDW	269
Tabelle 5- 6:	Untersuchungsbereich Getränke ohne CO_2 Vorratskauf - Indikatorergebnisse in EDW (I)	277
Tabelle 5- 7:	Untersuchungsbereich Getränke ohne CO_2 Vorratskauf - Indikatorergebnisse in EDW (II)	277
Tabelle 5- 8:	Untersuchungsbereich CO_2-haltige Getränke (Vorratskauf) - Indikatorergebnisse in EDW	300
Tabelle 5- 9:	Untersuchungsbereich CO_2-haltige Getränke (Sofortverzehr) - Indikatorergebnisse in EDW	311
Tabelle 5- 10:	Veränderung der Ergebnisse (Systeme 23 und 24) bei Variation der Kraftwerke	324
Tabelle 5- 11:	Veränderung der Ergebnisse (System 24) bei Reduzierung der Sekundäraluminium-Einsatzquote von 90% auf 70%	325
Tabelle 5- 12:	Untersuchungsbereich Wein - Indikatorergebnisse in EDW	326

1 Zieldefinition und Rahmenfestlegungen

1.1 Festlegung des Ziels

1.1.1 Gründe für die Durchführung der Studie

Umweltbelastungen im Zusammenhang mit **Verpackungen** stehen schon seit Jahren im Blickpunkt des öffentlichen Interesses. Dabei spielte ihr hoher Anteil am Abfallaufkommen, der letztlich auch Anlass für die Verpackungsverordnung war, eine besondere Rolle. Nach wie vor besteht ein erhebliches politisches Interesse an der weiteren Reduktion der Umweltbelastungen durch Verpackungen, u.a. auch im Zuge der Novellierung der Verpackungsverordnung. Ein **Ziel** ist es dabei,

- einerseits die ökologisch vorteilhaften vorhandenen Verpackungssysteme zu fördern,
- andererseits eine ("ökologische") Optimierung der Verpackungssysteme (durch Innovationen wie z.B. Materialeinsparungen) zu erreichen.

Als Entscheidungsvorbereitung ist hierfür eine **Bewertung der "Umweltfreundlichkeit"** der verschiedenen Verpackungssysteme und -alternativen erforderlich. Dabei sind nicht nur einzelne Umweltwirkungen (wie Beitrag zum Abfallaufkommen) zu betrachten, sondern es ist ein möglichst vollständiges Bild der Umwelteinflüsse entlang des gesamten Lebensweges der jeweiligen Verpackungssysteme (Rohstoffentnahme, Herstellung, Abfüllung, Distribution, Gebrauch, Entsorgung) zu vergleichen.

Als geeignetes Instrument einer solchen lebenswegintegrierenden und medienübergreifenden ökologischen Betrachtung haben sich **Ökobilanzen** etabliert. Im Bereich Verpackungen liegen mittlerweile viele Erfahrungen und Vorarbeiten über Ökobilanzen vor. Unter anderem hat das Umweltbundesamt in zwei Untersuchungen die methodischen und praktischen Voraussetzungen zur Erstellung von Ökobilanzen für Verpackungen erarbeiten lassen [UBA 1995a, Projektgemeinschaft Lebenswegbilanzen 1992].

Diese Erfahrungen zeigen, dass belastbare Aussagen für oder gegen Verpackungssysteme (insbesondere Einweg versus Mehrweg) in der Regel nicht generell gemacht werden können, sondern immer nur bezogen auf **spezielle Randbedingungen und spezifische Füllgutbereiche**. Das Umweltbundesamt hat bisher für die Füllgutbereiche Frischmilch und Bier Untersuchungen durchführen lassen.

In Fortführung dieser Arbeiten lässt das Umweltbundesamt jetzt als Auftraggeber Ökobilanzen für **weitere Anwendungsbeispiele** aus dem Bereich Getränkeverpackungen erstellen, nämlich Verpackungen für die Getränkebereiche der alkoholfreien Getränke und Wein. Dies

beinhaltet folgende Getränkearten: [1]

- **Mineralwasser** (inkl. Quell-, Tafel- u. Heilwasser),
- **Erfrischungsgetränke (kohlensäurehaltig)**,
- **Getränke ohne CO_2** (Säfte, Nektare, usw.) und
- **Wein**.

Diese Bereiche sind umweltpolitisch besonders relevant, da sie der Mehrwegquote der Verpackungsverordnung unterliegen. Eine Intention ist daher der Vergleich zwischen **Ein- und Mehrwegverpackungen**.

Mit der Durchführung des Vorhabens wurde eine **Projektgemeinschaft** unter Leitung der Prognos GmbH (Berlin und Basel) beauftragt (siehe unter Punkt 1.3).

1.1.2 Zielsetzungen

Die Untersuchung gliedert sich in folgende zwei Teile mit unterschiedlichen Zielsetzungen:

Teil 1: (Status-Quo-Analyse): Zusammenstellung von **Informationen** über umweltrelevante Stoff- und Energieströme der in den einzelnen Getränkebereichen derzeit auf dem Markt befindlichen Verpackungssysteme auf der Grundlage repräsentativer mittlerer Rahmenbedingungen und **Vergleich** ihrer ökologischen Wirkungspotentiale (wie in 1.2.1.9 definiert)

Teil 2: (Prognose): Ermittlung der ökologischen Wirkungspotentiale von z.B. durch technische oder logistische Maßnahmen **ökologisch verbesserten** Verpackungssystemen anhand realistischer Prognoseszenarien.[2]

Zielsetzung der Untersuchung ist es **nicht**, Empfehlungen für oder gegen die Produktion oder den Verbrauch der relevanten Verpackungssysteme abzugeben. Neben der Ökobilanz sind hierzu auch andere Kriterien wie Kosten und Convenience wichtig.

---

1 Die Einteilung der Getränkearten erfolgte dabei ausgehend von verpackungsbezogenen Erfordernissen, entsprechend der Systematik des Verpackungspanels der Gesellschaft für Verpackungsmarktforschung (GVM). Sie weicht daher von anderen in der Praxis üblichen, z.B. an den Erfordernissen der Getränkeindustrie orientierten Einteilungen ab. Beispielsweise unterscheiden der Bundesverband der deutschen Erfrischungsgetränkeindustrie e.V. (BDE) und der Verband der deutschen Fruchtsaftindustrie e.V. (VdF) nach Wässern, Säften und Erfrischungsgetränken, wobei letzere auch nicht-kohlensäurehaltige Getränke umfassen.

2 Für Teil 2 der Untersuchung wird ein gesonderter Bericht erstellt..

1.1.3 Zielgruppen und Anwendungen der Ergebnisse

Die Ökobilanz soll auf mehrere Zielgruppen mit jeweils spezifischen Anwendungen ausgerichtet sein: **Umweltbundesamt** und **Bundesumweltministerium** können die Ergebnisse der Ökobilanz im Rahmen ihrer Beratungstätigkeit und zur wissenschaftlichen Herleitung und Untermauerung umweltpolitischer Entscheidungen nutzen.

Wirtschaftsunternehmen erhalten durch die Ökobilanz die Möglichkeit zur Beantwortung unternehmensspezifischer Fragestellungen, z.B.:

- Abfüller und Handelsunternehmen erhalten mit den Ergebnissen aus dem ersten Teil der Untersuchung Informationen über die ökologischen Vor- und Nachteile der von ihnen verwendeten Verpackungssysteme und können ökologische Verbesserungen ihrer Systeme durch Wechsel auf ökologisch günstigere Verpackungsalternativen prüfen.

- Hersteller von Packstoffen und Verpackungen erhalten mit den Ergebnissen aus dem ersten Teil der Untersuchung füllgutspezifische Informationen über die ökologischen Vor- und Nachteile ihrer Materialien. Mit der Veröffentlichung der Ausgangsdaten werden sie darüber hinaus in die Lage versetzt, spezifische Fragestellungen über das Zustandekommen der Ergebnisse beantwortet zu bekommen und - über das Vorhaben hinaus - weitere Sensitivitätsanalysen und Parametervariationen durchzuführen.

- Die beteiligten Wirtschaftsbereiche erhalten durch die Beteiligung an der Festlegung der Prognoseszenarien in Teil 2 der Untersuchung die Gelegenheit, die Entwicklung neuer oder die Optimierung bestehender Verpackungs- und Logistiksysteme auf ihren ökologischen Nutzen prüfen zu lassen.

Verbraucher- und Umweltverbände, können die Erkenntnisse aus dem Vorhaben als eine Grundlage (neben anderen) für Empfehlungen bezüglich der Auswahl und Verwendung von Verpackungssystemen verwenden.

Zusammenfassend soll eine Versachlichung der Diskussion zu den Umwelteffekten von Getränkeverpackungen erreicht werden. Das gilt für alle Zielgruppen.

1.2 Untersuchungsrahmen der Ökobilanz

Die Untersuchung erfolgt in Form einer Ökobilanz (engl.: Life Cycle Assessment) und berücksichtigt die in **DIN EN ISO 14040 bis 14043** festgelegten Anforderungen.

Im folgenden wird der Untersuchungsrahmen dieser Ökobilanz gemäß DIN EN ISO 14040, Kap. 5.1.2 und 14041 festgelegt.

1.2.1 Untersuchungsrahmen Teil 1 (Status-Quo-Analyse)

1.2.1.1 Funktion der betrachteten Verpackungssysteme

Die Ökobilanzen der verschiedenen Verpackungssysteme können nur miteinander verglichen werden, wenn Sie hinsichtlich definierter Anforderungen den gleichen **Nutzen** bzw. die gleiche **Funktion** erfüllen. Beim Vergleich der vorhandenen Verpackungssysteme und bei der Untersuchung von Optimierungsmöglichkeiten muss deshalb jeweils geprüft werden, ob für die betrachteten Alternativen ein äquivalenter Nutzen vorliegt.

Die Funktion der unter Kap. 1.2.1.3 genannten Verpackungssysteme besteht darin, die Bereitstellung der jeweiligen Füllgüter durch den Abfüller für den Verbraucher unter Einhaltung der notwendigen **lebensmittelrechtlichen Bedingungen** sowie der üblichen **verpackungstechnischen Funktionalitäten** (z.B. Distributionsfähigkeit) zu gewährleisten.

Dabei ist zu berücksichtigen, dass der Verbraucher je nach beabsichtigtem Einsatzort/-umständen unterschiedliche Behältergrößen wählt. Bei nichtalkoholischen Erfrischungsgetränken werden für den Daheimverzehr in der Regel größere Gebindegrößen gewählt als für den Sofortverzehr, der außer Haus z.B. während Freizeitaktivitäten erfolgt. Insofern erfüllt z.B. eine 0,33 l Dose eine andere Funktion als die 1 l Flasche. Andererseits werden z.B. 0,7 l, 1 l oder 1,5 l Behälter alternativ für den Daheimverzehr genutzt.

Neben den Getränkesegmenten: Wasser, kohlensäurehaltige Erfrischungsgetränke, Getränke ohne CO_2 und Wein, wird in dieser Studie daher unterschieden zwischen dem Einsatz

- für den **Sofortverzehr** (Immediate Consumption), d.h. kleinen Gebindegrößen (hier < 0,5 l), der sich wiederum in den
  - freien Verkauf z.B. über Kioske und den
  - Gastronomiebereich gliedert

- und für den **Vorratskauf** (Future Consumption), d.h. großen Gebindegrößen (hier > 0,5 l).[3, 4]

Sofortverzehr beinhaltet den einmaligen Getränkekonsum in "portionsgerechten" Mengen (z.B. im Freizeitbereich). Vorratskauf beinhaltet den mehrmaligen Konsum; die Verpackung hat hierbei für den Verbraucher zusätzlich eine zwischenzeitliche Lagerfunktion.

Nur innerhalb der jeweiligen Vergleichsgruppen sind Verpackungsvergleiche zulässig (siehe auch Tab. 1-1).

Da alle zu untersuchenden Verpackungssysteme, wie in Kap. 1.2.1.3 dargestellt wird, auf dem Markt etabliert sind, kann davon ausgegangen werden, dass die oben genannten Anforderungen grundsätzlich erfüllt und somit Nutzen und Funktion im Sinne dieser Anforderungen als äquivalent anzusehen sind[5].

1.2.1.2 Funktionelle Einheit

Der Massstab für den Nutzen eines Verpackungssystems ist die **funktionelle Einheit**, auf die alle Wechselwirkungen mit der Umwelt bezogen werden.

Beim Erwerb von Getränken ist davon auszugehen, dass der Verbraucher jeweils eine bestimmte Füllgutmenge erwerben will. D.h., er kauft z.B. für den Daheimverzehr 3 Flaschen à 1 l oder 2 Flaschen à 1,5 l, nicht aber alternativ 3 Flaschen à 1 l oder 3 Flaschen à 1,5 l.

Damit sind die unterschiedlichen Behältergrößen innerhalb einer Gruppe mit Bezug auf die Füllgutmenge vergleichbar. Als funktionelle Einheit wird das Verpackungssystem festgelegt, das zur **Bereitstellung von 1000 l** des jeweiligen Getränkes für den Verbraucher erforderlich ist. Unter Berücksichtigung der untersuchten Getränkesegmente ergeben sich dann insgesamt sechs Vergleichsgruppen.

---

3 Da in dieser Studie keine 0,5 l Behälter untersucht werden, ist eine Entscheidung über deren Einordnung im Rahmen dieser Studie nicht erforderlich.

4 Die Abgrenzung zwischen Vorratskauf und Sofortverzehr bei 0,5 l stellt eine Näherung für die Zwecke dieser Studie dar. Für andere Zwecke mögen in der Praxis hiervon abweichende Abgrenzungen bestehen.

5 Dies bedeutet nicht, dass die Systeme als allgemein gleichartig bzw. gleichwertig anzusehen sind. Sie können sich z.B. bezüglich ihrer Marktakzeptanz oder ihrer Convenience unterscheiden. Auch können ästhetische Gründe zu Unterschieden zwischen den Verpackungen führen. Diese Kriterien haben aber nach der hier vorgenommenen Definition keine Bedeutung.

Tabelle 1-1: Übersicht über die Vergleichsgruppen

1	Mineralwasser u.a. Wässer	Vorratskauf / Sofortverzehr
2	Getränke ohne CO2	Vorratskauf
3	kohlensäurehaltige Erfrischungsgetränke	Vorratskauf / Sofortverzehr
4	Wein	Vorratskauf

Bei der Bewertung der Vergleiche von Verpackungen für unterschiedliche Füllgutmengen sollte jedoch im Auge behalten werden, dass Verpackungen für größere Füllgutmengen in der Regel günstiger abschneiden, da das Verhältnis von Packstoffmenge zu Füllgutmenge dann günstiger ist.(siehe auch Kap. 2.9 Einschränkungen)

1.2.1.3 Zu untersuchende Verpackungssysteme

Im Rahmen der **Status Quo-Analysen** werden alle Verpackungssysteme untersucht, die derzeit in den Getränkebereichen Mineralwasser, Getränke ohne CO_2, Erfrischungsgetränke (kohlensäurehaltig) und Wein in Deutschland relevante Marktanteile haben (siehe zur Auswahl der Verpackungen Kapitel 2.1). Berücksichtigt werden laut Aufgabenstellung nur Verpackungen für abgefüllte Getränke, d.h. nur Premixsysteme. Die zu untersuchenden Verpackungssysteme sind in der folgenden Übersicht aufgeführt.

Tabelle 1-2: Zu untersuchende Verpackungssysteme (Status Quo-Analyse)

Getränkebereich		Untersuchte Verpackungssysteme	
		Vorratskauf	Sofortverzehr
Mineralwasser (inkl. Quell-, Tafel- u. Heilwässer)	Mehrweg	• Glas: 0,7 l-/0,75 l GDB • PET: 1,5 l	• Glas: 0,25 l (Vichy)
	Einweg[6]	• Glas:1 l-Enghals • Verbundkarton 1 l	• Glas: 0,33 l Enghals
Getränke ohne CO_2	Mehrweg	• Glas: 1 l-/0,7 l-Enghals 1 l/0,75 l-Weithals	–
	Einweg	• Glas: 0,75 l-Enghals, 1 l/0,75 l-Weithals • Verbundkarton 1 l	–
Erfrischungsgetränke (kohlensäurehaltig)	Mehrweg	• Glas: 0,7 l (GDB); • PET:1 l, 1,5 l	• Glas: 0,33 l
	Einweg	• Glas: 1 l	• Glas: 0,33 l • Getränkedose 0,33 l Weißblech • Getränkedose 0,33 l Aluminium
Wein[a)]	Mehrweg	• Glas: 1l	–
	Einweg	• Glas: 1 l/0,75 l • Verbundkarton 1 l	–

a) besondere Berücksichtigung verschiedener Flaschenkapseln

Der Lebensweg der zu untersuchenden Verpackungen besteht grob aus folgenden Abschnitten (siehe Abbildung 1-1~~Abbildung 1-1~~):

- Rohstoffabbau
  - Packstoffherstellung (Glas, Karton, PET, usw.)
  - Herstellung von Nebenbestandteilen (z.B. Etiketten, Verschlüsse)
  - Herstellung der Verpackung selbst (neben den Primärverpackungen auch Um- und Transportverpackungen, z.B. Flaschenkästen)
  - Abfüllung
  - Handel
  - Entsorgung (Beseitigung oder Verwertung gebrauchter Verpackungen).

[6] Ursprünglich sollte eine Einweg-PET-Flasche aufgrund der großen Marktbedeutung im internationalen Rahmen und aus Vergleichsgründen in das Untersuchungsprogramm der Phase I aufgenommen werden. Systematisch gehört die Einweg-PET-Flasche als zukünftige Entwicklung in Deutschland jedoch zu den in Phase II zu untersuchenden Verpackungssystemen. Da die Datenunsicherheiten bei zukünftigen Systemen größer sind als bei den eingeführten, wird nun auch die Einweg-PET-Flasche in Phase II bilanziert werden. Das System 05 entfällt daher.

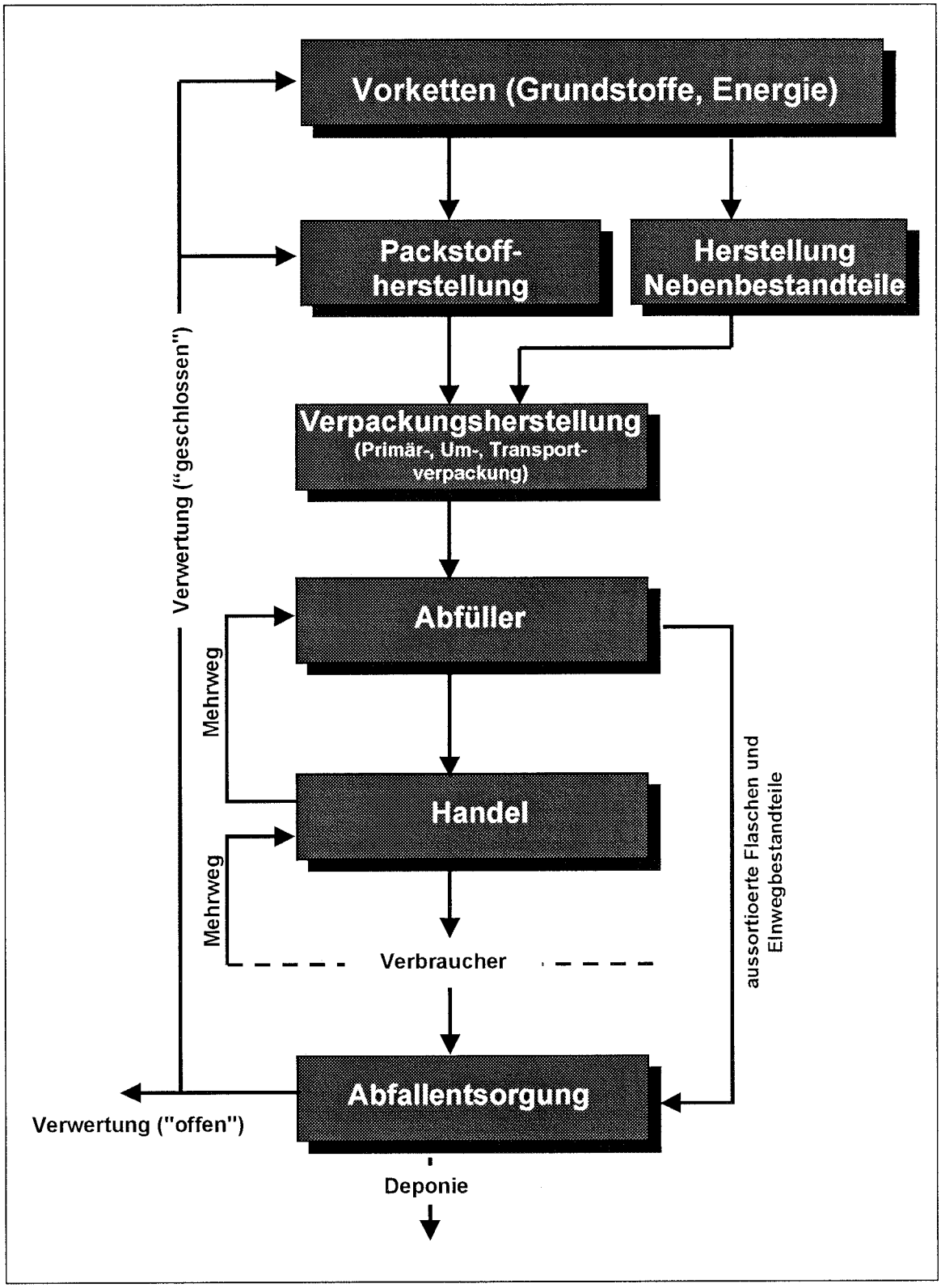


Abbildung 1-1: Schematischer Lebensweg von Getränkeverpackungen

Neben den eigentlichen Primärverpackungen werden auch die für die Distribution erforderli-

chen Transport- und Umverpackungen (z.B. Paletten) berücksichtigt.

1.2.1.4 Systemgrenzen

Es werden alle Umweltaspekte der betrachteten Verpackungssysteme "von der Wiege bis zur Bahre", d.h. von der Exploration der Rohstoffe, über Herstellung der Packstoffe und Verpackungen, Distributionsprozesse, bis hin zur Entsorgung entsprechend dem oben dargestellten Lebenswegmodell berücksichtigt.

Dadurch wird gewährleistet, dass In- und Outputs des bilanzierten Systems, mit Ausnahme von Sekundärrohstoffen (Abfälle zur Verwertung), Sekundärenergieträgern sowie Hilfs- und Betriebsstoffen entsprechend der unten beschriebenen Abschneidekriterien, Elementarflüsse sind, d.h. Stoffe, die der natürlichen Umwelt entnommen oder an die natürliche Umwelt abgegeben werden.

Ausnahmen

Nicht berücksichtigt werden:

- Umweltaspekte im Bereich der Endverbraucher der Getränke (z.B. Emissionen und Energieverbrauch aufgrund von Transportfahrten Handel-Verbraucher; Wasserverbrauch und Emissionen durch Waschvorgänge beim Verbraucher), da diese im Rahmen dieses Vorhabens nicht erhoben werden konnten und davon ausgegangen werden kann, dass zwischen den Verpackungssystemen eines Segments (Vorratskauf - Sofortverzehr) hierbei keine ergebnisrelevanten Unterschiede bestehen.

- Umweltaspekte bei der Herstellung und Entsorgung der Investitionsgüter entlang der Lebenswege (z.B. Energieverbräuche und Emissionen bei der Herstellung von Verpackungsmaschinen).

- Darüber hinaus ist das jeweilige Füllgut (Getränke) nicht Gegenstand der Untersuchung.

Als **Abschneidekriterium** für die Berücksichtigung von Input-und Output-Materialien für jeden Teilprozess des Lebensweges wird 1 % der Masse des gewünschten Outputs dieses Prozesses festgelegt. Die Summe der dadurch vernachlässigten Stoffmengen sollte pro Prozess jedoch nicht grösser als 5 % des Outputs betragen. Zusätzlich wird eine Relevanzprüfung der vernachlässigten Materialien und ihrer Vorketten in Bezug auf umwelt- und gesundheitsschädliche Stoffe durchgeführt.

Weitere Abschneidekriterien (z.B. für den Energieeinsatz oder für Outputmaterialien) werden nicht festgelegt.

Die Beschreibung der zur Abbildung der Teilprozesse verwendeten Daten erfolgt in Kapitel

2.5 ff Sachbilanz.

1.2.1.5 Allokationsverfahren

Allokationsverfahren und -kriterien werden zum einen auf Prozess-, zum anderen auf Systemebene festgelegt:

1. Prozessebene:
   Bei von den Verfassern der Studie selbst erstellten Datensätzen erfolgt die Allokation der Outputs aus Kuppelprozessen in der Regel über die Masse. In den der Literatur entnommenen Datensätzen wird auch der Heizwert oder der Marktwert als Allokationskriterium verwendet (z.B. APME-Daten für Kunststoffe). Die jeweiligen Allokationskriterien werden in Kap. 2.4.1 und den Standardberichtsbögen (s. Materialband, Bericht 1) dokumentiert. Für Literaturdaten gilt dies nur soweit die entsprechenden Informationen verfügbar sind.

   Bei Transporten gefüllter Verpackungen erfolgt die Allokation zwischen Verpackung und Füllgut nach Masse unter Berücksichtigung der Auslastung des Transportfahrzeugs (siehe Kap. 2.4.3).

2. Systemebene:
   Für den Output von Sekundärrohstoffen aus dem betrachteten System wird diesem eine Gutschrift erteilt, die dem Herstellungsaufwand der hierdurch substituierten Primärrohstoffe entspricht. Ist dagegen von einer teilweisen Substitution von Sekundärrohstoffen auszugehen, wird für den entsprechenden Anteil keine Gutschrift erteilt.
   Aus Symmetriegründen gilt diese Vorschrift analog für den Input von Sekundärrohstoffen in das betrachtete System.

   Für Einzelheiten siehe Kapitel 2.4.2 und AMaterialband, Bericht 1 : (Standardberichtsbögen).

1.2.1.6 Datenkategorien

Entscheidung über Datenkategorien und Einzelheiten

Bei der Bilanzierung der Module werden die in Tabelle 1-3~~Tabelle 1-3~~ aufgeführten Datenkategorien verwendet. Gezeigt sind nur die Oberkategorien, denen die einzelnen Sachbilanzgrößen zugeordnet werden.

Tabelle 1-3: Datenkategorien bei der Bilanzierung der Module (Oberkategorien)

Input	Output
Rohstoffe in Lagerstätten	Emissionen (Luft)
fossile Energieträger	Emissionen (Wasser)
Nichtenergieträger	Wasser (Kühlwasser, Abwasser
Wasser	unspez., Sickerwasser)
(Kühlwasser, Quellwasser, sonst.)	Abfälle
Chemische Grundstoffe	Abfälle zur Beseitigung
Energieträger, sekundär[7] **	Abfälle zur Verwertung
Nicht zurückverfolgte Einsatzstoffe	Abfälle, unspezifiziert
(v.a. Hilfs- und Betriebsstoffe)	Energieträger, sekundär
sonstige Stoffe	Stoffe, sonstige
Mineralien	Transporte
Kumulierter Energieaufwand	(Kilometer, Tonnenkilometer)
Wasserkraft, fossil gesamt,	Deponie
unspezifiziert)	(Deponievolumen, Fläche)
Naturraum	
Abfälle zur Verwertung**	
Verpackungsmaterialien	

* Energieträger, sekundär als Output stellen z.B. die erzeugten Energiemengen (thermisch oder/und elektrisch) aus dem Prozess der Müllverbrennung dar.

** Abfälle zur Verwertung sind Sekundärmaterialien wie Altglasscherben zur Glasproduktion, Altpapier zur Etikettenproduktion und Aluminiumabfälle für die Verschlussherstellung aus Sekundäraluminiumbarren.

Angestrebt wurde, für jeden Prozess diejenigen Sachbilanzgrößen zu bilanzieren, die in der Wirkungsabschätzung weiter betrachtet werden. Diese für die Wirkungsabschätzung relevanten Sachbilanzgrößen sind in der Datensymmetrieanalyse, siehe Kap. 2.8, zusammengestellt.

Umweltbelastungen aus Transporten werden auf Primärenergieverbrauch und Emissionen zurückgeführt. Lärm wird in der Sachbilanz nur indirekt über die Transportkilometer erfasst. Gerüche und Radioaktivität werden nicht erfasst.

In dem Protokoll der Sachbilanz werden nur die Datenkategorien ausgewiesen, die zu Beginn des Lebensweges bzw. zum Ende oder bei Abbruch des Lebensweges auftreten. D.h.

7 Energieträger, die in einem anderen Lebensweg als Nebenprodukt erzeugt wurden (Begriffsbildung analog Sekundärrohstoff)

prozessverbindende Stoff- und Energieflüsse sind dort nicht mehr aufgeführt.

Quantifizierung von Energieinputs und -outputs

Die in den Modulen eingesetzten Energieträger werden bis zu den Primärenergieträgern zurückverfolgt. Verluste in der Energiebereitstellung werden berücksichtigt.

Annahmen über die Elektrizitätserzeugung

Für die Elektrizitätserzeugung für Verbundnetze stehen mehrere Modelle zur Verfügung (siehe Kap. 2.5.8).

Abwärme aus Verbrennungsprozessen

Abwärme aus Verbrennungsprozessen wird als thermische Energie unter der Datenkategorie Sekundärenergie erfasst, wenn sie in weiteren Prozessen als Nutzenergie eingesetzt wird.

Diffuse Emissionen

Diffuse Emissionen werden grundsätzlich in die Bilanz aufgenommen. In der Regel liegen jedoch zu geringen Massenströmen keine Informationen vor.

1.2.1.7 Annahmen für die ursprüngliche Aufnahme von Inputs und Outputs

In dieser Studie erfolgt mit Ausnahme von Lärm, Gerüchen, Radioaktivität und zum Teil Flächenbedarf keine Beschränkung der Datensammlung auf spezielle Datenkategorien. Es werden sowohl Massen- als auch Energie- und Umweltkriterien aufgenommen. Das beschränkende Kriterium ist in der Regel die Verfügbarkeit von Daten.

1.2.1.8 Anforderungen an Daten und Datenqualität

Die der Untersuchung zugrunde liegenden Daten sollen folgenden Kriterien genügen:

1. Sie sollen den Status-Quo in einem festgelegten geographischen, zeitlichen und technologischen Rahmen möglichst **repräsentativ** widerspiegeln:

   Der **geographische Rahmen** der Untersuchung wird ausgehend vom Verbrauch der jeweiligen Getränkeart festgelegt. Es wird davon ausgegangen, dass der Verbrauch in der Bundesrepublik Deutschland stattfindet. Die (in- oder ausländische) Herkunft der dafür

eingesetzten Verpackungen und deren Vorprodukte werden soweit wie möglich aufgrund der tatsächlichen Gegebenheiten berücksichtigt.

Der **zeitliche Rahmen** wird durch das Referenzjahr 1996 festgelegt. Alle Informationen und Daten sind in Bezug auf dieses Jahr oder möglichst nahe zu diesem Jahr (je nach Datenverfügbarkeit) zu ermitteln.

Der **technologische Rahmen** soll in der Regel den mittleren Stand der Technik der in den einzelnen Prozessen betriebenen Anlagen widerspiegeln. Je nach Datenverfügbarkeit kommt auch der Stand der Technik der aktuell verkauften Anlagen in Frage.

2. Sie sollen **allgemein zugänglich** und **veröffentlichungsfähig** sein, damit für die Studie und ihre Ergebnisse ein Höchstmaß an Transparenz gewährleistet ist.

Für alle Module aus den Bereichen Produktion, Energieerzeugung Transportbereitstellung und Entsorgung sind **öffentlich zugängliche Daten** zu verwenden, die sich in der Regel aus Mittelwerten der üblichen Technologien zusammensetzen. Die Daten sind gegebenenfalls, wo dies erforderlich und begründet ist, anzupassen.

Für die Daten zur Bilanzierung der Grundstoffe sowie der Packstoffherstellung ist keine Primärdatenerhebung vorgesehen. Hier wird auf die aus der Vorgängerstudie des UBA sowie in der Literatur verfügbaren Daten zurückgegriffen. Die beteiligte Industrie hat jedoch die Möglichkeit neuere Daten in einem ökobilanziell verwendbaren Format bereitzustellen.

Zur Erhebung repräsentativer Daten für die Parameter Distributionsart, Transportentfernung und Umlaufzahl sind spezielle **Marktanalysen** durchzuführen, da von diesen Parametern ein großer Einfluss auf das Ergebnis der Studie zu erwarten ist und empirische Daten hierzu nicht in ausreichendem Maße vorliegen.

Die in DIN/ISO 14041 (Kap. 5.2.5) genannten **zusätzlichen Anforderungen an die Datenqualität** (Genauigkeit, Vollständigkeit, Repräsentativität, Konsistenz, Nachvollziehbarkeit) richten sich bei den aus öffentlichen Quellen bezogenen Daten nach den dort verfügbaren Datenqualitäten. Die in diesem Vorhaben ermittelten Daten (Marktanalysen) sollen einen möglichst hohen Grad an Genauigkeit, Vollständigkeit, Repräsentativität und Konsistenz aufweisen. Dieser richtet sich nach dem in dem vorgegebenen zeitlichen und finanziellen Rahmen für solche Erhebungen üblicherweise Machbaren. Die Nachvollziehbarkeit der Daten ist durch eine transparente Darstellung der Ergebnisse im Bericht zu gewährleisten.

Alle der Studie zugrunde liegenden Daten werden einschließlich der Angaben zu ihrer Herkunft und Qualität dokumentiert (siehe Materialband, Bericht 1:).

1.2.1.9 Methode der Wirkungsabschätzung und der Auswertung

Die **Wirkungsabschätzung** wird in enger Anlehnung an die vom Umweltbundesamt im Rahmen des "Vorgängervorhabens" zu Frischmilch und Bier [UBA 1995a] entwickelte Methodik gemäß den ISO-Normen 14042 und 14043 durchgeführt. Die angewandte Methode wird in Kap. 3 ausführlich dargestellt.

Auswahl der Wirkungskategorien (Klassifizierung)

Die für die **Klassifizierung** verwendeten Wirkungskategorien orientieren sich an den Vorschlägen des Umweltbundesamtes [UBA 1995a] bzw. der SETAC [Udo de Haes 1996] [8]:

- Photochemische Oxidantienbildung
- Aquatische Eutrophierung
- Terrestrische Eutrophierung
- Versauerung
- Treibhauseffekt
- Gesundheitsschäden und gesundheitliche Beeinträchtigung des Menschen
- Schädigung und Beeinträchtigung von Ökosystemen
- Ressourcenbeanspruchung
- Naturraumbeanspruchung

Die in der Sachbilanz ermittelten Daten werden je nach ihren potenziellen Wirkungen den Wirkungskategorien zugeordnet. Hierbei sind auch Mehrfachzuordnungen möglich.

Charakterisierung

Im Rahmen der Charakterisierung werden innerhalb der Wirkungskategorien Rohstoffverbrauch, Treibhauseffekt, Bildung von Photooxidantien, Versauerung von Böden und Gewässern, Eintrag von Nährstoffen in Böden und Gewässer und Naturraumbeanspruchung, für die nach Auffassung des Umweltbundesamtes bereits ausreichend abgesicherte Wirkungsäquivalenzfaktoren existieren, Aggregationen der klassifizierten Daten vorgenommen. Die in die übrigen Wirkungskategorien aufgenommenen Sachbilanz-Ergebnisse gehen unaggregiert in die Auswertung ein

Die der Charakterisierung zugrunde liegenden Wirkungsäquivalenzfaktoren sind in Kap. 3 Methode der Wirkungsabschätzung dokumentiert.

---

8 Abfälle werden nicht als Wirkungskategorie ausgewiesen, da sie keine unmittelbare Umweltwirkung darstellen. Die mit der Abfallbehandlung verbundenen Umweltwirkungen (z.B. Emissionen von Luftschadstoffen bei der Verbrennung, Deponiegase), gehen in die entsprechenden Wirkungskategorien ein.

Normierung

Zur besseren Verdeutlichung der Größenordnungen der in Klassifizierung und Charakterisierung errechneten Ergebnisse bezüglich der funktionellen Einheit werden diese auf einen einheitlichen Bezugswert bezogen. Hierzu dienen die durchschnittlichen Wirkungen pro Bundesbürger und Jahr (siehe auch Kap. 3.3.1). Die Darstellung erfolgt somit in "Einwohner-Durchschnittswerten". Die Datengrundlagen für diesen Schritt werden, soweit verfügbar, der Literatur entnommen (siehe Tabelle 3-8).

Die Normierung dient als Grundlage für den spezifischen Beitrag, eines der im folgenden Arbeitsschritt verwendeten Bewertungskriterien.

Rangbildung

Die Rangbildung erfolgt durch das Umweltbundesamt im Anschluss an die kritische Prüfung (nach ISO 14040, Kap. 7.3.3) der vorausgegangenen Arbeitsschritte. Für die Rangbildung wird eine Weiterentwicklung der im Rahmen der "Vorgängerstudie" [UBA 1995a] erarbeiteten Methode der **Verbal-Argumentativen Bewertung** angewendet. Hierbei werden die Ergebnisse der unterschiedlichen Wirkungskategorien (Indikatorergebnisse) aufgrund einer intersubjektiven Beurteilung bezüglich der **Bewertungskriterien**:

- ökologische Gefährdung,
- Distance to Target und
- spezifischer Beitrag

gegeneinander abgewägt (siehe Kap. 5). Die Rangbildung der Wirkungskategorien erfolgt generell, also unabhängig von den in der Studie aktuell untersuchten Systemen. Eine detaillierte Darstellung und Begründung der angewendeten Methode und der zugrunde liegenden Gewichtungskriterien und -klassen findet sich in der Handreichung „Bewertung in Ökobilanzen" des Umweltbundesamtes [UBA 99].

Die **Auswertung** der Ergebnisse aus Sachbilanz und Wirkungsabschätzung erfolgt durch das Umweltbundesamt gemäß den Vorgaben aus ISO 14043. Sie umfasst die Zusammenführung der Ergebnisse aus Sachbilanz und Wirkungsabschätzung über alle untersuchten Szenarien, Sensitivitätsanalysen sowie Daten- und Konsistenzprüfungen und führt, soweit dies möglich ist, zu Empfehlungen gemäß der in der Zieldefinition gestellten Frage (siehe Kap. 5).

Alle Herleitungen und Annahmen, die zu dem Ergebnis führen, sind transparent darzustellen.

1.2.1.10 Kritische Prüfung

Es wird eine Kritische Prüfung (Critical Review) nach DIN/ISO 14040, Abs. 7.3.3, durchgeführt. Hierzu wurde ein Panel aus vier Mitgliedern beauftragt. Vorsitzende des Panels ist Frau A. de Groot-van Dam (TNO, Delft). Als weitere unabhängige Experten wurden die Herren C.-O. Gensch, Prof. Dr. W. Klöpffer und Dr. H.-J. Klüppel benannt. Das Panel soll die vorliegenden Studienergebnisse aufgrund der methoden- und datenbezogenen Kriterien gemäß DIN/ISO 14040, Abs. 7.1 zu prüfen. Die Kritische Prüfung umfasst demnach alle Arbeitsschritte der Ökobilanz.

Das Panel übernimmt die Arbeiten nach Fertigstellung der Sachbilanz des ersten Teils der Untersuchung. Der Bericht zur kritischen Prüfung findet sich in Anhang 1.

Zusätzlich zu den Anforderungen aus DIN/ISO 14040 wird das Projekt durch einen speziell eingerichteten **projektbegleitenden Ausschuss** begleitet. Der Ausschuss setzt sich aus Vertretern aus Verpackungsindustrie, Getränkeindustrie und -handel und weiteren gesellschaftlichen Gruppen wie Verbraucher- und Umweltschutzverbänden zusammen. Er berät den Auftraggeber insbesondere bei der Wahl der zugrunde zu legenden Daten und Steuerparameter, bei der Auswertung sowie der Festlegung realistischer Prognoseszenarien und stellt die Kommunikation mit den beteiligten industriellen und gesellschaftlichen Kreisen sicher.

1.2.1.11 Art und Aufbau des für die Studie vorgesehenen Berichts

Der Abschlussbericht zum Vorhaben erscheint als Veröffentlichung des Umweltbundesamtes (z.B. in der Reihe "Texte"). Sein Aufbau richtet sich nach der in DIN/ISO 14040, Kap. 6 und DIN/ISO 14041, Kap. 8 geforderten Struktur.

1.3 Allgemeine Projektinformationen

Mit der Durchführung des Vorhabens wurde eine **Projektgemeinschaft** beauftragt, die sich zusammensetzt aus

- Prognos GmbH (Berlin und Basel)
- IFEU-Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH (Heidelberg)
- Gesellschaft für Verpackungsmarktforschung mbH (Wiesbaden)
- Pack Force (Oberursel).

Prognos leitet als Hauptauftragnehmer die Projektgemeinschaft.

Das **Projekt** begann im Juli 1996.

Ansprechpartner für Rückfragen sind:

Prognos GmbH
Herr Hermann Meckel *)
Martina Schonert
Missionsstrasse 62
CH-4012 Basel
Tel.: 0041/61/327 32 00
Fax: 0041/61/327 33 00

Umweltbundesamt
Fachgebiet III.3.3
Herr Stefan Schmitz (fachl. Leiter im UBA)
Seecktstraße 6 - 10
13581 Berlin
Tel.: 030/8903-3041
Fax: 030/8903-3336

*) Die Projektleitung hatte bis Juni 1999 Herr Dr. Eckhard Plinke.

Als weitere Ansprechpartner stehen zur Verfügung:

IFEU - Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH
Herr Jürgen Giegrich
Wilckensstraße 3
69120 Heidelberg
Tel.: 06221/4767-0
Fax: 06221/4767-19

Gesellschaft für Verpackungsmarktforschung mbH
Herr Jürgen Heinisch
Rheingaustrasse 85
65203 Wiesbaden
Tel.: 0611/27 804-26
Fax: 0611/27 804-50

Pack Force
Herr Dr. Klaus Luxenhofer
Altkönigstraße 32
61440 Oberursel/Ts.
Tel.: 06171/58 06 80
Fax: 06171/58 07 56

Mitglieder des Critical Review Panel:

Frau Adrie de Groot-van Dam (Vorsitzende)
TNO Institute of Industrial Technology
TNO Building and Construction Research
PO Box 49
NL-2600 AA Delft
Tel.: 0031/15/269 5235
Fax: 0031/15/269 5335

Herr Carl-Otto Gensch
c/o Öko-Institut e.V.
Postfach 6226
79038 Freiburg
Tel.: 0761/4 52 95-41
Fax: 0761/47 54 37

Herr Prof. Dr. Walter Klöpfer
c/o C.A.U. GmbH
Daimlerstrasse 23
63303 Dreieich
Tel.: 06103/9 83 28
Fax: 06103/9 83 10

Herr Dr. Hans-Jürgen Klüppel
c/o Henkel KGaA
Henkelstrasse 67
40191 Düsseldorf
Tel.: 0211/797-7186
Fax: 0211/798-9333

2 Sachbilanz

2.1 Zu bilanzierende Verpackungssysteme

Die definitive Auswahl der im Rahmen der Status Quo-Analysen zu untersuchenden Verpackungssysteme erfolgte aufgrund der Ergebnisse eine **Marktanalyse**, die von der Gesellschaft für Verpackungsmarktforschung mbH durchgeführt wurde. Die Detailergebnisse sind im Anhangband: Materialsammlung, Bericht 1 dargestellt.

Als grobe Richtschnur für die Auswahl der Verpackungssysteme wurde im Segment Vorratskauf ein Marktanteil von mehr als 5% und im Segment Sofortverzehr ein Marktanteil von mehr als 2%, bezogen auf den Gesamtverbrauch im jeweiligen Getränkesegment in Deutschland 1995, gewählt. Als weitere Kriterien wurden aber auch absehbare oder potenzielle Veränderungen in der Marktbedeutung und Vergleichszwecke (in den Vergleich sollten möglichst verschiedenartige Verpackungen einbezogen werden) berücksichtigt. Folgende Verpackungssysteme wurden abweichend von den genannten Kriterien zu Marktbedeutung ins Untersuchungsprogramm aufgenommen:

- Im Bereich Mineralwasser u.a. Wässer:
  - Mehrweg-PET-Flasche (1,5 l) aufgrund wachsender Marktanteile und Bestrebungen, diesen Flaschentyp auch im Bereich der Mineralbrunnen einzusetzen und
  - Getränkekarton für stilles Wasser aus Vergleichsgründen.[9]
- Im Bereich Wein:
  - Getränkekarton aus Vergleichsgründen (einzige Alternative zu Glas)

In der folgenden Übersicht sind die insgesamt 27 Verpackungssysteme, die im Rahmen der Status Quo-Analysen untersucht wurden, aufgeführt. Genaue Beschreibungen der einzelnen Verpackungssysteme befinden sich im Aanhangband: Materialsammlung, Bericht 2.

Die folgende Tabelle zeigt die zu bilanzierenden Verpackungssysteme im Überblick.

---

9 Ursprünglich sollte eine Einweg-PET-Flasche aufgrund der großen Marktbedeutung im internationalen Rahmen und aus Vergleichsgründen in das Untersuchungsprogramm der Phase I aufgenommen werden. Systematisch gehört die Einweg-PET-Flasche als zukünftige Entwicklung in Deutschland jedoch zu den in Phase II zu untersuchenden Verpackungssystemen. Da die Datenunsicherheiten bei zukünftigen Systemen größer sind als bei den eingeführten, wird nun auch die Einweg-PET-Flasche in Phase II bilanziert werden. Das System 05 entfällt daher.

Tabelle 2-1: In den Status Quo-Analysen zu untersuchende Verpackungssysteme (I)

1. Mineralwasser u.a. Wässer			
Szenario-Nr.	**Zu untersuchende Verpackung**	**Spezifizierungen des Verpackungssystems**	**Segment**
01	Mehrweg-Glasflasche 0,7 l (GDB), weiß	• 12er GDB-Kasten (HDPE); • Alu-Anroll- u. PE-Schraubverschluss (Mix); • Brunneneinheits-Palette	Vorratskauf
02	Mehrweg-Glasflasche 0,75 l (GDB), grün	• 12er GDB-Kasten HDPE); • Alu-Anroll- u. PE- Schraubverschluss (Mix); • Brunneneinheits-Palette	Vorratskauf
03	Einweg-Glasflasche 1,0 l-Enghals	• 12er Karton (Wellpappe); • Alu-Anroll- u. PE- Schraubverschluss (Mix); • Euro-Palette	Vorratskauf
04	Mehrweg-PET-Flasche (1,5 l-"Bonaqua")	• 10er HDPE-Kasten; • PP- Schraubverschluss; • Euro-Palette	Vorratskauf
05	Entfällt, siehe Fußnote 9		
06	Einweg-Getränkekarton (Karton/Alu/PE), 1,0 l	• 12er Tray (Wellpappe); • Euro-Palette	Vorratskauf
07	Mehrweg-Glasflasche 0,25 l, Vichy-Form	• 24er GDB-Kasten (HDPE); • Kronenkorken; • Brunneneinheits-Palette	Sofort-verzehr -
08	Einweg-Glasflasche 0,33 l-Enghals	• 24er Tray (Wellpappe); • Alu-Anroll- u. PE- Schraubverschluss (Mix); • Euro-Palette	Sofort-verzehr

In den Status Quo-Analysen zu untersuchende Verpackungssysteme (II)

2. Getränke ohne CO_2			
Szenario-Nr.	**Zu untersuchende Verpackung**	**Spezifizierungen des Verpackungssystems**	**Segment**
09	Mehrweg-Glasflasche 0,7 l-Enghals (VdF)	• 6er-VdF-Kasten; • Alu-Anrollverschluss; • Euro-Palette	Vorratskauf
10	Mehrweg-Glasflasche 0,75 l-Weithals (VdF)	• 6er-VdF-Kasten (HDPE); • Bajonettverschluss (Weißblech); • Euro-Palette	Vorratskauf
11	Mehrweg-Glasflasche 1,0 l-Enghals (VdF)	• 6er VdF-Kasten (HDPE); • Alu-Anrollverschluss; • Euro-Palette	Vorratskauf
12	Mehrweg-Glasflasche 1,0 l-Weithals (Eurojuice)	• 6er-HDPE-Kasten; • Bajonettverschluss (Weißblech); • Euro-Palette	Vorratskauf
13	Einweg-Glasflasche 0,75 l-Enghals	• 6er-Karton (Wellpappe); • Alu-Anrollverschluss; • Euro-Palette	Vorratskauf
14	Einweg-Glasflasche 0,75 l-Weithals	• 6er-Karton (Wellpappe); • Bajonettverschluss (Weißblech); • Euro-Palette	Vorratskauf
15	Einweg-Glasflasche 1,0 l-Weithals	• 6er-Tray (Wellpappe); • Bajonettverschluss (Weißblech); • Euro-Palette	Vorratskauf
16	Einweg-Getränkekarton (Karton/Alu/PE), 1,0 l	• 12er Tray (Wellpappe); • Euro-Palette	Vorratskauf

In den Status Quo-Analysen zu untersuchende Verpackungssysteme (III)

3. Erfrischungsgetränke (kohlensäurehaltig)			
Szenario-Nr.	**Zu untersuchende Verpackung**	**Spezifizierungen des Verpackungssystems**	**Segment**
17	Mehrweg-Glasflasche 0,7 l (GDB), weiß	• 12er GDB-Kasten (HDPE); • Alu-Anroll- u. PE-Schraub-verschluss (Mix); • Brunneneinheits-Palette	Vorratskauf
18	Einweg-Glasflasche 1,0 l (Coca Cola)	• 12er-Karton (Wellpappe), • PP-Schraubverschluss • Euro-Palette	Vorratskauf
19	Mehrweg-PET-Flasche 1,0 l (GDB)	• 12er GDB-Kasten (HDPE); • PP-Schraubverschluss; • Euro-Palette	Vorratskauf
20	Mehrweg-PET-Flasche 1,5 l (Coca Cola)	• 10er-HDPE-Kasten (Coca Cola); • PP-Schraubverschluss; • Euro-Palette	Vorratskauf
21	Mehrweg-Glasflasche 0,33 l (Coca Cola)	• 24er HDPE-Kasten; • SchraubVerschluss (Weißblech); • Euro-Palette	Sofort-verzehr
22	Einweg-Glasflasche 0,33 l (Coca Cola)	• 24er Tray, • PP-Schraubverschluss, • Euro-Palette	Sofort-verzehr
23	Einweg-Weißblechdose 0,33 l (53mm-Al-Deckel)	• 24er Tray (Wellpappe/PE-Folie), • Euro-Palette	Sofort-verzehr
24	Einweg-Aluminiumdose 0,33 l (53mm-Deckel)	• 24er Tray (Wellpappe/PE-Folie), • Euro-Palette	Sofort-verzehr

In den Status Quo-Analysen zu untersuchende Verpackungssysteme (IV)

4. Wein			
Szenario-Nr.	**Zu untersuchende Verpackung**	**Spezifizierungen des Verpackungssystems**	**Segment**
25	Mehrweg-Glasflasche 1,0 l-Schlegel	• 6er HDPE-Kasten • Naturkork- u. Alu-Anrollverschluss (Mix); • PVC-Kapsel; • Euro-Palette	Vorratskauf
26	Einweg-Glasflasche 0,75 l-Bordeaux	• 6er-Karton (Wellpappe); • Naturkork-Verschluss; • PVC-Kapsel; • Euro-Palette	Vorratskauf
27	Einweg-Glasflasche 1,0 l-Schlegel	• 6er-Karton (Wellpappe); • Naturkork- u. Alu-Anrollverschluss (Mix); • PVC-Kapsel; • Euro-Palette	Vorratskauf
28	Einweg-Getränkekarton (Karton/Alu/PE), 1,0 l	• 12er Tray (Wellpappe), • Euro-Palette	Vorratskauf

2.2 Struktur der Lebenswege

Der Lebensweg ist aus einzelnen Prozessen zusammengesetzt. Werden mehrere Prozesse gemeinsam bilanziert, dann werden sie zu einem Modul zusammengefasst. Als Module werden somit die einzelnen Untersuchungseinheiten des Lebensweges bezeichnet. Auch Transporte sind Module. Die Module sind durch Stoff- und Energieflüsse miteinander verbunden.

Der Lebensweg beginnt grundsätzlich mit der

- Entnahme von Ressourcen aus der natürlichen Umwelt,
- Aufnahme von Abfällen zur Verwertung

und endet mit der

- Abgabe von Stoffen und Energie an die natürliche Umwelt bzw. der
- Abgabe von Abfällen zur Verwertung[10].

Die untersuchten Szenarien sind schematisch in den Abbildungen 2-1 bis 2-27 dargestellt. Die einzelnen Abbildungen zeigen jeweils ein Systemmodell mit den wesentlichen Stoffströmen für die entsprechend der Untersuchungsszenarien zu bilanzierenden Lebenswege. Die Stoffströme ergeben sich dabei zum einen aus den Packstoffanteilen der durch die GVM definierten Verpackungssysteme (Anhangband: Materialsammlung, Bericht 2) und zum anderen aus der Einbeziehung der Umlaufzahlen der einzelnen Verpackungskomponenten. Die Stoffströme sind auf die funktionelle Einheit, der Verpackung von 1000 Litern Getränk, skaliert.

Die Rechtecke stellen Lebenswegabschnitte dar, die sich im vollständigen Modell in der Regel aus mehrere Modulen zusammensetzen. Zur besseren Übersicht war eine vereinfachende Darstellung erforderlich. So umfasst etwa das Rechteck "Palette" auch die forstliche Holzbereitstellung. Aus den gleichen Gründen wurde auch darauf verzichtet, Stoffverluste, die sich beispielsweise in Form von Abfällen an den einzelnen Prozessstufen ergeben, explizit in den Abbildungen auszuweisen.

Andererseits sind die oben als zweiter Unterpunkt erwähnten Abfälle zur Verwertung in den Abbildungen vermerkt, da sie die Grundlage für die weitere Berechnung von Gut- bzw. Lastschriften bilden. Die Abfälle zur Verwertung, die das System verlassen, sind in der Beschriftung der Pfeile verzeichnet, die zum Rechteck "Gutschrift" hingerichtet sind. Die Abfälle zur Verwertung, die im System eingesetzt werden, sind in der Beschriftung der Pfeile verzeichnet, die vom Rechteck "Lastschrift" weggerichtet sind.

---

10 Die Berücksichtigung des ökologischen Nutzens aus dem Einsatz von Sekundärstoffen, die aus Abfällen zur Verwertung gewonnen wurden, anstelle der Verwendung von primären Rohstoffen wird im Rahmen eines an die Sachbilanzierung anschließenden Verfahrens der Allokation berücksichtigt. Die Ergebnisse der Sachbilanz und des Gutschriftenverfahrens werden verrechnet und bilden gemeinsam die Ausgangsdaten der Wirkungsabschätzung.

Gruppe 1: Mineralwässer und andere Wässer

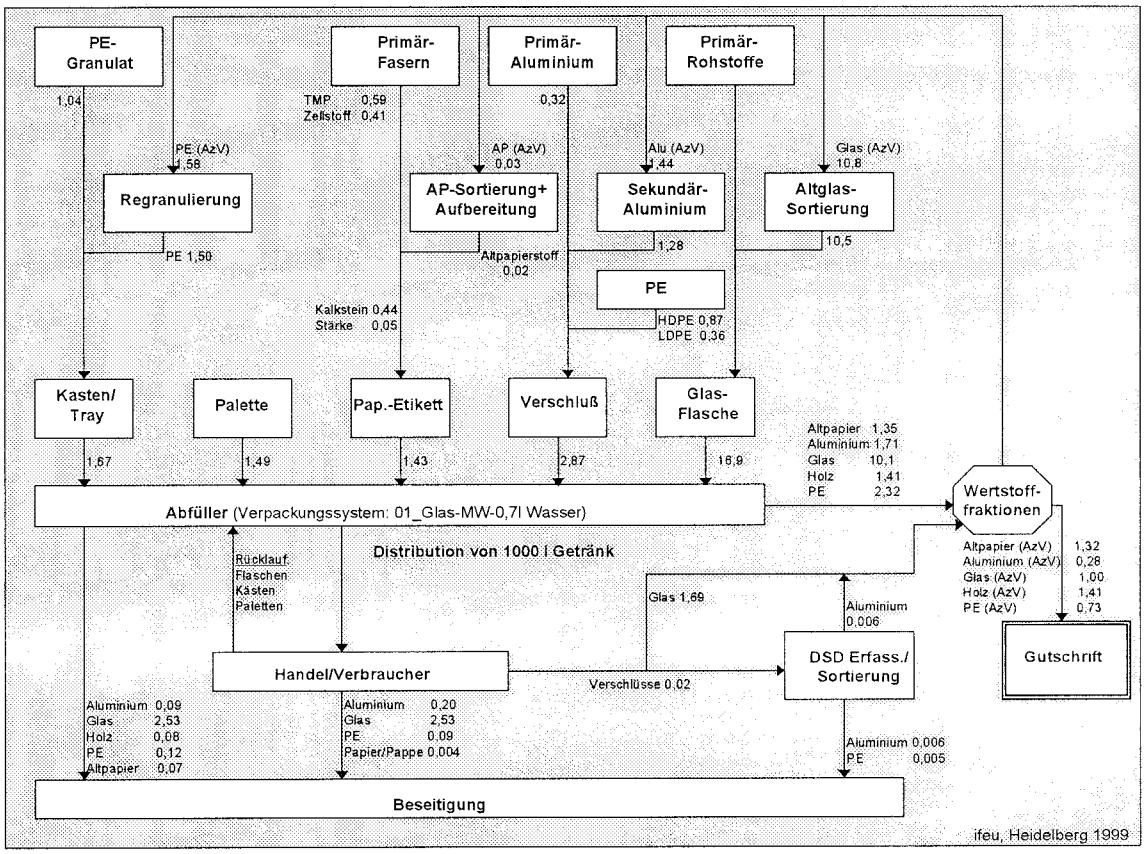


Abbildung 2-1: Lebenswegstruktur und Hauptstoffströme im Szenario 01_Glas_MW-0,7l (GDB), [Angaben in kg]

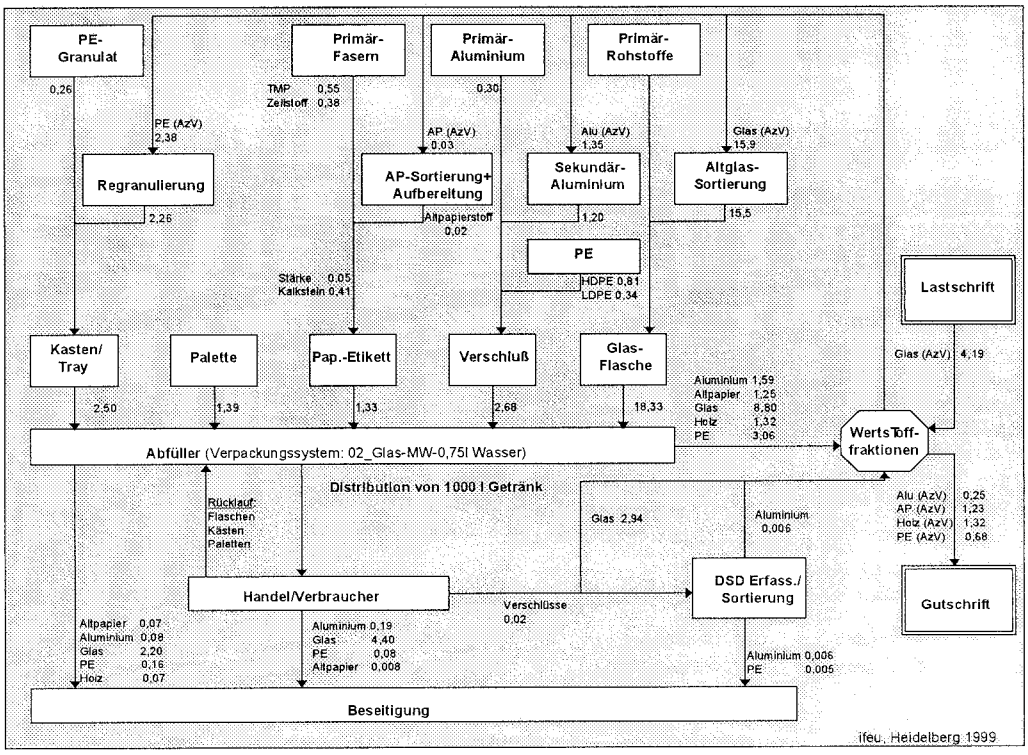


Abbildung 2-2: Lebenswegstruktur und Hauptstoffströme im Szenario 02_Glas_MW-*0,75l (GDB), [Angaben in kg]

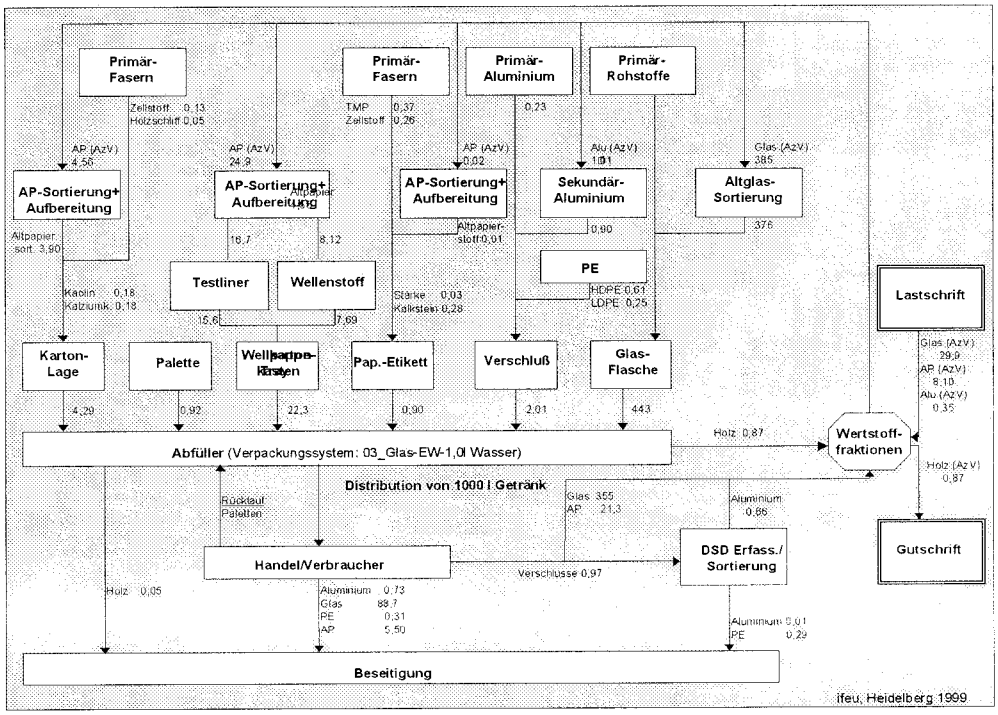


Abbildung 2-3: Lebenswegstruktur und Hauptstoffströme im Szenario 03_Glas_EW-1,0l Enghals, [Angaben in kg]

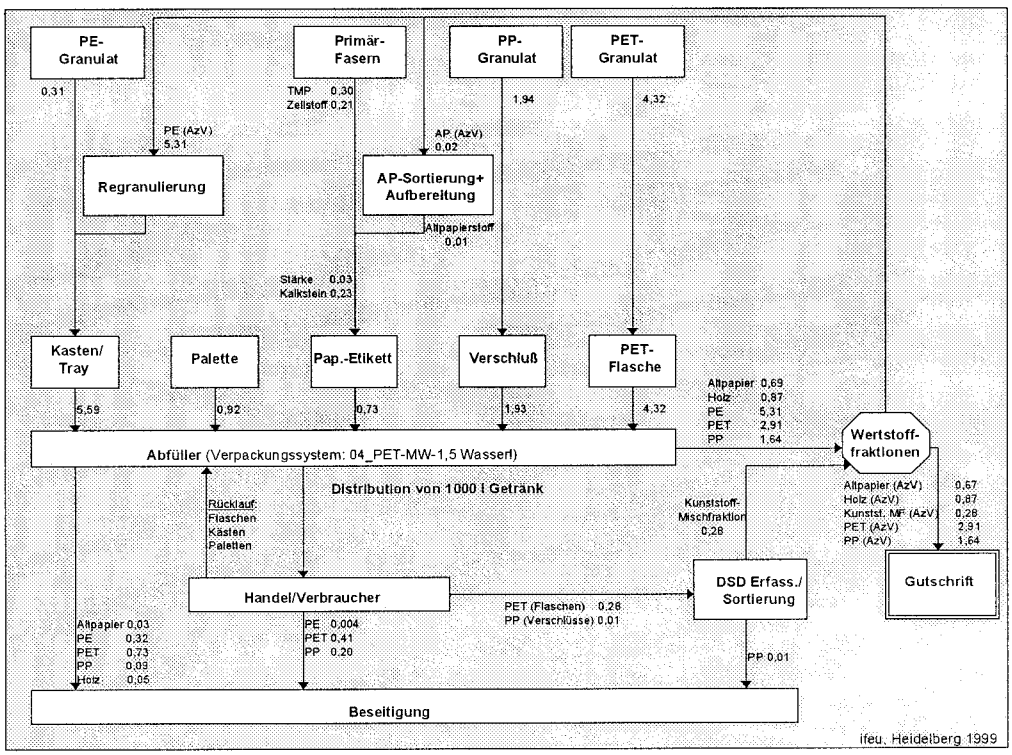


Abbildung 2-4: Lebenswegstruktur und Hauptstoffströme im Szenario 04_PET_MW-1,5l (Bonaqua), [Angaben in kg]

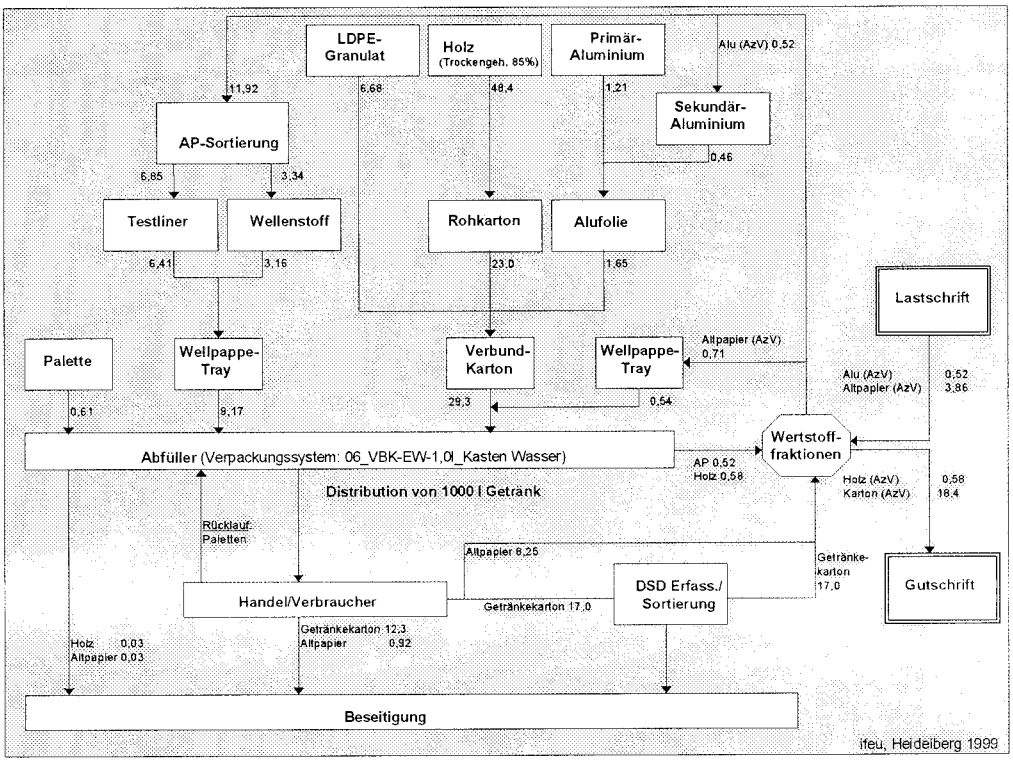


Abbildung 2-5: Lebenswegstruktur und Hauptstoffströme im Szenario 06_Getränkekarton_EW-1,0l, [Angaben in kg]

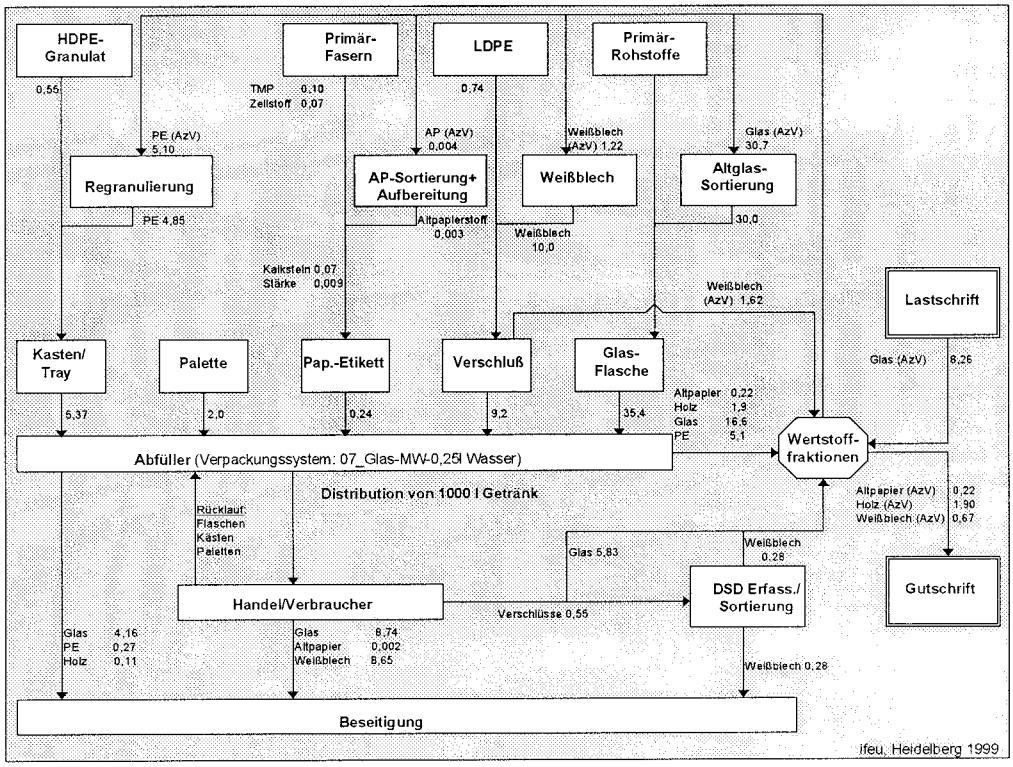


Abbildung 2-6: Lebenswegstruktur und Hauptstoffströme im Szenario 07_Glas_MW-0,25l (Vichy), [Angaben in kg]

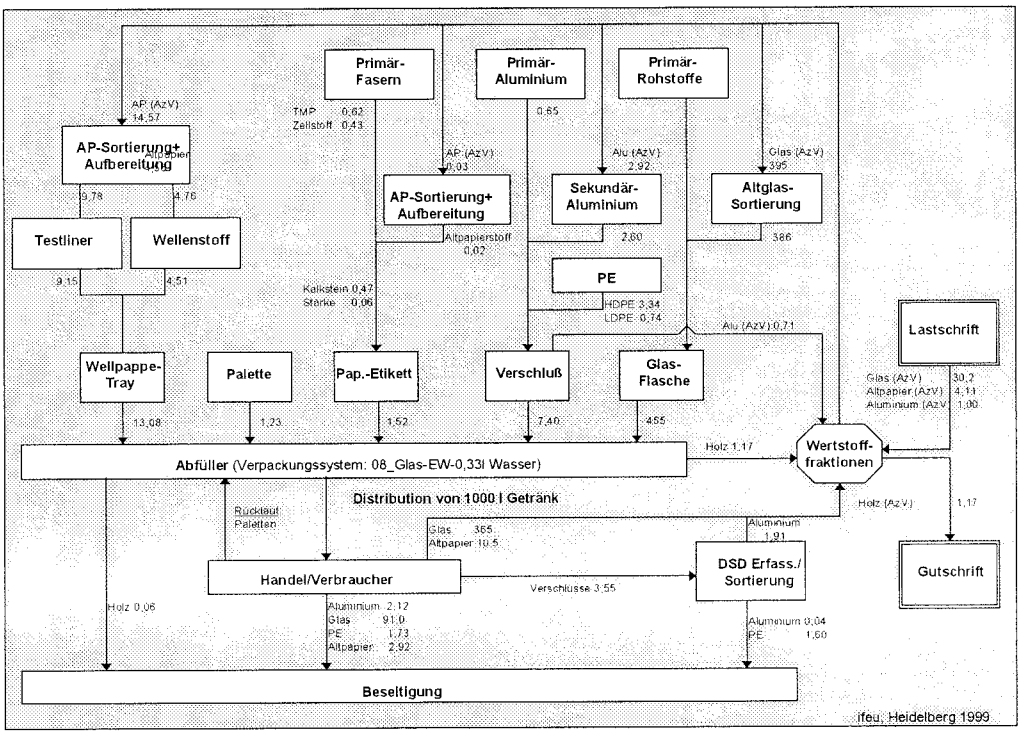


Abbildung 2-7: Lebenswegstruktur und Hauptstoffströme im Szenario 08_Glas_EW-0,33l (Enghals), [Angaben in kg]

Gruppe 2: Säfte und sonstige Erfrischungsgetränke ohne Kohlendioxid

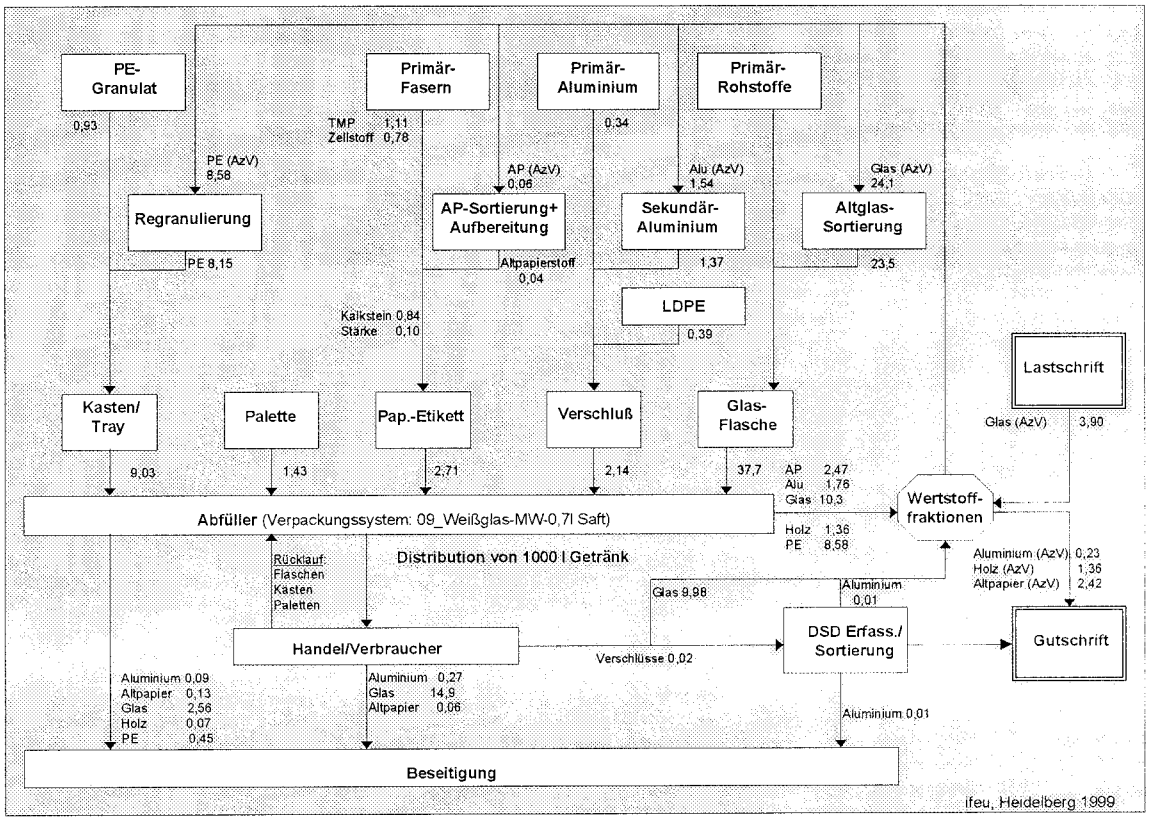


Abbildung 2-8: Lebenswegstruktur und Hauptstoffströme im Szenario 09_Glas_MW-0,7l Enghals (VdF), [Angaben in kg]

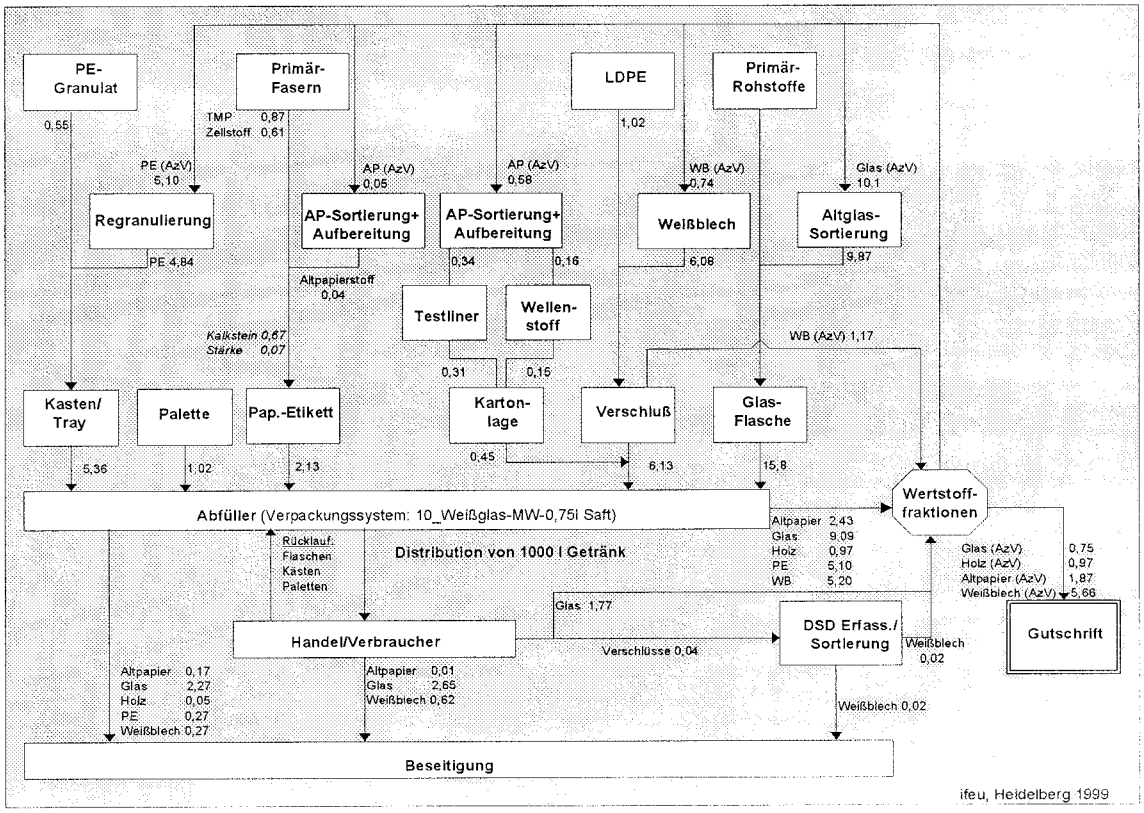


Abbildung 2-9: Lebenswegstruktur und Hauptstoffströme im Szenario 10_Glas_MW-0,75l Weithals (VdF), [Angaben in kg]

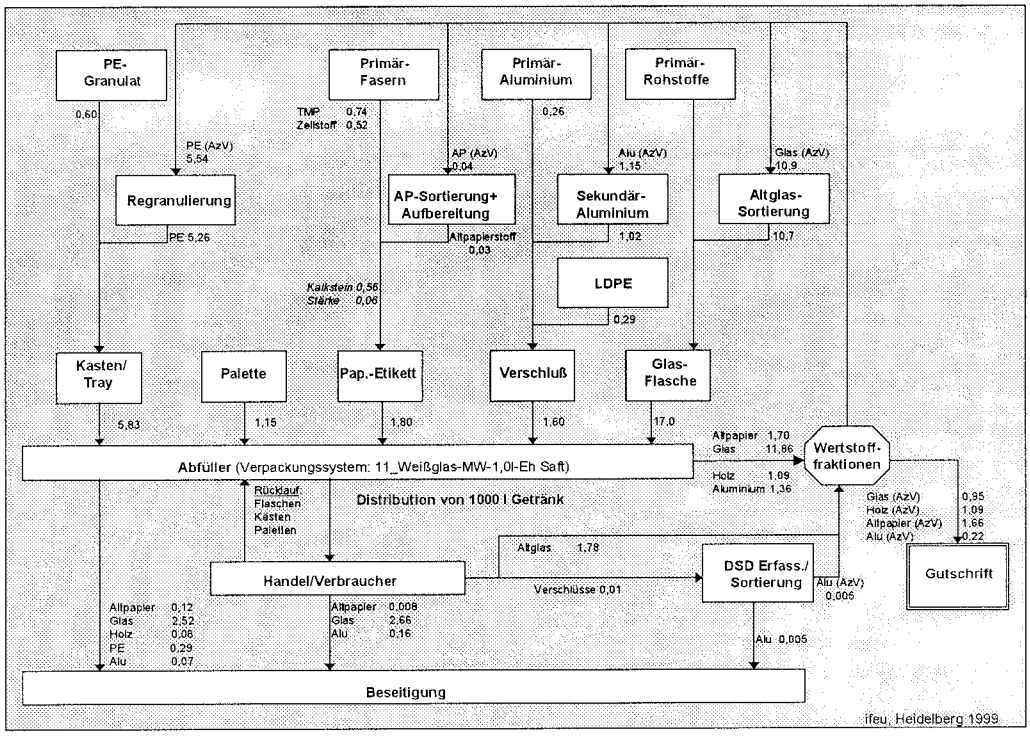


Abbildung 2-10: Lebenswegstruktur und Hauptstoffströme im Szenario 11_Glas_MW-1,0l Enghals (VdF), [Angaben in kg]

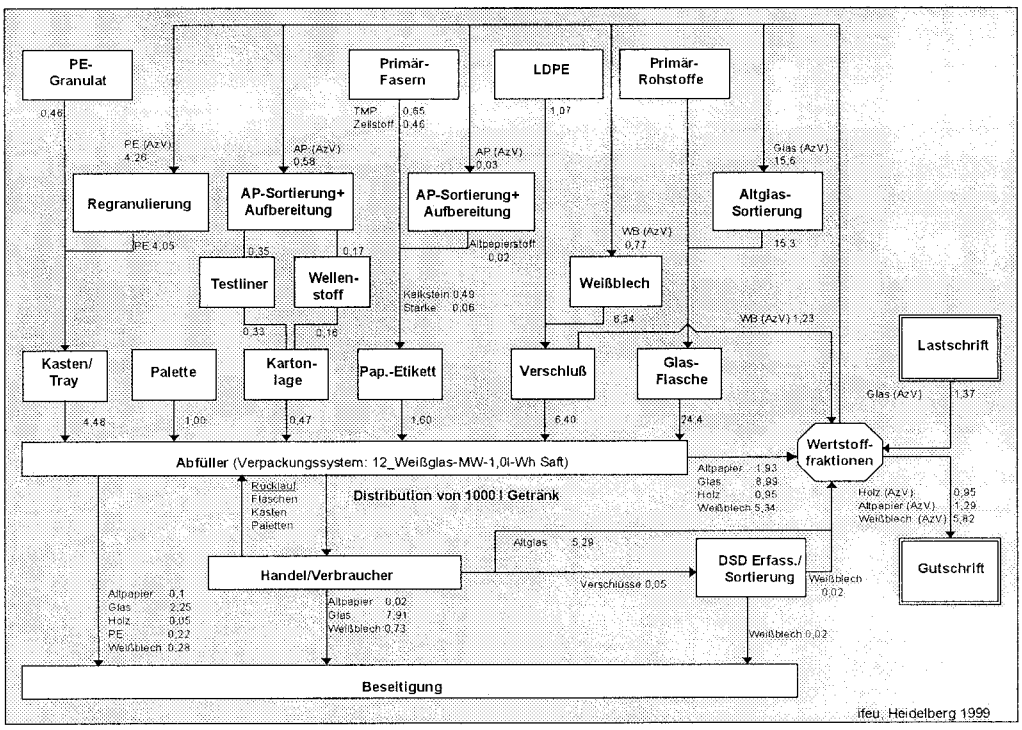


Abbildung 2-11: Lebenswegstruktur und Hauptstoffströme im Szenario 12_ Glas_MW-1,0l Weithals (Eurojuice), [Angaben in kg]

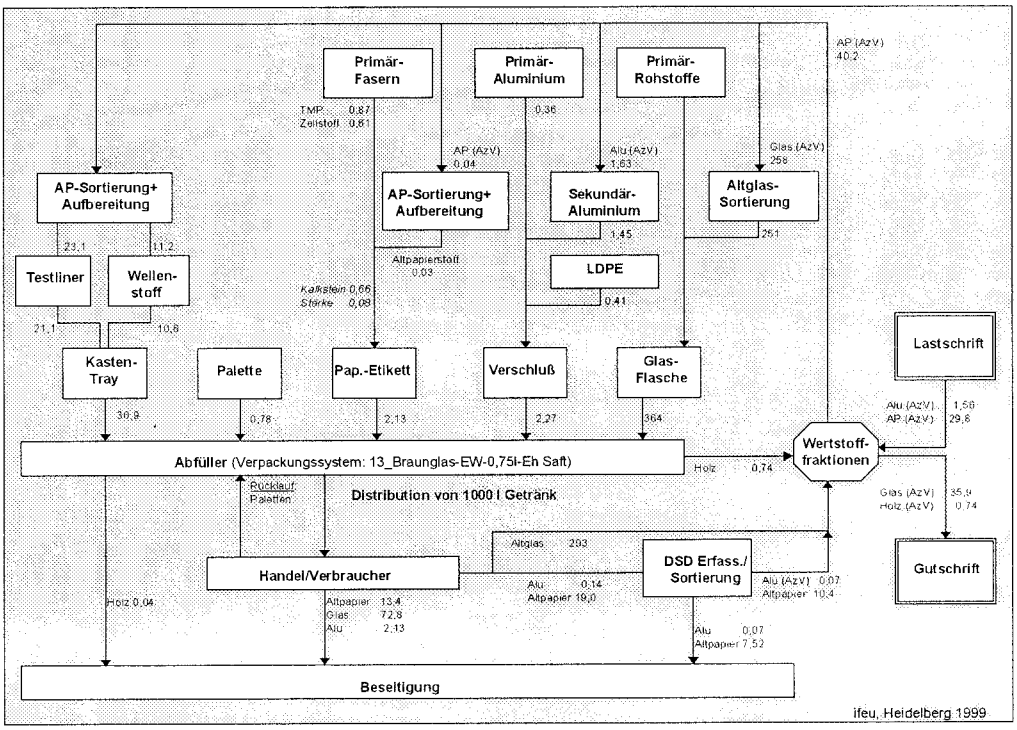


Abbildung 2-12: Lebenswegstruktur und Hauptstoffströme im Szenario 13_Glas_EW-0,75l Enghals, [Angaben in kg]

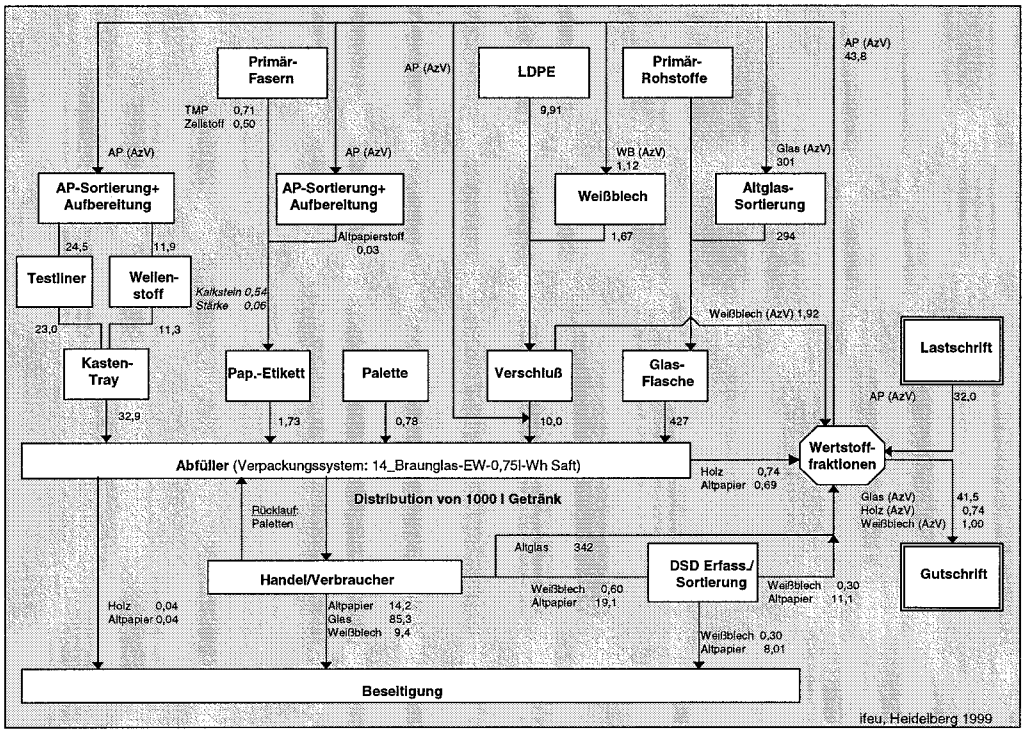


Abbildung 2-13: Lebenswegstruktur und Hauptstoffströme im Szenario 14_Glas_EW-0,75l Weithals, [Angaben in kg]

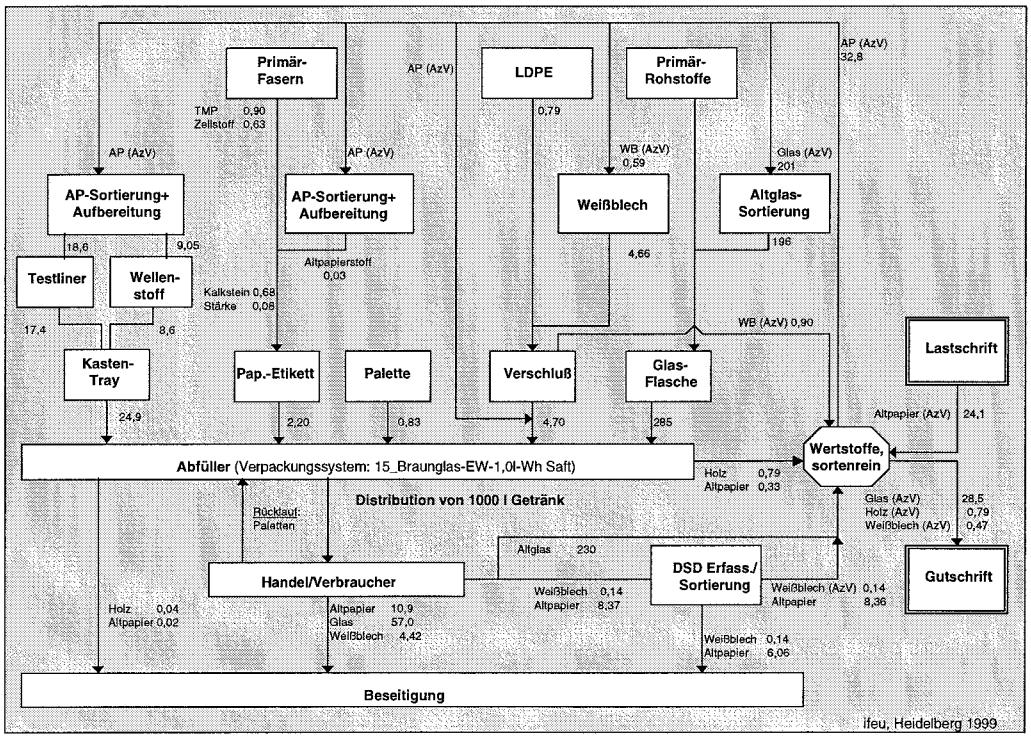


Abbildung 2-14: Lebenswegstruktur und Hauptstoffströme im Szenario 15_Glas_EW-1,0l Weithals, [Angaben in kg]

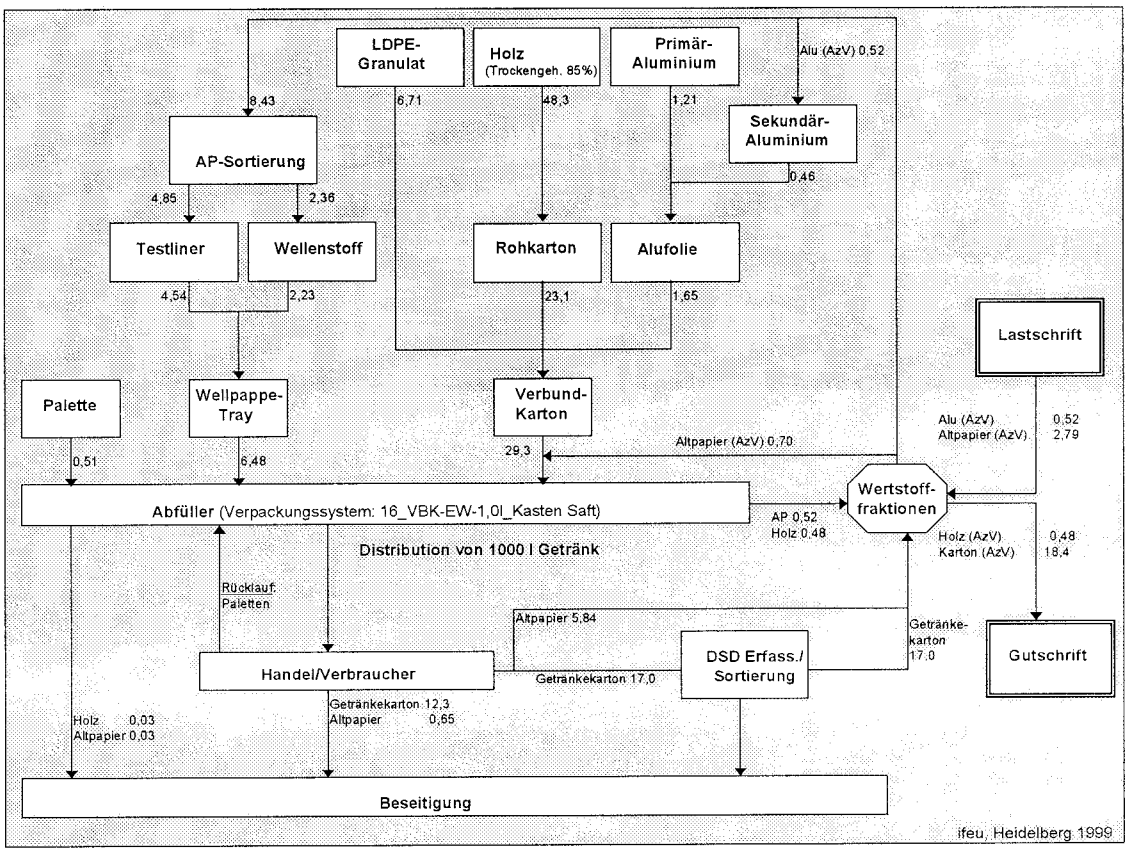


Abbildung 2-15: Lebenswegstruktur und Hauptstoffströme im Szenario 16_Getränkekarton_EW-1,0l, [Angaben in kg]

Gruppe 3: Erfrischungsgetränke mit Kohlendioxid

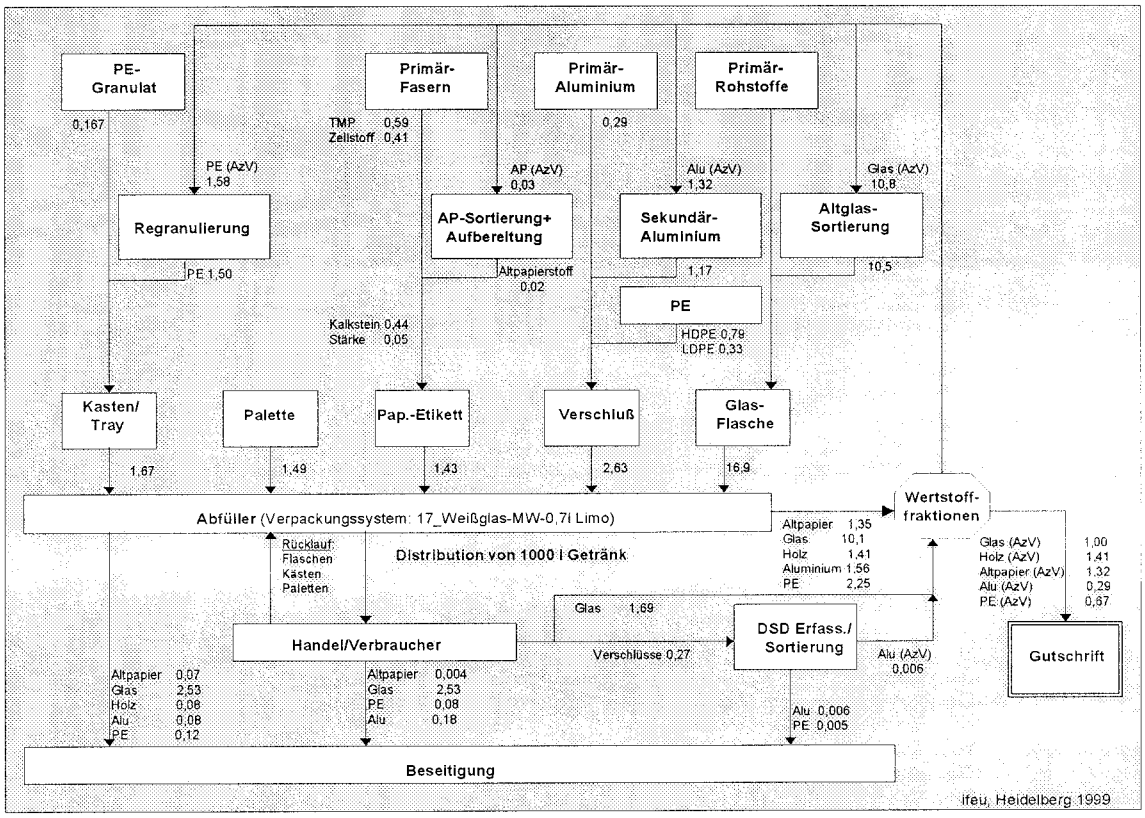


Abbildung 2-16: Lebenswegstruktur und Hauptstoffströme im Szenario 17_Glas_MW-0,7l (GDB), [Angaben in kg]

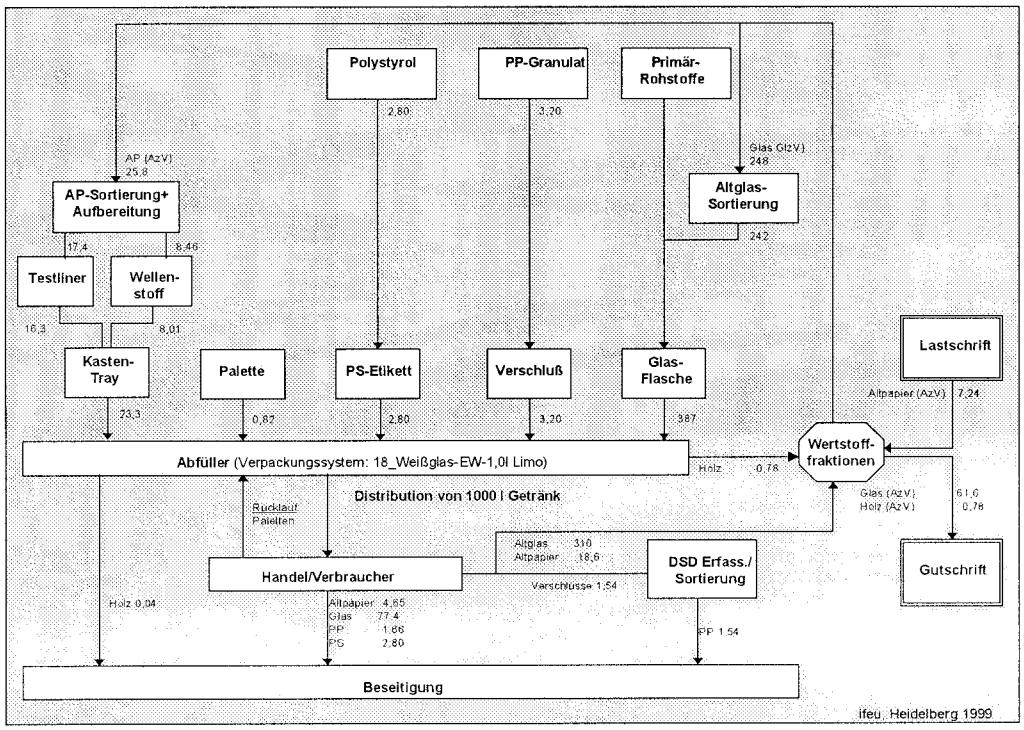


Abbildung 2-17: Lebenswegstruktur und Hauptstoffströme im Szenario 18_Glas_EW-1,0l (Coca Cola), [Angaben in kg]

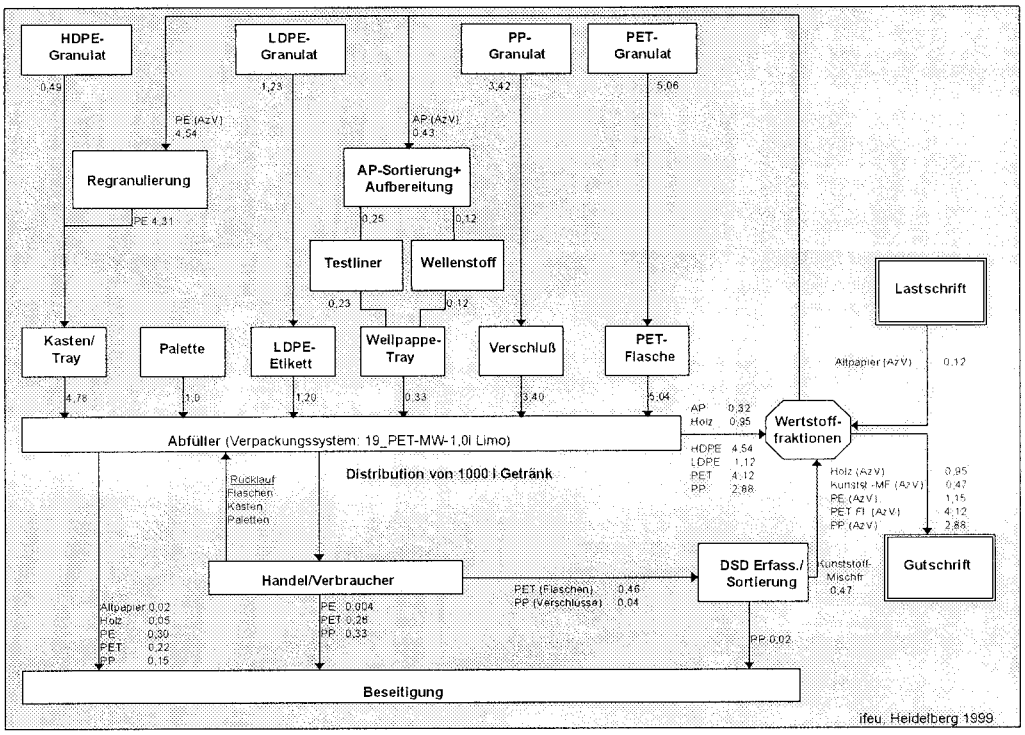


Abbildung 2-18: Lebenswegstruktur und Hauptstoffströme im Szenario 19_PET_MW-1,0l (GDB), [Angaben in kg]

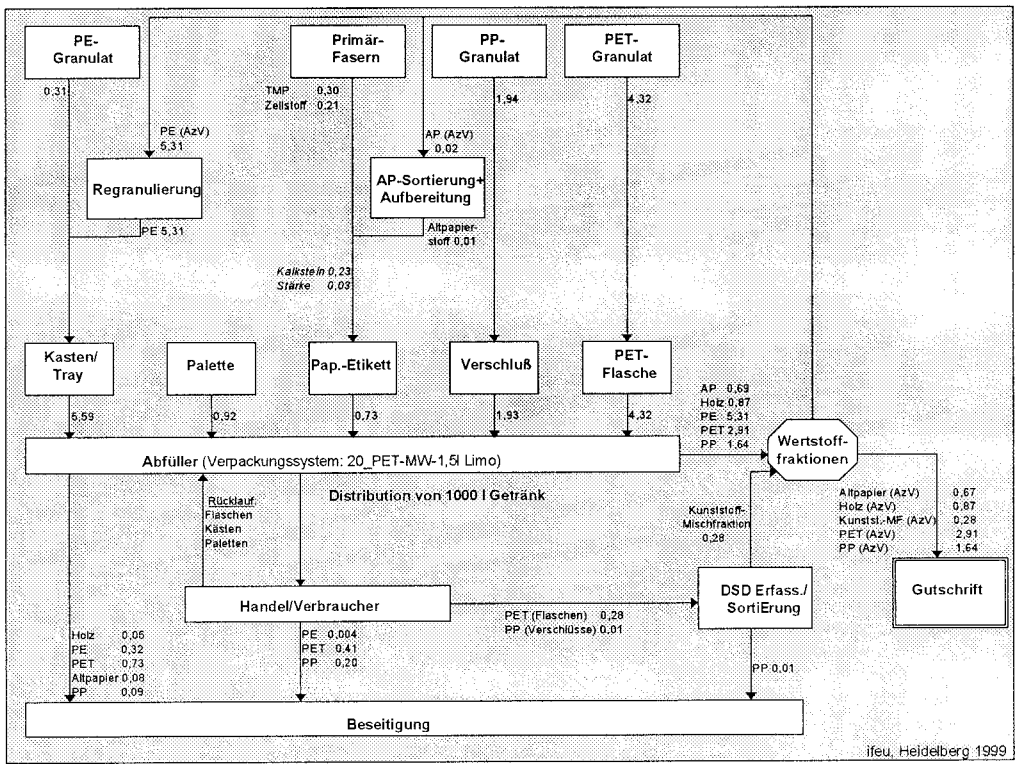


Abbildung 2-19: Lebenswegstruktur und Hauptstoffströme im Szenario 20_PET_MW-1,5l (Coca Cola), [Angaben in kg]

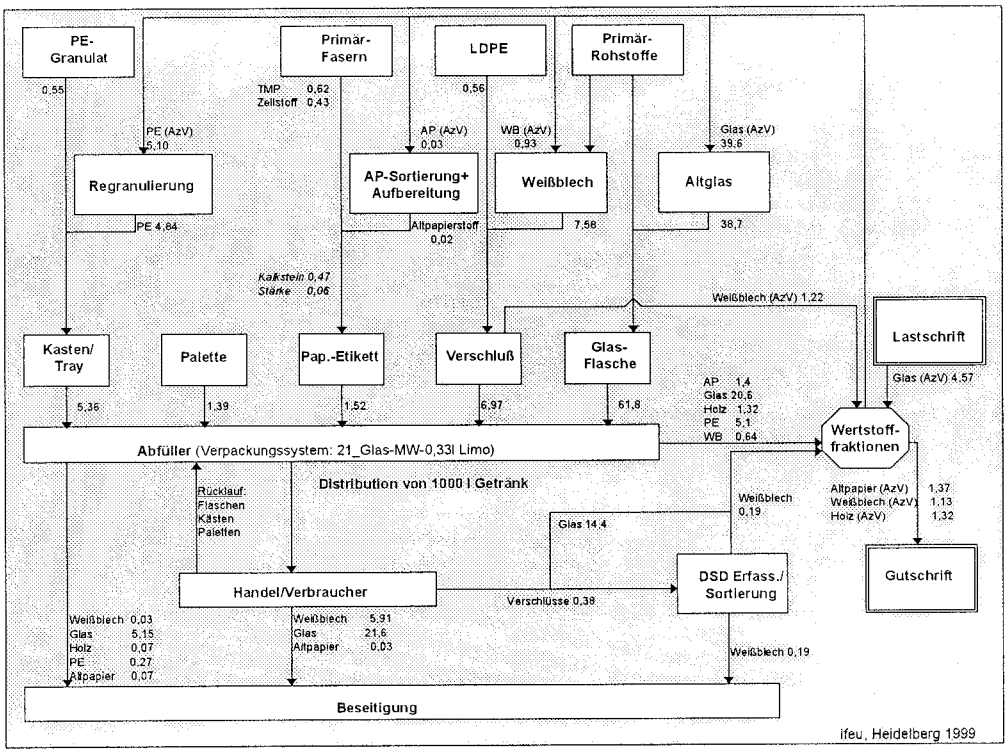


Abbildung 2-20: Lebenswegstruktur und Hauptstoffströme im Szenario 21_Glas_MW-0,33l (Coca Cola), [Angaben in kg]

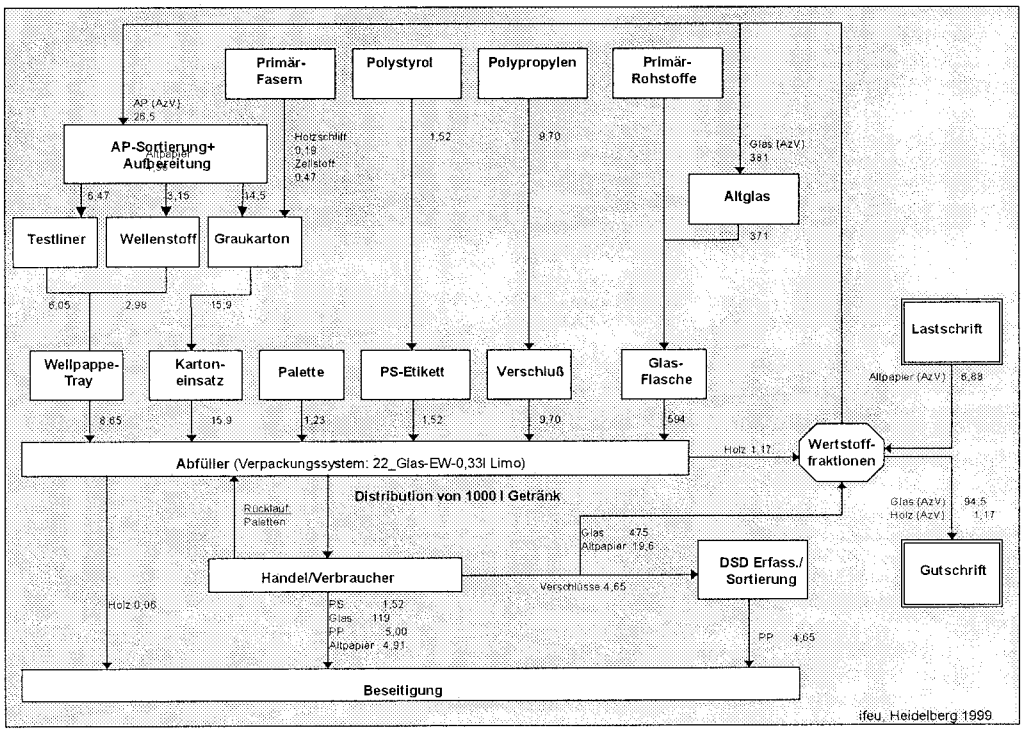


Abbildung 2-21: Lebenswegstruktur und Hauptstoffströme im Szenario 22_Glas_EW-0,33l (Coca Cola), [Angaben in kg]

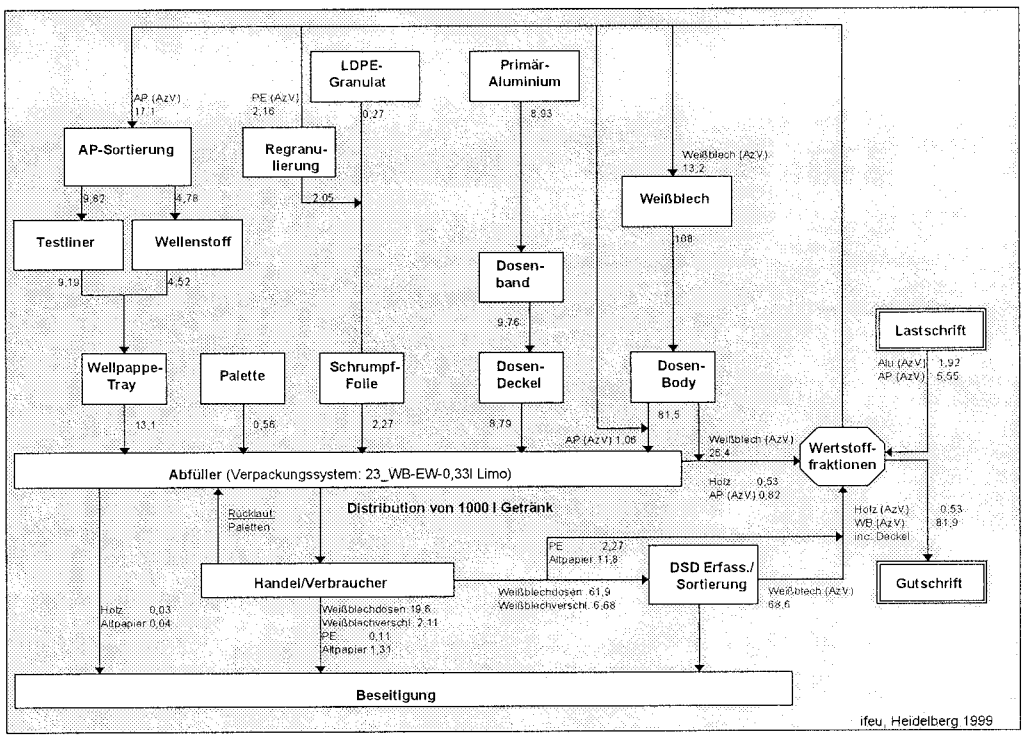


Abbildung 2-22: Lebenswegstruktur und Hauptstoffströme im Szenario 23 Weißblechdose_EW-0,33l, [Angaben in kg]

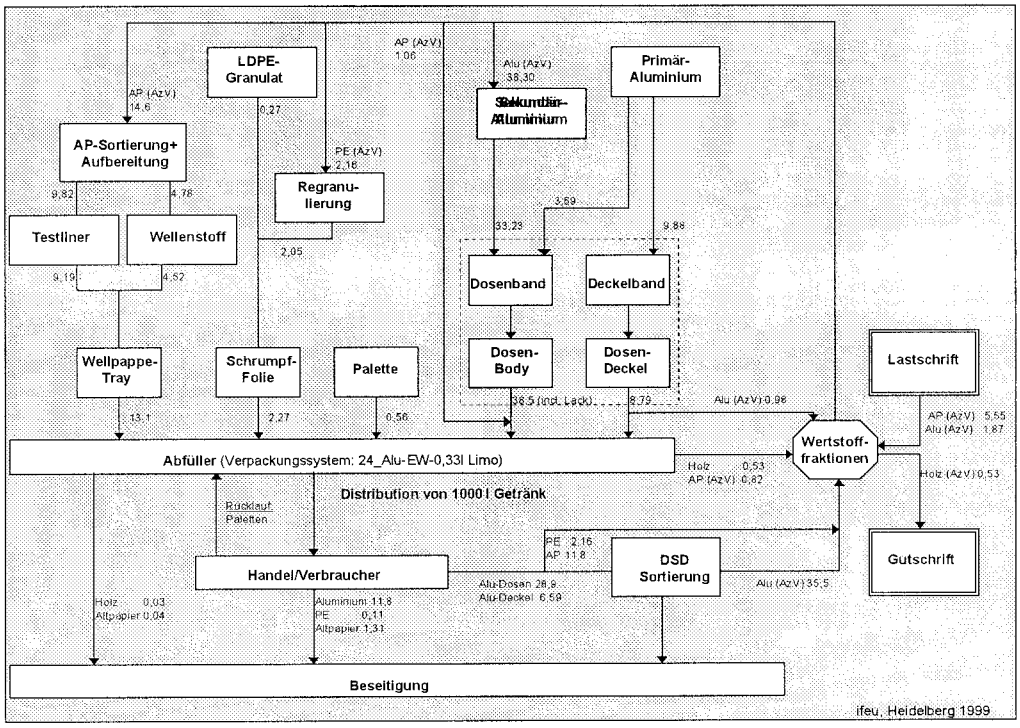


Abbildung 2-23: Lebenswegstruktur und Hauptstoffströme im Szenario 24 Aluminiumdose_EW-0,33l, [Angaben in kg]

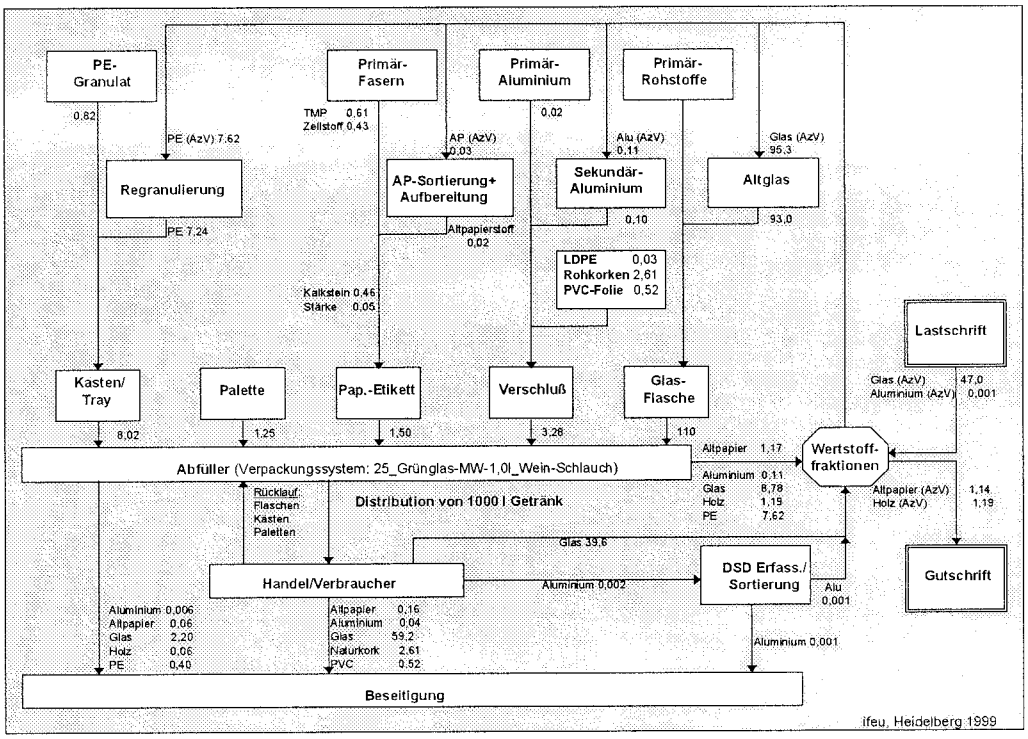


Abbildung 2-24: Lebenswegstruktur und Hauptstoffströme im Szenario 25_Glas_MW-1,0l (Schlegel), [Angaben in kg]

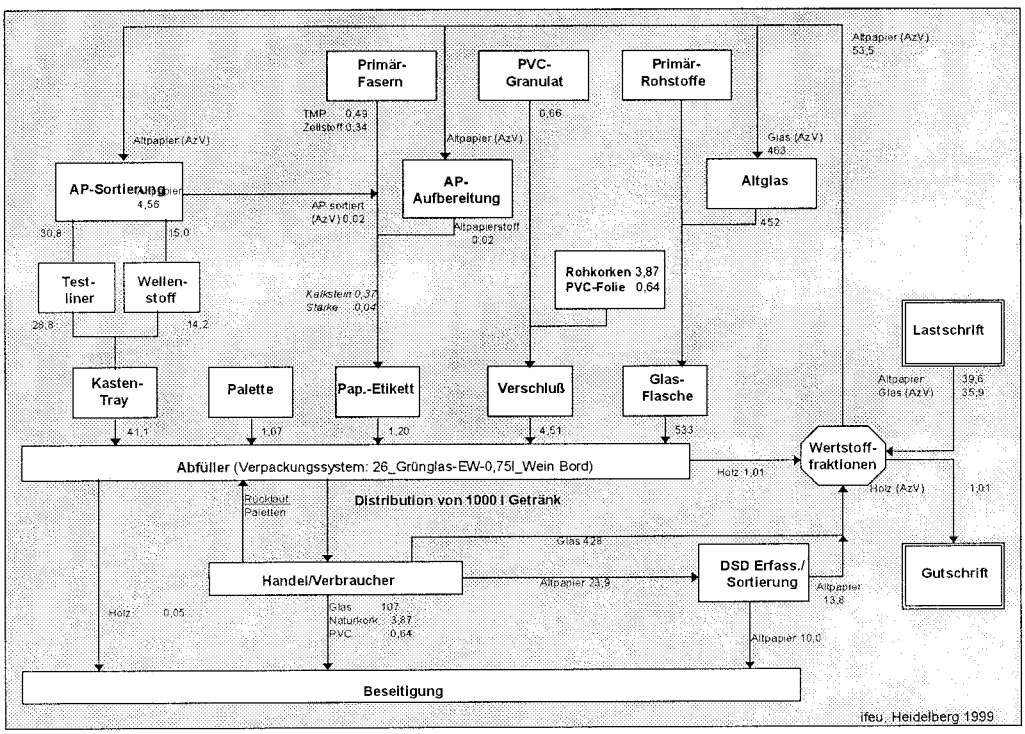


Abbildung 2-25: Lebenswegstruktur und Hauptstoffströme im Szenario 26_Glas_EW-0,75l (Bordeaux), [Angaben in kg]

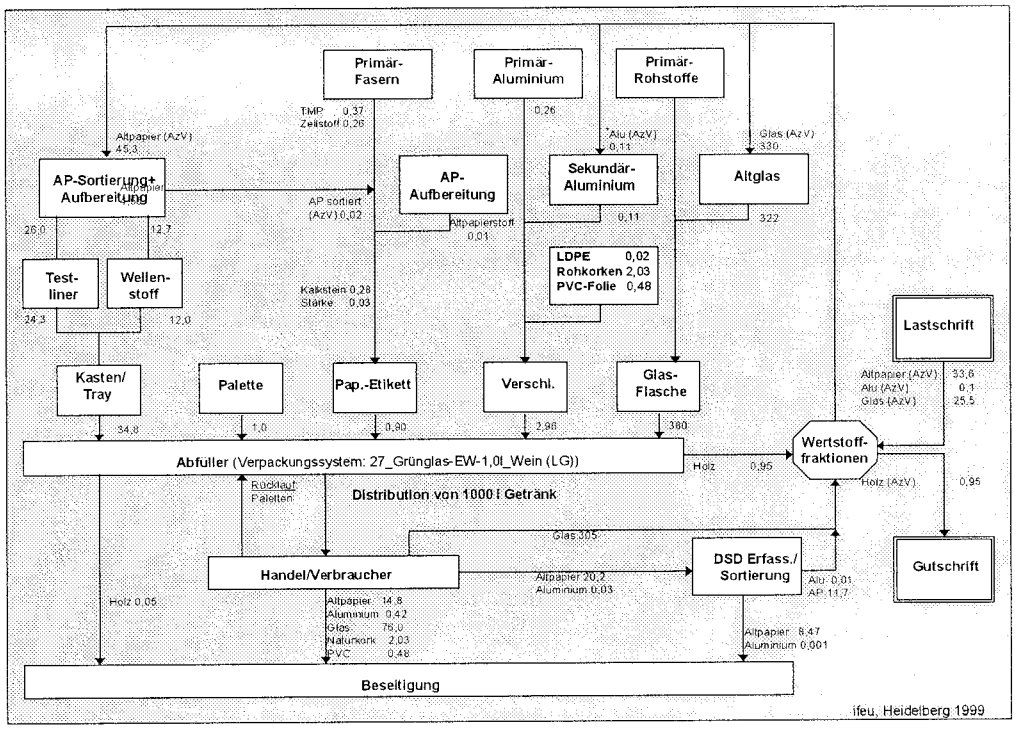


Abbildung 2-26: Lebenswegstruktur und Hauptstoffströme im Szenario 27_Glas_EW-1,0l (Schlegel), [Angaben in kg]

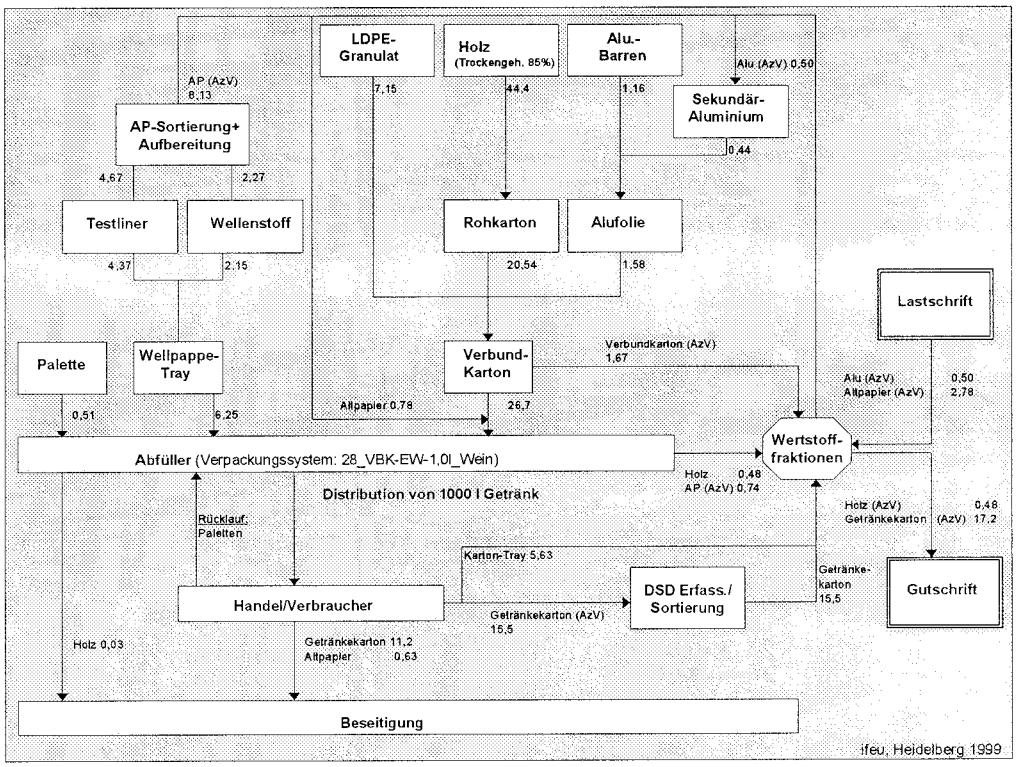


Abbildung 2-27: Lebenswegstruktur und Hauptstoffströme im Szenario 28_-Getränkekarton_EW-1,0l, [Angaben in kg]

2.3 Datenerfassung und Datenherkunft

In den Bereichen Abfüllung, Umlaufzahlen und Distribution wurden Datenerhebungen bzw. eine Sonderauswertung der existierenden Daten durchgeführt.

Bei Daten zur Grund-, Packstoff- und Verpackungsherstellung, zur Energiebereitstellung und Entsorgung wurde zunächst auf existierende Datenbasen und Literaturdaten zurückgegriffen. Diese Datenbasen wurden durch die Aufarbeitung neuer, in Zusammenarbeit mit der Industrie erhobener Daten soweit wie möglich für die hiesige Fragestellung aktualisiert. Wo keine passenden Datensätze existierten, wurden Daten bei entsprechenden Herstellern und Verarbeitern erfragt.

Die Datenerhebungen erfolgten in der Regel schriftlich, zum Teil mit Hilfe eines Fragebogens, dessen Inhalt durch Gespräche und Diskussionen mit den Datenlieferanten ergänzt wurde. Die Moduldatensätze wurden auf Plausibilität geprüft und gegebenenfalls nachgebessert. Es wurden Massenbilanzen erstellt.

Die Zusammenstellung in Kap 2.8.2 zeigt die Herkunft der Daten für die verschiedenen Lebenswegabschnitte im Überblick.

2.4 Grundsätze und Verfahren der Allokation

Die Grundsätze und Verfahren der Allokation sind im folgenden dargestellt. Weitere Einzelheiten finden sich in den Standardberichtsbögen (siehe Anhangband: Ergebnisdokumentation).

2.4.1 Allokationen auf Prozessebene: Multiinput- und Multioutput-Prozesse

Die Notwendigkeit, Umwelteinwirkungen eines Prozesses zuzuordnen (Allokation), besteht bei Prozessen mit mehreren Produkten (Stoffe, Energie, Dienstleistungen) sowie im Bereich der Entsorgungsanlagen, die mehrere Inputmaterialien gleichzeitig behandeln. Von diesen mehreren Produkten oder mehreren Inputmaterialien ist in der Lebenswegbilanz in der Regel nur eines Gegenstand der Untersuchung.

Für die Allokation gelten drei Grundsätze:

- Eine Allokation soll nur erfolgen, wenn das Problem nicht durch eine Systemerweiterung gelöst werden kann.

- Bei der Allokation ist das Verursacherprinzip anzuwenden. Z.B. kann ein Stoff der kein Schwefel enthält keine Schwefeldioxidemissionen verursachen.
- Bei der Allokation ist sicherzustellen, dass die Massenbilanz für jede Teilbilanz stimmt.

Beispiel:

Die Umwelteinwirkungen eines Prozesses sind den beiden Produkten P1 und P2 zuzuordnen. Die beiden Produkte haben keine besonderen Eigenschaften, die eine spezielle Ursache-Wirkungs-Beziehung zum Input bedingen. Für beide Produkte sind alle Prozessschritte gleichermaßen erforderlich. Die Umwelteinwirkungen werden daher massenproportional zugeordnet.

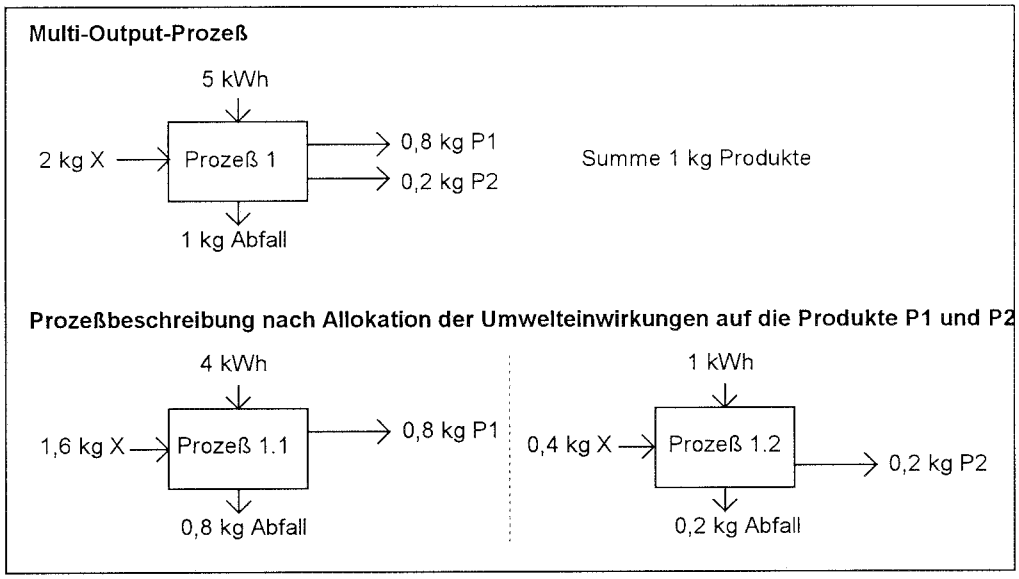


Abbildung 2-28: Allokation nach Masse bei Multi-Output-Prozessen

Die Summe der Stoffströme und des Energieeinsatzes der beiden Teilprozesse addiert sich zum Ursprungsprozess. Die Massenbilanz stimmt folglich. Ein typisches Beispiel für diese Art der Allokation ist der Steamcracker in der Prozesskette der Kunststoffherstellung.

Das Beispiel lässt sich analog auf Multi-Input-Prozesse übertragen.

Die Zuordnung von Umwelteinwirkungen über die Masse ist die häufigste Allokationsregel. Bei Prozessen der Energiebereitstellung erfolgt die Aufteilung der Umwelteinwirkungen auch entsprechend dem unteren oder oberen Heizwert der Produkte.

2.4.2 Allokationen auf Systemebene: Recycling

Bei der Strukturierung der in der UBA-Studie betrachteten Untersuchungssysteme stellt sich die Frage, welche Modellierung für Abfälle zur Verwertung zur Anwendung kommen soll, die

a) als Sekundärrohstoff in den Stoffffluss des Systems eingeschleust werden (siehe Abbildung 2-29 AzV_0),

b) im System einen Recyclingprozess durchlaufen (siehe Abbildung 2-29: AzV_1) oder

c) im System anfallen (siehe Abbildung 2-29: AzV_1) und außerhalb des Systems potenziell einen weiteren Nutzen als Sekundärrohstoff erfüllen können

Der Bedarf an SR_1 wird durch die Sekundärrohstoff-Einsatzquote (EQ_1) im Prozess 1 bestimmt. Die Menge an AzV_1 wird durch die Erfassungsquote (VQ_1) in der Nachgebrauchsphase von Produkt A bestimmt.

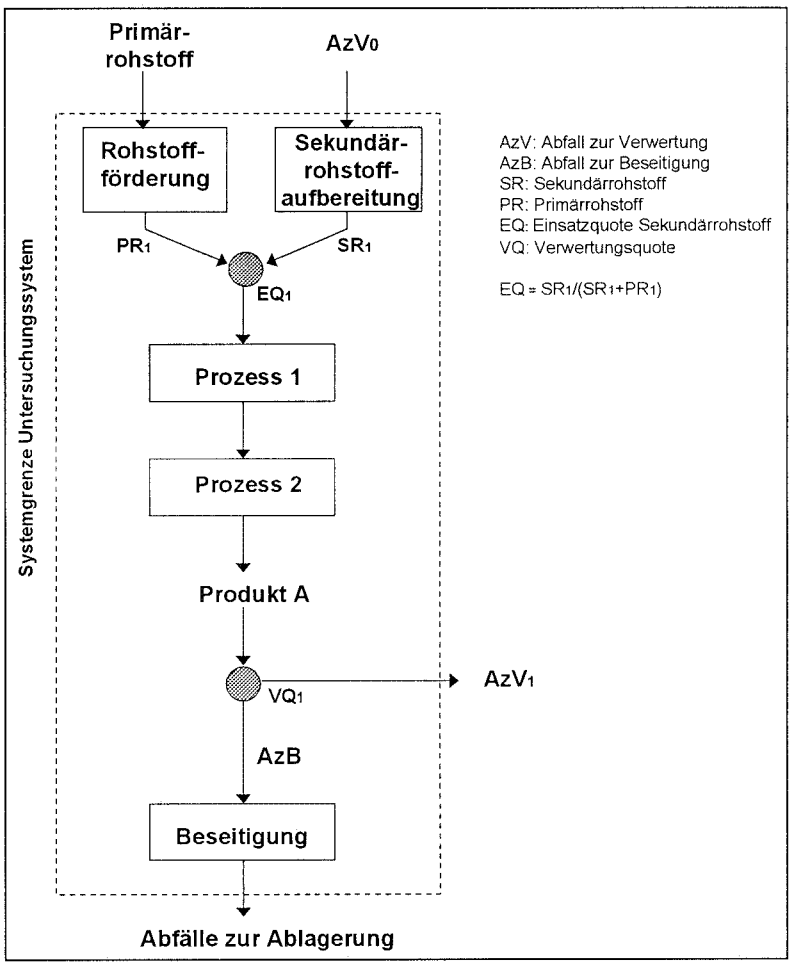


Abbildung 2-29: Schematisches Systemmodel

Dabei sind in Abhängigkeit von den inhärenten Materialeigenschaften zwei Fälle zu unterscheiden:

1. Rückführung des Materials in einen Prozess des gleichen Lebensweges, z.B. Rückführung von Altglas in die Glasschmelze (**Closed Loop Recycling**) oder

2. Weiternutzung des Materials in einem anderen Lebensweg zur Herstellung eines anderen Produktes, z.B. Einsatz von PET-Flakes aus Flaschen in die Textilindustrie (**Open Loop Recycling**).

Closed Loop Recycling

Für den Fall, dass ein im System entstehender Abfall zur Verwertung (AzV_1) zu einem im System eingesetzten Sekundärrohstoff aufbereitet werden kann, wird er entsprechend der

Einsatzquote des jeweiligen Sekundärrohstoffes zur Herstellung des untersuchten Produktes verwendet und innerhalb des Lebensweges zurückgeführt (Closed Loop Recycling).

Für den Fall, dass ein im System entstehender Abfall zur Verwertung (AzV_1) in einem nachgeschalteten System zu einem Sekundärrohstoff aufbereitet wird und dieser Sekundärrohstoff die gleichen materialinhärenten Eigenschaften aufweist wie ein im Untersuchungssystem eingesetzter Rohstoff, wird er im Zuge der Systemmodellierung bis zur Sekundärrohstoffeinsatzquote zur Herstellung des untersuchten Produktes verwendet und innerhalb des Lebensweges zurückgeführt (Quasi Closed Loop Recycling)

Die genannte Vorgehensweise entspricht auch den Empfehlungen nach ISO 14041, Nr. 6.5.4

Unter Berücksichtigung der stofflichen Ausbeute (SA) der Sekundärrohstoffaufbereitung wird eine gegebenenfalls überschüssige Menge an AzV_1 (AzV_1*SA > SR_1) bzw. ein weiterhin bestehender Bedarf an Sekundärrohstoffen (AzV_0) von außerhalb des Systems (AzV_1*SA < SR_1) als Abfall zur Verwertung entsprechend dem Verfahren zum Open Loop Recycling (s.u.) weiter berücksichtigt.

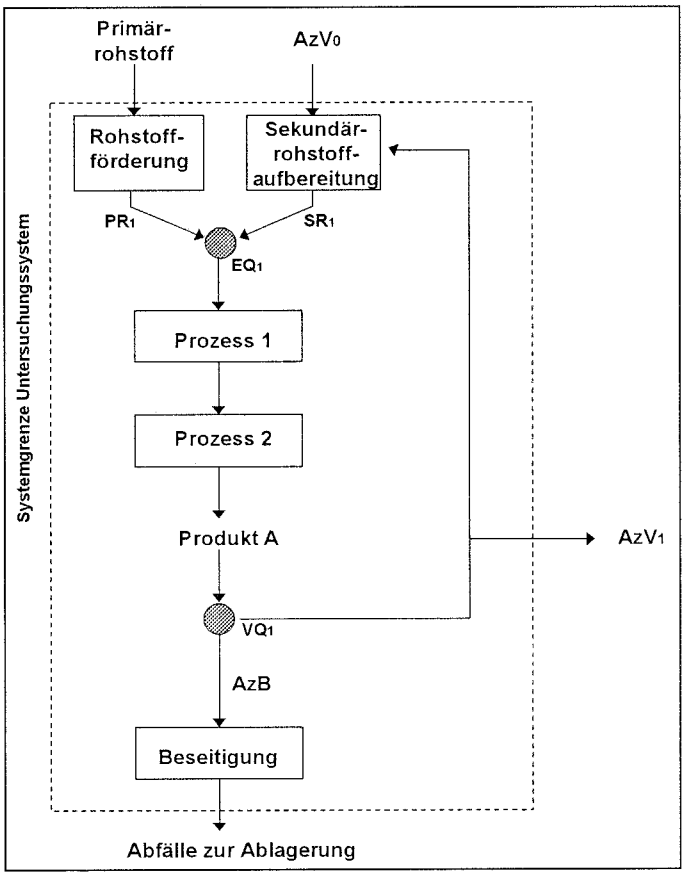


Abbildung 2-30: Closed Loop Recycling

Open Loop Recycling von Abfällen zur Verwertung

Open Loop Recycling findet statt, wenn

a) wie oben gezeigt, quantitative Differenzen zwischen bereitgestellten und angefragten Sekundärrohstoffen mit gleichen inhärenten Eigenschaften bestehen;

b) qualitative Differenzen zwischen bereitgestellten und angefragten Rohstoffen bestehen

Die Nutzen aber auch die Umweltauswirkungen dieser Sekundärrohstoffe verteilen sich somit auf verschiedene Systeme, so dass Vorschriften zur Zuordnung dieser Umweltauswirkungen gefunden werden müssen.

Im UBA-Vorhaben kommt das sogenannte Gutschriften-Verfahren zur Anwendung. Dabei wird einem System, das Abfälle zur Verwertung an andere Systeme weitergibt, eine Gutschrift für den dort erzielten Nutzen erteilt. Andererseits wird einem System, in dem Abfälle zur Verwertung eingesetzt werden, eine Lastschrift für den anderswo entgangenen Nutzen erteil.

Methodische Grundlagen des Gutschriftverfahrens

- Die Gutschrift erfolgt unter der Prämisse, dass ein Abfall zur Verwertung zu einem Sekundärrohstoff aufbereitet werden kann, der einem Primärrohstoff funktionell äquivalent ist.

- Zur Herleitung der Gutschrift muss bekannt sein, in welchem nachgeschalteten Produktsystem (z.B Produktsystem B in Abbildung 2-31) der Sekundärrohstoff Verwendung findet.

- Ausgangsgröße für die Gutschrift ist dann der im Produktsystem B bei Prozess 1 ursprünglich vorliegende Mix an Primär-/Sekundärrohstoff (PR_2/SR_3).

- Entsprechend der Einsatzquote an Primärrohstoff ($PR_2/(PR_2+SR_3)$) wird der Herstellungsaufwand des mit Sekundärrohstoff SR_2 substituierten Primärmaterials PR_2 gutgeschrieben.

- Entsprechend der Einsatzquote an Sekundärrohstoff ($SR_3/(PR_2+SR_3)$) wird der Aufbereitungsaufwand des mit Sekundärrohstoff SR_2 substituierten Sekundärrohstoffs SR_3 gutgeschrieben.

- Die Aufbereitung des dem betrachteten System entstammenden Abfalls zur Verwertung (AzV_1) wird als Umweltbelastung von der Gutschrift abgezogen.

Die **Gutschrift G** ergibt sich dann aus folgender Gleichung:

G = Rohstofförderung PR_2*(1-EQ_2)+Aufbereitung SR_3*EQ_2 - Aufbereitung SR_2

Aus Gründen der Symmetrie gilt diese Vorschrift analog als Lastschrift für den Input von Sekundärrohstoffen in das betrachtete System, wobei sich die Lastschrift aus der Frage ergibt, was ansonsten mit dem Abfall zur Verwertung (AzV_0) geschehen wäre .

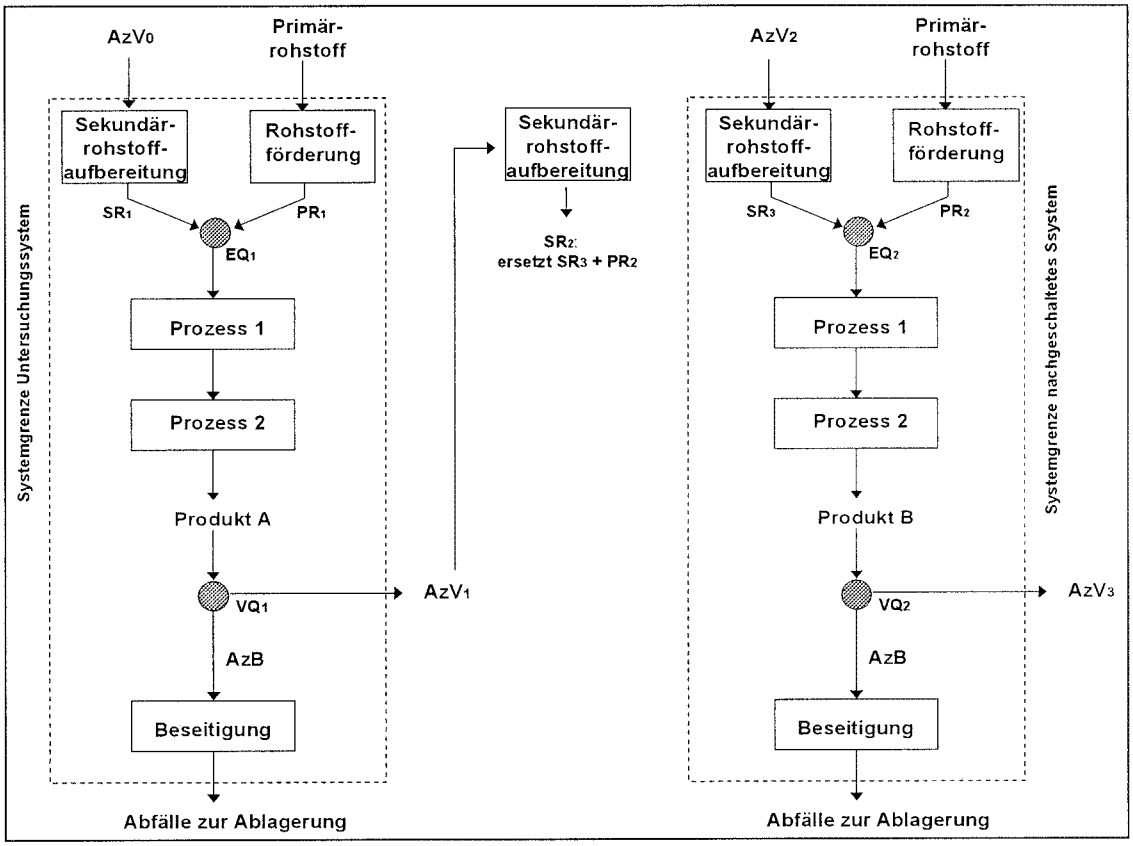


Abbildung 2-31: Grundlagen des Gutschriftverfahrens

Anwendung des Gutschriftverfahrens im UBA-Vorhaben:

Das oben beschriebene Verfahren kann im Vorhaben "Ökobilanz für Verpackungen II" nicht direkt angewendet werden, da nicht bei allen im Projekt vorkommenden Abfällen zur Verwertung bekannt ist, welchem konkreten vorgeschalteten Produktsystem sie entstammen, bzw. in welchem konkreten nachgeschalteten Produktsystem eine weitere Nutzung erfolgt.

Für eine konsistente Gleichbehandlung von allen Materialien wurde daher ein Ansatz gewählt, bei dem nicht Produktsysteme sondern Materialmärkte betrachtet werden. Als Bezugsgröße für den Materialmarkt wird dabei die bundesdeutsche Produktion an Primär- und Sekundärrohstoffen herangezogen. Das Vorgehen für die Gutschrift ist dann wie folgt:

- Das aufbereitete Sekundärmaterial wird in einen Materialpool eingespeist

- Ausgangsgröße für die Gutschrift ist dann der im Marktpool des betrachteten Materials aktuell vorhandene Mix an Primär-/Sekundärrohstoff (PR_2/SR_3)

- Entsprechend der Quote an Primärrohstoff ($PR_2/(PR_2+SR_3)$) wird der Herstellungsaufwand des mit Sekundärrohstoff SR_2 substituierten Primärmaterials PR_2 gutgeschrieben

- Entsprechend der Quote an Sekundärrohstoff ($SR_3/(PR_2+SR_3)$) wird der Aufbereitungsaufwand des mit Sekundärrohstoff SR_2 substituierten Sekundärrohstoffs SR_3 gutgeschrieben

- Die Aufbereitung des dem betrachteten System entstammenden Abfalls zur Verwertung wird als Umweltbelastung von der Gutschrift abgezogen

Gut- und Lastschriften berechnen sich nach der oben angegebenen Gleichung.

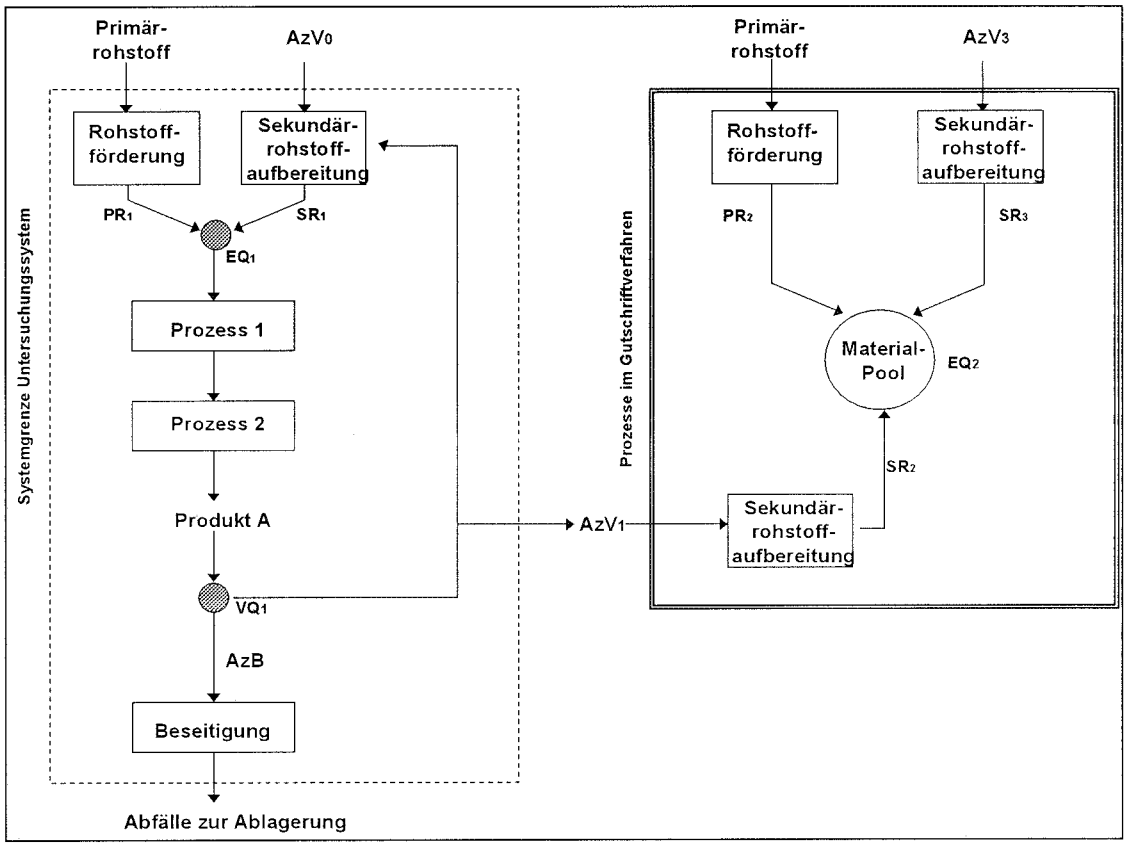


Abbildung 2-32: Gutschriftverfahren im UBA-Projekt

Die Prozesse, die im Gutschriftverfahren berücksichtigt werden, ergeben sich aus der Prämisse der funktionellen Äquivalenz des Sekundärmaterials. Es erfolgt explizit keine Systemerweiterung, daher sind diese Prozesse auch nicht Bestandteil eines Systemmodells. Im Rahmen des Gutschriftverfahrens werden daher auch keine Transportprozesse bzw. Prozesse zur Entsorgung der in diesen Prozessen gegebenenfalls entstehenden Abfälle betrachtet.

Sensitivität des Gutschriftverfahrens

Die Auswahl einer Zuordnungsvorschrift ist eine Entscheidung die ergebnisrelevant sein kann. Um die Auswirkungen der Gut- und Lastschriften transparent zu halten, werden die Sachbilanzergebnisse auch im sogenannten Cut-Off-Allokationsverfahren berechnet und dargestellt. Dabei werden alle Umweltwirkungen dem System zugerechnet, in dem die jeweiligen Abfälle zur Verwertung anfallen. Sie betreten und verlassen daher die Systemgrenzen ohne weitere Berücksichtigung eines vorgelagerten oder nachgeschalteten Nutzens.

2.4.3 Allokation von Transportleistungen

Die Transporte stellen in Verpackungs-Ökobilanzen **Kuppelprozesse** dar, in denen zwei Dienstleistungen bereit gestellt werden, nämlich

1. Transport des Pack-/Füllguts (F) und
2. Transport des Verpackungssystems (V).

Zur Erstellung der Ökobilanz des Verpackungssystems ist es erforderlich, die gesamten Umweltbeeinflussungen der Transporte B (V+F) zwischen Verpackung und Füllgut aufzuteilen (Allokation). Für die Ökobilanz des Verpackungssystems ist nur der Anteil des Verpackungssystems relevant. Der Anteil des Füllguts ist aus dem Bilanzraum "Verpackungssystem" herauszurechnen.

Als Ergebnis der Distributionsanalyse liegt vor:

- für jedes Verpackungssystem die durchschnittlichen Transportentfernungen zur Verteilung der funktionellen Einheit, differenziert nach Distributionsschienen und Transportmitteln.
- Diese Transportentfernungen ergeben sich aus den durchschnittlichen Transportentfernungen pro Tour (S) und der durchschnittlichen Tourenzahl (T) für die funktionelle Einheit. Die Tourenzahl ergibt sich aus der rechnerischen Tourenzahl bei 100% Auslastung ($T_{theoret.}$) und der (Gewichts-)Auslastung der Lkw (A) bei Abfahrt des Lkw.

In Weiterentwicklung der Methodik der Vorgängerstudie "Ökobilanz für Getränkeverpackungen I" wird für die Aufteilung der transportbedingten Umweltbeeinflussungen folgendes Allokationsverfahren festgelegt:

1. Die durch Transporte bedingten Umweltbeeinflussungen B (Kraftstoffverbrauch und Emissionen) werden bei der Erstellung der Ökobilanz in einen konstanten Anteil B_{leer} (Belastungen durch die Fahrt eines unbeladenen Lkw) und einen auslastungsabhängigen Anteil B_{last} (Mehrbelastungen durch Zuladung) aufgespalten (Beispiel: ein leerer Lkw verbraucht 25 l Diesel pro 100 km: B_{leer} = 25 l/100 km; jede Tonne Zuladung erhöht den Dieselverbrauch pro 100 km um 0,5 l: B_{last} = 0,5 l/100 tkm).
2. Die **Allokation des lastabhängigen Anteils B_{last}** auf Verpackung und Packgut erfolgt nach Massenanteilen, da die Mehrbelastungen durch die Masse der Zuladung verursacht werden:
   - $B_{Last}(V) / B_{Last}(V+F) = m_V / (m_V + m_F)$

     $B_{Last}(V) = b_{Last} * m_{V\varnothing} * S * T$

Maßgeblich ist dabei jeweils die durchschnittliche Masse $m_{V\varnothing}$ während einer Tour. Diese ergibt sich je nach Tourenart unterschiedlich entsprechend der ermittelten Last- und Leerstrecken:

	$m_{V\varnothing}$ bei EW-Verpackungen		$m_{V\varnothing}$ bei MW-Verpackungen	
	Last[a)]	Leer	Last	Leer
Ringtouren	$0{,}5 * m_V$	0	m_V	m_V
Zieltouren	m_V	0	m_V	m_V

a) Last = LKW mit Füllgut F; Leer = LKW ohne Füllgut F

Bei Mehrwegverpackungen ist unabhängig von Tourenart und Last- oder Leerfahrt immer das gesamte Verpackungsgewicht m_V (bei Abfahrt des Lkw) maßgebend, da der Rücktransport des Leergutes praktisch immer "spiegelbildlich" zur Auslieferung erfolgt. Bei Einwegverpackungen wird die Leerfahrt nicht angerechnet, da kein Rücktransport der Verpackungen erfolgt. Für Ringtouren wurde angenommen, dass die Auslieferung gleichmäßig verteilt über die Laststrecke erfolgt, so dass die durchschnittliche Beladung 50 % der Gesamtlieferung beträgt.

3. Für die Allokation des für das Ergebnis weitaus bedeutenderen **konstanten Anteils B_{leer}** ist eine Konvention erforderlich. All diejenigen Umweltbelastungen des Lkw, die dieser auch ohne Zuladung verursachen würde (beim obigen Beispiel also 25 l/100 km), sind auf die transportierten Bestandteile aufzuteilen. Die Allokation muss hierbei **ursachenbezogen** erfolgen, d.h bei der Allokation auf das Verpackungssystem ist zu untersuchen, welcher Anteil von B_{leer} tatsächlich mit dem Vorhandensein des Verpackungssystems begründet ist.
   Zu diesem Zweck wird eine hypothetisch optimale Verpackung angenommen, die es ermöglicht, die maximale Nutzlast des Lkw m_{max} vollständig mit dem Packgut auszunutzen ("Tankwagen"). Bei einem realen Verpackungssystem kann diese 100%ige Auslastung durch das Packgut nicht erreicht werden, da das Verpackungssystem zum einen aufgrund seines Gewichts einen Teil von m_{max} beansprucht, zum anderen aufgrund seines Volumens dazu beitragen kann, dass m_{max} wegen Volumenauslastung nicht erreicht wird. Die Allokation zwischen Füllgut und Verpackung wird deshalb wie folgt durchgeführt: Die im Idealsystem resultierenden Umweltbelastungen werden dem Füllgut angelastet. Die Differenz der Umweltbeeinflussungen zwischen tatsächlichem System (= Lkw mit tatsächlicher Beladung) und Idealsystem werden der Verpackung zugerechnet. Hierbei ist zu unterscheiden, ob eine (gewichtsbezogene) Unterauslastung des Lkw bei Fahrtbeginn durch die Verpackung bedingt ist oder nicht:

   - **Unterauslastung ist nicht verpackungsbedingt**:

$$
\begin{aligned}
B_{leer}(V) &= B_{Leer}(V+F) - B_{leer,\,ideal} \\
&= B_{Leer}(V+F) * [m_V/(A * m_{max})] * T \\
&= b_{leer} * m_V * S * T
\end{aligned}
$$

Die Allokation des Verpackungsanteils an B_{leer} erfolgt somit im Verhältnis der Masse der Verpackung zur Gesamtzuladung eines mit gleicher Unterauslastung A fahrenden Idealsystems.

- **Unterauslastung ist verpackungsbedingt**:

$$B_{leer}(V) = B_{leer}(V+F) - B_{leer,\,ideal}$$
$$= B_{leer}(V+F) * [(m_{max} - m_F) / m_{max})] * T$$
$$= b_{leer} * [(m_{max} - m_F) / m_{max})] * S * T$$

Die Allokation der Verpackungsanteils an B_{leer} erfolgt somit im Verhältnis der Masse der Verpackung zur Gesamtzuladung eines mit Vollauslastung A fahrenden Idealsystems, d.h. die durch Unterauslastung bedingten zusätzlichen Umweltbeeinflussungen von B_{leer} werden der Verpackung angelastet.

Nach den Ergebnissen der Distributionsanalysen ist Fall 1 der häufigste Fall und sollte deshalb als Regelfall berücksichtigt werden. Die Unterscheidung zwischen beiden Fällen ist aber für das Gesamtergebnis nicht sehr relevant, da die Auslastungen der Lkw meist bei 85% und darüber liegen, d.h. Unterauslastungen spielen eine geringere Rolle.

Bezeichnungen:

T: tatsächliche Zahl der Touren zur Verteilung der fnktionellen Einheit ($T = T_{theoret.} / A$)

B: Umweltbelastungen (z.B. Dieselverbrauch) für Verteilung der funktionellen Einheit

B_{leer}: Lastunabhängiger Anteil der Umweltbelastung (Leerfahrt)

B_{last}: zuladungsabhängiger Anteil der Umweltbelastung (Zuladung)

$B_{last}(V)$, $B_{leer}(V)$: Anteil der Verpackung an der Umweltbelastung

$B_{last}(V+F)$, $B_{leer}(V+F)$: Belastung insgesamt (Verpackung + Füllgut)

$B_{Leer,\,ideal}$: Lastunabhängiger Teil der Umweltbelastung für Idealsystem

b_{last}, b_{leer}: spezifische Umweltbelastungen:

$B_{last} = b_{Last} * S * (m_V + m_F)$

$B_{leer} = b_{leer} * s$

S: durchschnittliche Streckenlänge pro Tour

M: Bezugsmenge (funktionelle Einheit)

A: durchschnittliche gewichtsbezogene Auslastung des Lkw bei Abfahrt

m_V: Gesamtgewicht Verpackung (pro Lkw bei Abfahrt)

$m_{V\varnothing}$: Durchschnitt des Gesamtgewichtes der Verpackung über Gesamttour oder Tourenabschnitte (pro Lkw)

m_F: Gesamtgewicht Füllgut (pro LKW bei Abfahrt)

m_{max}: maximale Zuladung Lkw

Bei **gemischten Transporten**, sei es mit anderen Getränken oder Waren, erfolgt die Allokation **in gleicher Weise wie in Fall 1**. Denn der Transport der anderen Waren bzw. Getränke kann als zweites (getrenntes) Teilsystem verstanden werden. Die Allokation kann dann gedanklich in zwei Stufen getrennt werden:

- Allokation der Gesamtbelastung zwischen den Teilsystemen "Getränke + Verpackung" und "andere mitgeführte Waren" und anschließend

- Allokation des dem Teilsystem "Getränke + Verpackung" zugewiesenen Teils der Gesamtbelastung auf Füllgut und Verpackung.

Die zusätzlichen Touren bzw. Umweltbeeinflussungen, die durch die "Hereinnahme" des Teilsystems "Andere mitgeführte Waren" resultieren, werden vollumfänglich diesem Teilsystem, d.h. den anderen mitgeführten Waren, angelastet, so dass sich für das verbleibende Teilsystem "Getränke + Verpackungen" keine Änderungen zu Fall 1 ergeben.

2.5 Beschreibung von Modulen und Modulketten

An dieser Stelle erfolgt ein Überblick über die Datengrundlagen. Eingegangen wird in der Regel auf die Datenquelle, Repräsentativität für die hiesige Fragestellung, das zugrunde liegende technische Verfahren, Vollständigkeit und ggf. spezielle Annahmen. Weitere Angaben können den **Standardberichtsbögen** im Anhangband: Ergebnisdokumentation entnommen werden. In den Standardberichtsbögen sind auch Angaben zum **Transport** der Einsatzstoffe sowie die Input-/Output-Daten des im jeweiligen Standardberichtsbogen beschriebenen Datensatzes enthalten (siehe Balance Sheet).

Sofern eigene Datenerhebungen in den Bereichen Distribution, Abfüllung, Umlaufzahlen durchgeführt wurden, befinden sich ausführliche Berichte zur Vorgehensweise und zu Ergebnissen im Anhangband: Materialsammlung (z.B. Distribution, Abfüllung, Umlaufzahlen).

Zusätzlich ist im Kapitel zur Repräsentativität der Daten (Kap. 2.8.2) eine Übersichtstabelle abgedruckt worden.

2.5.1 Grund-/Packstoffherstellung

2.5.1.1 Grundstoffherstellung: HDPE, LDPE, PP, PET, PS, PVC

In den analysierten Lebenswege werden folgende Kunststoffe eingesetzt:

- Polyethylen niederer Dichte (LDPE) als Material für Verpackungsfolien und Etiketten
- Polyethylen hoher Dichte (HDPE) als Material für Flaschenkästen
- Polypropylen (PP) als Material für Schraubverschlüsse
- Polyethylenterephtalat (PET) als Material für die Getränkeflaschen
- Polystyrol (PS) als Material für Etiketten
- Polyvinylchlorid (PVC) als Material für Flaschenkapseln

Die Grundlage für die verwendeten Ökobilanzdaten bilden die Berichte der Association of Plastics Manufacturers in Europe (APME), Brüssel aus den Jahren 1993 bis 1997. Die Datenerhebung erfolgte in den Jahren davor. In den Veröffentlichungen der APME werden für jeden Kunststoff die gewichteten Mittelwerte des In- und Outputs für die jeweilig führenden Kunststoffhersteller zusammengefasst. Die Daten der APME-Berichte wurden für die vorliegende Ökobilanz mit den Werten aus [BUWAL 1998] abgeglichen und gegebenenfalls die aktuelleren Datensätze verwendet[11].

11 In BUWAL 250 sind im Gegensatz zur APME-Veröffentlichung die Emissionen an Schwermetallen in einzelne Elemente aufgeschlüsselt.

Eine Beschreibung der Verfahrensschritte zur Herstellung der Kunststoffe entfällt im Rahmen dieser Ökobilanz, da es sich um hochaggregierte Literaturdatensätze handelt, die in den dazugehörigen Bilanzbroschüren der APME eingehend beschrieben sind.

Die verwendeten Datensätze sind in der folgenden Tabelle zusammengestellt.

Tabelle 2-2: Datengrundlage zur Kunststofferzeugung

Kunststoff	Anzahl der Hersteller	Datenbasis Zeitraum	Veröffentlichung	APME-Bericht Nr.:
Polyethylen niederer Dichte (LDPE)	22	bis 1992	1993	3
Polyethylen hoher Dichte (HDPE)	10	bis 1992	1993	3
Polypropylen (PP)	14	bis 1992	1993	3
Polyethylenterephtalat (PET)	3	1989 - 19991	1995	8
Polystyrol (PS)		1989 - 1991	1993	4
Polyvinylchlorid (PVC)	14	1993	1994	6
Quellen: [APME 1993-95], erweitert mit [BUWAL 1998]			ifeu, Heidelberg, 1998	

2.5.1.2 Packstoffherstellung: Weiß-, Grün-, Braunglas

Der vorliegende Datensatz wurde in den Monaten Juli bis Oktober 1998 in enger Absprache mit dem Fachverband Behälterglasindustrie e.V., Düsseldorf und den Glashütten Oberland Glas, Bad Wurzach, sowie Gerresheimer Glas, Düsseldorf, entwickelt und abgestimmt. [BUWAL 1998], [VIAG 1997]

Die als repräsentativ für die bundesdeutsche Behälterglasindustrie anzusehenden Daten umfassen die folgenden Prozesse:

- Gewinnung von Rohstoffen und Herstellung von Einsatzstoffen für die Glasherstellung,
- Herstellung der Flaschen (Glashütte),
- Altglassammlung und Scherbenaufbereitung.

Es werden alle Prozesse von der Rohstoffgewinnung bis hin zur fertigen verpackten und palletierten Glasflasche berücksichtigt. Ein gesondertes Modul für die Flaschenherstellung gibt es bei der Glasherstellung nicht.

Als Datenquellen dienten der FV Behälterglas e.V. unter anderem [FVB 1998]:

- Daten aus einer Umfrage zum Technologiestand 1992, die Eingang in die UBA Getränke-ökobilanz I gefunden haben und
- neue Datenerhebungen aus dem Jahre 1996 für die in Betrieb befindlichen optimierten Wannentypen.

Glashütte

Als Datenquelle liegen Angaben von der Fachvereinigung Behälterglasindustrie e.V. (FVB), Düsseldorf vor, die auf Umfrageergebnissen aus den Jahren 1992 bzw. 1996 stammen und auf Angaben von 67 % der bundesdeutschen Getränkeflaschen-Produzenten basieren. Für den Datensatz wird ein Mix aus verschiedenen Wannentechnologien und Energieträgern (für deren direkte Befeuerung) angenommen. Darunter sind hauptsächlich:

- optimierte Schmelzwannen der Typen Deep-Refiner (U-Flammenwanne), Low NOx-Melter und Oxy-Fuel.
- herkömmliche U- und Querflammenwannen.

Alle berücksichtigten Wannentypen sind in Betrieb. Die Daten bilden damit einen Querschnitt der eingesetzten Technologien. Der Technologiestand der optimierten Wannen wurde im Rahmen des Critical Review zur Ökobilanz Bierverpackungen im August 1997 überprüft [VIAG, 1997].

Der Anteil an Erdgas beläuft sich laut Angaben des Statistischen Bundesamtes [StaBa 1997] dabei auf 75 % und der an Heizöl S auf 25 %. Der spezifische Energieverbrauch wird mit 3 846 MJ_{th} und 571 MJ_{el} pro Tonne angegeben.

Die Glasherstellung in der Behälterglashütte setzt sich aus folgenden Bereichen zusammen:

- Gemengeaufbereitung,
- Schmelzwanne,
- Arbeitswanne,
- Feeder,
- Hohlglasmaschine,
- Kühlofen,
- kaltes Ende,
- Palettieren und
- Schrumpfofen.

Für die Glasherstellung wird ein Gemenge aus Scherben und Rohstoffen verwendet. Der Anteil an Altglas wurde durch die FVB für die bundesdeutsche Behälterglasindustrie ermittelt.

Tabelle 2-3: Eigen- und Fremdscherbenanteil bei der Glasherstellung (FVB 1998)

	Eigenscherben	Fremdscherben	Gesamt
Weißglas	6 %	59 %	66 % [12]
Grünglas	6 %	80 %	86 %
Braunglas	6 %	65%	71 %

In den Glasproduktionen fällt kein Abwasser an, da die Anlagen mit einem Umlaufwassersystem arbeiten. Das eingesetzte Wasser dient hierbei dem Ausgleich von verdunstetem Wasser zur Kühlung und der Gemengeaufbereitung.

Gewinnung von Rohstoffen und Herstellung von Einsatzstoffen für die Glasherstellung

Die Prozess- und Transportdaten der Rohstoffe und Vorprodukte, die in die Glasschmelze eingehen, sind den Studien des Bundesamte für Umwelt, Wald und Landschaft [BUWAL 1998] und [BUWAL 1991] sowie der ersten UBA Ökobilanz für Getränkeverpackungen I entnommen. Soweit die Angaben zu den CO_2-Emissionen fehlten - (v.a. in [BUWAL 1991]) - wurden diese ergänzt.

2.5.1.3 Grundstoffherstellung: Aluminium

Zur Herstellung von Aluminium hat die European Aluminium Association (EAA) eine Sachbilanz erstellt. Erhoben wurden die Datensätzen unter Beteiligung von 70 Fachleuten in den wichtigsten europäischen Produktionsstätten der Aluminiumindustrie. Sie stellen nach den Angaben der EAA einen repräsentativen Datensatz für in Europa produziertes Aluminium dar. Der Erhebungszeitraum waren die Jahre 1991 und 1992. Im Jahre 1994 wurden die Daten – allerdings ohne Berücksichtigung der osteuropäischen Produzenten - nochmals dem aktuellen Stand angepasst. In den Jahren 1992 bis 1996 wurden die Datensätze von dem englischen Ökobilanzexperten Dr. Ian Boustead überprüft. Im Abschlussbericht von 1996 wurde ihre SETAC- bzw. ISO-Konformität [ISO 1997] bestätigt [13].

12 Dieser Wert unterscheidet sich nur geringfügig von dem der Gesellschaft für Glasrecycling und Abfallvermeidung GGA, die den durchschnittlichen Scherbeneinsatz mit 56,5 % angibt . Sekundär-Rohstoffe 07-08/98

13 Dr. Ian Boustead, 2 Black Cottages, West Grinstead, West-Sussex (GB)
SETAC: Society of Environmental Toxicology and Chemistry

Der Datensatz [EAA 1996] beschreibt die Herstellung von Primäraluminium (Barren) aus den Rohstoffen.

Berücksichtigt werden die Schritte: Förderung der Rohstoffe wie Bauxit, Steinsalz, Kalk usw., Herstellung der Zwischenprodukte wie Tonerde, Anodenmaterial, Aluminiumfluorid usw. sowie Herstellungsschritte wie die Schmelzflusselektrolyse und Aluminiumguss. Dabei werden neben der Nutzung der mineralischen Rohstoffe die direkten Energieeinsätze folgender Energieträger verbrauchs- und emissionsseitig in der Bilanz erfasst:

- Heizöl S,
- Steinkohle,
- Erdgas und
- Dieselkraftstoff.

In der EAA-Studie ist auch der Stromverbrauch als Endenergie spezifiziert. Die Verbrauchs- und Emissionsdaten zur Bereitstellung des elektrischen Stroms sind im EAA-Datensatz nicht enthalten. Als Grundlage zur Modellierung der Strombereitstellung wurden daher die vom GDA mit Bezug auf das Jahr 1994 ermittelten Stoffströme für den europäischen Verbrauch an Rohaluminium [Schäfer 1998] und der vom EAA daraus abgeleitete Strommix (siehe Tab. 2-4) herangezogen. Dieses Modell berücksichtigt, dass im europäischen Markt 60 % des Primäraluminiums selbst erzeugt und die übrigen 40 % weltweit importiert werden.

Tabelle 2-4: Stromsplit der Primäraluminiumproduktion nach EAA 1996

Prozentualer Anteil	Erzeugungsart
50,8 %	Wasserkraft
15,0 %	Kernkraft
25,6 %	Steinkohle
6,4 %	Erdgas
2,2 %	Erdöl
Quelle: [EAA 1996]	ifeu, Heidelberg 1998

Die Kraftwerksmodule zur Bereitstellung der elektrischen Energie wurden aus [GEMIS 1997] und [ETH 1996] abgeleitet.

2.5.1.4 Grundstoffherstellung: Weißblech

Die Daten zur Stahlherstellung sowie deren Vorketten wurden vom Informationszentrum Weißblech e.V. (D) für die Schweizer Studie [BUWAL 1998] 250 zusammengestellt. Sie beziehen sich auf das Jahr 1994 und gelten für die deutsche Produktion.

Ausgangsmaterial für die Herstellung von Weißblech ist Eisenerz. Der Datensatz liegt in aggregierter Form vor und umfasst die Prozessstufen:

- Hochofen
- Stahlwerk mit Sauerstoffaufblaskonverter zur Abtrennung von Kohlenstoff aus Rohstahl (LD-Verfahren)
- Stranggussanlage
- Warmbandwerk
- Kaltwalzwerk
- Verzinnung.

Als Produkt entstehen elektrolytisch verzinnte Bänder mit einer Dicke von 1,7 mm bis 3 mm zur Herstellung von Dosenbodies.

Als Vorketten der Weißblechproduktion wurden Datensätze zur Kalkgewinnung, Kohlegewinnung, Erzabbau, Versinterung und Zinngewinnung berücksichtigt.

2.5.1.5 Grundstoffherstellung: Papier/Karton/Pappe

Für die Bilanzierung des Etikettenpapiers wird der Datensatz zur Herstellung von LWC-Papier aus der für das Umweltbundesamt Berlin erstellten "Ökobilanz Graphische Papiere" [UBA 1998] herangezogen. Das betrachtete LWC-Papier besteht aus folgenden Faserkomponenten:

- Thermo-mechanical-pulp (TMP) 57,7 %
- Deinked pulp (DIP) 2,0 %
- Sulfatzellstoff Nord 40,3 %

Hierfür wurden Datensätze der europäischen Papierproduzenten aus den Jahren 1995 bis 1997 zu gewichteten Mittelwerten verarbeitet. Die Studie befindet sich derzeit im Review-Prozess nach ISO 14040 und ist anschließend zur Veröffentlichung vorgesehen.

Die Datensätze für die Herstellung von Wellpappe und Graukarton wurden bei [BUWAL 1998] entnommen und bzgl. der Faserherstellung teilweise mit Datensätzen aus der Ökobilanz für graphische Papiere ergänzt.

Die Faserkomponenten des Graukartons bestehen zu mehr als 90% aus Altpapierfasern. Die restlichen Faserkomponenten sind Sulfitzellstoff und Holzschliff. Die bilanzierte Wellpappe besteht aus Wellenstoff und Testliner, die jeweils aus Altpapier hergestellt werden. Bei beiden Datensätzen ist die Faseraufbereitung in den BUWAL-Datensätzen integriert.

Die Herstellung der für die beschriebenen Papiere und Pappen benötigten Frischfaserkomponenten wurde mit den Datensätzen aus der Ökobilanz für graphische Papiere bilanziert. Die Datensätze der Ökobilanz graphischer Papiere wurden vom ifeu-Institut im Zeitraum von 1995 bis 1997 auf der Basis von Angaben deutscher, österreichischer und nordischer Papierproduzenten erarbeitet.

2.5.1.6 Getränke-Rohkarton

Die Daten wurden bei dem wichtigsten Lieferanten (Finnland) für die deutschen Getränkekartonhersteller in 1997 erhoben und von der über die SIG Combitec GmbH dem ifeu zur Verfügung gestellt.

In einer integrierten Papierfabrik wird aus elementar-chlorfrei gebleichtem Zellstoff und chemothermischen Holzstoff Getränke-Rohkarton hergestellt. Das Verfahren umfasst folgende Prozessschritte

- Faseraufschluss,
- Faserbleiche,
- Kartonherstellung.

Als wesentliche Hilfsstoffe werden die in der Papierindustrie gängigen Chemikalien Schwefelsäure, Natriumchlorat, Natriumhydroxid und Salzsäure eingesetzt.

2.5.1.7 Grundstoffherstellung: Kork

Die Daten zur Korkproduktion wurden vom Öko-Institut in 1994 in Portugal erhoben. Portugal deckt 90 % der Korkproduktion ab. Für die Korkverarbeitung wurden von zwei deutschen Unternehmen Daten bereit gestellt [Öko-Institut 1996].

In Portugal erfolgt die Bestandspflege der Korkeichen, Ernte, Kochen und Erstverarbeitung. Die Endbehandlung erfolgt in Deutschland.

2.5.1.8 Grundstoffherstellung: Holz

Der Einsatz von Holz beschränkt sich im Rahmen dieser Ökobilanz neben der Verwendung als Rohstoff für die Papier- und Pappeindustrie vorwiegend auf den direkten Einsatz als Industrieholz zur Fertigung von Paletten als Bestandteil der Transportverpackungen.

Die Datensätze wurden im Rahmen der Ökobilanz graphischer Papiere des UBA [UBA 1998] auf der Basis aktueller Literatur sowie Fachgesprächen erarbeitet und differenzieren die Holzbereitstellung aus deutschen und aus nordischen Wäldern.

Die Daten umfassen die Aufwendungen für den Anbau und die Ernte von Holz im Wald bis zum Abtransport aus dem Wald. Als Ressource für den Waldbau wird der in Anspruch genommene Naturraum betrachtet. In der Sachbilanz drückt sich dies in Form eines Inputs von Flächen mit unterschiedlicher Flächenqualität aus (siehe dazu auch die diesbezüglichen Ausführungen im Kapitel 3.2.3.6).

2.5.2 Herstellung der Verpackungen und weiteren Bestandteilen des Verpackungssystems

2.5.2.1 Aluminiumdosen und Verschlüsse

Die Aluminiumbarren werden zu Al-Dünnband weiterverarbeitet, welches anschließend zu den Verschluss- und Dosenproduzenten geliefert wird.

2.5.2.2 Aluminiumdünnband für Dosen und Verschlüsse

Datensätze für das zur Verschlussherstellung üblicherweise eingesetzte Aluminiumdünnband 216 µm konnten von der Aluminiumindustrie dem Verband Metallverpackungen e.V. und den Verschlussherstellern nicht zur Verfügung gestellt werden. In Übereinkunft mit dem GDA, Bonn, dem Verband Metallverpackungen e.V., Düsseldorf, der Fa. Crown Bender, Frankenthal, dem Umweltbundesamt, Berlin und der Genossenschaft Deutscher Brunnen, Bonn wurde stellvertretend dafür der Datensatz zur Aluminiumfolienherstellung 100 µm der EAA massenäquivalent eingesetzt. Der Datensatz beschreibt die Herstellung einer 100 µm starken Aluminiumfolie, wie sie in der Packstoffindustrie zur Herstellung von Dosen und Dosendeckeln verwendet wird.

Die Daten stammen aus der Ökobilanzstudie der EAA [EAA 1996] aus dem Jahre 1996 und geben einer repräsentativen Datensatz für das Aluminium Warm- und Kaltwalzen wieder. Die Validierung der Daten erfolgte durch Dr. Ian Boustead. Die Datenerhebung erfolgte bei den wichtigsten europäischen Verarbeitern in den Jahren 1991 und 1992. 1994 erfolgte ein Datenupdate unter Einbezug der osteuropäischen Hersteller.

Die Verbräuche an Materialien und die direkten Prozessemissionen sind im EAA-Datensatz enthalten. Die Vorketten der einzusetzenden Energieträger Heizöl S und Erdgas wurden nach [GEMIS 1997] modelliert und der Bilanz hinzugefügt.

Der Halbzeugmarkt wird hauptsächlich von Im- und Exporten aus und nach Europa bestimmt [Schäfer 1998]. Deshalb wurde der Stromsplit nach dem europäischen Modell der Aluminiumindustrie dargestellt und in die Bilanz aufgenommen. Der Split der einzelnen Energieträger stellt sich hier wie folgt dar:

Tabelle 2-5: Stromsplit Aluminium-Folienproduktion nach EAA 1996

Prozentualer Anteil	Erzeugungsart
43,8 %	Wasserkraft
24,7 %	Kernkraft
22,6 %	Steinkohle
5,4 %	Erdgas
3,5 %	Erdöl
Quelle: [EAA 1996]	ifeu, Heidelberg 1998

2.5.2.3 Aluminium-Anrollverschluss mit Dichteinlage

Der Datensatz zur Herstellung des Aluminium-Anrollverschlusses entstammt der Datensammlung einer im Dezember 1996 veröffentlichten Ökobilanz des Öko-Institut e.V. Freiburg [Öko-Institut 1996]. Der Datensatz wurde im Jahre 1992 vom Verband Metallverpackungen e.V., Düsseldorf, in der Arbeitsgruppe Ökobilanzen für Metallverpackungen erstellt [Hexel 1992]. Nach internen Rückfragen des Verbandes bei den deutschen Verschlussherstellern behalten die Daten auch 1998 noch ihre Gültigkeit [Verband Metallv. 1998]. Die fehlenden Daten zu den produktionsbedingten Abfallmengen wurden vom größten deutschen Hersteller im Oktober 1998 ergänzt [Crown 1998]. Als Dichtungsmaterial wurde ein LDPE-Blend eingesetzt, wie es laut Herstellerangaben gebräuchlich ist.

2.5.2.4 Aluminiumdosen und Dosendeckel

Die Daten wurden bei einem großen deutschen Hersteller erhoben. Die Herstellung der Deckel erfolgt durch Ausstanzen von lackierten Dosendeckelbändern. Die Herstellung des Dosenbody erfolgt durch Tiefziehen von 0,295 mm starken Dosenbodybändern . Das Aluminium wird innen und außen mit einer Lackschicht überzogen.

Die berücksichtigten Standorte sind mit moderner dem Stand der Technik entsprechender Produktionstechnologie ausgestattet.

2.5.2.5 Weißblech-Dosenherstellung

Die Daten gelten wurden bei einem großen deutschen Hersteller erhoben und beziehen sich auf das Jahr 1997.

Der Dosenbody wird aus Weißblech-Dosenbändern tiefgezogen und beidseitig mit einer Lackschicht versehen. Der Deckel besteht aus Aluminium und wird durch Ausstanzen von Dosendeckelbändern hergestellt.

2.5.2.6 Kronenkorken, Bajonettverschlüsse

Die Daten stammen aus der UBA Getränkeökobilanz I und gelten für 1992.

Die Verschlüsse werden aus Weißblechbändern tiefgezogen und beidseitig mit einer Lackschicht versehen. Innen wird eine Dichteinlage aufgetragen.

2.5.2.7 Herstellung von Getränkekarton (Alu/Karton/PE)

Die Daten wurden von den beiden größten deutschen Herstellern bereitgestellt und beziehen sich auf das Jahr 1997. Hauptbestandteil ist der Getränke-Rohkarton der mit einer Aluminiumfolie kaschiert und mehrfach mit LDPE- beschichtet wird. Die Bedruckung erfolgt je nach Verfahren vor bzw. nach dem Beschichtungsprozess. Der bilanzierte Verbundkarton besteht im Mittel aus folgenden Materialkomponenten:

- Getränke-Rohkarton 74%
- Aluminiumfolie 5%
- Polyethylen (LDPE) 21%

2.5.2.8 PET Preform- und Flaschenherstellung aus Primärgranulat

Zur Herstellung von PET-Flaschen wird zunächst PET-Granulat plastifiziert und daraus die Preform hergestellt. Diese wird anschließend in eine Stahlform eingeblasen. Bei Mehrweg-

PET-Systemen werden sowohl Preforms als auch Flaschen beim Kunststoffverarbeiter hergestellt.

Die Daten wurden von dem wichtigsten deutschen Hersteller bereitgestellt (gemessen und berechnet) und gelten für die Preform- und Flaschenherstellung im Streckblasverfahren aus Granulat. Die Plausibilität der Daten wurde durch einen Abgleich mit Literaturdaten überprüft.

2.5.2.9 PP-/HDPE-Schraubverschluss, PVC-Kapsel für Weinflaschen

Das beim Verschlusshersteller angelieferte Kunststoffgranulat wird zu Schraubverschlüssen weiterverarbeitet. Für die Umformung (Spritzguss) der Kunststoffe werden die Werte aus der Schweizer Ökobilanzstudie [BUWAL 1998] eingesetzt.

2.5.2.10 PS-Sleeve (1 l EW-Glas Süßgetränke)

Die Herstellung des PS-Sleeves erfolgt äquivalent der Herstellung von Formteilen aus PS über Coextrusion und Tiefziehen. Die Daten stammen aus [BUWAL 1998] und beinhalten die Teilprozesse Granulat-Lagerung, Dosierung, Coextrusion, Aufrollen, Tiefziehen, Etikettieren, Schneiden sowie Schreddern des Ausschusses. Der Bedarf an elektrischer Energie liegt bei 1440 kWh. Reststoffe an PS werden intern rezykliert.

2.5.2.11 HDPE-Mehrwegkästen

Die Datensätze zur Herstellung von Mehrweg-Getränkekästen beziehen sich auf drei namhafte große Hersteller in Deutschland und wurden für das Projekt Ökobilanz für Getränkeverpackungen II des Umweltbundesamtes erhoben. Aus den erhaltenen Daten wurde ein Mittelwert zur Kastenherstellung gebildet. Der Erhebungszeitraum erstreckte sich auf die Jahre 1996/97.

2.5.2.12 Holzpaletten

Der im Modul Grundstoffherstellung beschriebene Werkstoff Holz wird im Sägewerk zu Euro- oder Brunnen-Einheitspaletten weiterverarbeitet. Es wird eine Umlaufzahl von 50 berücksichtigt. Die Datensätze zur Palettenfertigung sind für die Ökobilanz Getränkeverpackungen I [UBA 1995] des Umweltbundesamtes erhoben worden und werden auch für die vorliegende Getränkeökobilanz II des UBA verwendet.

2.5.2.13 LDPE: Etikettenfolie, Stretchfolie, Schrumpffolie, Bänder (Palettensicherung)

Das beim Folienhersteller angelieferte Kunststoffgranulat wird zur Etikettenfolie weiterverarbeitet. Für die Blasfolienextrusion werden die Werte aus der Schweizer Ökobilanzstudie [BUWAL 1998] eingesetzt.

2.5.3 Abfüllanlagen

In der Praxis werden in den seltensten Fällen Monoanlagen, d.h. Anlagen auf denen nur ein Flaschentyp abgefüllt wird, betrieben. Eine verpackungsspezifische Datenerhebung bei den Abfüllbetrieben ist daher kaum möglich. Aus diesem Grund wurden Monoanlagen für die in diesen Ökobilanzen zu berücksichtigenden Verpackungen konzipiert. Nennleistungen der Anlagen und Verbrauchswerte basieren auf Praxiserfahrungen sowie Gesprächen und Informationen mit Anlagenanbietern. Zugrunde gelegt wurde jeweils eine relativ moderne Anlagentechnik, die etwa dem IST-Zustand der Praxis von 1997 entspricht. Die Daten wurden von Dr. Luxenhofer (pack force) zusammengestellt und sind im Anhangband: Materialsammlung, Bericht 5 ausführlich für jedes Verpackungssystem dokumentiert.

Das Modul "Abfüllanlage" umfasst alle Prozessschritte vom Entpacken gebrauchter Verpackungen über die Flaschenwäsche, ggf. Flaschenpresse, Kastenwäsche, Abfüllen bis zum Palettieren (siehe Bilder in der Materialsammlung, Bericht 5). Für die Ökobilanz wurden füllgutspezifische Anlagenteile, insbesondere Getränkemixer, Getränke-Rückkühler, UHT-Anlage und c.i.p.-Reinigung nicht berücksichtigt[14].

Daten zur Abwasserbelastung [mg/l Abwasser] für Mineralwasser, Erfrischungsgetränke mit und ohne CO_2 wurden einer neuen Erhebung der Abwassertechnischen Vereinigung [ATV 1998] entnommen. Die Daten der ATV basieren auf aktuellen Erhebungen bei einer Vielzahl von Abfüllern. Die Abwasserbelastung [mg/l Abwasser] kann nur für die verschiedenen Füllgutgruppen spezifisch angegeben werden nicht aber gesondert für jede Verpackung. Zur Ermittlung der verpackungsspezifischen Abwasserfracht werden die Belastungskonzentrationen mit der von Dr. Luxenhofer ermittelten Abwassermenge (gleich Frischwasserverbrauch) multipliziert.

14 Aus der Zusammenstellung in der Materialsammlung wurden diese Anlagenteile nachträglich herausgerechnet.

2.5.4 Handel

Der Handel (GFGH, Zentralläger, letzte Handelsstufe) kommissioniert Getränke. Ferner werden hier Paletten aussortiert. Der Handel bestimmt das logistische Konzept der Distribution der Getränke. Die diesbezügliche ökobilanzielle Modellierung wird im nachfolgenden Kapitel ausführlich beschrieben. Andere in diesem Bereich vorkommende Umwelteinflüsse, etwa aus der Handhabung von Lagergut, konnten im Rahmen der vorliegenden Studie nicht berücksichtigt werden. Die damit verbundenen Umweltwirkungen sind im Kontext der Studie nicht ergebnisrelevant.

2.5.5 Distribution der gefüllten Flaschen vom Abfüller zum Verbraucher

Für diese Ökobilanzen wurden detaillierte Distributionsanalysen zur Bestimmung des Transportaufwands bei der Getränkedistribution durchgeführt. Die Erhebungen wurden von Prognos für die Getränkesegmente kohlensäurehaltige Erfrischungsgetränke und Säfte, (einschl. Nektare, Gemüsesäfte, kohlensäurefreie Erischungsgetränke) sowie für den Getränkefachgroßhandel und Teile der Zentralläger des Handels durchgeführt und von pack force für die Getränkesegmente Mineralwasser und Wein sowie Teile der Zentralläger des Handels.

Mit der Distributionsanalyse wurden Durchschnittswerte für den Transportaufwand in den einzelnen Getränkesegmenten für alle Handelsstufen ermittelt. Ferner wurden verpackungsspezifische Distributionsstrukturen (z.B. Unterschiede zwischen Einweg- und Mehrwegverpackungssystemen) von Distributionsstrukturen, die nicht auf die Verpackungen zurückzuführen sind, sondern im Wesentlichen unternehmens- oder marktbedingt sind (z.B. Unterschiede zwischen regional und überregional distribuierenden Unternehmen), unterschieden.

Distributionsmodell für Mineralwasser u.a. Wässer, Erfrischungsgetränke mit und ohne CO_2

In den Bereichen "Mineralwasser u.a. Wässer", "Erfrischungsgetränke mit CO_2" und "Getränke ohne CO_2" sind folgende Distributionsschienen von Bedeutung:

1. Direktbelieferung vom Abfüller zur letzten Handelsstufe durch die Abfüller selbst, durch Spediteure, durch Abholung oder Getränkefachgroßhändler im "Streckengeschäft".

2. Zwei- oder mehrstufige Distribution über den Getränkefachgroßhandel (GFGH) oder Verleger mit Zwischenlägern [15].

3. Zweistufige Distribution über die Zentralläger der großen Handelsketten.

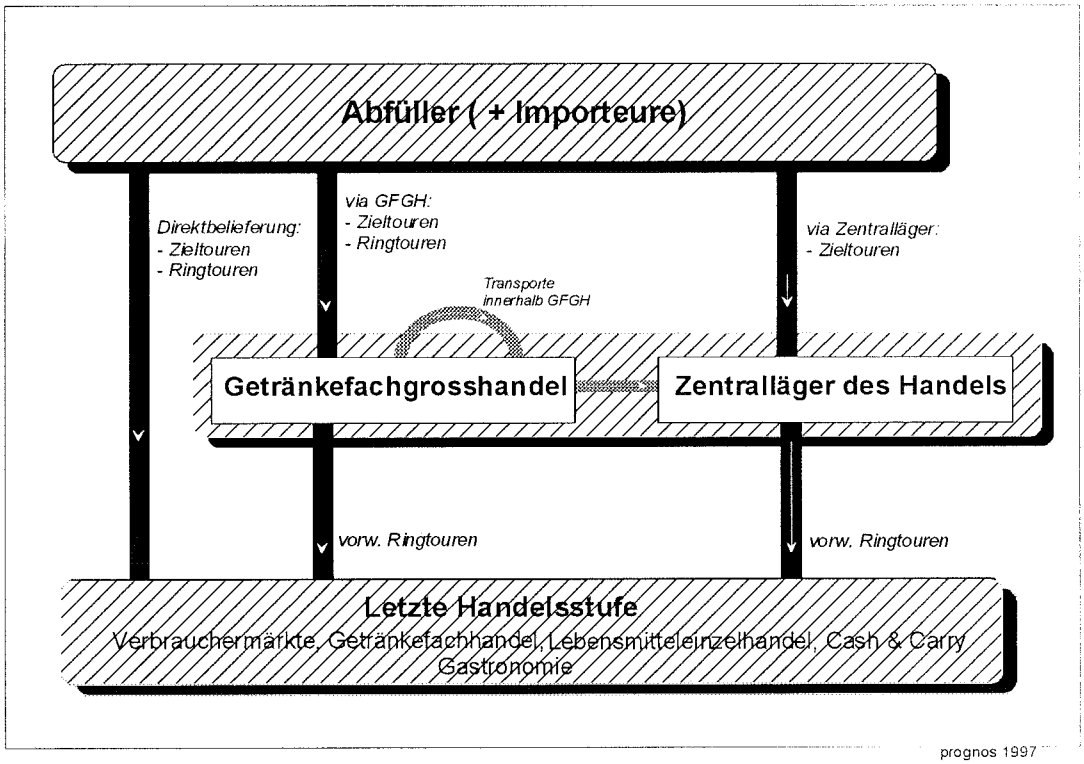


Abbildung 2-33: Modell der Distribution von Mineralwasser u.a. Wässer, kohlensäurehaltigen und kohlensäurefreien Erfrischungsgetränken

Beim Getränkefachgroßhandel und den Zentrallägern des Handels erfolgt die Kommissionierung (Zusammenstellung gemischter Getränke- bzw. Warenlieferungen) zur Weiterverteilung zur letzten Handelsstufe.

Distributionsmodell für Wein

Für das Getränkesegment Wein wurde das Distributionsmodell erweitert (siehe folgende Abbildung), da

15 Neben den "echten" Getränkefachgroßhändlern werden in dieser Distributionsschiene auch weitere, ähnliche Handelsstufen subsumiert, insbesondere Getränkefilialisten, die ausschliesslich eigene oder vertragliche gebundene Getränke-Abholmärkte beliefern.

- zum einen zwischen der Distribution deutschen Weins und der Distribution importierten Weins zu unterscheiden war. Bei Importen wurde der Transportaufwand ab Grenze gerechnet. Eine weitergehende Datenerhebung ist zumindest für den Vergleich von Einweg- und Mehrwegverpackungen auch nicht erforderlich, da Mehrwegverpackungen für weite Transportentfernungen keine realistische Alternative darstellen.

- zum anderen Selbstabholer sowohl bei Importwein als auch bei deutschen Weinen eine wichtige Distributionsschiene darstellen.

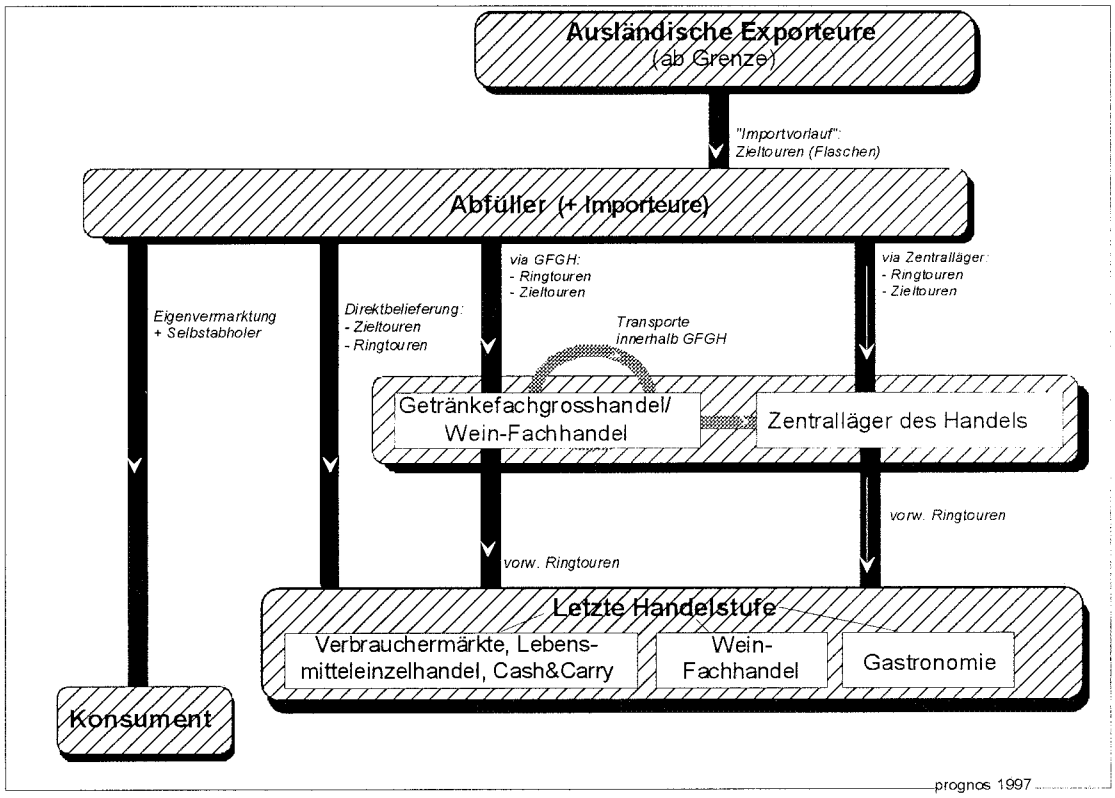


Abbildung 2-34: Modell der Distribution von Wein

Distributionsanalyse

Ergebnis der Datenerhebung ist ein Distributionsdatensatz. Er umfasst:

- den Anteil der verschiedenen Distributionsschienen für ein Verpackungssystem;
- Transportentfernungen (Hin- Und Rückfahrt) in den Distributionsschienen,
- die Aufteilung in Speditions- und Werksverkehr sowie Tourentyp (Ring- oder Zieltour),
- eingesetzte Fahrzeuge und
- deren Auslastung bzg. auf das Verpackungssystem.

Die Unterscheidung zwischen Werks- und Speditionsverkehr ist für die Berechnung der Länge der Rückfahrt wichtig. Sofern keine anderen Angaben vorlagen, wurde für Einwegverpackungen angenommen, dass bei Auslieferung

- im Werksverkehr (eigener Fuhrpark des Abfüllers bzw. Getränkefachgroßhandels oder der Handelsketten) der Rücktransport mit Ausnahme von Verpackungsbestandteilen, leer erfolgt [16]. Deshalb sind dem System "Füllgut + Verpackung" Hin- und Rückfahrt anzulasten.

- mit Speditionen nach einer Zwischenfahrt (Rückfahrt) anderweitige Ladung aufgenommen wird, so dass Einwegverpackungen dem System "Füllgut + Verpackung" nur die Hinfahrt und die Zwischenfahrt bis zur nächsten Ladungsaufnahme anzulasten ist. Aufgrund der Ergebnisse der durchgeführten Gespräche und der Auswertung von Untersuchungen zu diesem Thema schätzen wir die Entfernung dieser Leerfahrten auf 20% der einfachen Entfernung des Getränketransports [17]. Der Einfluss dieser auf das Ergebnis wird mittels Sensitivitätsanalysen geprüft.

Bei Mehrwegverpackungen erfolgt die Rückführung des Leergutes nach den Ergebnissen der Befragungen praktisch immer "spiegelbildlich" zur Getränkedistribution, d.h. unabhängig von der Art der Touren wird auf den Rückfahrten immer das Leergut mitgenommen. Sowohl im Werksverkehr als auch im Speditionsverkehr wird dem System "Füllgut + Verpackung" deshalb immer Hin- und Rückfahrt angelastet [18].

Repräsentativität der Distributionsanalyse

Im Rahmen der Distributionsanalysen wurden umfangreiche Datenerhebungen und Gespräche (telefonisch, schriftlich, persönlich) bei den relevanten Unternehmen "entlang der Distributionsketten" durchgeführt:

- Getränkeabfüller
- Importeure (im Bereich Wein)

---

16 1996 galt das Kabotageverbot uneingeschränkt.

17 Aufgrund der Ergebnisse der durchgeführten Befragungen gehen wir für die Distribution von Getränken in Einwegverpackungen durch Spditionen von folgendem Modell der Rückfahrt von Zieltouren aus:
- Die Rückfahrt erfolgt immer mit anderweitiger Ladung.
- Allerdings sind bis zur Aufnahme der neuen Ladung leere Zwischenfahrten erforderlich, die dem System "Getränk + Verpackung" anzulasten ist. Aufgrund der Ergebnisse der durchgeführten Gespräche und der Auswertung von Untersuchungen zu diesem Thema schätzen wir die Entfernung dieser Leerfahrten auf 20% der einfachen Entfernung des Getränketransports. Dem System "Getränk + Verpackung" wird demzufolge das 1,2-fache der einfachen Transportentfernung der Tour angelastet. Die Ergebnisrelevanz dieser Annahme wurde in der Sensitivitätsanalyse geprüft.

18 Aufgrund der Organisation der Mehrweg-Poolsysteme erfolgt die Rückführung sogar i.d.R. so, dass der einzelne Abfüller jeweils sein eigenes Leergut zurücknimmt. Das hat zur Folge, dass bei überregionaler Getränkedistribution auch die Rückführung des Leergutes überregional erfolgt.

- Getränkefachgroßhandel (GFGH)
- Handelsketten (Zentralläger)
- Speditionen (als ergänzende Befragungen).

Die Auswahl der befragten Unternehmen erfolgte jeweils in Abstimmung mit den relevanten Industrie- und Handelsverbänden. Die folgenden beiden Tabellen zeigen den für die Distribution ab Abfüller (erste Handelsstufe) und die zweite Handelsstufe realisierten Befragungsumfang:

Tabelle 2-6: Befragungsumfang für die erste Handelsstufe

	Mineralwasser u.a. Wässer	Erfrischungsgetränke ohne CO_2	Erfrischungsgetränke mit CO_2	Wein
Zahl der befragten Unternehmen	101	25	40	k.A.
Marktabdeckung (bzg. Abfüll- bzw. Verkaufsmenge)	85%	50%	52%	55% für Importweine 100% für Winzergenossenschaften 80% für Großkellereien < 10% für Direktvermarkter

Tabelle 2-7: Befragungsumfang für die zweite Handelsstufe

	Getränkefachgroßhandel	Zentralläger der großen Handelsketten
Zahl der befragten Unternehmen	300 (Ergebnisse von ca. 70 Unternehmen)	18 Unternehmensgruppen
Marktabdeckung (bzg. Branchenumsatz)	11%	60%

Das Hauptszenario als Ergebnis der Distributionsanalyse

Die Auswertung der Distributionsanalyse [19] erfolgte für jedes Getränkesegment und einzelne Gruppen von Verpackungssystemen (z.B. Glas Mehrweg für Wässer) getrennt. Dabei zeigten

19 Die Detailergebnisse der Distributionsanalyse können in der Materialsammlung, Bericht nachgelesen werden.

sich folgende charakteristische Unterschiede zwischen den Verpackungssystemen und zwar im wesentlichen zwischen Einweg- und Mehrwegverpackungssystemen:

- im Anteil der Distributionsschienen: Einwegverpackungen werden überwiegend über die Discounter und damit über die Zentralläger der großen Handelsketten distribuiert. Mehrwegverpackungen laufen dagegen überwiegend über den Getränkefachgroßhandel und

- in der Länge der dem Getränkesystem zuzurechnenden Rück- bzw. Zwischenfahrt.

Für die "Weiterverteilung" der Getränke ab Zentralläger des Handels bzw. GFGH (zweite Handelsstufe) konnten keine Unterschiede zwischen den Verpackungssystemen festgestellt werden. Für die zweite Handelsstufe wurden für alle Verpackungssysteme einheitliche Transportstrukturen zugrunde gelegt. Einzige Ausnahme bildeten hier die reinen Gastronomiegebinde, die im GFGH oft über gesonderte Touren verteilt werden (In dieser Untersuchung ist die 0,25 l-Mehrweg-Glasflasche im Segment "Mineralwasser u.a. Wässer" das einzige Gastronomiegebinde).

Für den ökobilanziellen Vergleich der Verpackungssysteme wurden unter Berücksichtigung der zuvor beschriebenen Besonderheiten typische Distributionsdatensätze berechnet. Im Hauptszenario wird der "Marktdurchschnitt" im Status Quo erfasst. Die einzelnen Verpackungssysteme gehen gewichtet mit dem Abfüllvolumen in den Durchschnittswert ein [20]. Zur Wahrung der funktionalen Äquivalenz im ökobilanziellen Vergleich wurde ferner zwischen Vorratskauf und Sofortverzehr unterschieden.

Unterschiede zwischen den Verpackungssystemen waren nur dann zu berücksichtigen, wenn sie typischerweise durch die jeweilige Verpackung bedingt wurden. Dies betrifft den Anteil der Distributionsschienen (Aufteilung der Distribution auf Direktbelieferung, Getränkefachgroßhandel und Zentralläger des Handels) und die Anrechnung der Rückfahrt. Ansonsten wurden für die sieben Vergleichsgruppen jeweils einheitliche Daten für Distributionsentfernungen und Transportmittel angesetzt, siehe Tab. 2-8. Dieser Modellierung liegt der Fall eines Abfüllers zugrunde, der sich entscheiden muss, ob er zur Bedienung eines bestimmten Absatzgebietes Einweg-oder Mehrwegverpackungen einsetzt [21].

Für die Distributions-Hauptszenarien wurden folgende Vergleichsgruppen gebildet [22].

---

20 Berechnungsbeispiel:: z.B. Segment Wässer, Vorratskauf:
(Σ Flaschentyp Fi * Abfüllvolumen Fi * Transportentfernung Fi)/n

21 Typische Einweg- bzw. Mehrwegentfernungen könnten im Rahmen von Sensitivitätsanalysen bilanziert werden.

22 Verpackungssysteme bzw. Distributionsstrukturen, die nur in geringem Umfang am Markt zu finden sind, können in der Sensitivitätsanalyse berücksichtigt werden. Wenn ökologische Optimierungspotenziale zu erwarten sind, kann das im Rahmen der Prognoseszenarien (2. Phase des Projektes "Ökobilanz Getränkeverpackungen II") berücksichtigt werden.

Tabelle 2-8: Vergleichsgruppen mit einheitlichen Distributionsdaten *

Getränkebereich	Vergleichsgruppe
Mineralwasser u.a. Wässer	Vorratskauf Sofortverzehr
Getränke ohne CO_2	Vorratskauf
Erfrischungsgetränke (kohlensäurehaltig)	Vorratskauf Sofortverzehr
Wein	Vorratskauf

* Dabei zeigen die Einwegverpackungen eine andere Aufsplittung auf die Distributionsschienen als die Mehrwegverpackungen der gleichen Vergleichsgruppe.

Der Berechnung werden folgende maximalen Palettenstellplätze in den Lkws zugrunde gelegt:

Tabelle 2-9: Palettenstellplätze in den Lkws

	Sattelzug 40t	Sattelzug 28 t	Lkw+Hänger 40 t	LKW 24 t	LKW 14 t	LKW 7,5 t
Max. Palettenzahl Lkw: Brunnen-Paletten	28	18	28	12	10	8
Max. Palettenzahl Lkw: Euro-Paletten	34	24	36	17	14	10

Die folgenden Tabellen zeigen die ermittelten Distributionsdaten, die in den zu vergleichenden Szenarien zugrunde gelegt wurden.

Tabelle 2-10: Mineralwasser u.a. Wässer: Transportparameter im Hauptszenario (Durchschnittswert über alle einbezogenen Verpackungen)

Distributionswege	Verteilung (%)		Transportentfernung (km)						Transportanteile (Vol-% Getränkemenge) nach Fahrzeugen					
			Mehrweg			Einweg								
	Mehr-weg	Einweg	Last	Leer	Gesamt	Last	Leer	Gesamt	Sattelzug 40t	Sattelzug 28-32 t	Lkw+Hänger 40 t	LKW bis 23 t	LKW bis 16,5 t	Lieferwagen
Vorratskauf: Durchschnittswert aller Verpackungen														
(MW Glas: 0,7l GDB, 0,75 l GDB; MW-PET: 1,5l ("Bonaqua"); EW Glas: 1,0l; EW-PET: 1,5l; EW-Verbundkarton)														
a) 1. Distributionsstufe														
Direktvertrieb*	30%	15%	110	110	220	110	90	200	8%	3%	58%	27%	4%	-
an GFGH*	62%	28%	170	170	340	170	140	310	27%	2%	61%	9%	1%	-
an Zentralläger*	8%	57%	210	210	420	210	170	380	44%	2%	50%	4%	0%	-
b) 2. Distributionsstufe														
von GFGH**			50	30	80	50	30	80	5%	1%	30%	35%	25%	4%
von Zentrallägern***			90	60	150	90	60	150	34%	5%	43%	17%	1%	0%
Sofortverzehr: Durchschnittswert aller Verpackungen														
(MW Glas: 0,25l Vichy; EW-Glas: 0,33l)														
a) 1. Distributionsstufe														
Direktvertrieb*	13%	21%	110	110	220	110	90	200	8%	3%	58%	27%	4%	-
an GFGH*	87%	6%	200	200	400	200	170	370	27%	2%	61%	9%	1%	-
an Zentralläger*	0%	73%				260	220	480	44%	2%	50%	4%	0%	-
b) 2. Distributionsstufe														
von GFGH**			50	20	70	50	20	70	5%	1%	30%	31%	29%	4%
von Zentrallägern***			90	60	150	90	60	150	34%	5%	43%	17%	1%	0%

*) inkl. Selbstabholer

**) inkl. interne Verteilung

***) inkl. Anteil von GFGH

Tabelle 2-11: Getränke ohne CO_2: Transportparameter im Hauptszenario (Durchschnittswert über alle einbezogenen Verpackungen)

Distributionswege	Verteilung (%)		Transportentfernung (km)						Transportanteile (Vol-% Getränkemenge) nach Fahrzeugen					
			Mehrweg			Einweg								
	Mehr-weg	Einweg	Last	Leer	Gesamt	Last	Leer	Gesamt	Sattelzug 40t	Sattelzug 28-32 t	Lkw+Hänger 40 t	LKW bis 25 t	LKW bis 16,5 t	Lieferwagen
a) 1. Distributionsstufe														
Direktvertrieb*	4%	7%	230	230	460	230	50	280	19%	0%	63%	15%	3%	0%
an GFGH*	76%	5%	230	230	460	230	60	290	33%	5%	57%	4%	1%	0%
an Zentralläger*	20%	88%	270	270	540	270	100	370	33%	3%	61%	3%	0%	0%
b) 2. Distributionsstufe														
von GFGH**			50	30	80	50	30	80	5%	1%	30%	31%	29%	4%
von Zentrallägern***			90	60	150	90	60	150	34%	5%	43%	17%	1%	0%

*) inkl. Selbstabholer
**) inkl. interne Verteilung
***) inkl. Anteil von GFGH

Tabelle 2-12: Erfrischungsgetränke mit CO_2: Transportparameter im Hauptszenario (Durchschnittswert über alle einbezogenen Verpackungen)

Distributionswege	Verteilung (%)		Transportentfernung (km)						Transportanteile (Vol.-% Getränkemenge) nach Fahrzeugen					
			Mehrweg			Einweg								
	Mehr-weg	Einweg	Last	Leer	Gesamt	Last	Leer	Gesamt	Sattelzug 40t	Sattelzug 28-32 t	Lkw+Hänger 40 t	LKW bis 23 t	LKW bis 16,5 t	Lieferwagen
Vorratskauf: Durchschnittswert aller Verpackungen (MW Glas: 0,7l GdB; MW-PET: 1,0l GdB, 1,5l Coca Cola; EW-Glas: 1,0l)														
a) 1. Distributionsstufe														
Direktvertrieb*	36%	22%	140	110	250	140	80	220	37%	1%	25%	30%	7%	
an GFGH*	55%	4%	150	150	300	150	100	250	69%	0%	27%	3%	1%	0%
an Zentralläger*	9%	74%	160	160	320	160	90	250	85%	1%	13%	1%	0%	
b) 2. Distributionsstufe														
von GFGH**			50	30	80	50	30	80	5%	1%	30%	35%	25%	4%
von Zentrallägern***			90	60	150	90	60	150	34%	5%	43%	17%	1%	0%
Sofortverzehr: Durchschnittswert aller Verpackungen (MW Glas: 0,33l; EW-Glas: 0,33l; EW-Getränkedose 0,33l Weissblech, Alu)														
a) 1. Distributionsstufe														
Direktvertrieb*	25%	16%	250	250	500	250	150	400	37%	1%	25%	30%	7%	
an GFGH*	65%	36%	230	230	460	230	140	370	69%	0%	27%	3%	1%	0%
an Zentralläger*	10%	48%	190	190	380	190	80	270	85%	1%	13%	1%	0%	
b) 2. Distributionsstufe														
von GFGH**			40	20	60	60	30	90	5%	1%	30%	31%	29%	4%
von Zentrallägern***			90	60	150	90	60	150	34%	5%	43%	17%	1%	0%

*) inkl. Selbstabholer

**) inkl. interne Verteilung

***) inkl. Anteil von GFGH

Tabelle 2-13: Wein – Transportparameter im Hauptszenario (Durchschnittswert über alle einbezogenen Verpackungen)

Distributionswege	Verteilung (%)	Transportentfernung (km)			Transportanteile (% bzgl. Liter) nach Fahrzeugen				
		Last	Leer	Gesamt	Sattelzug klein, gross	Lkw+Hänger 40 t	LKW bis 23 t	LKW bis 16,5 t	Lieferwa-gen, Pkw
Import Flaschenwein	34%	210	50	260	33%	67%	0%	0%	0%
1. Distributionsstufe									
Direktvertrieb	39%	340	150	490	18%	68%	11%	2%	1%
Selbstabholer	9%	50	50	100	0%	1%	1%	1%	97%
an GFGH	9%	330	150	480	0%	40%	43%	12%	5%
an Zentralläger	44%	540	250	790	21%	73%	5%	0%	0%
2. Distributionsstufe									
von GFGH*	-	50	30	80	6%	30%	31%	29%	4%
von Zentrallägern**	-	90	60	150	50%	37%	11%	1%	0%

*) inkl. interne Verteilung

**) inkl. Anteil von GFGH

2.5.6 Entsorgungsmodule

2.5.6.1 Wertstoff- und Restmüllerfassung

Die Erfassung erfolgt mit einem Müllsammelfahrzeug entsprechend der Modellierung zur UBA Getränkeökobilanz I. Die Berechnung der Umweltbelastungen durch die Abfalltransporte erfolgt unter Berücksichtigung der direkten Emissionen und der Umweltbelastungen aus der Bereitstellung von Dieselkraftstoff für den Raum der Bundesrepublik Deutschland. Die Daten gelten für den Zeitraum Mitte der neunziger Jahre [Hassel 1994], [Hassel 1995], [ifeu 1994].

Die Kraftstoffverbräuche der verschiedenen Fahrzeuge der untersuchten Abfallentsorgungsbetriebe schwanken je nach Anteil der Sammel- bzw. Zu- und Abfahrten zur oder von der Entsorgungsanlage stark. Der aus diesen Datensätzen [UBA 1995] abgeleitete, durchschnittlich angenommene Kraftstoffverbrauch von Müllsammelfahrzeugen beträgt 60 l pro 100 km.

Als durchschnittliche Transportentfernungen zu den Entsorgungseinrichtungen wurde analog zur UBA Ökobilanz für Getränkeverpackungen I eine Strecke von 30 km angenommen.

2.5.6.2 Sortierung DSD: Weißblech, Aluminium, Verbunde (Getränkekarton), Mischkunststofffraktion

Modellhaft dargestellt wird im Modul der DSD-Sortierung eine "typische Sortieranlage". Hierzu wurden die anlagenspezifischen Daten und der Energieverbrauch bei verschiedenen in Deutschland betriebenen Sortieranlagen erfragt und zu einem für Deutschland repräsentativen Mittelwert verarbeitet. Der Datensatz basiert auf dem ifeu-Bericht zur UBA Getränkeökobilanz I [UBA 1995].

2.5.6.3 Sortierung von Altglas und Einsatz für Herstellung von Behälterglas

In Deutschland existieren derzeit 26 regional verteilte Altglas-Aufbereitungsanlagen. Stellvertretend für diese Anlagen wird der Datensatz der Süddeutschen Altglas Rohstoff GmbH (SAR) in Bad Wurzach zugrunde gelegt, der nach Auskunft der Glasindustrie auch als repräsentativ für den in Deutschland verbreiteten Stand der Aufbereitungstechnik angesehen werden kann.

In der Aufbereitung wird das Altglas zerkleinert und die Scherben in mehreren Stufen sowohl manuell als auch maschinell sortiert. Diese Aufbereitung gewährleistet eine fast vollständige Ausscheidung von Fremdstoffen. Der Anteil an aussortierten Reststoffen beträgt 2,4 % [SAR].

2.5.6.4 Recycling von Prozessscrap aus der Aluminiumverarbeitung

Der Datensatz für die Schmelze sortenrein anfallender Produktionsreste stammt aus den Erhebungen der EAA-Mitgliedsunternehmen in den Jahren 1991/92 und 1994. Sie geben einen repräsentativen Querschnitt der europäischen Situation wieder [EAA 1996]. Die Validierung der Daten erfolgte durch Dr. Ian Boustead.

Die Verbräuche an Materialien und die direkten Prozessemissionen sind im EAA-Datensatz enthalten. Zur Bereitstellung der elektrischen Energie wurde der Strommix Deutschland verwendet.

2.5.6.5 Aufbereitung von Weißblechschrott

Die Daten wurden vom Informationszentrum Weißblech e.V. für [BUWAL 1998] zur Verfügung gestellt. Sie gelten für Deutschland 1994.

Der Prozess beschreibt das Recycling von Stahlschrott im Elektroofen und die anschließende Herstellung von Weißblech aus Sekundärstahl. Im ersten Prozessschritt wird der Stahlschrott im Elektroofen zu Rohstahl geschmolzen. Der flüssige Stahl wird anschließend in der Stranggussanlage zu Brammen vergossen und in den Walzwerken auf Blechstärke ausgewalzt. Der Datensatz liegt in aggregierter Form vor und umfasst folgende Prozessstufen:

- E-Stahlwerk und Stranggussanlage
- Walzwerke
- Verzinnung

In der Realität wird E-Stahl nicht zur Weißblechherstellung verwendet. Zur Bilanzierung eines Recyclingproduktes, das der Primär-Weißblechherstellung äquivalent wäre, erfolgt die Modellierung mit einem zusätzlichen Verzinnungsschritt hinter dem Walzwerk.

2.5.6.6 Aufbereitung von Altpapier

Altpapier fällt in den modellierten Systemen an zwei Stellen an. Beim Abfüller werden Papieretiketten nach dem Rücklauf von Mehrwegflaschen abgetrennt bzw. Wellpappetrays aus der Transportverpackung angelieferter Packstoffen entsorgt. Weiterhin fällt Altpapier in Form von Wellpappetrays bei der Auslieferung von Einweg-Getränkesystemen beim Handel bzw. Verbraucher an. Das Altpapier wird entweder innerhalb der bilanzierten Systeme als Sekundärfaser – vor allem zur Herstellung von Wellpappetrays – eingesetzt oder in nachgeschalteten Systemen rezykliert.

Es wird auf den Datensatz zum Altpapierrecycling aus der Ökobilanz für graphische Papiere des UBA [UBA 1998] zurückgegriffen. Die Daten wurden durch eine Umfrage bei der deutschen Papierindustrie im Zeitraum von 1995 bis 1997 erhoben.

Die durchschnittliche Transportentfernung zur Papierfabrik wird für das interne Recycling zu Kartonagen analog zur UBA-Ökobilanz Graphische Papiere mit 139 km Lkw-Speditionstransport (40 t zul. Ges.-Gew.) angesetzt.

2.5.6.7 Aufbereitung von Kunststoffen

Die in den untersuchten Produktsystemen als Abfall zur Verwertung anfallenden Kunststoffe werden zum Teil sortenrein gewonnen. Darunter fallen PE- bzw. PP-Kunststoffverschlüsse und Kunststoffetiketten, die beim Abfüller gewonnen werden. Die sortenreinen Kunststoffabfälle werden gereinigt, gemahlen und regranuliert. Die verwendeten prozessspezifischen Daten sind vertraulich und wurden von Prognos bei einem Aufbereitungsbetrieb erhoben.

Daneben fallen Flaschenkästen als sortenreine Kunststofffraktion beim Abfüller an. Die Regranulierung wurde unter Verwendung von Daten aus [BUWAL 1998] modelliert.

Die durchschnittliche Transportentfernung zum Aufbereiter wurde mit 100 km Lkw-Speditionstransport angesetzt.

Beim Verbraucher anfallende Kunststoffabfälle wie beispielsweise PS-Sleeves, PVC-Kapseln oder PE/PP-Verschlüsse von Einweggetränkeverpackungen werden über das DSD verwertet. Diese Komponenten werden über den Sortiervorgang als Kunststoff-Mischfraktion gewonnen.

2.5.7 Abfallbeseitigung

2.5.7.1 Müllverbrennung

Im Folgenden wird der Aufbau und die einzelnen Stufen einer modernen Hausmüllverbrennungsanlage beschrieben. Unter dem Begriff der modernen MVA werden mit einer Rostfeuerung ausgestattete Anlagen verstanden, deren Baujahr zwischen 1990 bis 1995 liegt. Die beschriebene moderne MVA verfügt sowohl über eine Rauchgasreinigungsanlage, die das Abgas bis deutlich unter die Anforderungen der 17. BImSchV reinigt, als auch über eine Energienutzung, bei der die durch die Verbrennung entstehende Wärme zur Erzeugung von Strom oder/und Wärme erfolgt.

Verfahren

Das Müllsammelfahrzeug entlädt den Hausmüll in die Bunker. Der Bunker dient einerseits zur Lagerung des Hausmülls und andererseits zur Homogenisierung des Mülls, so dass ein relativ einheitlicher Heizwert des Abfall gewährleistet ist. Außerdem wird aus dem Bunker die Primärverbrennungsluft für den Ofen angesaugt. Durch den damit herrschenden Unterdruck werden Geruchsbelästigungen und Staubemissionen in die Umgebung eingeschränkt. Mit Hilfe des Krans wird der Müll auf den Einfülltrichter gegeben und gelangt über die Schurre (Einfüllschacht) in den Ofen und auf das Verbrennungsrost. Der Rost ist leicht geneigt und bewegt den Müll langsam durch den Verbrennungsraum. Die Verbrennung erfolgt bei 850 °C und die nötige Verbrennungsluft wird von unten durch den Rost eingeblasen. Damit wird die Bildung von thermischen Stickoxiden vermieden, denn diese findet bei einer Verbrennungstemperatur von unterhalb 900 °C nicht statt. Am Ende des Rostes gelangt die verbleibende Schlacke in ein Wasserbad und wird dort abgekühlt und in Container oder auf Halde gelagert. Die Verbrennungsgase kommen in die Nachbrennkammer und werden mit Hilfe von Sekundärluft verbrannt. Dann gelangen sie in den Kessel, wo sie Dampf zur Erzeugung von Strom und Fernwärme erzeugen.

Die anschließende Rauchgasreinigung beginnt mit einem Elektrofilter, der den Staub abscheidet. Es folgt eine Quenche (Kühlflächen zum schockartigen Abkühlen des durchströmenden Rauchgses) und ein HCl-Wäscher zur Absorbtion von Chlor- und Fluorwasserstoff. Die gewonnene Salzsäure wird aufkonzentriert und gereinigt. Dann folgt ein SO_2-Wäscher zur Abscheidung der SO_2-Gase unter Zugabe von Calciumhydroxid. Der entstehende Gips wird verkauft. Anschließend wird das Rauchgas über einen Flugstromabsorber (Gewebefilter) geleitet, um Dioxine, Furane, organische Verbindungen und Schwermetalle abzuscheiden. Die Entstickungsanlage bildet den Abschluss der Rauchgasreinigung. Hier wird Ammoniakwasser als Reduktionsmittel für die Stickoxide zugeführt. Die gereinigten Rauchgase gelangen in den Kamin und in die Atmosphäre [Thomé-Kozmiensky 1992].

Modellierung

Die beschriebene moderne MVA kann als typisch für den Stand der Anlagentechnik der 90er Jahre angesehen werden. Die Modellierung umfasst den Energieaufwand zum Betrieb der oben beschriebenen Anlagentechnik ebenso wie notwendige Betriebsstoffe, die entstehenden Emissionen und Abfälle. Die für die Ökobilanzierung in der Regel wichtigsten Bilanzgrößen des MVA-Prozesses sind die freigesetzten Luftemissionen. Deren Modellierung wird im weiteren genauer beschrieben.

Mit der Modellierung wird angestrebt, die Luftemissionen in einen kausalen Zusammenhang mit den untersuchten Abfallmaterialien zu bringen. Aufgrund der Vielfältigkeit des Hausmülls entstehen aber verschiedene Verbrennungsprodukte, die nur teilweise den einzelnen Abfallkomponenten zugeordnet werden können (siehe dazu auchAbbildung 2-35).

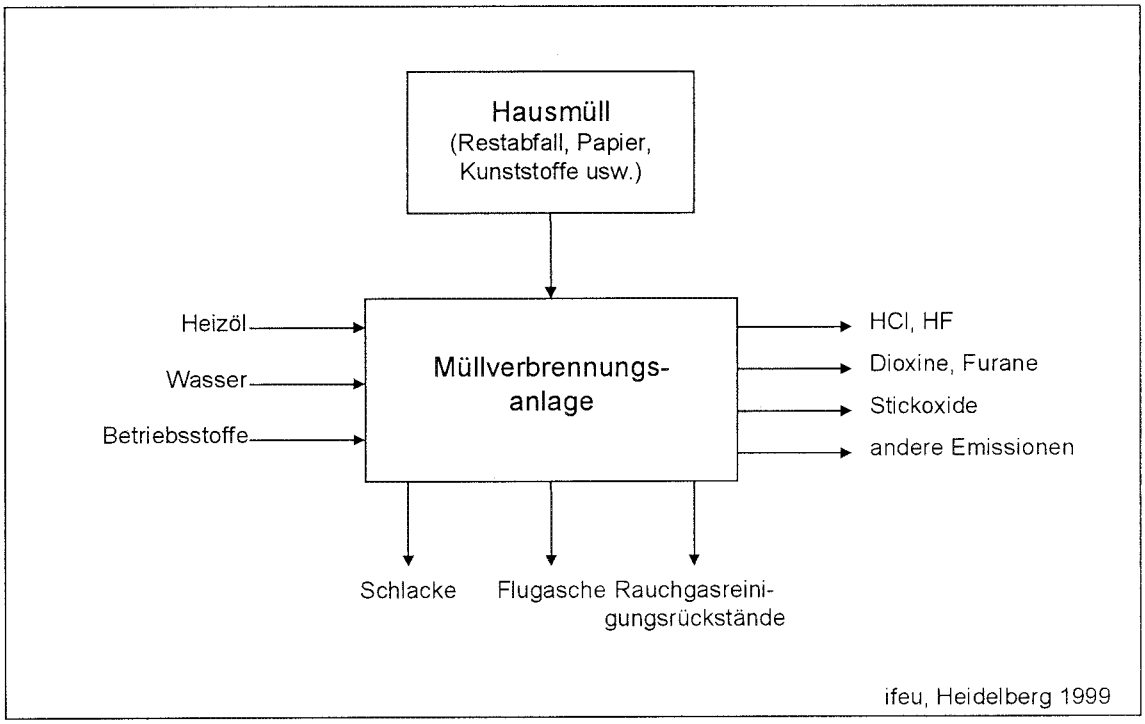


Abbildung 2-35: Multi-Input-Charakteristik des Hausmülls und die verursachten Stoffströme in der Verbrennungsanlage

Zur Berechnung der verschiedenen Emissionen werden daher sowohl die Schadstoffkonzentrationen der betrachteten Teilabfälle als auch die gemittelten Schadstoffkonzentration der gemischten Hausmüllfraktion herangezogen.

Für die modellierte Anlage liegen die Emissionen an Schadstoffen deutlich unter den in der 17. BImSchV angegebenen Grenzwerten. Zur Berechnung der abfall- und prozessspezifischen Emissionen werden verschiedene weiterführende Zuordnungsvorschriften festgelegt. Diese werden im Folgenden kurz beschrieben und die daraus abgeleiteten Berechnungsformeln angegeben.

Als Eingabegrößen für die Emissionsberechnung werden die in Tabelle 2.13 aufgeführten Informationen benötigt.

Tabelle 2-14: Inputgrößen zur Berechnung der Emissionen im MVA-Modul

Input	Dimension/Einheit
Aschegehalt	%
Verbrennbarer Anteil	g/kg
Heizwert Hu	MJ/kg
Wassergehalt	g/kg
Sauerstoffgehalt	g/kg
Wasserstoff- und Stickstoffgehalt	g/kg
Halogengehalt (Chlor, Fluor)	g/kg
Schwefelgehalt	g/kg
Schwermetallgehalt (z.B. Blei, Cadmium, Nickel, Quecksilber, Thallium)	g/kg

1. Abfallspezifische Emissionen

Die Emissionen an Chlorwasserstoff HCl, Fluorwasserstoff HF und Schwefeldioxid SO_2 sowie die der Schwermetalle hängen direkt von den jeweiligen Schadstoffkonzentrationen im betrachteten Teilabfall ab. Zur Berechnung werden die stöchiometrisch ermittelte rohgasseitige Freisetzung aus dem Teilabfall und die Wirkungsgrade (ETA) der Rauchgasreinigung herangezogen. Die Wirkungsgrade sind ifeu-Annahmen, die sich aus Erfahrungswerten bzgl. der im Rohgas befindlichen Schadstoffkonzentrationen vor der Rauchgasreinigung und den nach der Rauchgasreinigung erzielten Abgaskonzentrationen im Reingas ergeben.

a.) Berechnung von HCl, HF und SO_2 im Reingas

Konzentration im Reingas = $x_i \cdot \frac{M_x}{M_i} \cdot ETA_i \cdot 1000$ [mg/kg]

Mit:

x_i : Konzentration der Substanz im Abfall
M_x: Molare Masse der Verbindung im Abgas (SO_2, HCl, HF)
M_i: Molare Masse der Einzelsubstanz des Inputs (S, Cl, F)
ETA_i: Reinigungsgrad der Anlage (wie in Formel 1 aufgeführt)

b.) Berechnung der Schwermetalle im Reingas

Die Schwermetallkonzentrationen im Reingas berechnen sich mit Hilfe von Wirkungsgraden für die einzelnen Schwermetalle ETA (siehe Tab. 2-14). Die Schadstoffkonzentration des Abfalls wird mit dem Wert für ETA multipliziert.

Tabelle 2-15: Wirkungsgrade ETA zur Berechnung der Schwermetallemissionen

Schwermetall (OUTPUT)	ETA
Arsen As	0,00002
Blei Pb	0,00032
Cadmium Cd	0,0009
Chrom Cr	0,000001
Kupfer Cu	0,00006
Nickel Ni	0,000004
Quecksilber Hg	0,02
Zink Zn	0,000026

2. Prozess- und abfallspezifische Emissionen

Berücksichtigt sind hier:

a.) Emissionen, die direkt abhängig vom Verbrennungsprozess abhängig sind. Dazu gehören Stoffe wie Kohlenmonoxid, Staub und polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen

b.) Emissionen, die sowohl vom Verbrennungsprozess als auch vom Abfall abhängig sind. Dazu gehören beispielsweise polychlorierte Dioxine und Furane, Stickoxide und polychlorierte Biphenyle. Dioxine und Furane entstehen nur bei Anwesenheit von Chlor und Kupfer, welches als Katalysator dient. In einem Multi-Input, wie sie die Hausmüllfraktion darstellt, sind diese Stoffe immer vorhanden.

Die durch prozess- bzw. prozess- und abfallabhängige Größen bestimmten Emissionen werden mit Hilfe des Abgasvolumenstroms berechnet. Der Abgasvolumenstrom selbst kann ausgehend von einigen generellen Annahmen und unter Berücksichtigung des Gehaltes an Kohlenstoff, Schwefel, Stickstoff, Chlor und Fluor im Abfall bestimmt werden. Die hier getroffenen Annahmen sind nachfolgend aufgelistet:

- Die Verbrennung findet nicht unter-stöchiometrisch statt. Durch die Verbrennungsluft wird ausreichend Sauerstoff zur vollständigen Verbrennung des Abfalls zugeführt
- Vollständige Verbrennung wird angenommen
- Die Luftzahl Lambda λ wird mit 1,5 berücksichtigt
- Es findet keine thermische Verbrennung von Luftstickstoff zu NO_X statt. Das ist der Fall bei einer Verbrennung unter 900 °C.

- Zur Bildung von HCl und HF ist Wasserstoff im Abfall vorhanden.
- Schwefel oxidiert vollständig zu SO_2.

Das Abluftvolumen der Verbrennungsprodukte berechnet sich dann nach:

$$V_{Verbrennungsprodukte} = \sum_i \left(\frac{0{,}0224 \cdot x_i}{M_i} \right) \text{ [Nm}^3\text{]}$$

Mit:

0,0224: Molares Volumen eines Gases; 1 Mol eines idealen Gases nimmt bei Normbedingungen (273,15 K, 1,013 bar) genau ein Volumen von 22,4 L/Mol ein.

M_i: Molare Masse der Elemente Cl, F und S in g/mol

x_i: Konzentration der Substanzen Kohlenstoff, Schwefel, Stickstoff, Chlor und Fluor in g/kg im Abfall

Desweiteren wird ein Überschuss an Verbrennungsluft berechnet. Dieser wird durch die Luftzahl Lambda λ festgelegt. Je höher λ gewählt wird, umso größer wird der Abgasvolumenstrom. λ-Werte liegen in der Regel zwischen 1,5 und 1,9. Für die Modellierung der beschriebenen modernen Anlage wird ein λ-Wert von 1,5 angenommen. Die Summe aus dem Volumen der Verbrennungsprodukte und diesem, als Überschuss zugeführten Volumen, ergibt den gesamten Abgasvolumenstrom. Dieser wird in einer abschließenden Rechnung auf 11% Sauerstoffgehalt im Abgas korrigiert.

Die Schadstoffkonzentrationen im Abgas können nun mit Hilfe des Abgasvolumenstroms berechnet werden. Dazu werden die in der folgenden Tabelle aufgelisteten Werte mit dem berechneten Volumenstrom multipliziert.

Tabelle 2-16: Abfallunabhängige Schadstoffkonzentrationen im Reingas

Schadstoff (OUTPUT)	Wert	Dimension/Einheit
Stickoxide	100	mg/Nm^3
Kohlenmonoxid	50	mg/Nm^3
Staub	1	mg/Nm^3
Kohlenstoff (organisch)	1	mg/Nm^3
Dioxine/Furane in TE	0,1	ng/Nm^3
Benzo(a)pyren	5	ng/Nm^3

3. Weitere Annahmen

- Bei der Müllverbrennung entstehen nicht nur Emissionen im Rauchgas sondern auch feste Rückstände aus der Verbrennung und der Rauchgasreinigung. Der Ascheanteil des Abfalls oder des Teilabfalls verbrennt nicht und wird in der Modellierung in einem Verhältnis von 94 % zu Asche und Schlacke und von 6 % zur Flugasche zugeordnet.

- Der Energieoutput wird direkt aus dem Heizwertinput des Abfalls berechnet. Dabei ist der Eigenbedarf der Anlage, zum Beispiel Wärme zur Eindickung der Rauchgasreinigungsrückstände, bereits berücksichtigt. Wie bei der UBA Getränkeökobilanz I wird von einem elektrischen Nettowirkungsgrad von 8 % und einem thermischen Nettowirkungsgrad von 30 % bezogen auf den mit dem Abfall eingesetzten Energieinhalt ausgegangen

- Kohlendioxid CO_2 berechnet sich aus dem organischen Kohlenstoffgehalt des eingesetzten Abfalls. Es entstehen 3,67 kg CO_2 aus 1 kg organischen Kohlenstoff des Abfalls.

2.5.7.2 Ablagerung

Die Deponierung von Hausmüll und hausmüllähnlichen Abfällen spielt in der Bundesrepublik Deutschland eine bedeutende Rolle.

Die geordnete Deponie (der Begriff "geordnet" bezieht sich auf die Einbaumethode) ist in der Bundesrepublik ein relativ neues Verfahren der Hausmüllentsorgung. Erst Anfang der 60er Jahre wurde die erste Deponie dieser Art in Bochum errichtet. Heute gibt es in der Bundesrepublik fünf verschiedene Deponieformen:

- Geschlossene Grubendeponie,
- Offene Grubendeponie,
- Deponie am Hang,
- Deponie im Taleinschnitt,
- Haldendeponie.

Verfahren

Die ersten Deponien wurden in Gruben angelegt und haben damit die meisten umwelttechnischen Nachteile, da das Sickerwasser abgepumpt werden muss und das Deponiegas häufig unkontrolliert entweicht. Die Haldendeponie setzt sich aufgrund der guten Kontrollmöglichkeiten der Deponiebasis und der Gasbildung verstärkt durch [Bilitewski 1992].

Hausmüll und hausmüllähnliche Abfälle werden während der Einbauphase angeliefert und in den Deponiekörper eingebaut. Schon während dieser Zeit gibt es auf der Deponie Bereiche, die bereits nicht mehr in Betrieb sind und damit abgedeckt werden. Die Abdeckung und damit der

Deponieabschluss kann sehr unterschiedlich sein. Die Spannbreite reicht auch heute noch von der einfachen Sandabdeckung über eine meterdicke Rekultivierungsschicht bis zur Kunststoffabdeckung [Butz 1997]. Deponiegas und Sickerwasser werden nicht erst nach der Abdeckung des Deponiekörpers sondern auch während der Einbauphase erfasst.

Der vorliegende Text beschreibt im weiteren die Grundlagen zur Bilanzierung der Umweltauswirkungen durch die Deponierung von Abfällen. Ausgangspunkt sind dabei das Sickerwasser und das Deponiegas, die die Hauptemissionspfade für Emissionen in Luft und Wasser darstellen. Die Höhe der Emissionen wird dabei entscheidend durch die technische Ausstattung von Einrichtungen zur Emissionsminderung am Deponiestandort bestimmt, wie:

- Systemen zur kontrollierten Erfassung von Sickerwasser und Deponiegas und
- Systemen zur Behandlung der erfassten Sickerwasser- und Deponiegasmengen

Das gefasste Deponiegas kann in Feuerungsanlagen oder Gasmotoren energetisch genutzt werden oder in einer Fackel bzw. Muffel ohne energetische Nutzung verbrannt werden. Ziel ist jeweils eine thermische Zerstörung der Schadstoffe im Deponiegas. Reinigungsanlagen für Sickerwasser sind teilweise mit einer biologischen Stufe, Ultrafiltration und Aktivkohleadsorbtion ausgestattet. Häufig ist die Sickerwasserreinigung auf eine Behandlung mittels Umkehrosmose beschränkt. Aus technischen Gründen entweicht aber auch bei Deponien mit Fassungssystemen immer auch ein Teil des Sickerwassers und Deponiegases diffus an die Umwelt.

Die Schadstofffreisetzung aus Deponien erfolgt über einen längeren Zeitraum hinweg, da die Schadstoffmobilisierung erst allmählich und in Abhängigkeit von mikrobiellen und physikochemischen Abbauprozessen stattfindet. So können Sickerwasseremissionen in einem Zeitraum von Jahrzehnten bis mehreren Jahrhunderten auftreten. Für Deponiegasemissionen im klassischen Sinne ist mit einem Zeitraum von 20 bis 30 Jahren zu rechnen. Nach 15 bis 20 Jahren sind höchstens noch sogenannte Schwachgasemission zu erwarten, deren geringer Methangehalt keine Verfeuerung mehr zulässt. Während in den ersten 10 Jahren bis zu 120 m³/h pro 100.000 t Müll entstehen, sinkt die Deponiegasmenge danach auf unter 20 m³/h pro 100.000 t Müll [Krümpelbeck 1990]. Ab dieser Zeit zieht die Deponie Luft und man kann Methanoxidation und zunehmende Aerobisierung des Müllkörpers erwarten [Heyer U., Stegmann 1997].

Modellierung

Aufgrund der einleitend angedeuteten Vielfalt der Ausgestaltung der einzelnen deutschen Deponiestandorte ist es schwierig, eine typische Deponie zu definieren und abzubilden. Die in diesem Projekt verwendeten Deponiedaten beruhen daher auf einer Analyse der technischen Ausstattung der verschiedenen Deponieanlagen in der Bundesrepublik Deutschland und geben die daraus abgeleitete derzeitige durchschnittliche Situation wieder. Die Basisdaten dazu wurden aus vom Fachgebiet 4.4 des Umweltbundesamtes übernommen [UBA 1998] entnommen. Die eigentliche Emissionsbilanz (siehe auch Anhangband: Ergebnisdokumentation, Standardbe-

richtsbögen) wurde über eine Mittelung mehrerer publizierter Daten zur Schadstoffkonzentrationen in diffusem Deponiegas und Sickerwasser bzw. im Abwasser und der Abluft der Behandlungsanlagen hergeleitet.

Durch die Verknüpfung der ermittelten Emissionskonzentrationswerte mit den über die festgelegten Zeiträume anfallenden Mengen an Deponiegas und Sickerwasser könnten prinzipiell die Schadstofffrachten je Einheit Deponiegut bestimmt werden. Dabei ist davon auszugehen, dass die einzelnen freigesetzten Schadstoffe durchaus von der Abfallzusammensetzung abhängig sind. Anhand der verfügbaren Daten ist ein derartiger kausaler Zusammenhang derzeit allerdings nur in Bezug auf die Deponiegasbildungsrate belastbar abbildbar.

Die Gasbildungsrate ist unmittelbar durch den Anteil des bioverfügbaren organischen Kohlenstoffs (C_{org}) im Abfall bestimmt. Die gesamte entstehende Gasmenge pro Tonne Abfall unter Deponiebedingungen errechnet sich nach [Weber 1990] mit:

$$G = 1{,}868 * C_{org} * 0{,}5$$

Dabei entspricht C_{org} dem Gehalt des bioverfügbaren organischen Kohlenstoffs im Abfall. Im Hausmüll liegt der Anteil typischerweise zwischen 160 kg/t - 200 kg/t. Organische Kohlenstoffverbindungen, die durch Mikroorganismen nicht abgebaut werden, also Kunststoffe wie etwa Polystyrol, werden bei der Bestimmung des C_{org}-Anteils nicht berücksichtigt. Der Faktor 0,5 erklärt sich aus der Beobachtung, dass auf der Deponie ungefähr nur 50% des theoretisch möglichen Gases gebildet werden [Rettenberger 1997], da einerseits die Bedingungen für den vollständigen mikrobiellen Abbau nicht gegeben sind und andererseits schwerabbaubare Verbindungen wie Lignine nicht vollständig umgesetzt werden können. Der Faktor 1,868 ist aus dem Gasvolumen der Deponiegasverbindungen abgeleitet. Das Deponiegas besteht hauptsächlich aus Methan CH_4 (55 %), Kohlendioxid CO_2 (45 %) und einer ganzen Reihe von flüchtigen Spurenstoffen aus dem Abfall. Je nach C_{org}-Gehalt können zwischen 150 - 190 m³ Deponiegas pro Tonne Hausmüll gebildet werden.

Die Allokation der Luftemissionen erfolgt somit über die Bestimmung des C_{org}-Gehaltes im Abfall. Die Schadstoffzusammensetzung des daraus ermittelten Deponiegases kann nicht weiter der Abfallzusammensetzung entsprechend zugeordnet werden. Die Sickerwassermenge wird bezogen auf die Masse des zu deponierenden Gutes ermittelt. Auch hier ist eine Zuordnung der Schadstoffe im Sickerwasser auf einzelne Abfälle nicht belastbar durchzuführen und erfolgt mit Bezug auf die Masse des Abfalls.

Zur Ermittlung der durchschnittlich installierten Behandlungstechniken wurden die in der BRD verfügbaren Deponien einzelnen Behandlungstypen zugeordnet, also z.B. in Deponien mit Gasfassung und Gasmotor und/oder mit Sickerwasserfassung usw. eingeteilt. Dann wurde von allen Deponien eines Behandlungstyps die Summe des noch zu verfüllenden Restvolumens bestimmt und dieser in Beziehung zum gesamten Restvolumen aller Deponien gesetzt. Daraus lässt sich der technische Standard für eine zukünftig in Deutschland abzulagernde Tonne Abfall ermitteln. Dabei ergibt sich die in Abbildung 2-36 zusammengefasste Aufteilung:

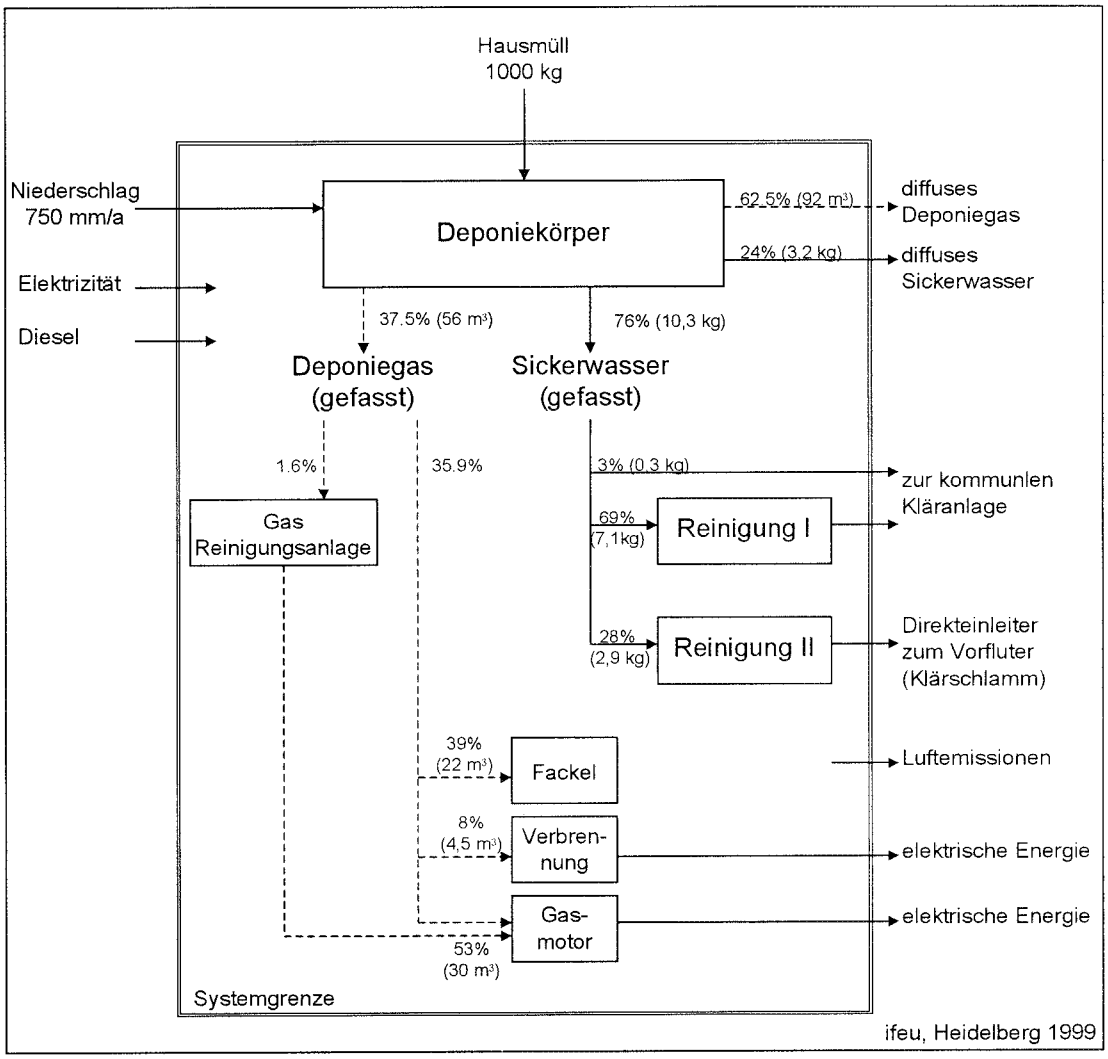


Abbildung 2-36: Beschreibung der Systemgrenze der modellierten Hausmülldeponie

Die modellierten technischen Anlagen, wie Gas- und Sickerwasserfassung und –reinigung und Anlagen zur Nutzung des Gases (Motor und Fackel), entsprechen in ihrer Ausführung dem heutigen Stand der Technik.

Für die Deponiegas- sowie für die Sickerwassererfassung wird ein Zeitraum von 50 Jahren betrachtet. Für Abschätzungen über das Langzeitverhalten von Deponien insbesondere hinsichtlich der typischen Deponieemissionen liegen keine empirischen Werte vor. Es müssen jedoch Abschätzungen für Nachsorgephasen durchgeführt werden, alleine um entsprechende finanzielle Rückstellungen sicher zu stellen. [Gallenkemper 1997] erachtet unter dem Aspekt der Emissionen von Sickerwasser bei der Ablagerung unvorbehandelter Abfälle einen Nachsorgezeitraum von mindestens 50 Jahren als notwendig. Entsprechend sind auch die Einrichtungen zur Fassung von Sickerwasser auf 50 Jahre Nutzungsdauer ausgelegt.

Für die realen Schadstofffreisetzungen über Sickerwasser ist zu beachten, dass mit Abschluss der Deponie und den Anforderungen der TA-Siedlungsabfall an ihre Oberflächenabdichtung die Neubildung von Sickerwasser sehr stark eingeschränkt wird, geht man davon aus, dass die Deponie basisgedichtet ist und keinen direkten Kontakt mit Grundwasser hat.

Gerade für die Abfälle, die zum Ende der Deponielaufzeit abgelagert wurden, ist bei baldiger Oberflächenabdichtung des Deponiekörpers eine Emissionszeit über das Sickerwasser mit 50 Jahren eher etwas hoch gegriffen. Gerade wenn der Einbau der Abfälle in großen Deponieabschnitten erfolgt, die damit über längere Zeit direkt dem Eintrag von Niederschlagswässern ausgesetzt sind, können längere Emissionszeiträume relevant sein.

Deponien unterscheiden sich nicht nur durch die installierte Technik, sondern insbesondere auch durch die zur Deponierung zugelassen Abfälle. Im vorliegenden Projekt wurde zwischen Deponien zur Ablagerung von Schlacke und Deponien zur Ablagerung von Hausmüll unterschieden. Beide Deponiearten werden jeweils als ein eigenes Modul abgebildet. Der wesentliche Unterschied besteht dabei darin, dass bei der Schlacke davon ausgegangen wurde, dass im Abfall kein biologisch verfügbarer Kohlenstoff vorhanden ist und somit von der Schlackedeponie keine Luftemissionen durch das Deponiegut zu erwarten sind. Die Schadstoffbelastung des Sickerwassers wurden aus den herangezogenen Literaturwerten jeweils differenziert für Hausmüll- und Schlackedeponien bestimmt.

Zur Berechnung der Deponiefläche wurde unabhängig vom deponierten Material eine Einbaudichte von 1 m^3 je Tonne deponiertem Abfall und eine Einbauhöhe von 20 m angenommen.

2.5.8 Energiebereitstellung

Die Datensätze zur Bereitstellung von Energien und Energieträgern wurden aus der vom Öko-Institut erarbeiteten Studie des Hessischen Wirtschaftsministeriums "Gesamtemissionsmodell integrierter Systeme" [GEMIS 1997] abgeleitet. Das beschriebene Heizkraftwerk Biomasse wurde nach [Reinhardt 1997] modelliert. Die Datensätze wurden teilweise um die Untersuchungsergebnisse der Studie "Ökoinventare für Energiesysteme" der ETH-Zürich [ETH 1996] erweitert. Die in [GEMIS 1997] mit aufgeführten Daten zum "Capital equipment" wurden nicht mitbilanziert.

Die modellierten Energieerzeugungssysteme sind im Anhang zu dieser Ökobilanz in den Modulbeschreibungen der Standardberichtsbogen eingehend dokumentiert (Anhangband: Ergebnisdokumentation).

Wie bereits in der UBA Umweltbundesamtes Getränkeverpackungen ökobilanzstudien des I und Graphische Papiere sind eine ganze Reihe von Energieerzeugungssystemen modelliert worden, die im Anhang zu dieser Ökobilanz in den Modulbeschreibungen der Standardberichtsbogen eingehend dokumentiert sind (Extraband, Teil A). Nachfolgend wird daher nur eine

tabellarische Übersicht über die wichtigsten berücksichtigten energetischen Bereitstellungsprozesse gegeben:

1. Elektrische Energie

Kraftwerk Steinkohle
Kraftwerk Braunkohle
Kraftwerk Heizöl S
Kraftwerk Erdgas
Kernkraftwerk
Wasserkraftwerk

2. KWK-Systeme

Heizkraftwerk Heizöl S
Heizkraftwerk Erdgas
Heizkraftwerk Biomasse

3. Heizwerke

Heizwerk Steinkohle
Heizwerk Heizdöl EL
Heizerk Heizöl S
Heizwerk Erdgas

4. Energieträger direkt (incl. Vorketten)

Steinkohle
Braunkohle
Heizöl S
Heizöl EL
Treibstoffe (Benzin, Diesel)
Erdgas

Für die Ökobilanz kommt hauptsächlich das Stromnetz der Bundesrepublik Deutschland (Strom BRD) zur Anwendung. Spezielle Stromnetze, die v.a. für die Modellierung der verschiedenen Stufen der Aluminiumherstellung notwendig sind, wurden bereits bei der Darstellung der Grundstoffdaten im Kapitel Aluminium dargestellt.

Stromnetz Deutschland

Im Rahmen der vorliegenden Ökobilanz wurde die Strombereitstellung in der Regel mit dem Energiemix für das Stromnetz der Bundesrepublik Deutschland (Strom BRD) bilanziert. Aus Diese wurde aus den Inventardaten wurde das öffentliche Netz der Versorgung mit

elektrischem Strom für die Bundesrepublik Deutschland des Jahres 1995 abgeleitet [VDEW 1997]. Die modellierten Anlagen enthalten durchschnittliche Angaben für Anlagen im Bereich der Bundesrepublik Deutschland. Der unter dem Begriff "Stromnetz Deutschland" zusammengefasste Datensatz enthält die Bereitstellung elektrischer Energie aus deutschen Kraftwerken mit der obigen in Tabelle 2-17 aufgelisteten Zusammensetzung der Energieträger einschließlich der vorgeschalteten Prozesse zur Bereitstellung der Energieträger.

Es wurden für die Bundesrepublik Deutschland nicht die in den Studien Gemis 3.0 [GEMIS 1997] und "Ökoinventare für Energiesysteme" [ETH 1997] enthaltenen Anteile der Stromversorgung (Kraftwerksmix), sondern die nachfolgende in Tabelle 2-17 gezeigten VDEW-Statistik verwendet. Die Versorgungsanteile der einzelnen Kraftwerkstypen stellten sich nach VDEW, Frankfurt wie folgt dar:

Tabelle 2-17: Brutto-Stromerzeugung Deutschland 1996, nach VDEW, 1997

Prozentualer Anteil	Erzeugungsart
29,4 %	Kernkraft
27,7 %	Steinkohle
26,2 %	Braunkohle
3,9 %	Wasserkraft
10,2 %	Erdgas
1,3 %	Erdöl
1,3 %	Sonstige
Quelle: VDEW 1997	ifeu, Heidelberg 1999

Hieraus wurde für die Modellierung der Stromversorgung in Getränkeökobilanzen vereinfachend der folgende Kraftwerkspark abgeleitet:

Tabelle 2-18: Strommodell Deutschland 1992 bis 1996 (vereinfacht)

Prozentualer Anteil	Erzeugungsart
30 %	Kernkraft
28 %	Steinkohle
26 %	Braunkohle
4,5 %	Wasserkraft
9,5 %	Erdgas
2 %	Erdöl
	ifeu, Heidelberg 1999

Die einzelnen Kraftwerke selbst wurden nach GEMIS 3.0 Datensätzen modelliert. Die dort nicht verfügbaren Daten zu kanzerogenen Schadstoffen – im wesentlichen Schwermetalle – wurden trotz unvöllständiger Kompatibilität aus der Studie [ETH 1997]: "Ökoinventare für Energiesysteme 1996" ergänzt. Die VDEW-Statistik weist unter der Rubrik "sonstiges" einen Anteil von 1,3 % aus, der vereinfachend zu 0,6 % als regenerativer Anteil der Wasserkraft und 0,7 % als Müllverbrennungsanteil den Erdöl-Kraftwerken zugeschlagen wurde.

Wenn nicht anders erwähnt, wurde die Strombereitstellung in den Untersuchungssystemen mit dem Strommodell Deutschland bilanziert. Ausgenommen sind immer aggregierte Datensätze, wie z.B. die PWMI-Datensätze, bei denen eine Disaggregation der Strombereitstellung nicht möglich war und daher automatisch der in der jeweiligen Literaturstelle verwendete Strommix zum Tragen kommt. Besondere vom Strommodell Deutschland abweichende Strommodelle wurden im Fall der Primäraluminiumherstellung, der Herstellung von Aluminiumhalbzeug und der Herstellung von Getränkerohkarton gerechnet.

2.5.9 Transporte

Die Transportvorgänge werden auf der Grundlage des vom ifeu-Institut für das Umweltbundesamt entwickelten Modells "TREMOD": Daten- und Rechenmodell: Schadstoffemissionen aus dem motorisierten Verkehr in Deutschland 1980 - 2010 (UFOPLAN-Nr.: 105 06 057) modelliert [ifeu 1997]. Die zur Anwendung kommenden Lkw-Emissionsfaktoren wurden auf der Grundlage des für das BUWAL und UBA entwickelten "Handbuchs für Emissionsfaktoren des Verkehrs" von [INFRAS 1995] modelliert. Für die Ökobilanz von Getränken kommen als Transportmittel Lkw im Speditions- oder Werkverkehr, die Bahn im Diesel- und Elektrobetrieb und das Schiff in Form von Binnen- Container- und Massengutfrachtern in Frage. Die Methodik ist detailliert in [Borken et al. 1998]) dokumentiert.

Nachfolgend näher beschrieben sind drei für die Studie des UBA wichtige Transportmodule:

- Gütertransport Schiene
- Transport per Lkw
- Transport per Lieferwagen

Gütertransport Schiene

Dargestellt wird der Bahntransport von Gütern einschließlich der direkten und indirekten Emissionen und des Verbrauchs primärer Energieträger (Mix von Elektro- und Dieseltraktion entsprechend dem Bereich des BRD-Schienennetzes). Der Erhebungszeitraum für die Energieverbrauchs- und Emissionsdaten war Anfang bis Mitte der 90er Jahre. Die spezifische Situation der Versorgung des elektrischen Zugbetriebes (Frequenz des Bahnstroms 16 $^{2}/_{3}$ Hz statt 50 Hz des öffentlichen Netzes) erfordert die Berechnung einer besonderen Vorkette Bahnstrom unter Berücksichtigung spezieller Kraftwerkssplits und -typen.

Als für die Berechnung des Bahntransports maßgebliche Größe muss die Transportentfernung angegeben werden. Diese bezieht sich auf die sogenannten Tarifkilometer der Bahn. Dabei wird nur die einfache Fahrt, also keine Rückfahrt der leeren Waggons o.ä., angegeben. Das wesentliche Differenzierungskriterium unter technischen und Umweltaspekten ist im Fall des Bahntransports die Traktionsart: "Elektro" oder "Diesel". Diese Unterscheidung bezieht sich nur auf den Hauptlauf des Bahntransportes, also z. B. nicht auf Rangierfahrten.

Darüber hinaus sind eine Reihe weiterer Faktoren für den Energieeinsatz und die damit verbundenen Emissionen von Bedeutung wie Lokomotivtyp, Waggontyp und -zusammenstellungen (Zuggattungen), Auslastung und Fahrweise.

Neben der Unterscheidung nach Traktionsarten ist für ökologische Untersuchungen vor allem die Differenzierung nach Zuggattungen sinnvoll, da die verschiedenen Zuggattungen sehr unterschiedliche Massenauslastungen und damit spezifische Verbräuche aufweisen.

Die Zuggattung wird in der Regel durch die beförderten Güter bestimmt: Massengüter wie Erze oder Kohlen werden meist mit Ganzzügen befördert, Container im Kombinierten Ladungsverkehr (KLV) und Stückgut in Einzelwagenzügen. Diese Einordnung impliziert eine Aussage über den Auslastungsgrad. Der mittlere Auslastungsgrad betrug Ende der 80er Jahre für Ganzzüge 44 %, für den Kombinierten Ladungsverkehr 37 % und für Einzelwagenzüge 30 %.

Die Schadstoffemissionen der Elektrotraktion ergeben sich aus den Energieverbräuchen und den spezifischen Emissionen der Bahnstrombereitstellung. Der Strommix der Bahnstromversorgung setzt sich entsprechend dem Bezugsjahr 1996 wie folgt zusammen:

Tabelle 2-19: Stromsplit Deutsche Bahn für das Jahr 1996

Prozentualer Anteil	Erzeugungsart
33,6 %	Kernkraft
27,8 %	Braunkohle
26,7 %	Steinkohle
6,6 %	Erdgas
4,2 %	Wasserkraft
0,7 %	Erdöl
0,5 %	Sonstiges
Quelle: DB-AG 1997	ifeu, Heidelberg 1998

Bei dieser Stromvorkette wurden die Emissionen an Schwermetallen und Benzol (noch) nicht berücksichtigt.

Die Emissionen von Diesellokomotiven werden aus dem Kraftstoffverbrauch und verbrauchsbezogenen Emissionsfaktoren bestimmt. Für die inventargebundenen Schadstoffe CO_2 und SO_2 wurde eine vollständige Oxidation des Dieselkraftstoffes (Heizwert: 42,96 MJ/kg) zugrunde gelegt. Der C-Gehalt beträgt 86,6 Gew.-%, der S-Gehalt 0,045 Gew.-%.

Zu den Schadstoffen, deren Emissionsmengen von der Motorauslastung abhängen, liegen keine repräsentativen Messungen vor. Für die limitierten Schadstoffe NO_X, HC, CO und Partikel werden Abschätzungen verschiedener Quellen mit dem Bezugsjahr 1988 verwendet (Details siehe [Borken et al. 1998]). Daraus werden mit Hilfe festgelegter Minderungsraten die Faktoren für das Jahr 2010 bestimmt. Die Bestimmung der Faktoren für 1996 werden durch lineare Interpolation zwischen den Bezugsjahren 1988 und 2010 berechnet.

Gütertransport mit Lkw

Für den Gütertransport auf der Straße wurde die derzeit auf den Straßen eingesetzte (dieselbetriebene) Lkw-Flotte modelliert.

Der Datensatz beruht auf Standardemissionsdaten, die für das Umweltbundesamt Berlin und das Bundesamt für Umweltschutz (BUWAL), Bern in dem Modell TREMOD zusammengestellt, validiert, fortgeschrieben und ausgewertet wurden [Borken 1998], [Schmidt 1998]. Die ursprünglichen Abgas-Messdaten stammen vom TÜV Rheinland. Alle Faktoren berücksichtigen die entsprechenden Zusammensetzungen des Kfz-Bestandes und ggf. Fahrleistungsanteile in Deutschland. TREMOD liefert als Ergebnis den fahrleistungsbezogenen Kraftstoffverbrauch und die Emissionen differenziert nach **Lkw-Klassen**, **Straßenkategorien** und in gesonderten Berechnungen auch nach **Auslastungsgraden**.

Um die gebräuchlichsten Lkw-Typen abbilden zu können, wurden die sechs in der folgenden Tabelle dargestellten Größenklassen gebildet.

Tabelle 2-20: Lkw-Fahrzeugklassen mit den zugehörigen zulässigen Gesamtgewichten und maximalen Nutzlasten

Klasse	zul. Ges.-Gew.	maximale Zuladung
1 Lkw	3,5-7,5 t	3,75 t
2 Solo Lkw	14-20 t	10,5 t
3 Solo Lkw	über 20 t	15,3 t
4 Lkw/Sattelzug	bis 32 t	20,5 t
5 Lkw-/Sattelzug	über 32 t	28 t
6 Mittlerer Lkw		17,5 t
Quelle: Schmidt 1998		ifeu-Institut, 1998

In der folgenden Tabelle werden die in der Distributionsanalyse gewählten Fahrzeugklassen Tabelle 2-10 bis Tabelle 2-13 den Kategorien aus der Datenbasis zugeordnet.

Tabelle 2-21: Lkw-Fahrzeugklassen und abgefragte Klassen aus der Distributionsanalyse

Klasse [Schmidt 1998]	**maximale Zuladung**	**Distributionsanalyse**
1 Lkw	3,75 t	Lkw 7,5 t
2 Solo Lkw	10,5 t	Lkw 14 t
3 Solo Lkw	15,3 t	Lkw 20 t
4 Lkw/Sattelzug	20,5 t	Lkw 24 t Sattelzug 28 t
5 Lkw-/Sattelzug	28 t	Lkw + Hänger 40 t Sattelzug 40 t
		ifeu-Institut, 1999

Als Kategorien für die Straßentypen kann zwischen "Autobahn", "Landstraße" und "Innerortsstraße" unterschieden werde. Da die jeweiligen Anteile bei den einzelnen Transporten in dieser Studie nicht erfasst wurden, kamen Durchschnittswerte zum Einsatz. Eine Ausnahme stellt die Distribution der Getränkeverpackungen dar. Innerhalb der ersten Distributionsstufe wurde von höheren Autobahnanteilen ausgegangen. Dies liegt darin begründet, dass hierbei überwiegend Lkws mit hoher maximaler Nutzlast (Klasse 4 und 5) in Anspruch genommen werden. Im BRD-Durchschnitt liegt deren Autobahnanteil bei ca. 70 %. Zudem liegen die in dieser Distributionsstufe belieferten Zentralläger bzw. Getränkefachgroßhandel meist in räumlicher Nähe zu Autobahnzubringern, so dass von überdurchschnittlichen Autobahnanteilen ausgegangen werden muss. Im Rahmen der lokalen Distribution (2. Stufe) wurden für alle Getränkesysteme geringere Autobahn- und höhere Innerortsanteile angesetzt.

Tabelle 2-22: Straßenkategorien Güterverkehr mit Lkw

Straßentyp	**Durchschnittliches Geschwindigkeitsniveau**	**Fahrleistungsanteile**		
		Allg. Transporte (BRD-Durchschnitt)	**1. Distributionsstufe**	**2. Distributionsstufe**
Autobahn	83,6 km/h	51 %	80 %	20 %
Landstraße	64,7 km/h	30 %	15 %	50 %
Innerortsstraße	27,3 km/h	19 %	5 %	30 %
Quelle: Schmidt 1998				ifeu-Institut, 1998

Der Auslastungsgrad – das Verhältnis von tatsächlicher Zuladung zu maximaler Nutzlast – ist eine Größe, die das Fahrmuster und damit die spezifischen Transportaufwendungen wesentlich beeinflusst. Der Dieselverbrauch teilt sich in den lastunabhängigen Teil B_{leer}, den der leere Lkw

bereits benötigt, und den zuladungsabhängigen Verbrauch B_{last}, der linear mit dem Transportgutgewicht und dem Auslastungsgrad zunimmt, auf (s.a. Abbildung 2.40). Da B_{leer} auf das gesamte Transportgut aufgeteilt wird, nehmen die spezifische Verbräuche bzw. Emissionen (bezogen auf das Transportgewicht) mit zunehmendem Auslastungsgrad ab.

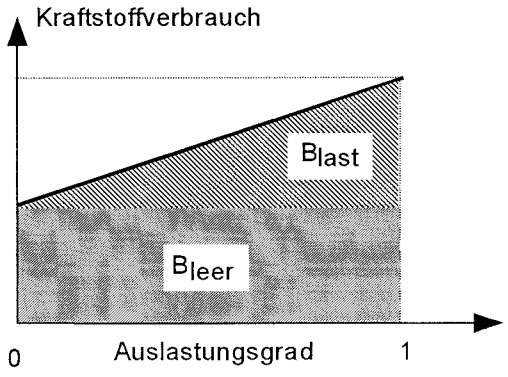


Abbildung 2-37: Kraftstoffverbrauch in Abhängigkeit vom Auslastungsgrad

Dividiert man das Gewicht des Transportgutes durch die maximale Zuladung des betreffenden Fahrzeuges und durch den Auslastungsgrad, so ergibt sich die erforderliche Anzahl an Lkw-Fahrten. Wenn nicht das Gewicht, sondern das Volumen des Transportgutes der limitierende Faktor ist, so muss der gewichtsmäßige Auslastungsgrad über die Dichte des Gutes und dem maximalen Ladevolumen des Lkws berechnet werden. Dies trifft z.B. für einige Getränkesysteme innerhalb der Distribution zu.

Bei der Transportmodellierung wird der Auslastungsgrad der Rückfahrt variabel gehalten. Dadurch können sowohl Werksverkehr (Auslastungsgrad Rückfahrt = 0 %) wie auch Speditionsverkehr (Auslastungsgrad Rückfahrt > 0 %) abgebildet werden.

Auf Basis der oben genannten Parameter Lkw-Klasse, Straßenkategorie und Auslastungsgrad lassen sich nun der Kraftstoffeinsatz und die Emissionen in Abhängigkeit von Transportgewicht und -entfernung bestimmen. Der in dieser Studie verwendete Datensatz bezieht sich auf das Jahr 1996. In der folgenden Tabelle ist der Dieselverbrauch für verschiedene Parametereinstellungen und Lkw-Klassen angegeben. Das gewichtete Mittel bezieht sich dabei auf die Fahrleistungsanteile der Lkw-Klassen im Bundesdurchschnitt.

Tabelle 2-23: Dieselkraftstoffverbrauch differenziert nach Lkw-Klassen, Straßenkategorien und Auslastungsgraden

	LKW-Klasse					
	1 3,5 - 7,5 t	2 14 - 20 t	3 > 20 t	4 < 32 t	5 > 32 t	6
Auslastungsgrad 0 %	**Dieselverbrauch in l / 100 km**					
Autobahn	17,3	27,9	30,8	27,3	32,2	28,8
Landstraße	14,7	25,5	28,8	24,7	29,9	23,0
Innerorts	17,1	36,7	42,0	32,5	41,7	27,5
gew. Mittel	***16,2***	***29,4***	***32,5***	***27,3***	***32,5***	***26,8***
Auslastungsgrad 100 %	**Dieselverbrauch in l / 100 km**					
Autobahn	19,0	35,3	40,2	42,4	54,1	36,7
Landstraße	17,1	33,8	39,4	41,3	52,5	41,1
Innerorts	24,9	53,8	63,4	60,2	77,6	68,5
gew. Mittel	***20,1***	***40,0***	***44,9***	***44,7***	***55,6***	***41,6***
Quelle: Borken et al., 1998						ifeu-Institut, 1999

Neben dem Dieselverbrauch und den direkten Emissionen des Motors werden auch die indirekten Emissionen der Bereitstellung des Treibstoffes vom Bohrloch bis zur Tankstelle berücksichtigt. Die berechneten Verbräuche und Emissionen beziehen sich stets auf das Gewicht des Transportgutes. Bei mehreren Transportgütern auf dem gleichen Lkw müssen die Emissionen und Verbräuche entsprechend dem jeweiligen Transportgewicht alloziert werden (s.a. Kap. 2.4.3).

Gütertransport mit Kleintransporter (Diesel, < 3,5 t)

Wenn auch nur in geringem Umfang (4 %), so kommt dennoch bei der Distribution vom Getränkefachgroßhandel aus als Transportfahrzeug ein kleinerer Lieferwagen zum Einsatz. Diese Fahrzeuggröße wird vom allgemeinen Modul Gütertransport mit Lkw nicht abgebildet. Für den Transport mit Kleintransportern erfolgt die Modellierung analog des Lkw-Transportes nach dem Tansportemissionsmodell TREMOD. Vorzugebende Parameter sind, wie schon bei den Transporten mittels Lkw:

- Straßenkategorie
- Auslastungsgrad und
- Transportentfernung.

Die Berechnung von Verbräuchen und Emissionen erfolgt analog zum Gütertransport mit Lkw.

2.6 Systemparameter und Annahmen zur Systemmodellierung

2.6.1 Umlaufzahlen für Mehrwegverpackungen

Die Umlaufzahlen für Mehrwegverpackungen, die für die vorliegende Ökobilanz verwendet werden, wurden von der GVM (Gesellschaft für Verpackungsmarktforschung mbH) ermittelt. Daten der Coca Cola GmbH wurden nicht berücksichtigt, da da die Berechnungsgrundlagen nicht zugänglich gemacht wurden. Methoden, Datengrundlage und Untersuchungsergebnisse sind im Anhangband: Materialsammlung, Bericht 3 beschrieben.

Die folgende Tabelle zeigt die Ergebnisse im Überblick.

Tabelle 2-24: Umlaufzahlen für Mehrwegflaschen
(nach GVM 1997, Anhangband: Materialsammlung Bericht 3)

Szen. Nr.	Verpackungssystem	Füllgutbereich	Arbeitswert für Umlaufzahl
1 / 17	Mehrwegflasche 0,7 l Typ GDB (weiß)	Mineralwasser, Erfrischungsgetr. mit CO_2	**50**
2	Mehrwegflasche 0,75 l Typ GDB (grün)	Mineralwasser	**40**[a)]
4 / 20	Mehrweg-PET-Flasche 1,5 l Typ Coca Cola	Mineralwasser, Erfrischungsgetr. mit CO_2	**16**
7	Mehrwegflasche 0,25 l Typ Vichy	Mineralwasser	**29**
9	Mehrweg-Enghalsflasche 0,7 l Typ VdF	Getränke ohne CO_2	**17**
10	Mehrweg-Weithalsflasche 0,75 l Typ VdF	Getränke ohne CO_2	**36**
11	Mehrweg-Enghalsflasche 1,0 l Typ VdF	Getränke ohne CO_2	**37**
12	Mehrweg-Weithalsflasche 1,0 l Typ Eurojuice	Getränke ohne CO_2	**23**
19	Mehrweg-PET-Flasche 1,0 l Typ GDB	Erfrischungsgetr. mit CO_2	**14**
21	Mehrwegflasche 0,33 l Typ Coca Cola	Erfrischungsgetr. mit CO_2	**21**
25	Mehrweg-Schlegelflasche 1,0 l	Wein	**5**

a) Nach Überprüfung der Berechnung mit den Daten anderer Basisjahre wurde für diese Verpackung ein gegenüber der Angabe in der Materialsammlung Bericht 3 geänderter Wert angesetzt.

Tabelle 2-25: Umlaufzahlen für Mehrwegkästen
(nach GVM 1997, Anhangband: Materialsammlung, Bericht 3)

Szen. Nr.	Mehrwegkasten für	Füllgutbereich	Arbeitswert Umlaufzahl
1 / 17	Mehrwegflasche 0,7 l Typ GDB (weiß)	Mineralwasser, Erfrischungsgetr. mit CO_2	**100**
2	Mehrwegflasche 0,75 l Typ GDB (grün)	Mineralwasser	**62**
4 / 20	Mehrweg-PET-Flasche 1,5 l Typ Coca Cola	Mineralwasser, Erfrischungsgetr. mit CO_2	**27**
7	Mehrweg-Engflasche 0,25 l, Typ Vichy	Mineralwasser	**41**
9	Mehrweg-EnghalsfLasche 0,7 l Typ VdF	Getränke ohne CO_2	**29**
10	Mehrweg-Weithalsflasche 0,75 l Typ VdF	Getränke ohne CO_2	**29**
11	Mehrweg-Enghalsflasche 1,0 l Typ VdF	Getränke ohne CO_2	**29**
12	Mehrweg-Weithalsflasche 1,0 l Typ Eurojuice	Getränke ohne CO_2	**29**
19	Mehrweg-PET-Flasche 1,0 l Typ GDB	Erfrischungsgetr. mit CO_2	**27**[a)]
21	Mehrwegflasche 0,33 l Typ Coca Cola	Erfrischungsgetr. mit CO_2	**67**
25	Mehrweg-Schlegelflasche 1,0 l	Wein	**23**

a) Für dieses Verpackungssystem waren keine Angaben verfügbar. Es wurde deshalb die gleiche Umlaufzahl angesetzt wie für Verpackung Nr. 20 (MW-PET-Flasche, Typ Coca Cola)

Für Holzpaletten werden 50 Umläufe gerechnet.

2.6.2 Annahmen im Bereich Abfüller, Handel und Verbraucher

2.6.2.1 Interne und externe Verluste von Mehrwegflaschen und Verschlüssen

Verluste von Mehrwegflaschen können an drei verschiedenen Stellen auftreten:

- beim Abfüller (interne Verluste durch Bruch und Aussortierung)
- beim Handel (externe Verluste)
- beim Verbraucher (externe Verluste durch Bruch oder anderweitige Entsorgung).

Die Gesamt-Verlustquote von Mehrwegflaschen berechnet sich aus der Umlaufzahl (Verlust = $\frac{1}{\text{Umlaufzahl}} \cdot 100\%$). Gesicherte Angaben zur Verteilung der Verluste auf die verschiedenen Anfallstellen liegen nicht vor. Erfahrungsgemäß

- liegt die interne Verlustquote bei der Kaltabfüllung von Glas um 1,5 % (Erfahrungswert der Brunnenbetriebe), wobei eine Abhängigkeit besteht von der
  - * Abfülltemperatur (Bruch bei Heißabfüllung größer als bei Kaltabfüllung, z.B. [Sturm 1992]) und den
  - * optischen Qualitätskriterien (bei Gastro- und Weinflaschen sowie Getränken im oberen Preissegment meist höher als bei der durchschnittlichen Mineralwasserflaschen im Vorratskauf);
- liegt die interne Verlustquote bei PET deutlich höher als bei Glas,
  - * u.a. aufgrund der Aussonderung am Sniffer und der
  - * höheren Aussortierung bei abnehmender Stabilität der Flasche bzw. Flaschengewicht, die sich proportional zur Umlaufzahl verhalten
- ist der Verlust beim Handel sehr gering;
- werden bei überwiegendem Verkauf in Kisten und hohen Pfandbeträgen hohe Rückgabequoten beim Verbraucher erreicht.

Unter Berücksichtigung dieser Erfahrungen legen wir den Ökobilanzen folgende **Annahmen** zugrunde:

Tabelle 2-26: Interne Verlustquoten für Glasflaschen

Interne Verluste von Glasflaschen			
Vorratskauf		Gastronomiegebinde	Wein
Kaltabfüllung	Heißabfüllung		
1.5%	2.0%	2.0%	2.0%

Bei PET liegt die interne Verlustquote deutlich höher als bei Glas. Sie ist v.a. abhängig von der Stabilität der Flasche, die sich wiederum proportional zur maximalen Umlaufzahl verhält. Unter der Annahme, dass der Verbraucher, der die **PET-Flasche** als Mehrwegflasche kauft, sich analog dem Verbraucher verhält, der eine Mehrweg-Glasflasche kaufte, muss der Rücklauf der PET-Flaschen in gleicher Grössenordnung wie der der Glasflaschen liegen.

Daraus ergeben sich konkret für die zu untersuchenden Verpackungssysteme folgende Verlustquoten [23]:

Tabelle 2-27: Interne und externe Verluste von Mehrwegflaschen

	Verpackungssystem	UZ	Gesamt-Verlust (1/UZ)	interner Verlust	externer Verlust
.1/17	0.7 GDB weiss	50	2,0%	**1,5%**	**0,5%**
2	0.75 l GDB, gün	40	2,5%	**1,5%**	**1,0%**
.4/20	1.5 l PET CC	16	6,3%	**5,3%**	**1,0%**
7	0.25 l Vichy	29	3,4%	**2,0%**	**1,4%**
9	0.7 Engh. VdF	17	5,9%	**2,0%**	**3,9%**
10	0.75 Weith. VdF	36	2,8%	**2,0%**	**0,8%**
11	1.0 Engh. VdF	37	2,7%	**2,0%**	**0,7%**
12	1.0 Weith. VdF (Euro-	23	4,3%	**2,0%**	**2,3%**
19	1.0 PET GDB	14	7,1%	**6,1%**	**1,0%**
21	0.33 CC	21	4,8%	**2,0%**	**2,8%**
25	1.0 Wein	5	20,0%	**2,0%**	**18,0%**

Rund 10% der rücklaufenden Flaschen kommen ohne **Verschlüsse** zurück (GDB). Die Verluste entstehen beim Verbraucher.

2.6.2.2 Annahme zu Verlusten von Mehrwegkästen und Paletten

Die Aussortierung von Mehrwegkästen erfolgt nur beim Abfüller (analog [UBA 1995]).

Die Aussortierung von Paletten erfolgt zur Hälfte beim Handel zur Hälfte beim Abfüller (analog [UBA 1995]).

2.6.2.3 Entsorgung von Abfällen bei Abfüller und Handel

Bei Abfüller und Handel fallen verwertbare Verpackungen und -bestandteile an. Zum Anteil, der einer Verwertung zugeführt wird, liegen keine gesicherten Angaben vor. Der Anteil wurde auf

23 Vergleichswerte aus den Ökobilanzen zu Milch- und Bierverpackungen (UBA I).

Verpackungssystem	UZ	Gesamt-Verlust (1/UZ) [%]	interner Verlust [%]	externer Verlust [%]	Rückgabequote beim Verbraucher
1.0 Milch	25	4.0%	**2.0%**	**2.0%**	98.0%
0.33 l /0.5 l Bier	50	2.0%	**1.3%**	**0.7%**	99.3%

95 % geschätzt. Für Glasflaschen liegt der Wert geringer, da Glasbruch nur teilweise der Verwertung zugeführt wird. Der Wert von 80 % basiert auf Abschätzungen der GVM.

Tabelle 2-28: Erfassungsquoten für aussortierte Wertstoffe bei Abfüller und Handel

Wertstoff	Erfassungsquote
PET-Flaschen	95 %
Glas-Flaschen	80 %
Verschlüsse	95 %
Kästen	95 %
Umreifungsband	95 %
Paletten	95 %

2.6.2.4 Stoffflüsse ab Verbraucher: Wertstofferfassungs und Sortierquoten

Der Verbraucher gibt Mehrwegbehältnisse (Flaschen und Kisten) zu einem bestimmten Anteil zurück (siehe Kap. 2.6.2) und entsorgt den Rest über eine Wertstoff- oder die Restmüllerfassung.

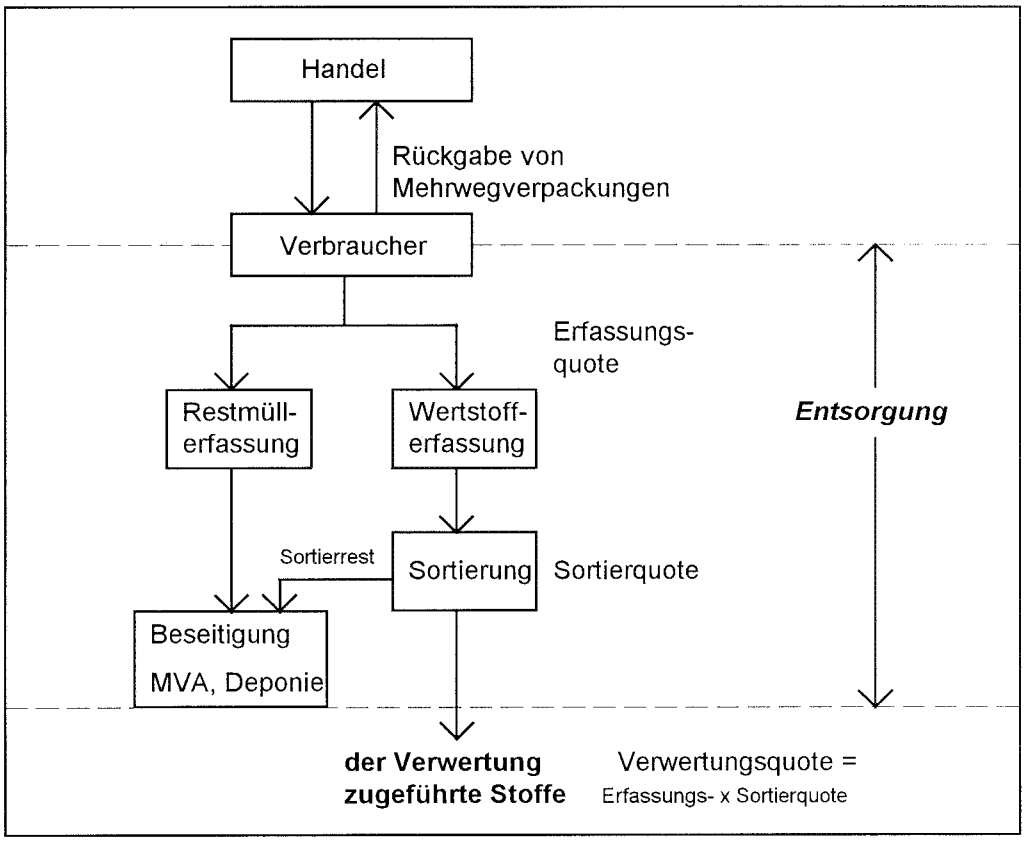


Abbildung 2-38: Stoffflüsse ab Verbraucher

In den hier zu erstellenden Bilanzen spielt der Bereich Entsorgung ab Verbraucher bei Mehrwegsystemen mit Ausnahme von Weinflaschen aufgrund der in Tabelle 2-27 genannten Verlustquoten von nur 0,5% bis max. 4% eine nachgeordnete Rolle. Wichtig ist der Bereich Entsorgung ab Verbraucher für die Einwegsysteme.

Die Wertstofferfassungsquoten durch den Verbraucher werden aus den Verwertungsquoten [24] der Recycling-Bilanz der GVM [GVM 1997a] und einer weiteren Studie der GVM zur Abfallbelastung durch Verpackungen [GVM 1997b] ergänzt um eigene Annahmen berechnet.

Erfassungsquoten, mit denen der Verbraucher Verpackungen einer Wertstoffsammlung zuführt, lassen sich aus der Verwertungsquote berechnen, sofern die Sortierquote bekannt ist. Anderenfalls wurden Annahmen getroffen.

24 Die Verwertungsquote berechnet sich aus dem Verhältnis der verwerteten Menge zum Verpackungsverbrauch. Die in der Recyclingbilanz genannten Mengen sind die zur Verwertung bereit gestellten Mengen. Die Verwertungsquote kann für die Fraktionen der DSD-Sortierung auch als Produkt aus Erfassungs- und Sortierquote (Grobsortierung) berechnet werden.

Sehr kleine Verpackungen können geringere Verwertungsquoten aufweisen [25]. Für die vorliegende Ökobilanz wurden deshalb für Verschlüsse und nicht zurückgegebenes Mehrwegglas besondere Annahmen getroffen.

Für Verschlüsse werden ergänzend interne Berechnungen der GVM [GVM 1997b] zugrunde gelegt. Sofern sich auch daraus keine Werte ermitteln lassen, wird die Hälfte der Quote der Recycling-Bilanz angesetzt. Entsprechend wird auch für Glas-Mehrweg, d.h. Glasbruch verfahren.

Grundsätzlich lassen sich Wertstofferfassungsquoten beim Verbraucher sowohl aus dem Mengenstromnachweis der DSD [DSD 1996] als auch aus der Recycling-Bilanz der GVM berechnen. Obwohl auch dem Mengenstromnachweis Verbrauchsmengenberechnungen der GVM zugrunde liegen, bestehen zwischen den beiden Bilanzen zwei relevante systematische Unterschiede, die zwangsläufig zu unterschiedlichen Verwertungsquoten führen:

- Die Verbrauchsmengen lassen sich nicht exakt berechnen. Daher wird von der GVM ein Mittelwert und eine Schwankungsbreite angegeben. Der Mengenstromnachweis arbeitet mit dem Minimalwert, die Recycling-Bilanz mit dem **mittleren Wert der Verbrauchsmengen**. Bei gleichen Verwertungsmengen errechnet sich dann aus der Recycling-Bilanz eine geringere Verwertungsquote als aus dem Mengenstromnachweis.

- Bei der Zusammenstellung der Verbrauchsmengen nach Daten der DSD und Recycling-Bilanz werden zum Teil unterschiedliche Zuordnungen getroffen:

  Die DSD weist eine Gesamtfraktion Verbunde aus, während in der Recycling-Bilanz mit Ausnahmen von Flüssigkeitskarton die Verbunde dem Trägermaterial zugerechnet werden (Aluminiumverbunde zu Aluminium, Weißblechverbunde zu Weißblech, Papier/Karton/Pappe-Verbunde zu Papier/Karton/Pappe und Kunststoffverbunde zu Kunststoff). Daher werden hier höhere materialspezifische Verbrauchsmengen ausgewiesen.

  Analog hierzu wird in der Recycling-Bilanz auch keine Verwertungsquote für die Gesamtfraktion Verbunde errechnet, sondern lediglich für die Fraktion Flüssigkeitskarton.

  Die Schnittstelle für die Erfassung der Verwertungsmengen ist beim DSD die Abgabe der sortierten Wertstoffe. In der Recycling-Bilanz werden aber auch noch andere Stoffströme erfasst, so z.B. Weißblech aus der Müllverbrennung, Weißblech- und Aluminiumverschlüsse aus der Glasaufbereitung. Die in die Berechnung der Recyclingquoten eingehenden Verwertungsmengen unterscheiden sich daher bei den beiden Quellen.

---

25 Aufgrund der hohen Gewichtsanteile wird die Rückführquote durch große Verpackungen bestimmt. Eine niedrigere Quote für Verschlüsse begründet daher keine gegenüber dem Mittelwert höhere Quote für große Verpackungen

Ferner ist zu berücksichtigen, dass der Mengenstromnachweis aufgrund seines frühen Erscheinens auf Hochrechnungen für das zurückliegende Jahr zurückgreift. Die Recycling-Bilanz 1996 (Fassung vom Dezember 1997) arbeitet mit dem vollständigen statistischen Datensatz. Insgesamt stellen daher die Zahlen der Recycling-Bilanz die Werte dar, die der Realität wahrscheinlich am nächsten kommen. Sie sind deshalb die am besten geeignete Datenbasis für Ökobilanzen.

Die Modellierung erfolgt mit folgenden Quoten:

Tabelle 2-29: Entsorgung von Mehrwegflaschen beim Verbraucher

	Glas-Mehrweg	PET-Mehrweg
Wertstoff-Erfassungsquote [4]	40 % Glascont. [2]	63% DSD [1]
Sortierquote	100%	100%
Sortierfraktion	Altglas, aufbereitet	Mischkunststoff
Anteil in Restmüllsammlung	60%	37%

Tabelle 2-30: Entsorgung von Einwegverpackungen beim Verbraucher

Einweg	Glasflasche	Getränkekarton	Aluminiumdose	Weißblechdose
Wertstoff-Erfassungsquote [4] [1]	80 % Glascont.	58% über DSD	75% verschied. Erfassungssysteme	76% verschied. Erfassungssysteme
Sortierquote	100%	100%	100%	100%
Sortierfraktion	Altglas, aufbereitet	Verbunde	Aluminium	Weißblech
Anteil in Restmüll	20%	42%	25%	24%

Tabelle 2-31: Entsorgung von Verschlüssen auf Mehrwegflaschen beim Verbraucher

	nicht mit der Flasche zurückgegebene **Verschlüsse auf Mehrwegflaschen**			
	PE- oder PP-Verschlüsse	Al-Verschlüsse auf Glasflasche	Bajonett	Kronenkorken
Wertstoff-Erfassungsquote [4]	6 % DSD analog Kronenkorken [3]	6% DSD analog Kronenkorken [3]	6% DSD analog Kronenkorken [3]	6% DSD [3]
Sortierquote	0%	ca. 50% für DSD	ca. 100% für DSD	ca. 100% für DSD
Sortierfraktion	Sortierrest	Aluminium	Weißblech	Weißblech
Anteil in Restmüll	94%	94%	94%	94%

*

Tabelle 2-32: Entsorgung von Verschlüssen von Einwegflaschen beim Verbraucher

	Verschlüsse auf Einwegflaschen		
	PE oder PP auf Glas-Flasche	Al auf Glas- Flasche	Bajonett
Wertstoff-Erfassungsquote [4]	48% mit Flasche über Glascontainer analog Al-Verschlüsse [3] (lose Verschlüsse über DSD gegen 0)	48% mit Flasche über Glascontainer [3] (lose Verschlüsse über DSD gegen 0)	48% mit Flasche über Glascontainer analog Al-Verschlüsse [3] (lose Verschlüsse über DSD gegen 0)
Sortierquote	0% für Glasaufb. (0% für lose Verschlüsse in DSD)	98% für Glasaufb. (ca. 50% für lose Verschlüsse in DSD)	100% für Glasaufb. (ca. 100% für lose Verschlüsse in DSD)
Sortierfraktion	Sortierrest	Aluminium	Weißblech
Anteil in Restmüll	52%	52%	52%

	Verschlüsse auf Einwegflaschen	
	Weinkorken	**PVC-Kapsel**
Wertstoff-Erfassungsquote [4)]	< 1% über Korksammelstellen	50% mit Flasche über Glascontainer
Sortierquote	100%	0%
Sortierfraktion	Korken	-
Anteil in Restmüllerfassung	100%	50%

1) [GVM 1997a]. Annahme: Erfassungs- gleich Sortierquote
2) GVM 1997a]. Annahme: Kleine Verpackungen, -bestandteile haben eine um 50% geringere Verwertungsquote als die "Durchschnittsverpackung"
3) [GVM 1997b]
4) Bezug (Verbraucher): Restmüll + Wertstoffsammlung. = 100%

2.6.2.5 Aufteilung des Restmüllstromes auf Abfallbehandlungsanlagen

Restmüll wird wie folgt aufgeteilt [Prognos 1997]:

- MVA: 36%
- Deponie: 64%

Die Entsorgungsanteile für MBA und Kompostierung sind in die Quote der Deponie eingerechnet.

2.6.3 Einsatzquoten für Sekundärmaterial in den Untersuchungssystemen

Die folgende Tabelle zeigt die Einsatzquoten für Sekundärmaterial in den Untersuchungssystemen.

Tabelle 2-33: Einsatzquoten für Sekundärmaterial in den Untersuchungssystemen

Verpackungsbestandteil	Rezyklat	Quoten	Datenbasis
Glasflasche weiß	Altglas, weiß (Fremdscherben)	59 %	Datenerhebung Fachvereinigung Behälterglas, Stand 1996 FVB/BUWAL
Glasflasche grün	Altglas, grün (Fremdscherben)	80 %	Datenerhebung Fachvereinigung Behälterglas, Stand 1996 FVB/BUWAL
Glasflasche braun	Altglas, braun (Fremdscherben)	65 %	Datenerhebung Fachvereinigung Behälterglas, Stand 1996 FVB/BUWAL
Aluminiumfolie Verbundkarton-	Sekundäraluminium	27,58 %	Sekundärrohstoffe 10/98
Aluminiumbänder Dosenbody-	Sekundäraluminium	90 %	Angaben Alcan (Herr Kehlenbeck)
Aluminiumbänder Flaschenverschlüsse-	Sekundäraluminium	80 %	Angaben Alcan (Herr Kehlenbeck)
Weißblech	Schrott, extern	12,2 %	BUWAL/250
Testliner (Wellpappe)	Altpapierstoff im Faseranteil	100 %	BUWAL/250
Wellenstoff (Wellpappe)	Altpapierstoff im Faseranteil	100 %	BUWAL/250
Karton	Altpapierstoff im Faseranteil	95,6 %	BUWAL/250

2.6.4 Recycling-Gutschriften für extern verwertete Sekundärrohstoffe

Die Lebenswegbilanz der Getränkeverpackungen (Cut Off Szenario) endet entweder mit der Bereitstellung von Abfällen zur Verwertung oder mit der Abfallbeseitigung (siehe Abbildung 1-1 und 2-1 ff). Gutschriften für ein Recycling von Abfällen zur Verwertung außerhalb des Systems werden gesondert bilanziert (Sachbilanz 2: Gut- und Lastschriften) und mit den Ergebnissen der Sachbilanz des untersuchten Verpackungssystems (System bzw. Cut Off) verrechnet.

Bei der Verwertung ersetzen die aufbereiteten Altstoffe am Markt sowohl Primärrohstoffe als auch andere Sekundärrohstoffe. So wird Papier im deutschen Marktmittel zu 21 % aus Primärfasern und zu 79 % aus Sekundärfasern hergestellt. Gutschriften erfolgen in dieser

Studie nur für den Marktanteil der ersetzten Primärrohstoffe und nicht für den Marktanteil der ersetzten Sekundärrohstoffe. Das entsprechende methodische Vorgehen wurde bereits im Kap. 2-4-2 ausführlich beschrieben.

Die angesetzten Gutschriftquoten wurden nach Möglichkeit spezifisch für jede Materialgruppe (siehe dazu Tabelle 2-34, Spalte "Abfall zur Verwertung") festgelegt. Die Ableitung der Quoten erfolgte dabei anhand der Produktionsstatistik[26] des Jahres 1997.

Für manche Sekundärmaterialien stehen potenziell mehrere Verwertungswege zur Verfügung. Beispielsweise gilt dies für die Kunststoff-Mischfraktion, die unter anderem in Hochöfen und Zementwerken verwertet wird oder auch für die Altpapier, mit dem je betrachtetem Papierprodukt entweder Zellstoff oder Holzstoff ersetzt werden kann. Vereinfachend wurde in dieser Studie je Sekundärmaterial immer nur ein Verwertungsweg und damit ein bestimmtes zu ersetzendes Primärmaterial festgelegt und bilanziert. Falls Zweifel über die Ergebnisrelevanz der getroffenen Festlegung bestanden, wurde dies mit Sensitivitätsanalysen überprüft.

Tabelle 2-34 zeigt die Gutschriften für aufbereitete Sekundärrohstoffe.

26 Methodisch konsistenter wäre der Bezug zur Einsatzstatistik, die aber nur für wenige Materialgruppen vorliegt. Die Sensitivität der Bezugsgrößen Produktions- bzw. Einsatzstatistik auf das Ergebnis wurde mit Hilfe von Sensitivitätsanalysen (siehe Kap. 2.10) geprüft.

Tabelle 2-34: Gutschriften für aufbereitete Sekundärrohststoffe (I)

Abfall zur Verwertung	Gutschrift: Primärmaterial	Datenbasis Primärmaterial	Gutschrift - Quote	Datenbasis Quote
Weißglas	Gemengerohstoffe	[FVB 1998] [BUWAL 1998]	41%	Datenerhebung Fachvereinigung Behälterglas Stand 1996
Grünglas	Gemengerohstoffe	[FVB 1998] [BUWAL 1998]	20%	Datenerhebung Fachvereinigung Behälterglas Stand 1996
Braunglas	Gemengerohstoffe	[FVB 1998] [BUWAL 1998]	35%	Datenerhebung Fachvereinigung Behälterglas Stand 1996
Aluminiumschrott	Primäraluminium (Barren)	[EAA 1996]	57% [a)]	Sekundärrohstoffe 10/98
Stahlschrott	Weißblech aus Elektrostahl (hypothetisch)	[BUWAL 1998]	60% [b)]	Sekundärrohstoffe 11/98
Weißblechdose: Deckel	Erdgas über Reaktionsenthalpie [g)]	Informationszentrum Weißblech[27]	100%	Informationszentrum Weißblech[18]
Getränkekarton **-Faser** **- PE/Al**	 Sulfatzellstoff -	[UBA 1998]	 21% [c)] -	Das Papier '98
Altpapier	Sulfatzellstoff	[UBA 1998]	21% [c)]	Das Papier '98
PET-Abfälle	Primärgranulat (PET amorph)	[BUWAL 1998]	90 % [d)]	Annahme
PE-Abfälle	Primärgranulat	[BUWAL 1998]	90 % [d)]	Annahme
PP-Abfälle	Primärgranulat	[BUWAL 1998]	90 % [d)]	Annahme
Mischkunststoff-Abfälle	Heizöl S im Hochofen	[GEMIS 1997]	90 %e[6)]	Annahme
PS-Abfälle	Heizöl S im Hochofen	[GEMIS 1997]	90 % [e)]	Annahme
Holzpaletten	Stammholz Deutschland	[UBA 1995]	66,5 % [f)]	[Marutzky 1997]

27 Unterlagen des Informationszentrums Weißblech aus [UBA 1995]

Tabelle 2-34 (II): Gutschriften für aufbereitete Sekundärrohststoffe (II)

	Gutschrift	Datenbasis	Quoten	Datenbasis
Sonstiger Systemoutput				
Energie, elektrisch aus MVA	Strom BRD	[GEMIS 1997] [ETH 1996] ifeu-Modell	100%	Annahme
Energie, thermisch aus MVA	Erdgas Heizwerk	[GEMIS 1997] [ETH 1996]	100%	Annahme

a) b) c) zur Herleitung siehe Fließtext

d) keine Daten verfügbar. Annahme: PE-, PP-, PET und PS-Granulatproduktion überwiegend mit Primärkunststoffen

e) keine Daten verfügbar. Annahme: Reduktionsmittel im Hochofen überwiegend aus fossilen Energieträgern bereitgestellt

f) Herleitung: Verhältnis von jährlichem Holzeinschlag und Altholzaufkommen

g) Bei der Badtemperatur von 1973 K werden unter Berücksichtigung der Wärmekapazität von Aluminium pro kg Aluminium 25 MJ Reaktionswärme freigesetzt. Entsprechend wird der Einsatz von Energieträgern eingespart.

Herleitung der Quoten zur Berechnung der Gut-/Lastschriften bei Aluminium- und Stahlschrott sowie Altpapier

Die Herleitung der Quoten für das Gut-/Lastschriftverfahren erfolgt soweit verfügbar anhand der deutschen Produktionsstatistik im Jahr 1997.

Tabelle 2-35: Marktdaten zur Berechnung der Gutschrift für Aluminiumschrotte

Basisdaten Aluminiumproduktion BRD 1997		
Produktion	[1000 t]	Anteil
Primäraluminium	571,9	57%
Sekundäraluminium	432,5	
Aluminium Gesamt:	1004,4	
Quelle: Mitteilung GDA		

Tabelle 2-36: Marktdaten zur Berechnung der Gutschrift für Altpapier

Basisdaten Faserstoffproduktion BRD 1997		
Produktion Faserstoffe	[1000 t]	Anteil
Zellstoff	763	
Holzstoff	1220	
Altpapierstoff *)	7565,6	79%
Faserstoffe Gesamt	9548,6	
*) Annahme Altpapiereinsatz von 9457 Tsd t verrechnet mit Faserausbeute von 80%		
Quelle: Das Papier 1998		

Tabelle 2-37: Marktdaten zur Berechnung der Gutschrift für Stahlschrotte

Basisdaten Stahlproduktion BRD 1997		
Produktion Stahl	[1000 t]	Anteil
Oxygenstahl	33134	73,6%
Elektrostahl	11873	26,4%
Stahl gesamt	45007	
Rechnerische Produktion *)	[1000 t]	Anteil
Primärstahl	27036	60,1%
Sekundärstahl	17971	39,9%
*) Annahme Schrottanteil Oxygenstahl: 18,4%		
Quelle: Sekundärrohstoffe 11/98, S. 360		

2.7 Berechnungsverfahren

Die Ökobilanzen werden mit dem Rechenprogramm des IFEU-Institutes umberto® erstellt. Das Programm ist seit vielen Jahren zur Berechnung von Ökobilanzen und Stoffstromanalysen im Einsatz und wird kontinuierlich ergänzt und weiterentwickelt.

Alle Module werden über lineare Input-/Outputbeziehungen beschrieben. Die Bilanzierung beginnt bei einem beliebigen Modul, von dem aus die einzelnen In- und Outputströme weiterverfolgt werden. Dabei nimmt das jeweils folgende Modul exakt die Menge auf, die vom vorherigen Modul abgegeben wurde bzw. das vorhergehende Modul gibt exakt die Menge ab, die vom folgenden Modul aufgenommen wird. Auf diese Weise werden schrittweise alle Module des Systems linear miteinander verknüpft und mit Bezug auf einen Referenzfluss (in der Regel auf die funktionelle Einheit) berechnet. Der quantitative Bezug aller Daten auf die funktionelle Einheit kann auch nachträglich erfolgen.

Die mit Bezug auf die funktionelle Einheit berechneten Daten werden in einem Ergebnisprotokoll ausgegeben (siehe Anhangband: Ergebnisdokumentation). Eine Zusammenfassung von Datenkategorien erfolgt auf der Stufe der Sachbilanz nicht.

Die Ausgangsdaten der Module werden über Standardberichtsbögen dokumentiert (siehe Anhangband: Ergebnisdokumentation). Das berechnete Lebenswegnetz wird graphisch dargestellt (siehe Abbildungen 2-1 bis 2-27, vereinfacht).

Die Energiebereitstellung erfolgt in Anlehnung an das GEMIS-Modell. Die in den Modulen eingesetzten Energieträger werden bis zu den Primärenergieträgern zurückverfolgt. Verluste in der Energiebereitstellung werden berücksichtigt. Für die Elektrizitätserzeugung für Verbundnetze stehen mehrere Modelle zur Verfügung (siehe Kap. 2.5.8).

2.8 Datenvalidierung

2.8.1 Vollständigkeit

2.8.1.1 Massenbilanz

Die Massenbilanzen der Module wurden geprüft und sind stimmig.

2.8.1.2 Nicht berücksichtigte Aspekte

Im System wurden entsprechend der gängigen Ökobilanzpraxis folgende Bereiche nicht berücksichtigt:

- Umweltaspekte im Bereich der Endverbraucher der Getränke (Transportfahrten zwischen Handel und Verbraucher sowie Abfallerfassung durch den Verbraucher)
- Umweltaspekte bei der Herstellung und Entsorgung der Investitionsgüter entlang der Lebenswege (z.B. Verpackungsmaschinen) und
- Umweltbelastungen aus Unfällen.

Innerhalb der Systemgrenzen und unter Berücksichtigung der Abschneidekriterien wurden alle Prozesse mit Daten beschrieben. In den Sachbilanzlisten der einzelnen Verpackungssysteme (siehe Anhangband: Ergebnisdokumentation) sind die Materialien, deren vor- oder nachgeschalteten Prozesse nicht im Bilanzraum lagen, in den Rubrik "B. Nicht-Elementarflüsse" verzeichnet. So werden etwa auf der Outputseite eine Reihe von nicht näher spezifizierten bzw. spezifizierbaren Abfällen aufglistet, deren Behandlung nicht weiter betrachtet wurde. Eine Ausnahme sind die in der Gutschrift berücksichtigten Output-Flüsse an elektrischer und thermischer Energie, die ja auch keine Elementarflüsse sind.

Aus dem Bereich der Komponenten zur Verpackung bzw. Abpackung der Füllgüter wurden die Vorprozesse der Umreifungsbänder und –folien nicht berücksichtigt, da diese Materialkomponenten unter der 1%-Grenze lagen.

Insgesamt stellen die nicht berücksichtigten Stoffe bezogen auf die funktionelle Einheit keine relevanten Massenströme dar.

Für folgende Inputstoffe, v.a. Hilfs- und Betriebsstoffe, wurde die Herstellung nicht bilanziert:

- Die Lebenswege der Umreifungsbänder und -folien wurden weil unter der 1 % Grenze liegend nicht weiter berücksichtigt.
- Siehe Sachbilanz Input "sonstige Stoffe"

Folgende Outputstoffe, v.a. Abfälle und Sekundärrohstoffe wurden nicht bis zur Entsorgung bilanziert und es erfolgte keine Gutschrift:

- Abfälle zur Verwertung, mit Ausnahme von Bestandteile der Verpackungssysteme und
- sonstige Sekundärrohstoffe.

2.8.1.3 Behandlung fehlender Daten

Fehlende Daten können auf verschiedenen Ebenen auftreten. So können Datenlücken bezüglich ganzer Prozessdatensätze, Emissionswerten einzelner Schadstoffe oder Systemparametern wie z.B. Erfassungsquoten auftreten. Grundsätzlich wurde versucht, die ursprünglich erkannten Datenlücken mit plausiblen Annahmen zu füllen. Diesbezügliche Informationen finden sich in den Kapiteln 2.5 (Datenbeschreibung) und 2.6 (Annahmen) sowie im Anhangband:

Ergebnisdokumentation.

In der Datensymmetrieanalyse wurden vor allem die Sachbilanzgrößen ausgewertet, die auch in der Wirkungsabschätzung bzw. der UBA-Auswertung berücksichtigt wurden. Gegenstand dieser Analyse ist dabei eine prozessbezogene Auswertung der relevanten Sachbilanzgrößen. Soweit es aus Vertraulichkeitsgründen möglich war bzw. es die Datenquellen überhaupt zuliessen, wurden die disaggregierten Einzelprozessdatensätze ausgewertet[28] und in einer Kreuztabelle (s. Tabelle 2-38) dargestellt. Die mit einem "x" markierten Einträge zeigen das Vorliegen eines positiven Wertes einer Sachbilanzgröße in dem jeweiligen Datensatz. Die leeren Felder bedeuten, dass keine Werte vorlagen. Damit wird weder ausgesagt, dass bestimmte Inputs oder Outputs in einem bestimmten Prozess nicht vorkommen noch Das sie gleich null sind. Diese Informationen gehen aus der verfügbaren Literatur in der Regel auch nicht hervor. Selbst bei Originaldaten können die Datenlieferanten nur in wenigen Fällen diesbezügliche Aussagen machen.

Aus den genannten Gründen können die Auftragnehmer auch keine belastbaren Aussagen zu "Nullwerten" machen. Die Datensymmetrieanalyse kann aber sehr wohl dazu dienen, mit einem "Plausibiltätsvergleich" verschiedener Datensätze das eventuelle Fehlen einzelner Sachbilanzgrößen zu entdecken. Die eigentliche Nutzen liegt aber in der Verwendung als Werkzeug im Rahmen einer iterativen Prüfung der Belastbarkeit der Auswertungsergebnisse. So kann man hiermit prüfen, ob Unterschiede in den Ergebnissen für bestimmte Umweltwirkungen auf Datenasymmetrien zwischen den Vergleichsszenarien zurückzuführen sind.

In der Tabelle 2-38 sind auf der X-Achse die Prozesse und auf der Y-Achse die Sachbilanzgrößen dargestellt. Die Größen "KEA, fossil gesamt", "Energie elektrisch" und "Energie, thermisch" können in vielen Fällen als Hilfestellung dienen, um abzulesen, ob sich die Einträge auf Einzelprozesse oder Prozessaggregate beziehen. So zeigt der KEA-Input aggregierte, d.h. die Elementarflüsse einbeziehende Datensätze an, während der Endenergieinput in der Regel bei Einzelprozessdatensätzen, deren Inputs aus vorgeschalteten Prozessen stammen, vorkommt.

28 Die Prozesse der Datensymmetrieanalyse sind nicht deckungsgleich mit den in den Standardberichtsblättern abgegrenzten Prozessen. Dort wurde zum Teil aus pragmatischen Gründen, zum Teil zur Wahrung der zugesicherten Vertraulichkeit vielfach andere Aggregationsniveaus gewählt.

Prozeßmatrix: Verknüpfungen der Prozesse mit der Öko- und Technosphäre

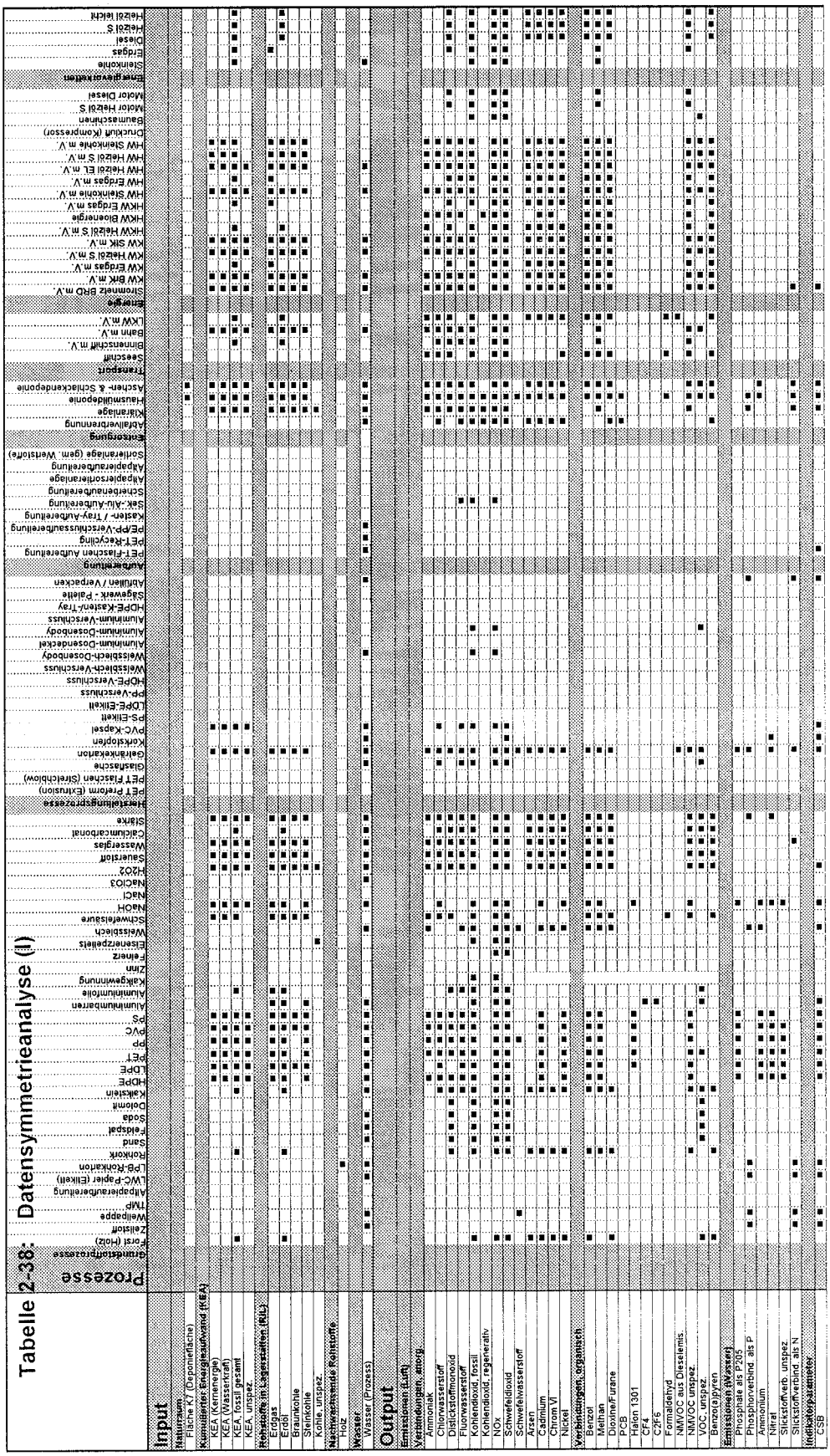


Tabelle 2-38: Datensymmetrieanalyse (II)

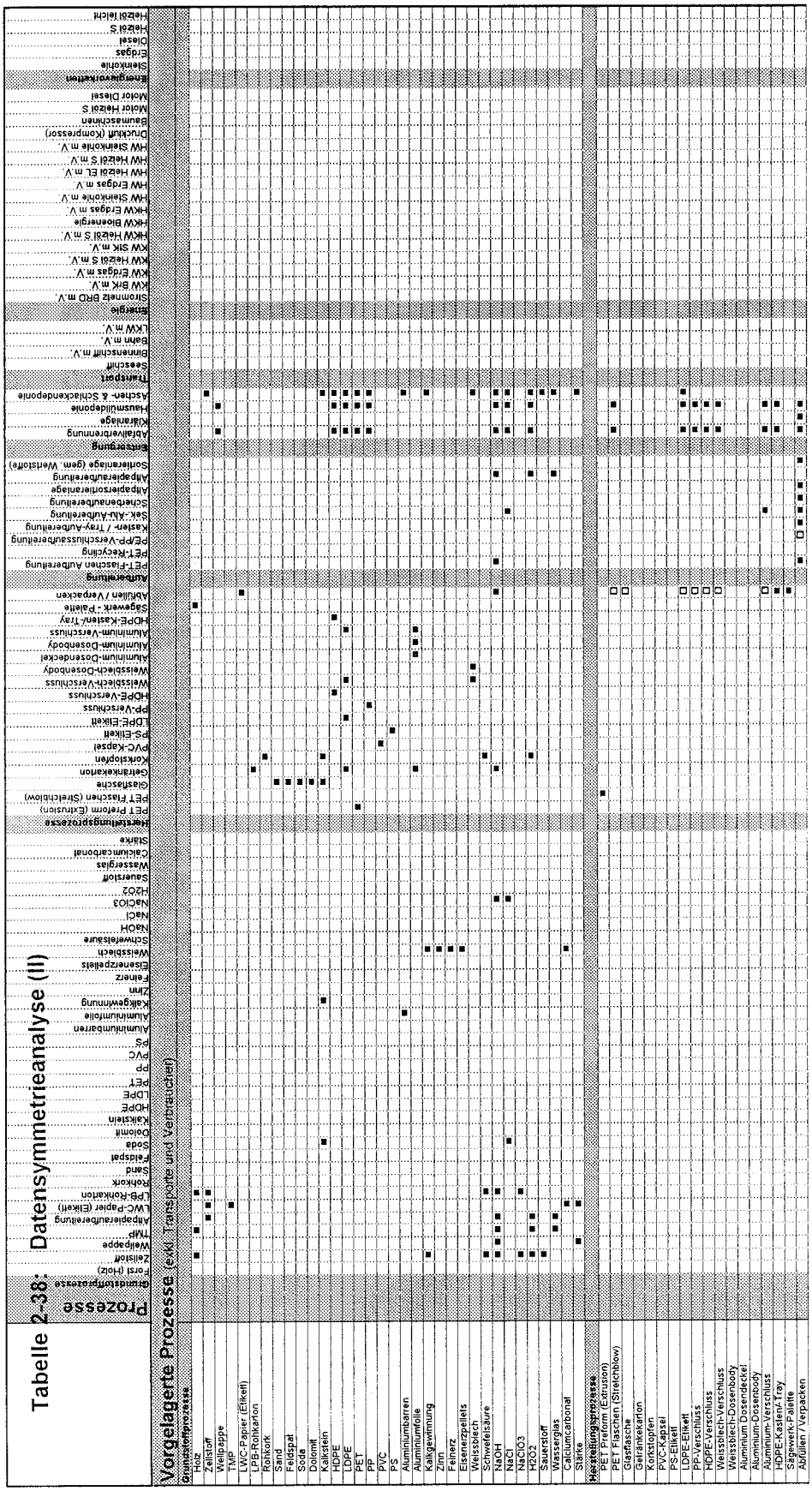
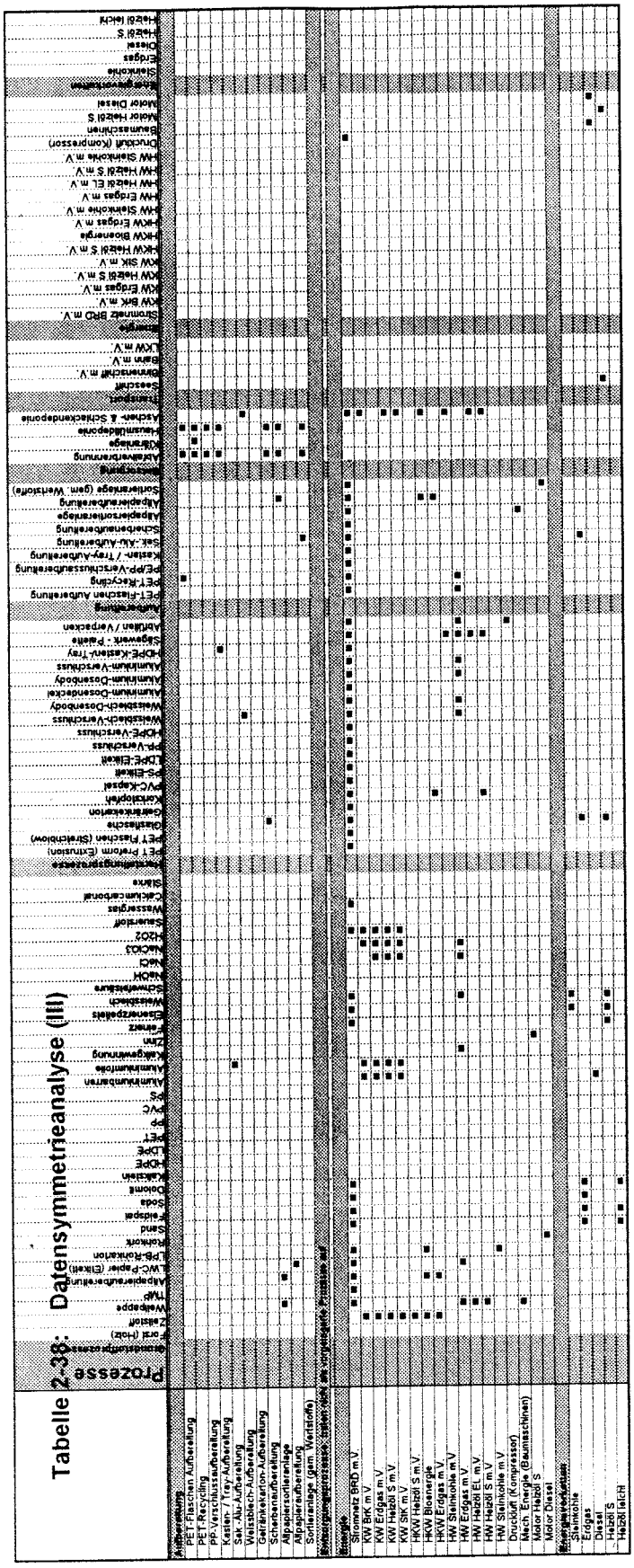


Tabelle 2-38: Datensymmetrieanalyse (III)



2.8.2 Repräsentativität der Daten für die Zielstellung

Entsprechend der Zieldefinition wurde eine vergleichende Ökobilanz für den deutschen Markt erstellt. Entsprechend werden soweit verfügbar für alle Lebenswegabschnitte Daten benutzt, die die deutsche Produktions- und Verbrauchssituation im Referenzzeitraum der Studie repräsentativ abbilden. Tabelle 2-39 zeigt die Datenbasis und deren Repräsentativität noch einmal im Überblick.

Aus der Tabelle geht hervor, dass mit den verwendeten Datensätzen die für die Getränkeverpackungssysteme relevante Produktions- und Verbrauchssituation in Deutschland annähernd repräsentativ abgebildet wurde. Für die Kunststoffdaten sind nur Datensätze auf der Basis europäischer Mittelwerte verfügbar. Aufgrund der starken Export- und Importbewegungen der europäischen Kunststoffindustrie kann jedoch davon ausgegangen werden, dass mit den vorhandenen Datensätzen belastbare Ergebnisse für die Herstellung und Verwendung von Verpackungsbestandteilen aus Kunststoff in Deutschland erzielt werden können. Ähnliches gilt für die Datensätze der EAA [EAA 1996], die ebenfalls europäische Mittelwerte wiedergeben. Auch hier wird die Herkunft des am deutschen Markt eingesetzten Materials durch starke Export- und Importbewegungen sowohl auf dem europäischen wie auch dem internationalen Markt geprägt.

Für andere Datensätze wie beispielsweise die Herstellung von Wellpappe musste mangels weiterer Daten auf [BUWAL 1998] zurückgegriffen werden. Die dort angegebenen Daten beziehen sich häufig auf schweizerische Produzenten. Die Übertragbarkeit dieser Daten auf die deutsche Situation ist schwierig einzuschätzen. Bei disaggregierten Datensätzen wurden die allgemein in dieser Ökobilanz verwendeten Energiebereitstellungsprozesse mit der in den Datensätzen spezifizierten Endenergie verknüpft. Dadurch konnte auch hier die angestrebte regionale Repräsentativität weitgehend hergestellt werden.

Der zeitliche Bezug liegt mit gewissen Schwankungen im Bereich des für die Studie angestrebten Zeitraums Mitte der 90er Jahre. Die Daten der Grundstoffherstellung sind älter als die Daten für die folgenden Lebenswegabschnitte. Innerhalb der Lebenswegabschnitte ist die zeitliche Datenäquivalenz weitgehend gewahrt.

Tabelle 2-39: Repräsentativität der Daten im Überblick (I)

	Datenherkunft	Bezugsjahr	Repräsentativität
Grund-/Packstoffdaten			
Glas (alle Farben)	deutsche Behälterglas-industrie, FV Behälter-glasindustrie e.V.	1996	Mittelwert aus 67% der deutschen Behälterglasproduktion
Aluminium	Europäischer Alumini-umverband, Gesamt-verband der deutschen Aluminiumindustrie	1994	Mittelwert der europäischen Aluminiumproduktion
Aluminiumhalbzeug	Europäischer Alumini-umverband, Gesamt-verband der deutschen Aluminiumindustrie	1994	Mittelwert der europäischen Aluminiumindustrie
Weißblech	[BUWAL 1998] nach Angaben des Informa-tionszentrum Weißblech	1994	Mittelwert der deutschen Weißblechproduktion
Papier (Etikettenpapier)	[UBA-1998]	1995-97	gewichtete Mittelwerte der deutschen und nor-dischen Papierindustrie
Karton	[BUWAL 1998]	1993	gewichtete Mittelwerte von 14 europäischen Betrieben
Wellpappe	[BUWAL 1998]	1993	Mittelwerte von schweizer Herstellern
Getränke-Rohkarton (LPB)	Herstellerangaben (diese Studie)	1997	1 finnischer Hersteller[29]
Kunststoffe	[APME, 1993-95]	1989-97	gewichtete Mittelwerte der europäischen Kunststoffindustrie[30]
Palettenholz	[UBA-1998]	1993-97	repräsentative Daten-sätze – Basis: Literatur und Fachgespräche
Naturkorken	Literaturdaten des Öko-Instituts	1994	Mittelwert aus 4 Betrie-ben in Portugal und 2 in Deutschland

29 nach Angaben der Firmen Combibloc und Tetra Pak Hauptlierant der von beiden Firmen verwendeten Rohkartons

30 siehe auch nähere Angaben in Tabelle 2-2

	Datenherkunft	Bezugsjahr	Repräsentativität
Energiebereitstellung – Tranporte			
Energie	Literatur: [Gemis, 1997] [BUWAL 1998] [ETH 1997]	1994	repräsentative Daten für die Stromerzeugung in Europa
Transporte	Handbuch der Emissionsfaktoren des Verkehrs [infras, Bern 1995] TREMOD, Daten- und Rechenmodell: Schadstoffemissionen aus dem motorisierten Verkehr in Deutschland 1980-2010	bis 1995	repräsentative Daten für die deutsche Transportsituation
Verpackungsherstellung			
Glasflasche	in Packstoffherstellung enthalten	-	-
Alu-Dose	Herstellerangaben (diese Studie)	1997	1 deutsches Werk
Weißblechdose	Herstellerangaben (diese Studie)	1997	1 deutsches Werk
Getränkekarton (PE/Al/Karton)	Herstellerangaben (diese Studie)	1997	gewichteter Mittelwert von 2 deutschen Werken[31]
Preform und Flasche für MW-PET	Herstellerangaben (diese Studie)	1998	1 deutsches Werk
Preform und Flasche für EW-PET	Herstellerangaben (diese Studie)	1998	1 deutsches Werk
Aluminium Schraubverschluss	Verband Metallverpakkungen; Ergänzungen eines Herstellers 1998	1992/98	Ergänzungen von Literaturdaten durch 1 deutsches Werk
PE/PP-Schraubverschluss	[BUWAL 1998]	1993	1 Unternehmen (CH)
Bajonettverschluss (Weißblech)	[UBA 1995]	1992	keine weiteren Informationen verfügbar
Kronenkorken	[BUWAL 1998]	1995	1 Unternehmen (CH)
PVC-Kapsel	[BUWAL 1998]	1995	keine weiteren Angaben

31 mit den Daten der beiden Werke wird nach Angaben der Firmen Combibloc und Tetra Pak die Produktionssituation der mengenmäßig relevanten deutschen Verbundkartonproduktion abgebildet

	Datenherkunft	Bezugsjahr	Repräsentativität
Verpackungsherstellung, Forts.			
PE-Etikett	Herstellerangaben (diese Studie)	1998	2 deutsche Hersteller
PS-Sleeve	[BUWAL 1998]	1995	keine weiteren Angaben
HDPE-Kasten	Herstellerangaben (diese Studie)	1997	Mittelwert aus Datenangaben von 3 großen deutschen Herstellern
Holzpalette	[UBA-1995]	1993	durchschnittliche Angaben der deutschen Forstwirtschaft
LDPE-Folie (einfach, Stretch~, Schrumpf~)	[BUWAL 1998]	1993	1 Unternehmen (CH)
PE-Schnur	[BUWAL 1998]	1993	1 Unternehmen (CH)
PE-Band	[BUWAL 1998]	1993	1 Unternehmen (CH)
Abfüllung und Distribution			
alle Verpackungen: Abfüllung bis Palettieren	Datenermittlung bei Abfüllern und Anlagenherstellern durch pack force	1997	berechnete Werte für moderne Anlagentechnik
Distribution: 1. Handelsstufe (vom Abfüller) 2. Handelsstufe, von - Zentralläger Handel -- GFGH	Datenerhebung bei Abfüllern und Handel durch Prognos und pack force	1996/97	Gewichteter Mittelwert aus Datenerhebung mit Marktabdeckung: • 50 - 85% auf erster Handelsstufe • 11 - 60% auf zweiter Handelsstufe telefonische, schriftliche und/oder persönliche Befragungen

	Datenherkunft	Bezugsjahr	Repräsentativität
Entsorgung			
Abfall- und Wertstoff-Sammelfahrzeuge	[UBA-1995]	1993	repräsentative Daten für deutsche Sammelfahrzeuge zur Mitte der 90er Jahre
Papiersortierung (trocken)	[BUWAL 1998] fernmündliche Informationen des BVSE	90er Jahre	1 Betrieb (CH)
(Deponie, MVA, DSD-Sortierung)	Fortschreibung der Daten aus [UBA 1995] auf der Basis von Literatur und Erfahrungswerten des ifeu	1993-1997	repräsentative Daten für deutsche Entsorgungsanlagen zur Mitte der 90er Jahre
Kläranlage	Fortschreibung der Daten aus [UBA 1995] auf der Basis von Literatur und Erfahrungswerten des ifeu	1995	repräsentative Daten für die Situation deutscher Kläranlagen zur Mitte der 90er Jahre

	Datenherkunft	Bezugsjahr	Repräsentativität
Aufbereitung von Verpackungsbestandteilen			
Glasflaschen (Scherben-aufbereitung)	Süddeutsche Altglas Recycling (SAR), Bad Wurzach	1995	1 deutsche Aufbereitungsanlage; repräsentativ für den in Deutschland realisierten technischen Stand
Aluminiumdose,-deckel	Mitteilung des GDA	1996	1 Anlage aus dem EAA-Datenpool; von der GDA als repräsentativ für den in Deutschland realisierten Stand der Aufbereitung lackierter Alu-Schrotte eingestuft
Weißblech aus Sortierung	[BUWAL 1998] nach Daten des Informationszentrums Weißblech (IZW)	1994	Generischer Datensatz des IZW. Keine Aussage zur Repräsentativität vorhanden
Getränkekarton	Herstellerangaben (diese Studie)	1997	1 deutscher Aufbereiter
PET-Flaschen: Aufbereitung zu Flakes	Datenerhebung bei Aufbereitern	1998	gewichteter Mittelwert von 4 europäischen Unternehmen
PE, PP aus Deckeln, Etiketten (stoffl. Verw.)	Datenerhebung	1998	1 deutsches Unternehmen
Papieretiketten und Altpapier	[UBA 1998]	1997	gewichteter Mittelwert dt. Unternehmen

2.9 Einschränkungen der Sachbilanz

Unter den folgenden Überschriften wird auf einzelne Punkte, die bei der Auswertung der Bilanzergebnisse zu berücksichtigen sind, hingewiesen.

2.9.1 Systemgrenzen

Distributionsentfernungen für Wein

Bei der Distribution von Wein wurden nur die Entfernungen innerhalb Deutschlands berücksichtigt. Die Berücksichtigung von Transporten im Ausland war im Rahmen der hiesigen Datenerhebung nicht möglich.

Den Verpackungsvergleichen wird eine mittlere Distributionsentfernung[32] zwischen Abfüller und letzter Handelsstufe zugrunde gelegt (siehe Kap. 2.5.5 und Anhangband: Materialsammlung, Bericht 6). Diese mittlere Distributionsentfernung ist in dieser Studie geringer als in der Realität. D.h., in den Ökobilanzergebnissen ist der Distributionsanteil unterbewertet. Die durch die Distribution begründeten Unterschiede zwischen den Verpackungssystemen würden bei längeren Transportentfernungen stärker zum Tragen kommen. Allerdings dürfte die verwendete mittlere innerdeutsche Entfernung für Mehrwegsysteme bereits einen Höchstwert darstellen und somit im Einweg-/Mehrwegvergleich als einen für Mehrweg ungünstigen Fall relevant sein.

Ausschluss des Moduls "Verbraucher"

Die Tätigkeit des Verbrauchers besteht im wesentlichen aus Transporten. Hierfür stehen keine belastbaren Daten zur Verfügung, so dass ein Einbezug des Moduls keinen Erkenntnisgewinn bringt. Näherungsweise dürfte der Aufwand beim Verbraucher für alle Systeme gleich sein.

32 Mit den Abfüllvolumina gewichteter Durchschnittswert der Entfernungen über alle untersuchten Weinverpackungen (Gruppe: Vorratskauf)

2.9.2 Funktionelle Einheit

Funktionelle Äquivalenz verschiedener Behältergrößen

Die Verpackungsvergleiche erfolgen bezogen auf eine bestimmte Füllgutmenge, da davon auszugehen ist, dass der Verbraucher eine bestimmte Füllgutmenge und nicht eine bestimmte Anzahl von Behältern erwerben will. Damit werden innerhalb der Vergleichsgruppen

- Vorratskauf (Behälter > 0,5 l)
- Sofortverzehr (Behälter < 0,5 l)

auch Behälter unterschiedliche Größe verglichen. Aufgrund des günstigeren Verhältnisses von Packstoffmenge zu Füllgutmenge schneiden beim ökologischen Vergleich innerhalb eines Packstoffes größere Behälter immer günstiger ab als kleinere Behälter. D.h., eine 1 l Glasflasche ist ökologisch günstiger als eine 0,7 l Glasflasche. Beim Vergleich unterschiedlicher Packstoffe lässt sich aus dem Vergleich unterschiedlicher Behältergrößen allerdings nicht die Überlegenheit eines Materials ableiten. Das günstigere Abschneiden des größeren Behälters gilt dann nur in dem untersuchten Fall und nur unter der Voraussetzung, dass der Verbraucher jeweils die gleiche Füllgutmenge erwerben will.

2.9.3 Festlegung der Szenarien und Systemparameter

Umlaufzahlen

Eine optimale Methode zur rechnerischen Ermittlung von Umlaufzahlen existiert aufgrund der Vielzahl von Einflussfaktoren nicht.[33] Die Ermittlung der Umlaufzahlen basiert daher auf einer modellhaften Betrachtung, hier der korrigierten Produktionsrechnung (siehe Anhangband: Materialsammlung, Bericht 3, Ausnahme: 0,7 l GDB-Flasche). Zugrunde gelegt wurden ausschließlich öffentlich zugängliche und überprüfbare Daten für das Bezugsjahr 1996.

Die Umlaufzahlen von Flaschen und Kästen weisen je nach Methode und Abfüller eine gewisse Bandbreite auf. Für die Ökobilanzen wurden Arbeitswerte, d.h. eine Umlaufzahl festgelegt (siehe Anhangband: Materialsammlung, Bericht 3, Kap. 3.8). Für hohe Umlaufzahlen ist der Einfluss der Umlaufzahl erfahrungsgemäß nicht mehr ergebnisrelevant. Bei niedrigen Umlaufzahlen ergibt sich infolge der Bandbreite um den Arbeitswert eine Unsicherheit des Bilanzergebnisses, die bei der Auswertung zu berücksichtigen und gegebenenfalls in

33 Eine opto-elektronische Registrierung der Anzahl der Befüllungen einer Flasche beim Abfüller wurde bisher nur in Einzelfällen eingeführt.

Sensitivitätsanalysen genauer zu fassen ist. Dies gilt z.B. für die im Jahr 1996 noch neue PET-Mehrwegflasche.

Die Berechnung der Umlaufzahl des 6er-Mehrwegkastens der Fruchtsaftindustrie ergibt aufgrund der Methodik einen unrealistischen Wert. Dieser wird im Rahmen von Sensitivitätsanalysen variiert, sofern sich der Einfluss als ergebnisrelevant erweist.[34]

Distributionsparameter für Getänketransporte zwischen Abfüller und Handel

Ähnlich wie bei den Umlaufzahlen existiert in der Realität eine große Bandbreite in den Distributionsparametern (v.a. Entfernungen, Anteile der Distributionsschienen, Lkw-Flotte, Werks- oder Speditionsverkehr). Im Hauptszenario wird nur mit dem gewichteten Mittelwert für die Distributionsparameter gerechnet. Für eine breitere Absicherung der Ergebnisse müssten in Sensitivitätsanalysen auch spezielle Distributionssituationen geprüft werden.

Einsatzquoten für Sekundärmaterialien

Prinzipiell kann die Festlegung von Einsatzquoten für Sekundärmaterialien in den hier untersuchten Szenarien an zwei Stellen erforderlich sein. Zum einen bei der Herstellung von Grundmaterialien für Packstoffe, die innerhalb des Untersuchungssystems eingesetzt werden und zum anderen bei der Festlegung der Quoten, mit denen Primärmaterialien gutgeschrieben oder angelastet werden. Der Unterschied dabei ist, dass im ersten Fall möglichst spezifische Annahmen für das im jeweiligen Untersuchungssystem verwendete Material getroffen werden. Im zweiten Fall wurde per Konvention festgelegt den deutschen Marktmix zugrunde zu legen.

1. Einsatzquoten von Sekundärmaterial innerhalb der Systeme:

Bei den untersuchten Systemen spielt der Einsatz von Sekundärmaterial insbesondere bei Wellpappe, Weißblech, Glas und Aluminiumbändern und –folien eine Rolle. In den ersten drei Fällen können die verwendeten Einsatzquoten mit Bezug auf die deutsche Produktion als gesichert angesehen werden. Bei den betrachteten Alumiumprodukten lag die Schwierigkeit im Fehlen öffentlicher Daten. Die Einsatzquoten wurden daher bei der Aluminiumindustrie nachgefragt und die Angaben von Herrn Kehlenbeck (Alcan) in Abstimmung mit dem Auftraggeber zur Modellierung der Szenarien verwendet. Den von Herrn Kehlenbeck übermittelten Angaben liegen Daten der Produktionsanlage in Norf zugrunde.

2. Einsatz von Sekundärmaterial im Bereich der Gut-/Lastschriften:

---

34 Die Kastenherstellung hat bei den Mehrwegflaschen keinen ergnisrelevanten Einfluss, siehe abb. 4-6.

Im vorliegenden Projekt wurde zur Wahrung der Symmetrie die Produktionsstatistik verwendet, da die methodisch konsistentere Einsatzstatistik nicht für alle Materialien vorlag. Hierbei können sich Unterschiede im Ausmaß der Gut- bzw. Lastschrift ergeben.

2.9.4 Moduldaten

Herstellung von Primäraluminium

Die verwendeten Datensätze der EAA beziehen sich auf die westeuropäische Aluminiumproduktion, die osteuropäische Produktion ist nicht berücksichtigt. Im europäischen Markt werden 60 % des Primäraluminiums selbst erzeugt und die übrigen 40 % weltweit importiert. Auch die Herstellung dieser Importe ist in den Datensätzen nicht berücksichtigt.

Der Stromverbrauch der Aluminiumherstellung ist in den EAA-Datensätzen als Endenergie ausgewiesen. Daher war es möglich, die Stromproduktion getrennt zu modellieren. In den Status-Quo-Szenarien wurde dabei generell der von der EAA angegebene Strommix angewendet. Hier ergeben sich Unschärfen in zwei Bereichen.

Zum einen weist der angegebene Strommix einen hohen Anteil an Wasserkraft auf, was auf die hohe Eigenenergiebereitstellung der Aluminiumindustrie aus dieser Energiequelle zurückzuführen ist. Die Abgrenzung von Eigenstrom und Fremdstrom ist aus den Daten der EAA allerdings nicht weiter definiert. Im Rahmen der Vorgängerstudie [UBA 1995] etwa wurde der Anteil der Wasserkraft als zu hoch kritisiert. Im Rahmen dieser Studie war eine weitere Recherche an dieser Stelle nicht möglich und in Abstimmung mit dem Auftraggeber wurden die EAA-Daten herangezogen.

Eine weitere Unschärfe besteht darin, dass die vom Auftragnehmer in den EAA-Strommix implementierten Kraftwerke den westeuropäischen Stand der Technik repräsentieren. Eine weitere länderspezifische Detaillierung war anhand des EAA-Strommixes nicht möglich.

Herstellung von Glasflaschen

Die verwendeten Datensätze spiegeln entsprechend der Ziel- und Rahmendefinition die deutsche Glasflaschenproduktion wieder. Für die Mehrzahl der untersuchen Verpackungssysteme wird die Situation damit auch repräsentativ abgebildet. Im Bereich der Weinszenarien werden am deutschen Getränkemarkt allerdings auch große Mengen aus dem Import gehandelt. Die Herstellung der im Ausland produzierten Flaschen konnte im Rahmen dieser Studie nicht berücksichtigt werden.

Abfüllanlagen

Im Gegensatz zu den Daten anderer Prozesse war bei Abfüllbetrieben aufgrund der Vielzahl der auf einer Anlage befüllten Verpackungstypen keine verpackungsspezifische Datenerhebung möglich. Daher wurden verpackungsspezifische Ökobilanzdaten aus den Anlagendaten berechnet. Die Ausgangsdaten basieren auf Praxiserfahrungen sowie Informationen von Anlagenherstellern. Die Recherche wurde von Dr. Luxenhofer (packforce) durchgeführt (siehe Anhangband: Materialsammlung, Bericht 5). Für die Abwasserbelastung wurden Daten der ATV zugrundegelegt.

Die Daten der ATV basieren auf aktuellen Erhebungen bei einer Vielzahl von Abfüllern. Daher sind die Daten für die Branche insgesamt durchaus zutreffend, allerdings kann die Abwasserbelastung [mg/l Abwasser] nur für die verschiedenen Füllgutgruppen nicht aber gesondert für jedes Verpackungssystem abgeleitet werden. Dadurch können diesbezügliche Unterschiede zwischen einzelnen Verpackungssystemen – etwa zwischen Glas- und PET-Mehrwegsystemen - in der Bilanz nicht abgebildet werden.

Zu beachten ist auch, dass zur Ermittlung der verpackungsspezifischen Abwasserfracht die aus den ATV-Angaben abgeleiteten Belastungskonzentrationen mit der von Dr. Luxenhofer ermittelten Abwassermenge (gleich Frischwasserverbrauch)[35] multipliziert wird. Dadurch werden Mehrwegsysteme innerhalb einer Füllgutgruppe aufgrund des höheren Wasserbedarfs der Flaschenreinigung mit einer höheren Wassereinleitung belastet. Eine solche Mehrbelastung ist durchaus plausibel, da der Reinigungsaufwand bei Mehrwegsystemen höher ist. Allerdings ist es schwierig zu beurteilen, ob der modellierungstechnisch sich ergebende Unterschied zwischen Mehrweg- und Einwegsystemen die realen Unterschiede wirklichkeitsnah abbildet.

Modellierung von Abfallverbrennung und Deponie

Grundsätzlich wurden die Umweltwirkungen der Abfallbeseitigung abfallspezifisch und unter Berücksichtigung von prozessverursachten Faktoren modelliert. Eine Ausnahme stellt der Bereich der Sickerwasseremissionen bei der Deponierung dar. Hier wurde mangels nicht belastbar abbildbarer Kausalzusammenhänge mit Bezug auf Abfallmasse alloziert. D.h., hier werden auch inerte Materialien mit Schadstoffen in Wassereinleitungen belastet. Dieses Vorgehen ist unserer Auffassung nach vertretbar, da auch diese Inertmaterialien z.B. über Porenbildung zu den Reaktionsbedingungen im Deponiekörper beitragen. Falls sich bestimmte Wassereinleitungen aus der Deponierung von Verpackungsabfällen als ergebnisrelevant herausstellen sollten, sollte der genannte Zusammenhang bei der Auswertung berücksichtigt werden.

35 Die Abwassermenge wurde in den Basisdaten von Herrn Luxenhofer nicht spezifiziert und daher mangels genauerer Daten der Frischwassermenge gleichgesetzt

Auswahl der Datensätze für die Gut- und Lastschriften

Die Auswahl der Datensätze, die zur Gutschrift/Lastschrift verwendet werden, kann unter Umständen dazu führen, dass Gut-/Lastschriften zu hoch bewertet sind, wenn etwa ältere Datensätze mit entsprechend höheren Umweltlasten gutgeschrieben werden. Die in dieser Studie verwendeten Daten sind in ihrem zeitlichen und räumlichen Bezug insgesamt durchaus symmetrisch zu den in den Untersuchungssystemen eingesetzten Datensätzen.

In dieser Studie war festgelegt worden, vereinfachend je Sekundärmaterial immer nur einen Äquivalenzprozess zu bilanzieren, auch wenn potenziell verschiedene Verwertungswege möglich sind und damit auch unterschiedliche Äquivalenzprozesse zur Verfügung stehen. Durch die Auswahl eines anderen Äquivalenzprozesses kann sich das Ausmaß der Gut-/Lastschrift erhöhen bzw. verringern.

2.9.5 Fehlerabschätzung

Aufgrund der Datenlage lässt sich die klassische Methode der Fehleranalyse nicht auf Ökobilanzen anwenden. Eine spezielle Methode zur Fehlerabschätzung in Ökobilanzen wurde bislang nicht entwickelt.

2.9.6 Schlussfolgerung

Die Datenäquivalenz ist grundsätzlich gewahrt und die Daten sind weitgehend repräsentativ für den deutschen Markt.

Die Relevanz der zuvor genannten Punkte wird über Sensitivitätsanalysen geprüft.

2.10 Sensitivitätsanalysen

2.10.1 Sensitivitätsanalyse zur Verbesserung der Systemgrenzen

Mit Ausnahme der in Kap. 2.8.1.1 genannten Auslassungen wurden alle Module bilanziert. Für abgeschnittene Prozessketten von Hilfs- und Betriebsstoffen erfolgt aufgrund des bereits sehr gering angesetzten Massekriteriums von 1 % keine weitere Sensitivitätsprüfung. Investitionsgüter werden nach gängiger Praxis in Ökobilanzen nicht bilanziert.

Die Auslassung des Moduls Verbraucher wurde bereits in der Zielsetzung festgelegt. Eine Überprüfung der Relevanz würde nicht zu einem Erkenntnisgewinn führen, da keine belastbaren Daten vorliegen.

An dieser Stelle bleibt mithin nur der Einfluss der im Ausland erfolgenden Transporte bei Weinimporten zu prüfen.

2.10.2 Durchzuführende Sensitivitätsanalysen

Die bilanzierten Sensitivitätsszenarien sind nachfolgend beschrieben. Ihre Auswahl dient im wesentlichen zur Überprüfung der Ergebnisrelevanz, der im Kap. 2.9. erkannten Einschränkungen der Sachbilanz.

Szenario 01, Wasser Glas-MW 0,7 l

- **Distribution nah:**
  Durchschnittswert für kleine Brunnenbetriebe anstelle des Marktmittelwertes.
  Sonderauswertung der Distributionsdaten für die Mineralbrunnen mit einem Abfüllvolumen von bis zu 50 Mio. l pro Jahr (das sind 69% der 241 deutschen Brunnen) – Weiterverteilung über kleine GFGH; durchgeführt im Rahmen der Ökobilanz für die GDB.

- **Distribution weit:**
  Sonderauswertung der Distributionsdaten für die ca. 30 Mineralbrunnen mit einem Abfüllvolumen von mehr als 100 Mio. l pro Jahr – Weiterverteilung über große GFGH; durchgeführt im Rahmen von UBA II (Nebenszenario gemäß Berichten zur Distribution; Anhangband: Materialsammlung, Bericht 6, S. 48)

- **Abfüllung May**
  Die modellierten Abfüllprozesse sind im Hauptszenario – wie beschrieben – generische Daten. In diesem Szenario werden Mittelwerte aus realen Werten von Abfüllanlagen zweier großer deutscher Abfüller verwendet.

- **Alu-Sek 70 %**
  Senkung der Einsatzquote für Sekundäraluminium für Schraubverschlüsse von 80 % im Hauptszenario auf 70 %. Die Einsatzquote von 70 % wurde der GDA-Statisitik entnommen und gilt für Aluminiumverpackungen.

- **Alu-Strom GUS/USA**
  In Europa eingesetztes Primäraluminium wird zu 60 % in Europa und zu 40 % in nicht-europäischen Ländern produziert. Im Hauptszenario wurde die Stromherstellung mit den Werten deutscher Kraftwerke gerechnet. Da die europäische Produktion zu einem Großteil auch in Osteuropa erfolgt, kann der Stromsplit als Abbildung des schlechtesten Falles

auch zu 60 % mit GUS-Kraftwerken und die außereuropäische Produktion mit 40 % US-Kraftwerken gerechnet werden.

Tabelle 2-40: Transportparameter im Nebenszenario "regionale Verteilung kleiner Brunnen"

Nebenszenario kleine Brunnen - Vorratskauf

Distributionswege	Verteilung (%)		Transportentfernung (km)						Transportanteile (Vol-% Getränkemenge) nach Fahrzeugen					
			Mehrweg			Einweg ****)								
	Mehr-weg	Einweg ****)	Last	Leer	Gesamt	Last	Leer	Gesamt	Sattelzug 40t	Sattelzug 28-32 t	Lkw+Hänger 40 t	LKW bis 23 t	LKW bis 16,5 t	Lieferwagen
a) 1. Distributionsstufe														
Direktvertrieb*	31%	15%	70	70	140	70	60	130	4%	5%	53%	30%	8%	0%
an GFGH*	66%	28%	100	100	200	100	80	180	16%	3%	68%	13%	0%	0%
an Zentralläger*	3%	57%	120	120	240	120	90	210	10%	9%	71%	10%	0%	0%
b) 2. Distributionsstufe														
von GFGH**			30	10	40	30	10	40	0%	0%	21%	26%	43%	10%
von Zentrallägern***			90	60	150	90	60	150	34%	5%	43%	17%	1%	0%

*) inkl. Selbstabholer

**) inkl. interne Verteilung

***) inkl. Anteil von GFGH

****) Einweg: Distributionsstruktur und Verhältnis Rückfahrt:Hinfahrt wie im Hauptszenario angenommen (keine gesonderten Daten)

Tabelle 2-41: Transportparameter im Nebenszenario "überregionale Verteilung großer Brunnen"

Nebenszenario grosse Brunnen - Vorratskauf

Distributionswege	Verteilung (%)		Transportentfernung (km)						Transportanteile (Vol-% Getränkemenge) nach Fahrzeugen					
			Mehrweg			Einweg								
	Mehr-weg	Einweg	Last	Leer	Gesamt	Last	Leer	Gesamt	Sattelzug 40t	Sattelzug 28-32 t	Lkw+Hänger 40 t	LKW bis 23 t	LKW bis 16,5 t	Lieferwagen
a) 1. Distributionsstufe														
Direktvertrieb*	22%	20%	130	130	260	130	30	160	9%	2%	65%	22%	3%	0%
an GFGH*	70%	11%	200	200	400	200	40	240	28%	2%	63%	7%	0%	0%
an Zentralläger*	8%	69%	200	200	400	200	40	240	49%	2%	47%	3%	0%	0%
b) 2. Distributionsstufe														
von GFGH**			70	30	100	70	30	100	7%	1%	36%	39%	17%	0%
von Zentrallägern***			90	60	150	90	60	150	34%	5%	43%	17%	1%	0%

*) inkl. Selbstabholer

**) inkl. interne Verteilung

***) inkl. Anteil von GFGH

Szenario 04, Wasser PET-MW 1,5 l

- **Distribution nah**
  siehe Szenario 01

- **Distribution weit**
  siehe Szenario 01

- **UZ 25**
  Die Umlaufzahl wird vom Arbeitswert 16 (Bezugsjahr 1996) auf 25 erhöht.

Szenario 06, Wasser Verbundkarton 1 l

- **AluSek=0**
  Senkung der Einsatzquote für Sekundäraluminium von 27,6 % im Hauptszenario auf 0 %.

- **Gutschrift = Holzstoff**
  Altpapier kann prinzipiell sowohl Zellstoff als auch Holzstoff ersetzen. Entsprechend der getroffenen methodischen Konvention wurde zur Aufwandsbegrenzung immer (und das gilt für alle AzV) nur einer von mehreren möglichen Äquivalenzprozessen gerechnet. Im Hauptszenario erfolgt die Berechnung der Gutschrift mithilfe des Prozesses zur Zellstoffherstellung. Die Sensitivität der bei Altpapier grundsätzlich angenommenen Zellstoffherstellung wird mit einem Äquivalenzprozess zur Holzstoffherstellung (TMP) geprüft .

- **Gutschrift 37,2 %**
  Im Hauptszenario wird angenommen, dass 21 % des Papiers dem Recycling zugeführt werden. Mit Bezug auf die Einsatzstatistik anstelle der Produktionsstatistik können als Höhe der Gutschrift für rezyklierten Zellstoff auch 37,2 % zugrundegelegt werden.

- **Strom GUS/USA**
  siehe Szenario 01

Szenario 09, Saft 0,7 l MW Enghals

- **UZ 13**
  Die Umlaufzahl wird vom Arbeitswert 17 um 25 % auf 13 gesenkt.

- **UZ 23**
  Die Umlaufzahl wird vom Arbeitswert 17 um 25 % auf 23 erhöht.

Szenario 15, Saft Braunglas 1,0 l EW Weithals

- **Hinfahrt = Rückfahrt**
  Im Hauptszenario wird ein Teil der Rückfahrten als Speditionsverkehr gerechnet, d.h. nicht dem Verpackungssystem angerechnet. Als Abbildung des schlechtesten Falles werden nun die Rückfahrten voll angerechnet.

Szenario 16, Saft VBK 1,0 l EW

- **Hinfahrt = Rückfahrt**
  siehe Szenario 15

Szenario 23, Weißblechdose 0,33 l

- **Alustrom GUS/USA**
  siehe Szenario 01

Szenario 24, Aluminiumdose 0,33 l

- **Gutschrift 72,4 %**
  Im Hauptszenario wird angenommen, dass 57 % des Aluminiums dem Recycling zugeführt werden. Mit Bezug auf die Einsatzstatistik anstelle der Produktionsstatistik können als Höhe der Gutschrift auch 72,4 % zugrundegelegt werden.

- **Alu-Sek 70 %**
  Senkung der Einsatzquote für Sekundäraluminium für Dosenbodybleche von 90 % im Hauptszenario auf 70 %.

- **Strom GUS/USA**
  siehe Szenario 01

Szenario 25, Wein MW 1,0 l Schlegel

- **Distribution regional**
  regionaler Vertrieb einer Winzergenossenschaft in Württemberg

- **Distribution international**
  analog Szenario 26 Importwein, siehe Tabelle 2-42.

Szenario 26, Wein Glas EW 0,75 l (Bordeaux)

- **Importwein inkl. Vorlauf aus ausländischem Weinbaugebiet**
  siehe Tabelle 2-42.

Die Ergebnisse werden in Kap. 4 dokumentiert.

Tabelle 2-42: Szenario Wein: regionaler Vertrieb, Winzergenossenschaft Württemberg

Distributionswege	Verteilung (%)	Transportentfernung (km)			Transportanteile (% bzgl. Liter) nach Fahrzeugen				
		Last	Leer	Gesamt	Sattelzug klein, gross	Lkw+Hänger 40 t	LKW bis 23 t	LKW bis 16,5 t	Lieferwa-gen, Pkw
Import Flaschenwein	0%	0	0	0	0%	0%	0%	0%	0%
1. Distributionsstufe									
Direktvertrieb	50%	120	20	140	0%	4%	0%	48%	48%
Selbstabholer	34%	30	10	40	0%	0%	0%	0%	100%
an GFGH	17%	81	20	101	0%	58%	25%	8%	8%
an Zentralläger	0%	-	-	-	-	-	-	-	-
2. Distributionsstufe									
von GFGH*	-	50	30	80	6%	30%	31%	29%	4%
von Zentrallägern**	-	90	60	150	50%	37%	11%	1%	0%

*) inkl. interne Verteilung

**) inkl. Anteil von GFGH

Tabelle 2-43: Szenario Wein: Importwein inkl. Vorlauf aus ausländischem Weinbaugebiet (Annahme: 1000 km mit Sattelzug und 50 Leer-km pauschal)

Distributionswege	Verteilung (%)	Transportentfernung (km)			Transportanteile (% bzgl. Liter) nach Fahrzeugen				
		Last	Leer	Gesamt	Sattelzug klein, gross	Lkw+Hänger 40 t	LKW bis 23 t	LKW bis 16,5 t	Lieferwa-gen, Pkw
Import Flaschenwein	71%	1210	100	1310	88%	12%	0%	0%	0%
1. Distributionsstufe									
Direktvertrieb	36%	460	90	550	22%	65%	11%	2%	0%
Selbstabholer	1%	50	10	60	0%	15%	25%	17%	44%
an GFGH	7%	340	70	410	0%	50%	39%	10%	1%
an Zentralläger	56%	540	110	650	25%	67%	7%	1%	0%
2. Distributionsstufe									
von GFGH*	-	70	30	100	8%	36%	39%	17%	0%
von Zentrallägern**	-	90	0	90	50%	37%	11%	1%	0%

*) inkl. interne Verteilung

**) inkl. Anteil von GFGH

3 Methode der Wirkungsabschätzung

3.1 Vorgehensweise bei der Wirkungsabschätzung

Die Wirkungsabschätzung ist die dritte Phase einer Ökobilanz, deren Zweck es ist, die Ergebnisse der Sachbilanz zu komprimieren und zu erläutern. Das geschieht dadurch, dass Ressourcenverbräuche und Emissionen in Umweltwirkungen übertragen werden und dadurch einer Auswertung besser zugänglich gemacht werden.

In der ISO Norm 14042 sind die verpflichtenden Bestandteile einer Wirkungsabschätzung genannt. Sie bestehen in:

1. Auswahl der zu betrachtenden Wirkungskategorien

2. Zuordnung der Sachbilanzergebnisse zu den Wirkungskategorien (Klassifizierung)

3. Berechnung der Wirkungsindikatorergebnisse (Charakterisierung), d.h.

   Umwandlung der zugeordneten Sachbilanzparameter in gemeinsame Maßeinheiten je Wirkungskategorie

   Bestimmung des Indikatorergebnisse für jede Wirkungskategorie durch Zusammenfassung der umgewandelten Sachbilanzergebnisse

Entsprechend der Norm sind diese Schritte in einer öffentlich zugänglichen vergleichenden Ökobilanz immer durchzuführen.

Die Wirkungsabschätzung folgt einem eindeutigen Konzept, wie die Ergebnisse der Sachbilanz in Umweltwirkungen zu übertragen sind. Abbildung 3-1 veranschaulicht das Konzept und verwendet die Umweltwirkung „Versauerung" als Beispiel.

Der Festlegung einer Wirkungskategorie liegt ein Umweltwirkungsmechanismus zugrunde, der eine oder mehrere potenzielle negative Umweltwirkung zur Folge hat. Der Wirkungsmechanismus beginnt auf der einen Seite durch die Freisetzung bestimmter Stoffe aus dem untersuchten System oder der Aufnahme von Stoffen durch das System. Das Ursache-Wirkungs-Geflecht der Umweltwirkungsmechanismus endet auf der anderen Seite an einem oder mehreren Endpunkten bei Umweltschutzgütern, an denen die unerwünschten Folgen auftreten.

Eine solchermaßen komplexes Ursache – Wirkungs – Geflecht gilt es, durch einen klaren Namen zu benennen: den Namen der Wirkungskategorie.

Auf der anderen Seite ist es notwendig, die Wirkungskategorie zu operationalisieren. Dazu sucht man in dem Netzwerk des Mechanismus zwischen dem untersuchtem System (dargestellt im

Sachbilanzergebnis) und den Wirkungsendpunkten einen Indikator, der diese Kategorie am besten repräsentiert. Man spricht dabei von dem zugehörigen Wirkungsindikator. Der Wirkungsindikator kann zum einen sehr nahe am Sachbilanzergebnis liegen oder es sogar selbst sein oder sehr nahe am Wirkungsendpunkt liegen.

Über eine entsprechende Modellbildung sind nun die Sachbilanzergebnisse in den ausgesuchten Wirkungsindikator zu überführen. Solche sogenannten Charakterisierungsmodelle können einfacher oder auch sehr komplexer Natur sein. Lässt sich das Modell zu einzelnen Zahlenwerten zusammenfassen, die ein Sachbilanzergebnis in einen Indikatorwert umwandeln, so heißt dieser Zahlenwert Charakterisierungsfaktor. Er vereinfacht letztendlich die Anwendung von zum Teil sehr komplexen Modellen.

Die Umweltrelevanz eines Wirkungsindikators schließlich ist ein Ausdruck dafür, wie gut dieser Indikator die eigentliche Wirkung am Wirkungsendpunkt repräsentiert.

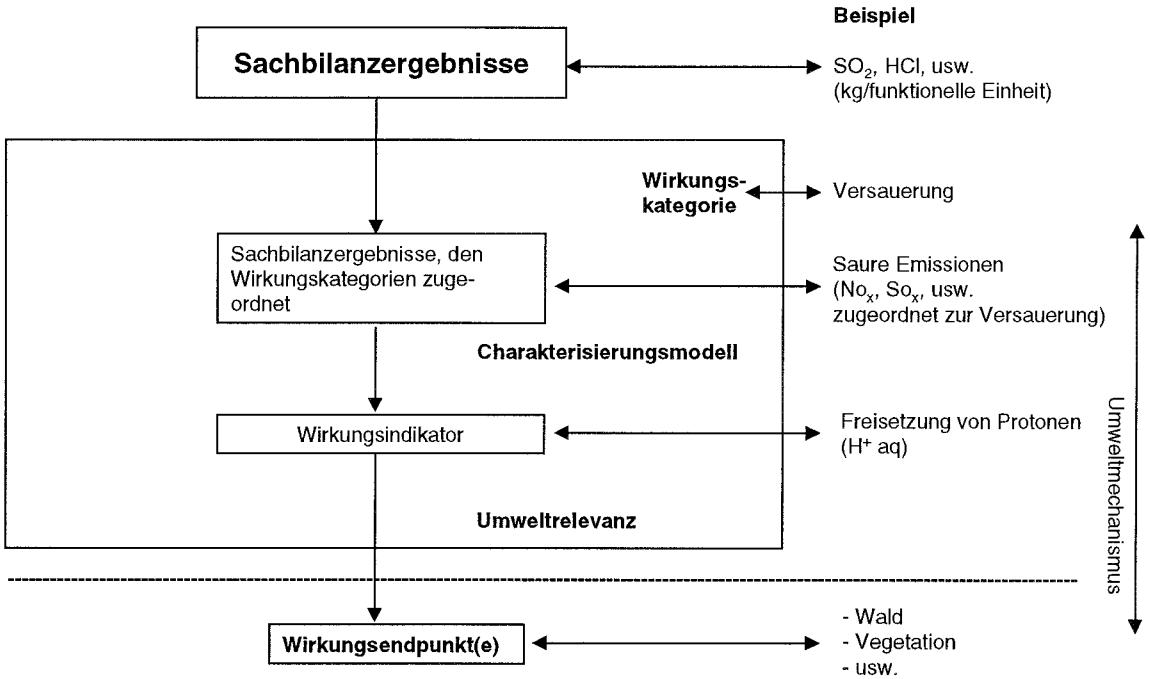


Abbildung 3-1: Allgemeines Konzept der Wirkungsabschätzung

Am Beispiel der Wirkungskategorie Versauerung wird deutlich, dass die negative Wirkung am Endpunkt, nämlich die Versauerung von Böden, Vegetation, Seen, usw. nach einer komplexen Wirkungskette zwischen Freisetzung entsprechender Gase, atmosphärischem Transport, Deposition, Migration im Empfängermedium und vielfältigen Wirkungen und Folgewirkungen erfolgt. Als Indikator für diesen nicht einfach zu beschreibenden Mechanismus wird die Bildung von H+ - Ionen herangezogen und in Äquivalenten zur H+ - Ionen Bildungstärke des Schwefeldioxids ausgedrückt.

Daran schließen sich die optionalen Bestandteile einer Wirkungsabschätzung an. Sie bestehen aus:

1. Berechnung des Verhältnisses der Wirkungsindikatorergebnisse zu einem oder mehreren Referenzwerten (Normierung)
2. Ordnung
3. Gewichtung[36]
4. Analyse der Datenqualität[37]

Es besteht noch methodischer Entwicklungsbedarf für die optionalen Bestandteile der Wirkungsabschätzung. Lediglich für den Normierungsschritt gibt es eine Reihe von zielführenden Vorschlägen. Er dient immer dazu, die auf eine irgendwie gewählte Bezugszahl (funktionelle Einheit) ermittelten Wirkungsindikatorergebnisse in ihren Größenordnungen erfaßbar zu machen. Demgegenüber werden in den Schritten „Ordnung" und „Gewichtung" die einzelnen Wirkungskategorien zueinander in Beziehung gesetzt, wobei der erste Schritt die Einordnung und die Rangbildung einzelner Wirkungskategorien untereinander bedeutet, während der zweite Schritt auch eine gegenseitige numerische Verrechnung erlaubt. Die Analyse der Datenqualität rundet nochmals die Aussagen zu der Belastbarkeit der Wirkungsindikatorergebnisse ab.

Für eine Ökobilanzstudie nach ISO 14042, die zu vergleichenden Aussagen kommt, die für die Öffentlichkeit bestimmt sind, darf eine Gewichtung nicht durchgeführt werden und sind demgegenüber Analysen der Datenqualität auf jeden Fall anzustellen.

3.2 Verbindliche Bestandteile der Wirkungsabschätzung

3.2.1 Auswahl der Wirkungskategorien

In diesem Projekt werden die in Tabelle 3-1 aufgelisteten Wirkungskategorien herangezogen. Damit wird versucht, alle wichtigen Umweltwirkungen der untersuchten Systeme zu erfassen.

36 Für vergleichende Ökobilanzen nicht zulässig

37 Für vergleichende Ökobilanzen vorgeschrieben

Die ausgewählten Wirkungskategorien decken die wesentlichen derzeit in der wissenschaftlichen Diskussion befindlichen negativen Umweltwirkungen ab. Die für die betrachteten Kategorien angewendeten Wirkungsmechanismen sind wissenschaftlich begründet und mit Bezug auf die Ableitung aus den Sachbilanzdaten auch gut operationalisierbar. Dies bestätigt auch ihre weitverbreitete Verwendung in nationalen und internationalen Ökobilanzen. Es kann hier also durchaus von einer allgemeinen Akzeptanz dieser Wirkungskategorien gesprochen werden.

Eine Besonderheit ist die Aufspaltung der Wirkungskategorie Eutrophierung durch die getrennte Betrachtung der aquatischen und terrestrischen Eutrophierung. Nach Auffassung des Umweltbundesamts wird damit den in beiden Bereichen unterschiedlichen Wirkungsmechanismen Rechnung getragen.

Die Auswahl ist auch mit Blick auf die auf verwendeten Sachbilanzdaten gerechtgefertigt, da alle Wirkungskategorien mit Ausgangsdaten für die Indikatorberechnung beliefert werden können und auch die Datensymmetrie der Ausgangsdaten über die untersuchten Systeme hinweg einigermaßen gewährleistet ist.

Tabelle 3-1: Verwendete Wirkungskategorien

- Photochemische Oxidantienbildung
- Aquatische Eutrophierung
- Terrestrische Eutrophierung
- Versauerung
- Treibhauseffekt
- Gesundheitsschäden und gesundheitliche Beeinträchtigung des Menschen
- Schädigung und Beeinträchtigung von Ökosystemen
- Ressourcenbeanspruchung
- Naturraumbeanspruchung

Da in dem untersuchten System keine ozonzerstörende Substanz involviert ist, unterbleibt die Darstellung dieser Wirkungskategorie hier.

Die methodische Umsetzung der ausgewählten Wirkungskategorien sowie die verwendeten Referenzen werden im folgenden dargestellt.

3.2.2 Zuordnung der Sachbilanzergebnisse zu den Wirkungskategorien (Klassifizierung)

Der Schritt der Klassifizierung dient als Vorstufe zur Umrechnung von Sachbilanzergebnissen in Wirkungsindikatorwerte. Tabelle-3-2 zeigt die Zuordnung für die im laufenden Projekt in der Wirkungsabschätzung ausgewerteten Sachbilanzparameter.

Durch die Zuordnung der Sachbilanzparameter erhält das weitere Vorgehen eine Struktur, indem die Vielzahl der Einzelparameter aus der Sachbilanz auf die oben ausgewählten Umweltwirkungen bezogen wird. Man kann außerdem erkennen, ob für eine Kategorie nur wenige Informationen vorliegen und für eine andere sehr viele.

Tabelle-3-2: Zuordnung der im Projekt erhobenen Sachbilanzparame ter

Naturraumbeanspr.	Ressoucenbeanspr.	Treibhauspotential	Photooxidantienbildung	Eutrophierung [1]	Versauerung	Gesundheitsschäden	Schädigung von Ökosystemen [2]
Fläche	Erdöl	CO_2	Benzol	CSB	H_2S	As	AOX
	Erdgas	CH_4	CH_4	N-ges.	HCl	BaP	Chlorid
	Braunkohle	N_2O	NO_x	NH_4	HF	Benzol	NH_4
	Steinkohle	CF_4	Formaldehyd	Nitrat	NH_3	Cd	Sonst. KW
		C_2F_6	NMVOC	NO_x	NO_x	Cr	Sulfid
			VOC	P-ges.	SO_2	CO [2]	
						PCDD/F	H_2S
	Wasser					Ni	HF
						Pb	NH_3
						SO_2	NO_x
						Staub	SO_2
						Partikel	

[1] Bei NO_x (als NO_2) Eutrophierungspotential in Boden über atmosphär Eintrag, sonst in Wasser
[2] Obere Gruppe Schadstoffeintrag in Wasser, untere Luftemissionen

Die Gesamtheit der bilanzierten Sachbilanzgrößen, also auch derer, die nicht zur Wirkungsabschätzuung herangezogen wurden, sind in den Ergebnistabellen der Sachbilanzen zu ersehen (s. hierzu Kap. 4.1).

3.2.3 Methoden zur Berechnung der Wirkungsindikatorergebnisse (Charakterisierung)

Im Anschluss an die Wirkungszuordnung sind die Sachbilanzergebnisse entsprechend dem Charakterisierungsmodell in Indikatorergebnisse umzuwandeln. Dazu sollen im folgenden die je Wirkungskategorie ausgewählten Wirkungsindikatoren vorgestellt werden und die – soweit vorhanden – Charakterisierungsfaktoren beziffert werden. Eine Referenz zu dem Ursprung der Methode genügt, die Bedingungen zur Dokumentation nach ISO 14042 zu erfüllen. Die Rechenvorschrift zur Berechnung des Indikatorergebnisses befindet sich am Ende jedes Kapitels zu einer Wirkungskategorie.

3.2.3.1 Treibhauseffekt

Der Treibhauseffekt ist als Wirkungskategorie steht für die negative Umweltwirkung der anthropogen bedingten Erwärmung der Erdatmosphäre und ist in enstprechenden Referenzen bereits eingehend beschrieben worden [IPCC 1996]. Der bisher meist in Ökobilanzen angewandte Indikator ist das Strahlungspotential (radiative forcing) [CML 1992, Klöpffer 1995] und wird in CO_2-Äquivalenten angegeben. Die Charakterisierungsmethode gilt als allgemein anerkannt.

Mit dem Intergovernmental Panel of Climate Change (IPCC) besteht zudem ein internationales Fachgremium, das sowohl Methode als auch die entsprechenden Kennzahlen für jede klimawirksame Substanz errechnet und fortschreibt. Die vom IPCC fortgeschriebenen Berichte sind als wissenschaftliche Grundlage zur Instrumentalisierung des Treibhauseffektes in ihrer jeweils neuesten Fassung heranzuziehen.

In den stofflich genutzten Pflanzen ist Kohlenstoff aus der Atmosphäre gebunden, der im Laufe der Zeit, sei es bei Verrottung oder Verbrennung, wieder freigesetzt wird. Diese CO_2-Emissionen werden per Konvention des IPCC *nicht* dem Treibhauseffekt zugerechnet, da hierbei genau soviel CO_2 freigesetzt wird, wie zuvor der Atmosphäre beim Wachstum der Pflanze entzogen wurde. Die zeitweilige Bindung von CO_2 in der Pflanze bzw. dem daraus produzierten Stoff ist in der Regel auf maximal einige Jahrzehnte beschränkt und erfordert aufgrund der langen Integrationszeiträume beim Treibhauseffekt keine Berücksichtigung. Selbstverständlich werden die CO_2-Emissionen, die während der landwirtschaftlichen Produktion etwa beim Maschineneinsatz oder für die Produktion von Düngemitteln durch den Einsatz fossiler Energieträger entstehen, auf den Lebensweg angerechnet.

Bei der Berechnung von CO_2-Äquivalenten wird die Verweilzeit der Gase in der Troposphäre berücksichtigt, daher stellt sich die Frage, welcher Zeitraum der Klimamodellrechnung für die Zwecke der Produkt-Ökobilanz verwendet werden soll. Es existieren Modellierungen für 20, 50 und 100 Jahre. Die Modellrechnungen für 20 Jahre beruhen auf der sichersten Prognosebasis. Das Umweltbundesamt empfiehlt die Modellierung auf der 100-Jahresbasis, da sie am ehesten

die langfristigen Auswirkungen des Treibhauseffektes widerspiegelt. Sie wurde in diesem Projekt verwendet.

Nachfolgend werden die in den Berechnungen des Treibhauspotentials angetroffenen Substanzen mit ihren CO_2-Äquivalenzwerten - ausgedrückt als „Global Warming Potential (GWP)„ aufgelistet:

Tabelle 3-3: Treibhauspotential der im Rahmen dieses Projektes vorkommenden Stoffe

Treibhausgas	CO_2-Äquivalente (GWP_i)
Kohlendioxid (CO_2)	1
Methan (CH_4)	21
Distickstoffmonoxid (N_2O)	310
Quelle: [IPCC 1996]	

Der Beitrag zum Treibhauseffekt wird durch Summenbildung aus dem Produkt der emittierten Mengen der einzelnen treibhausrelevanten Schadstoffe (m_i) und dem jeweiligen GWP (GWP_i) nach folgender Formel berechnet:

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

3.2.3.2 Photooxidantienbildung (Photosmog oder Sommersmog)

Aufgrund der komplexen Reaktionsvorgänge bei der Bildung von bodennahem Ozon (Photosmog oder Sommersmog) ist die Modellierung der Zusammenhänge zwischen Emissionen ungesättigter Kohlenwasserstoffe und Stickoxiden äußerst schwierig. Die bisher in Wirkungsabschätzungen verwendeten Ozonbildungspotentiale (Photochemical Ozone Creation Potential - POCP) [CML 1992], ausgedrückt in Ethenäquivalenten, sind in Fachkreisen umstritten, da sie zum einen auf der Änderung bestehender Ozonkonzentrationen aufbauen und zum anderen für regional weiträumige Ausbreitungsrechnungen entwickelt wurden. Sie basieren auf dem Ozonbildungspotential der Kohlenwasserstoffe und blenden den Beitrag der Stickoxide an den Bildungsreaktionen vollkommen aus.

Im Rahmen eines Forschungsvorhabens des UBA [UBA 1998] wurde versucht ein verbessertes Berechnungsmodell zu entwickeln. Dabei war zunächst beabsichtigt, die relevanten Bildungsreaktionen für Photoxidantien vor dem Hintergrund real existierender Konzentrationen und Mischungsverhältnisse unter Berücksichtigung der Stickoxide für eine solche

Modellbildung heranzuziehen. Die Atmosphäre über einer gegebenen Fläche - z.B. Deutschlands - wäre als ein Ein-Box-Modell angenommen und mit den zusätzlichen ozonbildenden Agentien neu berechnet worden. Dieser Ansatz erwies sich jedoch orientiert an der schlechten Datenlage der ozonbildenden Substanzen im Rahmen einer Sachbilanz als zu aufwendig im Vergleich zu seinem möglichen Nutzen.

Um dennoch die Stickoxide in die Modellierung der Photoxidantienbildung mit einbeziehen zu können, wurde von [Stern 1997] eine lineare Berücksichtigung der Stickoxide vorgeschlagen. Dies bedeutet, dass aufbauend auf das POCP-Modell in Ethenäquivalenten jeweils die pro System emittierten Stickoxide zu dem berechneten POCP-Wert multipliziert werden. Es ergibt sich daraus ein neuer Indikator – die Nitrogen Corrected Photochemical Ozone Creation Potential – NCPOCP, die genau die lineare Berücksichtigung der Stickoxide ermöglicht. Das Modell wurde bisher erst in wenigen Ökobilanzen angewendet und es muss noch diskutiert werden, mit welcher wissenschaftlichen Belastbarkeit der gewählte lineare Ansatz die Wechselwirkung zwischen NOx und den in Tabelle 3-4 genannten Schadgasen hinsichtlich des Ozonbildungspotentials abzubilden vermag.

Nachfolgend sind die Gase mit ihren photochemischen Ozonbildungspotentialen (POCP) aufgelistet, die im Rahmen dieser Ökobilanz erhoben werden konnten. Dabei wurden nur Einzelsubstanzen mit einem definierten Äquivalenzwert zu Ethen berücksichtigt. Für die stofflich nicht präzise spezifizierten Kohlenwasserstoffe, die in Literaturdatensätzen häufig angegeben werden, wird ein aus CML [1992] entnommener mittlerer Äquivalenzwert verwendet.

Tabelle-3-4: Ozonbildungspotential der im Rahmen dieses Projektes erhobenen Stoffe

Schadgas	$POCP_i$
Ethen	1
Methan	0,007
Formaldehyd	0,421
Benzol	1,189
Kohlenwasserstoffe	
· NMVOC aus Dieselemissionen	0,7
· NMVOC (Durchschnitt)	0,416
VOC (Durchschnitt)	0,377

Quelle: [CML 1992, Klöpffer 1995]

Das POCP wurde nach folgender Formel ermittelt:

$$POCP = \sum_i (m_i * POCP_i)$$

Daneben diente der POCP-Wert als Grundlage zur Berechnung des Stickoxid korrigierten NCPOCP-Wertes. Der Beitrag zum stickoxidkorrigierten Ozonbildungspotential wird durch

Summenbildung aus dem Produkt der emittierten Menge der einzelnen Schadstoffe und dem jeweiligen POCP berechnet, dessen Summe schließlich mit der emittierten Stickoxidmenge noch multipliziert wird[38]:

$$NCPOCP = \sqrt{NOx * \sum_i (m_i * POCP_i)}$$

3.2.3.3 Eutrophierung und Sauerstoffzehrung

Die Eutrophierung steht für eine Nährstoffzufuhr im Übermaß, sowohl für Gewässer als auch für Böden. Da zwei unterschiedliche Umweltmedien auf sehr unterschiedliche Weise betroffen sind, soll auch eine Unterteilung in Gewässer-Eutrophierung und Boden-Eutrophierung vorgenommen werden. Dabei wir vereinfachend davon ausgegangen, dass alle luftseitig emittierten Nährstoffe eine Überdüngung des Bodens darstellen und alle wasserseitig emittierten Nährstoffe zur Überdüngung der Gewässer. Da der Nährstoffeintrag in die Gewässer über Luftemissionen im Vergleich zum Nährstoffeintrag über Abwässer gering ist, stellt diese Annahme keinen nennenswerten Fehler dar.

Die Eutrophierung eines Gewässers führt sekundär zu einer Sauerstoffzehrung. Ein übermäßiges Auftreten sauerstoffzehrender Prozesse kann zu Sauerstoffmangelsituationen im Gewässer führen. Ein Maß für die mögliche Belastung des Sauerstoffhaushalts im Gewässer stellen der Biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB) und der Chemische Sauerstoffbedarf (CSB) dar. Da der Biochemische Sauerstoffbedarf nur mit Hilfe einer Reaktionszeit definiert ist und der Chemische Sauerstoffbedarf quasi das gesamte zur Verfügung stehende Potential zur Sauerstoffzehrung umfasst, wird der CSB als konservative Abschätzung[39] in die Parameterliste der Eutrophierung aufgenommen.

Zur Berechnung der unerwünschten Nährstoffzufuhr wird der Indikator Eutrophierungspotential gewählt und dieser Indikator in der Maßeinheit Phosphatäquivalente [CML 1992, Klöpffer 1995] angegeben. Nachfolgend sind die im Rahmen dieses Projektes vorkommenden verschiedenen Schadstoffe bzw. Nährstoffe mit ihrem jeweiligen Charakterisierungsfaktor aufgeführt:

---

38 Bei der Auswertung von Ökobilanzen ist zu beachten, das die Rechenvorschrift für das NCPOCP aufgrund der Wurzelbildung mathematisch keine Sektoralanlysen zulässt (da die Summe des NCPOCP der einzelnen Sektoren nicht gleich dem NCPOCP der Summe der Inventardaten ist)

39 Der CSB ist (abhängig vom Abbaugrad) höher als der BSB_5, weshalb der Äquivalenzfaktor als relativ unsicher einzuschätzen ist und tendenziell zu hoch liegt.

Tabelle-3-5: Eutrophierungspotential der im Rahmen dieses Projektes betrachteten Stoffe [CML 1992, Klöpffer 1995]

Schadstoff	PO_4^{3-}-Äquivalente (NP_i)
Eutrophierungspotential (Boden)	
Stickoxide (NO_x als NO_2)	0,13
Ammoniak (NH_3)	0,327
Eutrophierungspotential (Wasser)	
Gesamtphosphor	3,06
Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB)	0,022
Ammonium (NH_4^+)	0,327
Nitrat (NO_3^-)	0,128
Quelle: [CML 1992, Klöpffer 1995]	

Für die Nährstoffzufuhr in den Boden und in Gewässer getrennt wird der Beitrag zum Eutrophierungspotential durch Summenbildung aus dem Produkt der emittierten Menge der einzelnen Schadstoffe und dem jeweiligen NP berechnet.

Es gilt für die Eutrophierung des Bodens:

$$NP = \sum_i (m_i \times NP_i)$$

Es gilt für die Eutrophierung der Gewässer:

$$NP = \sum_i (m_i \times NP_i)$$

3.2.3.4 Versauerung

Eine Versauerung kann sowohl bei terrestrischen als auch bei aquatischen Systeme eintreten. Verantwortlich sind die Emission säurebildender Substanzen.

Der bei [CML 1992, Klöpffer 1995] gewählte Wirkungsindikator Säurebildungspotential wird als adäquat für angesehen. Damit sind insbesondere keine spezifischen Eigenschaften der belasteten Land- und Gewässersysteme vonnöten. Die Abschätzung des Säurebildungspotentials erfolgt üblicherweise in der Maßeinheit der SO_2-Äquivalente. Nachfolgend sind die in dieser Studie erfassten Schadstoffe mit ihren Versauerungspotentialen, engl. Acidifacation Potential (AP), in Form von SO_2-Äquivalenten aufgelistet:

Tabelle-3-6: Versauerungspotential der im Rahmen dieses Projektes betrachteten Stoffe

Schadstoff	SO_2-Äquivalente (AP_i)
Schwefeldioxid (SO_2)	1
Stickoxide (NO_x)	0,7
Chlorwasserstoff (HCl)	0,88
Fluorwasserstoff (HF)	1,6
Ammoniak (NH_3)	1,88
Schwefelwasserstoff (H_2S)	1,88
Quelle: [CML 1992, Klöpffer 1995]	

Der Beitrag zum Versauerungspotential wird durch Summenbildung aus dem Produkt der emittierten Menge der einzelnen Schadstoffe und dem jeweiligen AP nach folgender Formel berechnet:

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

3.2.3.5 Ressourcenbeanspruchung

Der Verbrauch von Ressourcen wird als Beeinträchtigung der Lebensgrundlagen des Menschen angesehen. In allen Überlegungen zu einer dauerhaft umweltgerechten Wirtschaftsweise spielt die Schonung der Ressourcen eine wichtige Rolle. Der Begriff Ressourcen wird dabei manchmal beschränkt auf erschöpfliche mineralische oder fossile Ressourcen angewendet oder sehr weit interpretiert, indem z.B. genetische Vielfalt, landwirtschaftliche Flächen, etc. darin eingeschlossen werden.

Für eine Bewertung der Ressourcenbeanspruchung innerhalb der Wirkungsabschätzung wird üblicherweise die „Knappheit„ der Ressource als Kriterium herangezogen. Zur Bestimmung der Knappheit einer Ressource werden, bezogen auf eine bestimmte geographische Einheit, die Faktoren Verbrauch, eventuelle Neubildung und Reserven in Beziehung gesetzt. Als Ergebnis erhält man einen Verknappungsfaktor, der dann mit den in der Sachbilanz erhobenen Ressourcendaten verrechnet und in einen Gesamtparameter für die Ressourcenbeanspruchung aggregiert werden kann.

Trotz einer vermeintlich guten methodischen Zugänglichkeit zu der Umweltbelastung "Ressourcenbeanspruchung" werden zukünftig noch einige grundsätzliche Aspekte zu klären sein. Dies betrifft insbesondere die sinnvolle Einteilung der Ressourcenarten und die Definition von Knappheit. Erst dann sind nachvollziehbare und akzeptierte Messvorschriften und Bewertungsgrundlagen möglich.

Die Schwierigkeiten bei der Abgrenzung der Ressourcenarten ergeben sich z.B. dadurch, dass Materialien auch Energieträger sein können und umgekehrt, dass biotische Ressourcen unter Umständen nicht erneuerbar sind, dass Wasser ein erneuerbares Material und ein erneuerbarer Energieträger sein kann, usw. Dazu kommen Probleme aus der Sachbilanz: Ist der Anbau einer biotischen Ressource ein Teil des Systems, so ist nicht das biologische Material ein Input in das System, sondern die Fläche, auf der es erzeugt wird. Damit ist Fläche die Ressource, die in der Wirkungsabschätzung und Bewertung zu betrachten ist und nicht die biotische Ressource selbst. Dieser Ansatz wird bei der Modellierung der Datensätze der landwirtschaftlichen Erzeugung stärkehaltiger Rohstoffe angewendet.

Vor diesem Hintergrund wird von drei Ressourcenkategorien ausgegangen:

- Ressource Energie
- Materialressourcen
- Ressource Naturraum

Während die Ressource Naturraum explizit in Kap. 3.2.3.6 beschrieben wird, werden im Folgenden die beiden Ressourcenkategorien Energie und Materialressourcen behandelt, wobei Wasser als Teil der Materialressourcen verstanden wird.

Energieressourcen

Verschiedene Energierohstoffe, wie z.B. Erdöl oder auch Holz, haben die Eigenschaften, sowohl stofflich (sog. feedstock) als auch energetisch verwendbar zu sein. Aufgrund der vielfältigen Umwandlungsprozesse innerhalb eines Lebenswegs sind dabei die Abgrenzungen nicht leicht zu setzen.

Diese Eigenschaften der Energierohstoffe haben bisher zu dem Vorschlag geführt, die Energieträger als Material darzustellen. Damit wurde es jedoch schwer, nichtmaterielle Energieträger wie Windkraft, Wasserkraft, Gezeitenkraft, Photovoltaik, etc. in ein Konzept mit einzubeziehen. Umgekehrt stellen andere Arbeiten sowohl stofflich als auch energetisch einsetzbare Materialien durch deren Energieinhalt dar. Daraus folgt unweigerlich das Problem, dass diese Materialien mit nicht-energetischen Materialien nicht in Beziehung gesetzt werden können. Beispielsweise kann bei einer Substitution von Glas durch Kunststoff die eingesetzte Masse nicht mit der Energiemenge verglichen werden. Anstelle des Bezugs auf den Energieinhalt des Kunststoffes ist eine Rückübersetzung in eine gewichtsbezogene Darstellung erforderlich.

Energievorräte auf der Erde sind - soweit sie einer menschlichen Nutzung zugänglich sind - grundsätzlich als endlich anzusehen. Das gilt vor allem für die erschöpflichen Energieträger wie fossile Brennstoffe. Daher sind insbesondere die fossilen Energieträger zur Betrachtung im

Rahmen der Wirkungsabschätzung von Bedeutung. Darüber hinaus ist auch die Information über die Gesamtenergiemenge[40] eines betrachteten Systems wichtig, da sie die grundsätzliche energetische Effizienz dieses Systems beschreibt, inklusive anderer Energieformen wie Sonnenenergie und Erdwärme.

Nach der Methode des UBA dient die statische Reichweite der Energieträger als Indikator für die Knappheit fossiler Brennstoffe[41]. Die statische Reichweite wird dabei aus Daten zu den bekannten Rohstoffvorräten und des aktuellen Verbrauchs der jeweiligen Ressource abgeleitet. Die Knappheiten werden auf Rohöl-Äquivalente (ROÄq) umgerechnet [UBA 1995a]. Die nachfolgende Tabelle gibt die Umrechnungsfaktoren zur Berechnung der Rohöläquivalente wieder.

Tabelle-3-7: Energieinhalte und Rohöläquivalente der im Rahmen dieses Projektes bewerteten Ressourcen

INPUT	Statische Reichweite	Energieinhalt fossil	Rohöl-Äquivalenzfaktor
Rohstoffe in d. Lagerstätte (RiL)	[a]	in kJ/kg	in kg Rohöl-Äq./kg
Braunkohle	200	8.303	0,0409
Erdgas	60	40.400	0,5212
Rohöl	42	42.622	1
Steinkohle	160	29.809	0,1836
Quelle: UBA [1995a]			

$$ROÄq = \sum_i (m_i \times RÄqOE_i)$$

Materialressourcen

Unter dieser Kategorie sollten alle materialbehafteten Ressourcen ebenso eigenständig wie die Energie an ihrer materiellen Knappheit gemessen und bewertet werden.

---

[40] Der Gesamtenergieverbrauch der untersuchten Systeme wird in der Sachbilanzgröße KEA als die Summe des Energieinhalts der Primärenergieträger dargestellt. Der KEA-Wert wird im Rahmen der Wirkungsabschätzung nicht berücksichtigt.

[41] Die Verlässlichkeit der statischen Reichweite als Knappheitsindikator wird durch die Unsicherheiten zum Stand der bekannten und wirtschaftlich erschließbaren Ressourcenvorräte beeinträchtigt.

Nach Einschätzung der Auftragnehmer werden die in den hier untersuchten Produktsystemen in nennenswerten Mengen eingesetzten Materialien – mit Ausnahme der als Energieträger verwendeten Materialien – nicht als knappe Materialien eingestuft. Eine weitere Diskussion erscheint deshalb in diesem Rahmen wenig sinnvoll. Die der Umwelt entnommenen Materialien sind aber auf jeden Fall den Sachbilanzergebnissen zu entnehmen. Sie finden jedoch - außer den Energieressourcen - keine Berücksichtigung in der Wirkungsabschätzung und Auswertung.

3.2.3.6 Flächennutzungen bzw. Naturraumbeanspruchung

Fläche kann im Zusammenhang der wirkungsorientierten Bewertung als eine endliche Ressource verstanden werden. Doch ist es nicht hilfreich, Fläche nur als eine zur freien Verfügung stehende Menge zu verstehen. Fläche steht in direktem Bezug zu einem ökologisch bewertbaren Zustand dieser Fläche.

Wird der ökologische Bestand einer Fläche berücksichtigt, so sind darunter alle flächenbezogenen Umweltbelastungen zu verstehen, wie z.B. die Verringerung der biologischen Diversität, Landerosion, Beeinträchtigung der Landschaft usw. Es erscheint angebracht, mit dem Begriff "Naturraum" alle darin enthaltenen natürlichen Zusammenhänge zu verstehen und zu beschreiben – im Gegensatz zum Begriff der Fläche.

Zu diesem Zweck wurde im Rahmen der UBA Ökobilanz für graphische Papiere [UBA 1998a] eine Methode zur Wirkungsabschätzung weiterentwickelt, die auf der Beschreibung des „Natürlichkeitsgrades“ (Hemerobiestufen) von Naturräumen [Klöpffer, Renner 1995] aufbaut und zunächst speziell für Waldökosysteme spezifiziert wurde. Entscheidender Punkt der Methode ist die Beschreibung der Flächenqualitäten in sieben Qualitätsklassen mit abnehmendem Natürlichkeitsgrad, wobei alle Landflächen in dieses Qualtitätsraster einordenbar sein müssen. Waldflächen können den ersten fünf Natürlichkeitsklassen zugeordnet werden. Klasse I entspricht dabei „unberührter Natur“, für die über lange Zeit keinerlei Nutzung erfolgen darf. Die vier folgenden Klassen gelten der forstlichen Nutzung von naturnaher bis naturferner Waldnutzung. Die Natürlichkeitsklassen III, IV, V und VI umfassen die landwirtschaftliche Nutzung und überschneiden sich damit in drei Klassen (III, IV und V) mit der forstlichen Nutzung. Der Natürlichkeitsklasse VII entspricht versiegelten oder sehr lange Zeit degradierten Flächen, wie z.B. Deponien.

Auf Sachbilanzebene sind dazu eine Reihe von Informationen notwendig, die aus dem üblichen Raster der Input-Output-Angaben herausfallen. Für die Abschätzung der Flächenqualitäten von genutzten Waldökosystemen sind dazu folgende Sachbilanzinformationen, bezogen auf einen Forstbetrieb, ein Forstamt oder eine sonstige definierte Waldfläche zu erheben. Dabei bedeuten SQ – Informationen zum Status Quo einer Fläche und AH – Informationen zum derzeitigen aktiven Handeln auf der Fläche. Die Informationen sind unterteilt in drei Arten der Naturnähe:

Naturnähe des Bodens

1. Umfang und Intensität der gegenwärtigen Bodenbearbeitung (AH)
2. Wegedichte der Lkw-fähigen Wege (SQ)
3. Umfang und Intensität von Kalkung und Düngung (AH)
4. Umfang und Intensität des Pestizideinsatzes (AH)
5. Umfang der Bodenbearbeitung und Stoffzufuhr in der Vergangenheit (SQ)
6. Gegenwärtiger Umgang mit „Alten Waldstandorten" (AH)
7. Umfang und Intensität von Entwässerungsmaßnahmen (AH)

Naturnähe der Waldgesellschaft

8. Anteil an Baumarten des Sukzessionsmosaiks der natürlichen Waldgesellschaft (SQ)
9. Anteil naturnaher Anbauten der Baumarten (AH)
10. Relative Baumartenvielfalt bezogen auf die natürliche Waldgesellschaft (SQ)
11. Anteil der vertikalen und horizontalen Strukturvielfalt (SQ)
12. Ausdehnung und angepasste Menge des Totholzvorrats (SQ)
13. Umfang vorhandener ökosystemtypischer Kleinstrukturen (SQ)

Naturnähe der Entwicklungsbedingungen

14. Anteil der Spontanität der Baumartenverjüngung (SQ)
15. Art und Umfang der Walderneuerung (AH)
16. Art und Umfang der Spontanität der Vegetationsentwicklung (SQ)
17. Art und Intensität der Pflegeeingriffe (AH)
18. Umfang massiver Eingriffe in die Vegetationsentwicklung in der Vergangenheit (SQ)
19. Art und Intensität der Endnutzung (AH)
20. Art des Umgangs mit zufälligen Entwicklungen; z.B. Windwurf (AH)

Mit Hilfe dieser Sachbilanzinformationen für alle in Betracht kommenden Waldflächen müssen nun auf der Ebene der Wirkungsabschätzung Aggregationen vorgenommen werden, um die Informationen zu verdichten. Dazu wird für jeden der aufgeführten 20 Indikatoren eine Messvorschrift auf einer ordinalen Skala aus fünf Klassen angegeben und die jeweilige Fläche daran gemessen. Die Klasseneinteilung als Messvorschrift muss dabei für jede klimatische Waldzone angepasst gewählt werden. In diesem Fall wurde die Methode für Waldgebiete der mittleren und borealen Wälder erarbeitet.

Bezogen auf die drei Kriterien der Naturnähe (Boden, Waldgesellschaft, Entwicklungsbedingungen) wird mit den dazugehörigen sechs oder sieben Indikatoren jeweils ein numerischer Mittelwert errechnet, der auf Grund der Messung auf einer ordinalen Skala mit fünf Klassen zwischen 1 und 5 liegen muss. Die Indikatoren 1, 4, 6, 9 und 19 – alles Indikatoren des aktiven Handelns - sollten wegen ihrer Bedeutung als ökologisch besonders intensive Eingriffe doppelt gewichtet in die Mittelwertberechnung einbezogen werden. Die Mittelwerte der drei Arten der Naturnähe werden der Einfachheit halber nach dem Werteschema in Klammern in Buchstaben ausgedrückt (A: 1,0 – 1,6; B: 1,7 – 2,5; C: 2,6 – 3,4; D: 3,5 – 4,2; E: 4,3 – 5)

Damit kann nun die Zuordnung einer untersuchten Fläche in das Schema der Natürlichkeitsklassen überführt werden. Während die Auswahl der Indikatoren und die Klassenbildung zu deren Messung wissenschaftlichen Erwägungen folgt, ist die Mittelwertbildung und die Zuordnung

zu den Natürlichkeitsklassen nur über Konventionen zu regeln. Folgende Einteilung wird in Anlehnung an die Arbeiten von [Klöpffer, Renner 1995] vorgeschlagen:

Natürlichkeitsklasse I	-	keinerlei forstliche oder sonstige Nutzung
Natürlichkeitsklasse II	-	alle drei Naturnähearten in A oder B
Natürlichkeitsklasse III	-	a) mindestens eine Naturnäheart in A oder B und keine in D oder E b) drei Naturnähearten in C
Natürlichkeitsklasse IV	-	wenigstens eine Naturnäheart in D oder E
Natürlichkeitsklasse V	-	alle drei Naturnähearten in D oder E
Natürlichkeitsklasse VI	-	Intensivlandwirtschaft
Natürlichkeitsklasse VII	-	langfristig versiegelte oder degradierte Flächen

Wie bei den anderen Wirkungskategorien wird hier ein Wirkungspotential betrachtet. Es geht also nicht um die Bewertung der Nutzung einer bestimmten, evtl. auch schon in (Vor)-Nutzung befindlichen Fläche, sondern es wird davon ausgegangen, dass jede anthropogene Nutzung von Flächen die potentielle Verfügbarkeit von naturnahen Flächen vermindert.

Das Ergebnis der Wirkungsabschätzung für die Kategorie der Naturraumbeanspruchung führt zu einer Flächenangabe in ha oder km^2 versehen mit einer Natürlichkeitsklasse. Um differenziertere Aussagen machen zu können, sollten die in einer Arbeit abgeschätzten Flächen als Verteilung dargestellt werden.

Die Methode wurde für mehrere Betriebe bzw. Forstämter in Deutschland und den nordischen Ländern getestet. Im Rahmen dieses Forschungsvorhabens war es jedoch nicht möglich, die Methode flächendeckend für das gesamte Waldgebiet Deutschlands und der nordischen Länder anzuwenden. Durch stichprobenhafte Untersuchungen und Abschätzungen auf der Basis vorhandener forstlicher Literatur als auch unter Zuhilfenahme der forstlichen Ansätze der jeweiligen Forstverwaltungen bzw. –besitzer wurde eine Verteilung der Natürlichkeitsklassen für Deutschland und die nordischen Länder abgeleitet. Sie enthält dadurch eine gewisse Unschärfe, wird aber in ihrer Tendenz einer eingehenden Überprüfung anhand der Methode standhalten.

Für die Szenarien, bei denen weniger Holz aus dem Wald entnommen wurde, ist der Einfachheit immer davon ausgegangen worden, dass Flächen langfristig aus der Nutzung genommen werden und der Natürlichkeitsklasse I zugeschlagen werden können. Auf Grund dieser Vorgehensweise, ist eine exakte Verteilung der Natürlichkeitsklassen weniger relevant. Selbstverständlich könnten auch Übergänge zwischen den Intensitäten der Waldnutzungsformen bestimmt werden. Dazu wäre eine genauere Analyse der Flächenqualitäten notwendig.

Bei der Flächeninanspruchnahme wird in der vorliegenden UBA-Studie zwischen Forstfläche und Deponiefläche unterschieden. Die Naturraumbeanspruchung ist daher in der Wirkungsabschätzung über zwei Indikatoren („Naturraumbeanspruchung Forst“ und „Naturraumbeanspruchung Deponie“) repräsentiert.

3.2.3.7 Toxische Schädigung des Menschen und von Organismen

Die in der Sachbilanz erhobenen Daten zu toxischen Emissionen stellen Schadstofffrachten dar. Die Schadstofffrachten werden in einer Ökobilanz nicht in Bezug zu einer konkreten räumlichen Einheit erhoben. Die Sachbilanzdaten sind daher nicht mit einer konkreten Expositionsbetrachtung verbunden. Die klassischen Instrumente zur toxikologischen Bewertung wie z.B. die Risikoanalyse oder die Umweltverträglichkeitsuntersuchung sind somit nicht unmittelbar innerhalb einer Ökobilanz anwendbar.

Eine methodische Vorgehensweise, die Vielfalt an toxikologischen Wirkungen, die von den einzelnen toxischen Stoffen ausgeht, zu beschreiben und zusammenzufassen, ist bisher nicht allgemein akzeptiert. Es ist grundsätzlich die Frage zu stellen, ob sich ein Ansatz mit dem Anspruch, die gesamte Breite der Toxikologie belastbar abzudecken, überhaupt realisieren lässt. In der Wirkungsabschätzung zu der Ökobilanz Getränkeverpackungen I [UBA 1995a] wurde zur Bewertung der Humantoxizität einzelne Schadstoffe wie Staub, Schwefeldioxid, Benzo(a)pyren, Cadmium und Blei direkt aus der Sachbilanz ohne weitere Aggregation in die Auswertung herangezogen. Die dort verwendeten Parameter finden auch hier Berücksichtigung, soweit ihnen unter dem Gesichtspunkt der ökologischen Bedeutung ein entsprechendes Gewicht zuerkannt wird.

3.2.3.8 Toxische Schädigung von Organismen und Ökosystemen

Im Prinzip stößt man hier auf die gleiche Problematik wie im Falle der Humantoxizität. Daher wurde ebenfalls wie in der Wirkungsabschätzung zu der Ökobilanz Getränkeverpackungen [UBA 1995a] verfahren und zur Bewertung der Ökotoxizität die Parameter Kohlenwasserstoffe, Chlorid, AOX, Ammonium, Stickoxide, Schwefelwasserstoff, Fluorwasserstoff, Ammoniak und Schwefeldioxid direkt aus der Sachbilanz ohne weitere Aggregation übernommen.

3.3 Die optionalen Bestandteile der Wirkungsabschätzung

3.3.1 Berechnung des Verhältnisses der Wirkungsindikatorergebnisse zu einem oder mehreren Referenzwerten (Normierung)

Die Normierung bezeichnet die Berechnung der Größenordnung der Indikatorergebnisse im Verhältnis zu einem Referenzwert. Der Beitrag der durch das untersuchte Produktsystem verursachten Umweltwirkungen kann damit z.B. auf bereits existierende Umweltbelastungen bezogen werden.

In der hier angewendeten Methode wird die aktuelle Situation der Umweltbelastung im auf dem Territorium der Bundesrepublik Deutschland als Referenzwert herangezogen. Man berechnet dazu, wie groß z.B. das Treibhauspotential ist, das durch die derzeitigen Emissionen in der BRD innerhalb eines Referenzjahres verursacht wird. Das berechnete Treibhauspotential wird durch die Anzahl der Einwohner der BRD dividiert und man erhält so das Treibhauspotential, das im Mittel durch einen Einwohner der BRD verursacht wird. Dieser Wert entspricht also einem Einwohnerdurchschnittswert (EDW).

Zu diesem Wert setzt man in einem nachfolgenden Schritt das Treibhauspotential einer bestimmten Untersuchungsoption ins Verhältnis und erhält somit den spezifischen Beitrag der gewählten Option, ausgedrückt als eine bestimmte Anzahl von Einwohnerdurchschnittswerten. Die EDW sind also nichts anderes als eine Bezugsgröße, um die verschiedenen Indikatorergebnisse in vergleichbare Einheiten zu überführen[42] und die Relevanz des Beitrags einer Untersuchungsoption zu den betrachteten Umweltwirkungen zu veranschaulichen.

Am Ende des beschriebenen Rechengangs liegen die spezifischen Beiträge der verschiedenen untersuchten Optionen bezüglich der jeweiligen Umweltwirkungen vor. Die spezifischen Beiträge können dann als Parameter für den ökologischen Vergleich der Optionen herangezogen werden. Da sich die spezifischen Beiträge jeweils immer nur auf eine Umweltwirkung beziehen, ist es auf dieser Stufe schwierig die Gesamtheit der spezifischen Beiträge einer Option mit der Gesamtheit der spezifischen Beiträge einer anderen Option direkt zu vergleichen. Der spezifische Beitrag gibt nur an, welche Stellschraube die größten Reduktionseffekte bezogen auf das untersuchte System besitzt.

In der folgenden Tabelle sind die in dieser Arbeit verwendeten Gesamtbelastungen der BRD und die auf den Einwohner bezogenen Mengen zur Berechnung der Einwohnerdurchschnittswerte aufgeführt.

---

[42] Wenn bestimmte Stoffflüsse im wesentlichen durch Prozesse außerhalb der BRD verursacht werden und dadurch andererseits der Wert bezogen auf einen Einwohner der BRD sehr gering ist, können bei einzelnen Untersuchungsoptionen relativ hohen Einwohnerdurchschnittswerte erhalten werden. Dies ist dann bei der Auswertung entsprechend zu berücksichtigen. In der vorliegenden Studie trifft dies auf die Sachbilanzgröße AOX zu.

Tabelle 3-8: Grundlagen zur Ermittlung des spezifischen Beitrags – Gesamtemissionen und -verbräuche in Deutschland und die mittlere Belastung durch einen Einwohner pro Jahr

	Deutschland		Quelle	Belastung durch einen Einwohner in Deutschl. n)	
Verbrauch					
Braunkohle	1.685.000	TJ	a)	20.546	MJ
Erdgas	3.159.000	TJ	a)	38.519	MJ
Erdöl	5.800.000	TJ	a)	70.721	MJ
Steinkohle	2.078.000	TJ	a)	25.338	MJ
Gesamtfläche BRD	35.697.000	ha	b)	4.353	m^2
Deponievolumen, neu	119.200.000	m^3	m)	1,45	m^3
Wasserentnahme	17.500.000.000	m^3	b)	213	m^3
Holzeinschlag	33.193.000	m^3	o)	0,40	m^3
Emissionen (Luft)					
Ammoniak	651.000	t	c)	7,94	kg
Arsen	33	t	d)	0,00040	kg
Benzo(a)pyren	13,757	t	e)	0,00017	kg
Benzol	42.900	t	f)	0,52	kg
Blei	624	t	d)	0,0077	kg
Cadmium	11	t	d)	0,00014	kg
Chrom	115	t	d)	0,0014	kg
PCDD/F (Tox.-Äquivalente)	1,25	kg	g)	15,24	µg
Distickstoffmonoxid	228.000	t	c)	2,78	kg
Fluorwasserstoff	124.000	t	h)	1,51	kg
Kohlendioxid, fossil	910.000.000	t	c)	11.096	kg
Kohlenmonoxid	6.738.000	t	i)	82,16	kg
Methan	4.724.000	t	c)	57,60	kg
Nickel	159	t	d)	0,0019	kg
NMVOC	1.686.000	t	c)	20,56	kg
NO_x (als NO_2)	1.859.000	t	c)	22,67	kg
Staub	518.000	t	c)	6,32	kg
Partikel (Dieselruß)	38.000	t	j)	0,46	kg
Schwefeldioxid	1.851.000	t	c)	22,57	kg
Emissionen (Wasser)					
AOX	4.337	t	k)	0,05	kg
Kohlenwasserstoffe	4.266	t	l)	0,05	kg
Phosphoreinträge in Fließgewässer	58.000	t	d)	0,71	kg
Stickstoffeinträge in Fließgewässer	1.101.000	t	m)	13,42	kg

	Deutschland		Quelle	Belastung durch einen Einwohner in Deutschl.	
Aggregierte Werte					
Rohöläquivalente	200.758.386	t ROÄq		2.447	kg
Gesamtenergieverbrauch, fossil	12.722.000	TJ	a)p)	155.124	MJ
Treibhauspotential	1.079.884.000	t CO_2-Äq		13.167	kg
Versauerung	4.574.580	t SO_2-Äq		56	kg
Eutrophierung (Luft)	466.916	t PO_4-Äq		5,7	kg
Eutrophierung (Wasser)	639.900	t PO_4-Äq		7,8	kg
Photooxidantienbildung (POCP)	734.444	t Eth-Äq		9,0	kg
Photooxidantienbildung (NCPOCP)	1.168.474	t NcPOCP		14	kg

a) BMWi 1998 – Bundesministerium für Wirtschaft (Hrsg.): Energiedaten ´97/´98
b) Daten zur Umwelt 1997 für das Jahr 1995
c) UBA 1998a Umweltdaten 1998 Stand Februar 1998
d) Daten zur Umwelt 1996 für das Jahr 1995
e) Ifeu-Studie "POP in Deutschland", Bezugsjahr 1994
f) Enquete Stoff- und Materialströme 1993, S.146
g) Mitteilung UBA
h) Daten zur Umwelt 92/93 für das Jahr 1991
i) Daten zur Umwelt 1996 für das Jahr 1994
j) Datum aus TREMOD
k) Arbeitskreis Wasserwirtschaft, Statistik der öffentlichen Abwasserbeseitigung des Statistischen Bundesamtes 1995 für 1991
l) Datum durch ifeu abgeschätzt
m) ifeu-Berechnung auf Basis UBA 1998a

n) Basis für EDW: 82.012.000 Einwohner der BRD nach c)
o) Statistisches Bundesamt, Stat. Jahrbuch 1997, Holzeinschlag in Deutschland 1995

p) Dient als Grundlage zur Berechnung der EDW für die in der Wirkungsabschätzung allerdings nicht berücksichtigten Sachbilanzgröße KEA,fossil

Die Ergebnisse aus Sachbilanz und Wirkungsabschätzung beziehen sich zunächst auf die jeweils gewählte funktionelle Einheit. Zur Berechnung der Einwohnerdurchschnittswerte wird diese Größe jeweils noch auf den Gesamtverbrauch der jeweiligen funktionellen Einheit in Deutschland skaliert. Dazu werden die in der folgenden Tabelle angegebenen Daten verwendet.

Tabelle-3-9: Getränkeverbrauch nach Segmenten zur Berechnung der Einwohnerdurchschnittswerte

Füllgut	Verbrauch (Mio. Liter) [a]	Anteil [b]	Verbrauch (Mio. Liter)
Mineralwasser	8.571,2		
Vorratshaltung		93%	7.971,2
Sofortverzehr		7%	574,3
Erfrischungsgetr. ohne CO_2	5.303,1		
Vorratshaltung		92%	4.878,9
Sofortverzehr		8%	424,3
Erfrischungsgetr. mit CO_2	7.116,7		
Vorratshaltung		78%	5.551,0
Sofortverzehr		22%	1.565,7
Wein	1.473,2		1.473,2

[a] Quelle: Materialsammlung, Bericht 2, Tab. 5, S. 13

[b] Hergeleitet aus Materialsammlung, Bericht 2, Tab. 13, S. 28

3.3.2 Ordnung

Die oben beschrieben Durchführung von Klassifizierung und Charakterisierung im Rahmen der Wirkungsabschätzung führt für jede betrachtete Wirkungskategorie zu einer Kennzahl, dem sog. Indikatorergebnis, der mit den entsprechenden Indikatorergebnissen eines anderen Systems verglichen werden kann.

Für einen alle Wirkungskategorien integrierenden Systemvergleich, wie er laut Zieldefinition in diesem Vorhaben verfolgt wird, ist es aber darüber hinaus notwendig, die Indikatorwerte aller Wirkungskategorien zueinander in Beziehung zu setzen, um so die oft gegenläufigen Aussagen aus den unterschiedlichen Wirkungskategorien gegeneinander abzuwägen. Gemäß ISO/EN/DIN 14042 lässt sich dieser Abwägungsprozess nunmehr durch die zwei optionalen Bestandteile der Wirkungsabschätzung nämlich „Ordnung" und „Gewichtung" voranbringen.

Die Ordnung teilt die Wirkungskategorien, und damit auch die Indikatorergebnisse dieser Wirkungskategorien, in ein oder mehrere Klassen ein. Zur Klassenbildung wird dazu ein bestimmtes Ordnungsschema benötigt. Grundsätzlich lassen sich zwei verschiedene Arten der Ordnung unterscheiden:

- die Einordnung in Klassen anhand bestimmter Charakteristika, die keine weitere quantitative oder qualitativen Beziehungen zu den anderen Kategorien ermöglicht, wie z.B die Ein-

ordnung nach global oder lokal wirkenden Belastungen oder die Einteilung in Ökosystem- oder Menschen -schädigende Belastungen

- die Rangbildung der Wirkungskategorien mit einer Anordnung entsprechend eines qualitativen oder halb-quantitativen Merkmals wie hohe, mittlere oder niedrige Priorität. Eine solche Rangbildung beruht auf Werthaltungen.

In der vorliegenden Untersuchung wird die Rangbildung gemäß der Methode des Umweltbundesamtes zur Bewertung in Ökobilanzen durchgeführt. Diese Rangbildung orientiert sich an den Kriterien

- *Ökologische Gefährdung:*
  Welche Wirkungskategorien führen zu vergleichsweise schwerwiegenden (großräumigen, irreversiblen) Schadwirkungen, bei welchen sind die Schadwirkungen im Vergleich hierzu geringer.

- *Abstand zum Schutzziel (Distance to target):*
  Wie weit entfernt ist die derzeitige Umweltsituation gegenüber den von umweltpolitischer Seite gesetzten Zielvorgaben (Umweltziele, Umweltqualitätsziele, Reduktionsziele u.ä.)?

Als drittes Kriterium wird der *spezifische Beitrag* eines Wirkungsindikators berücksichtigt, der sich durch Normierung des entsprechenden Indikatorwertes berechnet (siehe Kap. 3.3.1).

Die drei Kriterien werden gleichgewichtig zur *ökologischen Priorität* zusammengefasst (siehe hierzu Anh. 3).

Eine ausführliche Beschreibung der Methode sowie die Vorschläge des Umweltbundesamtes zur Rangbildung der Wirkungskategorien findet sich in [UBA 1999]

3.3.3 Gewichtung

Gewichtung ist ein weiterer Arbeitsschritt, der dazu beiträgt, die Ergebnisse verschiedener Umweltwirkungskategorien miteinander in Beziehung zu setzen. Die Definition von Gewichtung lautet:

„Die Gewichtung ist ein Verfahren zur Umwandlung der Indikatorergebnisse unter Verwendung numerischer Faktoren, die auf Werthaltungen beruhen."

Das heißt, dass Indikatorergebnisse wie das für ein Produktsystem berechnete Treibhauspotential weiter numerisch verändert wird, um es z.B. numerisch mit dem Indikatorergebnis der Versauerung zu verrechnen.

Nach dem Normentwurf DIS DIN/EN/ISO 14042 darf der Arbeitsschritt „Gewichtung„ nicht für zur Veröffentlichung bestimmte vergleichende Aussagen angewendet werden. Somit dürfen Bewertungsmethoden, die auf einen einheitlichen Index aggregieren, im Rahmen dieses Projektes nicht angewendet werden.

3.3.4 Analyse der Datenqualität

Die Analyse der Datenqualität wird zwar als optionaler Bestandteil der Wirkungsabschätzung bezeichnet, ist aber für zu veröffentlichende Ökobilanzstudien, die Vergleiche zum Inhalt haben, ein verbindlicher Bestandteil. Dies soll sicherstellen, dass auch im Rahmen der Wirkungsabschätzung auf Aussagen zur Belastbarkeit der getroffenen Aussagen geachtet wird.

Da die im Rahmen der Wirkungsabschätzung genannten Datenanalysentechniken ebenfalls im Rahmen der Sachbilanz durchgeführt werden müssen, kann sich schnell eine Überschneidung der Darstellungsweisen ergeben. Daher sind in dieser Studie alle Aussagen zur Datenqualität und einiger spezifischer Datenauswertungen in Kapitel 2 integriert worden.

3.3.5 Signifikanz der festgestellten Unterschiede

Bei zur Veröffentlichung bestimmten vergleichenden Aussagen wird im Entwurf der ISO 14042 eine Aussage zur Signifikanz der festgestellten Unterschiede gefordert. Eine Vorgabe oder Hilfestellung dazu, wie der Signifikanznachweis erbracht werden soll, wird allerdings nicht gegeben. Mathematische Methoden der Fehlerrechnung etwa sind auf komplexe Stoffstrommodelle nach unserer Auffassung nicht sinnvoll anwendbar. In der Ökobilanzdiskussion hat sich als eine Art "Daumenregel" eingebürgert, Unterschiede größer 10% als signifikant zu betrachten. Die relativen Unterschiede zweier Systeme sind aber wesentlich durch die Systemgröße bestimmt. Hier kann der einfache Zusammenhang formuliert werden: je größer die Systeme desto geringer die relativen Unterschiede und umgekehrt. Eine Signifkanzbetrachtung wird eigentlich erst im Kontext der Auswertung interessant. Die Signifikanz der Auswerteergebnisse kann belegt werden, indem man die Belastbarkeit der Einzeldaten abprüft, deren Ausprägung die unterschiedliche Bewertung zweier Szenarien wesentlich bewirkt. Für Aussagen zur Signifikanz der Unterschiede wird daher an dieser Stelle auf Kap. 5.3.4 verwiesen.

4 Ergebnisse

4.1 Erläuterung zu den Ergebnissen der Sachbilanz[43]

In folgenden Dateien sind die Ergebnisse der Sachbilanzen verzeichnet:

a) Sachbilanz [System] UBA II Status Quo
b) Sachbilanz UBA II Status Quo
c) Sachbilanz UBA II Status Quo (Sensitivitätsanalysen)

In der Datei >Sachbilanz [System] UBA II Status Quo< sind nur die Ergebnisse für den Kernlebensweg des Verpackungssystems (siehe Abbildung 1-1) enthalten. Der Kernlebensweg wird auch als System- oder Cut-Off-Szenario bezeichnet.

In der Datei >Sachbilanz UBA II Status Quo< sind sowohl die aufsummierten Werte für den Kernlebensweg (System) enthalten als auch die für eingesetzte Sekundärrohstoffe berechneten Recycling-Lastschriften und die für verwertete Stoffe berechneten Recycling-Gutschriften (zum Bilanzumfang siehe auch Abbildungen 2-1 bis 2-27).

In der Datei >Sachbilanz UBA II Status Quo (Sensitivitätsanalysen)< sind die Sachbilanzergebnisse der Sensitivitätsanalysen für den Kernlebensweg (System), Recycling-Lastschriften und Recycling-Gutschriften.

Für jedes Verpackungssystem bzw. für jede Sensitivitätsanalyse wurde ein gesondertes Blatt angelegt. Die Verpackungssysteme werden mit ihrer Nummer (siehe Tabelle 2-1) und einer Kurzbezeichnung benannt. Die Szenarien der Sensitivitätsanalyse werden mit der Nummer des betroffenen Verpackungssystems sowie einem Kürzel bezeichnet. Die Erklärungen zum Gegenstand der Sensitivitätsanalyse befinden sich in Kap. 2.10.1 im Hauptteil.

Alle Sachbilanzen enthalten die über den Lebensweg aufsummierten Werte jeder einzelnen Bilanzgröße. Die Bilanzgrößen sind entsprechend den in Tabelle 4-1 genannten Oberkategorien gruppiert (siehe auch Kap. 1 Rahmenbedingungen).

---

[43] Es wurde davon abgesehen, die Einzelergebnisse der Sachbilanzen in gedruckter Form zu veröffentlichen. Die Tabellen sind sehr umfangreich, der zusätzliche Erkenntnisgewinn dagegen als relativ gering einzuschätzen. Bei näherem Interesse können diese Dateien aber per e-mail beim Umweltbundesamt angefordert werden (e-mail Adresse: gabriele.giersberg@uba.de).

Tabelle 4-1: Datenkategorien bei der Bilanzierung der Module (Oberkategorien)

	Input		Output
A	Elementarflüsse	A	Elementarflüsse
	Rohstoffe in Lagerstätten		Emissionen (Luft)
	fossile Energieträger		Emissionen (Wasser)
	Nichtenergieträger		Kühl~, Abwasser unspez., Sicker~
	Wasser (Kühl~, Quell~, sonst.)		Parameter und einzelne Stoffe
B	Nicht-Elementarflüsse	B	Nicht-Elementarflüsse
	Chemische Grundstoffe		Abfälle
	Energieträger, sekundär *		Abfälle zur Beseitigung
	Mineralien		Abfälle zur Verwertung
	Stoffe diverse (v.a. nicht zurückverfolgte		Abfälle, unspezifiziert
	Einsatzstoffe wie Hilfs- und Betriebs~)		Chemische Grundstoffe
C	Bilanzierungsgrößen**		Energieträger, sekundär
	Kumulierter Energieaufwand		Mineralien
	(Wasserkraft, fossil gesamt,		Stoffe, sonstige
	unspezifiziert)	C	Bilanzierungsgrößen
	Naturraum		Deponievolumen
D	Abfälle zur Verwertung***	D	Abfälle zur Verwertung***

* Energieträger, sekundär als Output stellen z.B. die erzeugten Energiemengen (thermisch oder/und elektrisch) aus dem Prozess der Müllverbrennung dar.

** Bilanzierungsgrössen sind hier Informationen, die keine Massenflüsse sind (allerdings direkt mit den Massenflüssen gekoppelt sind).

*** Unter dieser Rubrik sind diejenigen Abfälle aufgeführt, die als Abfall zur Verwertung das System betreten oder verlassen und denen Gut- bzw. Lastschriften zugeordnet werden

4.2 Erläuterung zu den Ergebnissen der Wirkungsabschätzung[44]

Folgende Dateien enthalten die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung:

a) Wirkungsabschätzung UBA II Status Quo
b) Wirkungsabschätzung UBA II Status Quo (Sensitivitätsanalysen)

Die Ergebnisse werden für das System und für die Gut- und Lastschriften gesondert ausgewiesen.

Bei den Hauptszenarien (a) wurde für jeden Getränkebereich ein Excel-Blatt angelegt. Bei den Sensitivitätsanalysen wurde für jedes variierte Verpackungssystem ein Excel-Blatt angelegt.

In der Dokumentation der Wirkungsabschätzungsergebnisse werden die Teilergebnisse der Arbeitsschritte Klassifizierung, Charakterisierung und Normierung dargestellt (siehe auch Kap. 3).

Bei der Klassifizierung werden die einzelne Stoffe und Parameter der Sachbilanz den Wirkungskategorien zugeordnet (Abschnitt 1: Zeilen 9 - 593)[45].

1.1 Ressourcenverbrauch
- fossile Energieträger
- fossile Sekundärenergieträger
- Uranerz
- Energie als KEA (kumulierter Energieaufwand)
- Wasser
- nachwachsende Rohstoffe

1.2. Treibhauseffekt
1.3 Ozonabbau
1.4 Photooxidantienbildung (Sommersmog)
1.5 Versauerung
1.6 Nährstoffeintrag (Eutrophierung)
Kürzel L für terrestrische Eutrophierung, Kürzel W für aquatische Eutrophierung

---

[44] Es wurde davon abgesehen, die Einzelergebnisse der Wirkungsabschätzung in gedruckter Form zu veröffentlichen. Die Tabellen sind sehr umfangreich, der zusätzliche Erkenntnisgewinn dagegen als relativ gering einzuschätzen. Bei näherem Interesse können diese Dateien aber per e-mail beim Umweltbundesamt angefordert werden (e-mail Adresse: gabriele.giersberg@uba.de).

45 In diesen Dateien sind neben den Wirkungskategorien, die im Rahmen dieser Studie grafisch dargestellt und ausgewertet werden, auch weitere Wirkungskategorien aufgeführt, die im weiteren nicht berücksichtigt werden (siehe Hinweise auf der nächsten Seite).

1.7 Krebsrisiko
1.8 Lärmbelästigung
1.9 Naturraumbedarf
1.10 Gesundheitliche Wirkungen
1.11 Ökotoxische Wirkung
1.12 Abfallentstehung (Deponievolumen)

Bei der Charakterisierung werden die den Wirkungskategorien zugeordneten Stoffe mit ihrem Umrechnungsfaktor multipliziert und zum Wirkungsindikatorergebnis (z.B. Beitrag zum Treibhauseffekt in kg CO_2-Äquivalente) aufsummiert (Abschnitt 2.1 bis 2.12: Zeilen 594 - 1179).

Bei der Normierung werden die Wirkungsindikatorergebnisse in Einwohnerdurchschnittswerte EW umgerechnet (Abschnitt 31 bis 3.12: Zeilen 1180 - 1319).

Graphisch werden folgende Wirkungskategorien ausgewertet:

- Aquatische Eutrophierung, Zeile 962 ff
- Terrestrische Eutrophierung, Zeile 958 ff
- Naturraumbeanspruchung Forst, Zeile 1028 ff
- Naturraumbeanspruchung Deponie, Zeile 1053 ff
- NOx-korrigierter Sommersmog, Zeile 876 ff
- Rohöläquivalente, Zeile 613 ff
- Treibhauseffekt, Zeile 758 ff
- Versauerung, Zeile 909 ff

Für die Auswertung des Umweltbundesamtes werden weitere Sachbilanz- und Wirkungsindikatorergebnisse herangezogen.

Graphiken und Erläuterungen zu den Wirkungsindikatorergebnissen folgen in Kap. 4.3, Graphiken und Erläuterungen zu den in die Auswertung einbezogenen Sachbilanzergebnissen in Kap. 5.

4.3 Ergebnisse der Wirkungsabschätzung, Graphische Auswertung ausgewählter Wirkungskategorien

Die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung werden anhand einer Auswahl von Wirkungskategorien zur Veranschaulichung graphisch dargestellt und kommentiert. Der Leser sollte beachten, dass für eine umfassende vergleichende Betrachtung weitere Größen der Sachbilanz zu berücksichtigen sind.

Die Ergebnisse werden getrennt nach Füllgütern und unterschieden nach Packungsgrößen in den Gruppen Vorratskauf/Sofortverzehr dargestellt. Zunächst wird das **Gesamtergebnis** ohne Gut-/Lastschrift für Recycling (Szenario System bzw. Cut Off) und dann das Gesamtergebnis mit Gut-/Lastschrift für Recycling kommentiert. Die Reihenfolge der Wirkungskategorien entspricht deren Anordnung in der Bewertungsmethode des Umweltbundesamtes [UBA 1999]. Sie gibt keinen Hinweis auf die Gewichtung der einzelnen Kategorien.

Beim **sektoralen Vergleich** werden die Anteile einzelner Lebenswegabschnitte an der Summe eines Indikatorergebnisses ersichtlich. Während beim Gesamtergebnis der um Stickoxidemissionen korrigierte Wert für den Sommersmog (NCPOCP) ausgewiesen wird, wird beim sektoralen Vergleich der Wert ohne Stickoxidemissionen (POCP) ausgewiesen. Ursache hierfür ist ein mathematisches Problem (siehe Berechnung des NCPOCP in Kap. 3.2.3.2). Dies ist in der Beschriftung berücksichtigt. Daher stimmt für den Sommersmog die Balkenhöhe beim Gesamtergebnis nicht mit der des sektoralen Vergleiches überein.

Die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung beschreiben ein Umweltwirkungspotenzial. Aus ihnen lässt sich keine direkte Aussagen über real auftretende Umweltbelastungen ziehen. Ferner ist zu berücksichtigen, dass Stickoxidemissionen dreifach, nämlich sowohl beim Sommersmog, bei der terrestrischen Eutrophierung und der Versauerung, in die Ergebnisse Eingang finden. Besonders wirkt sich diese Dreifachberücksichtigung bei Verpackungssystemen aus, in denen ein Großteil der potenziellen Umweltwirkungen aus der Distribution stammt.

4.3.1 Mineralwasser und andere Wässer, - Vorratskauf

Ergebnisse ohne Recyclinggutschrift (Cut Off Szenario)

Das 1,5 l PET-Mehrwegsystem zeigt in 6 Wirkungskategorien die niedrigsten Indikatorergebnisse. Lediglich hinsichtlich der Kategorie Beitrag zum Sommersmog zeigen die Glas-Mehrwegsysteme (0,7 und 0,75 l Füllvolumen) und der 1,0 l Verbundkarton niedrigere Werte.

Das Verpackungssystem der 0,75 l Glas-Mehrwegflasche liefert den geringsten Beitrag zum Sommersmog. Im Vergleich relativ hoch sind die Werte für die Naturraumbeanspruchung.

Das Verpackungssystem der 0,7 l Glas-Mehrwegflasche verursacht aufgrund der ungünstigeren Raumauslastung pro Palette und des ungünstigeren Gewichtsverhältnisses von Verpackung zu Füllgut etwas höhere potenzielle Umweltbelastungen als das Verpackungssystem der 0,75 l Glas-Mehrwegflasche. Die Indikatorergebnisse der 0,7 l Glas-Mehrwegflasche liegen in ähnlicher Größenordnung wie die des Verbundkartons. Die 0,7 l Glas-Mehrwegflasche weist beim Treibhauseffekt sowie der Naturraumbeanspruchung geringere Werte auf als der Verbundkarton. Andererseits beansprucht der Verbundkarton weniger Ressourcen als die 0,7 l Glas-Mehrwegflasche und trägt in geringerem Maße zur terrestrischen Eutrophierung und zur Versauerung bei.

Die 1,0 l Glas-Einwegflasche zeigt für die Kategorien Sommersmog, Ressourcenbeanspruchung, Treibhauseffekt, Versauerung und terrestrische Eutrophierung die höchsten Werte.

Ergebnisse mit Recyclinggutschrift/-lastschrift

Durch die Recyclinggutschrift verringern sich mit Ausnahme des Glas-Einwegsystems die Werte der Systeme. Verbesserungen erfolgen insbesondere in den Kategorien Naturraumbeanspruchung Forst, Ressourcenbeanspruchung und für die PET-Mehrwegflasche beim Sommersmog. Letztere verringert ihre Werte in der Kategorie Sommersmog so weit, dass sie nun im relativen Vergleich am günstigsten abschneidet. Ursache hierfür ist, dass die PET-Abfälle in diesem System sortenrein gesammelt werden und als Gutschrift den Ersatz von Primär-PET angerechnet bekommen. Dadurch kommt es zur Einsparung der mit der Herstellung von Primär-PET verbundenen NMVOC-Emissionen.

Auffällig ist eine Erhöhung der Werte beim Sommersmog, der Eutrophierung und der Naturraumbeanspruchung (Forst) für die Glas-Einwegflasche. Ursache dafür ist der Altpapierbedarf zur Herstellung der Wellpappe-Trays. Er kann wegen der Verluste in der Erfassungs- und Aufbereitungskette nicht vollständig durch die im System rezyklierten Altpapiermengen gedeckt werden. Daher muss dem System Altpapier zugeführt werden. Dieses Altpapier ist mit einer Lastschrift behaftet.

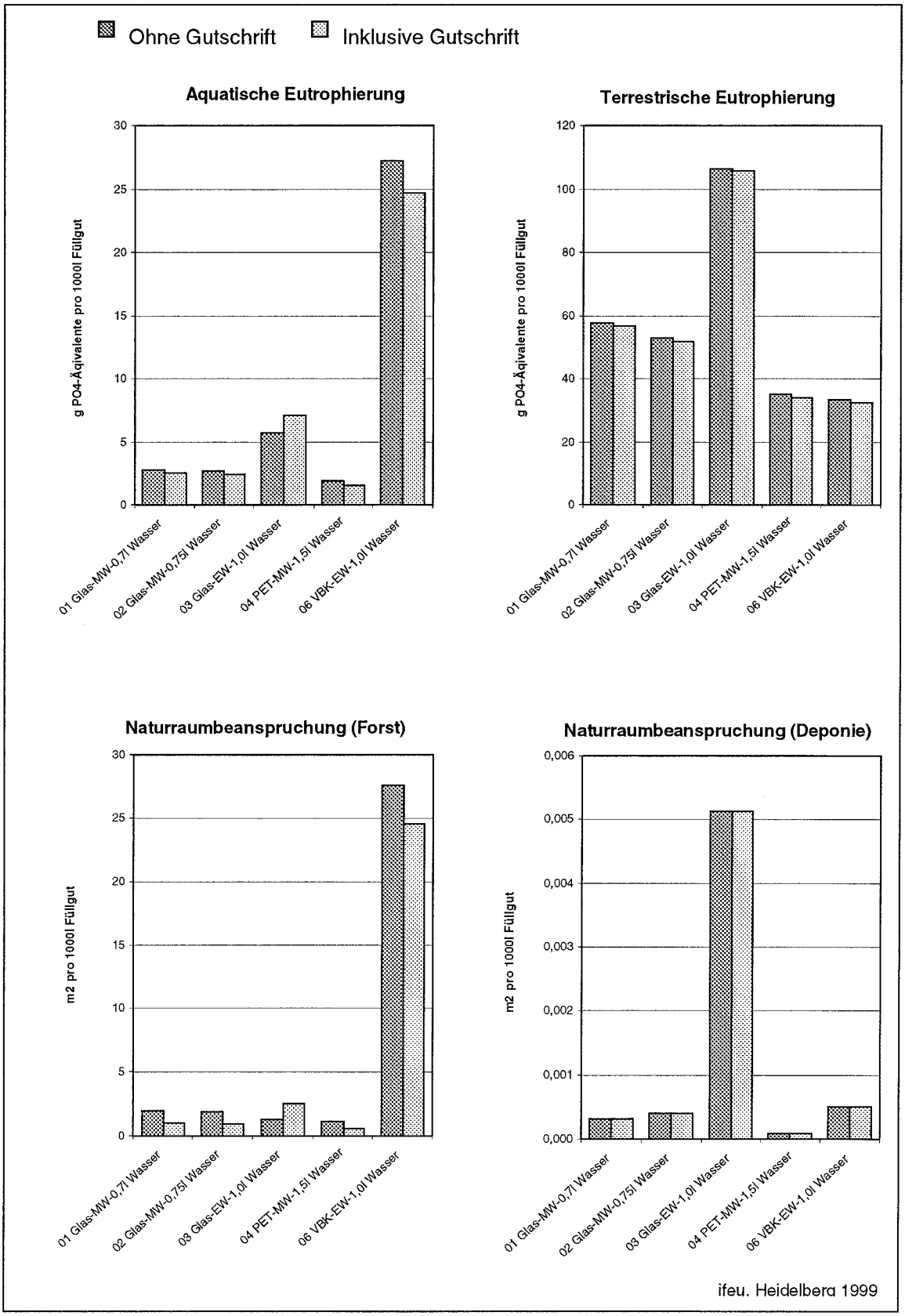


Abbildung 4-1: Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für Mineralwasser und andere Wässer, - Vorratskauf (l)

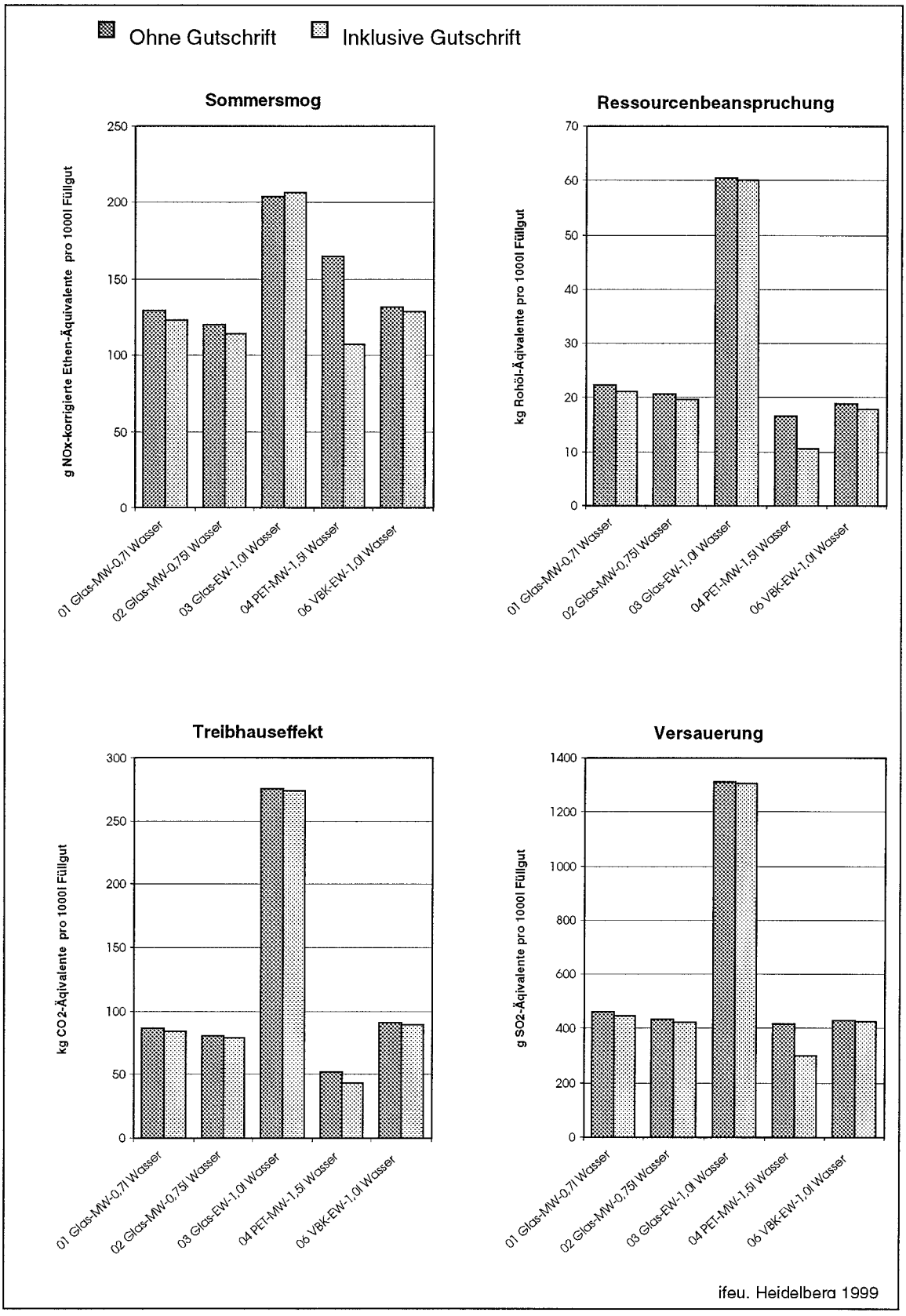


Abbildung 4-1: Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für Mineralwasser und andere Wässer, - Vorratskauf (II)

Sektoraler Vergleich

Bei den Glas-Mehrwegsystemen tragen die Distribution und die Vorgänge beim Abfüller wesentlich zum Umweltwirkungspotenzial des Systems bei.

Beim Glas-Einwegsystem ist die Herstellung der Glasflasche die Hauptquelle der potenziellen Umweltwirkungen.

Beim PET-Mehrwegsystem werden die Umweltwirkungspotenziale zu einem großen Teil durch die Herstellung von Primär-PET (Bottle-grade-Qualität) verursacht. Daneben sind v.a. die Flaschenwäsche und die Distribution ergebnisrelevant.

Beim Verbundkarton erweist sich die Herstellung der Packstoffe, hier Rohkarton, Aluminium und LDPE als wichtigste Ursache für die potenziellen Umweltwirkungen des Systems. Zum Treibhauseffekt trägt zudem Methan aus Deponien in nennenswertem Ausmaß bei.

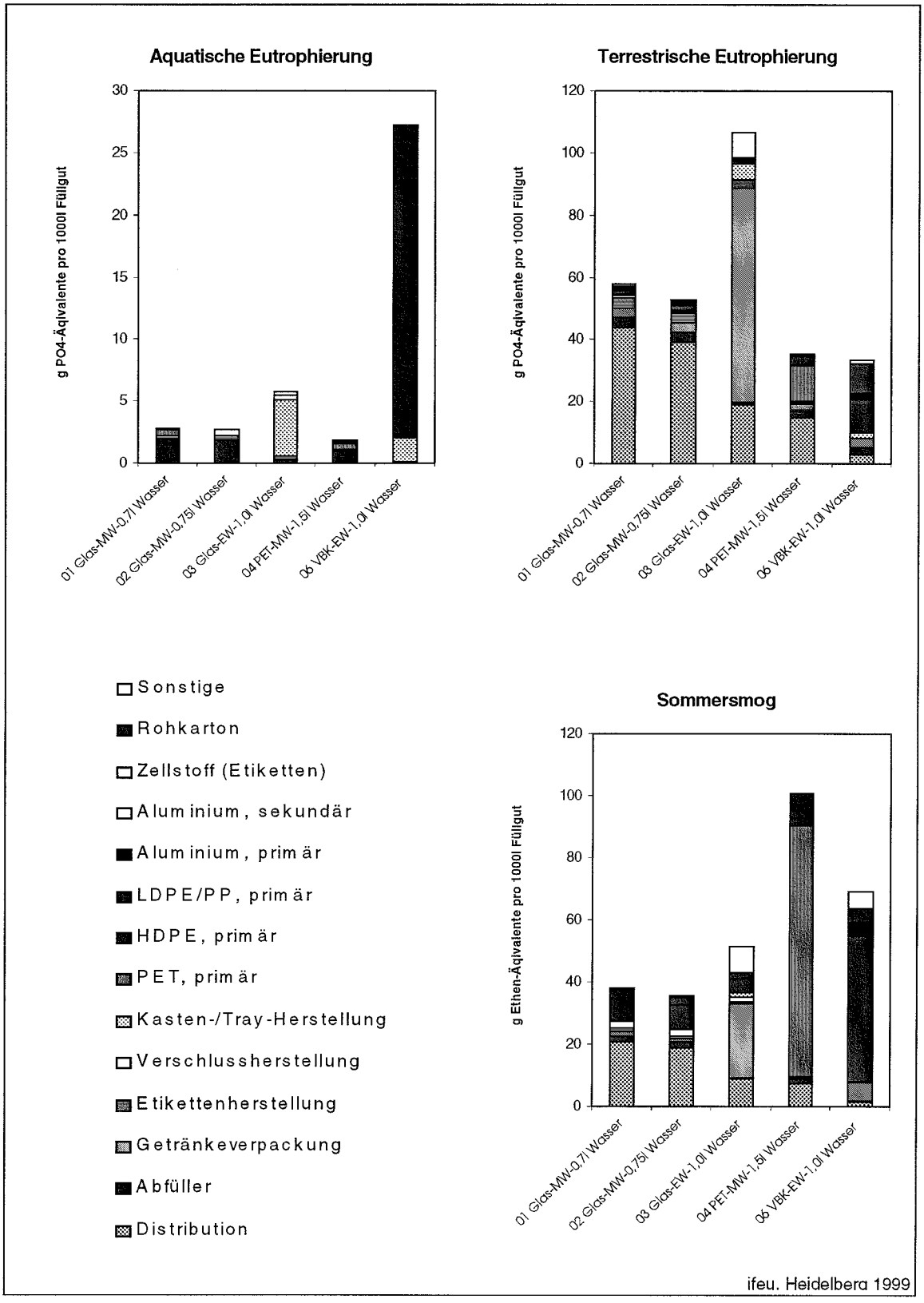


Abbildung 4-2: Ergebnisse des sektoralen Vergleiches für Mineralwasser und andere Wässer, - Vorratskauf (l)

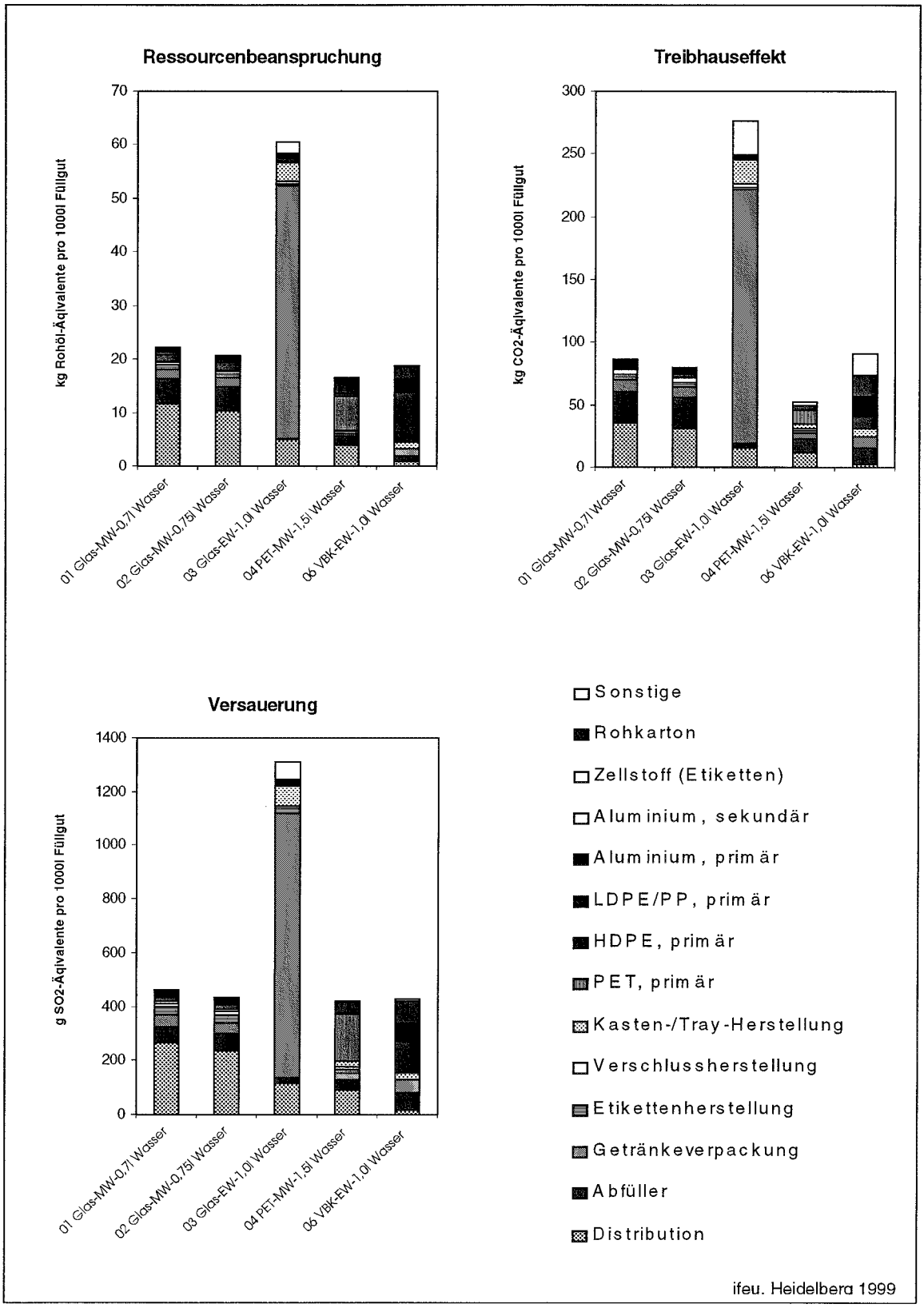


Abbildung 4-2: Ergebnisse des sektoralen Vergleiches für Mineralwasser und andere Wässer, - Vorratskauf (II)

4.3.2 Mineralwasser und andere Wässer, - Sofortverzehr

Ergebnisse ohne Recyclinggutschrift/-lastschrift

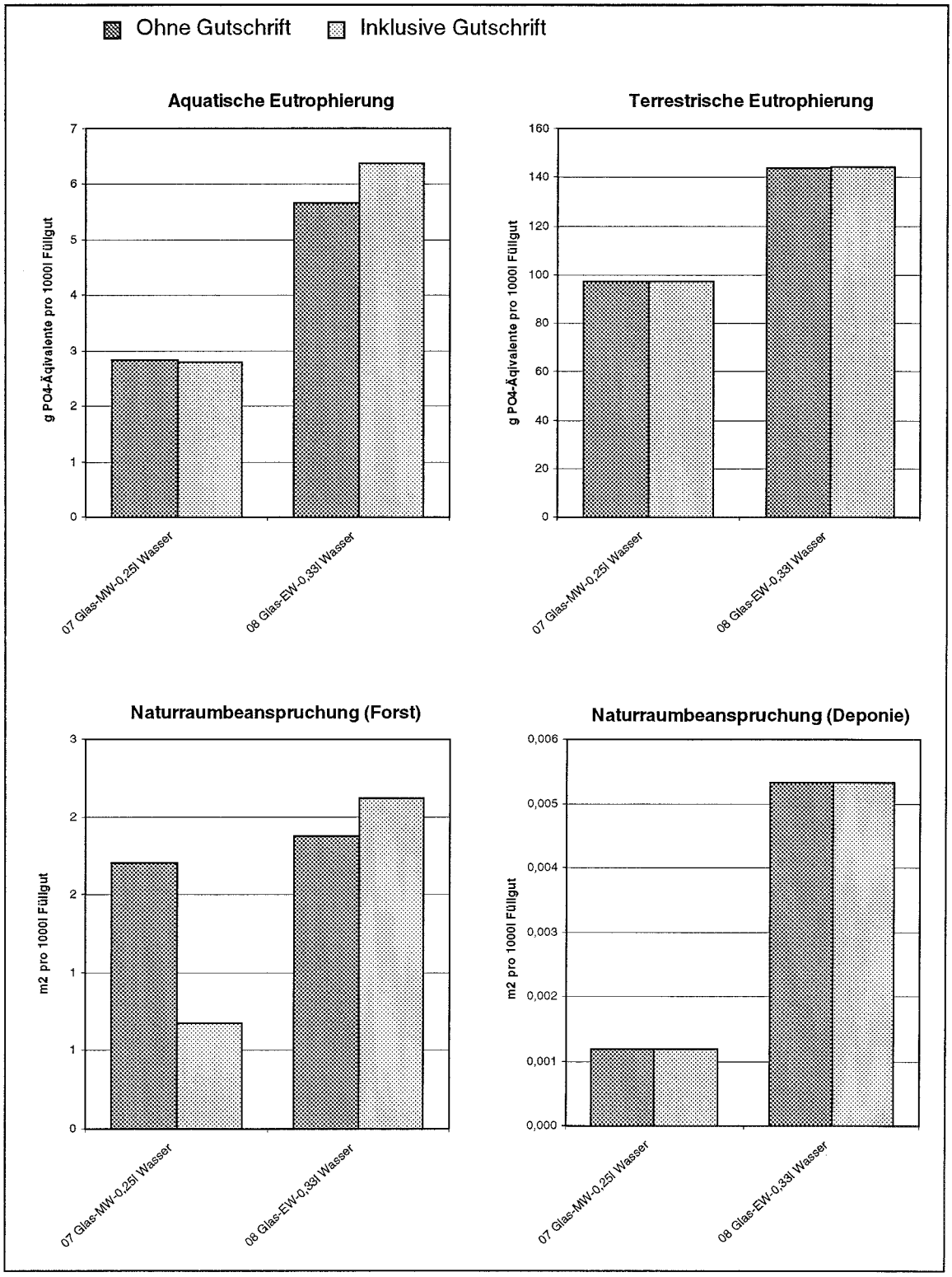
In diesem Abschnitt werden die Ergebnisse für die 0,25 l Glas-Mehrwegflasche aus dem Gastronomiebereich und für die 0,33 l Glas-Einwegflasche dargestellt.

Die Glas-Mehrwegflasche zeigt in allen graphisch dargestellten Wirkungskategorien niedrigere Werte als die Glas-Einwegflasche.

Ergebnisse mit Recyclinggutschrift/-lastschrift

Die Ergebnisse mit und ohne Recyclinggutschrift/-lastschrift unterscheiden sich für die 0,25 l Glas-Mehrwegflasche nur in der Kategorie Naturraumbeanspruchung Forst. Die Entlastung ist hier auf die Gutschrift von Zellstoff durch das Recycling von Etikettenpapier, und die Gutschrift von Palettenholz zurückzuführen. Bei den anderen Kategorien erfolgt keine Entlastung, da zum Beispiel der Gutschrift von Kronenkorken die Aufwendungen durch die Schrottaufbereitung und der Eintrag von Altglas in das System gegenüberstehen.

Für die 0,33 l Glas-Einwegflasche bringt die Recyclinggutschrift/-lastschrift bei den Kategorien Sommersmog, Ressourcenbeanspruchung, Treibhauseffekt, Versauerung, terrestrische Eutrophierung und Naturraumbeanspruchung Deponie ebenfalls fast keine Änderungen, da allein Abfallholz aus Paletten das System verlässt. Für das System wird ein Input an Aluminium (AzV), Fremdscherben und Altpapier benötigt, wofür beim Gutschriftverfahren die Aufwendungen angerechnet werden. Bei den Kategorien aquatische Eutrophierung und Naturraumbeanspruchung Forst tritt daher bei der Anwendung des Gut-/Lastschriftverfahrens sogar eine Verschlechterung der Werte ein.



ifeu, Heidelberg 1999

Abbildung 4-3: Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für Mineralwasser und andere Wässer, - Sofortverzehr (I)

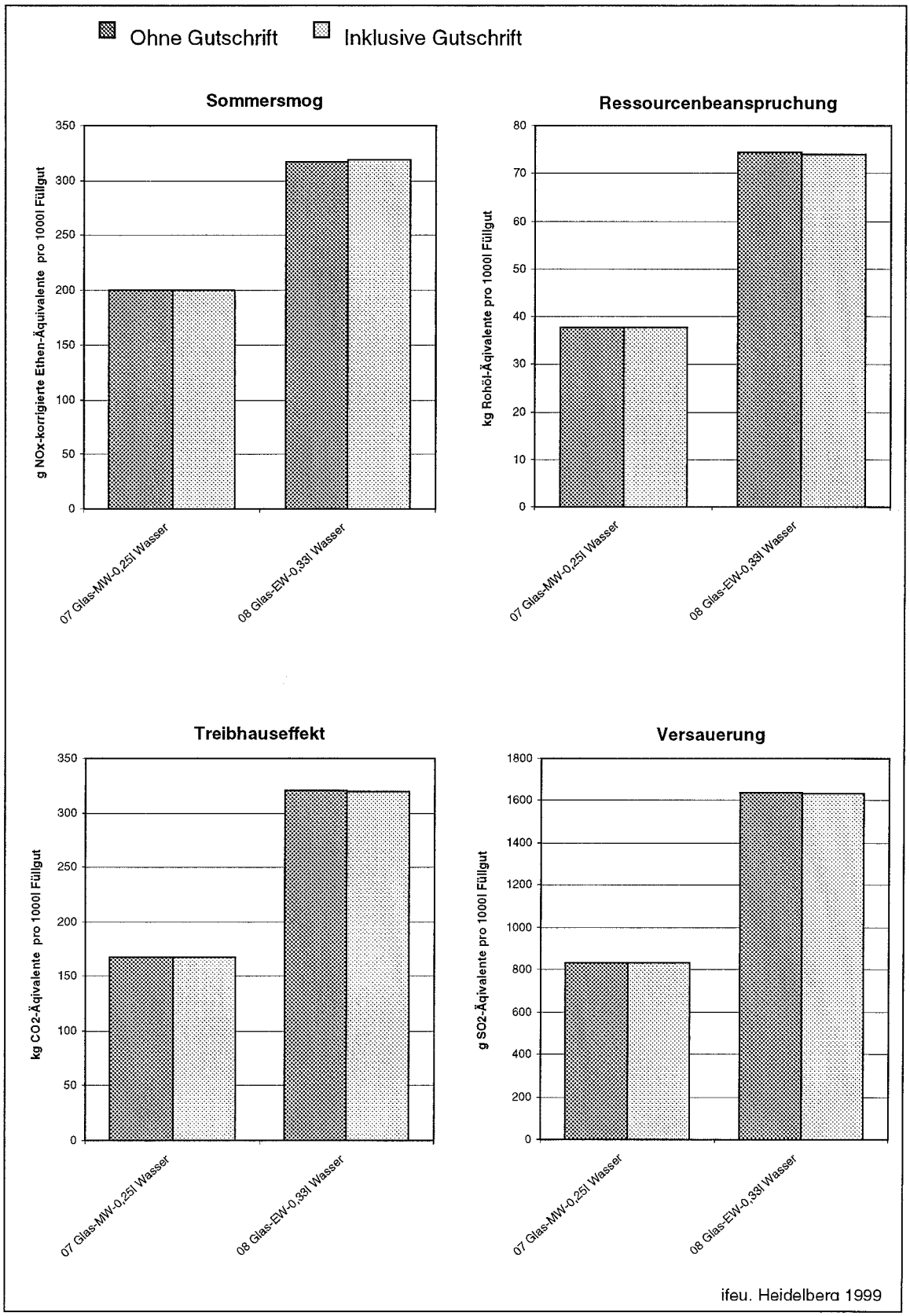


Abbildung 4-3: Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für Mineralwasser und andere Wässer, - Sofortverzehr (II)

Sektoraler Vergleich

Beim Glas-Mehrwegsystem verursachen die Distribution und die Flaschenwäsche/Abfüllen einen Großteil der potenziellen Umweltwirkungen.

Beim Glas-Einwegsystem sind die Herstellung der Glasflasche, die Distribution sowie die Herstellung der Wellpappe-Trays die Hauptquellen der potenziellen Umweltwirkungen. Zusätzlich ist die PE-Granulatherstellung für die Deckeldichtung hinsichtlich des Beitrages zum Sommersmog relevant.

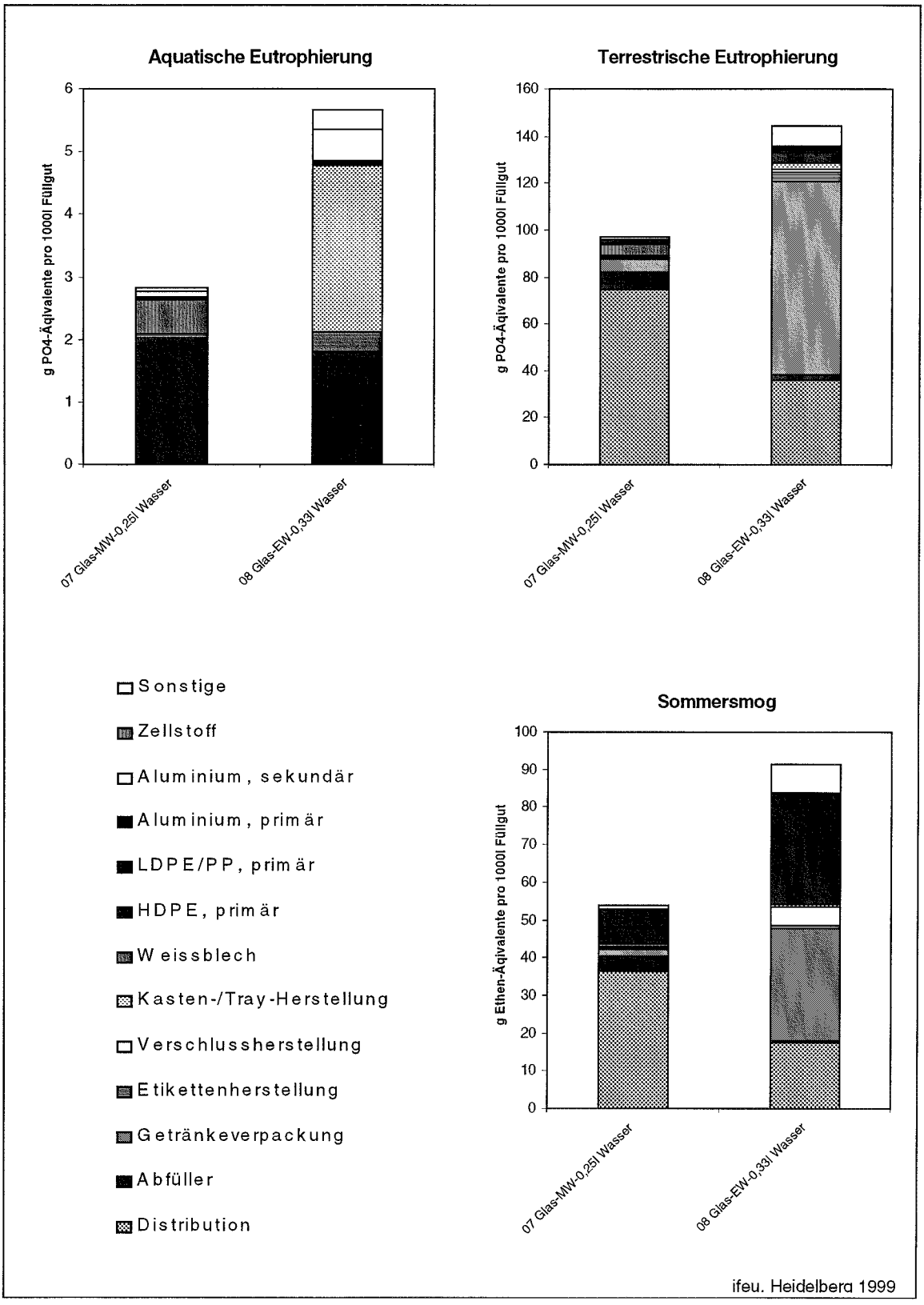


Abbildung 4-4: Ergebnisse des sektoralen Vergleiches für Mineralwasser und andere Wässer, - Sofortverzehr (l)

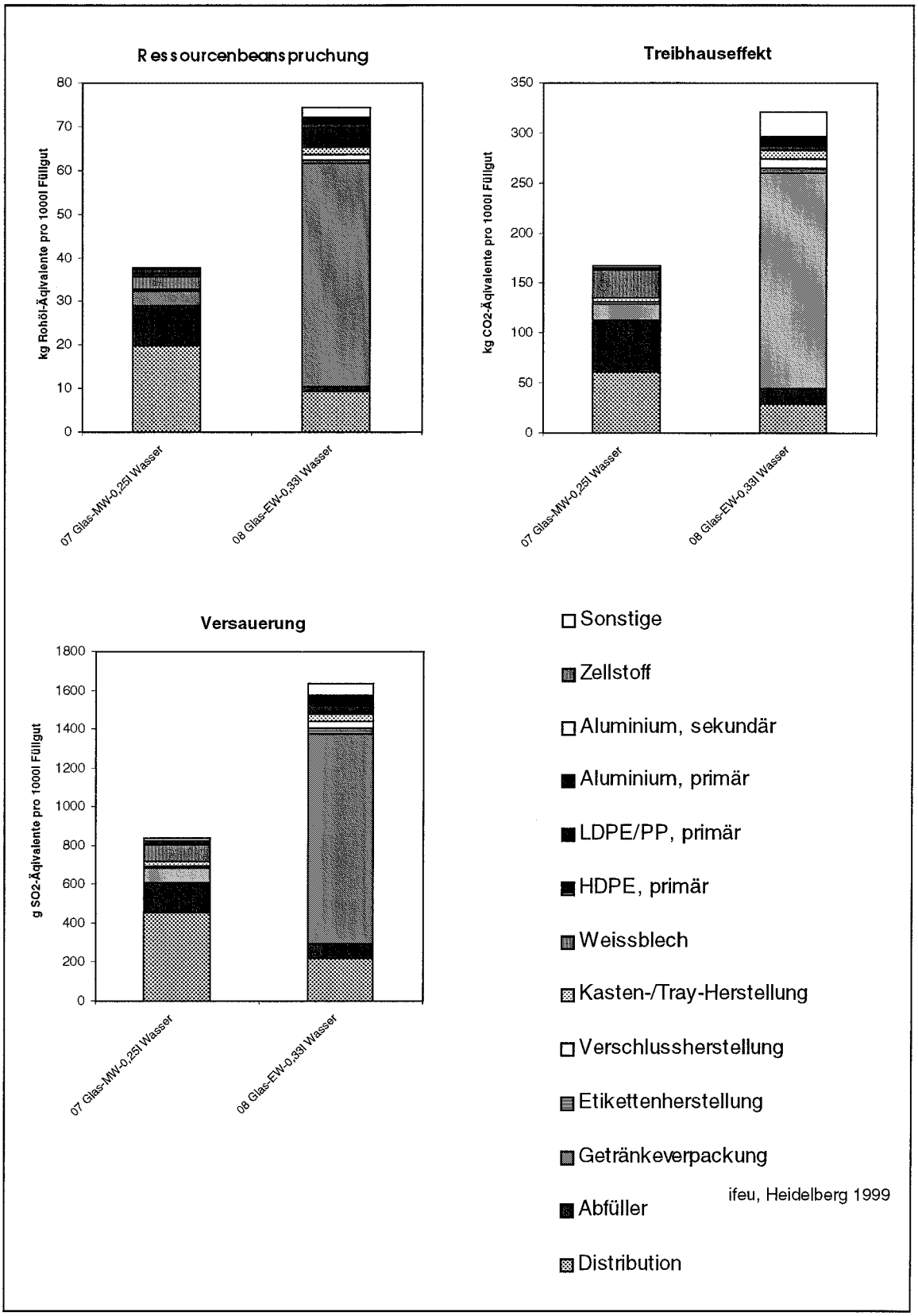


Abbildung 4-4: Ergebnisse des sektoralen Vergleiches für Mineralwasser und andere Wässer, - Sofortverzehr (II)

4.3.3 Erfrischungsgetränke ohne Kohlensäure, Vorratskauf

Ergebnisse ohne Recyclinggutschrift/-lastschrift

Die Glas-Mehrwegflaschen zeigen unabhängig vom Füllvolumen für alle graphisch ausgewerteten Kategorien niedrigere Werte als die Glas-Einwegflaschen. Der 1,0 l Verbundkarton weist hinsichtlich der Kategorien Ressourcenbeanspruchung, Treibhauseffekt, Versauerung und terrestrische Eutrophierung geringere Werte auf als die günstigste Mehrwegflasche.

Innerhalb der Glas-Mehrwegflaschen zeigen die 1,0 l Flaschen niedrigere Indikatorergebnisse als die kleineren Packungsgrößen. Die höchsten Werte zeigt die 0,7 l Glas-Mehrwegflasche mit nur 17 Umläufen.

Innerhalb der Glas-Einwegflaschen weist die 1,0 l Flasche ebenfalls niedrigere Ergebniswerte auf als die kleineren 0,75 l Flaschen.

Ergebnisse mit Recyclinggutschrift/-lastschrift

Die Recyclinggutschrift/-lastschrift führt nur bei der 0,75 l Braunglas-Einwegflasche (Weithals) zu deutlichen Verbesserungen. Hier wirkt sich die im Vergleich zu Grünglas geringere Altglaseinsatzquote ebenso aus, wie z.B. die Gutschrift der Weißblech Twist-off-cap und des Palettenholzes. Dadurch erhöhen sich die Werte der 0,75 l Braunglas-Einwegflasche (Enghals) – auch bedingt durch den Aluminium-Anrollverschluss - gegenüber der Weithalsflasche, da dem System zusätzlich Altaluminium und Altpapier zur Wellpappeherstellung zugeführt werden muss.

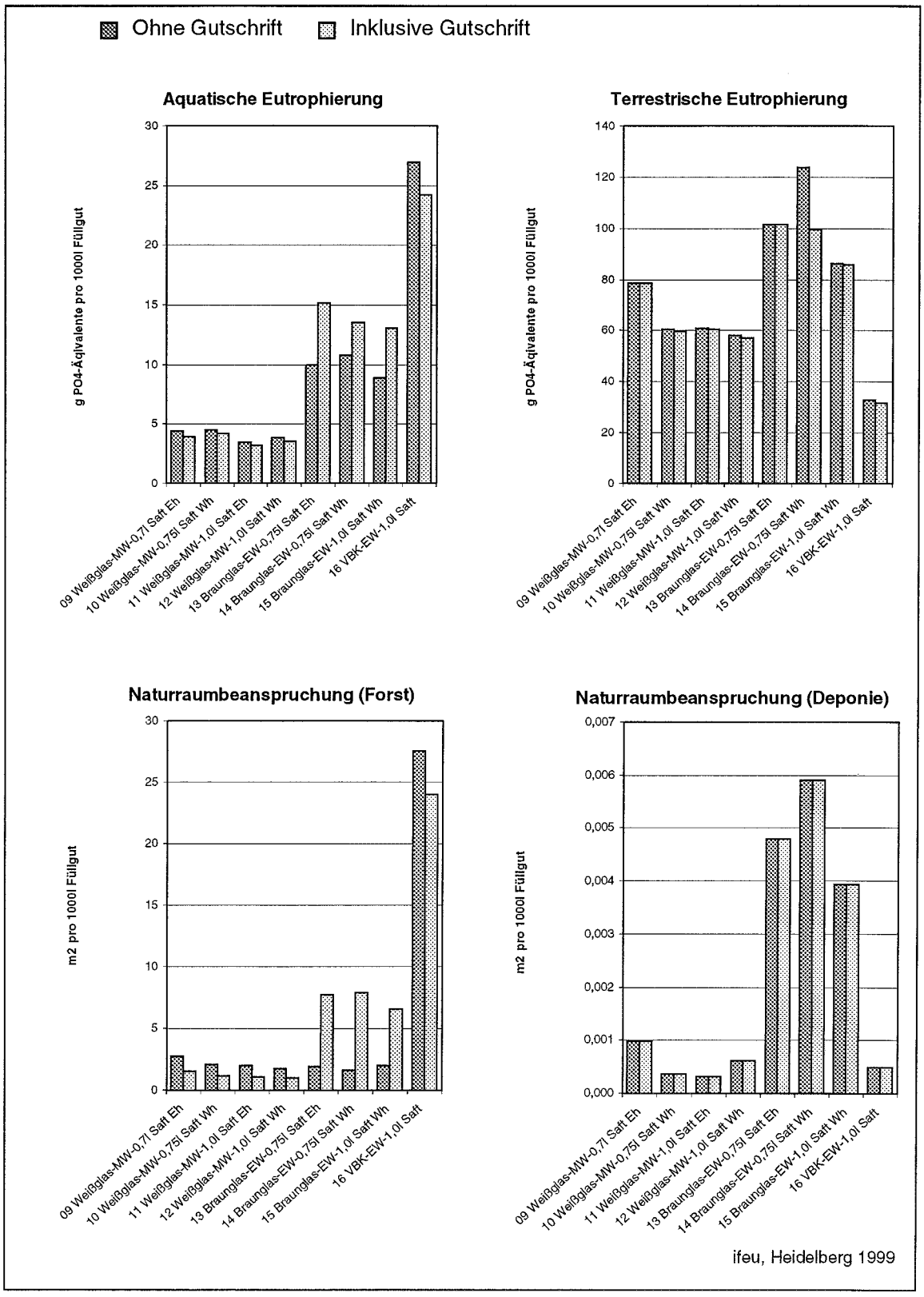


Abbildung 4-5: Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für Erfrischungsgetränke ohne Kohlensäure, - Vorratskauf (l)

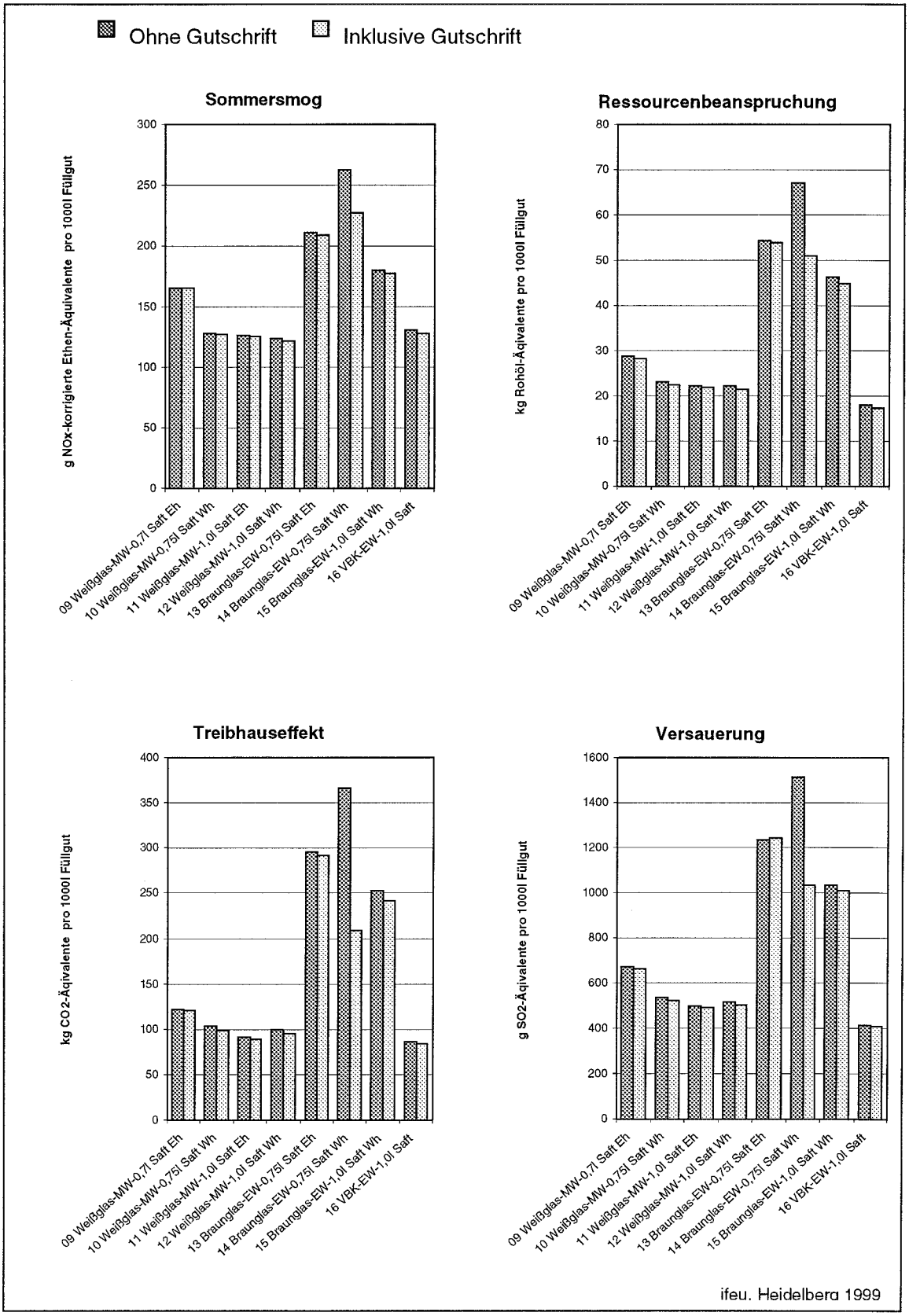


Abbildung 4-5: Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für Erfrischungsgetränke ohne Kohlensäure, - Vorratskauf (II)

Sektoraler Vergleich

Bei den Glas-Mehrwegsystemen stammt der Hauptteil der potenziellen Umweltwirkungen wiederum aus der Distribution und der Flaschenwäsche. Bei der Flasche mit nur 17 Umläufen trägt desweiteren die Herstellung der Glasflasche wesentlich zum Umweltwirkungspotenzial bei. In der Kategorie Sommersmog ist auch die Herstellung von PE für die Mehrwegkästen relevant.

Beim Glas-Einwegsystem dominiert die Herstellung der Glasflasche. Bei der aquatischen Eutrophierung resultieren die potenziellen Umweltwirkungen vor allem aus der Trayherstellung.

Beim Verbundkarton resultiert ein Großteil der potenziellen Umweltwirkungen aus der Herstellung der Packstoffe (PE-Granulat, Getränkerohkarton und Aluminiumfolie) sowie der Verbundkartonherstellung.

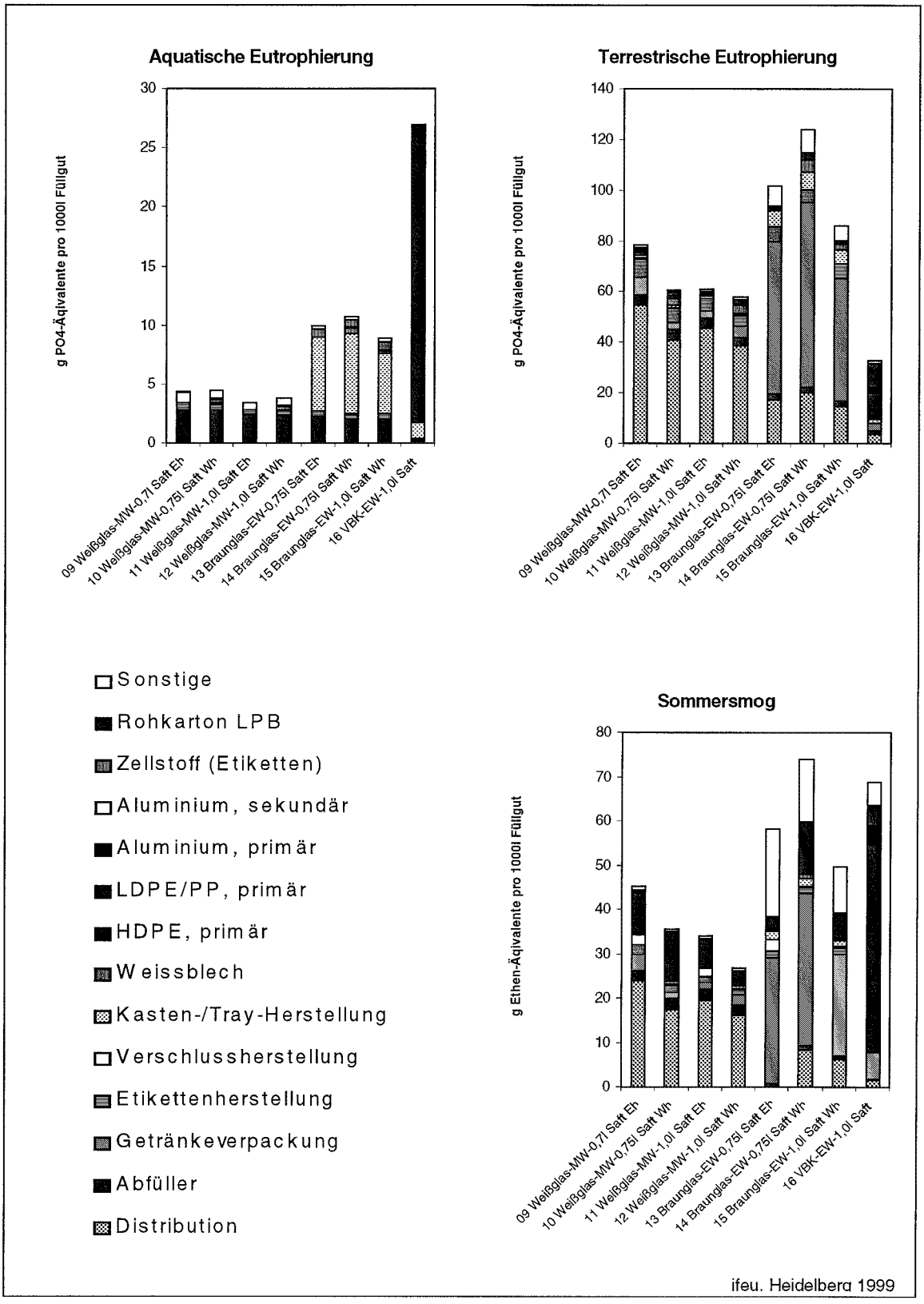


Abbildung 4-6: Ergebnisse des sektoralen Vergleiches für Erfrischungsgetränke ohne Kohlensäure, - Sofortverzehr (l)

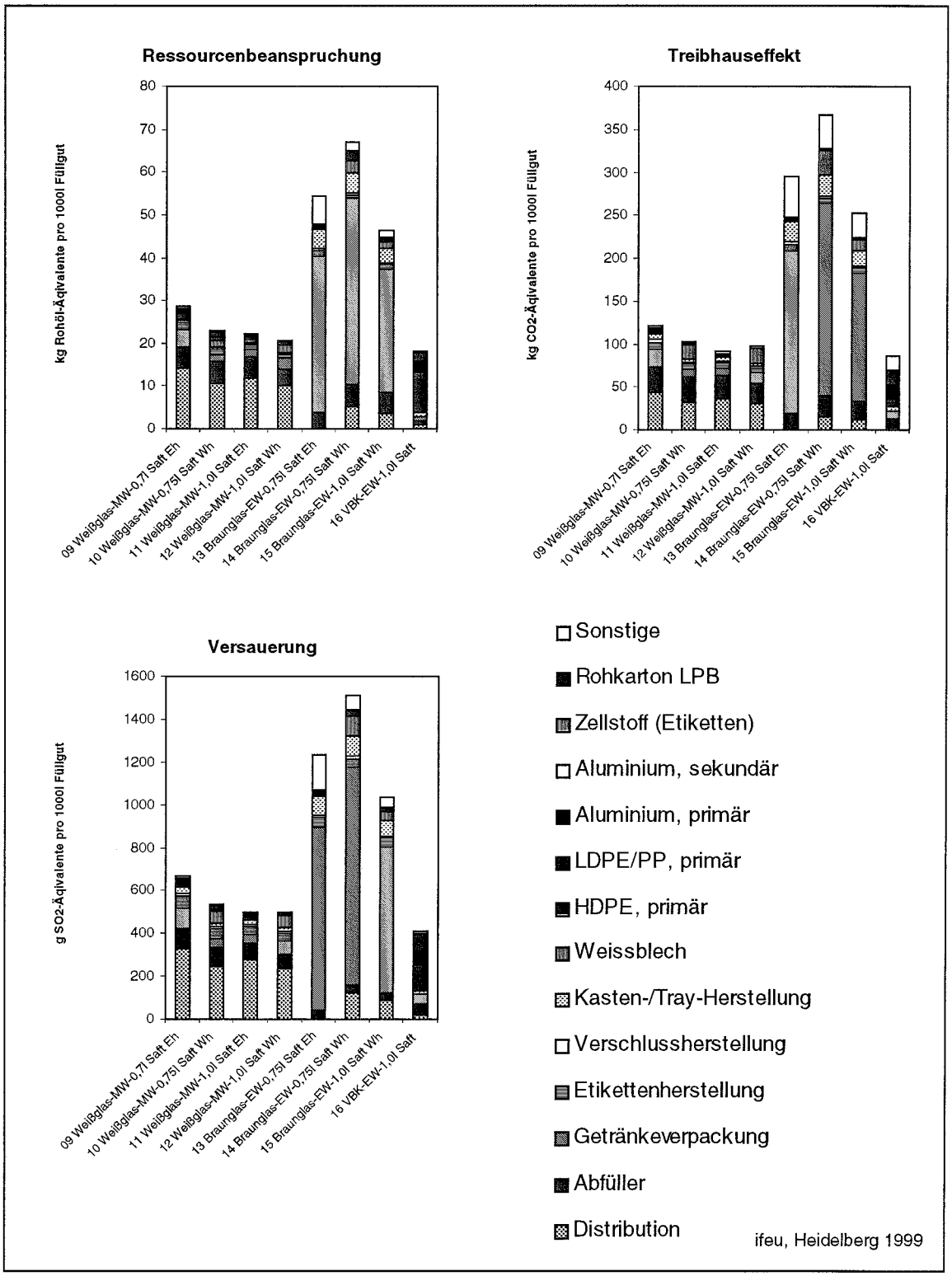


Abbildung 4-6: Ergebnisse des sektoralen Vergleiches für Erfrischungsgetränke ohne Kohlensäure, - Sofortverzehr (II)

4.3.4 Erfrischungsgetränke mit Kohlensäure, Vorratskauf

Ergebnisse ohne Recyclinggutschrift/-lastschrift

Die große PET-Mehrwegflasche (1,5 l) zeigt mit Ausnahme der Kategorien Beitrag zum Sommersmog und Naturraumbeanspruchung Forst geringere Werte als die anderen Systeme. Ursächlich für die im Systemvergleich hohen Werte beim Sommersmog sind vor allem die Emissionen bei der PET- und PE-Herstellung.

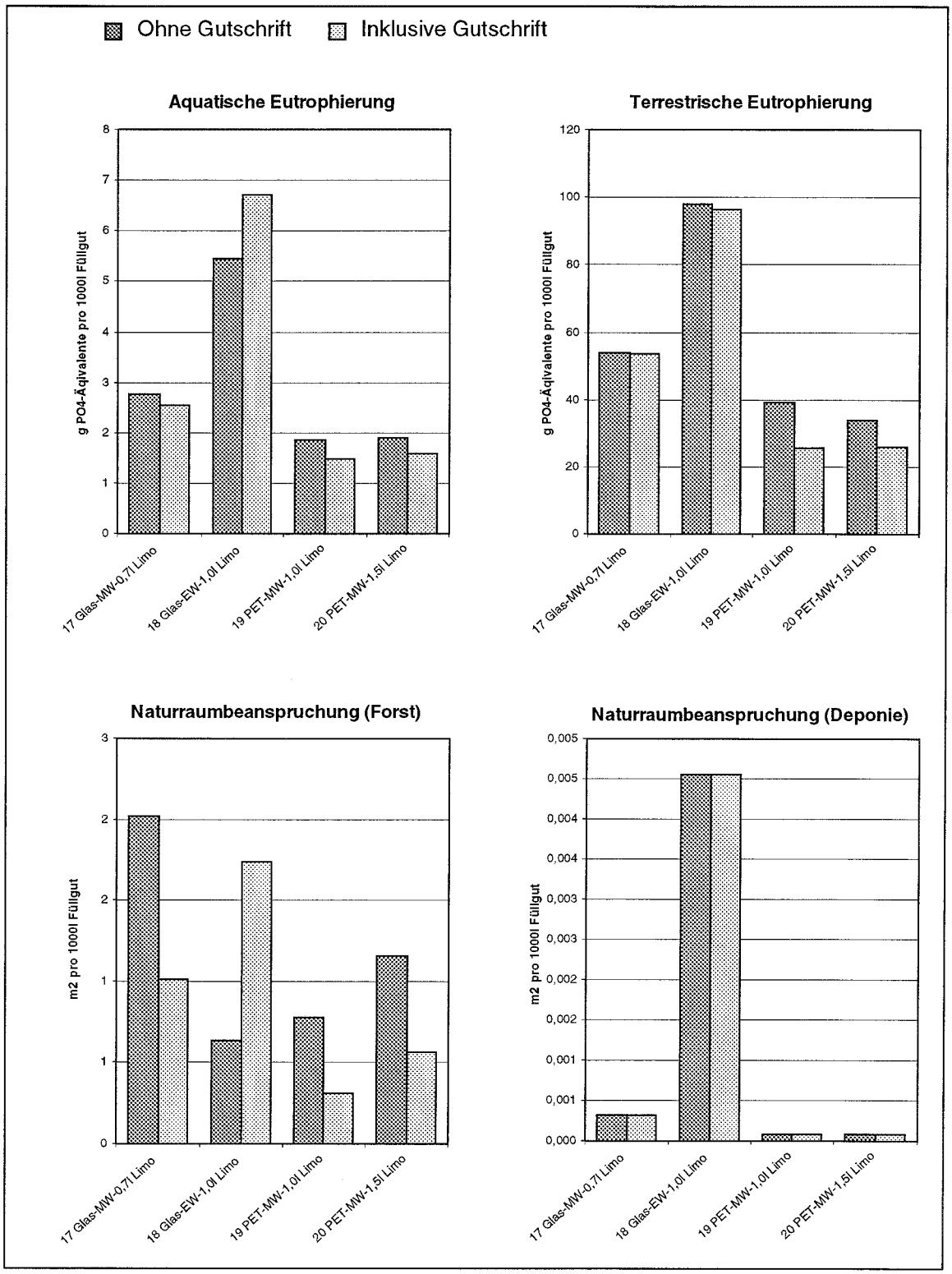
Die Ergebnisse für die 1,0 l PET-Mehrwegflasche und die 0,7 l Glas-Mehrwegflasche liegen in ähnlicher Größenordnung. Die PET-Mehrwegflasche hat Vorteile beim Treibhauseffekt, bei der Eutrophierung und der Naturraumbeanspruchung. Die Glas-Mehrwegflasche hat Vorteile beim Sommersmog und der Versauerung.

Die Glas-Einwegflasche erreicht bei fast allen dargestellten Kategorien die höchsten Werte. Die einzige Ausnahme bildet die Naturraumbeanspruchung Forst, da das Etikett der Glas-Einwegflasche im Vergleich zur Mehrwegflasche nicht aus Papier sondern aus PS hergestellt wird.

Ergebnisse mit Recyclinggutschrift/-lastschrift

Wie schon bei den Verpackungen für Wässer profitieren auch hier vor allem die PET-Flaschen von den Recyclinggutschriften. Die zum Teil deutliche Verbesserung der Ergebnisse beruht auf der Gutschrift beim Ersatz von Primär-PET. Bei den Glas-Einwegflaschen zeigt sich erneut bei der aquatischen Eutrophierung und der Naturraumbeanspruchung Forst eine Erhöhung der Werte, die auf der Lastschrift in Verbindung mit dem Altpapiereinsatz für die Trayherstellung beruht.

Unter Berücksichtigung von Recyclinggut-/-lastschriften zeigen die PET-Mehrwegflaschen ökologisch günstigere Werte als die Glas-Mehrwegflasche. Deutlich höhere Werte zeigt die Glas-Einwegflasche.



ifeu, Heidelberg 1999

Abbildung 4-7: Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für Erfrischungsgetränke mit Kohlensäure, Vorratskauf (l)

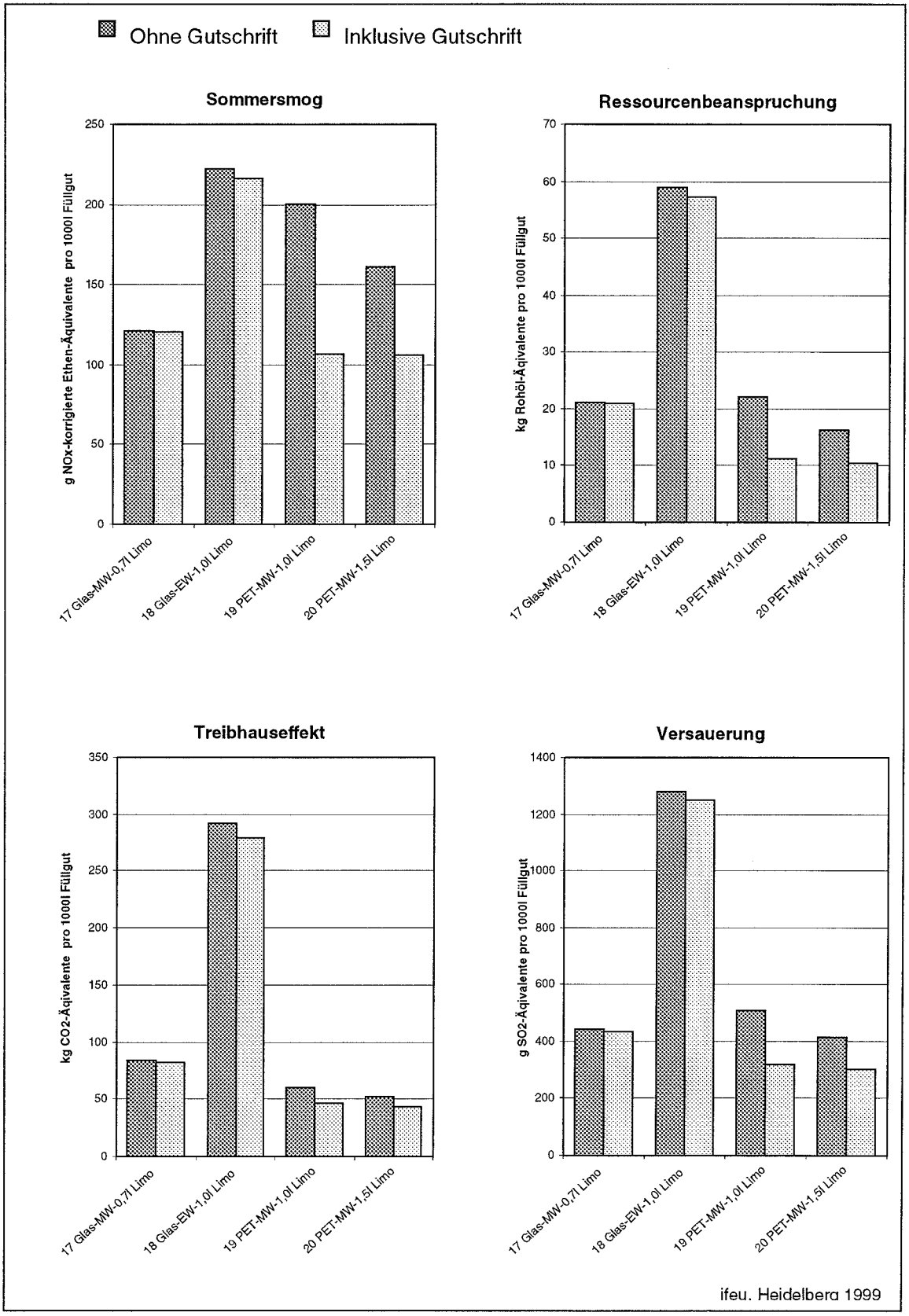


Abbildung 4-7: Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für Erfrischungsgetränke mit Kohlensäure, Vorratskauf (II)

Sektoraler Vergleich

Wie auch bei den Verpackungen für Wässer tragen bei den PET-Systemen die Herstellung von PET- und PE-Granulat wesentlich zum Umweltwirkungspotenzial bei. Desweiteren sind die Flaschenwäsche und die Distribution ergebnisrelevant.

Beim Glas-Mehrwegsystem werden die potenziellen Umweltwirkungen des Systems wie auch bei den anderen Füllgütern zu einem großen Teil durch die Distribution und die Flaschenwäsche verursacht.

Beim Glas-Einwegsystem dominiert wiederum die Herstellung der Glasflasche. Bei der aquatischen Eutrophierung resultieren die potenziellen Umweltwirkungen vor allem aus der Trayherstellung.

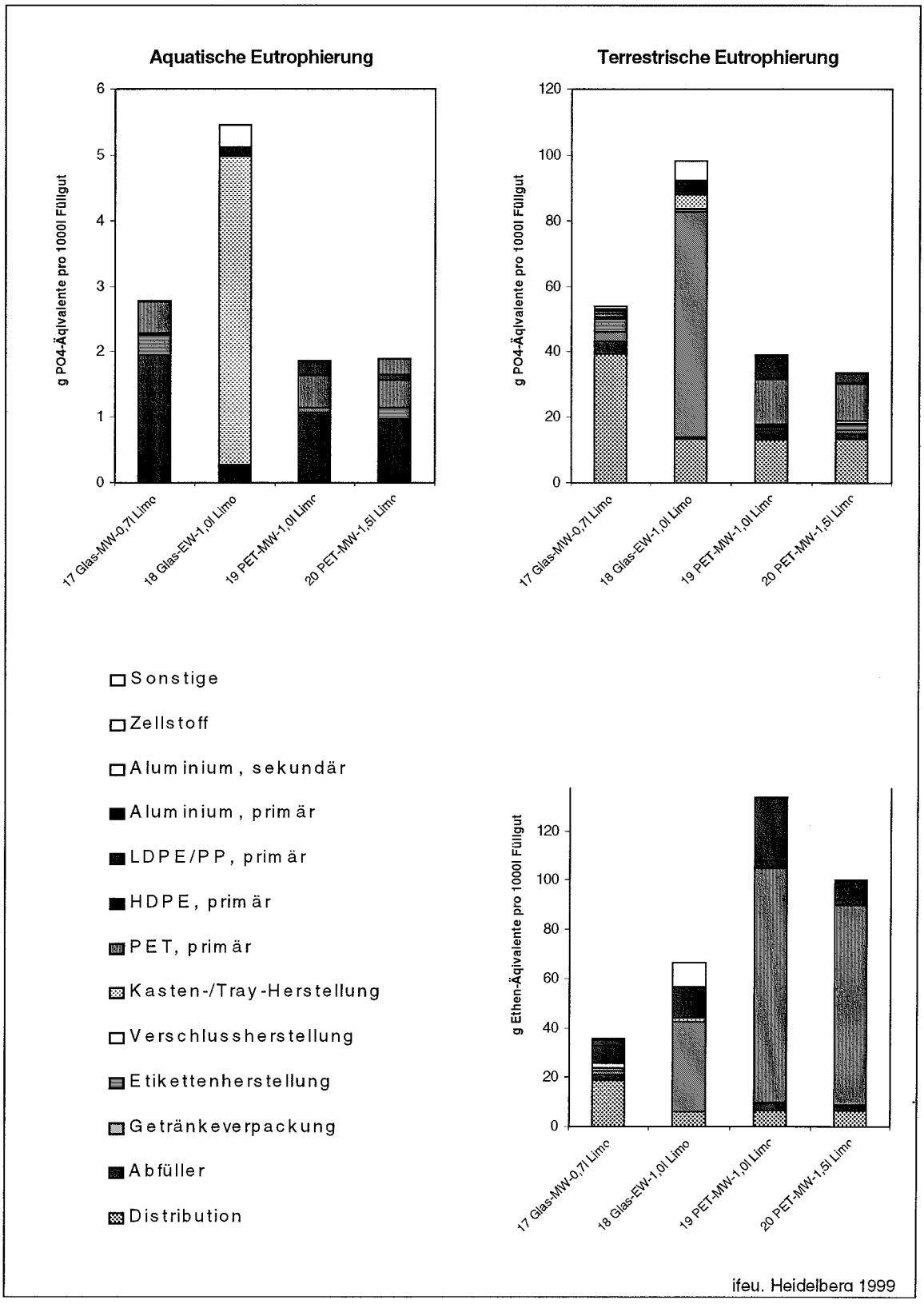


Abbildung 4-8: Ergebnisse des sektoralen Vergleiches für Erfrischungsgetränke mit Kohlensäure, Vorratskauf (l)

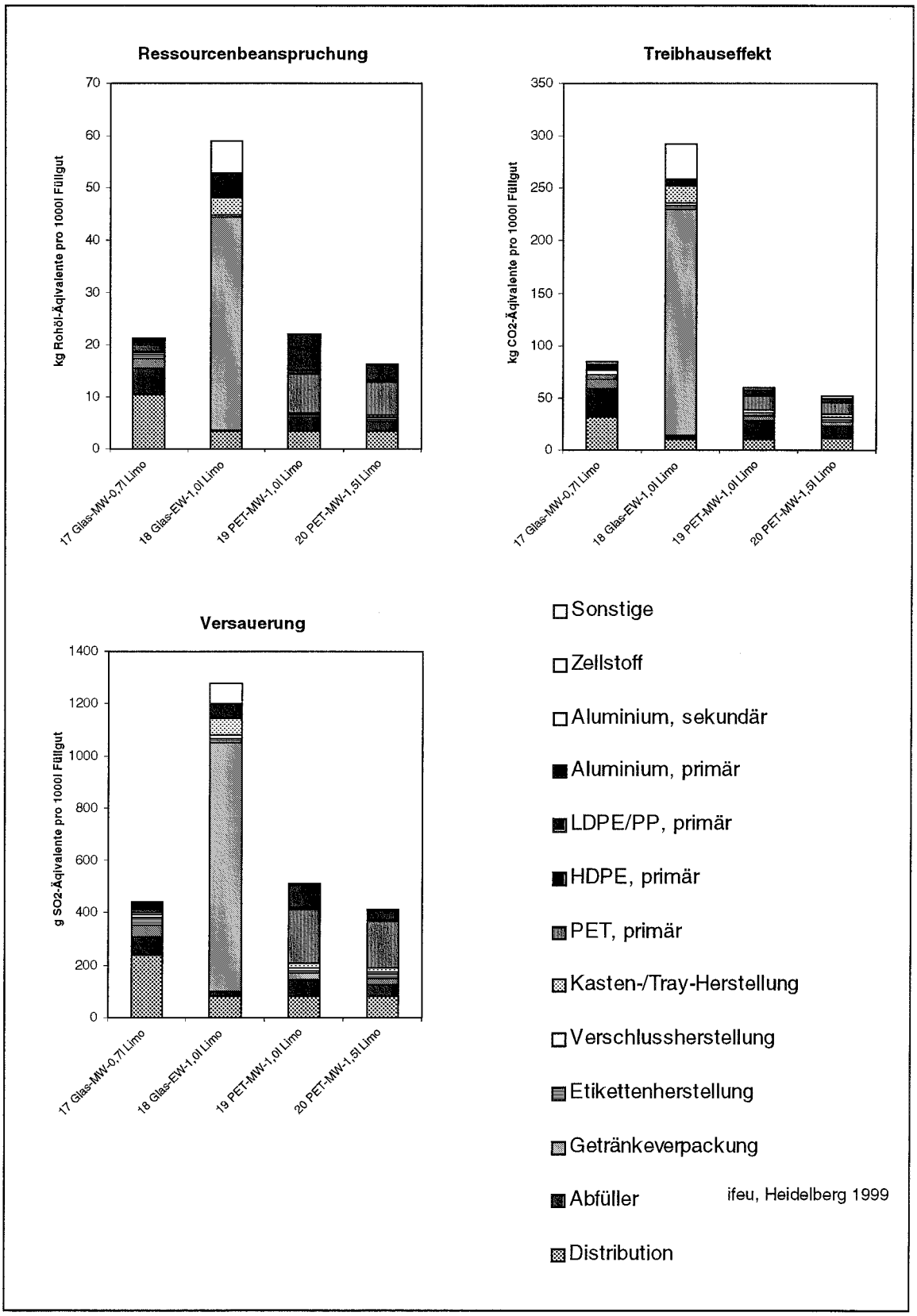


Abbildung 4-8: Ergebnisse des sektoralen Vergleiches für Erfrischungsgetränke mit Kohlensäure, Vorratskauf (II)

4.3.5 Erfrischungsgetränke mit Kohlensäure, Sofortverzehr

Ergebnisse ohne Recyclinggutschrift/-lastschrift

Die 0,33 l Glas-Mehrwegflasche mit 21 Umläufen erreicht für die Kategorien Ressourcenbeanspruchung, Treibhauseffekt, Versauerung und aquatische Eutrophierung geringere Werte als die anderen Systeme.

Die 0,33 l Aluminiumdose hat bei den Kategorien terrestrische Eutrophierung, Naturraumbeanspruchung Forst und Deponie die geringsten Werte und in allen anderen graphisch ausgewerteten Kategorien die zweitniedrigsten Werte.

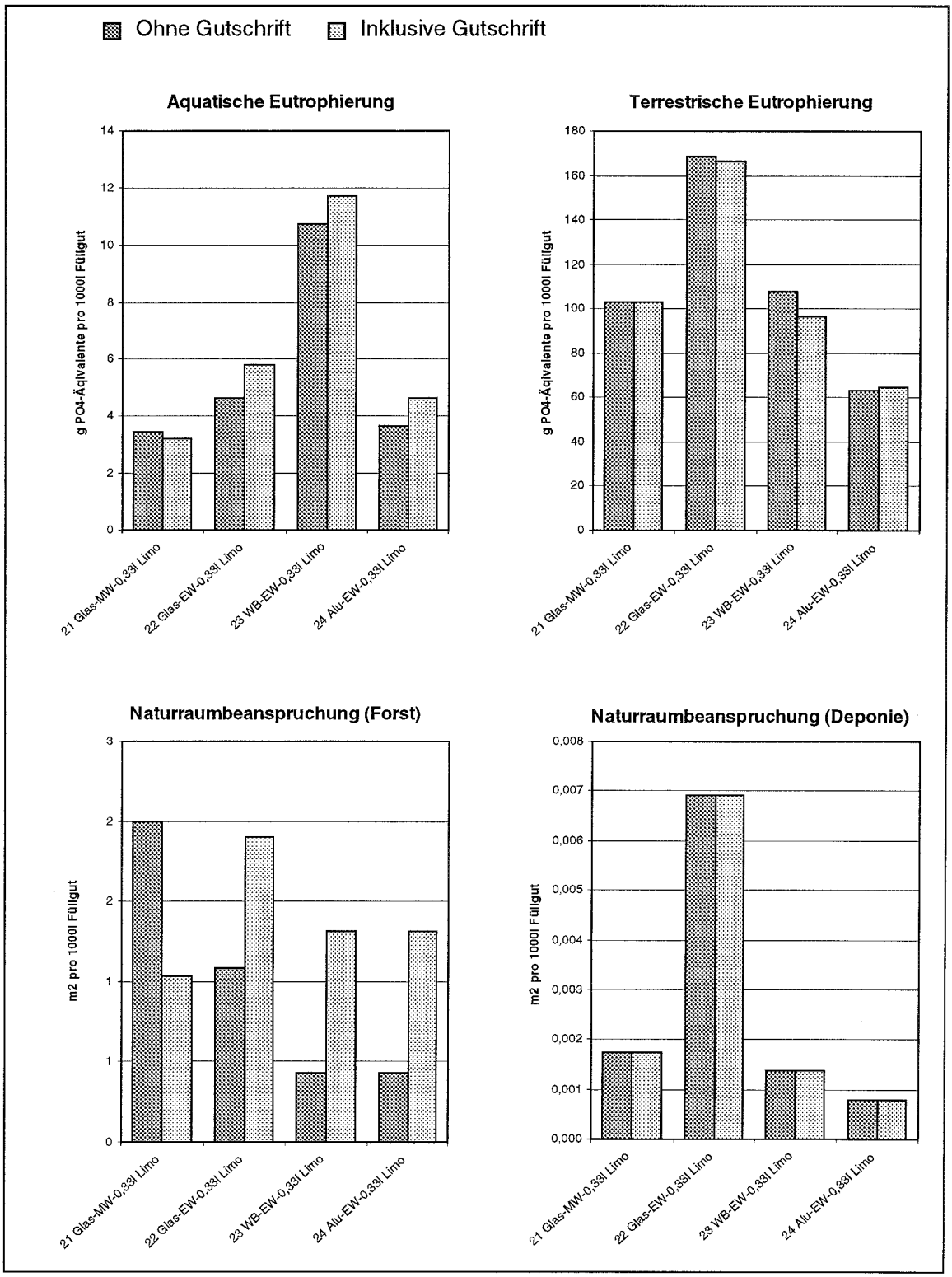
Die 0,33 l Weißblechdose erzielt für die Kategorien Sommersmog und Naturraumbeanspruchung Forst die niedrigsten Werte, hat jedoch bei den übrigen Kategorien die dritthöchsten bzw. höchsten Werte.

Die 0,33 l Glas-Einwegflasche zeigt für alle graphisch ausgewerteten Kategorien jeweils die dritthöchsten oder höchsten Werte.

Ergebnisse mit Recyclinggutschrift/-lastschrift

Infolge der Recyclinggutschrift/-lastschrift verändern sich die Indikatorergebnisse nur in der Kategorie Naturraumbeanspruchung Forst wesentlich. Hier macht sich der Altpapier-Input der Wellpappe-Trays bemerkbar.

Im Vergleich der Systeme profitiert das System der Weißblechdose am stärksten von den Gutschriften. Die Werte des Systems der Aluminiumdose erhöhen sich leicht durch Lastschriften, die durch die relativ hohen Einsatzquoten für Sekundäraluminium verursacht werden



ifeu, Heidelberg 1999

Abbildung 4-9: Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für Erfrischungsgetränke mit Kohlensäure, -Sofortverzehr (l)

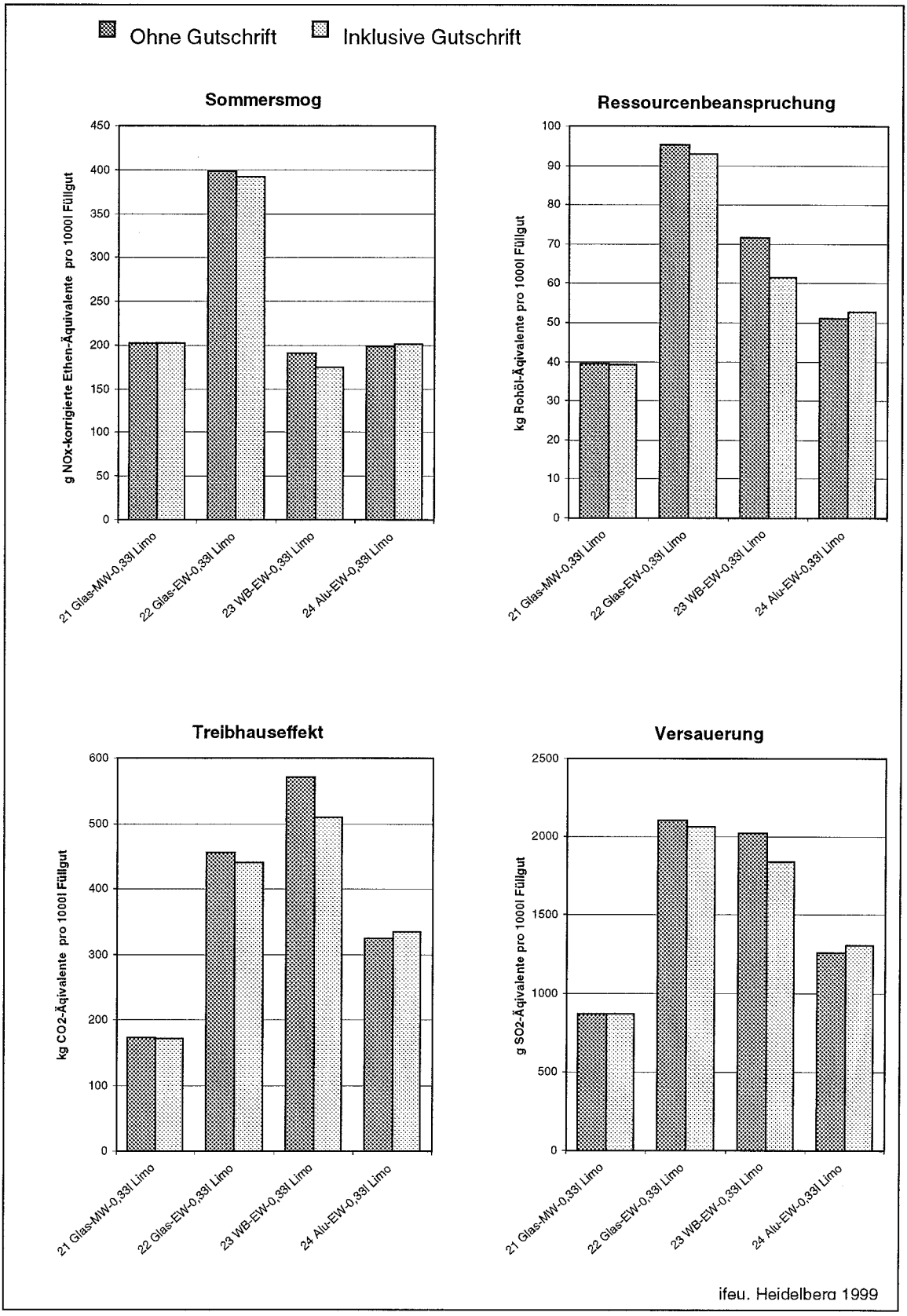


Abbildung 4-9: Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für Erfrischungsgetränke mit Kohlensäure, -Sofortverzehr (II)

Sektoraler Vergleich

Bei der Glas-Mehrwegflasche stammt ein großer Teil der Umweltwirkungspotenziale aus der Distribution. Desweiteren sind die Flaschenwäsche und die Herstellung der Glasflasche relevant.

Bei der Glas-Einwegflasche überwiegt bei den meisten Kategorien der Anteil aus der Herstellung von Glas. Daneben trägt die Distribution und die Herstellung von PP für den Verschluss merklich zu den Umweltwirkungspotenzialen bei.

Bei den Dosen stammen die Umweltwirkungspotenziale ganz überwiegend aus der Herstellung der Packstoffe Weißblech und Aluminium sowie der Dosenherstellung.

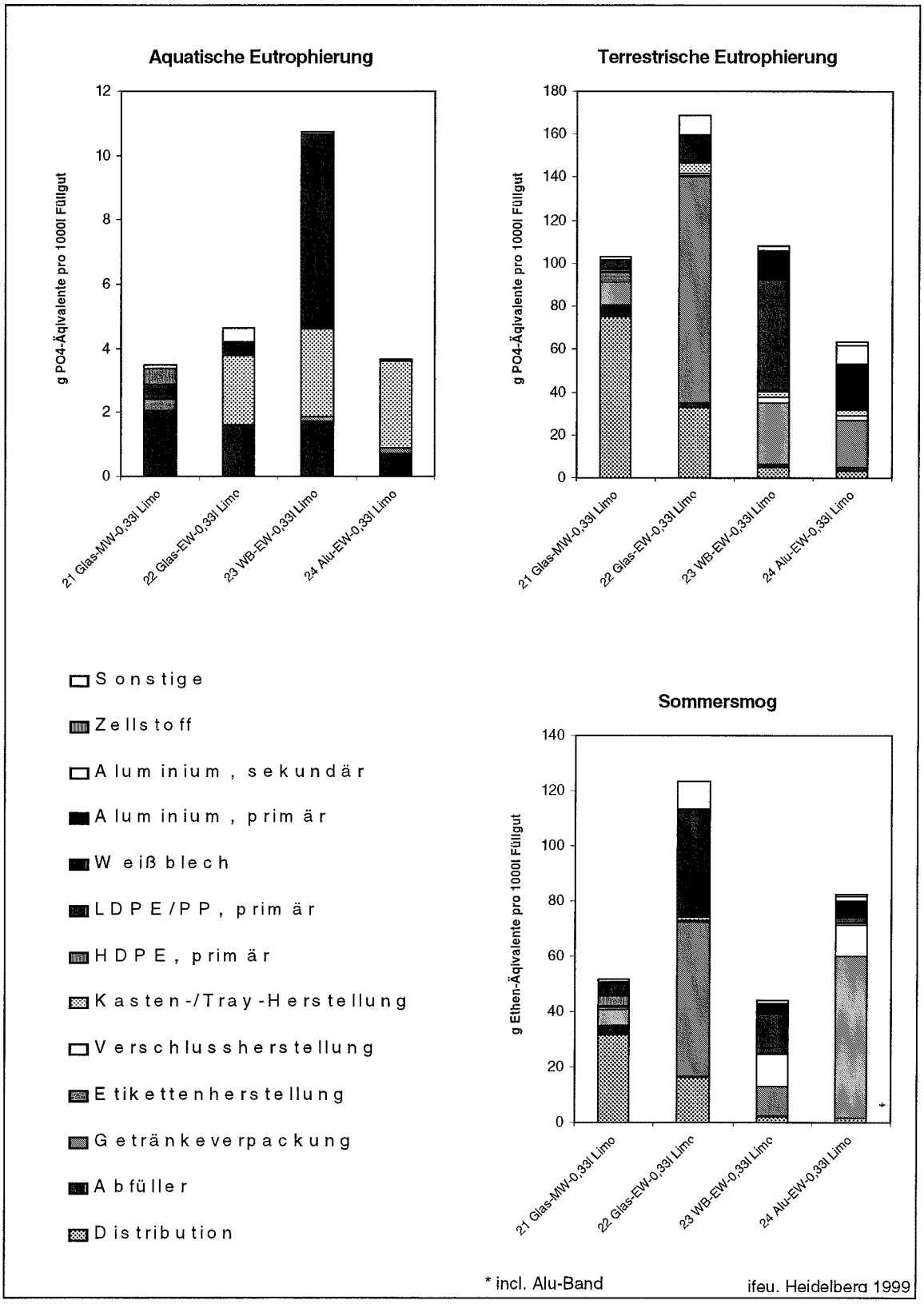


Abbildung 4-10: Ergebnisse des sektoralen Vergleiches für Erfrischungsgetränke mit Kohlensäure, - Sofortverzehr (l)

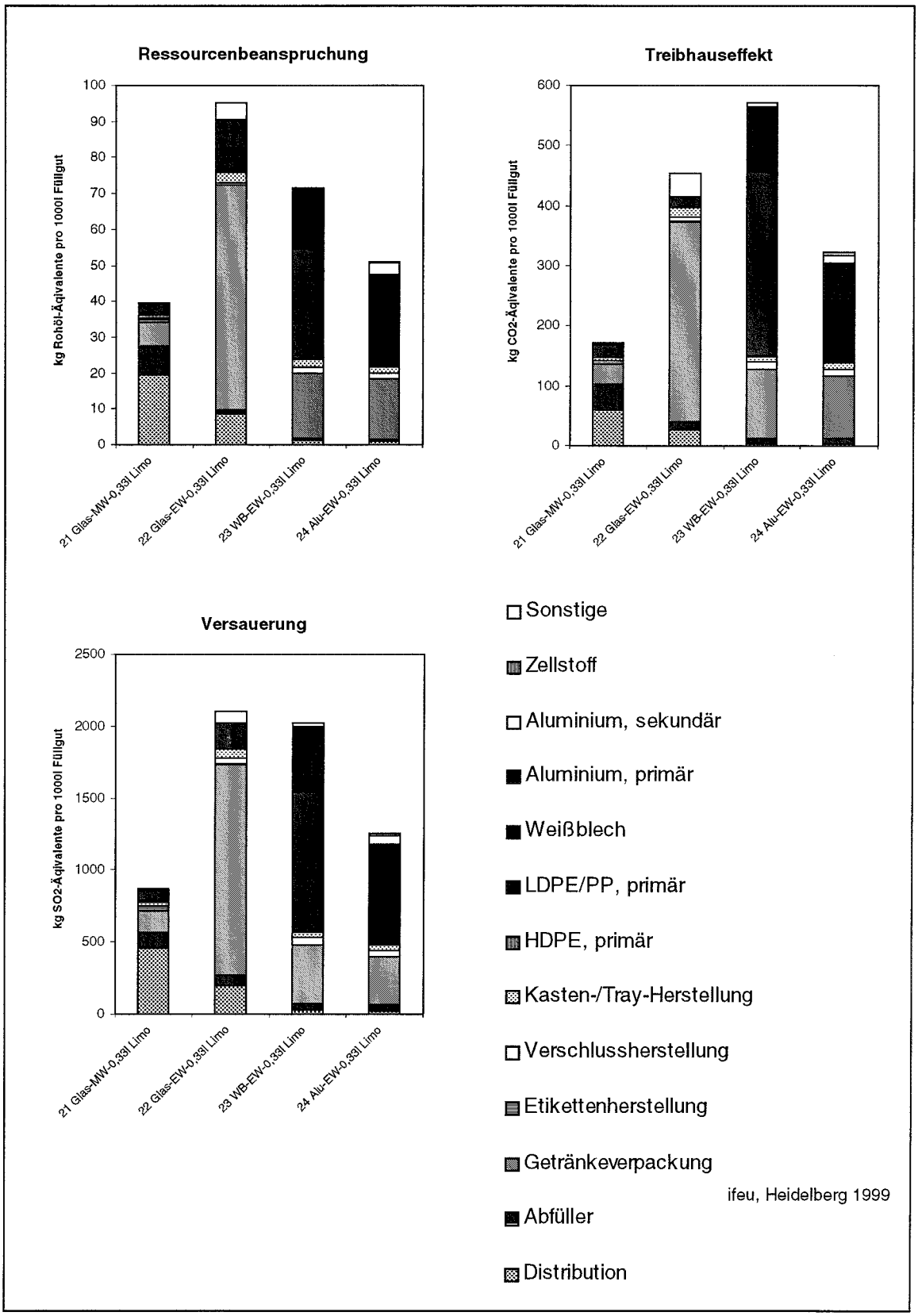


Abbildung 4-10: Ergebnisse des sektoralen Vergleiches für Erfrischungsgetränke mit Kohlensäure, - Sofortverzehr (II)

4.3.6 Wein

Bei allen Systemen wird, unabhängig davon, ob es sich um Importwein oder einheimische Abfüller handelt, nur der Marktmittelwert für die innerdeutsche Distribution berücksichtigt. Eine spezielle Auswertung für deutsche Weine mit entsprechend kürzeren Entfernungen in der ersten Distributionsstufe erfolgt im Rahmen der Sensitivitätsanalyse.

Ergebnisse ohne Recyclinggutschrift/-lastschrift

Der Verbundkarton weist mit Ausnahme der Kategorien aquatische Eutrophierung und Naturraumbeanspruchung Forst jeweils die niedrigsten Werte auf.

Die 1,0 l Glas-Mehrwegflasche mit 5 Umläufen und 500 g Gewicht erreicht in 6 Kategorien die niedrigsten oder zweitniedrigsten Werte. Lediglich in der Kategorie Sommersmog und terrestrische Eutrophierung sind v.a. aufgrund der Distribution und beim Waschen/Abfüllen höhere Werte als bei den anderen Systemen zu verzeichnen.

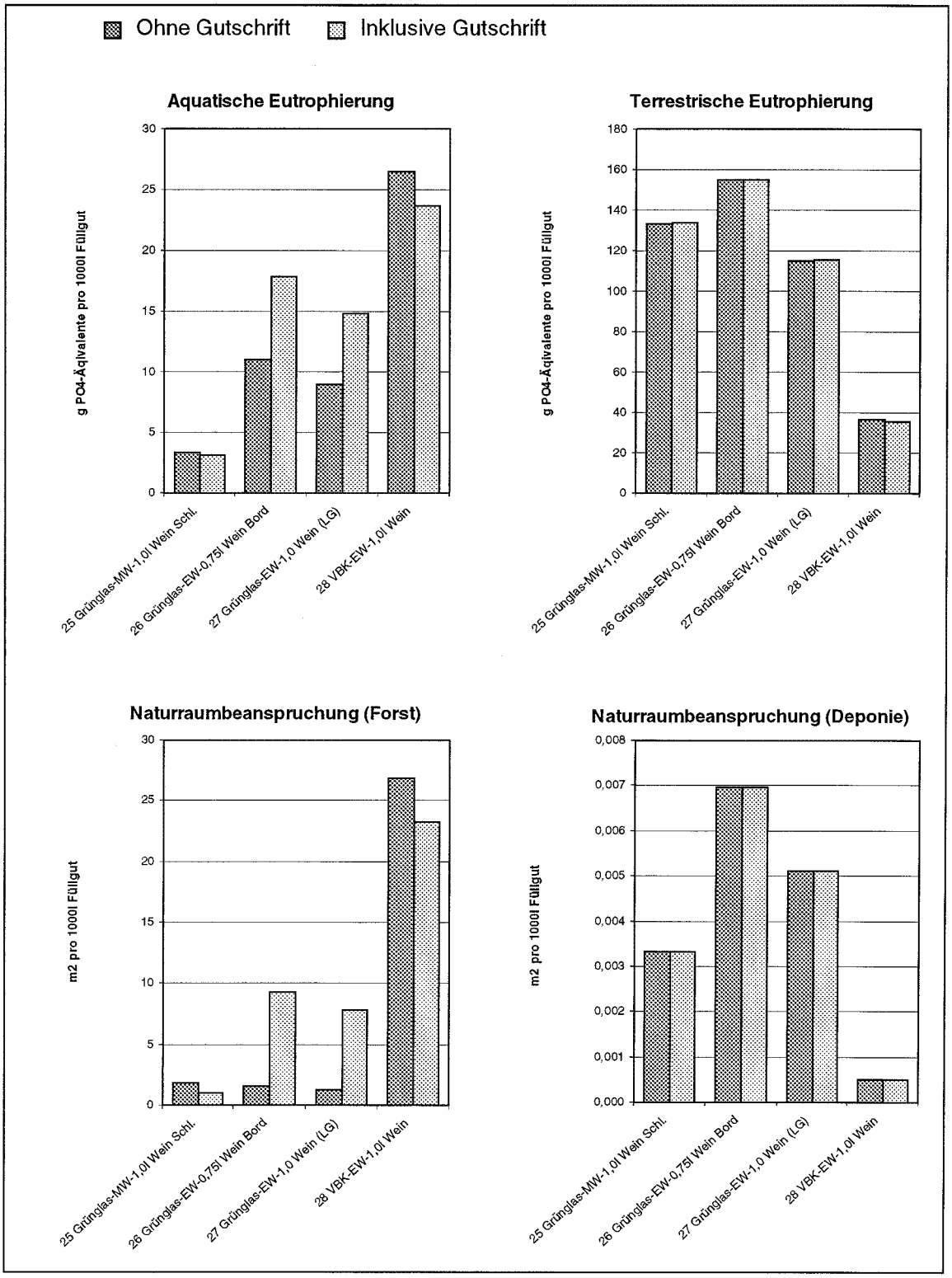
Die gegenüber der Mehrwegflasche leichte 1,0 l Glas-Einwegflasche (348 g) erreicht beim Sommersmog, der Eutrophierung und der Naturraumbeanspruchung Forst im Vergleich die zweitniedrigsten Werte.

Die 400 g schwere 0,75 l Glas-Einwegflasche (Bordeaux) zeigt mit Ausnahme der Kategorien aquatische Eutrophierung und Naturraumbeanspruchung Forst jeweils die höchsten Werte.

Ergebnisse mit Recyclinggutschrift/-lastschrift

Die Recyclinggut-/-lastschriften verändern die Höhe der Indikatorergebnisse nur bei den Kategorien aquatische Eutrophierung und Naturraumbeanspruchung Forst und nur für die Einwegsysteme in relevanter Größenordnung. Bei den Glasflaschen erhöhen sich infolge der Lastschrift für den Altpapiereinsatz beim Wellpappe-Tray die Werte, beim Verbundkarton wird dieser Effekt durch eine Gutschrift für das Verbundkarton-Recycling überkompensiert.

Bei den übrigen Kategorien halten sich die Recyclinggut-und Lastschriften weitgehend die Waage.



ifeu, Heidelberg 1999

Abbildung 4-11: Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für Wein (I)

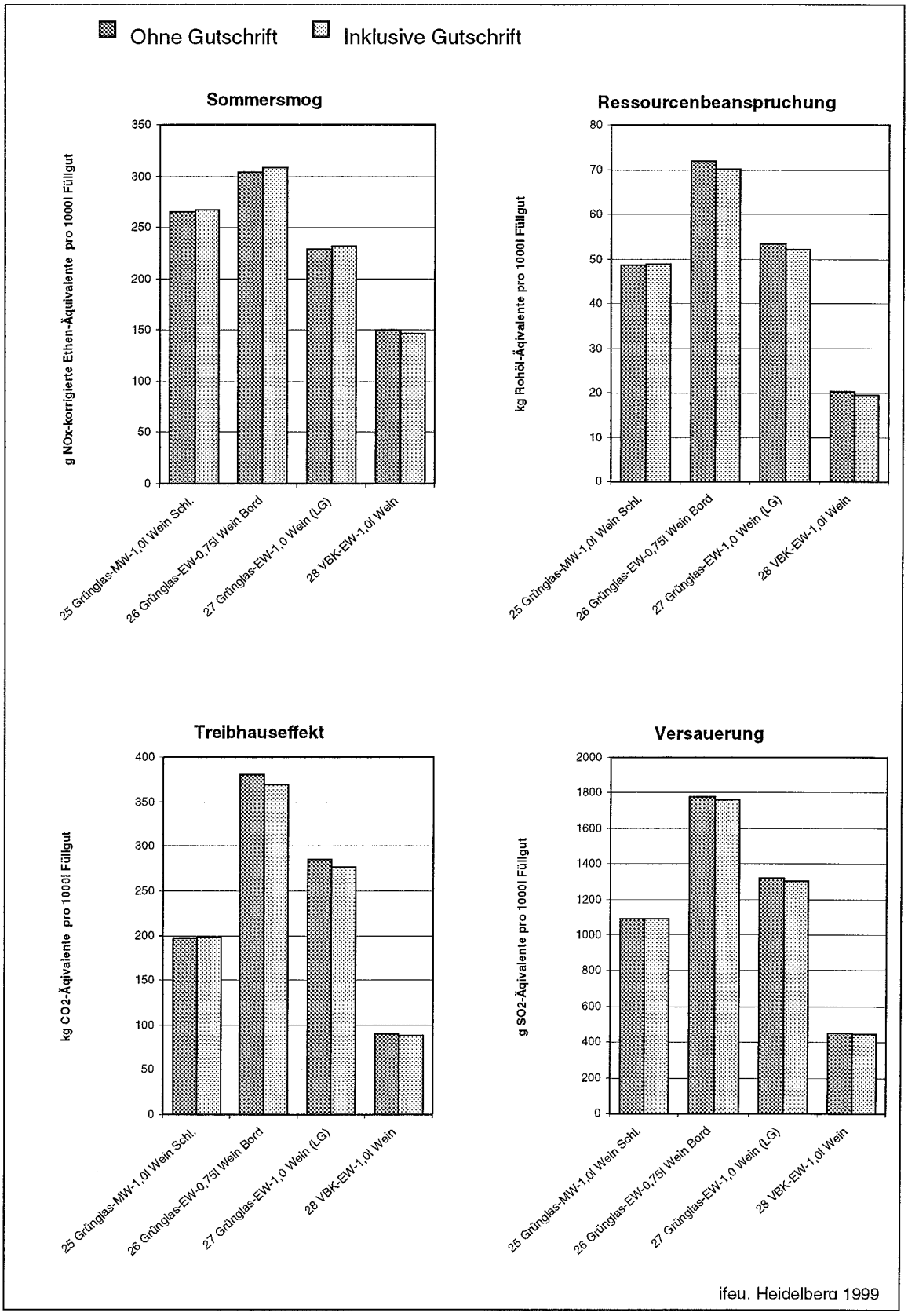


Abbildung 4-11: Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für Wein (II)

Sektoraler Vergleich

Bei der Glas-Mehrwegflasche stammt ein großer Teil der potenziellen Umweltwirkungen aus der Distribution, der Flaschenwäsche und der Herstellung der Glasflasche.

Bei der Glas-Einwegflasche dominieren die Herstellung von Glas, die Distribution und die Trayherstellung (beginnend mit der Gewinnung von Holz).

Beim Verbundkarton resultieren die potenziellen Umweltwirkungen v.a. aus der Herstellung der Packstoffe PE, Aluminium und Karton sowie der Herstellung des Verbundkartons.

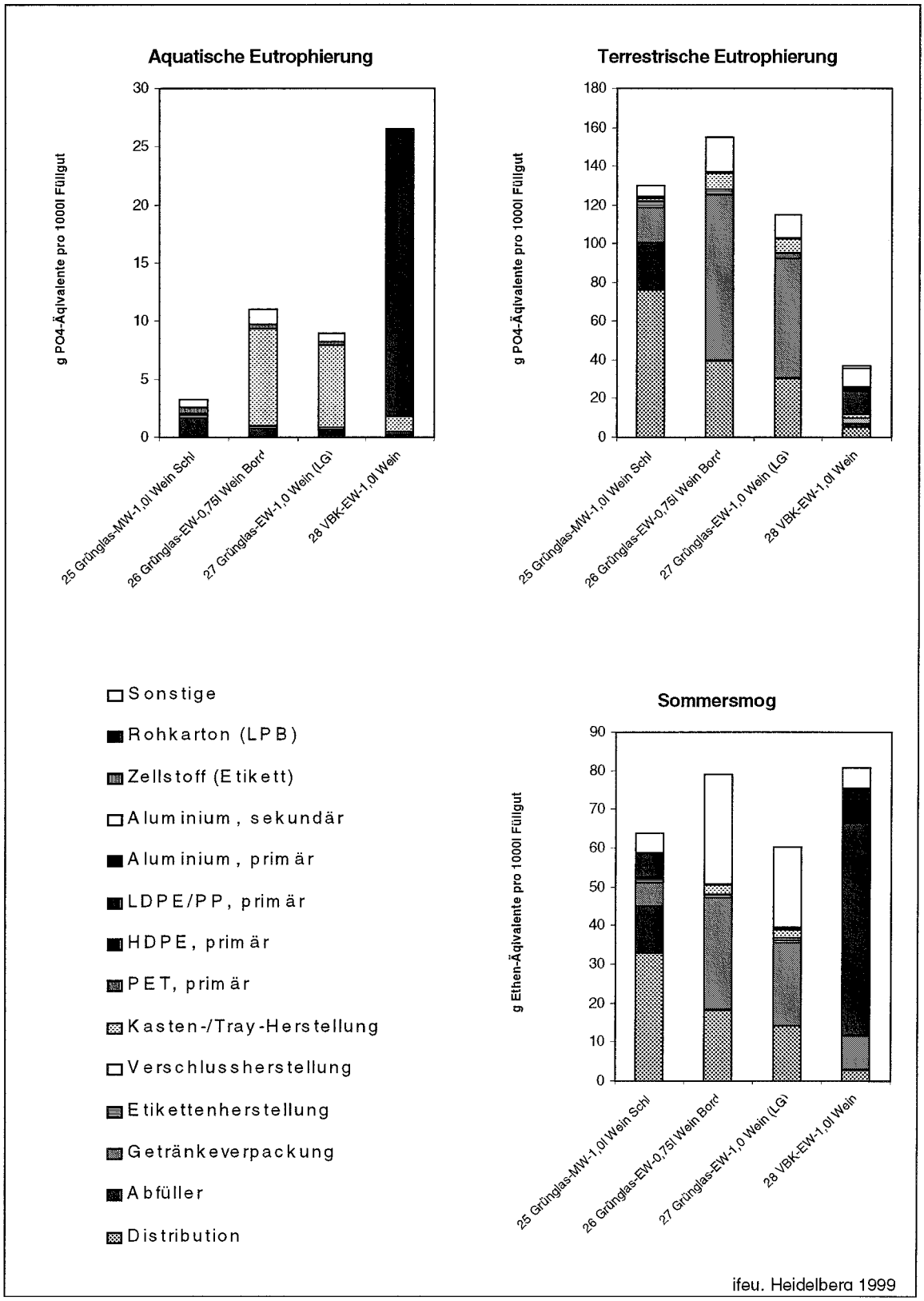


Abbildung 4-12: Ergebnisse des sektoralen Vergleiches für Wein (I)

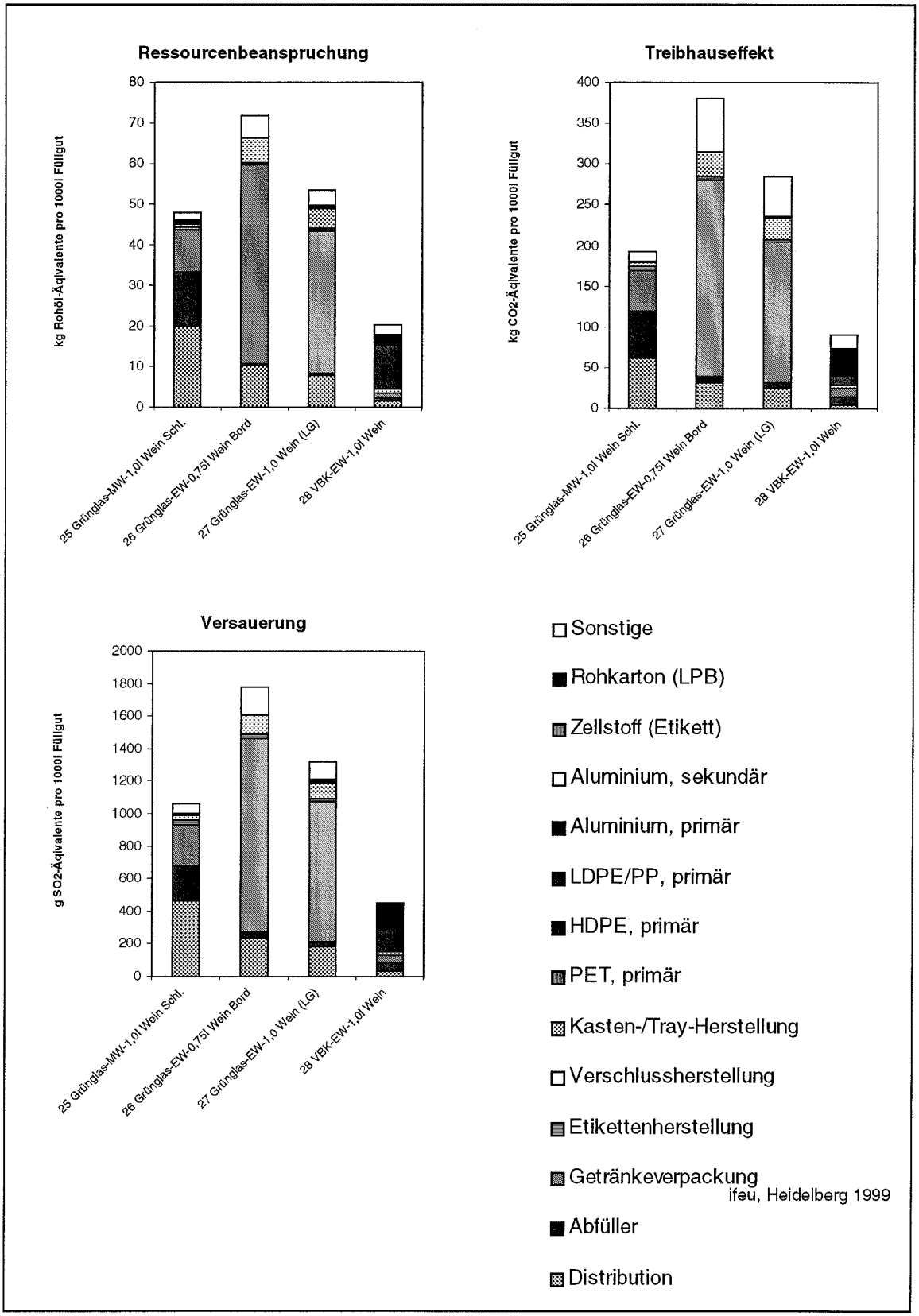


Abbildung 4-12: Ergebnisse des sektoralen Vergleiches für Wein (II)

4.4 Ergebnisse der Sensitivitätsanalysen, Graphische Auswertung ausgewählter Kategorien der Wirkungsabschätzung

4.4.1 Szenarien zum System 01: 0,7 l Glas-Mehrweg (GDB)

Mit dem Szenario >Distribution nah< erfolgt eine zum Teil deutliche Verminderung der Indikatorergebnisse. Das Szenario >Distribution weit< führt zu einer Erhöhung der Indikatorergebnisse um bis zu 15 %. Die anderen Szenarien haben mit Ausnahme der >Abfüllung May<, die bei der aquatischen Eutrophierung eine 20 %ige Verringerung der potenziellen Umweltwirkungen bewirkt, keine wesentlichen Auswirkungen auf die Ergebnisse.

>Distribution nah<

Eine Verkürzung der einfachen Distributionsentfernung auf 114 km (gewichtetes Mittel über erste und zweite Distributionsstufe) vermindert die Umweltwirkungspotenziale des Mehrwegsystems je nach Kategorie um bis zu 35 %. Keine Änderung tritt in den Kategorien der Naturraumbeanspruchung und aquatische Eutrophierung ein.

>Distribution weit<

Eine Erhöhung der einfachen Distributionsentfernung auf 240 km (gewichtetes Mittel über erste und zweite Distributionsstufe) erhöht das Umweltwirkungspotenzial des Mehrwegsystems je nach Kategorie um bis zu 14 %. Die Indikatorergebnisse der Kategorien Naturraumbeanspruchung und aquatische Eutrophierung ändern sich nicht.

>Abfüllung May<

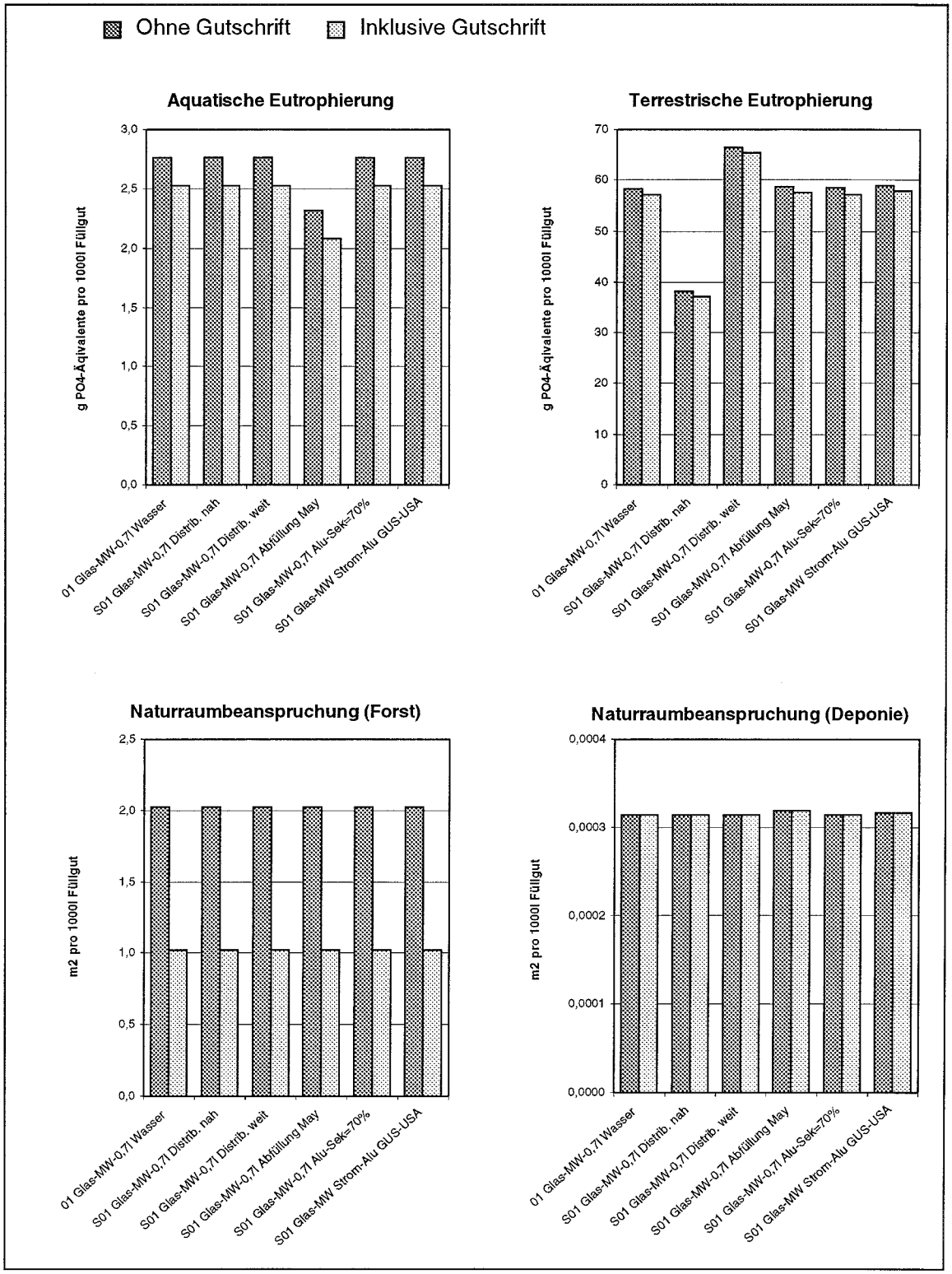
Bei der aquatischen Eutrophierung verringert sich das Umweltwirkungspotenzial um rund 15 %. In den übrigen Kategorien erhöhen sich die Werte um maximal 4 %.

>Alu-Sekundär = 70 %<

Bei einer auf 70 % reduzierten Einsatzquote von Sekundäraluminium vermindert sich die Lastschrift. Andererseits wird im System mehr Primäraluminium benötigt. Infolge des gegenläufigen Effektes wirkt die Änderung sich nicht ergebnisrelevant aus (Änderungen von maximal 1 %).

>Alu-Strom GUS/USA<

Der Einsatz eines anderen Stromsplits führt zu einer Erhöhung der Werte um maximal 3 %.



ifeu, Heidelberg 1999

Abbildung 4-13: Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse zum Szenario 01: 0,7 l Glas Mehrwegflasche (GDB) (I)

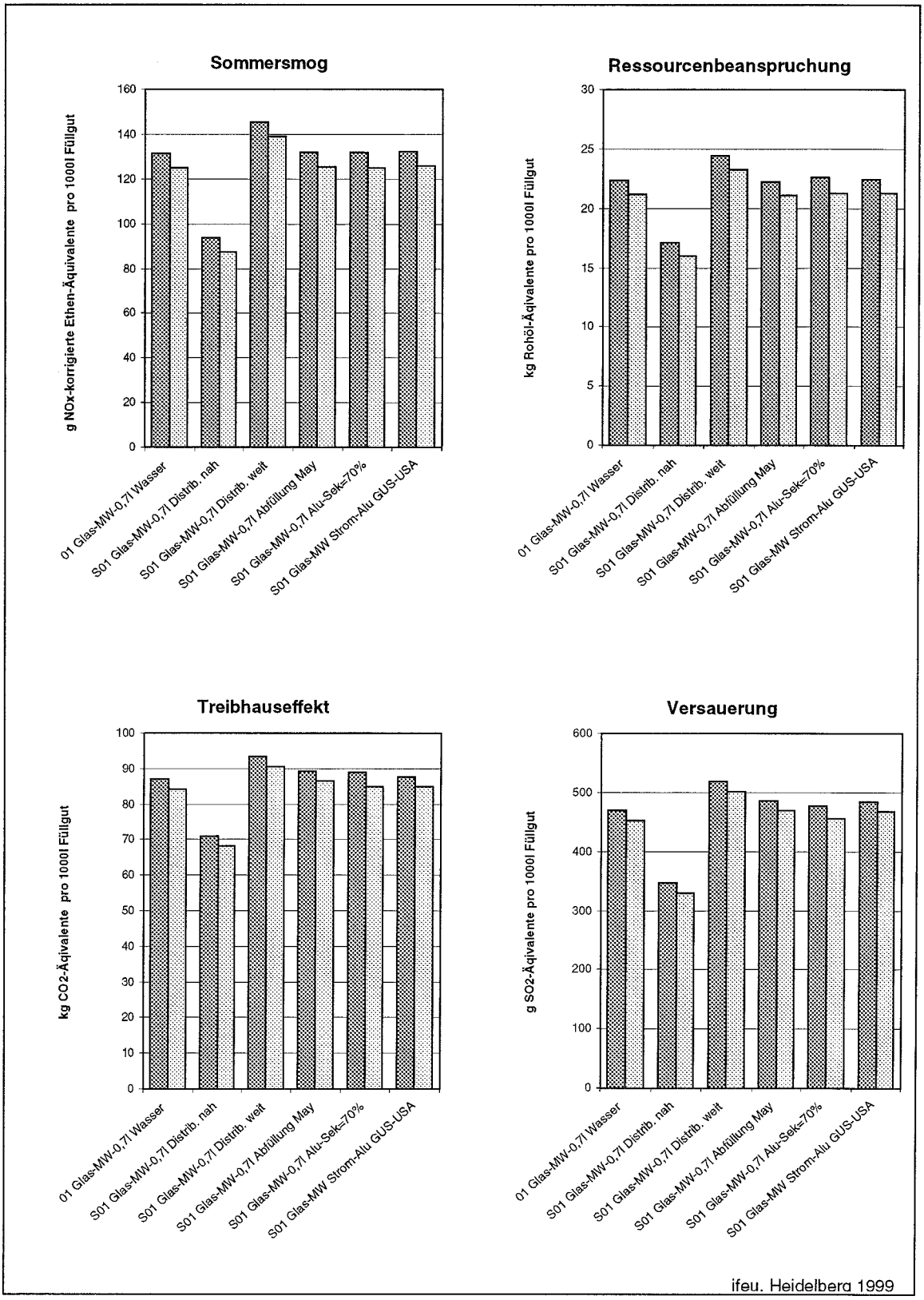


Abbildung 4-13: Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse zum Szenario 01: 0,7 l Glas Mehrwegflasche (GDB) (II)

4.4.2 Szenarien zum System 04: 1,5 l PET-Mehrweg

>Distribution nah<

Mit dem Szenario >Distribution nah< vermindert sich der Wert ohne Gut-/Lastschrift bei der terrestrischen Eutrophierung bis 20 %. Bei der aquatischen Eutrophierung und der Naturraumbeanspruchung Forst treten keine Änderungen ein. In den übrigen Kategorien werden Verminderungen um rund 10 % erreicht.

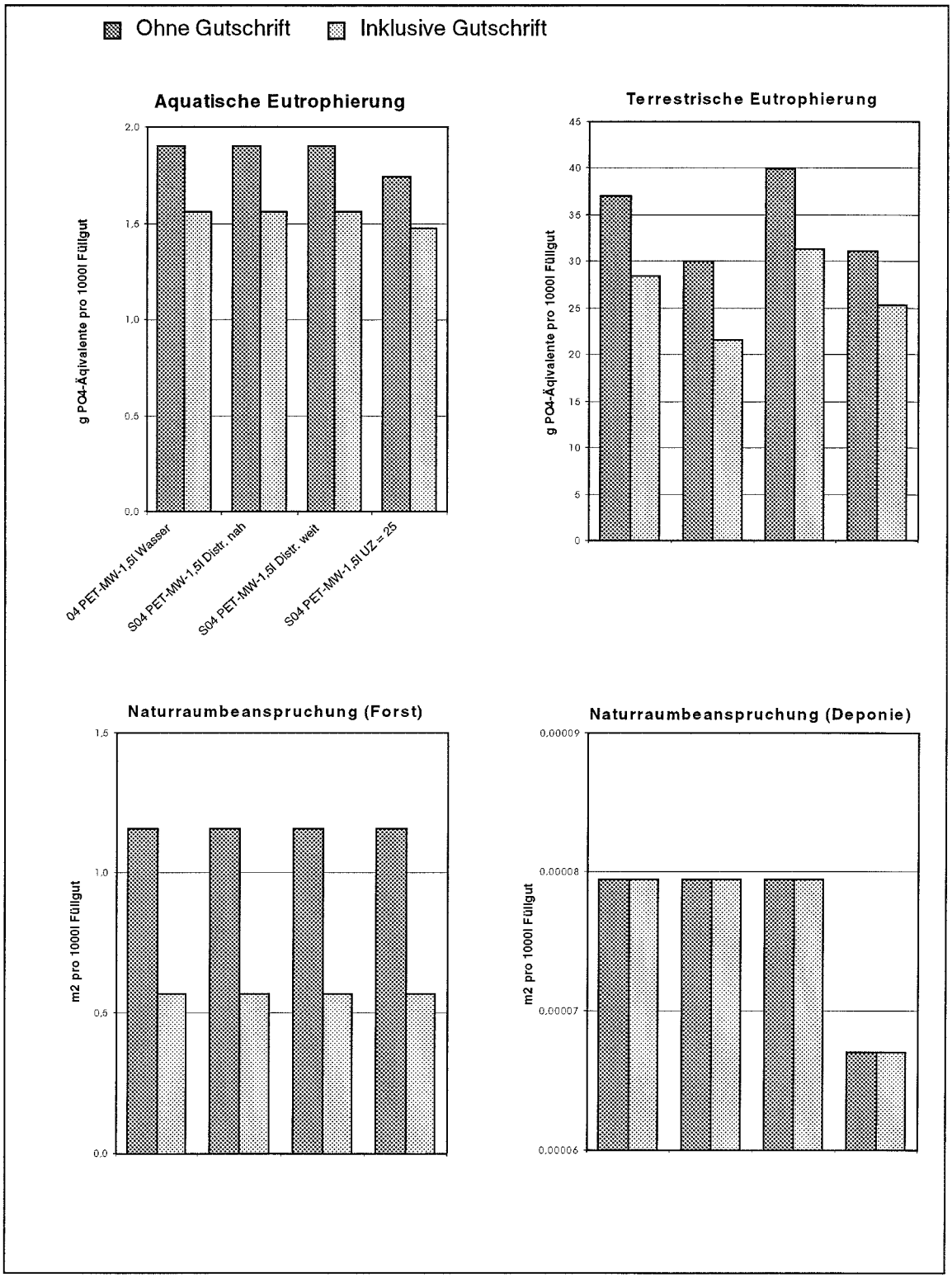
>Umlaufzahl 25<

Mit dem Szenario >Umlaufzahl 25< werden Verminderungen der Werte ohne Gut-/Lastschrift bis zu ca. 15 % erreicht, beim Sommersmog um 25 %. Bei der Naturraumbeanspruchung Forst erfolgt keine Änderung.

Mit der Erhöhung der Umlaufzahl auf 25 verbessern sich die Werte des PET-Mehrwegsystems beim Sommersmog soweit, dass sie in gleicher Größenordnung wie die der Glas-Mehrwegsysteme im Hauptszenario liegen.

>Distribution weit<

Das Szenario >Distribution weit< führt zu einer Erhöhung der Indikatorergebnisse um ca. 5 %.



ifeu, Heidelberg 1999

Abbildung 4-14: Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse zum Szenario 04: 1,5 l PET Mehrwegflasche (l)

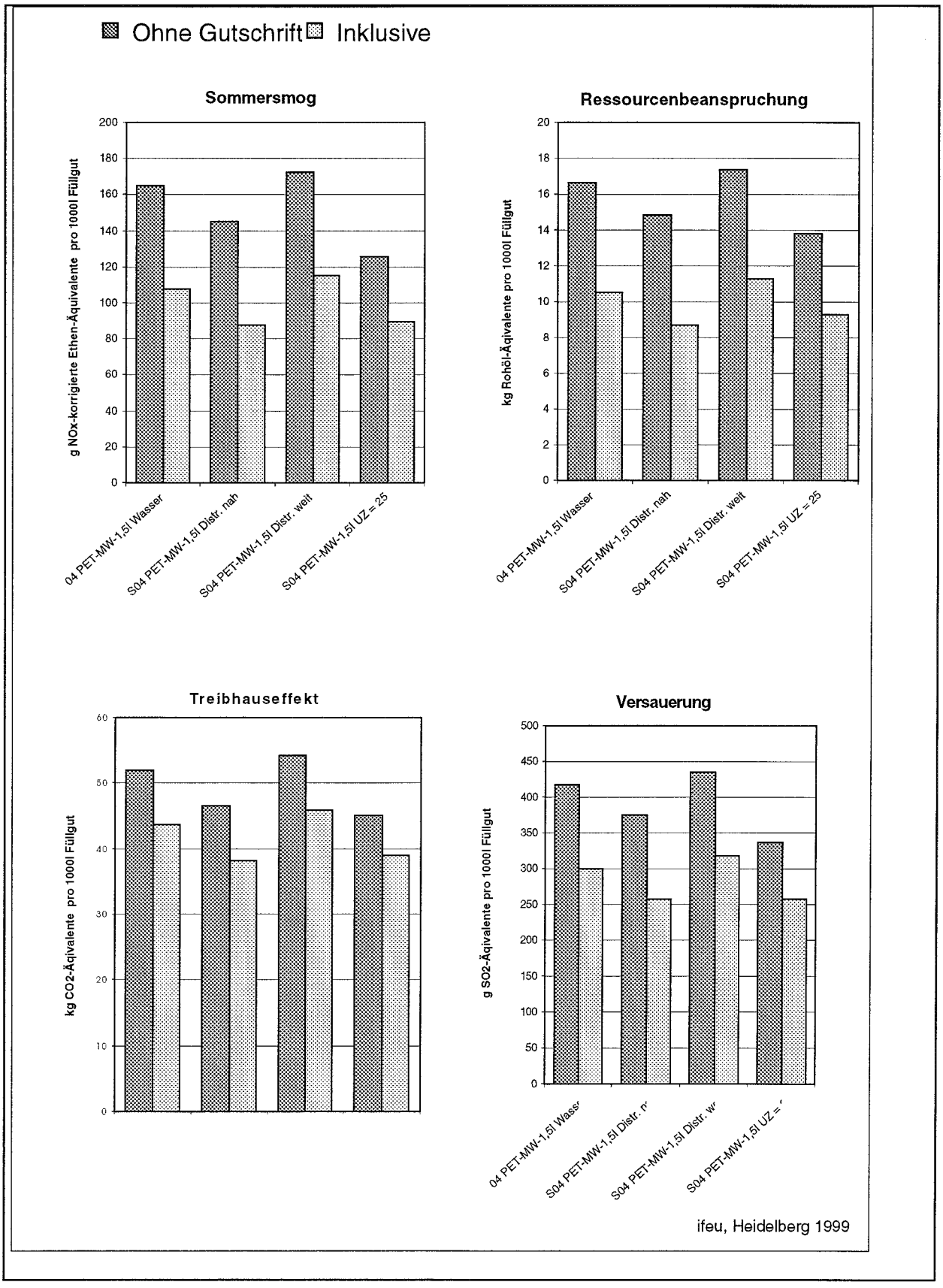


Abbildung 4-14: Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse zum Szenario 04: 1,5 l PET Mehrwegflasche (II)

4.4.3 Szenarien zum System 06: Wasser Verbundkarton 1 l

>Alu-Sekundär = 0 %<

Für dieses Szenario ändern sich die Werte der Indikatorergebnisse sowohl für mit als auch ohne Gut-/Lastschrift um maximal 6 %.

>Gutschrift = Holzstoff<

Beim Szenario >Gutschrift = Holzstoff< ändert sich die Höhe der Gutschrift. Die Werte der Indikatorergebnisse mit Gutschrift erhöhen sich bei der aquatischen Eutrophierung und der Naturraumbeanspruchung Forst um rund 10 %. Bei der Naturraumbeanspruchung Deponie tritt keine Änderung ein. Eine Veringerung um rund 25 % erfolgt beim Sommersmog, der Ressourcenbeanspruchung und dem Treibhauspotenzial. Die Werte für das Versauerungspotenzial verringern sich um 25 %, die der terrestrischen Eutrophierung um 45 %.

>Zellstoff-Gutschrift = 37,2%<

Mit der Erhöhung der Gutschrift von 21 % im Hauptszenario auf 37,2% vermindern sich die potenziellen Umweltwirkungen. Bei der aquatischen Eutrophierung der Naturraumbeanspruchung Forst vermindern sich die Ergebniswerte mit Recyclinggut-/-lastschrift um rund 10 %. Bei den übrigen Kategorien erniedrigen sich die Ergebniswerte um maximal 2 %.

>Alu-Strom GUS/USA<

Beim Szenario >Alu-Strom GUS/USA< erhöhen sich die Indikatorergebnisse um bis zu 4 %, lediglich bei der Versauerung um 13 %.

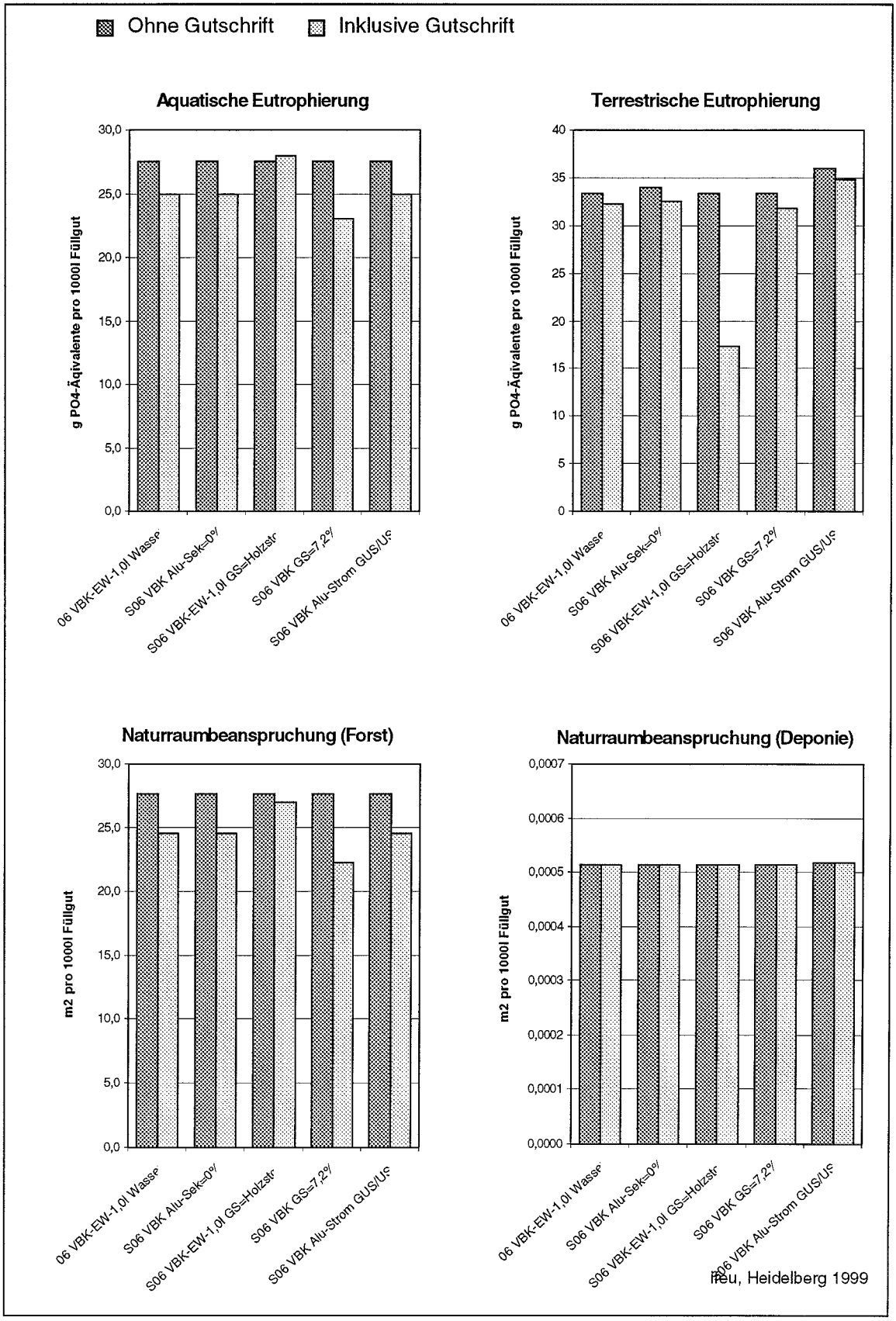


Abbildung 4-15: Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse zum Szenario 06: Verbundkarton 1,0 l (l)

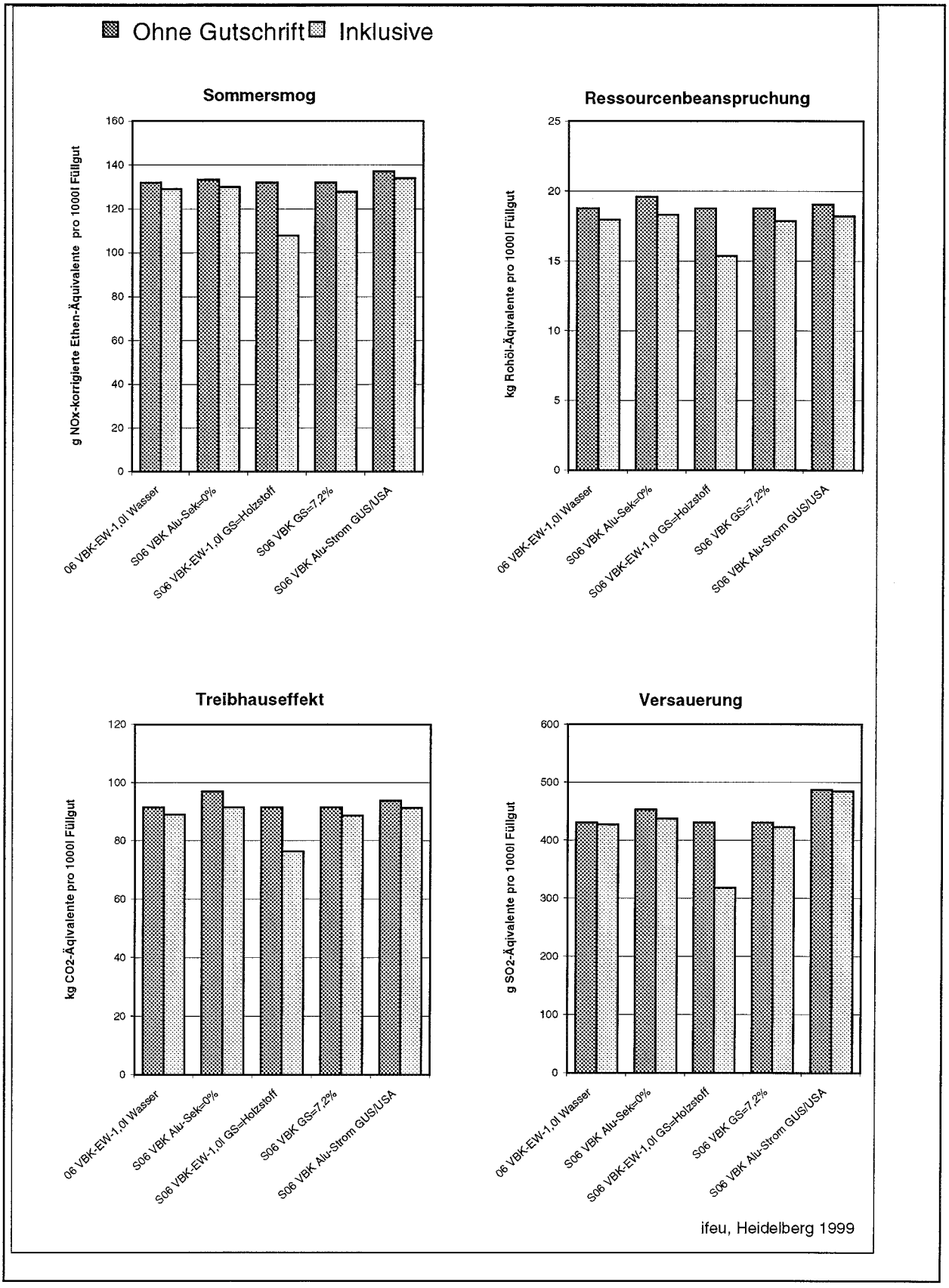
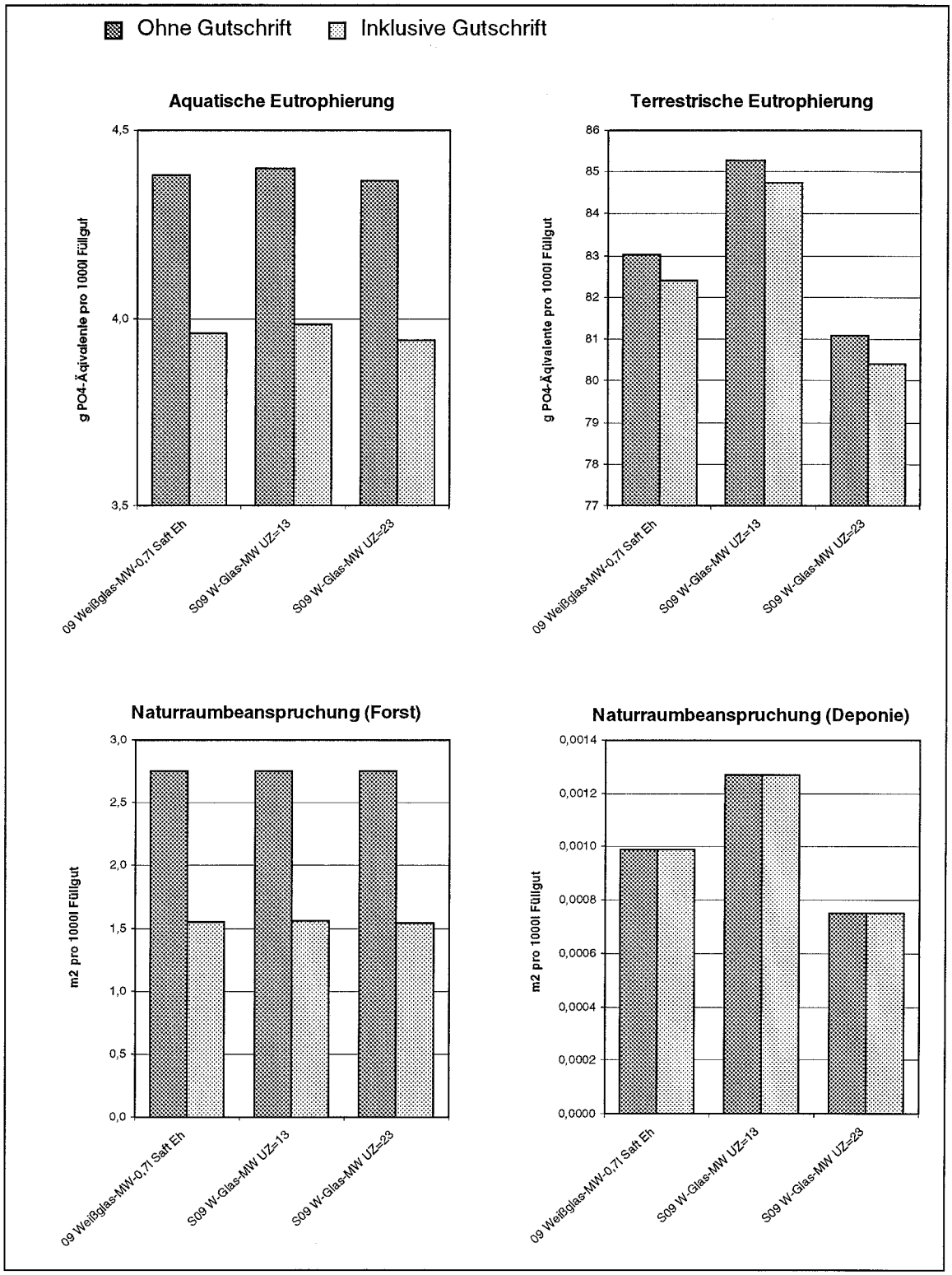


Abbildung 4-15: Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse zum Szenario 06: Verbundkarton 1,0 l (II)

4.4.4 Szenarien zum System 09: 0,7 l Glas-Mehrweg Enghals

Die **Variation der Umlaufzahlen**, d.h. der Materialverluste um 25 % (>UZ 13< und >UZ 23<), führt zu einer Änderung der Indikatorergebnisse um bis zu 5 % bzw. bei der Naturraumbeanspruchung Deponie um bis zu 30 %. Keine Auswirkung der Umlaufzahl auf das Ergebnis zeigt sich bei der aquatischen Eutrophierung und der Naturraumbeanspruchung Forst.



ifeu, Heidelberg 1999

Abbildung 4-16: Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse zum Szenario 09 0,7 l Glas-Mehrweg Enghals (l)

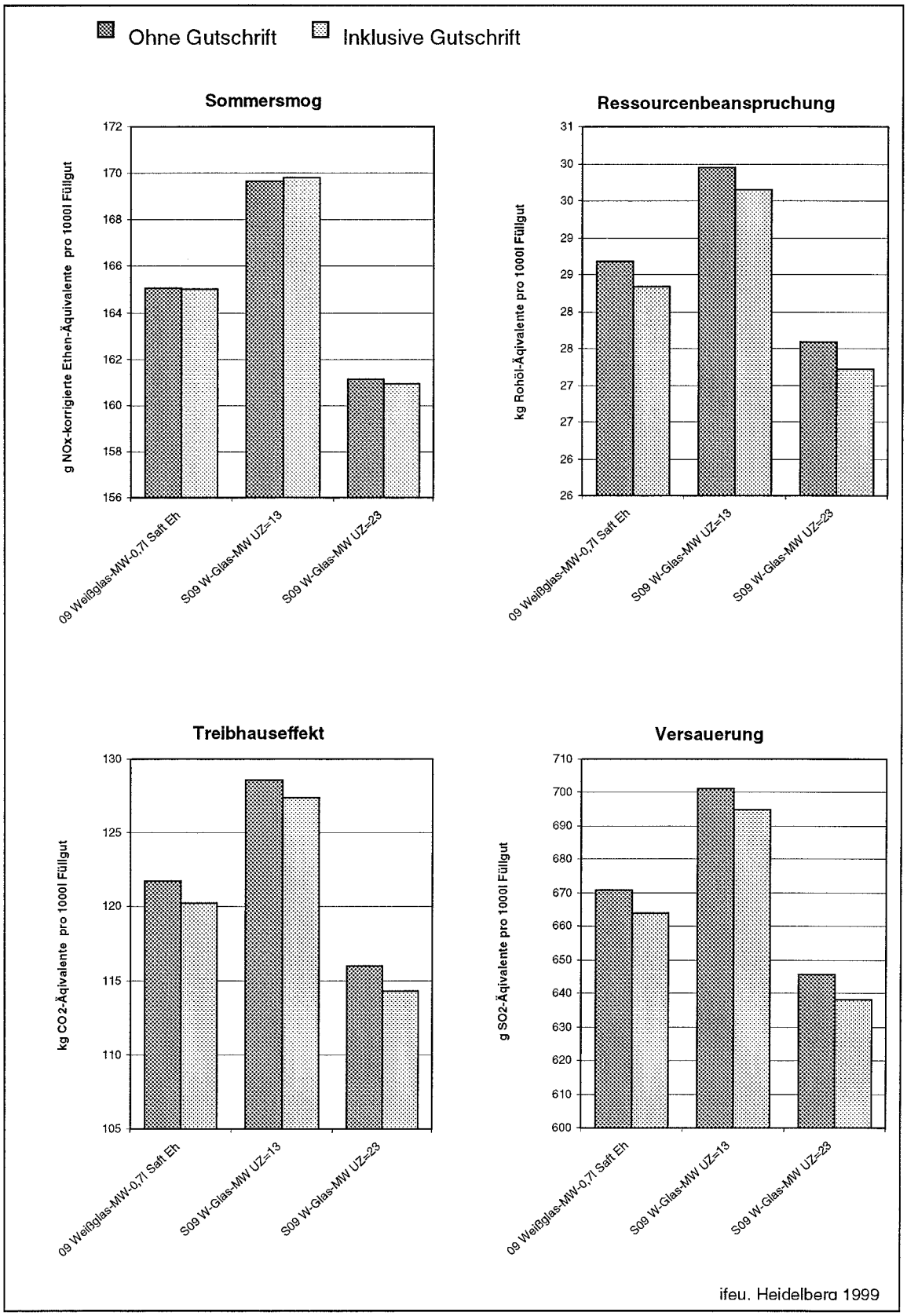
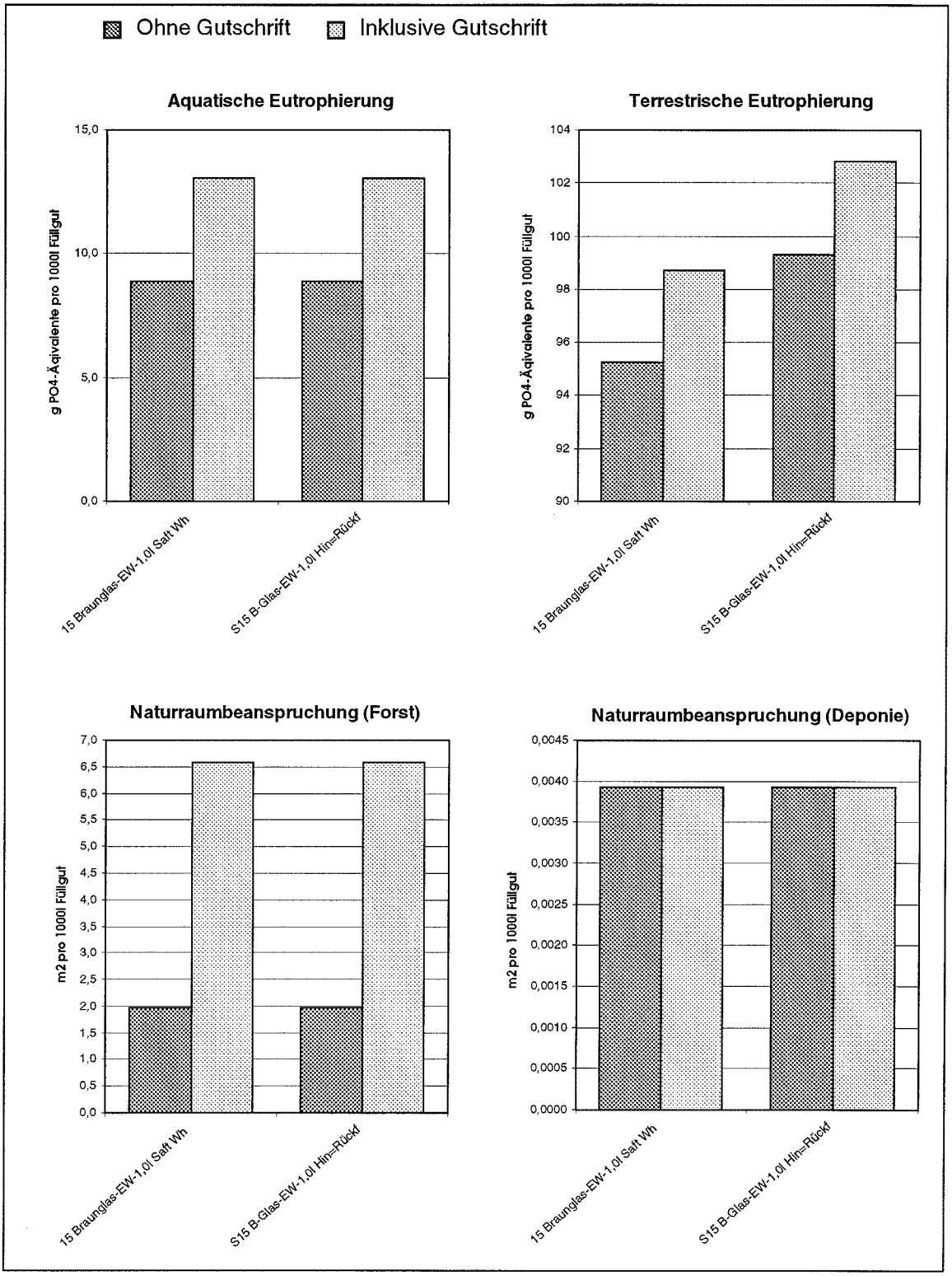


Abbildung 4-16: Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse zum Szenario 09: 0,7 l Glas-Mehrweg Enghals (II)

4.4.5 Szenario zum System 15: Braunglas 1,0 l Einweg Weithals Saft

Im diesem Szenario zur Distribution wird die Länge der **Rückfahrt gleich** der der **Hinfahrt** gesetzt. Dies entspricht den Bedingungen des Werkverkehrs. Infolge erhöhen sich die Indikatorergebnisse um bis zu 5 %.



ifeu, Heidelberg 1999

Abbildung 4-17: Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse zum Szenario 15: Braunglas 1,0 l Einweg Weithals (l)

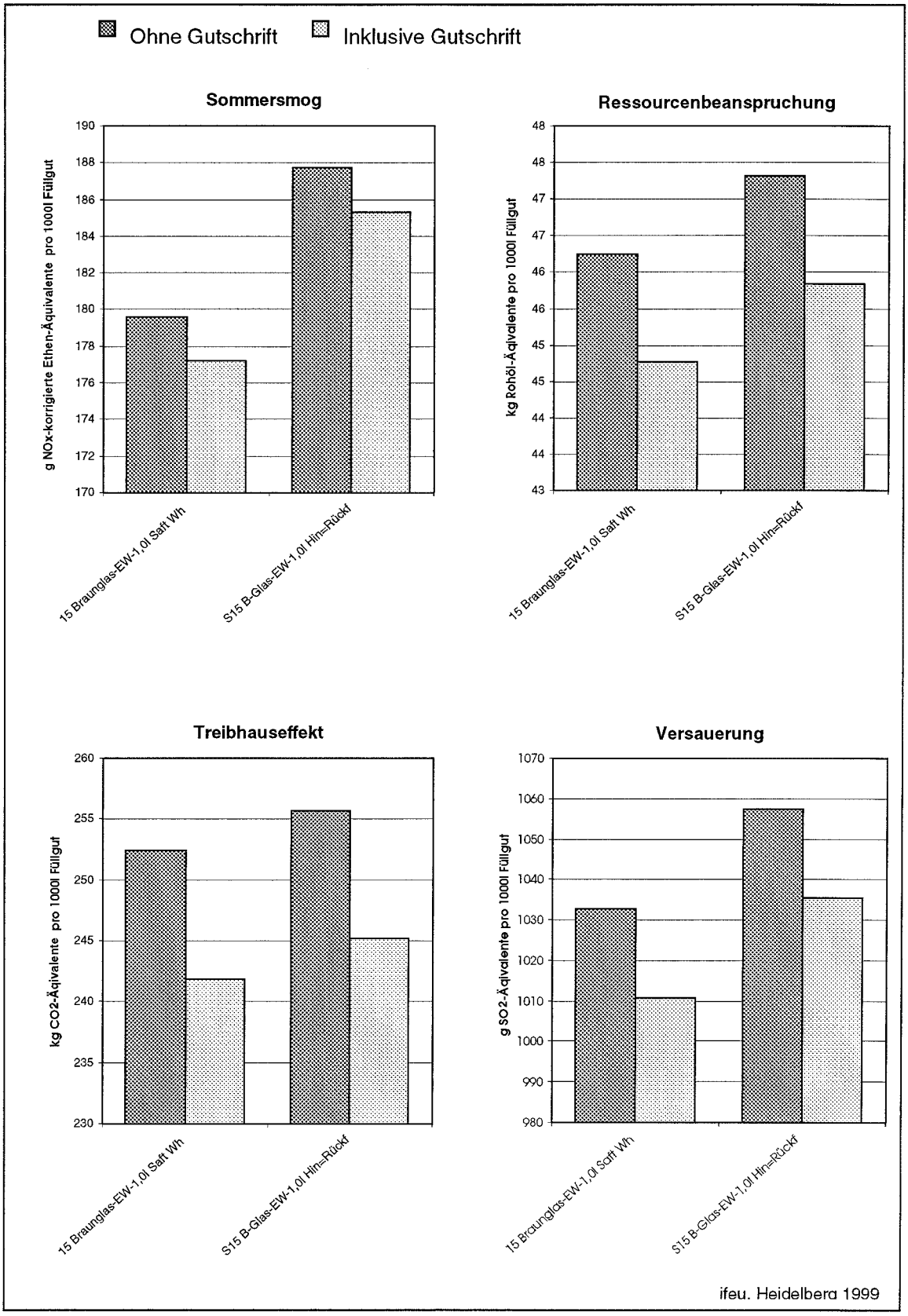
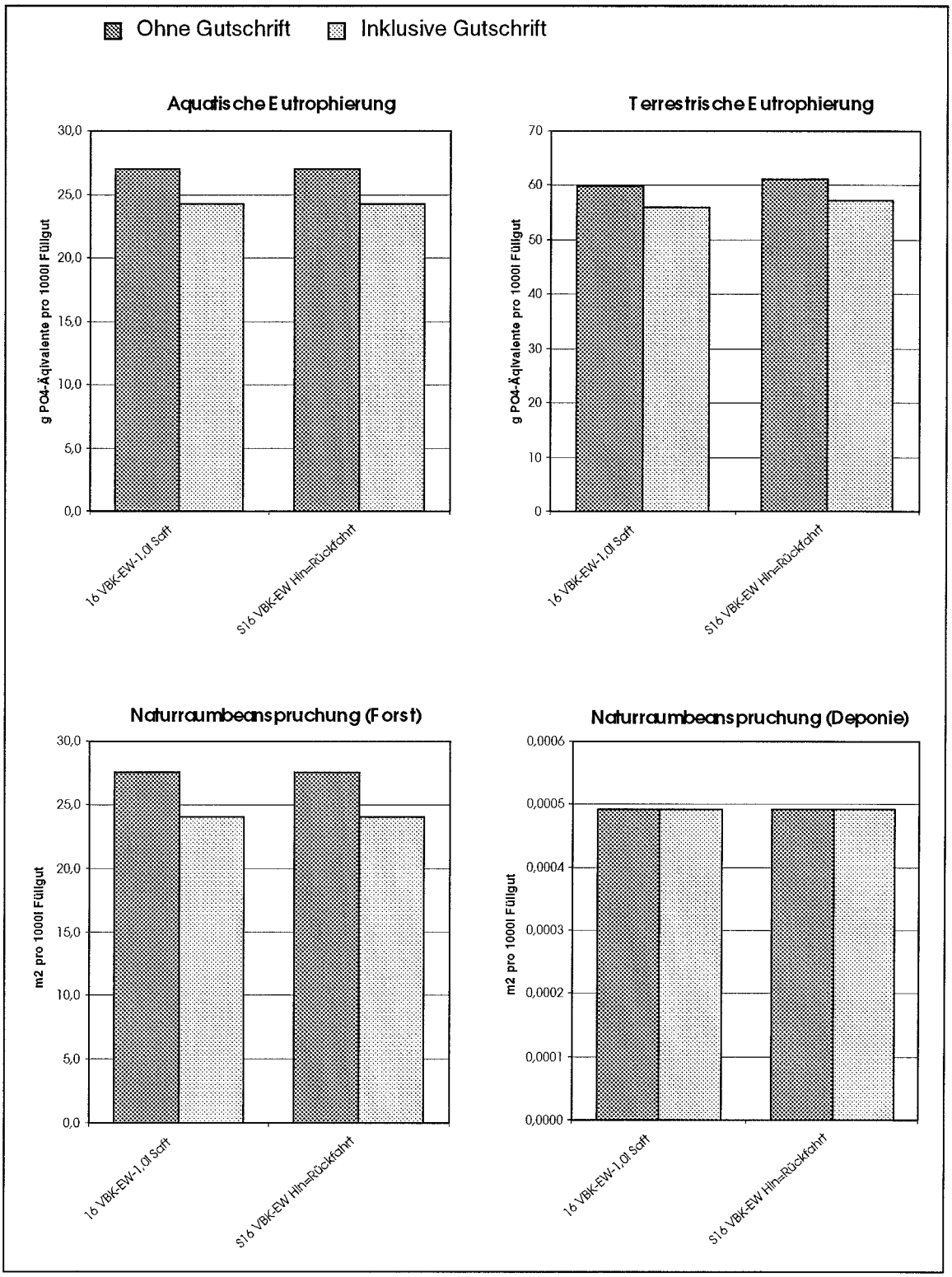


Abbildung 4-17: Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse zum Szenario 15: Braunglas 1,0 l Einweg Weithals (II)

4.4.6 Szenario zum System 16: Verbundkarton 1,0 l Einweg Saft

Die Anrechnung der gesamten Rückfahrten bei der Distribution (Szenario >**Hinfahrt = Rückfahrt**<) analog des Werkverkehrs erhöhen die Indikatorergebnisse des Verbundkartons um maximal 4 %.



ifeu, Heidelberg 1999

Abbildung 4-18: Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse zum Szenario 16: Verbundkarton 1,0 l Einweg (l)

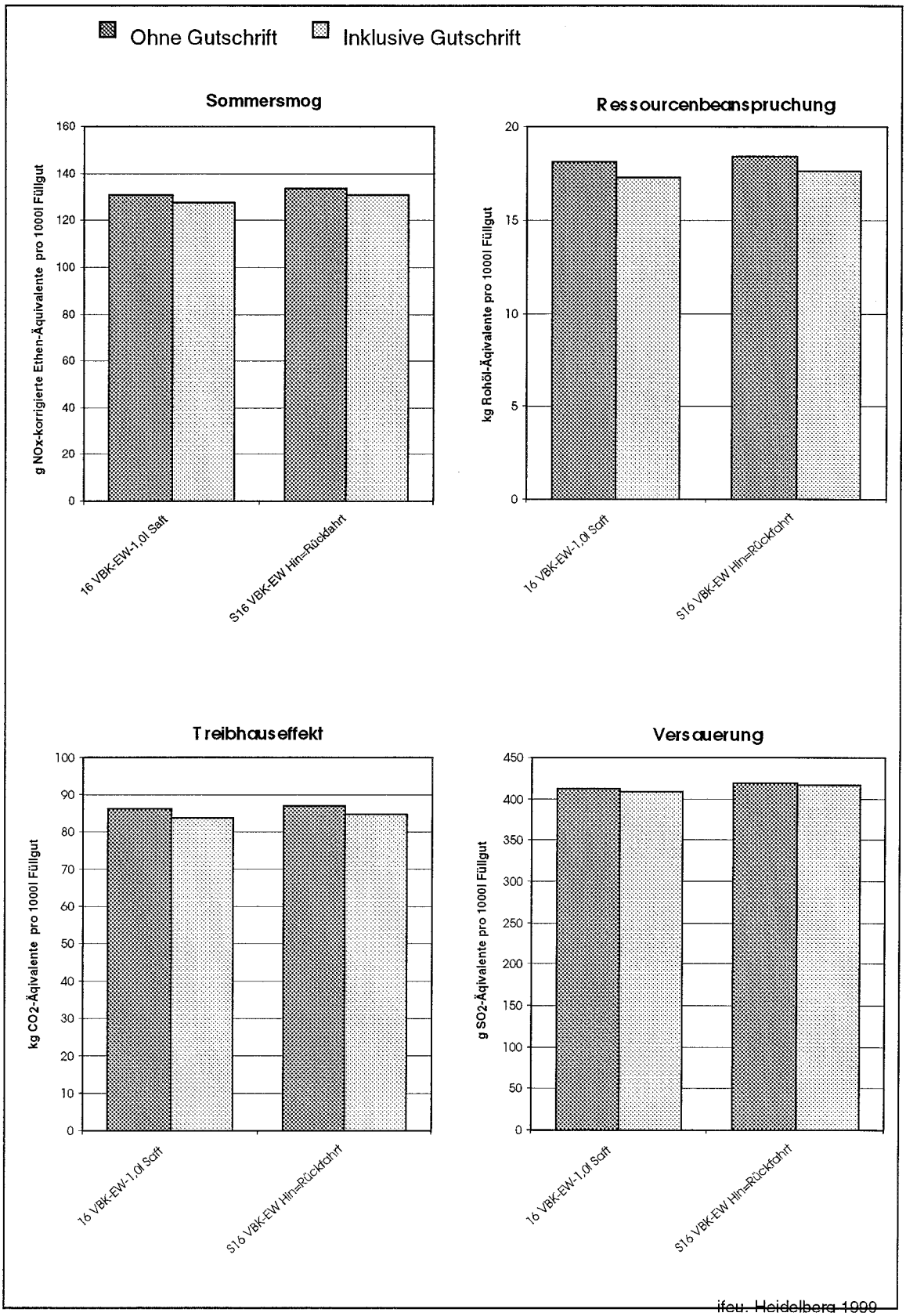


Abbildung 4-18: Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse zum Szenario 16: Verbundkarton 1,0 l Einweg (II)

4.4.7 Szenario zum System 23: 0,33 l Weißblechdose

Durch den Einsatz umweltbelastenderer Kraftwerke für die Aluminiumherstellung (**>Strom GUS/USA<**) verschlechtern sich die Indikatorergebnisse beim Versauerungspotenzial und der terrestrischen Eutrophierung um rund 20 %. Eine Erhöhung der Indikatorergebnisse um rund 10 % tritt beim Beitrag zum Sommersmog ein. In den übrigen Kategorien erhöhen sich die Werte um maximal 3 %.

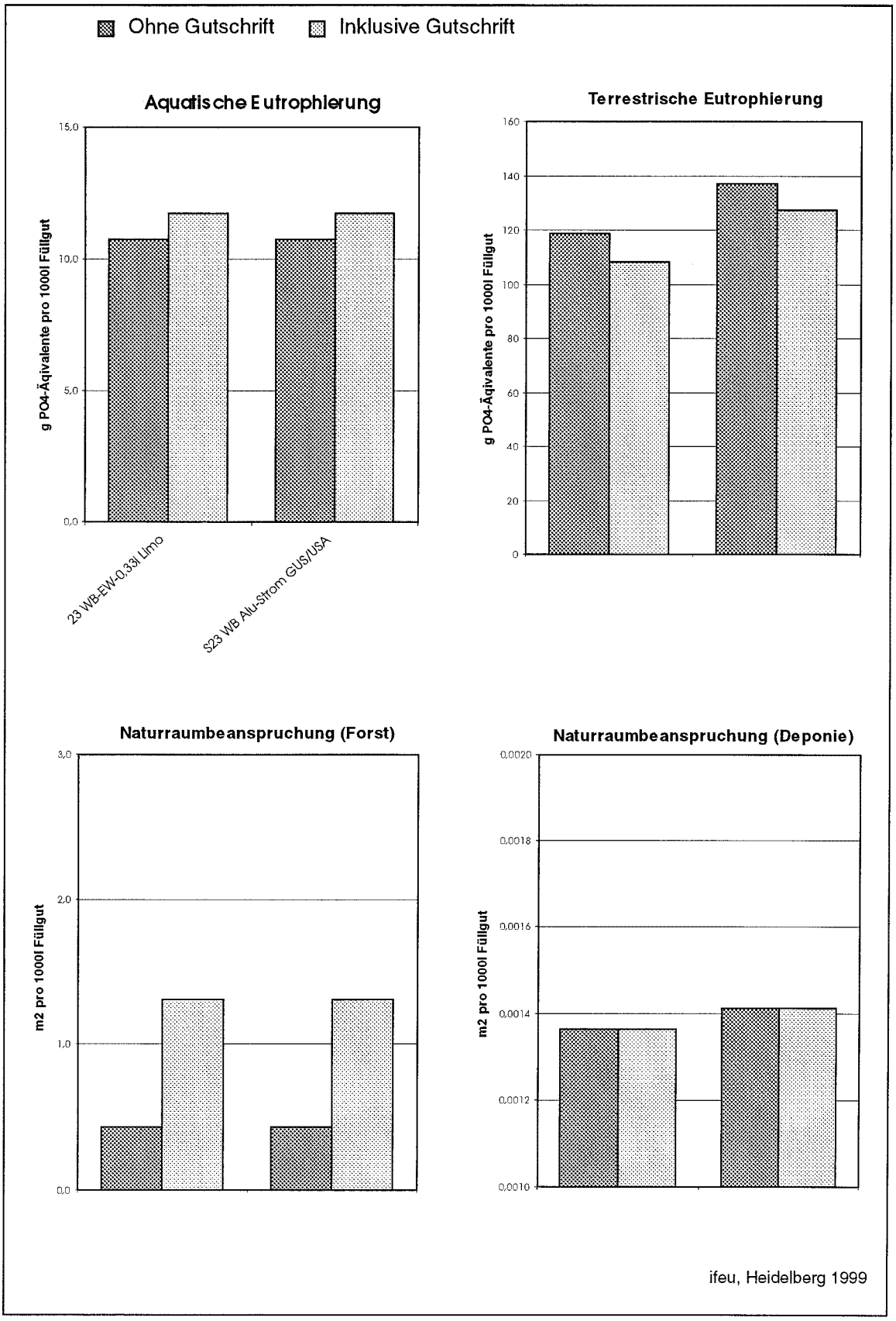


Abbildung 4-19: Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse zum Szenario 23: 0,33 l Weißblechdose (l)

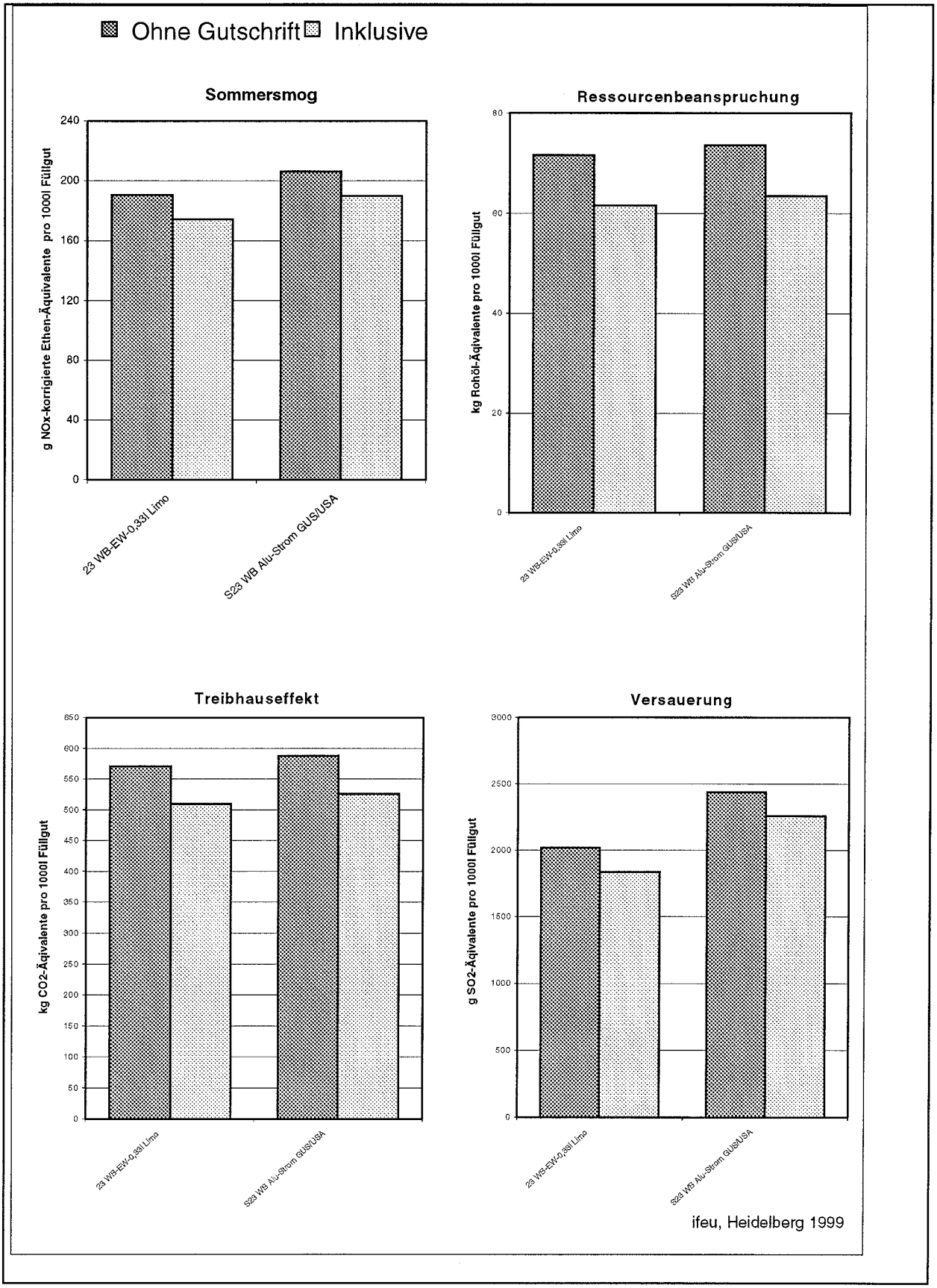


Abbildung 4-19: Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse zum Szenario 23 (II)

4.4.8 Szenarien zum System 24: Aluminiumdose 0,33 l

>Gutschrift = 72,4 %<

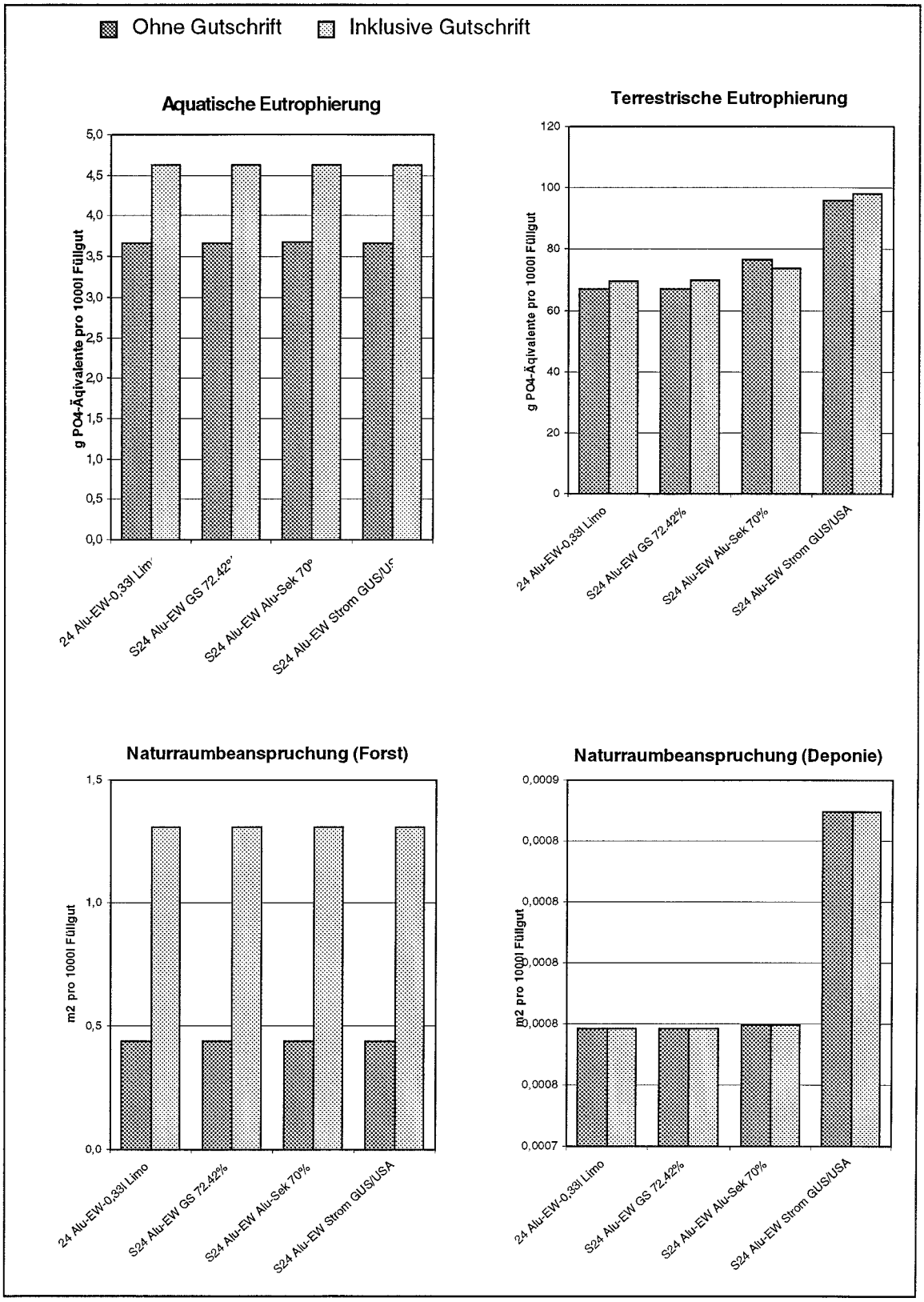
Die Erhöhung der Quote des Aluminiumrecyclings auf 72,4 % führt zu einer Erhöhung der Indikatorergebnisse um nur 1 % (siehe auch Erläuterung unter 4.4.3).

>Alu-Sek 70 %<

Die Senkung der Einsatzquote für Sekundäraluminium für Dosenbodybleche von 90 % im Hauptszenario auf 70 % für zu einer Verminderung der Lastschrift. Andererseits wird im System mehr Primäraluminium benötigt. Infolge erhöhen sich die Indikatorergebnisse ohne Gut-/Lastschrift um bis zu 30 % für die Ressourcenbeanspruchung, den Beitrag zum Treibhauseffekt und zur Versauerung. Beim Beitrag zum Sommersmog erhöhen sich die Werte um rund 10 %, wodurch nun die Glas-Mehrwegflasche (Hauptszenario) geringere Werte zeigt als die Aluminiumdose.

>Strom GUS/USA<

Ungünstigere Bedingungen bei der Stromerzeugung für die Aluminiumherstellung führen zu Erhöhungen der Indikatorergebnisse bei der terrestrischen Eutrophierung und dem Versauerungspotenzial um bis zu 50 %, beim Beitrag zum Sommersmog um 20 % und beim Treibhauspotenzial und der Naturraumbeanspruchung Deponie um knapp 10 %. Es gilt wie zuvor, dass die Aluminiumdose nun hinsichtlich des Beitrages zum Sommersmog gegenüber der Glas-Mehrwegflasche höhere Werte zeigt.



ifeu, Heidelberg 1999

Abbildung 4-20: Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse zum Szenario 24: 0,33 l Aluminiumdose (l)

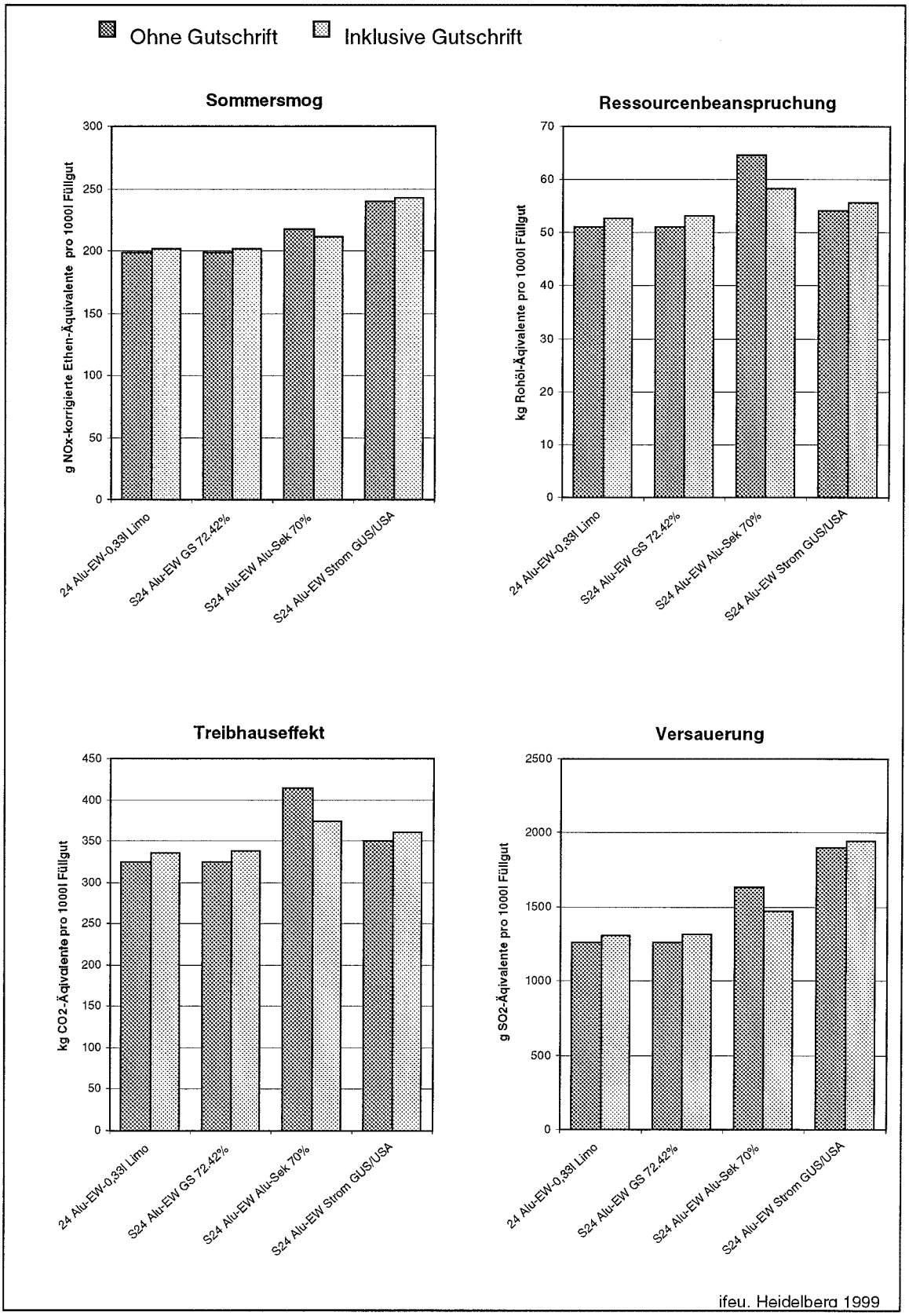


Abbildung 4-20: Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse zum Szenario 24: 0,33 l Aluminiumdose (II)

4.4.9 Szenarien zum System 25: Wein MW 1,0 l

>Regionale Distribution <

Bei regionaler Distribution vermindern sich die Umweltwirkungspotenziale des Mehrwegsystems bei den dargestellten Kategorien um bis zu 50 %. Die deutlichsten Entlastungen zeigen sich bei den Kategorien terrestrische Eutrophierung, Versauerung, Sommersmog (NCPOCP), Ressourcenverbrauch und Treibhauseffekt.

Infolge dieser Verbesserung der Ergebnisse erzielt das Mehrwegsystem bei der aquatische Eutrophierung die niedrigsten und in den übrigen Kategorien die zweitniedrigsten Werte.

>Importwein mit Vorlauf im Ausland<

Wie bei Weinimporten wird in diesem Szenario ein Transport im Ausland von 1000 km der Distribution des Hauptszenarios hinzugerechnet. Unter dieser Annahme erhöhen sich die Indikatorwerte um 150 % bis 200 %. Eine Ausnahme bilden die aquatische Eutrophierung und die Naturraumbeanspruchungen, bei denen keine Auswirkung auf die Ergebniswerte eintritt.

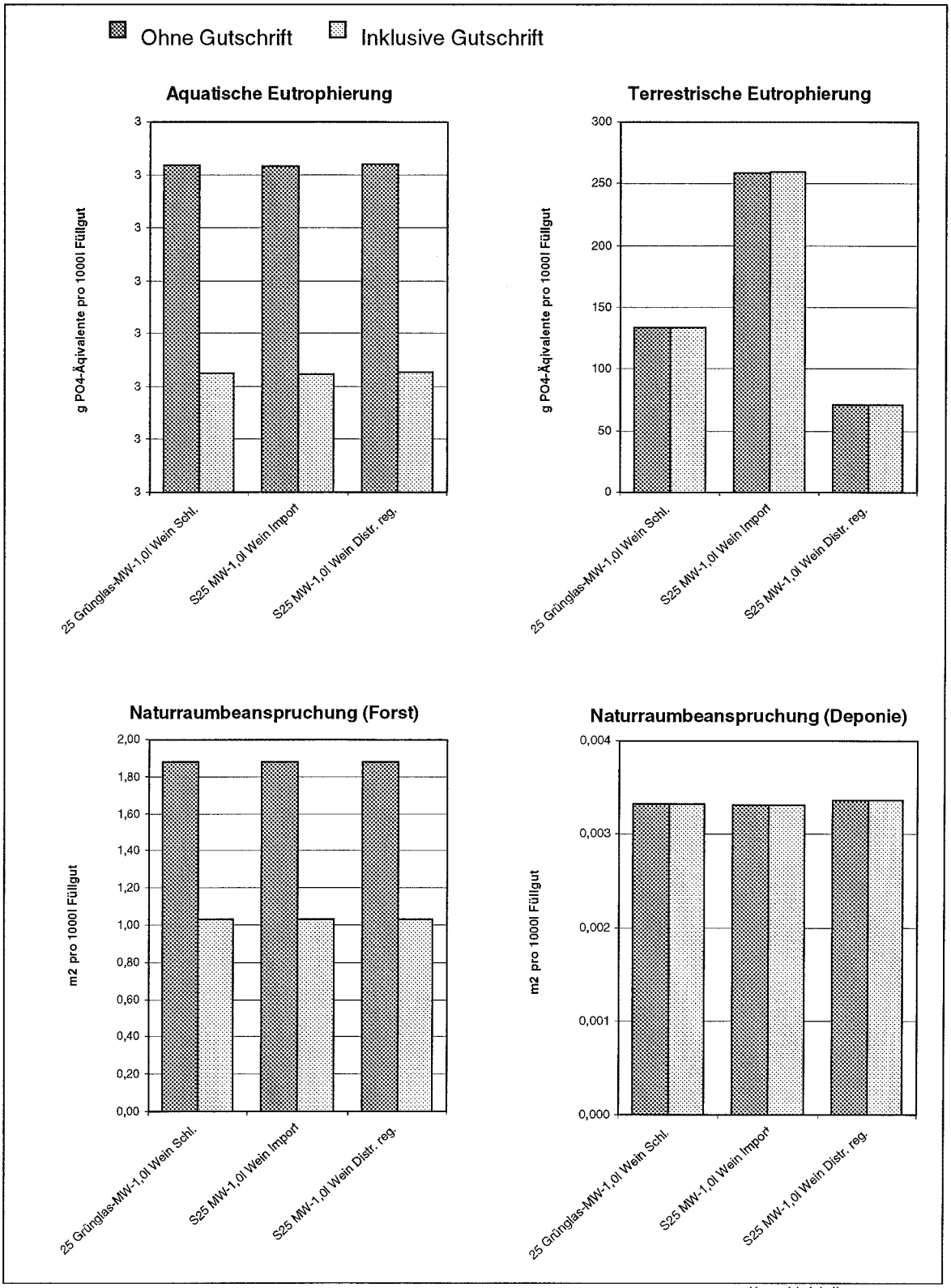


Abbildung 4-21: Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse zum Szenario 25: Wein MW 1,0 l (l)

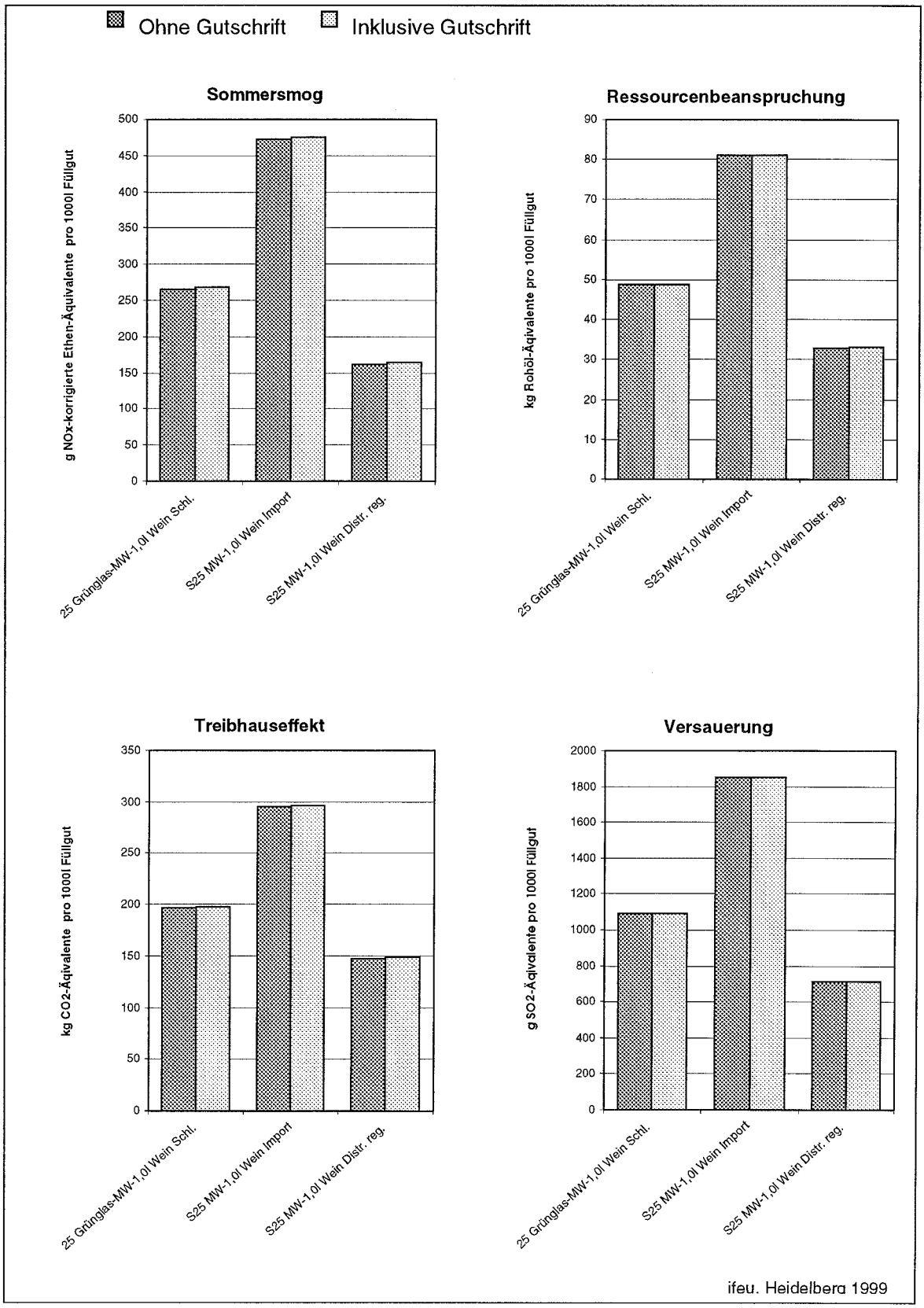


Abbildung 4-21: Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse zum Szenario 25: Wein MW 1,0 l (II)

4.4.10 Szenarien zum System 26: Wein 0,75 l (Bordeaux)

Die Berücksichtigung der Transporte im Ausland (>**Importwein mit Vorlauf im Ausland**<) führt zu einer Erhöhung der Indikatorergebnisse um bis zu 30 %. Lediglich bei den Kategorien aquatische Eutrophierung und Naturraumbeanspruchung erfolgt keine Veränderung.

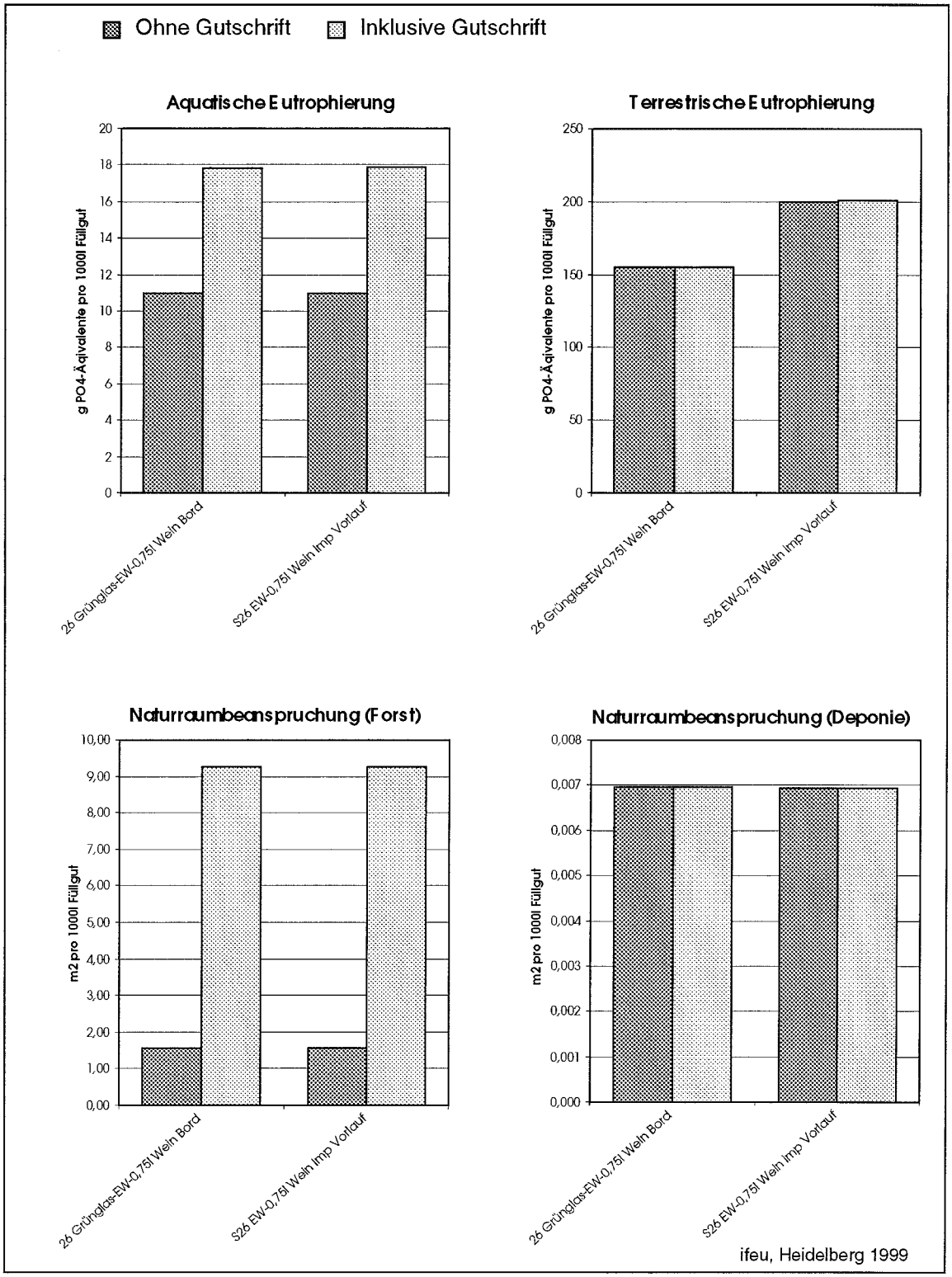


Abbildung 4-22: Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse zum Szenario 26: Wein 0,75 l (Bordeaux) (I)

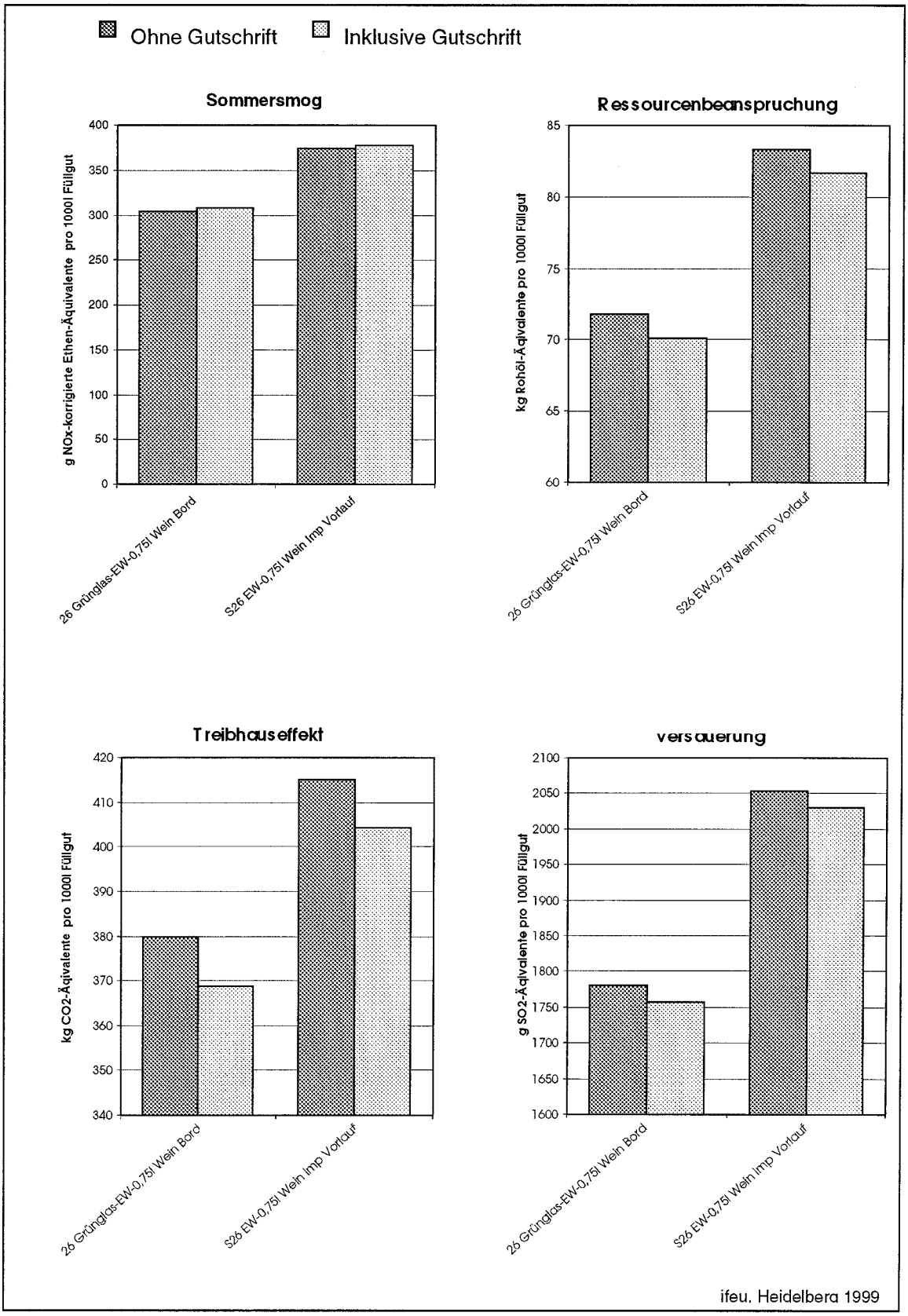


Abbildung 4-22: Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse zum Szenario 26: Wein 0,75 l (Bordeaux) (II)

5 Auswertung

5.1 Ziel und Rahmen der Auswertung

Die Projektgemeinschaft „Ökobilanz für Getränkeverpackungen II„, bestehend aus der Prognos GmbH, dem IFEU-Institut für Energie- und Umweltforschung, der Gesellschaft für Verpackungsmarktforschung und der Pack Force, hat, aufbauend auf dem vorher festgelegten Ziel und Rahmen, Berechnungen zur Sachbilanz und Wirkungsabschätzung für den Teil I der Untersuchung (Status Quo-Analyse) durchgeführt. Hierbei wurden 27 Verpackungssysteme aus den vier Getränkebereichen Mineralwasser, CO_2-haltige Erfrischungsgetränke, Fruchtsäfte und Wein untersucht[1].

Alle diesen Berechnungen zugrunde liegenden Daten, Annahmen und methodischen Festlegungen wurden dem projektbegleitenden Ausschuss, in dem Vertreter der betroffenen Branchen der Industrie und des Handels sowie von Umwelt- und Verbraucherverbänden mitarbeiten, vorgelegt und in mehreren Sitzungen diskutiert.

Darüber hinaus wurde ein externes Expertengremium (critical review panel) mit der Prüfung der Ökobilanz gemäß ISO 14040 beauftragt.[2]

Ziel der in diesem Kapitel dargestellten Auswertung ist es, die von der Projektgemeinschaft vorgelegten Ergebnisse der Sachbilanz und der Wirkungsabschätzung entsprechend dem festgelegten Ziel und dem Untersuchungsrahmen zusammenzufassen, um Schlussfolgerungen und Empfehlungen zu geben vgl. [ISO 14040], Kap. 5.4.

Die Auswertung erfolgt nach dem am Umweltbundesamt hierfür erarbeiteten Methodenvorschlag [UBA 1999] unter Einhaltung der Bestimmungen aus [ISO 14043].

5.1.1 Methodische Anforderungen

Der in ISO 14043 vorgegebene methodische Rahmen, die hierin enthaltenen Bestandteile und ihre Beziehungen zu anderen Elementen der Ökobilanz sind in Abbildung 1 dargestellt.

---

[1] Zu den untersuchten Verpackungssystemen und der Abgrenzung der Getränkesegmente siehe Anhang 2 sowie Materialsammlung, Bericht 2

[2] Zu Einzelheiten zum projektbegleitenden Ausschuss und zum critical review panel siehe Kap. 1.

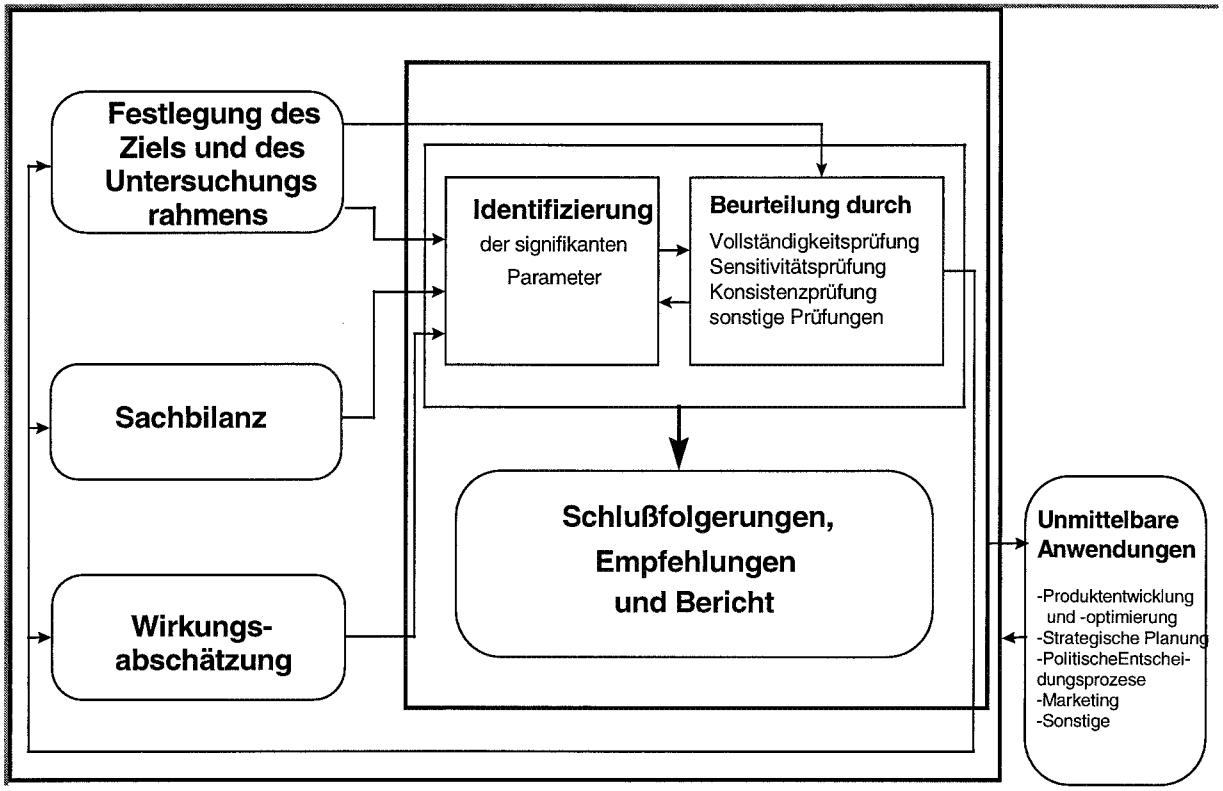


Abbildung 5- 1: Beziehung der Bestandteile in der Auswertungsphase zu anderen Phasen der Ökobilanz (aus ISO 14043)

Danach sind im Rahmen der Auswertung die folgenden Arbeitsschritte durchzuführen:

1. Identifizierung der signifikanten Parameter
   - Identifizierung und Strukturierung von Informationen
   - Bestimmung der signifikanten Parameter
2. Beurteilung durch
   - Vollständigkeitsprüfung (Sicherstellung, dass keine relevanten Informationen vernachlässigt wurden)
   - Sensitivitätsprüfung (Einschätzung der Zuverlässigkeit der Ergebnisse aufgrund ihrer Sensitivität auf Datenunsicherheiten und methodische Festlegungen)
   - Konsistenzprüfung (Prüfung auf einheitliche methodische Behandlung aller untersuchten Systeme)
3. Schlussfolgerungen, Empfehlungen, Bericht
   - Schlussfolgerungen auf Grundlage der signifikanten Parameter und der Beurteilung in Übereinstimmung mit Ziel und Rahmen der Untersuchung

- Empfehlungen an den Entscheidungsträger auf Grundlage der getroffenen Schlussfolgerungen
- Bericht gemäß den Vorgaben der ISO 14040 (Kap.6)

Den Anforderungen der ISO 14043 wird in dieser Auswertung wie folgt Rechnung getragen:

1. Identifizierung signifikanter Parameter

Ausgangspunkt ist die strukturierte Dokumentation der in die weitere Auswertung einfließenden Ergebnisse aus Sachbilanz und Wirkungsabschätzung. Aufgrund der Vielzahl der Einzelergebnisse kann diese Dokumentation nicht in Papierform erfolgen. Alle Ergebnisse aus Sachbilanz und Wirkungsabschätzung sind beim Umweltbundsamt als Dateien erhältlich. Eine Beschreibung der Struktur dieser Dateien ist in Kapitel 4 enthalten.

Die Bestimmung der signifikanten Parameter erfolgt in dieser Auswertung in mehrerlei Hinsicht:

Einerseits werden bei der **Hierarchisierung von Wirkungskategorien**, die im Rahmen der Rangbildung erfolgt, Indikatorergebnisse mit höherer und solche mit geringerer Signifikanz ermittelt (In der UBA-Methode wird dies mit der unterschiedlichen Priorität der Indikatorergebnisse mit Hilfe einer fünfstufigen Ordinalskala ausgedrückt).

Andererseits werden im Rahmen der **Sektoralanalyse** innerhalb der untersuchten Produktlebenswege Bereiche identifiziert, die in signifikantem Maße zum Gesamtergebnis beitragen.

Weitere signifikante Parameter sind im Zusammenhang mit Datenunsicherheiten, vor allem aber mit methodenbedingten Unsicherheiten zu nennen, so z.B. bei der Modellierung und Bewertung von Systemen mit open-loop-recycling. Hierbei hat sich die Methode der Allokation von Gutschriften als signifikanter Parameter herausgestellt. Aufgrund der großen Bedeutung der Allokation werden in dieser Ökobilanz unterschiedliche Allokationsmethoden angewendet und der Einfluss verschieden hoher Gutschriften auf die Ergebnisse durch Sensitivitätsanalysen untersucht.

2. Beurteilung

Die Beurteilung der Vollständigkeit, Konsistenz und Symmetrie der in die verschiedenen Szenarien eingeflossenen Daten erfolgt zum einen zu Beginn der

Auswertung mit einer systematischen Parameter- und **Datensymmetrieanalyse** (siehe Kap 2.8), zum anderen werden im Rahmen der **Sektoralanalyse** die Datensätze mit signifikantem Einfluss auf das Endergebnis einer tiefergehenden Analyse unterzogen.

Zur Prüfung der Stabilität der Ergebnisse gegenüber Unsicherheiten in den Ausgangsdaten und methodischen Festlegungen wurden **Sensitivitätsanalysen** durchgeführt. Die Diskussion der Ergebnisse aus diesen Sensitivitätsanalysen erhält im Rahmen dieser Auswertung einen hohen Stellenwert.

Darüber hinaus wird die Symmetrie der methodischen Festlegungen bei den Abschneidekriterien und den Allokationsregeln zwischen den zum Vergleich stehenden Systemen geprüft.

3. Schlussfolgerungen, Empfehlungen, Bericht

Die vorliegende Auswertung der Ökobilanz für Getränkeverpackungen II mündet in zusammenfassenden Schlussfolgerungen. Diese enthalten gemäß der Zieldefinition Aussagen zu den Vor- und Nachteilen der verglichenen Verpackungssysteme sowie eine gemäß der Methode des UBA [UBA 1999] die untersuchten Wirkungsindikatoren und Sachbilanz-Ergebnisse zusammenfassende Aussage. Ausgehend von diesen Schlussfolgerungen wird versucht, Empfehlungen an die beteiligten Akteure, insbesondere die umweltpolitischen Entscheidungsträger abzuleiten, soweit dies möglich erscheint. Um diesem einen Eindruck von der Wirkung möglicher Maßnahmen für die Umwelt zu vermitteln und ihn damit in die Lage zu versetzen, die Verhältnismäßigkeit dieser Maßnahmen zu beurteilen, wird neben den reinen Aussagen zu den Vor- und Nachteilen der verglichenen Verpackungssysteme auch die Signifikanz dieser Unterschiede diskutiert.

Der Abschlussbericht befolgt die Vorgaben der ISO 14040, Kap. 6. Tabelle 5- 1 fasst die gemäß ISO 14040, Kap. 6 erforderlichen Inhalte des Berichts zusammen und verweist auf die entsprechenden Abschnitte im vorliegenden Bericht.

Tabelle 5- 1: Bericht gemäß ISO 14040, Kap. 6

ISO 14040, Kap. 6		Dokumentation in diesem Bericht:
a)	Allgemeine Aspekte	Kap. 1
b)	Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens	Kap. 1.1 Kap. 1.2
c)	Sachbilanz: Datensammlungs- und Berechnungsverfahren	Kap. 2 und Materialband, Teil 1 (Standardberichtsbögen)
d)	Wirkungsabschätzung: die Methodik und die Ergebnisse der durchgeführten Abschätzung	Methodik: Verbindliche Bestandteile: Kap. 3.1 Optionale Bestandteile: [UBA 1999] Analyse der Datenqualität: Kap. 2.8 Ergebnisse: Kap. 3.2
e)	Auswertung	Kap. 5
f)	Kritische Prüfung	Anh. 1 (Bericht des Prüfungsgremiums)
	Analyse von Stoff- und Energieflüssen, um deren Einbeziehung oder Ausschluss zu begründen	Abschneidekriterien siehe Kap1.2.1.4.
	Beurteilung der Genauigkeit, Vollständigkeit und Repräsentativität der verwendeten Daten	Kap. 2.8
	Beschreibung der Äquivalenz von Systemen	Kap. 1
	Beschreibung des kritischen Prüfungsverfahrens	Anh. 1 (Bericht des Prüfungsgremiums)

5.1.2 Bezug auf Ziel und Rahmen dieser Ökobilanz

Ziel und Rahmen dieser Ökobilanz wurden zu Beginn der Untersuchung festgelegt und sind in Kap. 1 dokumentiert. Danach wird in dem hier zu bewertenden Teil 1 der Ökobilanz folgendes Ziel verfolgt:

> *„Zusammenstellung von **Informationen** über umweltrelevante Stoff- und Energieströme der in den einzelnen Getränkebereichen derzeit auf dem Markt befindlichen Verpackungssysteme auf der Grundlage repräsentativer mittlerer Rahmenbedingungen und **Vergleich** ihrer ökologischen Wirkungspotentiale"*

Die Zusammenstellung der Information über umweltrelevante Stoff- und Energieströme erfolgte im Rahmen der Sachbilanz zu 27 ausgewählten Getränkeverpackungssystemen[3]. Sie ist in Kap. 2 dokumentiert.

Der Vergleich der ökologischen Wirkungspotentiale erfolgt im Rahmen dieser Auswertung. Neben dem Vergleich einzelner Wirkungskategorien getrennt voneinander (gemäß ISO 14042, Kap. 9) werden die Einzelergebnisse bei der Auswertung auch zusammengefasst, um zu Schlussfolgerungen und Empfehlungen zu gelangen[4]. Bei der Herleitung dieser Schlussfolgerungen wird die Methode des Umweltbundesamtes [UBA 1999] angewendet.

5.1.3 Funktion, Untersuchungsgegenstand

Wie in der Ziel- und Rahmenfestlegung dargelegt wurde, werden in dieser Ökobilanz sechs Untersuchungsbereiche differenziert betrachtet:

- Verpackungssysteme für Mineralwasser (Vorratskauf)[5]
- Verpackungssysteme für Mineralwasser (Sofortverzehr)
- Verpackungssysteme für Getränke ohne CO_2 (Vorratskauf)
- Verpackungssysteme für CO_2-haltige Getränke (Vorratskauf)
- Verpackungssysteme für CO_2-haltige Getränke(Sofortverzehr)
- Verpackungssysteme für Wein (Vorratskauf)

Diese Untersuchungsbereiche unterscheiden sich einerseits hinsichtlich des Füllguts, andererseits aufgrund ihrer unterschiedlichen Größe. Die in den verschiedenen Bereichen untersuchten Verpackungssysteme erfüllen somit grundsätzlich unterschiedliche Funktionen und sind daher nicht untereinander vergleichbar. Ein Vergleich zwischen verschiedenen Verpackungssysteme ist nur innerhalb der jeweiligen Untersuchungsbereiche sinnvoll.

Gegenstand der Untersuchung sind die in der Ziel- und Rahmenfestlegung definierten 27 verschiedenen Verpackungssysteme. Tabelle 5-2 zeigt die untersuchten Verpackungssysteme, getrennt nach den sechs Untersuchungsbereichen. Eine detaillierte Beschreibung der einzelnen Verpackungssysteme findet sich in Kap. 2.1 sowie in Anhang 2.

---

[3] Die Auswahl der in die Untersuchung aufzunehmenden Getränkeverpackungssysteme orientiert sich vor allem an deren Marktbedeutung im Bezugsjahr. Die endgültige Festlegung (s. Anh. 2) erfolgte nach mehreren Diskussionen im projektbegleitenden Ausschuss.

[4] Siehe hierzu ISO 14040, Kap. 5.4

[5] Dabei bedeutet „Vorratskauf„: Verpackungen ≥ 0,5 l und „Sofortverzehr„: Verpackungen < 0,5 l. Zur Begründung dieser Differenzierung siehe Zieldefinition und Rahmenfestlegung, Kap. 1.

Tabelle 5-2: Untersuchungsbereiche und untersuchte Verpackungssysteme

Untersuchungsbereich Verpackungssysteme für...	**Syst. Nr.**[1]	**Verpackungssystem**
Mineralwasser (Vorratskauf)	01	MW-Glasflasche 0,7 l GDB, weiß
	02	MW-Glasflasche 0,75 l GDB, grün
	03	EW-Glasflasche 1,0 l, grün
	04	MW-PET-Flasche 1,5 l („Bonaqua„)
	06	Verbundkarton 1,0 l
Mineralwasser (Sofortverzehr)	07	MW-Glasflasche 0,25 l Vichy-Form
	08	EW-Glasflasche 0,33 l, Enghals
Getränke ohne CO_2	09	MW-Glasflasche 0,7 l Enghals VdF
	10	MW-Glasflasche 0,75 l Weithals VdF
	11	MW-Glasflasche 1,0 l Enghals VdF
	12	MW-Glasflasche 1,0 l Weithals Eurojuice
	13	EW-Glasflasche 0,75 l Enghals
	14	EW-Glasflasche 0,75 l Weithals
	15	EW-Glasflasche 1,0 l Weithals
	16	Verbundkarton 1,0 l
Getränke mit CO_2 (Vorratskauf)	17	MW-Glasflasche 0,7 l GDB, weiß
	18	EW-Glasflasche 1,0 l, weiß
	19	MW-PET-Flasche 1,0 l GDB
	20	MW-PET-Flasche 1,5 l („Coca Cola„)
Getränke mit CO_2 (Sofortverzehr)	21	MW-Glasflasche 0,33 l („Coca Cola„)
	22	EW-Glasflasche 0,33 l („Coca Cola„)
	23	Wbl-Dose 0,33 l (mit Alu-Deckel 53mm)
	24	Alu-Dose 0,33 l
Wein	25	MW-Glasflasche 1,0 l Schlegel
	26	EW-Glasflasche 0,75 l Bordeaux
	27	EW-Glasflasche 1,0 l Schlegel
	28	Verbundkarton 1,0 l

[1] Nummer des Verpackungssystems gem. Anhang 2
Anm.: System-Nr. 05 (1,5 l PET-Einwegflasche) wurde nachträglich aus dem Untersuchungsumfang der Phase 1 gestrichen

5.2 Auswertung

In den folgenden Abschnitten werden die Untersuchungsergebnisse aus Sachbilanz und Wirkungsabschätzung auf der Grundlage des zuvor festgelegten Ziels und Rahmens ausgewertet. Diese Auswertung erfolgt getrennt für die einzelnen Untersuchungsbereiche (Kap. 5.2.1 bis Kap. 5.2.6).

Die Auswertung ist für jeden Untersuchungsbereich in vier Teilschritte gegliedert:

1) Dokumentation und Diskussion der Ergebnisse aus Sachbilanz und Wirkungsabschätzung.

   Die Dokumentation der Ergebnisse erfolgt einzeln für jeden Untersuchungsbereich, wobei die aggregierten Ergebnisse der Wirkungsabschätzung (sog. Wirkungsindikatorergebnisse) getrennt voneinander dargestellt

werden. Um den zum Teil erheblichen Einfluss der beiden angewendeten Allokationsverfahren[6] für open-loop-recycling zu verdeutlichen, werden die Einzelergebnisse sowohl nach der „cut-off„- als auch der „Gut- Lastschrift„- Methode jeweils nebeneinander dargestellt.

Ein wesentlicher Bestandteil der Ergebnisdiskussion ist in der Sektoralanalyse zu sehen, in der einzelne Lebenswegabschnitte nach ihren Beiträgen zu den Ergebnissen analysiert werden. Daneben spielt aber auch die Einschätzung der Datenqualität (insbesondere für Parameter mit hoher Ergebnisrelevanz) eine wesentliche Bedeutung.

2) Zusammenführung der Wirkungsindikatorergebnisse und der nicht aggregierten Ergebnisse der Sachbilanz.

In diesem Arbeitsschritt werden die untersuchten Verpackungssysteme gemäß der Zieldefinition bezüglich ihrer ökologischen Wirkpotentiale miteinander verglichen. Dabei wird für jeden Untersuchungsbereich ein Referenzsystem festgelegt, dessen Ergebnisse denen der untersuchten Verpackungssysteme jeweils Indikator für Indikator gegenübergestellt werden. Als Referenzsystem wird das jeweils marktbedeutendeste Mehrwegsystem des jeweiligen Untersuchungsbereichs gewählt, um den in dieser Ökobilanz besonders interessierenden Vergleich zwischen Einweg- und Mehrwegsystemen zu ermöglichen[7].

Ausgangspunkt der Vergleiche eines Verpackungssystems mit dem jeweiligen Referenzsystem ist die graphische Darstellung im T-Diagramm. In diesem T-Diagramm ist für jede Wirkungskategorie erkennbar, welches der beiden Systeme ein jeweils höheres Indikatorergebnis aufweist.

Die für jede Wirkungskategorie dargestellten Vergleiche werden gemäß Methode des Umweltbundesamtes [UBA 1999] gegeneinander abgewägt. Hierzu wird zunächst eine Hierarchisierung der einzelnen Wirkungsindikatoren nach ihrem spezifischen Beitrag, ihrer ökologischen Gefährdung und ihrem distance to target vorgenommen.

Die Bewertungskriterien ökologische Gefährdung und distance to target folgen dem Hierarchisierungsvorschlag des Umweltbundesamtes in [UBA 1999], Anhang 2. Sie sind für eine bestimmte Wirkungskategorie bei allen Systemvergleichen identisch. Dagegen ist der spezifische Beitrag von der Höhe des jeweiligen Indikatorergebnisses abhängig und kann somit von

---

[6] Zur hier angewendeten Allokationsmethode siehe Kap. 2.4.2.

[7] Dabei muss es sich nicht zwangsläufig um das ökologisch günstigste Mehrwegsystem des jeweiligen Untersuchungsbereichs handeln. Als Referenzsysteme wurden Mehrwegverpackungen gewählt, da sie als eine Art „benchmark" für „ökologisch vorteilhafte Verpackungssysteme" gem. §9 VerpackV angesehen werden können.

Systemvergleich zu Systemvergleich variieren. Die ökologische Priorität setzt sich aus den drei genannten Bewertungskriterien zusammen; auch sie kann folglich von Systemvergleich zu Systemvergleich unterschiedlich ausfallen. Eine Herleitung der in der Auswertung dieser Ökobilanz zugrundegelegten ökologischen Prioritäten findet sich in tabellarischer Form in Anhang 3.

Bei der Interpretation der grafischen Darstellung ökobilanzieller Vergleiche im T-Diagramm sind sowohl Ausrichtung und Länge der Balken von Bedeutung als auch deren ökologische Priorität, dargestellt als Graustufe der Balken. Während Ausrichtung und Länge das Verhältnis der Ergebnisse beider Systeme anzeigen, enthält die Graustufe Informationen darüber, welche ökologische Priorität dem jeweiligen Indikator beigemessen wird[8].

3) Beurteilung der Ergebnisse durch Sensitivitäts- und Signifikanzanalysen sowie Vollständigkeits- und Konsistenzprüfungen.

4) Ableitung von Schlussfolgerungen aufgrund der in 1) - 3) gewonnenen Erkenntnisse

[8] So besagt ein langer Balken nur, dass bei dem betreffenden Indikator zwischen den beiden Systemen ein großer Unterschied herrscht, ohne eine Aussage darüber zu treffen, ob dieser Unterschied von Bedeutung oder relativ belanglos ist. Diese wichtige Information wird durch die Graustufe geliefert.

5.2.1 Verpackungssysteme für Mineralwasser (Vorratskauf)

5.2.1.1 Diskussion der Ergebnisse aus Sachbilanz und Wirkungsabschätzung

Im Untersuchungsbereich „Verpackungssysteme für Mineralwasser (Vorratskauf)„ stehen sich die folgenden Verpackungssysteme gegenüber[9]:

System 01 MW-Glasflasche 0,7 l GDB, weiß

System 02 MW-Glasflasche 0,75 l GDB, grün

System 03 EW-Glasflasche 1,0 l, grün

System 04 MW-PET-Flasche 1,5 l („Bonaqua„)

System 06 Verbundkarton 1,0 l[10]

Der jährliche Getränkeverbrauch in diesem Untersuchungsbereich beträgt etwa 8 Mrd. Liter (s. Tab. 3-9).

Die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung sind in Form von Einwohnerdurchschnittswerten (EDW) in Tabelle 5- 3 zusammengefasst.

Tabelle 5- 3: Untersuchungsbereich Mineralwasser Vorratskauf –Indikatorergebnisse in EDW

Verpackungssysteme für Mineralwasser u.a. Wässer (Vorratskauf) Ergebnisse der Wirkungsabschätzung (Angaben in EDW) oben: Cut-Off-, unten: Gut-/Lastschrift-Verfahren					
System Nr.:	**1 Glas-MW-0,7l**	**02 Glas-MW-0,75 l**	**03 Glas-EW-1,0l**	**04 PET-MW-1,5l**	**06 VBK-EW-1,0l**
Aquat. Eutrophierung	2825	2740	5879	1942	28159
Terr. Eutrophierung	81514	74059	149230	49162	46832
Naturraumbeanspr. (ges.)	3.700	3.453	2.370	2.117	50.569
Sommersmog	73584	67330	114124	92235	73812
Ressourcenbeanspr.	72799	67120	197052	54127	61127
Treibhauseffekt	52693	48741	166991	31492	55369
Versauerung	66969	62051	187342	59700	61478
Aquat. Eutrophierung	2584	2516	7314	1593	25527
Terr. Eutrophierung	79945	72807	149802	37761	45246
Naturraumbeanspr. (ges.)	1.861	1.739	4.619	1.037	44.996
Sommersmog	69932	64247	115561	60189	72212
Ressourcenbeanspr.	69090	63952	195644	34326	58439
Treibhauseffekt	50996	47589	165726	26442	53881
Versauerung	64582	60102	186553	42832	61018

[9] System-Nr. 05 wurde nachträglich aus dem Untersuchungsumfang der Phase 1 gestrichen.

[10] Einschränkung: nur für stille Wässer geeignet.

5.2.1.1.1 Aquatische Eutrophierung

Die Ergebnisse der untersuchten Systeme weisen mit Ausnahme des Systems 06 (Verbundkarton) Werte zwischen 2 und 6 g PO_4-$Äq_{aquat}$ pro f.E. (funktionelle Einheit, hier 1000 l Mineralwasser) auf. Hieraus errechnen sich 2.000 bis 6.000 EDW (Einwohnerdurchschnittswerte, bezogen auf den Jahresverbrauch an Mineralwasser im Untersuchungsbereich „Vorratskauf„)[11]. Der Verbundkarton kommt auf etwa 27 g PO_4-$Äq_{aquat}$ pro f.E., entsprechend 27.000 EDW.

Die Ergebnisse werden bei den Mehrwegsystemen im wesentlichen durch die Einleitungen von CSB-Frachten beim Flaschenspülen verursacht. Bei System 03 (Einweg-Glasflasche) sind es vor allem Nitrat-Einleitungen bei der Grundstoffherstellung für den als Transportverpackung dienenden Karton.

Hervorzuheben in dieser Kategorie ist das System 06 (Verbundkarton). Hier wird der größte Teil (90%) des Ergebnisses durch CSB-Einleitungen bei der Herstellung des Getränkekartons verursacht.

5.2.1.1.2 Terrestrische Eutrophierung

Die Ergebnisse der untersuchten Systeme liegen zwischen 35 und 110 g PO_4-$Äq_{terr}$ pro funktioneller Einheit; hieraus errechnen sich 50.000 bis 150.000 EDW.

Die Ergebnisse werden in allen Systemen von NO_x-Emissionen dominiert, die bei Herstellungs- und Transportprozessen zu verzeichnen sind. Hierbei zeichnet sich folgender Unterschied zwischen Mehrweg- und Einwegverpackungen ab: Während die NO_x-Emissionen bei den Mehrwegsystemen 01 und 02 zu über 70% aus der Distribution der gefüllten Verpackungen stammen, spielt diese bei den Einwegverpackungen nur eine untergeordnete Bedeutung. Hier stammen die NO_x-Emissionen vor allem aus der Herstellung der Verpackung oder aus der Erzeugung der hierfür benötigten Energie. Beim PET-Mehrwegsystem liegen die durch die Distribution verursachten NO_x-Emissionen in einer ähnlichen Größenordnung wie die herstellungsbedingten (40% bzw. 32% der gesamten Emissionen)

5.2.1.1.3 Naturraumbeanspruchung

Die durch die untersuchten Verpackungssysteme verursachte Naturraumbeanspruchung wird in dieser Ökobilanz ausschließlich unter zwei wesentlichen Punkten betrachtet: einerseits durch forstwirtschaftliche Nutzung zur Herstellung von Holz und Papier, andererseits durch Deponieflächenbelegung zur Ab-

[11] Zur Berechnung der Einwohnerdurchschnittswerte siehe Kap. 3.2.2

unterschiedlichen Flächennutzungsqualitäten im Rahmen der Charakterisierung nicht möglich ist, gehen beide Kategorien (im folgenden als „Naturraumbeanspruchung (Forst)„ und „Naturraumbeanspruchung (Deponie)„ bezeichnet) getrennt voneinander in die Bewertung ein[13].

Die untersuchten Verpackungssysteme kommen, mit Ausnahme des Systems 06 (Getränkekarton) in der Kategorie Naturraumbeanspruchung (Forst) auf Werte zwischen 1,2 und 2 m^2 je funktioneller Einheit, hieraus errechnen sich etwa 2.100 bis 3.500 EDW. Die Ergebnisse sind zu etwa gleichen Teilen durch die Herstellung der Transportpalette und des Etiketts bedingt.

System 06 kommt aufgrund des mit der Herstellung von Getränkekarton verbundenen Holzeinsatzes erwartungsgemäß zu einem deutlich höheren Ergebnis von 28 m^2 je funktioneller Einheit (bzw. 25 m^2/f.E. bei Gutschrifterteilung), entsprechend etwa 50.000 EDW.

In der Kategorie Naturraumbeanspruchung (Deponie) liegen die Ergebnisse in einer Größenordnung von 0,8 bis 5 cm^2 (Ausnahme: System 03 mit 50 cm^2).

5.2.1.1.4 Photochemische Oxidantienbildung/Sommersmog

Relevante Emissionen in dieser Wirkungskategorie sind Emissionen der sogenannten Vorläufersubstanzen, dies sind einerseits VOC (flüchtige organische Kohlenstoffverbindungen, über POCP charakterisiert und ausgedrückt in Ethen-Äquivalenten), andererseits NO_x (Stickoxide). In der Wirkungskategorie Photochemische Oxidantienbildung/Sommersmog werden diese Emissionen durch geometrische Mittelwertbildung mit dem Wirkungsindikator NCPOCP zu NO_x-korrigierten Ethen-Äquivalenten (NO_x/C_2H_4-Äq) zusammengefasst.

Die für die untersuchten Verpackungssystemen ermittelten relevanten Emissionen führen zu NCPOCP-Werten zwischen 120 und 200 g NOx/C2H4-Äq. pro funktioneller Einheit. Hieraus errechnen sich etwa 65.000 bis 110.000 EDW.

Kohlenwasserstoffemissionen treten vor allem im Zusammenhang mit der Herstellung von Kunststoffen sowie - in geringerem Maße - bei Transportprozessen auf. Beim PET-Mehrwegsystem (System 04) stammt der überwiegende Anteil der VOC-Emissionen (80%) aus der PET-Erzeugung; auch beim System 06 sind über 65% der VOC-Emissionen durch die LDPE-Herstellung verursacht. Demgegenüber sind bei den Glas-Mehrwegsystemen 01 und 02 etwa 45% der VOC-Emissionen durch die Distribution bedingt, etwa 17% stammen aus der Herstellung des für die Flaschenkästen benötigten HDPE.

[13] vgl. Kap. 3.2.3.6

der VOC-Emissionen durch die Distribution bedingt, etwa 17% stammen aus der Herstellung des für die Flaschenkästen benötigten HDPE.

5.2.1.1.5 Ressourcenbeanspruchung

Die den Verpackungssystemen anzulastenden Verbräuche an nicht erneuerbaren Energieträgern belaufen sich auf Werte zwischen 15 und 60 kg Rohöl-Äquivalente (ROÄq) pro funktioneller Einheit. Hieraus errechnen sich 54.000 bis 200.000 EDW.

Der Verbrauch an nicht erneuerbaren Energieträgern hat unterschiedliche Ursachen: Während beim PET-Mehrwegsystem 04 sowie beim Getränkekarton (System 06) Erdöl und -gas vor allem bei der Kunststoffherstellung eingesetzt wird (40% bei PET-Mehrweg, 50% beim Getränkekarton) und hier vor allem als feedstock Verwendung findet, werden die Verbräuche bei den Glas-Mehrwegsystemen 01 und 02 zur Hälfte durch die Distribution und zu 20% durch das Flaschenspülen energetisch verursacht. Die Glas-Einwegflasche (System 03) kommt zum vergleichsweise höchsten Verbrauch an nicht erneuerbaren Energieträgern, der zu fast 80% durch den Energieeinsatz bei der Glasherstellung bedingt ist.

Aufgrund des großen Anteils an feedstock-Einsatz ist der dem PET-Mehrwegsystem anzurechnende Verbrauch an nicht erneuerbaren Energieträgern stark von der Systemallokation (Gutschrift oder cut-off) abhängig. Die maximal anrechenbare Gutschrift beträgt etwa 40% des Gesamtwerts.

5.2.1.1.6 Treibhauseffekt

Die durch die Untersuchungssysteme verursachten treibhausrelevanten Emissionen belaufen sich auf Werte zwischen 52 und 276 kg CO_2-Äquivalente pro funktioneller Einheit. Hieraus ergeben sich 32.000 bis 170.000 EDW

Die Ergebnisse in der Wirkungskategorie Treibhauseffekt sind bei den untersuchten Systemen fast ausschließlich auf CO_2-Emissionen zurückzuführen. Eine Ausnahme sind in System 06 die aus der Deponie stammenden Methanemissionen, die hier mit 14% zum gesamten GWP beitragen.

Die sektorale Verteilung der CO_2-Emissionen ähnelt der im vorangegangenen Abschnitt beschriebenen Verteilung der Nutzung nicht erneuerbarer Energieträger. So sind bei den Glas-Mehrwegsystemen 01 und 02 die Distribution und das Flaschenspülen die wichtigsten Quellen, beim System 03 trägt die Glasherstellung den größten Anteil an der CO_2-Emission bei. Ein wesentlicher Unterschied der CO_2-Emissionen zu den Ergebnissen der Wirkungskategorie Ressourcenbeanspruchung besteht bei allen Systemen, bei denen ein maßgeblicher Anteil der fossilen Energieträger als feedstock genutzt wird (vor allem in

den Systemen 04 und 06), da sich diese Verbräuche nicht in der CO_2-Bilanz widerspiegeln.

5.2.1.1.7 Versauerung

Die den Untersuchungssystemen zuzuschreibenden Emissionen säurebildender Stoffe betragen zwischen 420 und 1.300 g SO_2-Äq pro funktioneller Einheit. Hieraus errechnen sich 60.000 bis 190.000 EDW.

Bei den Glas-Mehrwegsystemen tragen vor allem die durch die Distribution verursachten Emissionen (überwiegend NO_x sowie in geringerem Maße SO_2) zu den Ergebnissen in der Wirkungskategorie Versauerung bei. Beim System 04 (PET-Mehrweg) beträgt der Anteil der PET-Herstellung 43%. Diese Ergebnisse sind zu etwa zwei Dritteln durch SO_2- und zu etwa einem Drittel durch NO_x-Emissionen verursacht. Beim System 03 (Glas-Einweg) werden 75% der Emission von Säurebildnern durch die Glasherstellung verursacht, überwiegend in Form von SO_2.

5.2.1.1.8 Weitere, nicht zu Indikatoren aggregierte Sachbilanz-Ergebnisse

Die Ergebnisse zu den gesundheitlich und ökotoxikologisch relevanten Parametern sind den Sachbilanz-Dateien (siehe Kap. 4.1) zu entnehmen.

Von den Luftschadstoffen mit gesundheitsgefährdendem Potenzial sind vor allem SO_2 (50.000 bis 250.000 EDW), Dieselpartikel (25.000 bis 275.000 EDW), und Cadmium (23.000 bis 110.000 EDW) zu nennen. Im Vergleich hierzu werden Luftschadstoffe mit kanzerogenem Potenzial in geringerer Menge emittiert (4.000 bis 14.000 EDW).

Mengenmäßig bedeutsame Emissionen mit ökotoxischem Potenzial sind NO_x- (90.000 bis 280.000 EDW) und SO_2-Emissionen (50.000 bis 350.000 EDW). Unter den ökotoxischen Wasserschadstoffen sind vor allem Organochlorverbindungen (AOX) mit Frachten zwischen 6.000 und 700.000 EDW zu nennen.

Die bilanzierten Staubemissionen lassen zwar eine mengenmäßig große Bedeutung erkennen (40.000 bis 2.750.000 EDW), die Daten erscheinen aber für eine Bewertung nicht geeignet, da hierfür weitere Informationen sowohl zur Zusammensetzung der Stäube als auch zur lokalen Exposition erforderlich wären.

Die Hauptquellen dieser Einzelschadstoffe sind im wesentlichen die gleichen, die bereits zuvor bei der Sektoralanalyse in den Wirkungskategorien genannt wurden (Ausnahmen sind die Parameter Dieselpartikel und AOX). So wird bei den Glas-Mehrwegsystemen 01 und 02 in fast allen Parametern der überwiegende Anteil an den Emissionen durch die Distribution verursacht

(Ausnahme SO_2, hier dominiert die Erzeugung der für das Flaschenspülen benötigten Energie). Beim System 03 (Glas-Einweg) verursacht die Glasherstellung und, in geringerem Maße, der Transport sowohl der leeren als auch der gefüllten Flaschen die meisten Emissionen. Beim PET-Mehrwegsystem 04 sind Distribution und PET-Herstellung die Hauptverursacher der Emissionen. Die Emissionen in System 06 (Getränkekarton) stammen vor allem aus den Herstellungsprozessen für Karton, LDPE und Aluminium.

Der Parameter „Dieselpartikel„ stammt ausschließlich aus Transportprozessen. Während hiervon bei den Mehrwegsystemen der größte Anteil durch die Distribution und Leergutrückführung verursacht wird, spielt bei den Einwegsystemen auch der Transport der leeren Verpackungen vom Hersteller zum Abfüller sowie die Entsorgung eine wichtige Rolle.

Der Parameter AOX ist durch den Anteil der Zellstoffprodukte im Verpackungssystem bedingt. Er stammt zum überwiegenden Teil aus der Zellstoffherstellung für den Getränkekarton, daneben auch für Flaschenetiketten.

5.2.1.2 Vergleich der Verpackungssysteme

Von den im Untersuchungsbereich Verpackungssysteme für Mineralwasser (Vorratskauf) berücksichtigten Verpackungssystemen hat die 0,7 l GDB-Weißglasflasche (System 01) auf dem Markt mit 64% die mengenmäßig mit Abstand größte Bedeutung[14]. Dieses Verpackungssystem wird daher in den nachfolgenden Systemvergleichen als Referenzsystem verwendet, d.h. alle anderen Verpackungssysteme werden im Vergleich zu System 01 betrachtet.

5.2.1.2.1 System 02: MW-Glasflasche 0,75 l GDB, grün

Das Glas-Mehrwegsystem 02 unterscheidet sich vom Referenzsystem 01 vor allem in dreierlei Hinsicht:

1. Aufgrund des größeren Flaschenvolumens (bei gleichen Packmaßen der Transportverpackungen) ist eine bessere Raumauslastung gegeben , was sich auf alle transportabhängigen Parameter begünstigend auswirkt.
2. Für Grünglas ist gegenüber Weißglas der Anteil der eingesetzten Altglas-Fremdscherben bedeutend höher (80% gegenüber 59%), dies trägt zur Reduzierung der bei der Glasherstellung maßgeblichen Rohstoffeinsätze und Emissionen bei.

[14] Siehe Materialsammlung, Bericht 2.

3. Für das System 02 wurde mit einer Umlaufzahl von 40 gerechnet (System 01: Umlaufzahl 50). Der damit verbundene höhere Materialbedarf bei System 02 wirkt sich auf die Ergebnisse sowohl aus der Glasherstellung als auch aus der Abfallbeseitigung negativ aus.

Die Punkte 1. und 2. lassen erwarten, dass die Ökobilanz für System 02 tendenziell günstiger ausfällt, während sich Punkt 3. dagegen negativ auswirkt.

Die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung der Systeme 02 und 01 stellen sich im direkten Vergleich zueinander wie folgt dar (siehe Abbildung 5- 2)[15]:

Die untersuchten Wirkungskategorien zeigen zum überwiegenden Teil leichte Vorteile auf Seiten des Systems 02. Die Unterschiede betragen je nach Wirkungskategorie 2 bis 10%.

System 02 zeigt dagegen in der Wirkungskategorie „Naturraumbeanspruchung, Deponie„ ein um 25% schlechteres Ergebnis. Ursache hierfür ist der größere Anteil der externen Verluste[16] und die damit verbundene größere Menge der zu entsorgenden Abfälle. Da die Herleitung der externen Verluste vorwiegend auf Schätzungen beruht, ist dieses Ergebnis mit relativ großen Unsicherheiten behaftet und als nicht sehr belastbar einzuschätzen. Hinzu kommt, dass das Ergebnis im Vergleich zu den anderen Wirkungsindikatoren als quantitativ gering einzustufen ist.

Auch bei den meisten der nicht aggregierbaren Sachbilanz-Ergebnissen zeigt System 02 Vorteile gegenüber System 01 (siehe Abbildung 5- 3).

[15] In diesem und den folgenden T-Diagrammen zeigt die Ausrichtung der einzelnen Balken an, welches der verglichenen Untersuchungssysteme in welcher *Wirkungskategorie* ein jeweils höheres *Indikatorergebnis* aufweist, das heißt, von welchem der beiden Systeme eine höhere potentielle Umweltbelastung in dieser *Wirkungskategorie* ausgeht. Die Länge der Balken gibt die Höhe der Mehrbelastung des jeweiligen Systems in Prozent an, während die unterschiedlich dunklen Schraffuren die ökologische Priorität des jeweiligen Wirkungsindikators bezeichnen (vgl. [UBA 1999]).

[16] Externe Verluste: Flaschen, die beim Verbraucher (durch Bruch und anderweitige Entsorgung) verloren gehen. Annahme: System 01: 0,5%, System 02: 1,0% (Siehe Kap. 2.6.2.1)

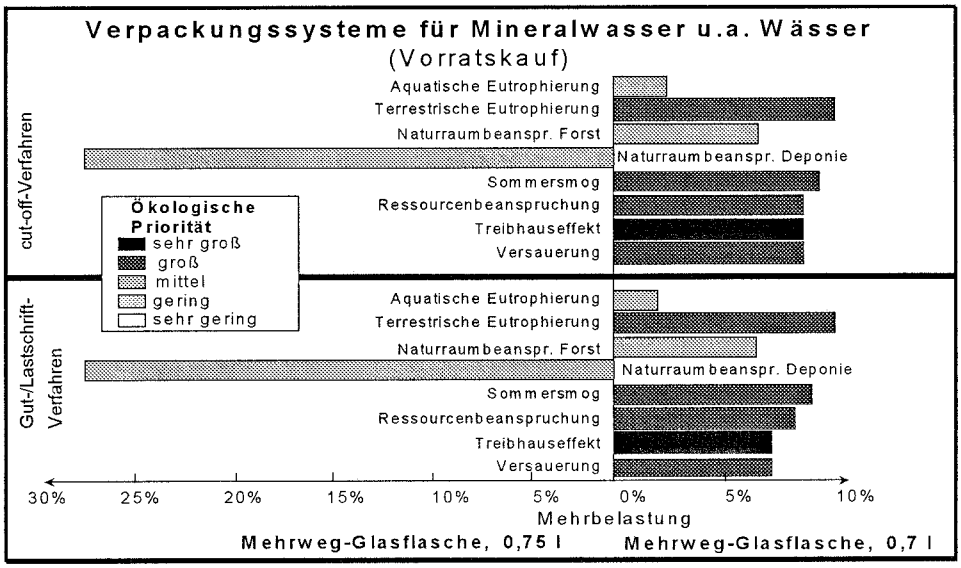


Abbildung 5- 2: Vergleich der Systeme 01 und 02; Indikatorergebnisse

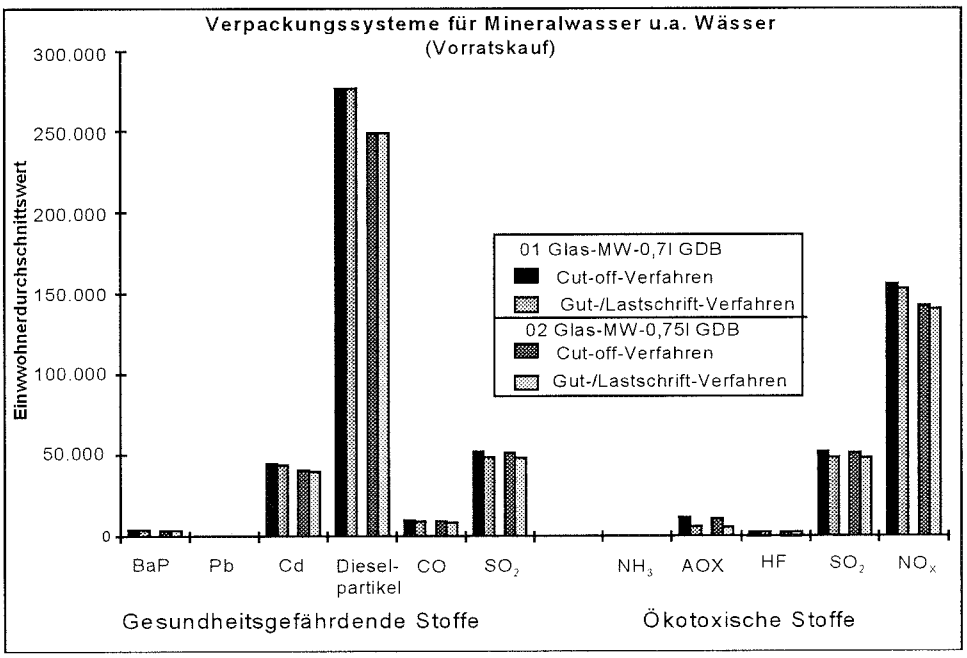


Abbildung 5- 3: Vergleich der Systeme 01 und 02; Sachbilanz-Ergebnisse

Zusammenfassend lässt die Ökobilanz einen erkennbaren, wenn auch geringen Vorteil der 0,75 l-GDB-Grünglasflasche gegenüber der 0,7 l-GDB-Weißglasflasche erkennen.

5.2.1.2.2 System 03: EW-Glasflasche 1,0 l, grün

Das 1,0 l-Glas-Einwegsystem weist gegenüber dem Referenzsystem 01 vor allem folgende ergebnisrelevanten Unterschiede auf:

1. Aufgrund der nur einmaligen Nutzung der Flasche ist der Glaseinsatz und die damit verbundenen Umweltlasten erheblich höher. Durch das geringere Flaschengewicht bei größerem Volumen sowie die höhere Fremdscherben-Einsatzquote (Grünglas gegenüber Weißglas) wird dieser Unterschied reduziert, der Einsatz von Neumaterial beträgt aber mehr als das zehnfache des Referenzsystems (67 kg pro f.E. gegenüber 6,3 kg pro f.E.), der Energiebedarf zur Glasherstellung ist etwa 25 mal höher (KEA: 3.200 MJ gegenüber 125 MJ).
2. Die transportbedingten Umweltlasten sind (bei der dieser Untersuchung zugrunde liegenden Annahme einer gleichen Distributionsentfernung) bei System 03 geringer als bei System 01. Ursachen hierfür sind einerseits der bei Einwegsystemen grundsätzlich geringere Anteil an Rückfahrten, andererseits die bessere Raumauslastung des Systems 03 (480 l gegenüber 403 l je Palette).
3. Die bei Mehrwegflaschen erforderliche Reinigung entfällt bei System 03. Dies führt zu geringeren Energieverbräuchen (KEA: 63 MJ gegenüber 400 MJ) sowie zu einer geringeren Abwasserfracht in diesem Prozessschritt.

Eine Gegenüberstellung der Wirkungsindikatorwerte der beiden Systeme zeigt Abbildung 5- 4.

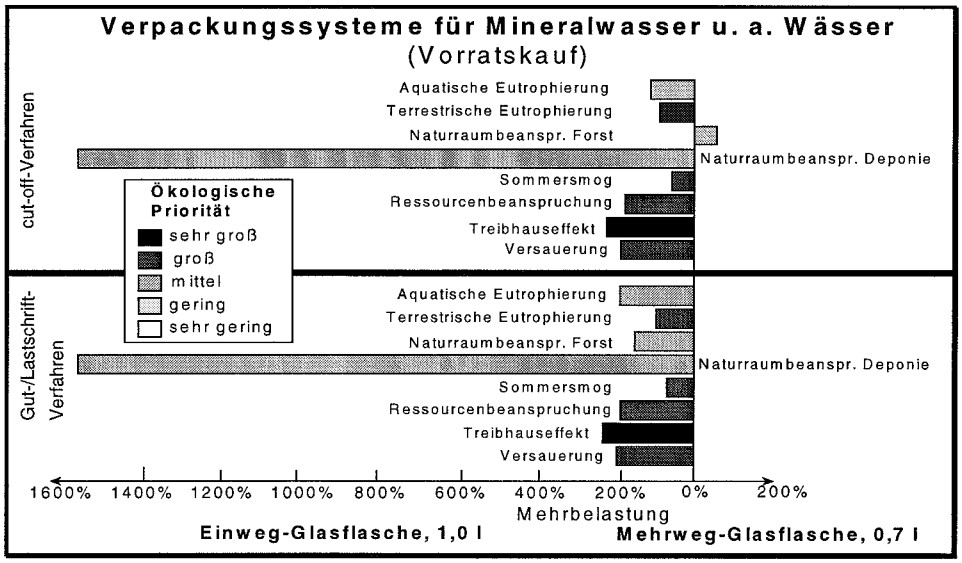


Abbildung 5- 4: Vergleich der Systeme 01 und 03; Indikatorergebnisse

Mit Ausnahme der Wirkungskategorie „Naturraumbeanspruchung Forst„ (das Ergebnis wird hier vor allem durch den Holzverbrauch für die gegenüber der Euro-Palette deutlich schwerere Brunneneinheitspalette verursacht) weisen alle Wirkungskategorien deutlich höhere Indikatorwerte auf Seiten des Systems 03 auf. Die Mehrbelastungen liegen zwischen 50 und 200%, bei der Naturraumbeanspruchung durch Deponien betragen sie sogar das 16-fache.

Die Ergebnisse der Sachbilanz der beiden Systeme 01 und 03 sind, als EDW ausgedrückt, in Abbildung 5- 5 graphisch gegenübergestellt. Die Vergleich der Ergebnisse zeigt zum überwiegenden Teil höhere Werte auf Seiten des Systems 03. Ausnahmen hierbei sind vor allem der von der Distribution dominierte Parameter Dieselpartikel sowie - im Falle der cut-off-Modellierung - der vor allem durch die Etikettenherstellung in System 01 mehr verursachte AOX (Bei der Gut-/Lastschrift Berücksichtigung wird dieser Wert durch die Lastschrift zur Kartonherstellung bei System 03 allerdings überkompensiert).

Die Vorteile des Systems 01 in den Wirkungskategorien sowie die überwiegend geringeren Ergebnisse bei den nicht aggregierten Sachbilanzparametern lassen System 01 gegenüber System 03 aus Umweltsicht als deutlich überlegen erscheinen.

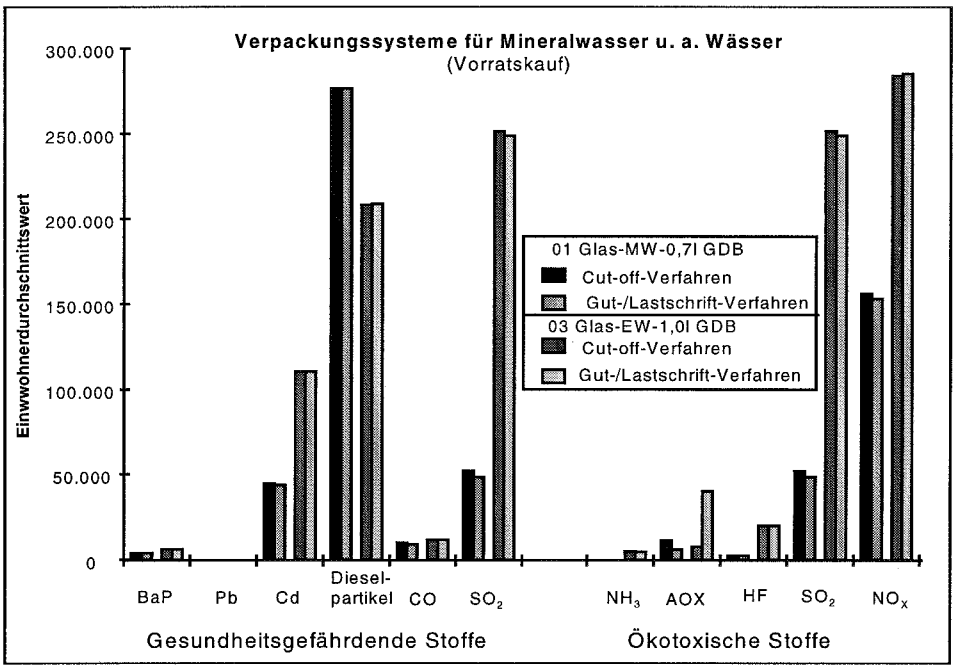


Abbildung 5- 5: Vergleich der Systeme 01 und 03;Sachbilanz-Ergebnisse

5.2.1.2.3 System 04: MW-PET-Flasche 1,5 l („Bonaqua„)

Das 1,5 l-PET-Mehrwegsystem weist gegenüber dem Referenzsystem 01 vor allem folgende ergebnisrelevanten Unterschiede auf:

1. Die transportbedingten Umweltlasten sind bei der dieser Untersuchung zugrunde liegenden Annahme einer gleichen Distributionsentfernung aufgrund der besseren Raumauslastung des Systems 04 (480 l gegenüber 403 l je Palette) und des deutlich niedrigeren spezifischen Verpackungsgewichts (70 g/l gegenüber 850 g/l) geringer als bei System 01.

2. Der energetische Aufwand für das Flaschenspülen ist bei der PET-Flasche geringer. Er beträgt bei über doppelt so großem Flaschenvolumen nur etwa die Hälfte der Energie für die Reinigung von Glasflaschen[17].

Der direkte Vergleich der Wirkungsindikatorergebnisse von System 04 und System 01 ist Abbildung 5- 6 zu entnehmen.

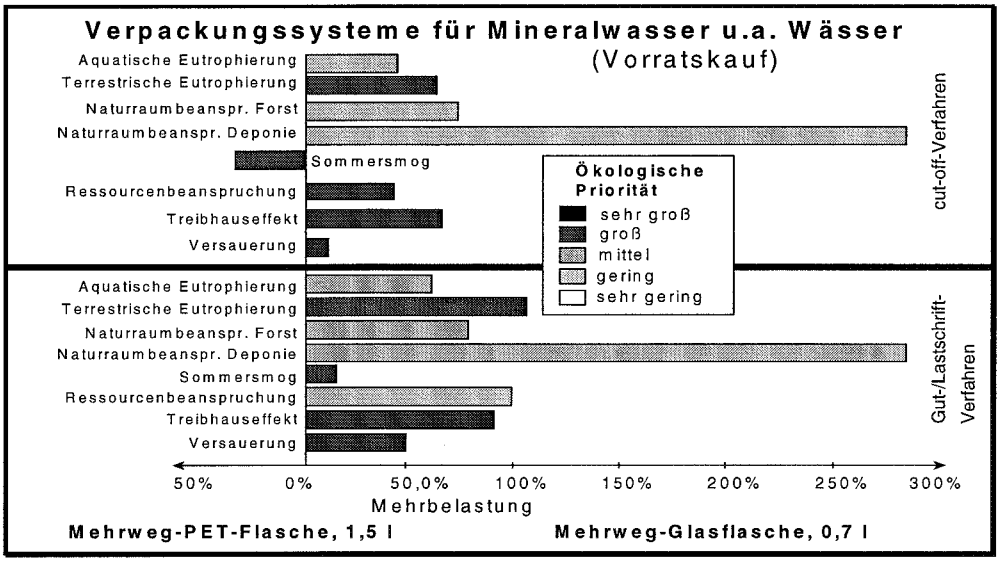


Abbildung 5- 6: Vergleich der Systeme 01 und 04; Indikatorergebnisse

Es ist zu erkennen, dass System 04 in fast allen Wirkungskategorien zu den geringeren Indikatorwerten kommt.

Die Ausnahme ist die Wirkungskategorie Sommersmog: hier fallen vor allem die VOC-Emissionen bei der PET-Herstellung ins Gewicht. Bei Annahme einer maximalen Gutschrift der werkstofflich verwerteten Verpackungsabfälle reduziert sich dieser Wert allerdings um etwa 35% und wird damit geringer als der Referenzwert.

Auch bei den meisten Sachbilanz-Parametern lassen sich Vorteile auf Seiten von System 04 erkennen (siehe Abbildung 5- 7). Als Ausnahmen sind eine geringfügige Mehrbelastung durch SO_2- und Blei-Emissionen (beides vor allem durch die PET-Herstellung verursacht) zu nennen, wobei die Blei-Emissionen quantitativ vernachlässigbar sind.

[17] Siehe Materialsammlung, Bericht 4).

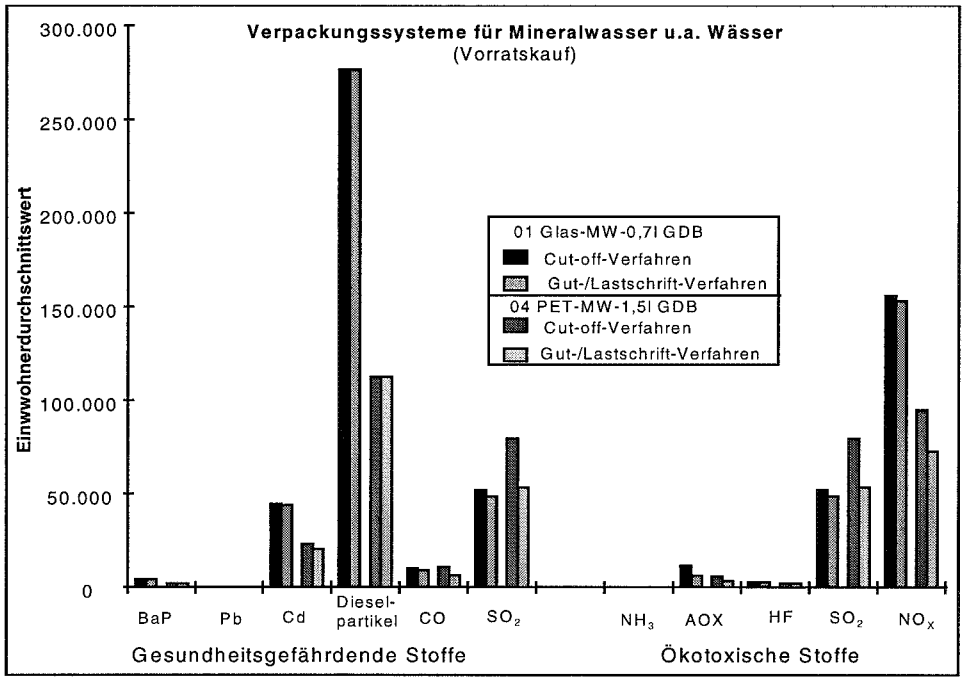


Abbildung 5- 7: Vergleich der Systeme 01 und 04; Sachbilanz-Ergebnisse

Zusammenfassend ist festzustellen, dass das PET-Mehrwegsystem 04 gegenüber dem Glas-Mehrwegsystem 01 unter den zugrundeliegenden Randbedingungen insgesamt zu erkennbar geringeren Umweltlastpotenzialen führt.

5.2.1.2.4 System 06: Verbundkarton 1,0 l

Die untersuchte 1,0 l Verbundkarton-Blockpackung (Gewicht: 29,3 g) setzt sich aus 74% Rohkarton (liquid packaging board, LPB) 21% Polyethylen (LDPE) und 5% Aluminiumfolie zusammen. Bezüglich der funktionellen Äquivalenz ist bei diesem Verpackungssystem einschränkend anzumerken, dass es sich ausschließlich für stille Wässer eignet; alle aus dem ökobilanziellen Vergleich zwischen diesem System und dem Referenzsystem 01 gewonnenen Ergebnisse sind unter diesem Vorbehalt zu verstehen.

Beim Vergleich der Systeme 06 und 01 sind vor allem folgende Unterschiede von Bedeutung:

1. Die einmalige Nutzung der Verbundkartonverpackung ist mit einem höheren Einsatz von Primärrohstoffen verbunden. Hierbei führt, neben der Herstellung des LDPE und des Aluminiums, vor allem die Zellstoffherstellung zu negativen Umweltauswirkungen in Form von Gewässereinleitungen und aufgrund der mit der Forstwirtschaft verbundenen Naturraumbeanspruchung.

2. Bei der Distribution kommt der Kartonverpackung ihre günstige Raumauslastung zugute. Verglichen mit System 01 lässt sich pro Palette ein erheblich größeres Getränkevolumen transportieren (720 l gegenüber 403 l), hinzu kommt das erheblich niedrigere spezifische Verpackungsgewicht (29 g/l gegenüber 850 g/l).

Die Ergebnisse des Systems 06 stellen sich im direkten Vergleich mit dem Referenzsystem 01 wie folgt dar (siehe Abbildung 5- 8):

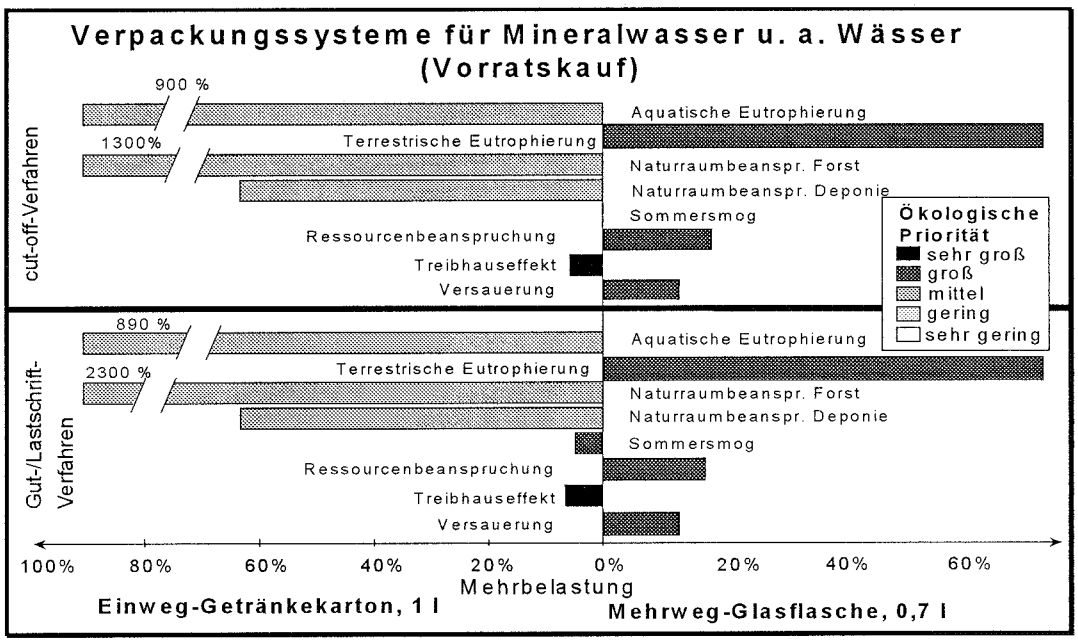


Abbildung 5- 8: Vergleich der Systeme 01 und 06; Indikatorergebnisse

System 06 zeigt vor allem in den Wirkungskategorien aquatische Eutrophierung und Naturraumbeanspruchung (Forst) Ergebnisse, die um eine Größenordnung über denen des Referenzsystems liegen. Beide Indikatoren werden beim Getränkekarton von der Zellstoffherstellung dominiert: der Indikatorwert der aquatischen Eutrophierung stammt zu 80% aus den hierbei auftretenden CSB-Einleitungen, die Naturraumbeanspruchung ist durch den gegenüber System 01 vergleichsweise hohen Bedarf an Holz begründet.

Neben diesen das Gesamtbild dominierenden Indikatoren fallen bei System 01 die um 75% höheren Emissionen mit terrestrisch eutrophierendem Wirkungspotential sowie die bei System 06 die um 60% höhere Naturraumbeanspruchung durch Deponien ins Auge.

Bei den übrigen Wirkungskategorien zeigen die verglichenen Systeme geringere Unterschiede in den Ergebnissen:

- Der Verbrauch fossiler Energieträger ist beim Referenzsystem um etwa 18% höher; er wird v.a. durch Transport (12 kg ROÄQ) und Spülen (5 kg ROÄQ) verursacht. Bei System 06 werden in geringerem Maße, vor allem für die LDPE-Herstellung, fossile Energieträger verbraucht (9 kg ROÄQ[18]).
- In der Wirkungskategorie Versauerung kommt das Referenzsystem zu einem um 6 bis 9% höheren Ergebnis, hervorgerufen vor allem durch NO_x-Emissionen bei der Distribution.
- Die Emission von Treibhausgasen ist bei System 06 um etwa 6% höher. Die Ursachen hierfür liegen bei System 06 vor allem in der Herstellung der verschiedenen Materialien sowie der Methan-Emissionen im Deponiegas, bei System 01 sind Distribution und Spülen vorrangig.
- In der Wirkungskategorie Sommersmog liegen die Ergebnisse bei System 06 um bis zu 3% über denen des Referenzszenarios. Ursache hierfür sind vor allem Kohlenwasserstoff-Emissionen aus der LDPE-Herstellung.

Sowohl System 06 als auch das Referenzsystem 01 zeigen bei unterschiedlichen Wirkungsindikatoren relative Mehrbelastungen. Ein Abwägen der Wirkungsindikatoren unter Einbeziehung ihrer ökologischen Priorität ergibt folgendes Bild:

Wirkungsindikatoren mit sehr großer Priorität:
- Treibhauseffekt: 6% Mehrbelastung bei System 06

Wirkungsindikatoren mit großer Priorität:
- Terrestrische Eutrophierung: 75% Mehrbelastung bei System 01
- Sommersmog: bis zu 3% Mehrbelastung bei System 06
- Ressourcenbeanspruchung: 18% Mehrbelastung bei System 01
- Versauerung: 6 bis 9% Mehrbelastung bei System 01

Wirkungsindikatoren mit mittlerer Priorität:
- Aquatische Eutrophierung: 900% Mehrbelastung bei System 06
- Naturraumbeanspruchung:
  (Forst): 1300 bis 2300% Mehrbelastung bei System 06
  (Deponie): 60% Mehrbelastung bei System 06

System 06 zeigt somit deutlich höhere Ergebnisse in den Wirkungsindikatoren mit mittlerer Priorität sowie ein geringfügig höheres Ergebnis in der Wirkungskategorie Treibhauseffekt (sehr große Priorität). Dem stehen in den Wirkungsindikato-

[18] Aufgrund rohstofflicher Verwertung werden beim Gut-/Lastschrift-Verfahren etwa 20% dieses Betrags gutgeschrieben.

ren mit großer Priorität insgesamt höhere Ergebnisse auf Seiten des Referenzsystems gegenüber.

Die nicht zu Indikatorwerten aggregierten Sachbilanz-Ergebnisse der Parameter mit gesundheitsgefährdendem und ökotoxischem Potenzial sind aus Abbildung 5- 9 zu ersehen. Beide Systeme zeigen hier, je nach Parameter, Vor- und Nachteile. Als besonders auffällig ist der Parameter AOX zu nennen, der bei System 06 mit Werten über 600.000 EDW die Werte des Referenzsystems um ein Vielfaches übersteigt. Vor einer abschließenden Aussage müsste diesem hohen AOX-Wert des Getränkekartonsystems nachgegangen werden, da sich aus diesem Summenparameter allein keine Rückschlüsse auf die ökologische Relevanz der Einzelstoffe ableiten lassen. Auch die Expositionsbedingungen dieser AOX-Einleitungen bei der Kartonherstellung sind hierbei von Bedeutung.

Da ein Aufrechnen von Wirkungsindikatoren unterschiedlicher Priorität nach der hier zugrundegelegten Bewertungsmethode nicht statthaft ist, lässt sich mit dieser Methode aus der Ökobilanz kein ökologischer Vorteil für eines der beiden verglichenen Systeme 06 und 01 ableiten.

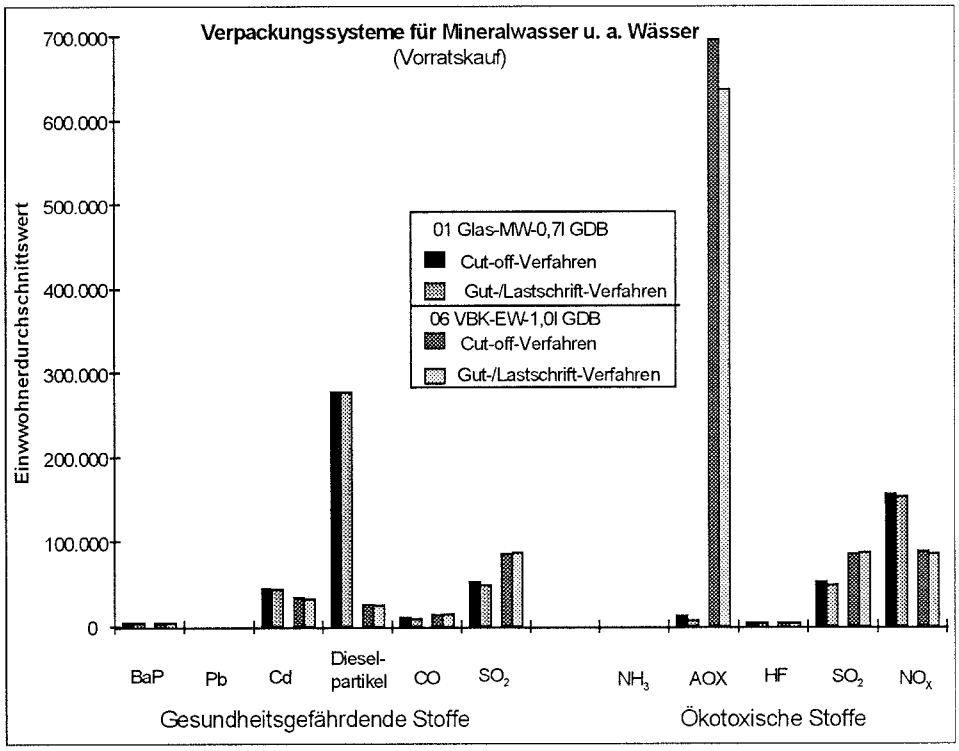


Abbildung 5- 9 : Vergleich der Systeme 01 und 06; Sachbilanz-Ergebnisse

5.2.1.3 Sensitivitätsanalysen

5.2.1.3.1 Variation der Distributionsparameter

Zur Untersuchung des Einflusses der Distribution auf das Ergebnis der Ökobilanz wurden neben dem Hauptszenario, dem Durchschnittsbedingungen für die Distribution von Mineralwasser in Deutschland zugrunde liegen, zwei weitere Szenarien untersucht:

- Szenario >Distr. nah<: Mittelwerte der Distributionsbedingungen kleinerer Unternehmen (Abfüllvolumen <50 Mio. l pro Jahr).
- Szenario >Distr. weit<: Mittelwerte der Distributionsbedingungen größerer Unternehmen (Abfüllvolumen >100 Mio. l pro Jahr).

Es wurden hierbei sowohl die Verteilung auf unterschiedliche Distributionslinien (Direktvertrieb, zweistufig über GFGH, zweistufig über Zentrallager), als auch die Distributionsentfernungen in den unterschiedlichen Distributionslinien und –stufen variiert. Hieraus ergeben sich durchschnittliche Distributionsentfernungen von 114 km im Szenario >Distr. nah< und 241 km im Szenario >Distr. weit< (zum Vergleich: die mittlere Distributionsentfernung im Hauptszenario beträgt 193 km).

Da die Distribution in der Sektoralanalyse nur bei den Mehrwegsystemen einen wesentlichen Anteil an den Gesamtergebnissen zeigte (System 01: 34%, System 04: 15% bezogen auf KEA), wurde die Sensitivitätsanalyse nur für die Systeme 01 und 04 durchgeführt[19].

Die Verringerung der Distributionsentfernungen in Szenario >Distr. nah< führt zu einer Verringerung des der Distribution anzulastenden Energieverbrauchs um 45%, die Erhöhung der Distributionsentfernungen in Szenario >Distr. weit< erhöht den entsprechenden Energieverbrauch um 20%.

Die Auswirkungen der Variation der Distributionsentfernung auf die Indikatorergebnisse zeigt Tabelle 5- 4.

[19] Auf eine Variation des Systems 02 (0,75 l Mehrweg Grünglas GDB) wurde verzichtet, da von ähnlichen (tendenziell etwas geringeren) Ergebnissen wie bei System 01 auszugehen ist.

Tabelle 5- 4: Variation der Distributionsentfernung - Veränderungen der Indikatorergebnisse gegenüber dem Hauptszenario

	System 01		System 04	
	Distr. nah	Distr. weit	Distr. nah	Distr. weit
Terrestrische Eutrophierung	-33%	+14%	-19%	+8%
Sommersmog	-29%	+11%	-12%	+5%
Rohöläquivalente	-23%	+9%	-11%	+4%
Treibhauseffekt	-19%	+7%	-11%	+4%
Versauerung	-26%	+11%	-10%	+4%

Anm.: keine Veränderungen in den Wirkungskategorien aquat. Eutrophierung und Naturraumbeanspruchung

Die durch die Variation der Distributionsbedingungen hervorgerufenen Veränderungen der Indikatorergebnisse wirken sich wie folgt auf die in Abschnitt 5.2.1.2 beschriebenen Systemvergleiche aus:

- Vergleich zwischen den Systemen 01 und 04:

  Während sich bei einer Erhöhung der Distributionsentfernung die festgestellten Vorteile des PET-Mehrwegsystems weiter erhöhen, verringern sie sich bei verringerter Distributionsentfernung. Der festgestellte Gesamtvorteil wird durch diese Tendenz allerdings nicht berührt.

- Vergleich zwischen den Systemen 01 und 03[20]:

  Die Unterschiede zwischen den Systemen verschieben sich bei geringerer Distributionsentfernung zugunsten von System 01, bei einer Erhöhung zugunsten des Systems 03. Diese Änderungen führen jedoch nicht zu einer Umkehr der in den Abschnitten 5.2.1.2.2 festgestellten Vorteile des Glas-Mehrwegsystems 01.

- Vergleich zwischen den Systemen 01 und 06[21]:

  Die Erhöhung der Distributionsentfernung in System 01 führt dazu, dass die in Abschnitt 5.2.1.2.4 beschriebenen Vorteile des Systems 01 in den Kategorien Treibhauseffekt und Sommersmog wegfallen, so dass nunmehr alle Wirkungskategorien mit Ausnahme der aquat. Eutrophierung und der Naturraumbeanspruchung geringere Indikatorergebnisse bei System 06

[20] Die Distributionsbedingungen wurden für System 03 nicht variiert. Eine Gegenüberstellung der beiden Systeme ist somit -streng genommen- eigentlich nicht zulässig. Da die Distribution für die Ergebnisse von System 03 jedoch nur eine marginale Bedeutung hat, ist der hierdurch verursachte Fehler als vernachlässigbar gering einzuschätzen.

[21] Auch für System 06 ist der Einfluss der Distribution auf die Ergebnisse marginal (vgl. FN 20). Der Vergleich zwischen zwei Systemen mit unterschiedlichen Distributionsbedingungen erscheint daher hier vertretbar.

aufweisen.
Die Verringerung der Distributionsentfernung in System 01 führt dagegen dazu, dass dieses System gegenüber System 06 in allen untersuchten Wirkungskategorien günstiger dasteht, da es zwischen 10% und 50% geringere Indikatorwerte aufweist.

5.2.1.3.2 Variation der Umlaufzahl

Eine Variation der Umlaufzahl wurde ausschließlich für das System 04 vorgenommen, da hier ein vergleichsweise hoher Einfluss auf die Ergebnisse zu erwarten ist, einerseits aufgrund der dem Hauptszenario zugrunde liegenden relativ geringen Umlaufzahl, andererseits wegen des vergleichsweise hohen Beitrags der Packstoffproduktion zum Gesamtergebnis. Der in den beiden anderen Mehrwegsystemen zu erwartende Einfluss auf das Ergebnis ist demgegenüber als gering anzusehen.

Die Umlaufzahl wurde von 16 auf 25 erhöht, was einer Reduzierung der Materialverlustrate um 36% (von 6,25% auf 4%) entspricht. Der Materialverlust beim Verbraucher wurde hierbei konstant auf 1% gehalten; die Variation bezieht sich also nur auf die Verluste beim Abfüller.

Eine symmetrische Reduktion der Umlaufzahl auf einen entsprechend geringeren Wert wurde nicht vorgenommen, da die hierfür zugrunde liegende Untersuchung der GVM[22] den im Hauptszenario angewendeten Arbeitswert von 16 bereits als Minimalwert ausweist, eine weitere Reduktion somit nicht angemessen erscheint.

Durch die Variation verringern sich alle Indikatorergebnisse, die durch die PET-Herstellung beeinflusst werden, allen voran die Wirkungskategorie Sommersmog, an der die Emissionen aus der PET-Vorkette mit etwa 80% beteiligt sind. Das Indikatorergebnis reduziert sich beim cut-off-Verfahren hier um 24%. Alle übrigen Kategorien, mit Ausnahme der Naturraumbeanspruchung (Forst) reduzieren sich um 10 bis 20%.

Die Unterschiede sind beim Gut-/Lastschriftverfahren entsprechend geringer, da die geringere Materialverlustrate auch eine Reduzierung der AzV und der damit verbundenen Gutschriften zur Folge hat.

Da sich System 04 gegenüber dem Referenzsystem 01 bereits im Hauptszenario als insgesamt vorteilhaft herausgestellt hat, führt die Variation der Umlaufzahl

[22] Siehe Materialsammlung, Bericht 3).

zu einer Erhöhung dieses Vorteils (z.B.: Treibhauseffekt von 66% auf 92%). Das Referenzsystem 01 kommt nunmehr in allen Wirkungskategorien zu höheren Indikatorwerten.

5.2.1.3.3 Variation der Abfüllung

Für System 01 wurden den Abfülldaten im Hauptszenario die auf den Analysen der Bericht der pack force[23] aufbauen und den allgemeinen Stand der Technik beschreiben, Praxisdaten gegenübergestellt, die aus Messungen bei einem großen Abfüller entstammen.

Die Ergebnisse weichen nur geringfügig von denen des Hauptszenarios ab. Abgesehen von der Kategorie aquat. Eutrophierung, in der eine Reduzierung des Indikatorergebnisses um 20% erzielt wird, betragen die Veränderungen zum Hauptszenario maximal 4%.

5.2.1.3.4 Variation des Sekundär-Aluminium-Einsatzes

Der Einsatz an Sekundär-Aluminium wurde im System 01 (Alu-Verschlüsse) von 80% (Hauptszenario) auf 70% reduziert. Dieser Wert entspricht dem Mittelwert des Sekundäraluminium-Einsatzes für Verpackungen.

Durch diese Reduzierung erhöht sich der Bedarf an Primäraluminium um 50% von 320 g auf 480 g pro f.E. Da der Beitrag der Primäraluminium-Erzeugung an der Gesamtbelastung des Systems nur gering ist, führt diese Variation am Gesamtergebnis nur zu geringen Änderungen von bis zu 2%.

In System 06 (Verbundkarton) wurde der Sekundäraluminium-Einsatz von 27,58% auf 0% reduziert. Der Primäraluminium-Einsatz steigt hierdurch um 38% von 1,2 kg auf 1,7 kg pro f.E.

Die Aluminium-Primärproduktion trägt in System 06 je nach Wirkungskategorie bis zu 18% zum Gesamtergebnis bei. Durch die Reduzierung der Sekundäraluminium-Einsatzquote erhöht sich das Gesamtergebnis um maximal 6%. Die in Abschnitt 5.2.1.2.4 getroffene Aussage zum Vergleich mit dem Referenzszenario 01 ändert sich jedoch hierdurch nicht.

5.2.1.3.5 Variation der Energieerzeugung bei der Aluminium-Herstellung

Für die Stromproduktion zur Primäraluminium-Erzeugung wurde ein Mix aus Kraftwerken der USA und der GUS-Staaten unterstellt. Die Anteile der einzelnen Kraftwerke im Energiemix wurden nicht verändert.

---

[23] Siehe Materialsammlung, Bericht 4).

Die Variation der Energieerzeugung führt, sowohl in System 01 (Alu-Schraubverschlüsse) als auch in System 06 (Alu-Folie im Verbundkarton), nur zu marginalen Veränderungen von weniger als 2%.

5.2.1.3.6 Variation der Gutschriften

In System 06 wurde die für die Abgabe von Zellstoff erteilte Gutschrift von 21% auf 37,2% erhöht. Hierdurch reduziert sich der Holzeinsatz bei Berechnung mit dem Gut-/Lastschrift-Verfahren um etwa 10%. Bei Berechnung mit dem Cut-off-Verfahren ändert sicht nichts.

Die Auswirkung dieser Variation auf die Indikatorergebnisse sind gering. Lediglich in den Wirkungskategorien Naturraumbeanspruchung (Forst) und aquat. Eutrophierung reduziert sich der Wert (nur beim Gut-/Lastschrift-Verfahren) um 10% bzw. 8%.

In einem weiteren Szenario wurde untersucht, wie sich die Annahme, dass mit dem Zellstoff des aufbereiteten Getränkekarton-AzV nicht, wie im Hauptszenario, gebleichter Sulfatzellstoff, sondern Holzstoff substituiert wird, auf die zu erteilende Gutschrift auswirkt.

Der Wechsel von Sulfatzellstoff auf Holzstoff hat zwei gegenläufige Effekte: Aufgrund der Tatsache, dass für die Herstellung von Holzstoff erheblich weniger Holz benötigt wird als für die Herstellung von Zellstoff, reduziert sich die Gutschrift für die Wirkungskategorie Naturraumbeanspruchung (Forst) um 64%, was für das variierte System 06 einen Anstieg des Indikatorergebnisses um 10% zur Folge hat. In gleicher Weise reduziert sich die Gutschrift für die Wirkungskategorie aquat. Eutrophierung, da die CSB-Frachten der Holzstoff-Herstellung nur ein Bruchteil derer bei der Zellstoff-Herstellung betragen. Der Indikatorwert erhöht sich entsprechend um 12%.

Im Gegenzug erhöht sich bei der Annahme einer Substitution von Holzstoff die Gutschrift in allen mit der Energieerzeugung aus fossilen Energieträgern verbundenen Wirkungskategorien. Der Grund hierfür ist der etwa doppelt so hohe Bedarf an Fremd-Energie für die Holzstoff-Herstellung, während bei der Zellstoff-Herstellung ein großer Teil der Energie aus dem verarbeiteten Holz gewonnen wird. Die erhöhte Gutschrift führt in den Wirkungskategorien Ressourcenbeanspruchung, Treibhauseffekt und Sommersmog zur Reduzierung der Indikatorwerte um 14% bis 16%, bei der terrestrischen Eutrophierung und der Versauerung beträgt die Reduzierung sogar 21% bzw. 26%.

Die Variation führt im direkten Vergleich mit dem Referenzsystem 01 (siehe hierzu Abbildung 5- 8 in Abschnitt 5.2.1.2.4) zu folgender Veränderung der Ergebnisse nach Gut-/Lastschriftverfahren (unterer Teil der Abbildung): Die bereits

im Hauptszenario deutlichen Mehrbelastungen in den Wirkungskategorien Naturraumbeanspruchung (Forst) und aquat. Eutrophierung erhöhen sich auf 2.600% bzw. 1.000%. Die übrigen Indikatorwerte (Ausnahme: Naturraumbeanspruchung (Deponie) verschieben sich deutlich zu Gunsten des Getränkekartons (zwischen 10% (Treibhauseffekt) und 40% (Versauerung) Mehrbelastung durch das Referenzsystem).

5.2.1.4 Zusammenfassung

Auf der Grundlage der untersuchten Szenarien lässt sich für den Untersuchungsbereich Verpackungssysteme für Mineralwasser (Vorratskauf) zusammenfassend folgendes feststellen:

Das 1,5 l-PET-Mehrwegsystem 04 führt beim Abwägen der betrachteten Wirkungsindikatoren und Sachbilanz-Ergebnisse insgesamt zu den geringsten potenziellen Umweltlasten. Im Vergleich zu den Glas-Mehrwegsystemen 01 (0,7 l, GDB) und 02 (0,75 l, GDB) vergrößert sich dieser Vorteil bei höheren Distributionsentfernungen und verringert sich entsprechend bei niedrigeren Distributionsentfernung. Er bleibt aber auch bei geringen mittleren Distributionsentfernungen, wie sie für kleinere Mineralwasser-Abfüller der Fall sind, stets erhalten.

Der 1,0 l-Getränkekarton (System 06) zeigt im Hauptszenario unter durchschnittlichen Randbedingungen keine signifikanten Vor- oder Nachteile gegenüber dem Referenzsystem. Eine geänderte Gutschriftrechnung führt zu leichten Vorteilen für den Getränkekarton, eine verringerte Distributionsentfernung dagegen zu leichten Nachteilen. Da das Ergebnis des Vergleichs zwischen dem Getränkekarton und dem Glas-Mehrwegsystem somit sehr stark von den angelegten Randbedingungen abhängt, können diese beiden Systeme zusammenfassend als ökologisch gleichwertig auf der Grundlage des hier praktizierten Bewertungsverfahrens betrachtet werden.

Das 1,0 l-Glas-Einwegsystem zeigt gegenüber dem Referenzsystem deutliche ökologische Nachteile, die sich auch bei einer Variation der Randbedingungen zu Gunsten dieses Systems nur unwesentlich ändern und somit als vergleichsweise stabil angesehen werden können.

5.2.2 Verpackungssysteme für Mineralwasser (Sofortverzehr)

5.2.2.1 Diskussion der Ergebnisse aus Sachbilanz und Wirkungsabschätzung

Im Untersuchungsbereich „Verpackungssysteme für Mineralwasser (Sofortverzehr)„ stehen sich die folgenden Verpackungssysteme gegenüber:

System 07 MW-Glasflasche 0,25 l Vichy-Form

System 08 EW-Glasflasche 0,33 l, Enghals

Der jährliche Getränkeverbrauch in diesem Untersuchungsbereich beträgt etwa 570 Mio. Liter (s. Tab. 3-9).

Die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung sind in Form von Einwohnerdurchschnittswerten (EDW) in Tabelle 5- 5 zusammengefasst.

Tabelle 5- 5: Untersuchungsbereich Mineralwasser (Sofortverzehr) – Indikatorergebnisse in EDW

Verpackungssysteme für Mineralwasser (Sofortverzehr) Ergebnisse der Wirkungsabschätzung (Angaben in EDW) oben: Cut-Off-, unten: Gut-/Lastschrift-Verfahren		
System Nr.:	**07 Glas-MW-0,25l**	**08 Glas-EW-0,33l**
Aquat. Eutrophierung	208	417
Terr. Eutrophierung	9.803	14.528
Naturraumbeanspr. (ges.)	224	248
Sommersmog	8.072	12.782
Ressourcenbeanspr.	8.855	17.455
Treibhauseffekt	7.304	14.002
Versauerung	8.597	16.866
Aquat. Eutrophierung	206	470
Terr. Eutrophierung	9.799	14.560
Naturraumbeanspr. (ges.)	89	280
Sommersmog	8.084	12.872
Ressourcenbeanspr.	8.838	17.367
Treibhauseffekt	7.286	13.933
Versauerung	8.581	16.817

5.2.2.1.1 Aquatische Eutrophierung

Die Ergebnisse der untersuchten Systeme weisen Werte von 3 g PO_4-$Äq_{aquat}$ pro f.E. (System 07) bzw. 6 g PO_4-$Äq_{aquat}$ pro f.E. (System 08) auf. Hieraus errechnen sich 200 bzw. 400 EDW (Einwohnerdurchschnittswerte, bezogen auf den Jahresverbrauch an Mineralwasser im Untersuchungsbereich „Sofortverzehr„).

Die Ergebnisse stammen bei beiden Systemen aus Phosphor-, Stickstoff- und CSB-Frachten beim Abfüllen (Spülen der Mehrwegflaschen, Vorspülen der Einwegflaschen[24]). Beim Einwegsystem kommen Nitrat-Einleitungen bei der Grundstoffgewinnung für den Wellpappe-Tray hinzu.

5.2.2.1.2 Terrestrische Eutrophierung

Die Ergebnisse der untersuchten Systeme liegen bei 100 g PO_4-$Äq_{terr}$ pro f.E. (System 07) bzw. 150 g PO_4-$Äq_{terr}$ pro f.E. (System 08); hieraus errechnen sich 10.000 bzw. 15.000 EDW.

Die Ergebnisse werden in beiden Systemen von NO_x-Emissionen dominiert, die bei Herstellungs- und Transportprozessen zu verzeichnen sind. Diese NO_x-Emissionen stammen beim Mehrwegsystem 07 zu 75% aus der Distribution; beim Einwegsystem 08 wird über die Hälfte der NO_x-Emissionen durch die Herstellung der Glasflasche und etwa 25% durch die Distribution verursacht.

5.2.2.1.3 Naturraumbeanspruchung

Wie in Kap. 5.2.1.1.3 auf Seite 249 beschrieben, gehen die forstwirtschaftliche Nutzung von Naturraum und die Deponieflächenbelegung (im folgenden als „Naturraumbeanspruchung (Forst)„ und „Naturraumbeanspruchung (Deponie)„ bezeichnet) getrennt voneinander in die Bewertung ein.

Die untersuchten Verpackungssysteme kommen in der Kategorie Naturraumbeanspruchung (Forst) auf Werte von 1,7 bzw. 1,9 m^2 je f.E., hieraus errechnen sich etwa 220 bzw. 250 EDW. Die Ergebnisse sind durch die Herstellung der Transportpaletten und der Etiketten bedingt.

In der Kategorie Naturraumbeanspruchung (Deponie) liegen die Ergebnisse bei 10 bzw. 50 cm^2.

5.2.2.1.4 Photochemische Oxidantienbildung/Sommersmog

Relevante Emissionen in dieser Wirkungskategorie sind Emissionen der sogenannten Vorläufersubstanzen, dies sind einerseits VOC (flüchtige organische Kohlenstoffverbindungen, über POCP charakterisiert und ausgedrückt in Ethen-Äquivalenten), andererseits NO_x (Stickoxide). In der Wirkungskategorie Photo-

---

[24] Zur Modellierung der P-, N- und CSB-Frachten wurde die Abwassermenge mit branchenspezifisch gemittelten Emissionsfaktoren multipliziert (siehe Kap. 2.5.3). Es wurde also innerhalb der Branchen nicht zwischen Abwässern unterschiedlicher Herkunft und damit unterschiedlicher Belastung differenziert. Beim Vorspülen neuer Einwegflaschen mit dem Rinser fallen Abwasserströme an, die zwar mengenmäßig in einer ähnlicher Größenordnung wie beim Spülen von Mehrwegflaschen liegen, bei denen aber von erheblich geringeren Belastungen auszugehen ist. Die ermittelten P-, N- und CSB-Frachten sind somit als zu hoch anzusehen. Bei Weglassen dieser Frachten reduziert sich der Indikatorwert von 6 auf 4 g PO_4-$Äq_{aquat}$ pro f.E.

chemische Oxidantienbildung/Sommersmog werden diese Emissionen durch geometrische Mittelwertbildung mit dem Wirkungsindikator NCPOCP zu NO_x-korrigierten Ethen-Äquivalenten (NO_x/C_2H_4-Äq) zusammengefasst.

Die für die untersuchten Verpackungssysteme ermittelten Emissionen führen zu NCPOCP-Werten von 200 g NO_x/C_2H_4-Äq pro f.E. (System 07) bzw. 300 g NO_x/C_2H_4-Äq pro f.E. (System 08), hieraus errechnen sich 8.000 bzw. 13.000 EDW.

Kohlenwasserstoffemissionen treten bei der Herstellung von Kunststoffen sowie bei Transportprozessen auf. Während beim Mehrwegsystem 07 etwa zwei Drittel der Kohlenwasserstoffemission aus der Distribution stammen, beträgt der Anteil beim Einwegsystem nur etwa 20%. Hier wird der größere Anteil der Kohlenwasserstoffemission durch die Herstellung der Glasflasche (32%) und des HDPE-Verschlusses (26%) verursacht.

5.2.2.1.5 Ressourcenbeanspruchung

Die den Verpackungssystemen anzulastenden Verbräuche an nicht erneuerbaren Energieträgern betragen 38 bzw. 74 kg Rohöl-Äquivalente (ROÄq) pro f.E., hieraus errechnen sich 9.000 bzw. 18.000 EDW.

Der Verbrauch an nicht erneuerbaren Energieträgern hat unterschiedliche Ursachen: Während beim Glas-Einwegsystem 08 der überwiegende Teil (70%) durch den Energiebedarf bei der Glasherstellung bedingt ist, haben beim Mehrwegsystem 07 die Distribution mit über 50% und das Spülen mit etwa 25% die größten Anteile am Verbrauch nicht erneuerbarer Energieträger.

5.2.2.1.6 Treibhauseffekt

Die durch die Untersuchungssysteme verursachten treibhausrelevanten Emissionen belaufen sich auf Werte von 170 kg CO_2-Äq pro f.E. (System 07) und 320 kg CO_2-Äq pro f.E. (System 08), hieraus ergeben sich 7.300 bzw. 14.000 EDW

Die Ergebnisse in der Wirkungskategorie Treibhauseffekt sind bei den untersuchten Systemen fast ausschließlich auf CO_2-Emissionen zurückzuführen. Die sektorale Verteilung der CO_2-Emissionen ähnelt der im vorangegangenen Abschnitt beschriebenen Verteilung der Nutzung nicht erneuerbarer Energieträger. So sind beim Glas-Mehrwegsystem 08 die Distribution (36%) und das Flaschenspülen (31%) die wichtigsten Quellen, beim System 07 trägt die Glasherstellung (67%) den größten Anteil an der CO_2-Emission bei.

5.2.2.1.7 Versauerung

Die den Untersuchungssystemen zuzuschreibenden Emissionen säurebildender Stoffe betragen 830 g SO_2-Äq pro f.E. (System 07) und 1.600 g SO_2-Äq pro f.E. (System 08), Hieraus errechnen sich 8.600 bis 17.000 EDW.

Beim Glas-Mehrwegsystem 08 tragen vor allem die durch die Distribution verursachten Emissionen (55%, überwiegend NO_x sowie in geringerem Maße SO_2) zu den Ergebnissen in der Wirkungskategorie Versauerung bei. Beim System 07 (Glas-Einweg) werden 66% der Emission von Säurebildnern durch die Glasherstellung verursacht, überwiegend in Form von SO_2.

5.2.2.1.8 Weitere, nicht zu Indikatoren aggregierte Sachbilanz-Ergebnisse

Die Ergebnisse zu den gesundheitlich und ökotoxikologisch relevanten Parametern sind den Sachbilanz-Dateien (siehe Kap. 4.1) zu entnehmen.

Von den Luftschadstoffen mit gesundheitsgefährdendem Potenzial sind vor allem Dieselpartikel (28.000 bis 34.000 EDW), SO_2 (8.000 bis 21.000 EDW), und Cadmium (6.700 bis 8.600 EDW) zu nennen.

Mengenmäßig bedeutsame Emissionen mit ökotoxischem Potenzial sind NO_x- (19.000 bis 28.000 EDW) und SO_2-Emissionen (8.000 bis 21.000 EDW).

Die bilanzierten Staubemissionen lassen zwar eine mengenmäßig große Bedeutung erkennen (15.000 bis 190.000 EDW), die Daten erscheinen aber für eine Bewertung nicht geeignet, da hierfür weitere Informationen sowohl zur Zusammensetzung der Stäube als auch zur lokalen Exposition erforderlich wären.

Die Hauptquellen dieser Einzelschadstoffe sind im wesentlichen die gleichen, die bereits zuvor bei der Sektoralanalyse in den Wirkungskategorien genannt wurden. So wird beim Glas-Mehrwegsystem in fast allen Parametern der überwiegende Anteil an den Emissionen durch die Distribution verursacht (Ausnahme SO_2, hier dominiert das Flaschenspülen). Beim System 08 (Glas-Einweg) verursacht die Glasherstellung und, in geringerem Maße, der Transport sowohl der leeren als auch der gefüllten Flaschen die meisten Emissionen.

Der Parameter „Dieselpartikel„ stammt ausschließlich aus Transportprozessen. Während hiervon beim Mehrwegsystem der größte Anteil durch die Distribution und Leergutrückführung verursacht wird, spielt beim Einwegsystem auch der Transport der leeren Verpackungen vom Hersteller zum Abfüller sowie die Entsorgung eine wichtige Rolle.

5.2.2.2 Vergleich der Verpackungssysteme

Im folgenden werden die Indikatorergebnisse der Systeme 07 und 08 miteinander verglichen.

Das 0,33 l-Glas-Mehrwegsystem 07 weist gegenüber dem 0,33 l-Glas-Einwegsystem 08 vor allem folgende ergebnisrelevanten Unterschiede auf:

1. Aufgrund der mehrmaligen Nutzung der Flasche 07 (Umlaufzahl=29) beträgt der Glaseinsatz pro f.E. trotz einem doppelt so hohem spezifischen Verpackungsgewicht weniger als ein Zehntel der Einwegflasche. (35 gegenüber 450 kg je f.E.). Die hiermit verbundenen Umweltlasten sind bei System 08 somit erheblich höher.
2. Die transportbedingten Umweltlasten sind (bei der dieser Untersuchung zugrunde liegenden Annahme einer gleichen Distributionsentfernung) bei System 08 geringer als bei System 07. Ursachen hierfür sind einerseits der bei Einwegsystemen grundsätzlich geringere Anteil an Rückfahrten, anderer-

seits die etwas bessere Raumauslastung des Systems 08 (360 l gegenüber 300 l je Palette).

3. Die bei Mehrwegflaschen erforderliche Reinigung entfällt bei System 08. Dies führt zu geringeren Energieverbräuchen (KEA: 77 MJ gegenüber 730 MJ) sowie zu einer geringeren Abwasserfracht in diesem Prozessschritt.

Eine Gegenüberstellung der Wirkungsindikatorwerte der beiden Systeme zeigt Abbildung 5- 10.

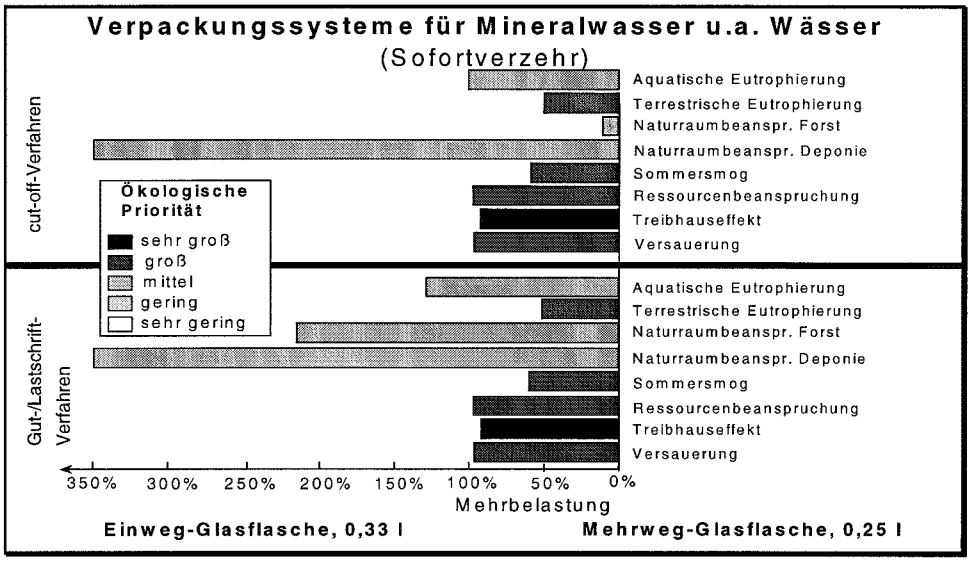


Abbildung 5- 10: Vergleich der Systeme 07 und 08; Indikatorergebnisse

Es zeigt sich, dass Systems 08 in allen Wirkungskategorien höhere, teilweise deutlich höhere Indikatorwerte aufweist[25].

Die Ergebnisse der Sachbilanz der beiden Systeme 07 und 08 sind, als EDW ausgedrückt, in Abbildung 5- 11 graphisch gegenübergestellt. Der Vergleich der Ergebnisse ökotoxikologisch relevanter Parameter zeigt ausschließlich höhere Werte auf Seiten des Systems 08. Dagegen zeigen sich bei den gesundheitsgefährdenden Stoffen Mehrbelastungen je nach Parameter bei beiden Systemen.

[25] Bei Berücksichtigung der Anmerkung in Fußnote 24 auf Seite 270 reduziert sich die Mehrbelastung des Systems 08 in der Kategorie aquat. Eutrophierung auf etwa 35%.

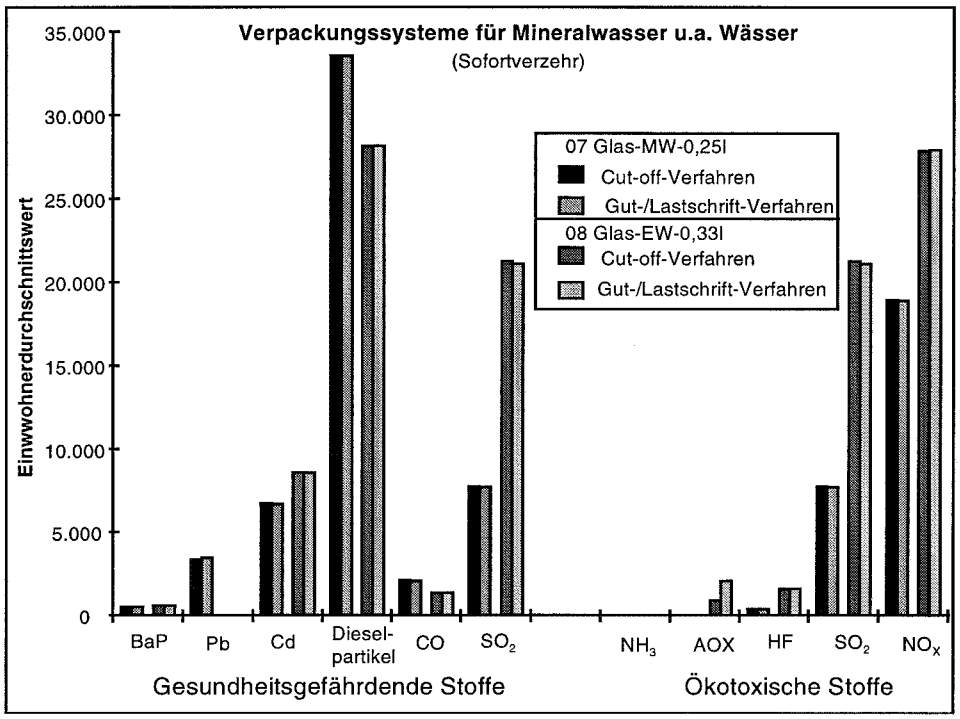


Abbildung 5- 11: Vergleich der Systeme 07 und 08; Sachbilanz-Ergebnisse

Die Vorteile des Systems 07 in den Wirkungskategorien sowie die überwiegend geringeren Ergebnisse bei den nicht aggregierten Sachbilanzparametern lassen System 07 gegenüber System 08 aus Umweltsicht als deutlich überlegen erscheinen.

5.2.3 Verpackungssysteme für Getränke ohne CO_2 (Vorratskauf)

5.2.3.1 Diskussion der Ergebnisse aus Sachbilanz und Wirkungsabschätzung

Im Untersuchungsbereich „Verpackungssysteme für Getränke ohne CO_2 (Vorratskauf)„ sind die folgenden Verpackungssysteme einbezogen:

09 MW-Glasflasche 0,7 l Enghals VdF

10 MW-Glasflasche 0,75 l Weithals VdF

11 MW-Glasflasche 1,0 l Enghals VdF

12 MW-Glasflasche 1,0 l Weithals Eurojuice

13 EW-Glasflasche 0,75 l Enghals

14 EW-Glasflasche 0,75 l Weithals

15 EW-Glasflasche 1,0 l Weithals

16 Verbundkarton 1,0 l

Der jährliche Getränkeverbrauch in diesem Untersuchungsbereich beträgt etwa 4,9 Mrd. Liter (s. Tab. 3-9).

Die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung sind in Form von Einwohnerdurchschnittswerten (EDW) in Tabelle 5- 6 und Tabelle 5- 7 zusammengefasst.

Tabelle 5- 6: Untersuchungsbereich Getränke ohne CO_2 Vorratskauf - Indikatorergebnisse in EDW (I)

Verpackungssysteme für Getränke ohne CO_2 (Vorratskauf) Ergebnisse der Wirkungsabschätzung (Angaben in EDW) oben: Cut-Off-, unten: Gut-/Lastschrift-Verfahren				
System Nr.:	**09 Weißglas-MW-0,7l**	**10 Weißglas-MW-0,75l**	**11 Weißglas-MW-1,0l**	**12 Weißglas-MW-1,0l**
Aquat. Eutrophierung	2.739	2.823	2.162	2.377
Terr. Eutrophierung	67.382	52.027	52.366	49.685
Naturraumbeanspr. (ges.)	3.084	2.333	2.218	1.956
Sommersmog	56.525	44.035	43.209	42.228
Ressourcenbeanspr.	57.154	46.118	44.271	44.031
Treibhauseffekt	45.121	38.420	33.788	36.777
Versauerung	58.699	46.991	43.687	45.187
Aquat. Eutrophierung	2.477	2.627	1.982	2.237
Terr. Eutrophierung	67.216	51.236	52.114	48.962
Naturraumbeanspr. (ges.)	1.736	1.352	1.202	1.107
Sommersmog	56.507	43.491	42.989	41.855
Ressourcenbeanspr.	56.467	44.913	43.686	42.892
Treibhauseffekt	44.569	36.654	33.089	35.104
Versauerung	58.395	46.357	43.366	44.580

Tabelle 5- 7: Untersuchungsbereich Getränke ohne CO_2 Vorratskauf - Indikatorergebnisse in EDW (II)

Verpackungssysteme für Getränke ohne CO_2 (Vorratskauf) Ergebnisse der Wirkungsabschätzung (Angaben in EDW) oben: Cut-Off-, unten: Gut-/Lastschrift-Verfahren				
System Nr.:	**13 Braunglas-EW-0,75l**	**14 Braunglas-EW-0,75l**	**15 Braunglas-EW-1,0l**	**16 VBK-EW-1,0l**
Aquat. Eutrophierung	6.235	6.750	5.541	16.887
Terr. Eutrophierung	87.094	106.137	74.014	28.162
Naturraumbeanspr. (ges.)	2.127	1.862	2.221	30.863
Sommersmog	72.191	90.043	61.499	44.785
Ressourcenbeanspr.	108.172	133.682	92.178	36.083
Treibhauseffekt	109.677	135.735	93.511	31.949
Versauerung	108.116	132.264	90.328	36.095
Aquat. Eutrophierung	9.470	8.463	8.167	15.159
Terr. Eutrophierung	87.119	85.232	73.416	27.165
Naturraumbeanspr. (ges.)	8.628	8.866	7.370	26.922
Sommersmog	71.652	77.682	60.682	43.769
Ressourcenbeanspr.	107.207	101.508	89.229	34.461
Treibhauseffekt	108.133	77.570	89.623	31.074
Versauerung	108.546	111.330	89.369	35.955

5.2.3.1.1 Aquatische Eutrophierung

Die Ergebnisse der untersuchten Systeme weisen mit Ausnahme des Systems 16 (Verbundkarton) Werte zwischen 3 und 11 g PO_4-$Äq_{aquat}$ pro f.E. (funktionelle Einheit, hier 1000 l Saft) auf. Hieraus errechnen sich 2.000 bis 7.000 EDW (Einwohnerdurchschnittswerte, bezogen auf den Jahresverbrauch an Getränken ohne CO_2 im Untersuchungsbereich „Vorratskauf„). Der Verbundkarton kommt auf etwa 27 g PO_4-$Äq_{aquat}$ pro f.E., entsprechend 17.000 EDW.

Die Ergebnisse werden bei den Mehrwegsystemen 09 bis 12 im wesentlichen durch die Einleitungen von CSB-Frachten aus der Flaschenreinigung verursacht. Bei den Einweg-Glasflaschen (Systeme 13 bis 15) sind es vor allem Nitrat-Einleitungen aus der Grundstoffherstellung für die Wellpappe-Kartons bzw. –Trays, daneben aber auch N-, P-und CSB-Frachten aus der Flaschenvorreinigung[26].

Hervorzuheben in dieser Kategorie ist das System 16 (Verbundkarton). Hier wird der größte Teil des Ergebnisses durch CSB-Einleitungen bei der Herstellung des Getränkekartons verursacht.

5.2.3.1.2 Terrestrische Eutrophierung

Die Ergebnisse der untersuchten Systeme liegen zwischen 30 und 120 g PO_4-$Äq_{terr}$ pro funktioneller Einheit; hieraus errechnen sich 28.000 bis 106.000 EDW.

Die Ergebnisse werden in allen Systemen von NO_x-Emissionen dominiert, die bei Herstellungs- und Transportprozessen zu verzeichnen sind. Hierbei zeichnet sich folgender Unterschied zwischen Mehrweg- und Einwegverpackungen ab: Während die NO_x-Emissionen bei den Mehrwegsystemen 09 bis 12 bis zu 75% aus der Distribution stammen, spielen bei den Systemen 13 bis 15 (Einweg-Glas) vor allem die NO_x-Emissionen aus der Herstellung der Glasflaschen und aus der Erzeugung der hierfür benötigten Energie die größte Rolle. Die Emissionen aus der Distribution liegen hier durchweg unter 20%.

---

[26] Zur Modellierung der P-, N- und CSB-Frachten wurde die Abwassermenge mit branchenspezifisch gemittelten Emissionsfaktoren multipliziert (siehe Kap. 2.5.3). Es wurde also innerhalb der Branchen nicht zwischen Abwässern unterschiedlicher Herkunft und damit unterschiedlicher Belastung differenziert. Beim Vorspülen neuer Einwegflaschen mit dem Rinser fallen Abwasserströme an, die zwar mengenmäßig in einer ähnlicher Größenordnung wie beim Spülen von Mehrwegflaschen liegen, bei denen aber von erheblich geringeren Belastungen auszugehen ist. Die ermittelten P-, N- und CSB-Frachten sind somit als zu hoch anzusehen. Bei Weglassen dieser Frachten reduziert sich der Indikatorwert um etwa 2 g PO_4-$Äq_{aquat}$ pro f.E.

5.2.3.1.3 Naturraumbeanspruchung

Wie in Kap. 5.2.1.1.3 auf Seite 249 beschrieben, gehen die forstwirtschaftliche Nutzung von Naturraum und die Deponieflächenbelegung (im folgenden als „Naturraumbeanspruchung (Forst)„ und „Naturraumbeanspruchung (Deponie)„ bezeichnet) getrennt voneinander in die Bewertung ein.

Die untersuchten Verpackungssysteme kommen, mit Ausnahme des Systems 16 (Getränkekarton) in der Kategorie Naturraumbeanspruchung (Forst) auf Werte zwischen 1,7 und 2,8 m^2 je funktioneller Einheit, hieraus errechnen sich etwa 2000 bis 3.000 EDW. Die Ergebnisse sind durch die Herstellung der Transportpalette und des Etiketts bedingt.

System 16 kommt aufgrund des mit der Herstellung von Getränkekarton verbundenen Holzeinsatzes erwartungsgemäß zu einem deutlich höheren Ergebnis von 28 m^2 je funktioneller Einheit (bzw. 25 m^2/f.E. bei Gutschrifterteilung), entsprechend etwa 30.000 EDW.

In der Kategorie Naturraumbeanspruchung (Deponie) liegen die Ergebnisse in einer Größenordnung von 3 bis 6 cm^2 (Mehrweg-Glas und Getränkekarton) und von 40 bis 66 cm^2 (Einweg-Glas).

5.2.3.1.4 Photochemische Oxidantienbildung/Sommersmog

Relevante Emissionen in dieser Wirkungskategorie sind Emissionen der sogenannten Vorläufersubstanzen, dies sind einerseits VOC (flüchtige organische Kohlenstoffverbindungen, über POCP charakterisiert und ausgedrückt in Ethen-Äquivalenten), andererseits NO_x (Stickoxide). In der Wirkungskategorie Photochemische Oxidantienbildung/Sommersmog werden diese Emissionen durch geometrische Mittelwertbildung mit dem Wirkungsindikator NCPOCP zu NO_x-korrigierten Ethen-Äquivalenten (NO_x/C_2H_4-Äq) zusammengefasst.

Die für die untersuchten Verpackungssysteme ermittelten relevanten Emissionen führen zu NCPOCP-Werten zwischen 120 und 260 g NOx/C2H4-Äq. pro funktioneller Einheit. Hieraus errechnen sich etwa 40.000 bis 90.000 EDW.

Kohlenwasserstoffemissionen treten bei Transportprozessen sowie im Zusammenhang mit der Herstellung von Kunststoffen und Glas auf. Bei den Glas-Mehrwegsystemen 09 bis 12 sind etwa 50 bis 60% der VOC-Emissionen durch die Distribution bedingt, etwa 10 bis 15% stammen aus der Herstellung des für die Flaschenkästen benötigten HDPE. Bei den Glas-Einweg-Systemen 13 bis 15 entstehen etwa 50% der VOC-Emissionen bei der Glasherstellung sowie etwas über 10% bei der Distribution. Bei System 16 sind über 65% der VOC-Emissionen durch die LDPE-Herstellung verursacht.

5.2.3.1.5 Ressourcenbeanspruchung

Die den Verpackungssystemen anzulastenden Verbräuche an nicht erneuerbaren Energieträgern belaufen sich auf Werte zwischen 18 und 67 kg Rohöl-Äquivalente (ROÄq) pro funktioneller Einheit. Hieraus errechnen sich 36.000 bis 130.000 EDW.

Der Verbrauch an nicht erneuerbaren Energieträgern hat unterschiedliche Ursachen: Während beim Getränkekarton (System 16) Erdöl und -gas zu über der Hälfte bei der Kunststoffherstellung eingesetzt wird und hier vor allem als feedstock Verwendung findet, werden die Verbräuche bei den Glas-Mehrwegsystemen 09 und 12 zu gut der Hälfte durch die Distribution und zu etwa 20% durch das Flaschenspülen verursacht. Die Glas-Einwegsysteme 13 bis 15 kommen zum vergleichsweise höchsten Verbrauch an nicht erneuerbaren Energieträgern, der zu etwa zwei Dritteln durch den Energieeinsatz bei der Glasherstellung bedingt ist.

5.2.3.1.6 Treibhauseffekt

Die durch die Untersuchungssysteme verursachten treibhausrelevanten Emissionen belaufen sich auf Werte zwischen 90 und 370 kg CO_2-Äquivalente pro funktioneller Einheit. Hieraus ergeben sich 32.000 bis 140.000 EDW

Die Ergebnisse in der Wirkungskategorie Treibhauseffekt sind bei den untersuchten Systemen fast ausschließlich auf CO_2-Emissionen zurückzuführen. Eine Ausnahme sind in System 16 die aus der Deponie stammenden Methanemissionen, die hier mit 15% zum gesamten GWP beitragen.

Die sektorale Verteilung der CO_2-Emissionen ähnelt der im vorangegangenen Abschnitt beschriebenen Verteilung der Nutzung nicht erneuerbarer Energieträger. So sind bei den Glas-Mehrwegsystemen 09 bis 12 die Distribution und das Flaschenspülen die wichtigsten Quellen, bei den Glas-Einwegsystemen 13 bis 15 trägt die Glasherstellung am stärksten zur CO_2-Emission bei. Ein wesentlicher Unterschied der CO_2-Emissionen zu den Ergebnissen der Wirkungskategorie Ressourcenbeanspruchung besteht dagegen bei System 16, bei dem ein maßgeblicher Anteil der fossilen Energieträger als feedstock genutzt wird, da sich diese Verbräuche nicht in der CO_2-Bilanz widerspiegeln.

5.2.3.1.7 Versauerung

Die den Untersuchungssystemen zuzuschreibenden Emissionen säurebildender Stoffe betragen zwischen 400 und 1.500 g SO_2-Äq pro funktioneller Einheit. Hieraus errechnen sich 36.000 bis 130.000 EDW.

Bei den Glas-Mehrwegsystemen tragen die durch die Distribution verursachten Emissionen (überwiegend NO_x sowie in geringerem Maße SO_2) etwa

zur Hälfte zu den Ergebnissen in der Wirkungskategorie Versauerung bei. Bei den Glas-Einwegsystemen werden etwa 70% der Emission von Säurebildnern durch die Glasherstellung verursacht, überwiegend in Form von SO_2. Im System 16 (Getränkekarton) wird der größte Anteil (30%) durch die HDPE-Herstellung verursacht.

5.2.3.1.8 Weitere, nicht zu Indikatoren aggregierte Sachbilanz-Ergebnisse

Die Ergebnisse zu den gesundheitlich und ökotoxikologisch relevanten Parametern sind den Sachbilanz-Dateien (siehe Kap. 4.1) zu entnehmen.

Von den Luftschadstoffen mit gesundheitsgefährdendem Potenzial sind vor allem Dieselpartikel (17.000 bis 220.000 EDW), SO_2 (36.000 bis 180.000 EDW) und Cadmium (18.000 bis 63.000 EDW) zu nennen. Blei-Emissionen treten nur bei den Verpackungssystemen mit Weißblech-Deckeln (Systeme 10, 12, 14 und 15) in nennenswerter Höhe auf (14.000 bis 29.000 EDW). Luftschadstoffe mit kanzerogenem Potenzial werden in vergleichsweise geringer Menge emittiert (6.000 bis 11.000 EDW).

Mengenmäßig bedeutsame Emissionen mit ökotoxischem Potenzial sind NO_x- (54.000 bis 200.000 EDW) und SO_2-Emissionen (36.000 bis 180.000 EDW). Unter den ökotoxischen Wasserschadstoffen sind vor allem Organochlorverbindungen (AOX) mit Frachten zwischen 8.000 und 13.000, beim Kartonverbundsystem 16 bis zu 430.000 EDW zu nennen.

Die bilanzierten Staubemissionen lassen zwar eine mengenmäßig große Bedeutung erkennen (140.000 bis 3.600.000 EDW), die Daten erscheinen aber für eine Bewertung nicht geeignet, da hierfür weitere Informationen sowohl zur Zusammensetzung der Stäube als auch zur lokalen Exposition erforderlich wären.

Die Hauptquellen dieser Einzelschadstoffe sind im wesentlichen die gleichen, die bereits zuvor bei der Sektoralanalyse in den Wirkungskategorien genannt wurden (Ausnahmen sind die Parameter Dieselpartikel und AOX). So wird bei den Glas-Mehrwegsystemen 09 bis 12 in fast allen Parametern der überwiegende Anteil an den Emissionen durch die Distribution verursacht (Ausnahme SO_2, hier dominiert das Flaschenspülen). Bei den Systemen 13 bis 15 (Glas-Einweg) verursacht die Glasherstellung und, in geringerem Maße, der Transport sowohl der leeren als auch der gefüllten Flaschen die meisten Emissionen. Die Emissionen in System 16 (Getränkekarton) stammen vor allem aus den Herstellungsprozessen für Karton, LDPE und Aluminium.

Der Parameter „Dieselpartikel„ stammt ausschließlich aus Transportprozessen. Während hiervon bei den Mehrwegsystemen der größte Anteil durch die Distribution und Leergutrückführung verursacht wird spielt bei den Einwegsys-

temen auch der Transport der leeren Verpackungen vom Hersteller zum Abfüller sowie die Entsorgung eine wichtige Rolle.

Der Parameter AOX wird im wesentlichen durch den Anteil der Zellstoffprodukte im Verpackungssystem bestimmt. Er stammt zum überwiegenden Teil aus der Zellstoffherstellung für Flaschenetiketten, vor allem aber für den Getränkekarton.

5.2.3.2 Vergleich der Verpackungssysteme

Von den im Untersuchungsbereich Verpackungssysteme für Mineralwasser (Vorratskauf) berücksichtigten Verpackungssystemen haben die Kartonverbundverpackung (System 16) und die 1,0 l VdF-Enghalsflasche (System 11) auf dem deutschen Getränkemarkt die mengenmäßig größte Bedeutung[27]. In den nachfolgenden Systemvergleichen wird das Mehrwegsystem 11 als Referenzsystem verwendet, d.h. alle anderen Verpackungssysteme werden im Vergleich zu System 11 betrachtet.

[27] Siehe Materialsammlung, Bericht 2).

5.2.3.2.1 System 09: MW-Glasflasche 0,7 l Enghals VdF

Das Glas-Mehrwegsystem 09 unterscheidet sich vom Referenzsystem 11 (1,0 l VdF-Enghalsflasche) vor allem in folgenden Punkten:

1. Aufgrund des kleineren Flaschenvolumens ist eine schlechtere Raumauslastung gegeben (336 gegenüber 384 l pro Palette), was sich auf alle transportabhängigen Parameter ungünstig auswirkt.
2. Für das System 09 wurde mit einer Umlaufzahl von 17 gerechnet (System 11: Umlaufzahl 37). Der damit verbundene höhere Materialbedarf bei System 09 wirkt sich auf die Ergebnisse sowohl der Glasherstellung als auch der Abfallbeseitigung negativ aus.

Diese Punkte lassen erwarten, dass die Ökobilanz für System 09 im Vergleich zu System 11 tendenziell ungünstiger ausfällt.

Die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung der Systeme 09 und 11 stellen sich im direkten Vergleich zueinander wie folgt dar (siehe Abbildung 5- 12):

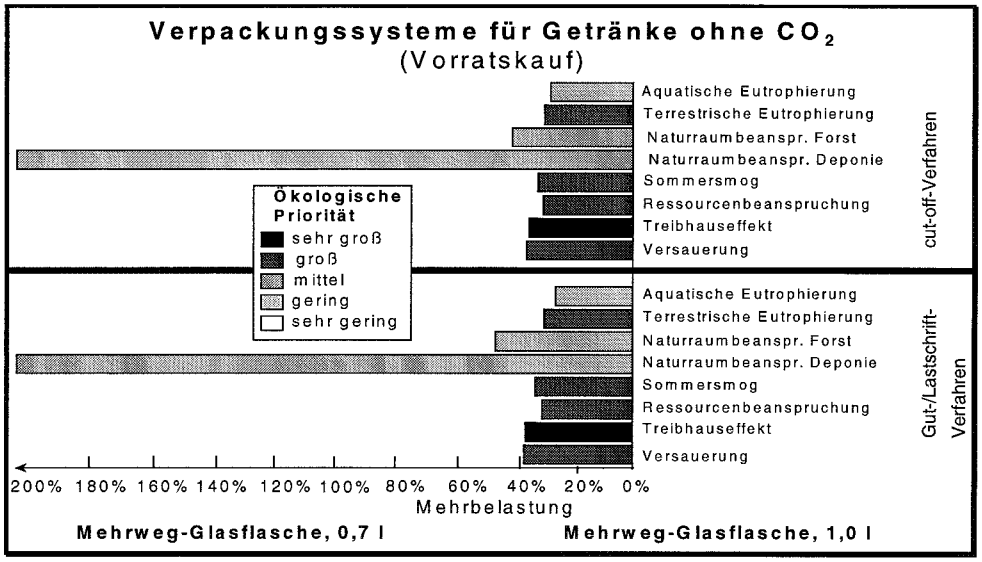


Abbildung 5- 12: Vergleich der Systeme 11 und 09; Indikatorergebnisse

Die untersuchten Wirkungskategorien zeigen ohne Ausnahme leichte bis deutliche Vorteile auf Seiten des Systems 11. Die Unterschiede betragen je nach Wirkungskategorie 25 bis 200%.

Auch bei den nicht aggregierbaren Sachbilanz-Ergebnissen zeigt System 11 Vorteile gegenüber System 09 (siehe Abbildung 5- 13).

Zusammenfassend lässt die Ökobilanz einen signifikanten Vorteil der MW-Glasflasche 1,0 l Enghals VdF gegenüber der MW-Glasflasche 0,7 l Enghals VdF erkennen.

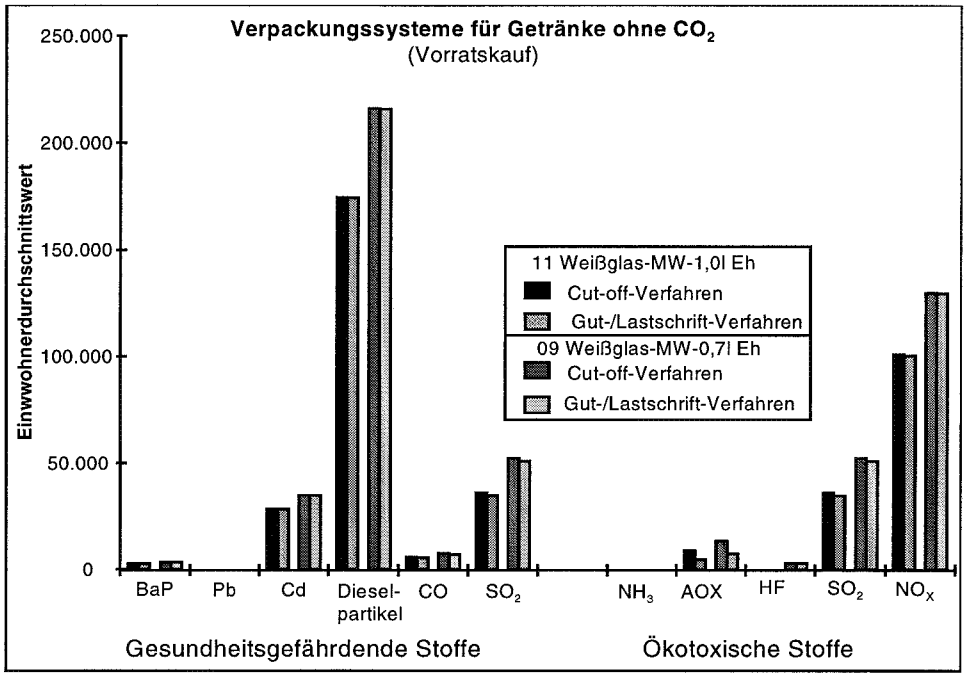


Abbildung 5- 13 :Vergleich der Systeme 11 und 09;Sachbilanz-Ergebnisse

5.2.3.2.2 System 10: MW-Glasflasche 0,75 l Weithals VdF

Das Glas-Mehrwegsystem 10 unterscheidet sich vom Referenzsystem 11 (1,0 l VdF-Enghalsflasche) nur geringfügig hinsichtlich der ergebnisbestimmenden Randbedingungen:

1. Bei der Distribution ist aufgrund der besseren Stapelbarkeit trotz des geringeren Flaschenvolumens eine günstigere Raumauslastung gegeben (432 gegenüber 384 l pro Palette), was sich auf alle transportabhängigen Parameter vorteilhaft auswirkt.
2. Das geringere Füllvolumen des Systems 10 wirkt sich hinsichtlich der Randbedingungen, die nicht oder nur geringfügig vom Füllvolumen abhängig sind, nachteilig aus. Dies betrifft im vorliegenden Fall vor allem den Materialverbrauch von Verschlüssen und Etiketten sowie die Flaschenwäsche.
3. Die Umlaufzahlen der beiden Systeme sind nahezu gleich (System 10: 36, System 11: 37). Der volumenbezogene Materialverbrauch ist bei System 10 etwas geringer (568 g gegenüber 620 g pro Liter Füllvolumen).
4. Die Flaschenverschlüsse der beiden Systeme unterscheiden sich in Material und Gewicht (System 10: Weißblech, 4,6 g; System 11: Alu, 1,6 g).

Die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung der Systeme 10 und 11 stellen sich im direkten Vergleich zueinander wie folgt dar (siehe Abbildung 5- 14).

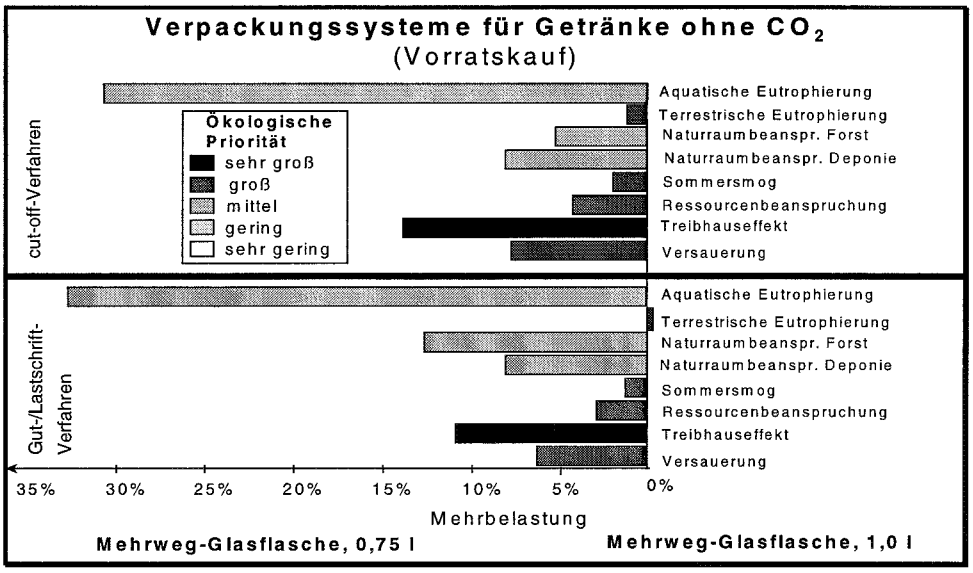


Abbildung 5- 14: Vergleich der Systeme 11 und 10; Indikatorergebnisse

Die untersuchten Wirkungskategorien zeigen leichte Vorteile auf Seiten des Systems 11. Die Unterschiede betragen je nach Wirkungskategorie bis zu 30%.

Bei den nicht aggregierbaren Sachbilanz-Ergebnissen sind geringe Vor- und Nachteile bei beiden Systemen zu erkennen (siehe Abbildung 5- 15). Die Vorteile auf Seiten des Systems 10 (Dieselpartikel) lassen sich vor allem mit den etwas günstigeren Distributionsbedingungen erklären, während die Nachteile (SO_2, Pb, Cd) mit der Weißblechherstellung für den Flaschenverschluss verbunden sind

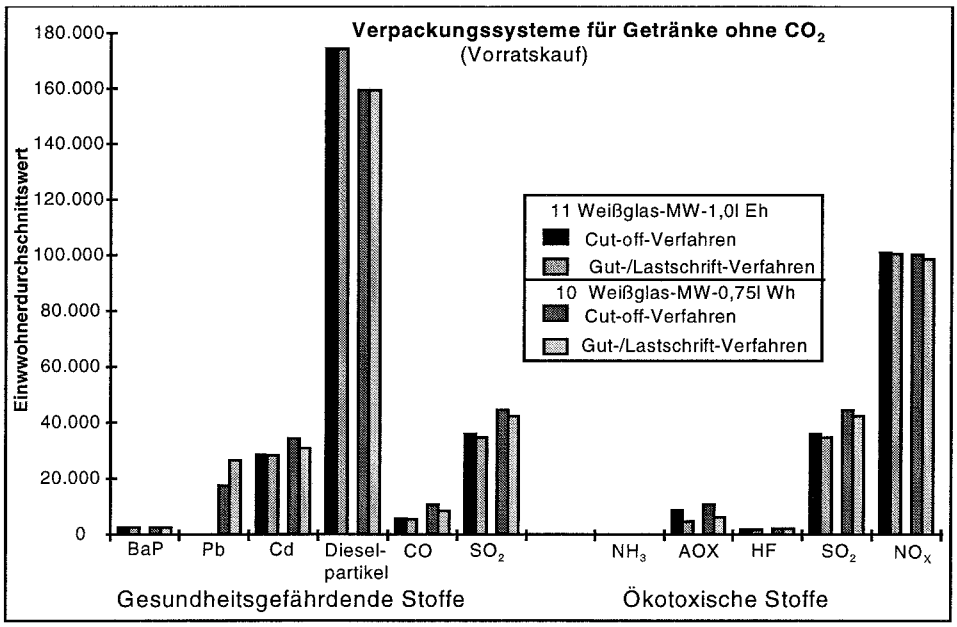


Abbildung 5- 15 : Vergleich der Systeme 11 und 10; Sachbilanz-Ergebnisse

Zusammenfassend lässt sich mit den vorliegenden Ergebnissen ein leichter Vorteil der MW-Glasflasche 1,0 l Enghals VdF gegenüber der MW-Glasflasche 0,75 l Weithals VdF erkennen.

5.2.3.2.3 System 12: MW-Glasflasche 1,0 l Weithals Eurojuice

Das Glas-Mehrwegsystem 12 unterscheidet sich vom Referenzsystem 11 (1,0 l VdF-Enghalsflasche) hinsichtlich der ergebnisbestimmenden Randbedingungen vor allem in folgenden Punkten:

1. Bei der Distribution ist aufgrund der besseren Stapelbarkeit eine günstigere Raumauslastung gegeben (480 gegenüber 384 l pro Palette), was sich auf alle transportabhängigen Parameter vorteilhaft auswirkt.
2. Der volumenbezogene Materialverbrauch ist bei System 12 etwas geringer (426 g gegenüber 448 g pro Liter Füllvolumen). Die Umlaufzahlen der beiden Systeme unterscheiden sich deutlich (System 12: 23 Umläufe, System 11: 37 Umläufe), sind aber laut den zugrunde liegenden Angaben der GVM mit Unsicherheiten behaftet[28]. Der Materialverbrauch pro f.E. liegt bei System 12 insgesamt um etwa 50% höher.
3. Die Flaschenverschlüsse der beiden Systeme unterscheiden sich in Material und Gewicht (System 12: Weißblech, 6,4 g; System 11: Alu, 1,6 g).

Die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung der Systeme 12 und 11 stellen sich im direkten Vergleich zueinander wie folgt dar (siehe Abbildung 5- 16).

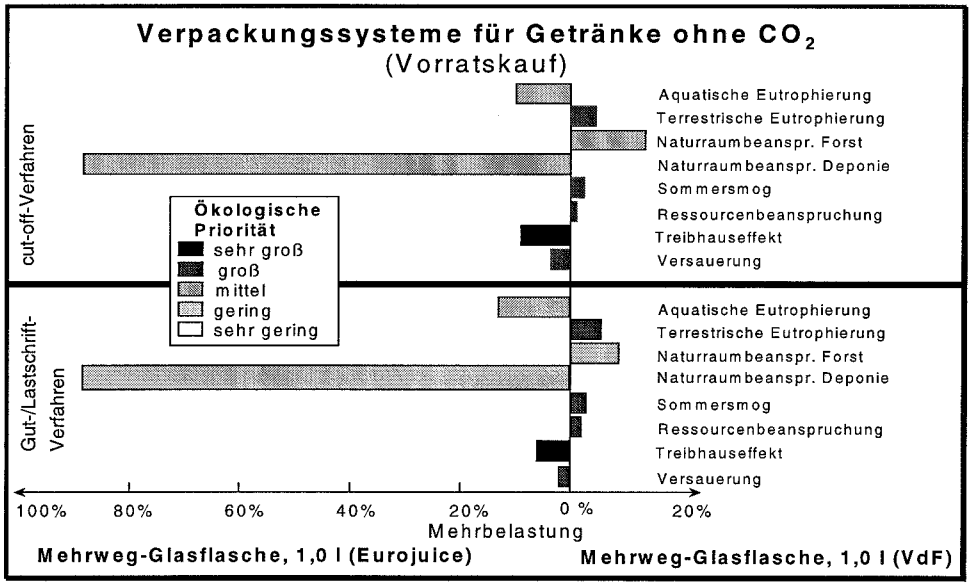


Abbildung 5- 16: Vergleich der Systeme 11 und 12; Indikatorergebnisse

[28] Siehe Materialsammlung, Bericht 3).

Die meisten der untersuchten Wirkungskategorien zeigen leichte Vor- und Nachteile auf beiden Seiten. Die Unterschiede betragen je nach Wirkungskategorie bis zu 13%.

Der auf den ersten Blick auffälligste Unterschied besteht in der Wirkungskategorie Naturraumbeanspruchung (Deponie). Hier erreicht System 12 einen um etwa 90% höheren Wert, bedingt durch die geringere Umlaufzahl. Diesem Ergebnisunterschied sollte aber aufgrund der o.g. Unsicherheit bei der Ermittlung der Umlaufzahl und des ohnehin geringen absoluten Werts (6,2 gegenüber 3,3 cm^2 Deponiefläche) keine große Bedeutung beigemessen werden.

Sowohl System 12 als auch das Referenzsystem 11 zeigen bei unterschiedlichen Wirkungsindikatoren relative Mehrbelastungen. Ein Abwägen der Wirkungsindikatoren unter Einbeziehung ihrer ökologischen Priorität ergibt folgendes Bild:

Wirkungsindikatoren mit sehr großer Priorität:

- Treibhauseffekt: 6 bis 9% Mehrbelastung bei System 12.
  Hauptgründe: Materialmehrbedarf Glas und Weißblech

Wirkungsindikatoren mit großer Priorität:

- Terrestrische Eutrophierung: 5% Mehrbelastung bei System 11
- Sommersmog: 2 bis 5% Mehrbelastung bei System 11
- Ressourcenbeanspruchung: 1 bis 2% Mehrbelastung bei System 11
  Hauptgründe: Distribution
- Versauerung: 5 bis 8% Mehrbelastung bei System 12
  Hauptgründe: Materialmehrbedarf Glas und Weißblech

Wirkungsindikatoren mit mittlerer Priorität:

- Aquatische Eutrophierung: 10 bis 13% Mehrbelastung bei System 12
  Grund für diese Differenz: Weißblechherstellung
- Naturraumbeanspruchung:
  (Forst): 1300 bis 2400% Mehrbelastung bei System 11
  Hauptgrund: größeres Etikett
  (Deponie): 60% Mehrbelastung bei System 12; Grund: siehe oben

System 12 zeigt somit insgesamt etwas höhere Ergebnisse in den Wirkungsindikatoren mit mittlerer Priorität sowie ein geringfügig höheres Ergebnis in der Wirkungskategorie Treibhauseffekt (sehr große Priorität). Dem stehen in den Wirkungsindikatoren mit großer Priorität insgesamt etwas höhere Ergebnisse auf Seiten des Referenzsystems gegenüber.

Da ein Aufrechnen von Wirkungsindikatoren unterschiedlicher Priorität nach der hier zugrundegelegten Bewertungsmethode nicht statthaft ist, lässt sich mit dieser Methode aus der Ökobilanz kein ökologischer Vorteil für eines der beiden verglichenen Systeme 12 und 11 ableiten.

Bei den nicht aggregierbaren Sachbilanz-Ergebnissen sind geringe Vor- und Nachteile bei beiden Systemen zu erkennen (siehe Abbildung 5- 17). Die Vorteile auf Seiten des Systems 12 (Dieselpartikel) lassen sich vor allem mit den günstigeren Distributionsbedingungen erklären, während die Nachteile (SO_2, Pb, Cd) mit der Weißblechherstellung für den Flaschenverschluss verbunden sind.

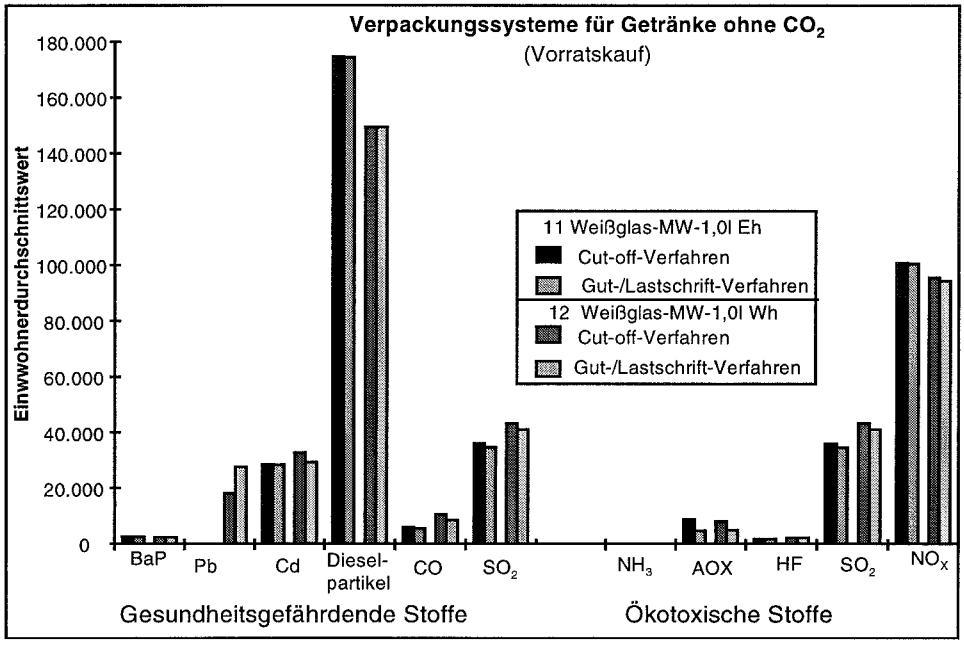


Abbildung 5- 17: Vergleich der Systeme 11 und 12; Sachbilanz-Ergebnisse

Zusammenfassend lässt sich mit den vorliegenden Ergebnissen kein ökologischer Unterschied zwischen den Systemen „MW-Glasflasche 1,0 l Weithals Eurojuice„ und „MW-Glasflasche 1,0 l Enghals VdF„ erkennen.

5.2.3.2.4 System 13: EW-Glasflasche 0,75 l Enghals

Das 0,75 l-Enghals-Glas-Einwegsystem weist gegenüber dem Referenzsystem 11 (1,0 l VdF-Enghalsflasche) vor allem folgende ergebnisrelevante Unterschiede auf:

1. Aufgrund der nur einmaligen Nutzung der Flasche ist der Glaseinsatz und die damit verbundenen Umweltlasten erheblich höher. Durch das geringere Flaschengewicht bei größerem Volumen sowie die höhere Fremdscherben-Einsatzquote (Braunglas gegenüber Weißglas) wird dieser Unterschied reduziert, der Einsatz an Neumaterial beträgt aber mehr als das fünfzehnfache des Referenzsystems (113 kg pro f.E. gegenüber 6,4 kg pro f.E.), der Energiebedarf zur Glasherstellung ist etwa 20 mal höher (KEA: 2.300 MJ gegenüber 110 MJ).

2. Die transportbedingten Umweltlasten sind (bei der dieser Untersuchung zugrunde liegenden Annahme einer gleichen Distributionsentfernung) bei System 13 geringer als bei System 11. Ursachen hierfür sind einerseits der bei Einwegsystemen grundsätzlich geringere Anteil an Rückfahrten, andererseits die deutlich bessere Raumauslastung des Systems 13 (567 l gegenüber 384 l je Palette).

Eine Gegenüberstellung der Wirkungsindikatorwerte der beiden Systeme zeigt Abbildung 5- 18.

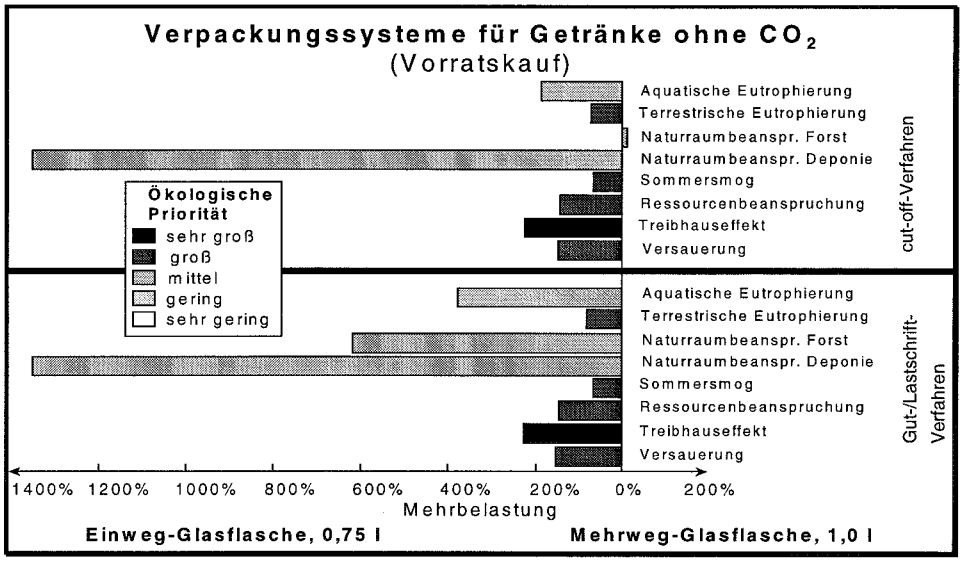


Abbildung 5- 18: Vergleich der Systeme 11 und 13; Indikatorergebnisse

Mit Ausnahme der Wirkungskategorie „Naturraumbeanspruchung Forst„ (das Ergebnis wird hier vor allem durch den aufgrund der schlechteren Raumauslastung höheren Holzverbrauch für die Euro-Palette verursacht) weisen alle Wirkungskategorien deutlich höhere Indikatorwerte auf Seiten des Systems 13 auf. Die Mehrbelastungen liegen zwischen 60 und 600%, bei der Naturraumbeanspruchung durch Deponien betragen sie sogar mehr als das 14-fache.

Die Ergebnisse der Sachbilanz der beiden Systeme 11 und 13 sind, als EDW ausgedrückt, in Abbildung 5- 19 graphisch gegenübergestellt. Der Vergleich der Ergebnisse zeigt zum überwiegenden Teil höhere Werte auf Seiten des Systems 13. Ausnahmen hierbei sind vor allem der von der Distribution dominierte Parameter Dieselpartikel sowie - im Falle der cut-off-Modellierung - der vor allem durch die Etikettenherstellung in System 11 mehr verursachte AOX (Bei der Gut-/Lastschrift Berücksichtigung wird dieser Wert durch die Lastschrift zur Kartonherstellung bei System 13 allerdings überkompensiert).

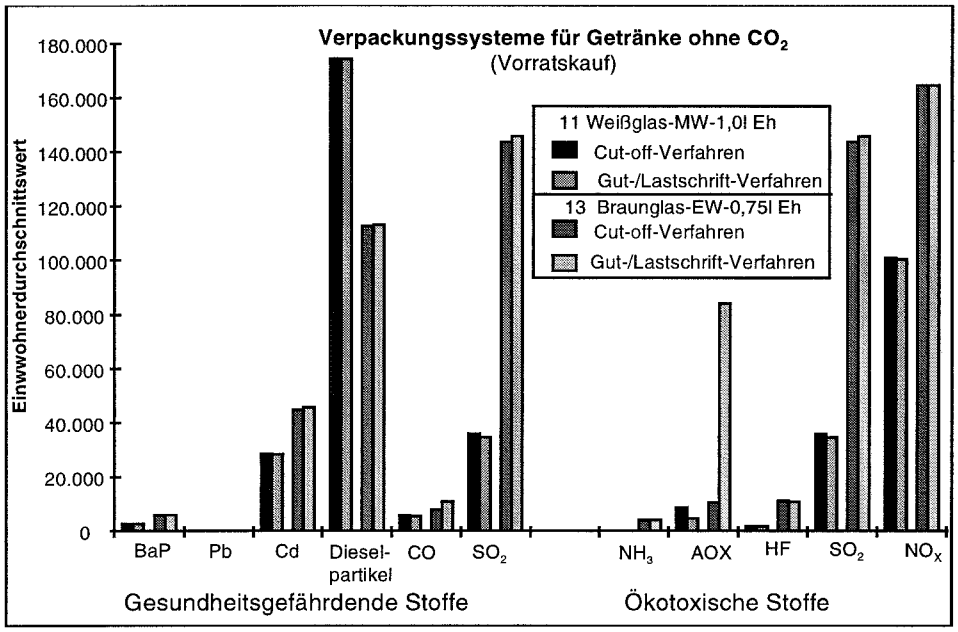


Abbildung 5- 19: Vergleich der Systeme 11 und 13; Sachbilanz-Ergebnisse

Die Vorteile des Systems 11 in den Wirkungskategorien sowie die überwiegend geringeren Ergebnisse bei den nicht aggregierten Sachbilanzparametern lassen System 11 gegenüber System 13 aus Umweltsicht als deutlich überlegen erscheinen.

5.2.3.2.5 System 14 EW-Glasflasche 0,75 l Weithals

Das 0,75 l-Weithals-Glas-Einwegsystem weist gegenüber dem Referenzsystem 11 (1,0 l VdF-Enghalsflasche) im wesentlichen die im vorangegangenen Abschnitt genannten ergebnisrelevanten Unterschiede auf. Gegenüber dem oben beschriebenen System 13 schlägt bei System 14 jedoch ein höheres Flaschengewicht bei gleichem Volumen (320 gegenüber 273 g) noch stärker zu Buche.

Eine Gegenüberstellung der Wirkungsindikatorwerte der beiden Systeme zeigt Abbildung 5- 20.

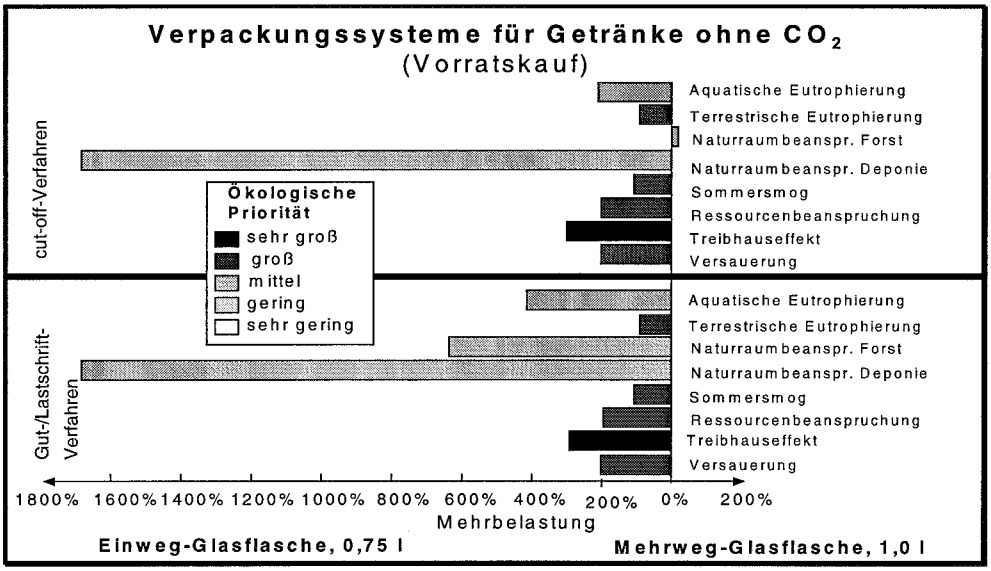


Abbildung 5- 20: Vergleich der Systeme 11 und 14; Indikatorergebnisse

Mit Ausnahme der Wirkungskategorie „Naturraumbeanspruchung Forst„ (das Ergebnis wird hier vor allem durch den aufgrund der schlechteren Raumauslastung höheren Holzverbrauch für die Euro-Palette verursacht) weisen, wie auch bei System 13, alle Wirkungskategorien deutlich höhere Indikatorwerte auf Seiten des Systems 14 auf. Die Mehrbelastungen liegen zwischen 80 und 600%, bei der Naturraumbeanspruchung durch Deponien betragen sie sogar fast das 18-fache.

Die Ergebnisse der Sachbilanz der beiden Systeme 11 und 14 sind, als EDW ausgedrückt, in Abbildung 5- 21 graphisch gegenübergestellt. Die Vergleiche der Ergebnisse zeigen die gleichen Tendenzen, wie sie auch bei System 13 festzustellen waren.

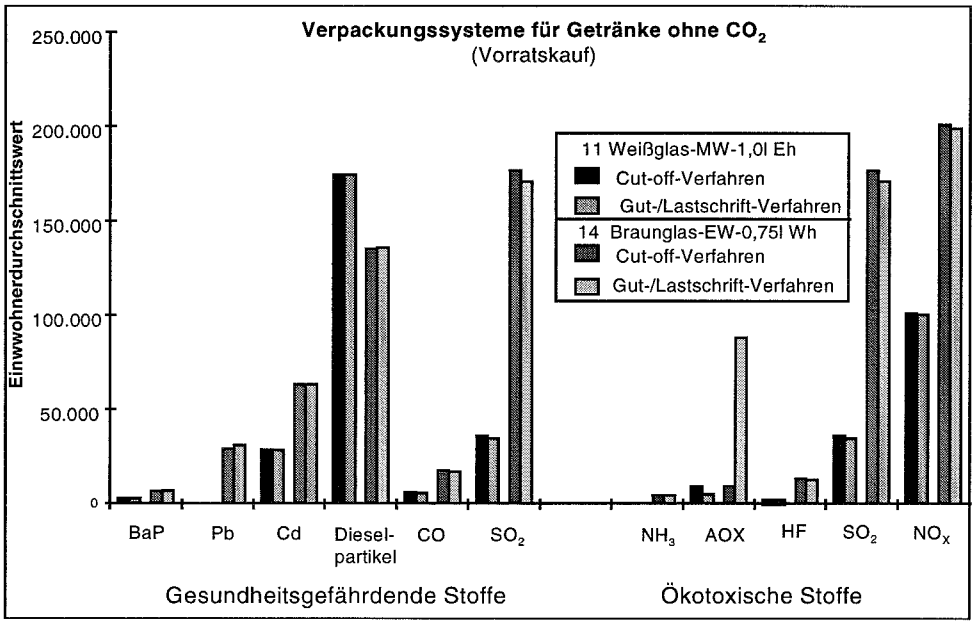


Abbildung 5- 21: : Vergleich der Systeme 11 und 14; Sachbilanz-Ergebnisse

Die Vorteile des Systems 11 in den Wirkungskategorien sowie die überwiegend geringeren Ergebnisse bei den nicht aggregierten Sachbilanzparametern lassen System 11 gegenüber System 14 aus Umweltsicht als deutlich überlegen erscheinen.

5.2.3.2.6 System 15: EW-Glasflasche 1,0 l Weithals

Das 1,0 l-Weithals-Glas-Einwegsystem weist gegenüber dem Referenzsystem 11 (1,0 l VdF-Enghalsflasche) im wesentlichen die bereits in den beiden vorangegangenen Abschnitten ausgeführten ergebnisrelevanten Unterschiede auf. Gegenüber den oben beschriebenen Systemen 13 und 14 besitzt System 15 jedoch ein deutlich geringeres volumenbezogenes Flaschengewicht (285 g gegenüber 364 bzw. 427 g).

Eine Gegenüberstellung der Wirkungsindikatorwerte der beiden Systeme 15 und 11 zeigt Abbildung 5- 22.

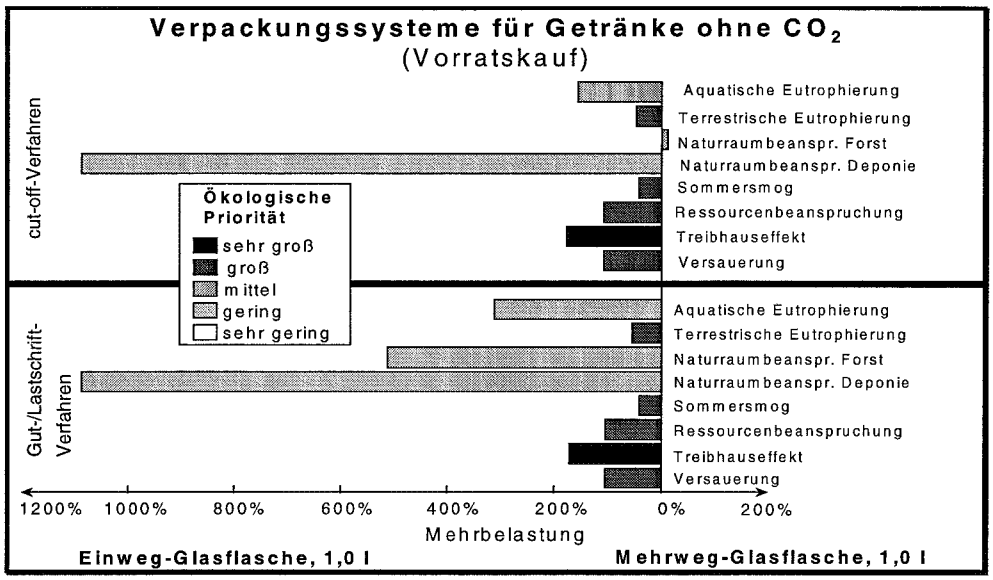


Abbildung 5- 22: Vergleich der Systeme 11 und 15; Indikatorergebnisse

Mit Ausnahme der Wirkungskategorie „Naturraumbeanspruchung Forst„ (das Ergebnis wird hier vor allem durch den aufgrund der schlechteren Raumauslastung höheren Holzverbrauch für die Euro-Palette verursacht) weisen, wie auch bei den Systemen 13 und 14, alle Wirkungskategorien deutlich höhere Indikatorwerte auf Seiten des Systems 15 auf. Die Mehrbelastungen liegen zwischen 40 und 300%, bei der Naturraumbeanspruchung durch Deponien betragen sie sogar etwa das 12-fache.

Die Ergebnisse der Sachbilanz der beiden Systeme 11 und 15 sind, als EDW ausgedrückt, in Abbildung 5- 23 graphisch gegenübergestellt. Die Vergleiche der Ergebnisse zeigen die gleichen Tendenzen, wie sie bei den beiden anderen Glas-Einwegsystemen festzustellen waren.

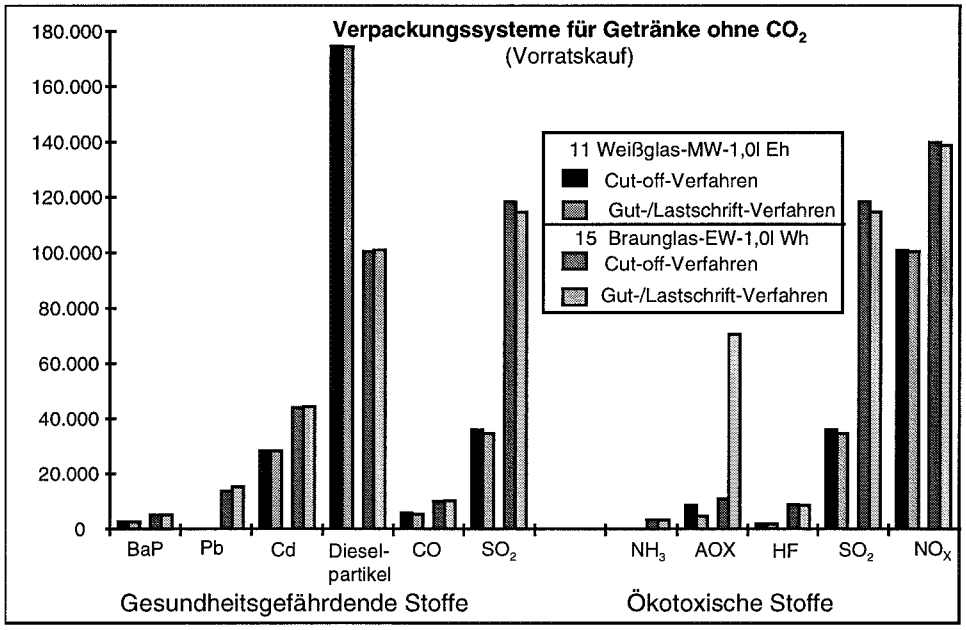


Abbildung 5- 23: Vergleich der Systeme 11 und 15; Sachbilanz-Ergebnisse

Die Vorteile des Systems 11 in den Wirkungskategorien sowie die überwiegend geringeren Ergebnisse bei den nicht aggregierten Sachbilanzparametern lassen System 11 gegenüber System 15 aus Umweltsicht als deutlich überlegen erscheinen.

5.2.3.2.7 System 16: Verbundkarton 1,0 l

Die untersuchte 1,0 l Verbundkarton-Blockpackung (Gewicht: 29,3 g) setzt sich aus 74% Rohkarton (liquid packaging board, LPB) 21% Polyethylen (LDPE) und 5% Aluminiumfolie zusammen. Sie ist mit der Verbundkartonverpackung aus System 06 identisch. Hinsichtlich der Zusammenstellung der übrigen Systemkomponenten sowie der Distributionsstrukturen bestehen allerdings Unterschiede zwischen den beiden Systemen.

Beim Vergleich der Systeme 16 und 11 sind vor allem folgende Unterschiede von Bedeutung:

1. Die einmalige Nutzung der Verbundkartonverpackung ist mit einem höheren Einsatz von Primärrohstoffen verbunden. Hierbei führt, neben der Herstellung des LDPE und des Aluminiums, vor allem die Zellstoffherstellung zu negativen Umweltauswirkungen in Form von Gewässereinleitungen und aufgrund der mit der Forstwirtschaft verbundenen Naturraumbeanspruchung.
2. Bei der Distribution kommt der Kartonverpackung ihre günstige Raumauslastung zugute. Verglichen mit System 11 lässt sich pro Palette ein erheblich größeres Getränkevolumen transportieren (864 l gegenüber

384 l), hinzu kommt das erheblich niedrigere spezifische Verpackungsgewicht (29 g/l gegenüber 630 g/l).

Die Ergebnisse des Systems 16 stellen sich im direkten Vergleich mit dem Referenzsystem 11 wie folgt dar (siehe Abbildung 5- 24).

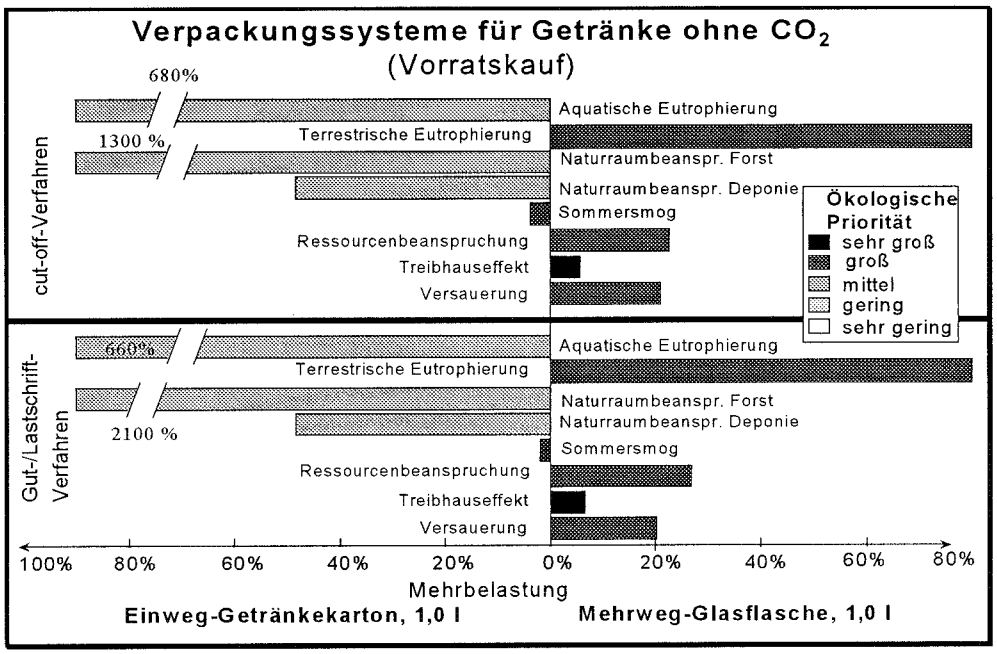


Abbildung 5- 24. Vergleich der Systeme 11 und 16; Indikatorergebnisse

System 16 zeigt vor allem in den Wirkungskategorien aquatische Eutrophierung und Naturraumbeanspruchung (Forst) Indikatorergebnisse, die um das Achtfache bzw. das 20-fache über denen des Referenzsystems liegen. Beide Indikatoren werden beim Getränkekarton von der Zellstoffherstellung dominiert: der Indikatorwert der aquatischen Eutrophierung stammt zu 80% aus den hierbei auftretenden CSB-Einleitungen, die Naturraumbeanspruchung ist durch den gegenüber System 11 vergleichsweise hohen Bedarf an Holz begründet.

Neben diesen das Gesamtbild dominierenden Indikatoren fallen bei System 11 die um 90% höheren Emissionen mit terrestrischem Eutrophierungspotential sowie bei System 16 die um 50% höhere Naturraumbeanspruchung durch Deponien ins Auge.

Bei den übrigen Wirkungskategorien zeigen die verglichenen Systeme geringere Unterschiede in den Ergebnissen:

- Der Verbrauch fossiler Energieträger ist beim Referenzsystem um etwa 23 bis 27% höher; er wird v.a. durch Transport (12 kg ROÄQ) und Spülen (5 kg ROÄQ) verursacht. Bei System 16 werden in geringerem

Maße, vor allem für die LDPE-Herstellung, fossile Energieträger verbraucht (9 kg ROÄQ[29]).

- In der Wirkungskategorie Versauerung kommt das Referenzsystem zu einem um 20% höheren Ergebnis, hervorgerufen vor allem durch NO_x-Emissionen bei der Distribution.
- Die Emission von Treibhausgasen ist beim Referenzsystem um etwa 6% höher. Die Ursachen hierfür liegen beim Referenzsystem 11 vor allem in der Distribution und dem Spülen, bei System 16 vor allem in der Herstellung der verschiedenen Materialien sowie der Methan-Emissionen aus dem Deponiegas.
- In der Wirkungskategorie Sommersmog liegen die Ergebnisse bei System 16 um 2 bis 4% über denen des Referenzszenarios. Ursache hierfür sind vor allem Kohlenwasserstoff-Emissionen aus der LDPE-Herstellung.

Sowohl System 16 als auch das Referenzsystem 11 zeigen bei unterschiedlichen Wirkungsindikatoren relative Mehrbelastungen. Ein Abwägen der Wirkungsindikatoren unter Einbeziehung ihrer ökologischen Priorität ergibt folgendes Bild:

Wirkungsindikatoren mit sehr großer Priorität:
- Treibhauseffekt: 6% Mehrbelastung bei System 11

Wirkungsindikatoren mit großer Priorität:
- Terrestrische Eutrophierung: 90% Mehrbelastung bei System 11
- Sommersmog: 2 bis 4% Mehrbelastung bei System 16
- Ressourcenbeanspruchung: 23 bis 27% Mehrbelastung bei System 11
- Versauerung: 20% Mehrbelastung bei System 11

Wirkungsindikatoren mit mittlerer Priorität:
- Aquatische Eutrophierung: über 600% Mehrbelastung bei System 16
- Naturraumbeanspruchung:
  (Forst): 1300 bis 2100% Mehrbelastung bei System 16
  (Deponie): 50% Mehrbelastung bei System 16

System 16 zeigt somit deutlich höhere Ergebnisse in den Wirkungsindikatoren mit mittlerer Priorität. Dem stehen auf Seiten des Referenzsystems ein geringfügig höheres Ergebnis in der Wirkungskategorie Treibhauseffekt (sehr große Priorität) sowie insgesamt höhere Ergebnisse in den Wirkungsindikatoren mit großer Priorität gegenüber.

---

[29] Aufgrund rohstofflicher Verwertung werden beim Gut-/Lastschrift-Verfahren etwa 20% dieses Betrags gutgeschrieben.

Die nicht zu Indikatorwerten aggregierten Sachbilanz-Ergebnisse der Parameter mit gesundheitsgefährdendem und ökotoxischem Potenzial sind aus Abbildung 5- 25 zu ersehen.

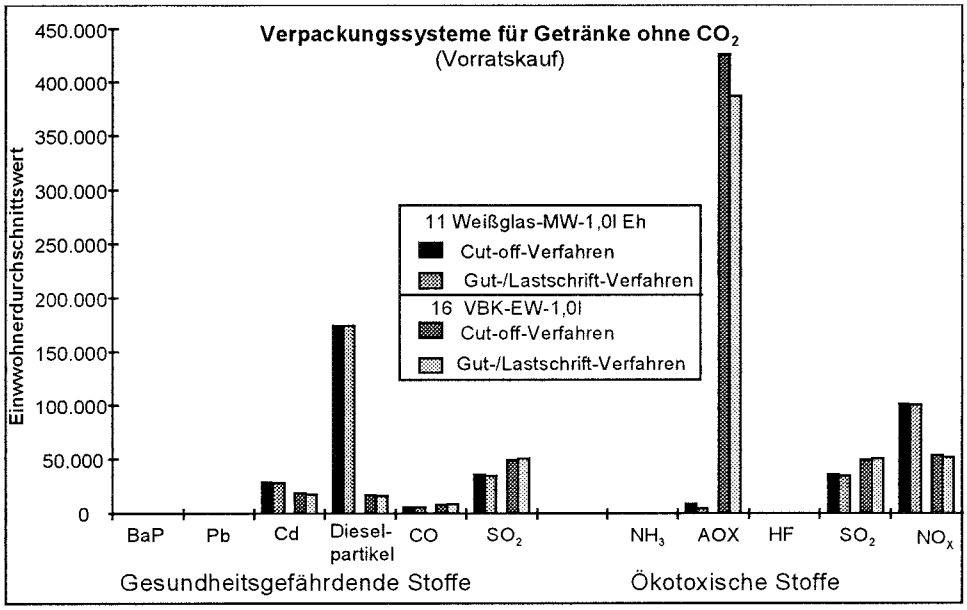


Abbildung 5- 25: Vergleich der Systeme 11 und 16; Sachbilanz-Ergebnisse

Beide Systeme zeigen hier, je nach Parameter, Vor- und Nachteile. Als besonders auffällig ist der Parameter AOX zu nennen, der bei System 16 mit Werten um 400.000 EDW die Werte des Referenzsystems um ein Vielfaches übersteigt. Vor einer abschließenden Aussage müsste diesem hohen AOX-Wert des Getränkekartonsystems nachgegangen werden, da sich aus diesem Summenparameter allein keine Rückschlüsse auf die ökologische Relevanz der Einzelstoffe ableiten lassen. Auch die Expositionsbedingungen dieser AOX-Einleitungen bei der Kartonherstellung sind hierbei von Bedeutung.

Da ein Aufrechnen von Wirkungsindikatoren unterschiedlicher Priorität nach der hier zugrundegelegten Bewertungsmethode nicht statthaft ist, lässt sich mit dieser Methode aus der Ökobilanz kein ökologischer Vorteil für eines der beiden verglichenen Systeme 16 und 11 ableiten.

5.2.3.3 Sensitivitätsanalysen

5.2.3.3.1 Variation der Distributionsparameter

Für die Einweg-Systeme 15 (EW-Glasflasche 1,0 l Weithals) und 16 (Verbundkarton 1,0 l) wurde im Rahmen der Distribution untersucht, welchen Einfluss auf das Ergebnis die Berücksichtigung der gesamten Rückfahrt des leeren Lkw hat. Diese volle Anrechnung der Rückfahrt bildet den Fall eines Werkverkehrs ab, bei dem der Lkw auf der Rückfahrt keine anderen Güter transportiert. Im Hauptsze-

nario wurde dagegen davon ausgegangen, dass bei etwa 60% der Rückfahrten andere Güter transportiert werden und die damit verbundenen Umweltbelastungen nicht dem Untersuchungssystem anzurechnen sind.

Durch die Anrechnung der gesamten Rückfahrt erhöht sich die durchschnittliche Gesamtstrecke (Hin- und Rückfahrt) um 40% von ca. 500 km (350 km voll, 150 km leer) auf ca. 700 km (je 350 km voll und leer).

Der Anteil der Distribution am Gesamtergebnis beträgt bei den Einweg-Glassystemen je nach Wirkungskategorie maximal 17%, bei der Kartonverpackung 11%, in den meisten Wirkungskategorien liegt dieser Anteil jedoch deutlich darunter.

Die Anrechnung der gesamten Rückfahrt führt beim System 15 zu einer Erhöhung der Indikatorergebnisse um maximal 4% (Wirkungskategorie Sommersmog). Bei System 16 liegt der Einfluss auf die Ergebnisse unter 2%.

5.2.3.3.2 Variation der Umlaufzahlen

Die Umlaufzahl der MW-Glasflasche 0,7 l Enghals VdF (System 09) wurde in zwei Szenarien von 17 (Hauptszenario) auf 23 erhöht und auf 13 reduziert. Ein Grund für die Auswahl dieses Systems bestand in der relativ großen Datenunsicherheit bei der Ermittlung der Umlaufzahl, die vor allem mit der sinkenden Marktbedeutung dieses Mehrwegsystems zu begründen ist[30].

Der Anteil der Umweltbelastungen der Glasherstellung an den Gesamtergebnissen beträgt bei System 09 - je nach Wirkungskategorie - maximal 17%. Durch die Variation der Umlaufzahl wird die benötigte Materialmenge Neuglas von 14,2 kg/f.E. im Hauptszenario um ± 25% verändert.

Der Einfluss dieser Variation auf die Indikatorergebnisse ist relativ gering. Die Ergebnisse erhöhen sich bei Absinken der Umlaufzahl auf 13 um 3% bis 5%; bei Erhöhung der Umlaufzahl auf 23 gehen sie um 2% bis 5% zurück.

Da die übrigen Mehrwegsysteme dieses Untersuchungsbereichs (Systeme 10 bis 13: 0,75 l Weithals VdF, 1,0 l Enghals VdF, 1,0 l Weithals Eurojuice) sowohl höhere Umlaufzahlen als auch relativ geringere füllvolumenbezogene Flaschengewichte besitzen, ist für diese Mehrwegsysteme der Einfluss der Umlaufzahl auf das Gesamtergebnis als noch wesentlich geringer einzuschätzen.

5.2.3.4 Zusammenfassung

Im Untersuchungsbereich Verpackungssysteme für Getränke ohne CO_2 (Vor-

[30] Siehe Materialsammlung, Bericht 2).

ratskauf) wurden vier verschiedene Glas-Mehrwegsysteme, drei verschiedene Glas-Einwegsysteme mit jeweils unterschiedlichen Füllvolumen (zwischen 0,7 l und 1,0 l) und unterschiedlicher Materialzusammensetzung (z.B. verschiedene Verschlussarten) sowie ein 1,0 l-Getränkekartonsystem untersucht.

Auf der Grundlage der untersuchten Szenarien lässt sich für diesen Untersuchungsbereich zusammenfassend folgendes feststellen:

Die Ergebnisse der untersuchten Mehrwegsystemen liegen für alle Wirkungskategorien in einer Bandbreite, die im wesentlichen durch das Füllvolumen der Flasche und der damit weitestgehend verbundenen füllvolumen-bezogenen Materialmenge, durch die Stapelbarkeit und damit die Raumausnutzung bei der Distribution sowie durch die Art der Verschlüsse bestimmt wird. Im Vergleich der Mehrwegsysteme zueinander kommt vor allem die (in ihrer Marktbedeutung stark zurückgehende) 0,7 l-VdF-Flasche zu insgesamt schlechteren Ergebnissen.

Die Ergebnisse aller untersuchten Glas-Einwegsysteme sind deutlich ungünstiger als diese von den Mehrwegsystemen vorgezeichnete Bandbreite. Die Unterschiede zwischen den Ergebnissen der einzelnen Einweg-Varianten werden hier im wesentlichen durch das Verhältnis zwischen Gewicht und Füllvolumen der Flaschen bestimmt.

Die Ergebnisse des Getränkekartons liegen in den meisten Wirkungskategorien (mit Ausnahme der durch die Zellstoffherstellung besonders belasteten Kategorien Naturraumbeanspruchung (Forst) und aquat. Eutrophierung) in der gleichen Größenordnung wie die der Mehrwegsysteme. Gegenüber dem Referenzsystem 11 lässt sich auch durch Abwägen der Wirkungskategorien kein Vor- oder Nachteil für eines der beiden Systeme erkennen. Der Getränkekarton ist somit für den Untersuchungsbereich „Verpackungssysteme für Getränke ohne CO_2 (Vorratskauf)" unter den gegebenen Voraussetzungen gegenüber Mehrwegsystemen als ökologisch gleichwertig anzusehen.

5.2.4 Verpackungssysteme für CO_2-haltige Getränke (Vorratskauf)

5.2.4.1 Diskussion der Ergebnisse aus Sachbilanz und Wirkungsabschätzung

Im Untersuchungsbereich „Verpackungssysteme für CO_2-haltige Getränke (Vorratskauf)„ sind die folgenden Verpackungssysteme einbezogen:

System 17 MW-Glasflasche 0,7 l GDB, weiß

System 18 EW-Glasflasche 1,0 l, weiß

System 19 MW-PET-Flasche 1,0 l GDB

System 20 MW-PET-Flasche 1,5 l („Coca Cola„)

Der jährliche Getränkeverbrauch in diesem Untersuchungsbereich beträgt etwa 5,6 Mrd. Liter (s. Tab. 3-9).

Die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung sind in Form von Einwohnerdurchschnittswerten (EDW) in Tabelle 5- 8 zusammengefasst.

Tabelle 5- 8: Untersuchungsbereich CO_2-haltige Getränke (Vorratskauf) - Indikatorergebnisse in EDW

Verpackungssysteme für CO 2-haltige Getränke (Vorratskauf) Ergebnisse der Wirkungsabschätzung (Angaben in EDW) oben: Cut-Off-, unten: Gut-/Lastschrift-Verfahren				
System Nr.:	**17 Glas-MW-0,7l**	**18 Glas-EW-1,0l**	**19 PET-MW-1,0l**	**20 PET-MW-1,5l**
Aquat. Eutrophierung	1.977	3.882	1.323	1.355
Terr. Eutrophierung	52.397	95.768	38.144	32.922
Naturraumbeanspr. (ges.)	2.577	814	991	1.474
Sommersmog	47.290	86.654	78.117	62.759
Ressourcenbeanspr.	48.136	133.836	49.972	37.010
Treibhauseffekt	35.398	122.985	25.289	21.902
Versauerung	43.920	127.278	50.697	41.242
Aquat. Eutrophierung	1.814	4.776	1.062	1.136
Terr. Eutrophierung	52.138	93.987	24.882	25.323
Naturraumbeanspr. (ges.)	1.296	2.218	396	722
Sommersmog	47.057	84.333	41.575	41.449
Ressourcenbeanspr.	47.468	129.740	25.563	23.695
Treibhauseffekt	34.620	117.683	19.665	18.472
Versauerung	43.215	124.314	31.704	30.096

5.2.4.1.1 Aquatische Eutrophierung

Die Ergebnisse der untersuchten Systeme weisen Werte zwischen 1,9 und 5,5 g PO_4-$Äq_{aquat}$ pro f.E. (funktionelle Einheit, hier 1000 l CO_2-haltige Getränke) auf. Hieraus errechnen sich 1.300 bis 3.800 EDW (Einwohnerdurchschnittswerte, bezogen auf den Jahresverbrauch an CO_2-haltigen Erfrischungsgetränken im Untersuchungsbereich „Vorratskauf„)[31].

Die Ergebnisse werden bei den Mehrwegsystemen im wesentlichen durch die Einleitung von CSB-Frachten beim Flaschenspülen verursacht. Bei System 18 (Einweg-Glasflasche) sind es vor allem Nitrat-Einleitungen bei der Grundstoffherstellung für den als Transportverpackung dienenden Karton.

5.2.4.1.2 Terrestrische Eutrophierung

Die Ergebnisse der untersuchten Systeme liegen zwischen 35 und 100 g PO_4-$Äq_{terr}$ pro funktioneller Einheit; hieraus errechnen sich 33.000 bis 96.000 EDW.

Die Ergebnisse werden in allen Systemen von NO_x-Emissionen dominiert, die bei Herstellungs- und Transportprozessen zu verzeichnen sind. Hierbei zeichnet sich folgender Unterschied zwischen Mehrweg- und Einwegverpackungen ab: Während die NO_x-Emissionen beim Glas-Mehrwegsystem 17 zu 70% aus der Distribution der gefüllten Verpackungen stammen, spielt diese beim Glas-Einwegsystem 18 nur eine untergeordnete Rolle (13%). Hier stammen die NO_x-Emissionen zu zwei Dritteln aus der Herstellung der Verpackung oder aus der Erzeugung der hierfür benötigten Energie. Bei den PET-Mehrwegsystemen 19 und 20 liegen die durch die Distribution und die herstellungsbedingten verursachten NO_x-Emissionen bei jeweils einem Drittel der Gesamt-Emissionen.

5.2.4.1.3 Naturraumbeanspruchung

Wie in Kap. Naturraumbeanspruchung auf Seite 249 beschrieben, gehen die forstwirtschaftliche Nutzung von Naturraum und die Deponieflächenbelegung (im folgenden als „Naturraumbeanspruchung (Forst)„ und „Naturraumbeanspruchung (Deponie)„ bezeichnet) getrennt voneinander in die Bewertung ein.

Die untersuchten Verpackungssysteme kommen in der Kategorie Naturraumbeanspruchung (Forst) auf Werte zwischen 0,6 und 2 m^2 je funktioneller Einheit, hieraus errechnen sich etwa 800 bis 2.600 EDW. Die Ergebnisse sind durch die Herstellung der Transportpalette und des Etiketts bedingt.

In der Kategorie Naturraumbeanspruchung (Deponie) liegen die Ergebnisse in einer Größenordnung von 1 bis 50 cm^2.

---

[31] Zur Berechnung der Einwohnerdurchschnittswerte siehe Kap 3.2.2.

5.2.4.1.4 Photochemische Oxidantienbildung/Sommersmog

Relevante Emissionen in dieser Wirkungskategorie sind Emissionen der sogenannten Vorläufersubstanzen, dies sind einerseits VOC (flüchtige organische Kohlenstoffverbindungen, über POCP charakterisiert und ausgedrückt in Ethen-Äquivalenten), andererseits NO_x (Stickoxide). In der Wirkungskategorie Photochemische Oxidantienbildung/Sommersmog werden diese Emissionen durch geometrische Mittelwertbildung mit dem Wirkungsindikator NCPOCP zu NO_x-korrigierten Ethen-Äquivalenten (NO_x/C_2H_4-Äq) zusammengefasst.

Die für die untersuchten Verpackungssystemen ermittelten relevanten Emissionen führen zu NCPOCP-Werten zwischen 120 und 220 g NOx/C2H4-Äq. pro funktioneller Einheit. Hieraus errechnen sich etwa 50.000 bis 90.000 EDW.

Kohlenwasserstoffemissionen treten vor allem im Zusammenhang mit der Herstellung von Kunststoffen sowie - in geringerem Maße - bei Transportprozessen auf. Bei den Verpackungssystemen aus PET stammt entsprechend der überwiegende Anteil der VOC-Emissionen (70 bis 80%) aus der PET-Erzeugung. Demgegenüber sind beim Glas-Mehrwegsystem 17 etwa die Hälfte der VOC-Emissionen durch die Distribution bedingt, etwa 20% stammen aus der Herstellung des für die Flaschenkästen benötigten HDPE.

Aufgrund des hohen Einflusses der PET-Erzeugung ist bei den Systemen 19 und 20 die Wahl der Methode für die Systemallokation (Gutschrift oder cut-off) von entscheidender Bedeutung. Der bei einer Gutschrift anzurechnende Wert beträgt hier 50 bzw. 40% des Gesamtwertes.

5.2.4.1.5 Ressourcenbeanspruchung

Die den Verpackungssystemen anzulastenden Verbräuche an nicht erneuerbaren Energieträgern belaufen sich auf Werte zwischen 16 und 60 kg Rohöl-Äquivalente (ROÄq) pro funktioneller Einheit. Hieraus errechnen sich 37.000 bis 130.000 EDW.

Der Verbrauch an nicht erneuerbaren Energieträgern hat unterschiedliche Ursachen: Während in den PET-Systemen 19 und 20 Erdöl und -gas zu einem großen Teil bei der Kunststoffherstellung eingesetzt wird (34 bzw. 40%) und hier vor allem als feedstock Verwendung findet, werden die Verbräuche beim Glas-Mehrwegsystem 17 zur Hälfte durch die Distribution und zu 25% durch das Flaschenspülen verursacht. Die Glas-Einwegflasche (System 18) kommt zum vergleichsweise höchsten Verbrauch an nicht erneuerbaren Energieträgern, der zu fast 70% durch den Energieeinsatz bei der Glasherstellung bedingt ist.

Aufgrund des großen Anteils an feedstock-Einsatz ist der den PET-Systemen anzurechnende Verbrauch an nicht erneuerbaren Energieträgern stark von der Systemallokation (Gutschrift oder cut-off) abhängig. Die maximal an-

rechenbare Gutschrift beträgt bei den Systemen 19 und 20 etwa 35 bis 50% des Gesamtwerts.

5.2.4.1.6 Treibhauseffekt

Die durch die Untersuchungssysteme verursachten treibhausrelevanten Emissionen belaufen sich auf Werte zwischen 50 und 300 kg CO_2-Äquivalente pro funktioneller Einheit. Hieraus ergeben sich 20.000 bis 120.000 EDW

Die Ergebnisse in der Wirkungskategorie Treibhauseffekt sind bei den untersuchten Systemen fast ausschließlich auf CO_2-Emissionen zurückzuführen. Die sektorale Verteilung der CO_2-Emissionen ähnelt der im vorangegangenen Abschnitt beschriebenen Verteilung der Nutzung nicht erneuerbarer Energieträger. So sind beim Glas-Mehrwegsystemen die Distribution und das Flaschenspülen die wichtigsten Quellen, beim Glas-Einwegsystemen trägt die Glasherstellung den größten Anteil an den CO_2-Emissionen. Ein wesentlicher Unterschied der CO_2-Emissionen zu den Ergebnissen der Wirkungskategorie Ressourcenbeanspruchung besteht bei den Systemen 19 und 20, da hier ein maßgeblicher Anteil der fossilen Energieträger als feedstock genutzt wird, so dass sich diese Verbräuche nicht in der CO_2-Bilanz widerspiegeln.

5.2.4.1.7 Versauerung

Die den Untersuchungssystemen zuzuschreibenden Emissionen säurebildender Stoffe betragen zwischen 400 und 1.300 g SO_2-Äq pro funktioneller Einheit. Hieraus errechnen sich 40.000 bis 130.000 EDW.

Beim Glas-Mehrwegsystem tragen vor allem die durch die Distribution verursachten Emissionen (überwiegend NO_x sowie in geringerem Maße SO_2) zu den Ergebnissen in der Wirkungskategorie Versauerung bei. Bei den PET-Mehrwegsystemen 19 und 20 liegt der durch die PET-Herstellung verursachte Anteil bei etwa 40%. Diese Ergebnisse sind zu etwa zwei Dritteln durch SO_2- und zu etwa einem Drittel durch NO_x-Emissionen verursacht. Beim System 18 (Glas-Einweg) werden 75% der Emission von Säurebildnern durch die Glasherstellung verursacht, überwiegend in Form von SO_2.

5.2.4.1.8 Weitere, nicht zu Indikatoren aggregierte Sachbilanz-Ergebnisse

Die Ergebnisse zu den gesundheitlich und ökotoxikologisch relevanten Parametern sind den Sachbilanz-Dateien (siehe Kap. 4.1) zu entnehmen.

Von den Luftschadstoffen mit gesundheitsgefährdendem Potenzial sind vor allem SO_2 (40.000 bis 180.000 EDW), Dieselpartikel (70.000 bis 170.000 EDW), und Cadmium (15.000 bis 42.000 EDW) zu nennen. Im Ver-

gleich hierzu werden Luftschadstoffe mit kanzerogenem Potenzial in geringerer Menge emittiert (3.000 bis 6.000 EDW).

Mengenmäßig bedeutsame Emissionen mit ökotoxischem Potenzial sind NO_x- (60.000 bis 180.000 EDW) und SO_2-Emissionen (40.000 bis 180.000 EDW). Unter den ökotoxischen Wasserschadstoffen sind vor allem Organochlorverbindungen (AOX) mit Frachten bis max. 8.000 EDW zu nennen.

Die bilanzierten Staubemissionen lassen zwar eine mengenmäßig große Bedeutung erkennen (30.000 bis 3.400.000 EDW), die Daten erscheinen aber für eine Bewertung nicht geeignet, da hierfür weitere Informationen sowohl zur Zusammensetzung der Stäube als auch zur lokalen Exposition erforderlich wären.

5.2.4.2 Vergleich der Verpackungssysteme

Von den im Untersuchungsbereich „Verpackungssysteme für CO_2-haltige Getränke (Vorratskauf)„ berücksichtigten Verpackungssystemen hat die 0,7 l GDB-Weißglasflasche (System 17) auf dem Markt mengenmäßig die größte Bedeutung[32]. Dieses Verpackungssystem wird daher in den nachfolgenden Systemvergleichen als Referenzsystem verwendet, d.h. alle anderen Verpackungssysteme werden im Vergleich zu System 17 betrachtet.

5.2.4.2.1 System 18 EW-Glasflasche 1,0 l, weiß

Die Ausgangsbedingungen für den Vergleich des 1,0 l-Glas-Einwegsystems mit dem Referenzsystem 17 (0,7 l GDB-Weißglasflasche) ähneln den in Abschnitt 5.2.1.2.2 auf Seite 255 beschriebenen. Ein wesentlicher Unterschied besteht darin, dass für die Flasche in System 18 Weißglas eingesetzt wird, was eine geringere Altglas-Einsatzrate zur Folge hat. Ein weiterer Unterschied ist darin zu sehen, dass die hier beschriebene Flasche ein deutlich geringeres Geicht hat (387,2 g gegenüber 443,3 g) und an Stelle des Papier-Etiketts ein PS-Sleeve Verwendung findet.

Eine Gegenüberstellung der Wirkungsindikatorwerte der beiden Systeme zeigt Abbildung 5- 26.

[32] Siehe Materialsammlung, Bericht 2).

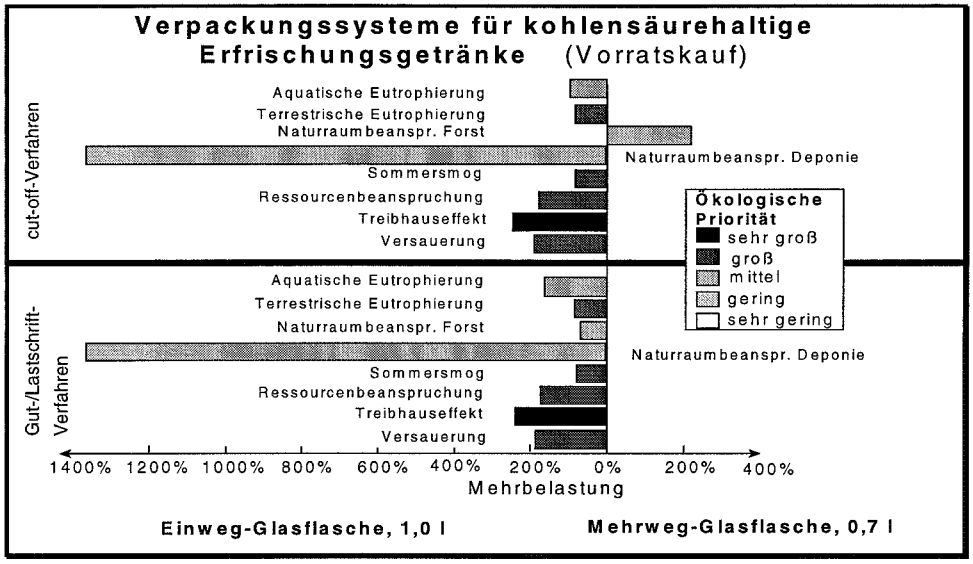


Abbildung 5- 26: Vergleich der Systeme 17 und 18; Indikatorergebnisse

Mit Ausnahme der Wirkungskategorie „Naturraumbeanspruchung Forst„ (das Ergebnis wird hier vor allem durch den Holzverbrauch für die gegenüber der Euro-Palette deutlich schwerere Brunneneinheitspalette verursacht) weisen alle Wirkungskategorien deutlich höhere Indikatorwerte auf Seiten des Systems 18 auf. Die Mehrbelastungen liegen zwischen 70 und 250%, in der Wirkungskategorie Naturraumbeanspruchung durch Deponien betragen sie sogar fast das 15-fache.

Die Ergebnisse der Sachbilanz der beiden Systeme 17 und 18 sind, als EDW ausgedrückt, in Abbildung 5- 27 graphisch gegenübergestellt. Die Vergleich der Ergebnisse zeigt zum überwiegenden Teil höhere Werte auf Seiten des Systems 18. Ausnahmen hierbei sind vor allem der von der Distribution dominierte Parameter Dieselpartikel sowie - im Falle der cut-off-Modellierung - der vor allem durch die Etikettenherstellung in System 17 mehr verursachte AOX (Bei der Gut-/Lastschrift Berücksichtigung wird dieser Wert durch die Lastschrift zur Kartonherstellung bei System 18 allerdings überkompensiert).

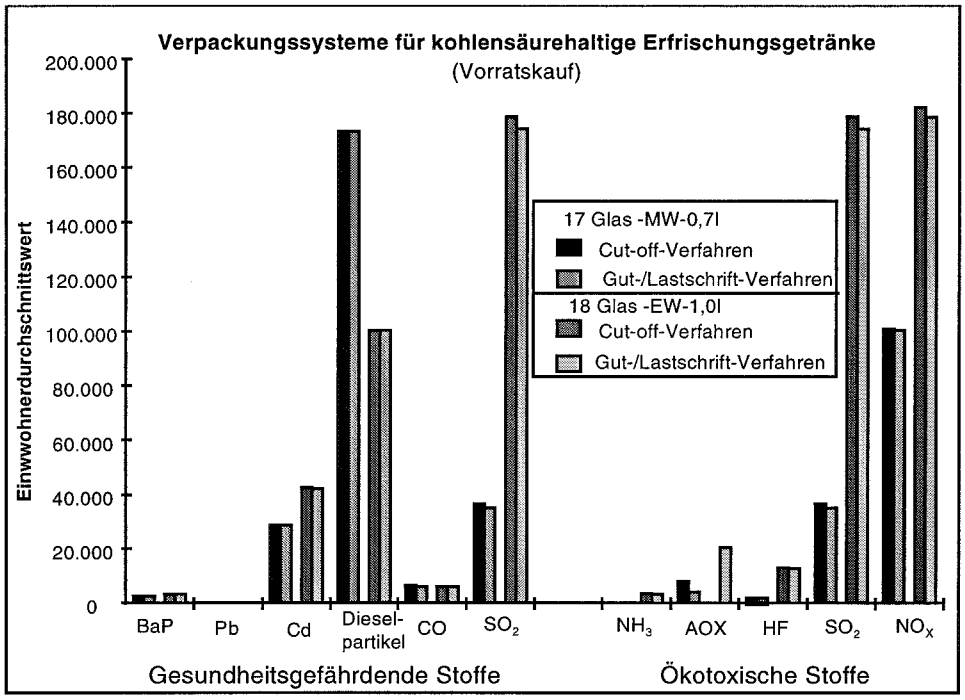


Abbildung 5- 27: Vergleich der Systeme 17 und 18; Sachbilanz-Ergebnisse

Die Vorteile des Systems 01 in den Wirkungskategorien sowie die überwiegend geringeren Ergebnisse bei den nicht aggregierten Sachbilanzparametern lassen System 17 gegenüber System 18 aus Umweltsicht als deutlich überlegen erscheinen.

5.2.4.2.2 System 19: MW-PET-Flasche 1,0 l GDB

Die Ausgangsbedingungen für den Vergleich des 1,0 l-PET-Mehrwegsystems mit dem Referenzsystem 17 ähneln den in Abschnitt 5.2.1.2.3 auf Seite 257 beschriebenen mit dem Unterschied, dass das hier beschriebene PET-System ein geringeres Füllvolumen besitzt, was sich allerdings weder bezüglich des füllvolumenbezogenen Verpackungsgewichts noch bezüglich der Raumausnutzung bei der Distribution auf die Randbedingungen auswirkt.

Der direkte Vergleich der Wirkungsindikatorergebnisse von System 19 und System 17 ist Abbildung 5- 28 zu entnehmen.

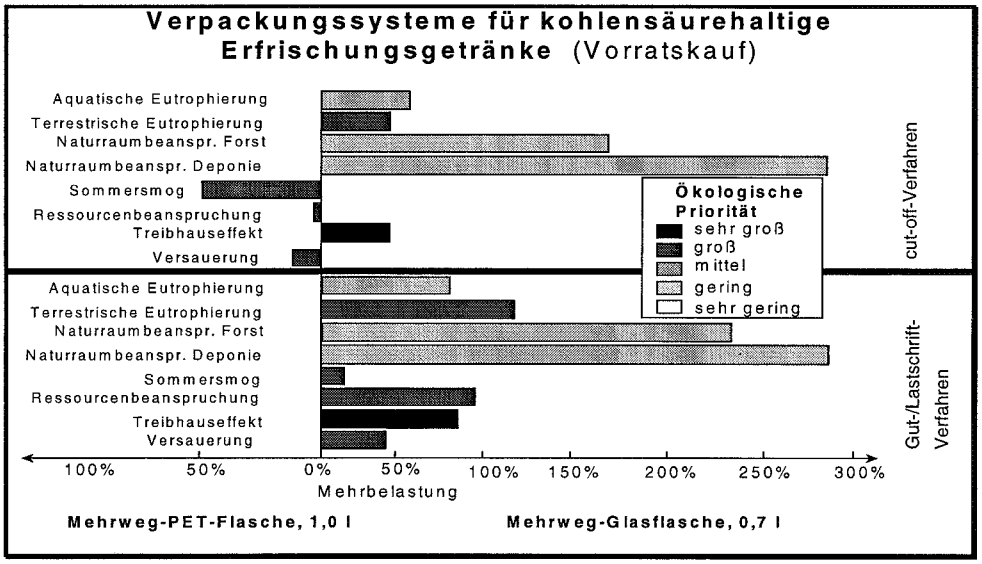


Abbildung 5- 28: Vergleich der Systeme 17 und 19; Indikatorergebnisse

Es ist zu erkennen, dass System 19 in fast allen Wirkungskategorien zu den geringeren Indikatorwerten kommt.

Die Ausnahme ist die Wirkungskategorie Sommersmog: Hier fallen vor allem die VOC-Emissionen bei der PET-Herstellung ins Gewicht. Bei Annahme einer Gutschrift der werkstofflich verwerteten Verpackungsabfälle reduziert sich dieser Wert allerdings um etwa 35% und wird damit geringer als der Referenzwert. Auch die Indikatorergebnisse zu den Wirkungskategorien Ressourcenbeanspruchung und Versauerung wechseln je nach Allokationsmethode ihre Vorzeichen.

Bei den meisten Sachbilanz-Parametern lassen sich ebenfalls Vorteile auf Seiten von System 19 erkennen (siehe Abbildung 5- 29). Als Ausnahmen sind eine geringfügige Mehrbelastung durch SO_2- und Blei-Emissionen (beides vor allem durch die PET-Herstellung verursacht) zu nennen, wobei die Blei-Emissionen quantitativ vernachlässigbar sind.

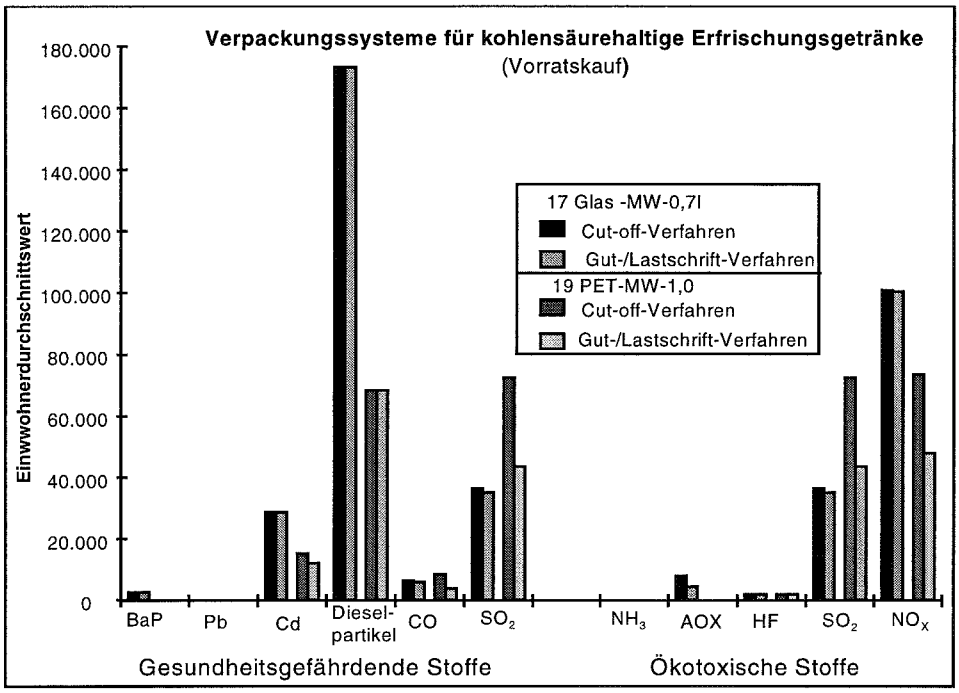


Abbildung 5- 29: Vergleich der Systeme 17 und 19; Sachbilanz-Ergebnisse

Zusammenfassend ist festzustellen, dass das PET-Mehrwegsystem 19 gegenüber dem Glas-Mehrwegsystem 17 unter den zugrundeliegenden Randbedingungen insgesamt zu erkennbar geringeren Umweltlastpotenzialen führt.

5.2.4.2.3 System 20: MW-PET-Flasche 1,5 l („Coca Cola„)

Da sowohl System 17 mit System 01 als auch System 20 mit System 04 (abgesehen von dem zugrunde liegenden Distributionsmodell) identisch sind, entsprechen die Randbedingungen für den Vergleich des 1,0 l-PET-Mehrwegsystems mit dem Referenzsystem 17 (0,7 l GDB-Weißglasflasche) im wesentlichen den in Abschnitt 5.2.1.2.3 auf Seite 257 beschriebenen.

Der direkte Vergleich der Wirkungsindikatorergebnisse von System 20 und System 17 ist Abbildung 5- 30 zu entnehmen.

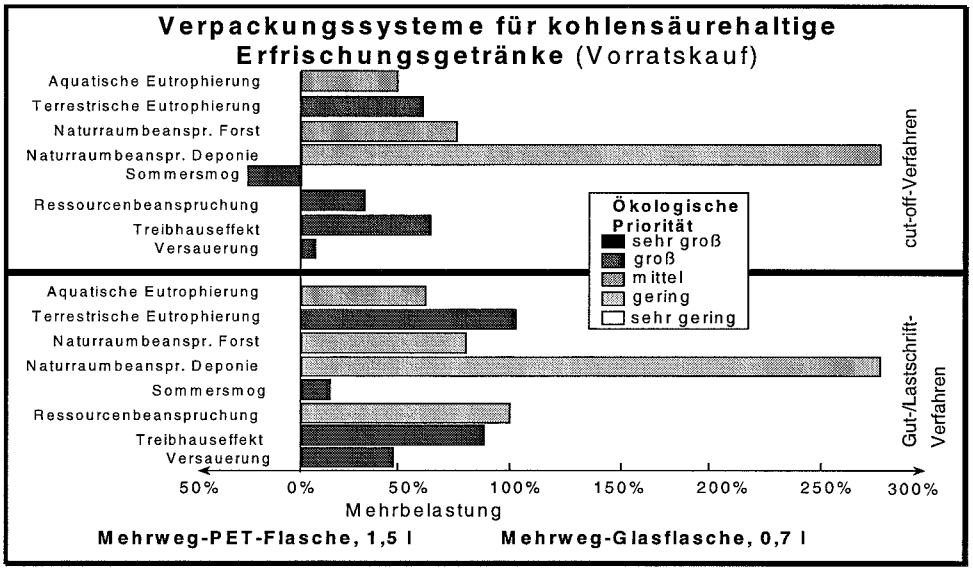


Abbildung 5- 30: Vergleich der Systeme 17 und 20; Indikatorergebnisse

Es ist zu erkennen, dass System 20 in fast allen Wirkungskategorien zu den geringeren Indikatorwerten kommt.

Die Ausnahme ist die Wirkungskategorie Sommersmog: Hier fallen vor allem die VOC-Emissionen bei der PET-Herstellung ins Gewicht. Bei Annahme einer Gutschrift der werkstofflich verwerteten Verpackungsabfälle reduziert sich dieser Wert allerdings um etwa 35% und wird damit geringer als der Referenzwert.

Bei den meisten Sachbilanz-Parametern lassen sich ebenfalls Vorteile auf Seiten von System 20 erkennen (siehe Abbildung 5- 31). Als Ausnahmen sind eine geringfügige Mehrbelastung durch SO_2- und Blei-Emissionen (beides vor allem durch die PET-Herstellung verursacht) zu nennen, wobei die Blei-Emissionen quantitativ vernachlässigbar sind.

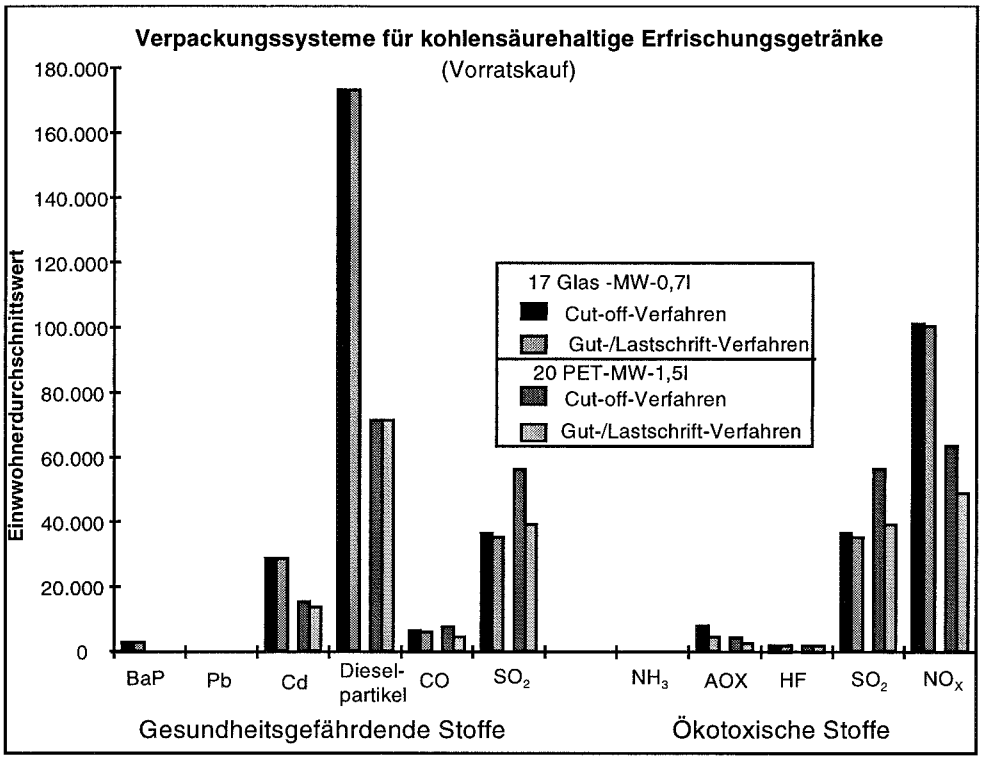


Abbildung 5- 31: Vergleich der Systeme 17 und 20; Sachbilanz-Ergebnisse

Zusammenfassend ist festzustellen, dass das PET-Mehrwegsystem 20 gegenüber dem Glas-Mehrwegsystem 17 unter den zugrundeliegenden Randbedingungen insgesamt zu erkennbar geringeren Umweltlastpotenzialen führt.

5.2.4.3 Sensitivitätsanalysen

Für den Untersuchungsbereich „Verpackungssysteme für CO_2-haltige Getränke (Vorratskauf)" wurden keine eigenen Sensitivitätsanalysen durchgeführt, da die untersuchten Verpackungssysteme denen des Untersuchungsbereiches „Verpackungssysteme für Mineralwasser (Vorratskauf)" sehr ähneln, zum Teil sogar mit ihnen identisch sind, so dass sich aus den in diesem Untersuchungsbereich durchgeführten, in Abschnitt 5.2.1.3 beschriebenen Analysen Rückschlüsse ziehen lassen.

Die mittlere Distributionsentfernung liegt mit 183 km in einer ähnlichen Größenordnung wie die des Untersuchungsbereiches „Verpackungssysteme für Mineralwasser (Vorratskauf)". Aus einer entsprechenden Variation der Distributionsentfernung wird sich also, ähnlich wie im Untersuchungsbereich „Verpackungssysteme für Mineralwasser (Vorratskauf)", kein maßgeblicher Unterschied zu den Indikatorergebnissen aus dem Hauptszenario und damit keine Änderung der dort getroffenen Beurteilung ergeben.

5.2.5 Verpackungssysteme für CO_2-haltige Getränke (Sofortverzehr)

5.2.5.1 Diskussion der Ergebnisse aus Sachbilanz und Wirkungsabschätzung

Im Untersuchungsbereich „Verpackungssysteme für CO_2-haltige Getränke (Sofortverzehr)„ sind die folgenden Verpackungssysteme einbezogen:

System 21 MW-Glasflasche 0,33 l („Coca Cola„)

System 22 EW-Glasflasche 0,33 l („Coca Cola„)

System 23 Wbl-Dose 0,33 l (mit Alu-Deckel 53mm)

System 24 Alu-Dose 0,33 l

Der jährliche Getränkeverbrauch in diesem Untersuchungsbereich beträgt etwa 1,6 Mrd. Liter (s. Tab. 3-9).

Die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung sind in Form von Einwohnerdurchschnittswerten (EDW) in Tabelle 5- 9 zusammengefasst.

Tabelle 5- 9: Untersuchungsbereich CO_2-haltige Getränke (Sofortverzehr) - Indikatorergebnisse in EDW

Verpackungssysteme für CO_2-haltige Getränke (Sofortverzehr) Ergebnisse der Wirkungsabschätzung (Angaben in EDW) oben: Cut-Off-, unten: Gut-/Lastschrift-Verfahren				
System Nr.:	**21 Glas-MW-0,33l**	**22 Glas-EW-0,33l**	**23 WB-EW-0,33l**	**24 Alu-EW-0,33l**
Aquat. Eutrophierung	696	930	2.156	736
Terr. Eutrophierung	28.407	46.332	29.659	17.446
Naturraumbeanspr. (ges.)	718	391	157	157
Sommersmog	22.241	43.846	20.954	21.873
Ressourcenbeanspr.	25.256	60.902	45.814	32.689
Treibhauseffekt	20.496	54.091	67.902	38.610
Versauerung	24.484	59.043	56.672	35.304
Aquat. Eutrophierung	649	1.170	2.349	929
Terr. Eutrophierung	28.348	45.759	26.618	17.809
Naturraumbeanspr. (ges.)	371	686	472	472
Sommersmog	22.222	43.166	19.157	22.130
Ressourcenbeanspr.	25.148	59.457	39.342	33.705
Treibhauseffekt	20.364	52.323	60.589	39.865
Versauerung	24.378	58.021	51.600	36.593

5.2.5.1.1 Aquatische Eutrophierung

Die Ergebnisse der untersuchten Systeme weisen Werte von 3,5 bis 11 g PO_4-$Äq_{aquat}$ pro f.E. auf. Hieraus errechnen sich 700 bis 2.000 EDW (Einwohnerdurchschnittswerte, bezogen auf den Jahresverbrauch an CO_2-haltigen Erfrischungsgetränken im Untersuchungsbereich „Sofortverzehr„).

Die Ergebnisse stammen beim Mehrwegsystem 21 vor allem aus Phosphor- Stickstoff- und CSB-Frachten beim Flaschenspülen. Bei den Einwegsystemen tragen Nitrat-Einleitungen bei der Grundstoffherstellung für den als Transportverpackung dienenden Karton mit 2,1 bis 2,7 g PO_4-$Äq_{aquat}$ pro f.E sowie P-, N- und CSB-Frachten aus dem Vorspülen[33] zum Ergebnis bei.

Bei der Weißblechdose (System 23) stammen etwa 6 g PO_4-$Äq_{aquat}$ (60% des Indikatorergebnisses dieses Systems) aus Phosphat-Einleitungen bei der Weißblechherstellung.

5.2.5.1.2 Terrestrische Eutrophierung

Die Ergebnisse der untersuchten Systeme liegen bei 70 bis 170 g PO_4-$Äq_{terr}$ pro f.E; hieraus errechnen sich 17.000 bis 46.000 EDW.

Die Ergebnisse werden von NO_x-Emissionen dominiert, die bei Herstellungs- und Transportprozessen zu verzeichnen sind. Diese NO_x-Emissionen stammen beim Mehrwegsystem 21 zu 70% aus der Distribution; bei den Einwegsystemen wird der überwiegende Teil der NO_x-Emissionen durch die Herstellung der Primärverpackungen und ihrer Ausgangsmaterialien verursacht (System 22: 60%, Systeme 23 und 24: ca. 80%).

5.2.5.1.3 Naturraumbeanspruchung

Wie in Kap. 5.2.1.1.3 auf Seite 249 beschrieben, gehen die forstwirtschaftliche Nutzung von Naturraum und die Deponieflächenbelegung (im folgenden als „Naturraumbeanspruchung (Forst)„ und „Naturraumbeanspruchung (Deponie)„ bezeichnet) getrennt voneinander in die Bewertung ein.

Die untersuchten Verpackungssysteme kommen in der Kategorie Naturraumbeanspruchung (Forst) auf Werte von 0,4 bis 2 m^2 je f.E., hieraus errech-

---

[33] Zur Modellierung der P-, N- und CSB-Frachten wurde die Abwassermenge mit branchenspezifisch gemittelten Emissionsfaktoren multipliziert (siehe Kap. 2.5.3). Es wurde also innerhalb der Branchen nicht zwischen Abwässern unterschiedlicher Herkunft und damit unterschiedlicher Belastung differenziert. Beim Vorspülen neuer Einwegflaschen mit dem Rinser fallen Abwasserströme an, die zwar mengenmäßig in einer ähnlicher Größenordnung wie beim Spülen von Mehrwegflaschen liegen, bei denen aber von erheblich geringeren Belastungen auszugehen ist. Die ermittelten P-, N- und CSB-Frachten sind somit als zu hoch anzusehen. Bei Weglassen dieser Frachten reduziert sich der Indikatorwert bei System 22 um 1,6 g, bei System 23 um 1,7 g und bei System 24 um 0,7 g PO_4-$Äq_{aquat}$ pro f.E.

nen sich etwa 160 bis 720 EDW. Die Ergebnisse sind durch die Herstellung der Transportpaletten und - beim Mehrwegsystem- der Etiketten bedingt.

In der Kategorie Naturraumbeanspruchung (Deponie) liegen die Ergebnisse bei 8 bis 70 cm^2.

5.2.5.1.4 Photochemische Oxidantienbildung/Sommersmog

Relevante Emissionen in dieser Wirkungskategorie sind Emissionen der sogenannten Vorläufersubstanzen, dies sind einerseits VOC (flüchtige organische Kohlenstoffverbindungen, über POCP charakterisiert und ausgedrückt in Ethen-Äquivalenten), andererseits NO_x (Stickoxide). In der Wirkungskategorie Photochemische Oxidantienbildung/Sommersmog werden diese Emissionen durch geometrische Mittelwertbildung mit dem Wirkungsindikator NCPOCP zu NO_x-korrigierten Ethen-Äquivalenten (NO_x/C_2H_4-Äq) zusammengefasst.

Die für die untersuchten Verpackungssysteme ermittelten Emissionen führen zu NCPOCP-Werten zwischen 200 und 400 g NO_X/C_2H_4-Äq pro f.E., hieraus errechnen sich 8.000 bis 13.000 EDW.

Kohlenwasserstoffemissionen treten bei der Herstellung von Kunststoffen sowie bei Transportprozessen auf. Während beim Glas-Mehrwegsystem 21 etwa 60% der Kohlenwasserstoffemissionen aus der Distribution stammen, beträgt dieser Anteil beim Glas-Einwegsystem 22 nur etwa 13%, bei den beiden Dosen-Systemen hat die Distribution keinen nennenswerten Einfluss. In System 22 werden Kohlenwasserstoffemissionen vor allem durch die Herstellung der Glasflasche (45%) und des PP-Verschlusses (32%) verursacht. Auch bei den Dosen-Systemen 23 und 24 ist der überwiegende Anteil der Kohlenwasserstoffemissionen (76% bzw. 93%) der Herstellung der Primärverpackungen und ihrer Ausgangsmaterialien anzurechnen.

5.2.5.1.5 Ressourcenbeanspruchung

Die den Verpackungssystemen anzulastenden Verbräuche an nicht erneuerbaren Energieträgern betragen 38 bzw. 74 kg Rohöl-Äquivalente (ROÄq) pro f.E., hieraus errechnen sich 25.000 bzw. 60.000 EDW.

Der Verbrauch an nicht erneuerbaren Energieträgern hat unterschiedliche Ursachen: Während beim Glas-Mehrwegsystem die Distribution mit über 50% und das Spülen mit etwa 20% am stärkten zum Verbrauch nicht erneuerbarer Energieträger beitragen, sind beim Glas-Einwegsystem 22 zwei Drittel des Energieträgereinsatzes durch den Energiebedarf bei der Glasherstellung bedingt, bei den beiden Dosensystemen beträgt der Anteil des Einsatzes fossiler Energieträger, der der Herstellung der Primärverpackungen und ihrer Ausgangsmaterialien anzurechnen ist, sogar 90%.

5.2.5.1.6 Treibhauseffekt

Die durch die Untersuchungssysteme verursachten treibhausrelevanten Emissionen belaufen sich auf Werte zwischen 170 und 570 kg CO_2-Äq pro f.E.; hieraus errechnen sich 20.000 bis 70.000 EDW.

Die Ergebnisse in der Wirkungskategorie Treibhauseffekt sind bei den untersuchten Systemen fast ausschließlich auf CO_2-Emissionen zurückzuführen. Die sektorale Verteilung der CO_2-Emissionen ähnelt der im vorangegangenen Abschnitt beschriebenen Verteilung der Nutzung nicht erneuerbarer Energieträger. So sind beim Glas-Mehrwegsystem 21 die Distribution (35%) und das Flaschenspülen (25%) die wichtigsten Quellen, beim System 22 trägt die Glasherstellung (73%) den größten Anteil an der CO_2-Emission. bei den Dosensystemen beträgt der Anteil, der der Herstellung der Primärverpackungen und ihrer Ausgangsmaterialien anzurechnen ist, 90%.

5.2.5.1.7 Versauerung

Die den Untersuchungssystemen zuzuschreibenden Emissionen säurebildender Stoffe betragen 900 bis 2.100 g SO_2-Äq pro f.E.; hieraus errechnen sich 25.000 bis 59.000 EDW.

Beim Glas-Mehrwegsystem 21 tragen vor allem die durch die Distribution verursachten Emissionen (52%, überwiegend NO_x sowie in geringerem Maße SO_2) zu den Ergebnissen in der Wirkungskategorie Versauerung bei. Beim System 22 (Glas-Einweg) werden 70% der Emission von Säurebildnern, überwiegend in Form von SO_2, durch die Glasherstellung verursacht. Bei den Dosen-Systemen 23 und 24 werden 90% der Säurebildner aufgrund der Herstellung der Dosen und deren Vorketten emittiert.

5.2.5.1.8 Weitere, nicht zu Indikatoren aggregierte Sachbilanz-Ergebnisse

Die Ergebnisse zu den gesundheitlich und ökotoxikologisch relevanten Parametern sind den Sachbilanz-Dateien (siehe Kap. 4.1) zu entnehmen.

Von den Luftschadstoffen mit gesundheitsgefährdendem Potenzial sind vor allem Dieselpartikel (4.000 bis 90.000 EDW), SO_2 (20.000 bis100.000 EDW), und Cadmium (10.000 bis 50.000 EDW) zu nennen.

Mengenmäßig bedeutsame Emissionen mit ökotoxischem Potenzial sind NO_x- (30.000 bis 90.000 EDW) und SO_2-Emissionen (20.000 bis100.000 EDW).

Die bilanzierten Staubemissionen lassen zwar eine mengenmäßig große Bedeutung erkennen (80.000 bis 1.400.000 EDW), die Daten erscheinen aber für eine Bewertung nicht geeignet, da hierfür weitere Informationen sowohl zur

Zusammensetzung der Stäube als auch zur lokalen Exposition erforderlich wären.

5.2.5.2 Vergleich der Verpackungssysteme

Trotz relativ geringer Marktbedeutung[34] wird im folgenden das Verpackungssystem 21 (MW-Glasflasche 0,33 l „Coca Cola„) in den nachfolgenden Systemvergleichen als Referenzsystem verwendet, da es für diesen Untersuchungsbereich das einzige in die Untersuchung einbezogene Mehrwegsystem ist. Alle anderen Verpackungssysteme werden im folgenden also im Vergleich zu System 21 betrachtet.

5.2.5.2.1 System 22 EW-Glasflasche 0,33 l („Coca Cola„)

Die Ausgangsbedingungen für den Vergleich des 0,33 l-Glas-Einwegsystems mit dem Referenzsystem 21 (MW-Glasflasche 0,33 l „Coca Cola„) ähneln den in Abschnitt 5.2.2.2 auf Seite 273 beschriebenen Vergleichen der Systeme 07 und 08 für Mineralwasser mit folgenden wesentlichen Unterschieden:

- Während die 0,25 l „Vichy„-Flasche in System 07 eine Grünglasflasche ist, wurde für System 21 eine Flasche aus Weißglas gewählt[35]. Dies hat eine geringere Altglas-Einsatzrate zur Folge.
- Trotz des größeren Füllvolumens hat die Flasche in System 21 ein höheres füllvolumenbezogenes Gewicht als die Flasche aus System 07 (1.288 g gegenüber 1.040 g pro Liter Füllgut).
- Die Umlaufzahl in System 21 beträgt 21 (System 07: 29 Umläufe).
- Diese drei Unterschiede zusammen bewirken einen deutlich höheren Bedarf an Neuglas bei System 21 gegenüber System 07 (23,1 gegenüber 5,4 kg pro f.E.).
- Auch die beiden Einwegflaschen der Systeme 08 und 22 unterscheiden sich hinsichtlich Farbe (System 08: grün, System 22: weiß) und Gewicht (System 08: 150 g, System 22: 196 g).
- Dem Papier-Etikett in System 08 steht in System 22 ein PS-Sleeve gegenüber.

Eine Gegenüberstellung der Wirkungsindikatorwerte der beiden Systeme 21 und 22 zeigt Abbildung 5- 32.

---

[34] Siehe Materialsammlung, Bericht 2).

[35] Neben der weißen Coca-Cola-Flasche existiert eine nahezu gleiche Flasche aus Grünglas (für „Fanta„ und „Sprite„)

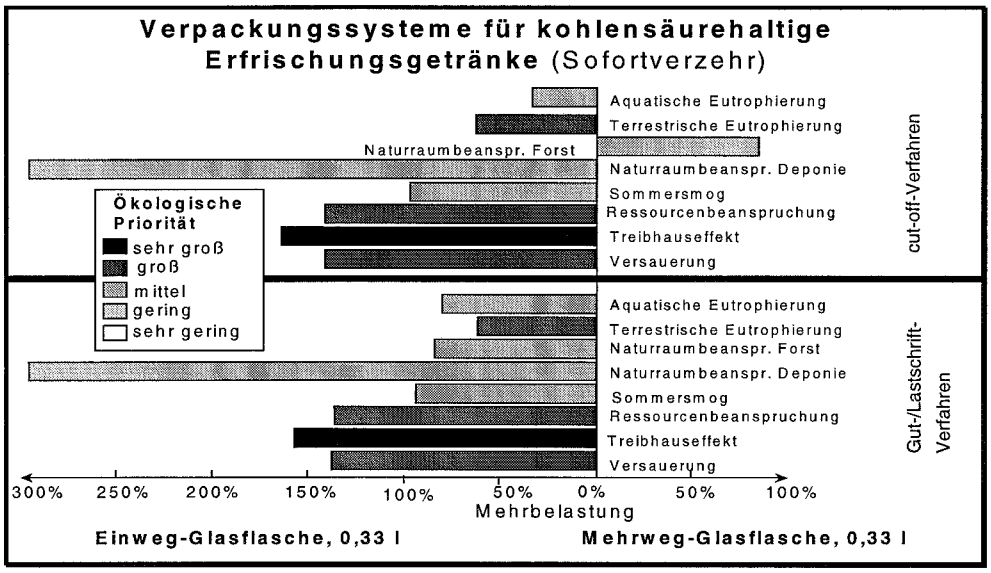


Abbildung 5- 32: Vergleich der Systeme 21und 22; Indikatorergebnisse

Mit Ausnahme der Wirkungskategorie „Naturraumbeanspruchung Forst„ (das Ergebnis wird vor allem durch den Holzverbrauch für das Papieretikett in System 21 verursacht) weisen alle Wirkungskategorien deutlich höhere Indikatorwerte auf Seiten des Systems 22 auf. Die Mehrbelastungen liegen zwischen 60 und 300%.

Die Ergebnisse der Sachbilanz der beiden Systeme 21 und 22 sind, als EDW ausgedrückt, in Abbildung 5- 33 graphisch gegenübergestellt. Der Vergleich der Ergebnisse zeigt, je nach Parameter Vor- und Nachteile bei beiden Systemen:

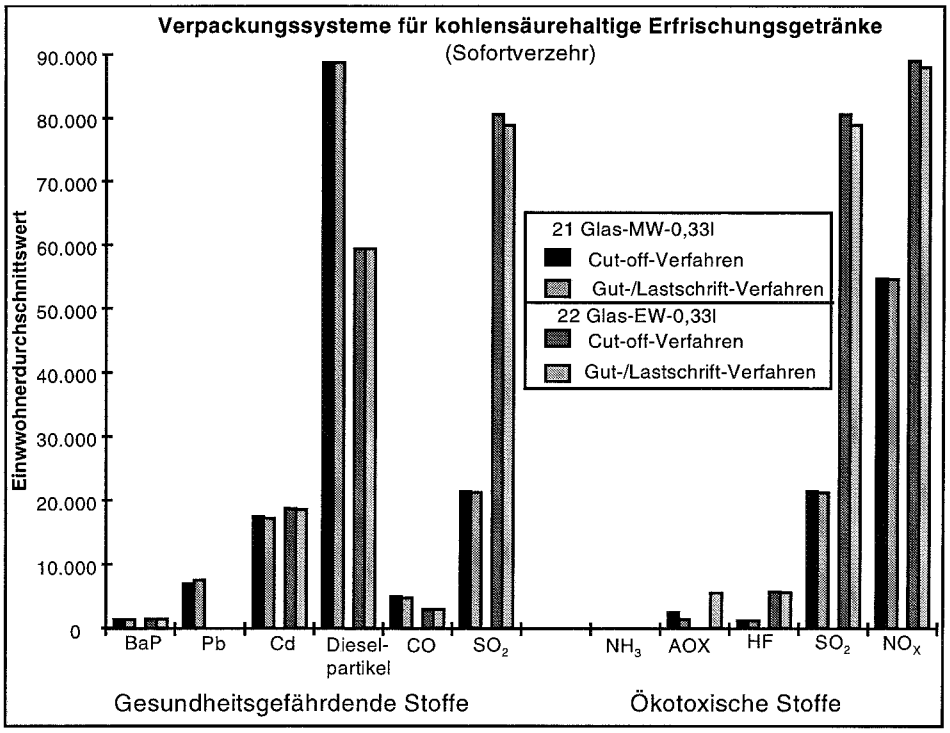


Abbildung 5- 33: Vergleich der Systeme 21und 22; Sachbilanz-Ergebnisse

Bei den Stoffen mit gesundheitsgefährdendem Potenzial überwiegen bei System 21 Dieselruß- und Blei-Emissionen (aus der Distribution bzw. aus der Weißblechherstellung für den Kronenkorken), während System 22 zu deutlich höheren SO_2-Emissionen (vor allem aus der Glasherstellung) kommt.

Bei den Stoffen mit ökotoxischem Potenzial weist System 22 die höheren Ergebnisse auf.

Die Vorteile des Systems 21 in den Wirkungskategorien sowie die überwiegend geringeren Ergebnisse bei den nicht aggregierten Sachbilanzparametern lassen System 21 gegenüber System 22 aus Umweltsicht als deutlich überlegen erscheinen.

5.2.5.2.2 System 23: Wbl-Dose 0,33 l (mit Alu-Deckel 53mm)

Das System 23 weist gegenüber dem Referenzsystem 21 vor allem folgende ergebnisrelevanten Unterschiede auf:

1. Trotz des erheblich geringeren Gewichts der Dose ist der Materialeinsatz aufgrund der nur einmaligen Nutzung höher. Der mit der Weißblechherstellung in System 23 verbundene Energiebedarf übersteigt den Energiebedarf zur Glasherstellung in System 21 um mehr als das 10-fache (KEA: 6.100 MJ gegenüber 460 MJ).
2. Die transportbedingten Umweltlasten sind (bei der dieser Untersuchung zugrunde liegenden Annahme einer gleichen Distributionsentfernung) bei System 23 geringer als bei System 21. Ursachen hierfür sind einerseits der bei Einwegsystemen grundsätzlich geringere Anteil an Rückfahrten, andererseits die erheblich bessere Raumauslastung des Weißblechdosen-Systems (780 l gegenüber 320 l je Palette) sowie sein geringeres Verpackungsgewicht.
3. Die bei Mehrwegflaschen erforderliche Reinigung entfällt bei System 23. Dies führt zu geringeren Energieverbräuchen (KEA: 140 MJ gegenüber 700 MJ) sowie zu einer geringeren Abwasserfracht in diesem Prozessschritt.

Der direkte Vergleich der Wirkungsindikatorergebnisse zwischen den Systemen 23 und 21 ist Abbildung 5- 34 zu entnehmen.

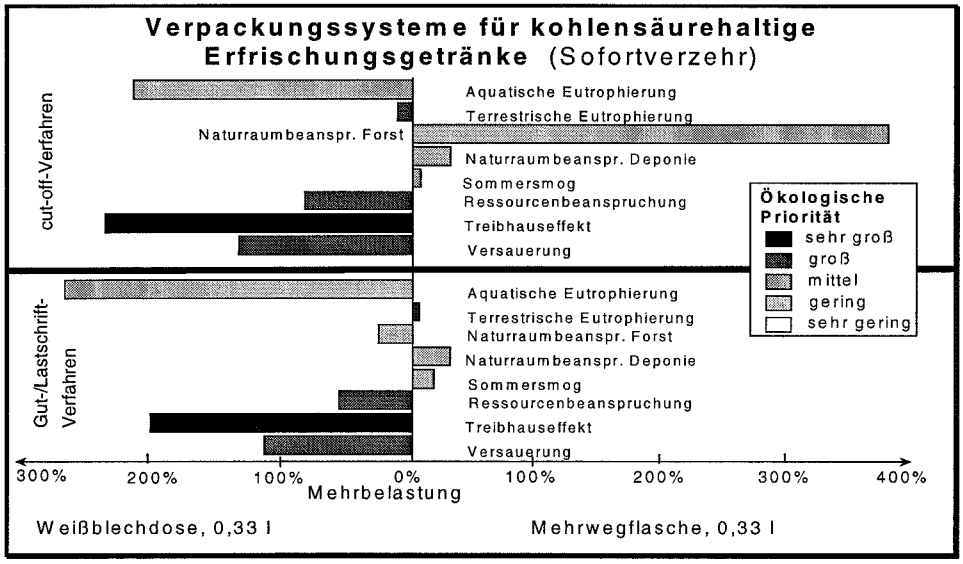


Abbildung 5- 34: Vergleich der Systeme 21und 23; Indikatorergebnisse

Es ist zu erkennen, dass System 23 in fast allen Wirkungskategorien, mit Ausnahme der Wirkungskategorien Naturraumbeanspruchung und Sommersmog zu den höheren Indikatorwerten kommt.

In der Wirkungskategorie Naturraumbeanspruchung (Forst) ergeben sich je nach Systemallokation zwei grundlegend unterschiedliche Resultate:

- Das cut-off-Verfahren führt im System 21 wegen der schlechteren Raumauslastung und dem damit verbundenen Mehrbedarf an Paletten sowie der Zellstoffeinsatz für die Etiketten zu einer über vierfachen Belastung in der Wirkungskategorie Naturraumbeanspruchung (Forst). Das Weißblechdosen-System 23 zeigt hier eine vergleichsweise geringe Belastung, da das Wellpappe-Tray zu 100% aus Altpapier hergestellt wird und nach dem cut-off-Prinzip somit keine Lastschrift aus dem vorgelagertem Lebensweg übertragen bekommt.
- Mit dem Gut-/Lastschrift-Verfahren zeigt sich ein deutlich anderes Bild: Während System 21 für das zu verwertende Etikettenpapier eine Gutschrift erhält, erhält System 23 für die Aufnahme von Altpapier zur Herstellung des Wellpappe-Trays eine Lastschrift. Das Gut-/Lastschrift-Verfahren führt so zu einer Mehrbelastung des Systems 23 von etwa 30%.

Den mit mittlerer ökologischer Priorität belegten Wirkungskategorien Naturraumbeanspruchung und Sommersmog, in denen System 21 zu den höheren Ergebnissen kommt, steht ebenfalls mit mittlerer Priorität die Wirkungskategorie aquatische Eutrophierung gegenüber, in der System 23 ein um 210 bis 260%

höheres Ergebnis aufweist[36]. Alle weiteren Kategorien mit großer und sehr großer Priorität zeigen bis zu 200% höhere Belastungen auf Seiten des Weißblechdosen-Systems 23.

Zusammengenommen ist bezüglich der Wirkungsindikatorergebnisse somit eine deutliche Mehrbelastung durch System 23 festzustellen.

Bei den meisten Sachbilanz-Parametern lassen sich ebenfalls Vorteile auf Seiten von System 21 erkennen (siehe Abbildung 5- 35). Ausnahme ist die distributionsbedingt höhere Emission an Dieselpartikeln.

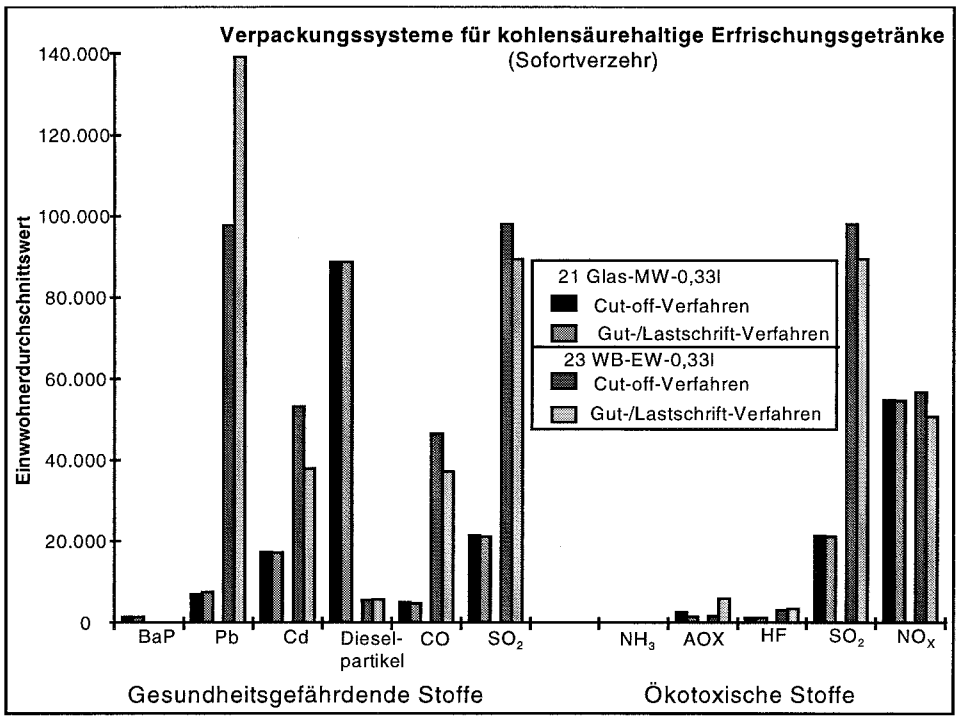


Abbildung 5- 35: Vergleich der Systeme 21und 23; Sachbilanz-Ergebnisse

Zusammenfassend ist festzustellen, dass das System 23 (Wbl-Dose 0,33 l mit Alu-Deckel 53mm) gegenüber dem System 21 (MW-Glasflasche 0,33 l „Coca Cola„) unter den zugrundeliegenden Randbedingungen insgesamt zu höheren Umweltlastpotenzialen führt.

5.2.5.2.3 System 24: Alu-Dose 0,33 l

Bei der Gegenüberstellung des Systems 24 mit dem Referenzsystem 21 sind die ergebnisrelevanten Randbedingungen mit denen, die im vorangegangenen Abschnitt zum Weißblechdosen-System beschrieben wurden, vergleichbar. Der wesentliche Unterschied ist (abgesehen von den unterschiedlichen Materialien)

[36] Bei Annahme einer geringeren Abwasserbelastung beim Vorspülen (siehe Fußnote 33 auf Seite 312) betragen diese Mehrbelastungen 160 bis 210%.

das Dosengewicht der Alu-Dose, das nur etwas mehr als die Hälfte der Weißblechdose (15,6 g gegenüber 29,8 g) beträgt. Der Energieverbrauch zur Herstellung der Alu-Dose ist gegenüber der Wbl-Dose zwar deutlich geringer (4.400 MJ gegenüber 6.100 MJ, ausgedrückt in KEA), liegt aber immer noch um eine Größenordnung über dem zur Herstellung der Mehrweg-Glasflasche 21 pro f.E. erforderlichen Energieaufwand.

Der Energieaufwand zur Herstellung von Aluminium hängt zu einem hohen Maße vom Anteil des eingesetzten Sekundär-Aluminiums ab. Für den Dosenbody wurde dieser Anteil mit 90% angesetzt (siehe Tab. 2-33), während der Deckel zu 100% aus Primär-Aluminium besteht. Vor allem die für den Dosenbody zugrunde liegende Sekundär-Aluminium-Einsatzquote von 90% erscheint aufgrund ihrer begrenzten Repräsentativität nur vergleichsweise wenig belastbar. Für eine Schlussfolgerung zum Vergleich der Systeme 24 und 21 sind daher auch die Ergebnisse von Sensitivitätsanalysen mit einer geringeren Einsatzquote von Bedeutung.

Der direkte Vergleich zwischen den Wirkungsindikatorergebnissen der Systeme 24 und 21 ist Abbildung 5- 36 zu entnehmen.

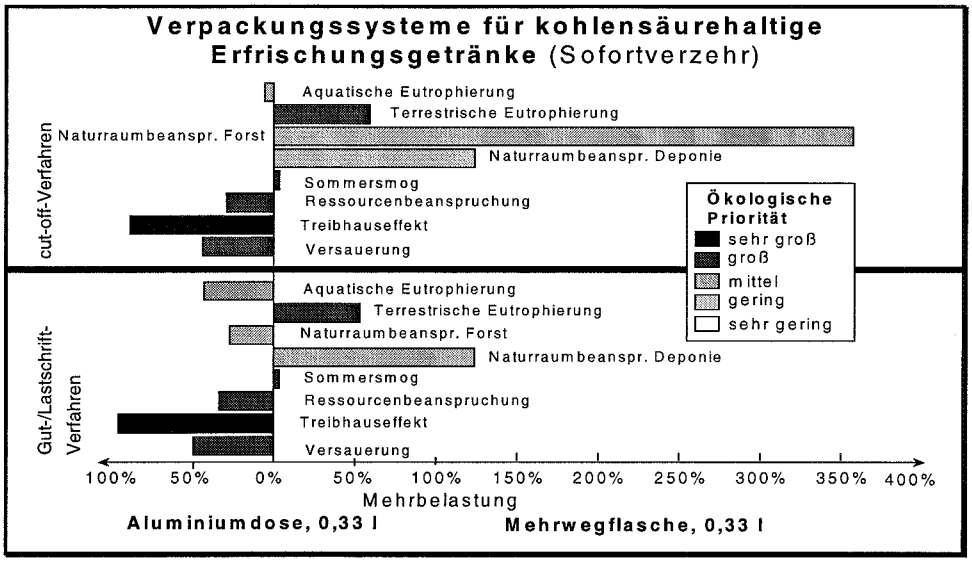


Abbildung 5- 36: Vergleich der Systeme 21und 24; Indikatorergebnisse

Es ist zu erkennen, dass System 24 in den Wirkungskategorien Aquatische Eutrophierung, Ressourcenbeanspruchung, Treibhauseffekt und Versauerung zu den höheren Indikatorwerten kommt. Dagegen erzielt das Referenzsystem 21 in den Wirkungskategorien Terrestrische Eutrophierung, Naturraumbeanspruchung und Sommersmog höhere Werte.

In der Wirkungskategorie Naturraumbeanspruchung (Forst) ergeben sich, analog zu System 23 (Weißblechdose, siehe Kap. 5.2.5.2.2), je nach Systemallokation unterschiedliche Tendenzen.

Die Zusammenfassung aller Mehrbelastungen (durch Aufsummieren der Prozentpunkte beider Seiten ohne Berücksichtigung der ökologischen Priorität) zeigt zunächst ein ausgeglichenes Bild: die Mehrbelastungen auf der linken Seite entsprechen zusammengenommen denen auf der rechten Seite[37].

Bei einer Betrachtung der unterschiedlichen Prioritäten der Wirkungsindikatoren wird jedoch deutlich, dass die Mehrbelastungen des Systems 24 vor allem in Wirkungskategorien mit sehr großer (Treibhauseffekt) und großer Priorität (Ressourcenbeanspruchung, Versauerung) auftreten, während beim Referenzsystem 21 vor allem Wirkungskategorien mit mittlerer (Naturraumbeanspruchung, Sommersmog) sowie großer Priorität (Terrestrische Eutrophierung) betroffen sind.

Daneben ist zu beachten, dass die - relativ gesehen - hohe Mehrbelastung in der Wirkungskategorie Naturraumbeanspruchung auf einer nur sehr geringen (auf EDW normierten) Menge beruht. Der normierte Wert liegt etwa zwei Zehnerpotenzen unter den übrigen Indikatorergebnissen (Ausnahme: aquat. Eutrophierung). Den Indikatorergebnissen zur Wirkungskategorie Naturraumbeanspruchung ist daher bei der vergleichenden Abwägung eher ein noch geringeres Gewicht beizumessen[38].

Zusammengenommen lässt sich bezüglich der Wirkungsindikatorergebnisse eine Mehrbelastung auf Seiten des Systems 24 feststellen.

Bei den Sachbilanz-Parametern zeigen sich je nach Parameter Mehrbelastungen bei beiden Systemen(siehe Abbildung 5- 37). Zu nennen sind hier bei System 21 die distributionsbedingt höhere Emission an Dieselpartikeln, Stickoxiden und Cadmium sowie die vor allem aus der Weißblech-Herstellung für den Kronkorken stammenden Blei-Emissionen. Dem stehen auf Seiten des Systems 24 höhere Stickoxid- und Kohlenmonoxid- Emissionen gegenüber, die vor allem der Aluminiumherstellung zuzuordnen sind.

[37] Die Indikatorwerte zu Naturraumbeanspruchung (Forst) und Naturraumbeanspruchung (Deponie) sind hierbei als zwei Werte ein und derselben Wirkungskategorie zu verstehen. Sie erhalten bei der Abwägung daher jeweils nur halbes Gewicht.

[38] Die Bewertungsmethode des Umweltbundesamtes lässt für solche Fälle ein Abweichen von der linearen Klassenbildung zu (siehe ebd. Seite 19)

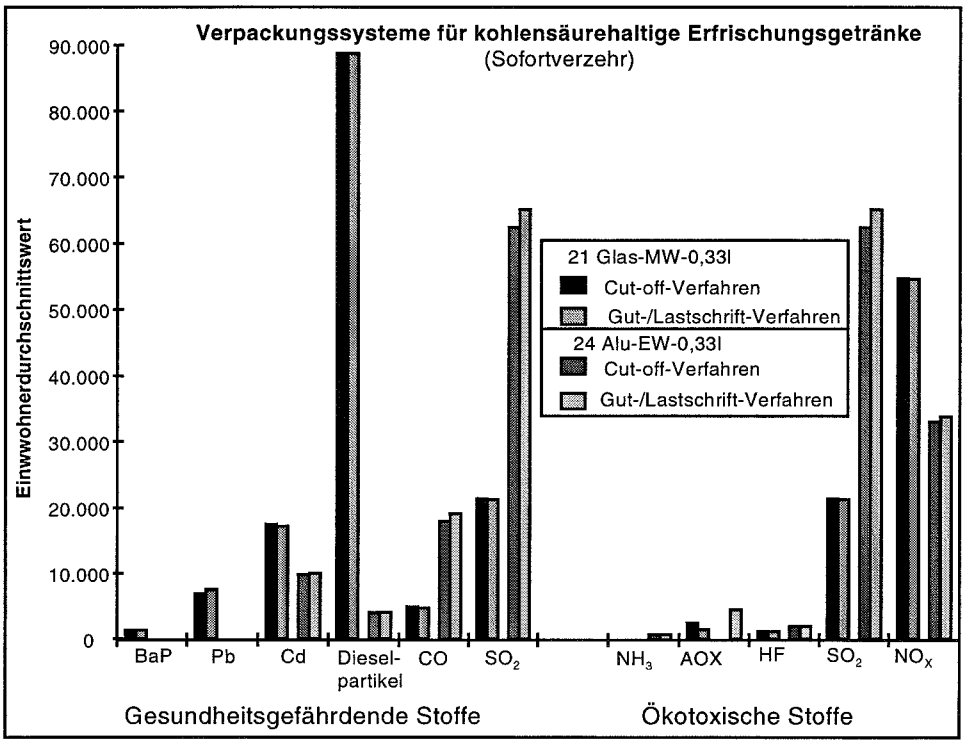


Abbildung 5- 37: Vergleich der Systeme 21und 24; Sachbilanz-Ergebnisse

Auch wenn die nicht aggregierten Sachbilanz-Parameter insgesamt eine leichte Mehrbelastung auf Seiten des Mehrwegsystems nahe legen, erscheint zusammenfassend das System 24 (Alu-Dose 0,33 l) gegenüber dem System 21 (MW-Glasflasche 0,33 l „Coca Cola„) unter den zugrundeliegenden Randbedingungen insgesamt zu geringeren Umweltlastpotenzialen zu führen. Für eine letztendliche Schlussfolgerung erscheint für diesen Vergleich jedoch die Berücksichtigung der durchgeführten Sensitivitätsuntersuchungen als besonders relevant.

5.2.5.3 Sensitivitätsanalysen

Aufgrund der relativ großen Unsicherheiten bei der Modellierung der Aluminium-Herstellung, insbesondere bei den Randbedingungen zum Recycling, aber auch zur Energieerzeugung, denen eine große Bedeutung der Aluminium-Herstellung auf das Gesamtergebnis der Systeme 23 und 24 (0,33 l-Weißblech- und Aluminiumdose) gegenübersteht, ist den Sensitivitätsanalysen bei der Gesamtbewertung in diesem Untersuchungsbereich großes Gewicht beizumessen.

Für beide Systeme wurde in jeweils einem Szenario die Energieerzeugung variiert. Für das Recycling wurde sowohl die Einsatzquote für Sekundär-Aluminium als auch die Gutschrift für abgegebenen Aluminium-AzV variiert.

5.2.5.3.1 Energieerzeugung GUS/USA

Bei der Erzeugung der zur Primäraluminium-Herstellung eingesetzten Energie wurde im Hauptszenario aufgrund von Datenmangel folgende Vereinfachung getroffen:

Der Anteil der einzelnen Kraftwerke (siehe „Stromsplit", Tab. 2-4) entspricht, laut Angaben der EAA, den entsprechend dem Primäraluminium-Markt gewichteten Kraftwerkmixen der Herkunftsländer. Die einzelnen Kraftwerkmixe der Herkunftsländer wurden der Untersuchung nicht zur Verfügung gestellt.

Da für die Ökobilanz keine länderspezifischen Kraftwerksmixe verfügbar waren, war es auch nicht möglich, den unterschiedlichen Kraftwerkstypen länderspezifische Emissionsfaktoren zuzuordnen. Ersatzweise wurden im Hauptszenario für alle Kraftwerke (relativ günstige) westeuropäische Emissionsfaktoren zugrunde gelegt. Die hieraus errechneten Emissionen sind somit als zu gering anzusehen.

Da etwa 40% des Primäraluminiums von außerhalb Europas importiert und somit mit westeuropäischen Emissionsfaktoren nicht angemessen repräsentiert wird, wurde in einem Sensitivitätsszenario die Energieerzeugung in Kraftwerken aus den GUS-Staaten und den USA (im Verhältnis 60% zu 40%) modelliert. Der Energiemix, also das Verhältnis der Kraftwerkstypen und der Energieträger zueinander, wurde dabei nicht verändert.

Während die Randbedingungen des Hauptszenarios zu unrealistisch günstigen Ergebnissen führen, bilden die Randbedingungen des Sensitivitätsszenarios die Situation zu ungünstig ab. Die „richtigen" Ergebnisse liegen demnach zwischen den Ergebnissen beider Szenarien; ihre genauen Werte lassen sich hier jedoch mangels geeigneter Daten nicht bestimmen.

Die in dieser Variation eingesetzten Kraftwerke der GUS-Staaten und in den USA weisen gegenüber denen des Hauptszenarios deutlich höhere Emissionsfaktoren und Verbräuche an Energieträgern auf. Bei gleicher Menge erzeugter elektrischer Energie wird etwa 50% mehr CO_2 emittiert, die Menge der emittierten Stickoxide beträgt fast das Vierfache, die des Schwefeldioxids mehr als das Zehnfache im Vergleich zum Hauptszenario. Bei den Energieträgern ist vor allem der bei gleicher Energiemenge um 50% höhere Bedarf an Steinkohle von Bedeutung.

Die Variation der Kraftwerke hat einen signifikanten Einfluss auf die Ergebnisse der Systeme 23 und 24, wie Tabelle 5- 10 zeigt:

Tabelle 5- 10: Veränderung der Ergebnisse (Systeme 23 und 24) bei Variation der Kraftwerke

	System 23	System 24
Terrestrische Eutrophierung	+16%	+42%
Sommersmog	+8%	+21%
Ressourcenbeanspruchung	+3%	+6%
Treibhauseffekt	+3%	+8%
Versauerung	+21%	+51%

5.2.5.3.2 Variation des Sekundär-Aluminium-Einsatzes

Der Anteil des im System 24 zur Herstellung des Dosenbodys eingesetzten Sekundär-Aluminiums wurde von 90% (Hauptszenario) auf 70% reduziert. Dieser Wert entspricht dem Mittelwert des Sekundäraluminium-Einsatzes für Verpackungen.

Durch diese Reduzierung erhöht sich der Bedarf an Primäraluminium um 50% von 14 kg auf 21 kg pro f.E[39]. Die hiermit verbundenen Erhöhungen der Indikatorergebnisse zeigt Tabelle 5- 11:

Tabelle 5- 11: Veränderung der Ergebnisse (System 24) bei Reduzierung der Sekundäraluminium-Einsatzquote von 90% auf 70%

	Cut-off-Verfahren	Gut-/Lastschrift-Verfahren
Terrestrische Eutrophierung	+14%	+6%
Sommersmog	+9%	+5%
Ressourcenbeanspruchung	+26%	+11%
Treibhauseffekt	+28%	+11%
Versauerung	+30%	+12%

Es wird deutlich, dass sich die Höhe des eingesetzten Sekundär-Aluminiums signifikant auf das Gesamtergebnis auswirkt. Beim Cut-off-Verfahren ist dieser Unterschied deutlicher als beim Gut-/Lastschrift-Verfahren, da bei letzterem das eingesetzte Sekundär-Aluminium mit Lastschriften (hier: 57% der Umweltlasten der Primäraluminium-Erzeugung) belegt wird.

[39] Der Bedarf an Primäraluminium für den Dosenbody verdreifacht sich. Der Deckel wird unverändert zu 100% aus Primäraluminium hergestellt.

5.2.5.3.3 Variation der Gutschriften

In System 24 wurde die für die Abgabe von Aluminium erteilte Gutschrift von 57% auf 72% erhöht[40]. Die Auswirkungen dieser Variation auf das Gesamtergebnis sind vernachlässigbar gering.

5.2.5.4 Zusammenfassung

Die im Untersuchungsbereich „CO_2-haltige Getränke (Sofortverzehr)" relevanten Einweg-Verpackungssysteme zeigen gegenüber dem Mehrwegsystem 21 (MW-Glasflasche 0,33 l „Coca Cola„) insgesamt höhere Umweltbelastungen. Dies gilt in besonderem Maße für die Einweg-Glasflasche, aber auch für die beiden untersuchten Dosensysteme aus Weißblech und Aluminium.

Bei der Aluminium-Dose sowie in geringerem Maße auch bei der Weißblech-Dose zeigt die Art der Energieerzeugung, bei der Aluminium-Dose auch der Anteil des Primär-Aluminiums einen besonders starken Einfluss auf das Ergebnis. Für beide Randbedingungen kann davon ausgegangen werden, dass die für das Hauptszenario getroffenen Annahmen („Stromsplit" gem. Tab. 2-4, westeuropäische Kraftwerke, 90% Recycling-Aluminium für Dosenbody) relativ günstige Ausgangsbedingungen für die Ökobilanz der Aluminiumdose darstellen. Dagegen kann das hier untersuchte Mehrwegsystem, vor allem aufgrund seines hohen Gewichts, als aus Sicht der Ökobilanz vergleichsweise ungünstiges Mehrweg-Verpackungssystem angesehen werden. Die getroffene Aussage zur Vorteilhaftigkeit des Mehrwegsystems kann somit als ausreichend gesichert angesehen werden.

[40] Produktionsstatistik: Bei der Alu-Produktion in Deutschland beträgt der Anteil an Primär-Aluminium 57%
Einsatzstatistik: Der Anteil an Primär-Alu für in Deutschland hergestellte Aluminium-Produkte beträgt 72,42%

5.2.6 Verpackungssysteme für Wein

5.2.6.1 Diskussion der Ergebnisse aus Sachbilanz und Wirkungsabschätzung

In den Untersuchungsbereich „Verpackungssysteme für Wein„ sind die folgenden Verpackungssysteme einbezogen:

System 25: MW-Glasflasche 1,0 l Schlegel

System 26: EW-Glasflasche 0,75 l Bordeaux

System 27: EW-Glasflasche 1,0 l Schlegel (Leichtglas)

System 28: Verbundkarton 1,0 l

Der jährliche Getränkeverbrauch in diesem Untersuchungsbereich beträgt etwa 1,5 Mrd. Liter (s. Tab. 3-9).

Die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung sind in Form von Einwohnerdurchschnittswerten (EDW) in Tabelle 5-1 zusammengefasst.

Tabelle 5-1: Untersuchungsbereich Wein - Indikatorergebnisse in EDW

Verpackungssysteme für Wein Ergebnisse der Wirkungsabschätzung (Angaben in EDW) oben: Cut-Off-, unten: Gut-/Lastschrift-Verfahren				
System Nr.:	**25 -MW-1,0l Schal.**	**26 -EW-0,75l Bord.**	**27 -EW-1,0 (LG)**	**28 VBK-EW-1,0l**
Aquat. Eutrophierung	625	2.074	1.694	5.002
Terr. Eutrophierung	34.033	40.039	29.780	9.508
Naturraumbeanspr. (ges.)	637	528	449	9.105
Sommersmog	27.080	31.405	23.651	13.281
Ressourcenbeanspr.	25.667	43.226	32.120	12.250
Treibhauseffekt	19.424	42.497	31.891	10.115
Versauerung	28.506	47.026	34.903	11.878
Aquat. Eutrophierung	588	3.373	2.793	4.467
Terr. Eutrophierung	34.152	40.179	29.919	9.205
Naturraumbeanspr. (ges.)	349	3.133	2.637	7.886
Sommersmog	27.315	31.806	23.985	13.127
Ressourcenbeanspr.	25.710	42.197	31.351	11.768
Treibhauseffekt	19.554	41.266	30.963	9.868
Versauerung	28.547	46.407	34.480	11.809

5.2.6.1.1 Aquatische Eutrophierung

Die Ergebnisse der untersuchten Systeme weisen mit Ausnahme des Systems 28 (Verbundkarton) Werte zwischen 3 und 11 g PO_4-$Äq_{aquat}$ pro f.E. (funktionelle Einheit, hier 1000 l Wein) auf. Hieraus errechnen sich 600 bis 2.000 EDW (Einwohnerdurchschnittswerte, bezogen auf den Jahresverbrauch an Wein)[41]. Der Verbundkarton kommt auf etwa 27 g PO_4-$Äq_{aquat}$ pro f.E., entsprechend 5.000 EDW.

Die Ergebnisse werden beim Mehrwegsystem 25 im wesentlichen durch die Einleitungen von CSB-Frachten beim Flaschenspülen verursacht. Bei den Einwegglas-Systemen 26 und 27 sind es vor allem Nitrat-Einleitungen bei der Grundstoffherstellung für den als Transportverpackung dienenden Karton.

Hervorzuheben in dieser Wirkungskategorie ist das System 28 (Verbundkarton). Hier wird der größte Teil (90%) des Ergebnisses durch CSB-Einleitungen bei der Herstellung des Getränkekartons verursacht.

5.2.6.1.2 Terrestrische Eutrophierung

Die Ergebnisse der untersuchten Systeme liegen zwischen 40 und 150 g PO_4-$Äq_{terr}$ pro funktioneller Einheit; hieraus errechnen sich 10.000 bis 40.000 EDW.

Die Ergebnisse werden in allen Systemen von NO_x-Emissionen dominiert, die bei Herstellungs- und Transportprozessen zu verzeichnen sind. Hierbei zeichnet sich folgender Unterschied zwischen Mehrweg- und Einwegverpackungen ab: Während die NO_x-Emissionen beim Mehrwegsystem 25 zu fast 60% aus der Distribution stammen, hat diese bei den Einwegverpackungen eine geringere Bedeutung. Hier stammen die NO_x-Emissionen vor allem aus der Herstellung der Verpackung oder aus der Erzeugung der hierfür benötigten Energie.

5.2.6.1.3 Naturraumbeanspruchung

Die untersuchten Verpackungssysteme kommen, mit Ausnahme des Systems 28 (Getränkekarton) in der Kategorie Naturraumbeanspruchung (Forst) auf Werte zwischen 1,3 und 1,9 m^2 je funktioneller Einheit, hieraus errechnen sich etwa 400 bis 600 EDW. Die Ergebnisse sind zu etwa den gleichen Teilen durch die Herstellung der Transportpalette und des Etiketts bedingt.

System 28 kommt aufgrund des mit der Herstellung von Getränkekarton verbundenen Holzeinsatzes erwartungsgemäß zu einem deutlich höheren Ergebnis von 27 m^2 je funktioneller Einheit, entsprechend etwa 9.000 EDW.

---

[41] Zur Berechnung der Einwohnerdurchschnittswerte siehe Kap 3.2.2.

In der Kategorie Naturraumbeanspruchung (Deponie) liegen die Ergebnisse in einer Größenordnung von 5 bis 70 cm^2.

5.2.6.1.4 Photochemische Oxidantienbildung/Sommersmog

Die für die untersuchten Verpackungssystemen ermittelten relevanten Emissionen führen zu NCPOCP-Werten zwischen 150 und 300 g NOx/C2H4-Äq. pro funktioneller Einheit. Hieraus errechnen sich etwa 16.000 bis 31.000 EDW.

Kohlenwasserstoffemissionen treten bei Transportprozessen sowie im Zusammenhang mit der Herstellung von Kunststoffen auf. Beim Mehrwegsystem 25 werden etwa 45% der VOC-Emissionen durch die Distribution verursacht. Demgegenüber sind beim System 28 nahezu 70% dieser Emissionen durch die LDPE-Herstellung bedingt.

5.2.6.1.5 Ressourcenbeanspruchung

Die den Verpackungssystemen anzulastenden Verbräuche an nicht erneuerbaren Energieträgern belaufen sich auf Werte zwischen 20 und 71 kg Rohöl-Äquivalente (ROÄq) pro funktioneller Einheit. Hieraus errechnen sich 12.000 bis 43.000 EDW.

Der Verbrauch an nicht erneuerbaren Energieträgern hat unterschiedliche Ursachen: Beim Mehrwegsystemen 25 werden sie zu 40% durch die Distribution und zu 30% aufgrund des Flaschenspülens verbraucht, während beim Getränkekarton (System 28) Erdöl und -gas etwa zur Hälfte bei der Kunststoffherstellung eingesetzt werden und hier vor allem als feedstock Verwendung finden. Die Glas-Einwegflaschen (Systeme 26 und 27) kommen zum vergleichsweise höchsten Verbrauch an nicht erneuerbaren Energieträgern, der zu fast 70% durch den Energieeinsatz bei der Glasherstellung bedingt ist.

5.2.6.1.6 Treibhauseffekt

Die durch die Untersuchungssysteme verursachten treibhausrelevanten Emissionen belaufen sich auf Werte zwischen 90 und 380 kg CO_2-Äquivalente pro funktioneller Einheit. Hieraus ergeben sich 10.000 bis 42.000 EDW

Die Ergebnisse in der Wirkungskategorie Treibhauseffekt sind bei den untersuchten Systemen fast ausschließlich auf CO_2-Emissionen zurückzuführen. Nur ein kleinerer Anteil (Einwegglas-Systeme: 10%; Verbundkarton: 15%) sind Methan-Emissionen aus der Deponie.

Die sektorale Verteilung der CO_2-Emissionen ähnelt der im vorangegangenen Abschnitt beschriebenen Verteilung der Nutzung nicht erneuerbarer Energieträger. So sind beim Glas-Mehrwegsystem 25 die Distribution und das Flaschenspülen die wichtigsten Quellen, bei den Systemen 26 und 27 trägt die

Glasherstellung den größten Anteil an der CO_2-Emission. Ein wesentlicher Unterschied der CO_2-Emissionen zu den Ergebnissen der Wirkungskategorie Ressourcenbeanspruchung besteht beim Verbundkarton (System 28), bei dem ein maßgeblicher Anteil der fossilen Energieträger als feedstock genutzt wird, da sich dieser Verbrauch nicht in der CO_2-Bilanz widerspiegelt.

5.2.6.1.7 Versauerung

Die den Untersuchungssystemen zuzuschreibenden Emissionen säurebildender Stoffe betragen zwischen 450 und 1.800 g SO_2-Äq pro funktioneller Einheit. Hieraus errechnen sich 12.000 bis 47.000 EDW.

Beim Glas-Mehrwegsystem tragen vor allem die durch die Distribution verursachten Emissionen (überwiegend NO_x sowie in geringerem Maße SO_2) zu den Ergebnissen in der Wirkungskategorie Versauerung bei. Bei den Glas-Einwegsystemen werden zwei Drittel der Emission von Säurebildnern durch die Glasherstellung verursacht, überwiegend in Form von SO_2.

5.2.6.1.8 Weitere, nicht zu Indikatoren aggregierte Sachbilanz-Ergebnisse

Die Ergebnisse zu den gesundheitlich und ökotoxikologisch relevanten Parametern sind den Sachbilanz-Dateien (siehe Kap. 4.1) zu entnehmen.

Von den Luftschadstoffen mit gesundheitsgefährdendem Potenzial sind vor allem SO_2 (16.000 bis 60.000 EDW), Dieselpartikel (8.000 bis 120.000 EDW), und Cadmium (6.000 bis 22.000 EDW) zu nennen. Im Vergleich hierzu werden Luftschadstoffe mit kanzerogenem Potenzial in geringerer Menge emittiert (um 3.000 EDW).

Mengenmäßig bedeutsame Emissionen mit ökotoxischem Potenzial sind NO_x- (18.000 bis 76.000 EDW) und SO_2-Emissionen (16.000 bis 60.000 EDW). Unter den ökotoxischen Wasserschadstoffen sind vor allem Organochlorverbindungen (AOX) mit Frachten zwischen 2.000 und 125.000 EDW zu nennen.

Die bilanzierten Staubemissionen lassen zwar eine mengenmäßig große Bedeutung erkennen (200.000 bis 950.000 EDW), die Daten erscheinen aber für eine Bewertung nicht geeignet, da hierfür weitere Informationen sowohl zur Zusammensetzung der Stäube als auch zur lokalen Exposition erforderlich wären.

Die Hauptquellen dieser Einzelschadstoffe sind im wesentlichen die gleichen, die bereits zuvor bei der Sektoralanalyse in den Wirkungskategorien genannt wurden (Ausnahmen sind die Parameter Dieselpartikel und AOX). So wird beim Mehrwegsystem in fast allen Parametern der überwiegende Anteil an den Emissionen durch die Distribution verursacht (Ausnahme SO_2, hier dominiert das Flaschenspülen). Beim Glas-Einwegsystem verursacht die Glasherstel-

lung und, in geringerem Maße, der Transport sowohl der leeren als auch der gefüllten Flaschen die meisten Emissionen. Die Emissionen in System 28 (Getränkekarton) stammen vor allem aus den Herstellungsprozessen für Karton, LDPE und Aluminium.

Der Parameter „Dieselpartikel„ stammt ausschließlich aus Transportprozessen und hierbei überwiegend aus der Distribution. Der Parameter AOX spiegelt den Anteil von Zellstoffprodukten im Verpackungssystem wider, er tritt bei der Zellstoffherstellung für Flaschenetiketten, vor allem aber für den Getränkekarton auf.

5.2.6.2 Vergleich der Verpackungssysteme

In den nachfolgenden Systemvergleichen wird das System 25 (MW-Glasflasche 1,0 l Schlegel) als Referenzsystem verwendet, d.h. alle anderen Verpackungssysteme werden im Vergleich zu System 25 betrachtet.

5.2.6.2.1 System 26: EW-Glasflasche 0,75 l Bordeaux

Das 0,75 l-Glas-Einwegsystem weist gegenüber dem Referenzsystem 25 vor allem die folgenden ergebnisrelevanten Unterschiede auf:

1. Aufgrund der nur einmaligen Nutzung der Einwegflasche gegenüber einer Umlaufzahl von 5 bei der Mehrwegflasche betragen – aufgrund des gleichen Materials und eines vergleichbaren füllvolumenbezogenen Flaschengewichtes - auch der Glaseinsatz und die damit verbundenen Umweltlasten etwa das Fünffache (Glas: 530 kg gegenüber 110 kg pro f.E., Energiebedarf zur Glasherstellung: 3.100 MJ gegenüber 630 MJ).
2. Die transportbedingten Umweltlasten sind (bei der dieser Untersuchung zugrunde liegenden Annahme einer gleichen Distributionsentfernung) bei System 26 geringer als bei System 25. Ursachen hierfür sind einerseits der bei Einwegsystemen grundsätzlich geringere Anteil an Rückfahrten, andererseits die bessere Raumauslastung des Systems 26 (450 l gegenüber 384 l je Palette).
3. Die bei Mehrwegflaschen erforderliche Reinigung entfällt beim Einwegsystem. Dies führt zu geringeren Energieverbräuchen (KEA: 110 MJ gegenüber 275 MJ) sowie zu einer geringeren Abwasserfracht in diesem Prozessschritt.

Eine Gegenüberstellung der Wirkungsindikatorwerte der beiden Systeme zeigt Abbildung 5- 38.

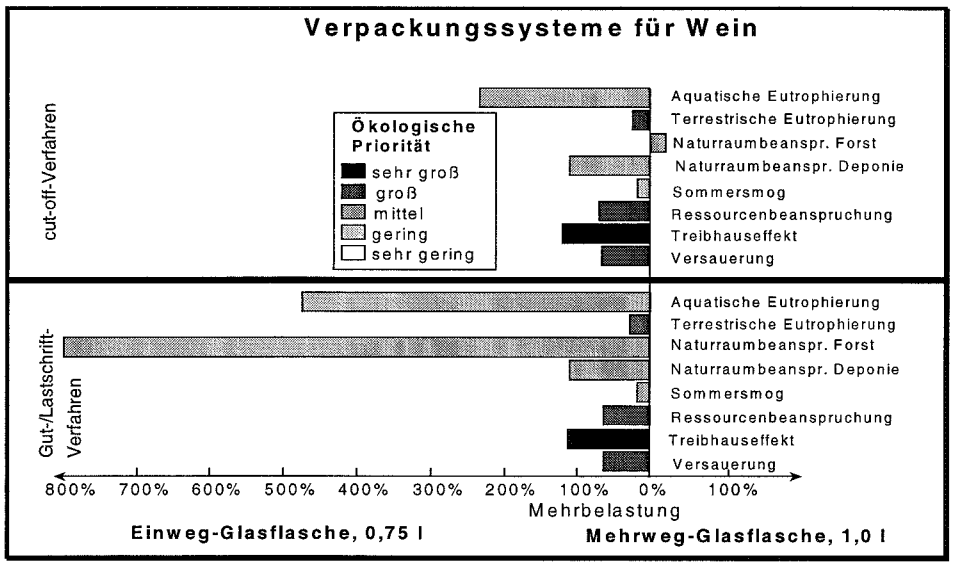


Abbildung 5- 38: Vergleich der Systeme 25und 26; Indikatorergebnisse

Mit Ausnahme der Wirkungskategorie „Naturraumbeanspruchung Forst„ (das Ergebnis wird hier vor allem durch den Holzverbrauch für die schlechter ausgelastete Euro-Palette und das größere Etikett verursacht) weisen alle Wirkungskategorien höhere, zum Teil deutlich höhere Indikatorwerte auf Seiten des Systems 26 auf. Die Mehrbelastungen liegen zwischen 15 und 800%.

Die nicht aggregierten Ergebnisse der Sachbilanz der beiden Systeme 25 und 26 sind, als EDW ausgedrückt, in Abbildung 5- 39 graphisch gegenübergestellt. Der Vergleich der Ergebnisse zeigt zum überwiegenden Teil höhere Werte auf Seiten des Systems 26. Ausnahmen hierbei sind vor allem der von der Distribution dominierte Parameter Dieselpartikel.

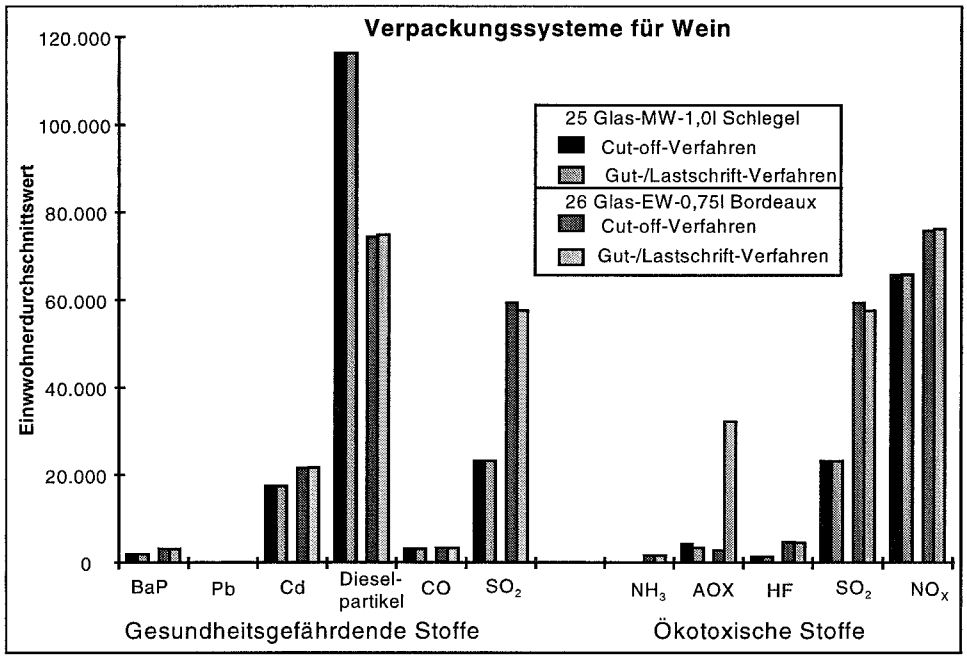


Abbildung 5- 39: Vergleich der Systeme 25und 26; Sachbilanz-Ergebnisse

Die Vorteile des Systems 25 in den Wirkungskategorien sowie die überwiegend geringeren Ergebnisse bei den nicht aggregierten Sachbilanzparametern lassen System 25 gegenüber System 26 aus Umweltsicht als deutlich überlegen erscheinen.

5.2.6.2.2 System 27: EW-Glasflasche 1,0 l Schlegel (Leichtglas)

Das 1,0 l-Glas-Einwegsystem weist gegenüber dem Referenzsystem 25 (MW-Glasflasche 1,0 l Schlegel) im wesentlichen die bereits im vorangegangenen Abschnitt ausgeführten ergebnisrelevanten Unterschiede auf. Gegenüber dem oben beschriebenen Systemen 26 besitzt System 27 jedoch ein deutlich geringeres füllvolumenbezogenes Flaschengewicht (380 g gegenüber 530 g pro Liter Füllvolumen). Der Glaseinsatz und die hiermit verbundenen Umweltlasten liegen somit nur etwa um den Faktor 3,5 über denen des Mehrwegsystems.

Eine Gegenüberstellung der Wirkungsindikatorwerte der beiden Systeme 27 und 25 zeigt Abbildung 5- 40.

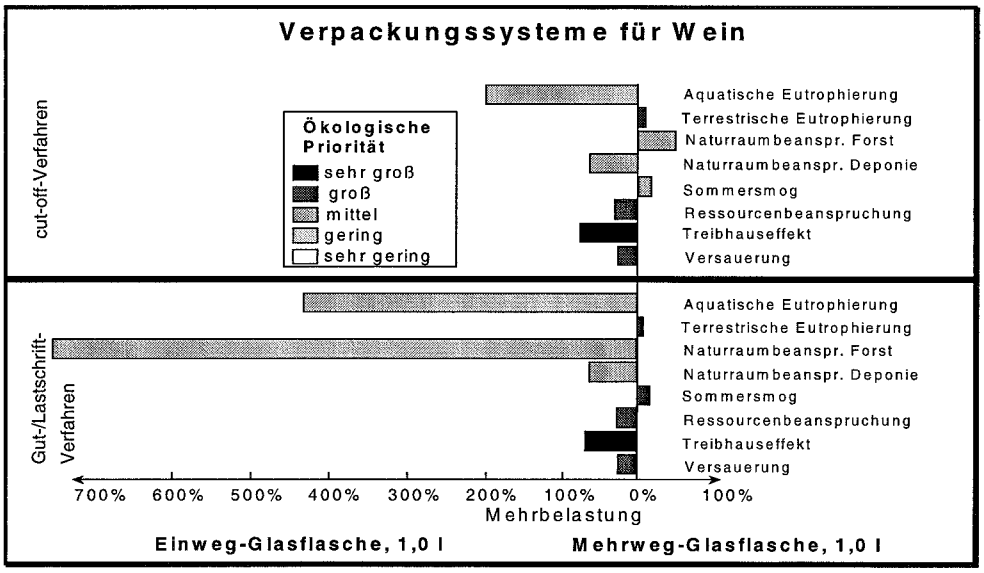


Abbildung 5- 40: Vergleich der Systeme 25und 27; Indikatorergebnisse

Das gegenüber System 26 geringere Flaschengewicht führt dazu, dass nunmehr in den Wirkungskategorien terrestrische Eutrophierung und Sommersmog die Nachteile des Mehrwegsystems überwiegen und zu Mehrbelastungen von jeweils 16% führen. Gegenüber den übrigen Wirkungskategorien, die Mehrbelastungen auf Seiten des Einweg-Systems aufweisen, sind diese beiden Mehrbelastungen aber als geringfügiger anzusehen.

Die nicht aggregierten Ergebnisse der Sachbilanz der beiden Systeme 25 und 27 sind, als EDW ausgedrückt, in Abbildung 5- 41 graphisch gegenübergestellt. Die Vergleiche der Ergebnisse zeigen eine ähnliche Tendenz wie sie bei System 26 festgestellt wurden; allerdings sind die Unterschiede deutlich geringer, bei den Stickoxid-Emissionen zeigt sich eine geringe Mehrbelastung durch das Mehrwegsystem.

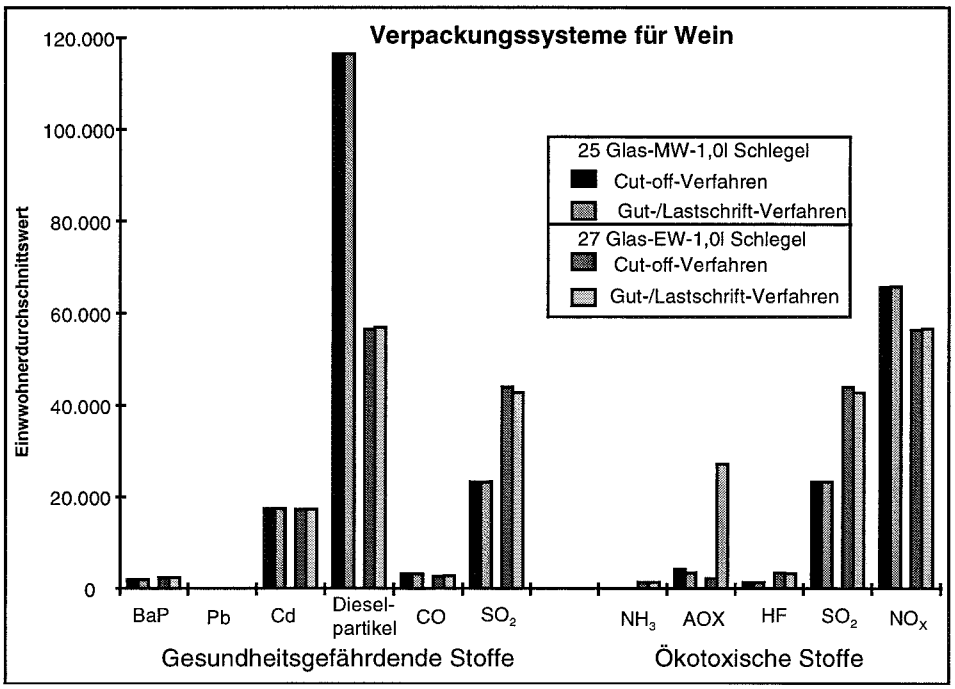


Abbildung 5- 41: Vergleich der Systeme 25und 27; Sachbilanz-Ergebnisse

Die bei einer Abwägung der Wirkungskategorien festzustellenden Vorteile sowie die überwiegend geringeren Ergebnisse bei den nicht aggregierten Sachbilanzparametern lassen System 25 gegenüber System 27 aus Umweltsicht als überlegen erscheinen.

5.2.6.2.3 System 28: Verbundkarton 1,0 l

Die untersuchte 1,0 l Verbundkarton-Blockpackung ist bezüglich der Materialzusammensetzung mit den Verbundkartonverpackungen aus den Systemen 06 und 16 identisch (74% Rohkarton, 21% LDPE, 5% Aluminiumfolie), ihr Gewicht ist mit 26,7 g aber um etwa 10% geringer. Danben bestehen in der Zusammenstellung der übrigen Systemkomponenten sowie der Distributionsstrukturen Unterschiede zu diesen Systemen.

Beim Vergleich der Systeme 28 und 25 sind vor allem die unterschiedlichen Materialien (bei einer ähnlich großen Primärmaterialmenge) sowie die erheblich günstigeren Distributionsbedingungen der Kartonverpackung von Bedeutung:

Die Ergebnisse des Systems 28 stellen sich im direkten Vergleich mit dem Referenzsystem 25 wie folgt dar (siehe Abbildung 5- 42):

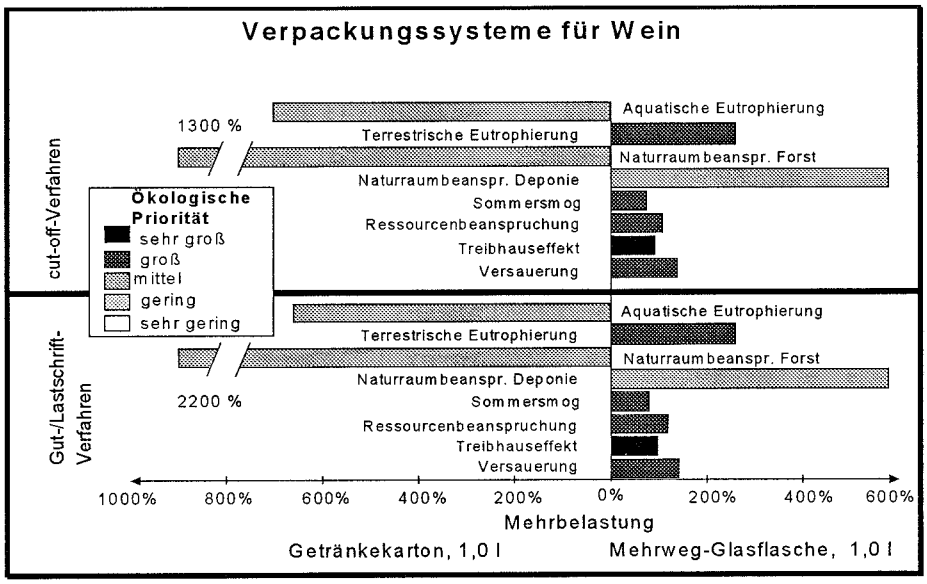


Abbildung 5- 42: Vergleich der Systeme 25und 28; Indikatorergebnisse

System 28 weist, mit Ausnahme der Wirkungskategorien aquatische Eutrophierung und Naturraumbeanspruchung (Forst), in denen die Indikatorwerte um das Achtfache bzw. das 15- bis 20-fache über denen des Referenzsystems liegen, in allen anderen Wirkungskategorien deutlich geringere Indikatorwerte auf. Die dem Referenzsystem anzurechnenden Mehrbelastungen liegen zwischen 80% und 600% über denen des Getränkekarton-Systems

Die beiden Kategorien, in denen System 28 zu höheren Indikatorwerten kommt, werden von der Zellstoffherstellung dominiert: der Indikatorwert der aquatischen Eutrophierung stammt zu 80% aus den hierbei auftretenden CSB-Einleitungen, die Naturraumbeanspruchung ist durch den gegenüber dem Mehrwegsystem 25 vergleichsweise hohen Bedarf an Holz begründet.

System 28 zeigt somit insgesamt deutlich höhere Ergebnisse in zwei Wirkungsindikatoren mit mittlerer Priorität. Dem stehen auf Seiten des Referenzsystems ein über doppelt so hohes Ergebnis in der Wirkungskategorie Treibhauseffekt (sehr große Priorität) sowie insgesamt deutlich höhere Ergebnisse in allen untersuchten Wirkungsindikatoren mit großer Priorität gegenüber.

Zwar ist nach der hier zugrundegelegten Bewertungsmethode ein Aufrechnen von Wirkungsindikatoren unterschiedlicher Priorität grundsätzlich nicht statthaft, im vorliegenden Fall ist aber zu berücksichtigen, dass die - relativ gesehen - hohen Mehrbelastungen in den Wirkungskategorien Naturraumbeanspruchung und aquatische Eutrophierung auf nur sehr geringen (auf EDW normierten) Mengen beruhen. Die normierten Werte liegen etwa zwei Zehnerpotenzen unter den übrigen Indikatorergebnissen. Den Indikatorergebnissen zur Wirkungskategorie Na-

turraumbeanspruchung und aquatische Eutrophierung ist daher bei der vergleichenden Abwägung eher ein noch geringeres Gewicht beizumessen[42].

Die nicht zu Indikatorwerten aggregierten Sachbilanz-Ergebnisse der Parameter mit gesundheitsgefährdendem und ökotoxischem Potenzial sind aus Abbildung 5- 43 zu ersehen. Der Getränkekarton kommt auch hier zum größten Teil zu kleineren Werten als das Mehrwegsystem. Als wesentliche Ausnahme ist der Parameter AOX zu nennen, der hier mit Werten um 120.000 EDW die Werte des Referenzsystems um ein Vielfaches übersteigt.

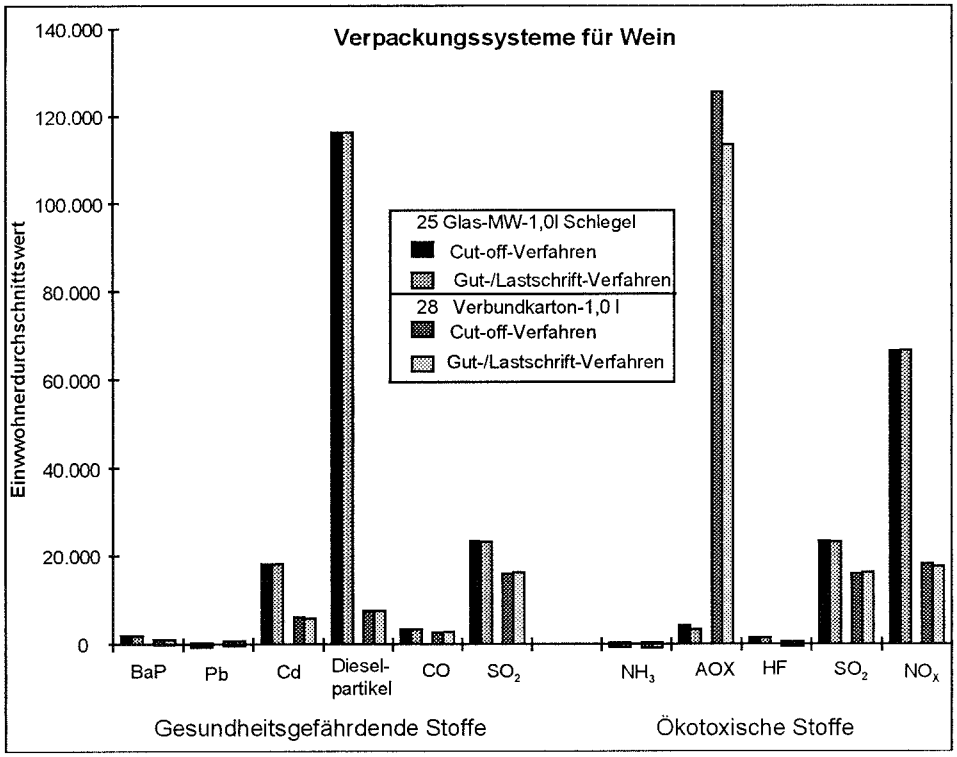


Abbildung 5- 43: Vergleich der Systeme 25 und 28, Sachbilanz-Ergebnisse

Während sich aus der Gegenüberstellung der Wirkungsindikatorwerte insgesamt ein deutlicher ökologischer Vorteil für den Getränkekarton ableiten lässt, erscheinen die Sachbilanz-Ergebnisse näher erklärungsbedürftig. Vor einer abschließenden Aussage müsste vor allem dem hohen AOX-Wert des Getränkekartonsystems nachgegangen werden, da sich aus diesem Summenparameter allein keine Rückschlüsse auf die ökologische Relevanz der Einzelstoffe ableiten lassen. Auch die Expositionsbedingungen dieser AOX-Einleitungen bei der Kartonherstellung sind hierbei von Bedeutung.

[42] Die Bewertungsmethode des Umweltbundesamtes lässt für solche Fälle ein Abweichen von der linearen Klassenbildung zu (siehe ebd. Seite 19)

5.2.6.3 Sensitivitätsanalysen

Die dem Hauptszenario zugrunde liegenden Distributionsverhältnisse beruhen auf der in Kap. 2.5.5, Tab. 2-13 dokumentierten Distributionsanalyse. Sie stellen die Mittelwerte der in Deutschland für die Distribution von Wein geleisteten Transportvorgänge dar; Importe wurden dabei (per Konvention) ab deutscher Grenze berücksichtigt. Die mittlere Distributionsentfernung in diesem Hauptszenario beträgt 520 km, zusätzlich ist eine Rückfahrt von 230 km anzurechnen.

Diese Mittelwerte haben für die reale Situation auf dem Weinmarkt nur eine geringe Aussagekraft, da hier, stärker als in den bisher betrachteten Getränkebereichen, sehr unterschiedliche Distributionsformen vorliegen (regionale Distribution, überregionale Distribution, Importe) Eine Mittelwertbildung über diese unterschiedlichen Distributionsformen führt zu Werten, die keine dieser Distributionsformen ausreichend repräsentieren.

Um differenziertere Aussagen zu ermöglichen, wurden für die Sensitivitätsanalyse zwei Szenarien unter den Randbedingungen zweier unterschiedlicher Distributionsformen berechnet: einem typisch regionalen Vertrieb am Beispiel der Vertriebsstruktur einer württembergischen Winzergenossenschaft und einer typischen Importsituation mit einer Entfernung von 1.000 km zwischen Abfüller und deutscher Grenze.

Die mittleren Distributionsentfernungen betragen 90 km (+20 km Rückfahrt) für das Regional-Szenario und 1.400 km (+170 km Rückfahrt) für das Import-Szenario.

Die im Regional-Szenario vorgenommene Reduzierung der gesamten Fahrstrecke auf etwa 15% der Stecke im Hauptszenario hat beim Mehrwegsystem eine Reduzierung der vom Transport betroffenen Wirkungsindikatoren zwischen 15% (Treibhauseffekt) und 48% (Sommersmog) zur Folge. Die bereits bei einer durchschnittlichen Distribution festgestellten signifikanten Vorteile der Mehrweg-Glasflasche treten bei einer regionalen Distribution somit noch deutlicher zu Tage.

Beim direkten Vergleich des Mehrwegsystems mit dem Getränkekarton zeigt sich infolgedessen eine deutliche Reduzierung der Mehrbelastungen des Mehrwegsystems gegenüber dem Hauptszenario in den Wirkungskategorien terr. Eutrophierung, Sommersmog, Ressourcenbeanspruchung, Treibhauseffekt und Versauerung. Insgesamt überwiegen diese Mehrbelastungen (abgesehen von den unverändert gebliebenen Indikatoren aquat. Eutrophierung und Naturraumbeanspruchung-Forst) jedoch weiterhin.

Die im Import-Szenario vorgenommene annähernde Verdoppelung der gesamten Fahrstrecke bewirkt beim Einwegsystem 26 (0,75 l „Bordeaux") eine Erhöhung der vom Transport betroffenen Wirkungsindikatoren zwischen 9%

(Treibhauseffekt) und 23% (Sommersmog). Beim Mehrwegsystem 25 liegt diese Erhöhung zwischen 50% (Treibhauseffekt) und 95% (Sommersmog).

Die Ergebnisse der Systeme 25 und 26 im direkten Vergleich zueinander sind in Abbildung 49 (Indikatorergebnisse) und Abbildung 50 (nicht aggregierte Sachbilanz-Ergebnisse) dargestellt.

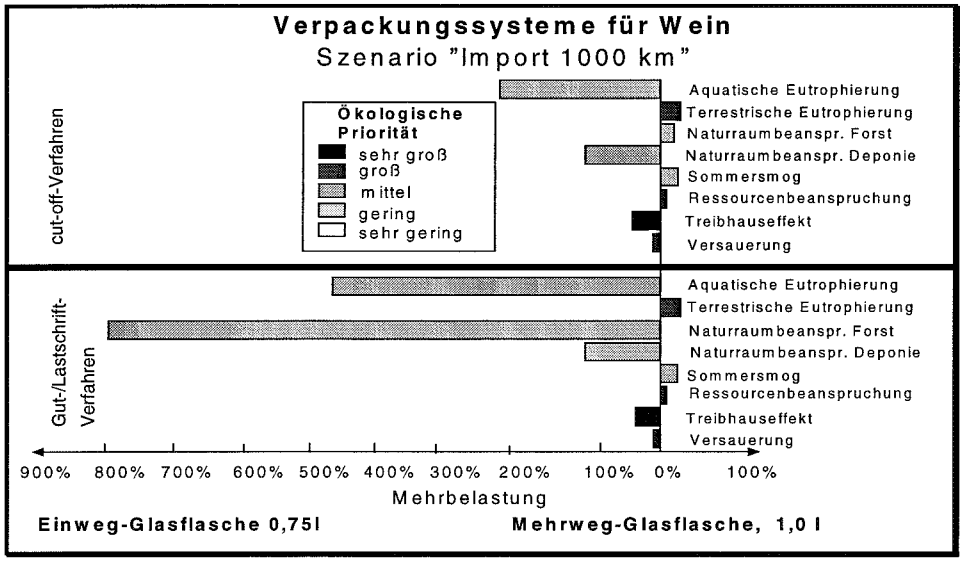


Abbildung 5- 44: Vergleich der Systeme 25 und 26, Indikatorergebnisse

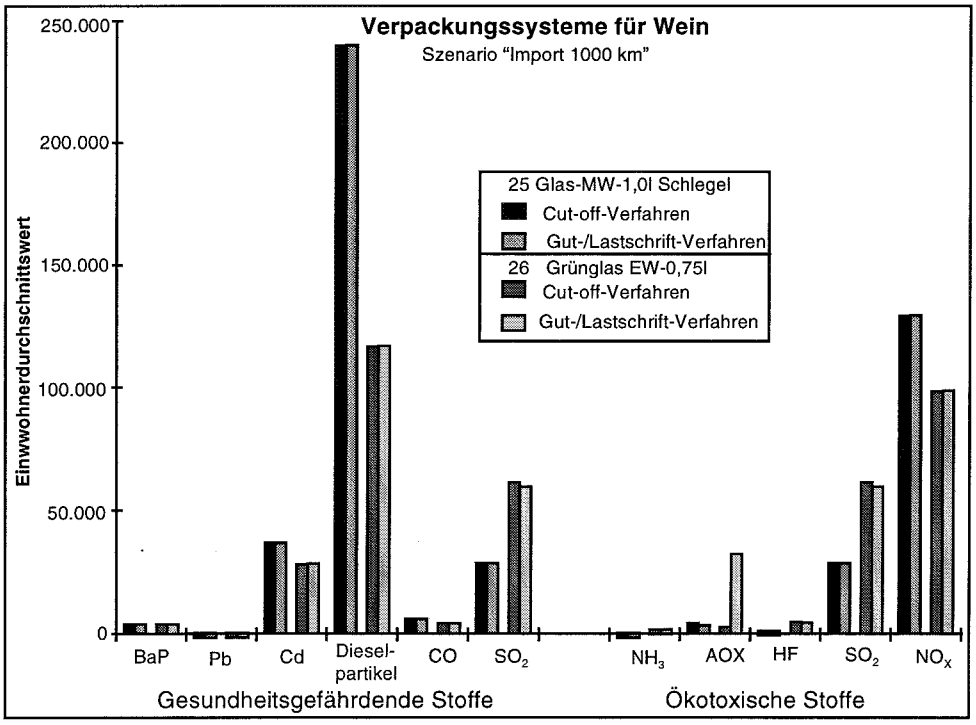


Abbildung 5- 45: Vergleich der Systeme 25 und 26, Sachbilanz-Ergebnisse

Im Vergleich zum Hauptszenario (siehe Abbildung 5- 38 und Abbildung 5-39) zeigen sich deutliche Verschiebungen in den Wirkungskategorien terr.

Eutrophierung, Sommersmog, Ressourcenbeanspruchung, Treibhauseffekt und Versauerung, die jeweils zu Lasten des Mehrwegsystems gehen. Beim Abwägen der verschiedenen Indikatorergebnis-Vergleiche unter Berücksichtigung der jeweiligen ökologischen Priorität überwiegen jedoch insgesamt weiterhin die Mehrbelastungen des Einweg-Systems.

5.3 Beurteilung der Ergebnisse

5.3.1 Datensicherheit, Repräsentativität

Die Ökobilanz wurde auf der Grundlage repräsentativer Daten und eigens hierfür durchgeführter Erhebungen berechnet und vermittelt somit ein Bild der im Bezugszeitraum 1996 durch Getränkeverpackungen im Mittel verursachten potenziellen Umweltwirkungen.

Bei den meisten der untersuchten Systemen zeigte sich hierbei, dass die Ergebnisse jeweils nur von wenigen Sektoren (Lebenswegabschnitten) und den dort vorliegenden Randbedingungen dominiert werden:

- Bei Mehrwegsystemen stehen die durch die Distribution hervorgerufenen Belastungen an erster Stelle. Diese sind im wesentlichen von der Distributionsentfernung und von der Raumauslastung des Transportfahrzeuges abhängig. Auch bei Einwegsystemen kann die Distribution unter ungünstigen Bedingungen (z.B. kleine Flaschen wie in System 08) einen Einfluss auf das Gesamtergebnis haben, wenn auch in deutlich geringerem Maße.
- Daneben hat bei Mehrwegsystemen die Reinigung der gebrauchten Verpackungen vor ihrer Wiederbefüllung und hier vor allem der Energieverbrauch zur Erwärmung des Reinigungswassers einen großen Einfluss auf das Gesamtergebnis.
- Bei Einwegsystemen wird das Ergebnis der Ökobilanz dagegen von der Herstellung des Packstoffes dominiert, die bei den meisten Mehrwegsystemen nur von nachrangiger Bedeutung ist (Ausnahme: Mehrwegsysteme mit sehr geringer Umlaufzahl wie z.B. die in System 25 untersuchte Weinflasche). Die für das System erforderliche Packstoffmenge wird (bei gleichem Packstoff) durch das Verhältnis von Verpackungsgewicht und Getränkevolumen bestimmt.
- Ähnliches gilt für die den Mehrwegsystemen zuzurechnenden Einweg-Bestandteile wie Etiketten und Verschlüsse. Bei einem ungünstigen Masseverhältnis zwischen Einweg-Bestandteil und Füllgutmenge (z.B. der Weißblechverschluss auf den MW-Weithals-Saftflaschen 10 und 12) kann dieser Beitrag bis zu 10% betragen.

- Für Einwegsysteme ist der Anteil der aus dem System einer stofflichen Verwertung zugeleiteten Abfälle (Recyclingquote), die Qualität der gewonnenen Sekundärrohstoffe, sowie der Anteil der im System eingesetzten Sekundärrohstoffe (Sekundärrohstoff-Einsatzquote) von Bedeutung.

Diesen bedeutenden Sektoren und den damit verbundenen Randbedingungen (oder gemäß der ISO 14043-Terminologie: „signifikanten Parametern") ist bei der Auswertung ein besonderes Augenmerk hinsichtlich der Qualität ihrer Daten zu widmen:

- Zu den Randbedingungen der Distribution (Aufteilung nach Distributionsschienen und Entfernungen der einzelnen Distributionsschienen) wurden umfangreiche Primäruntersuchungen durchgeführt[43], die für jeden Verpackungstyp zu mittleren spezifischen Distributionsbedingungen kommen. Da sich der Vergleich von Systemen mit unterschiedlichen Distributionsentfernungen aus methodischen Gründen verbietet, wurden hieraus Mittelwerte für die jeweiligen Untersuchungsbereiche gebildet. Die ermittelten Daten sind im Rahmen dieser Vorgabe als repräsentativ und belastbar anzusehen.

  Neben diesen Mittelwerten wurden im Rahmen von Sensitivitätsanalysen einige Spezialfälle untersucht, die für die Mehrwegsysteme die große Relevanz der Distribution belegen und eine Einschätzung der Ergebnisse unter diesen veränderten Bedingungen ermöglichen.

  Weitere Einzelfälle wurden nicht untersucht, so ist es z.B. nicht möglich, Aussagen zu speziellen Distributionssituationen aus den Ergebnissen abzuleiten.

- Zu dem für Mehrwegsysteme relevanten Sektor „Flaschenwäsche" wurden ebenfalls Primäruntersuchungen durchgeführt[44]. Die Validität der Ergebnisse wurde in einem Nebenszenario durch den Vergleich mit gemessenen Daten an einer Abfüllanlage weitestgehend bestätigt.

- Die Auswahl und Zusammenstellung der Verpackungssysteme, die Gewichte der einzelnen Verpackungsbestandteile sowie die für die Distribution relevanten Beladungsparameter wurden in einer Marktanalyse ermittelt[45]. Die ausgewählten Systeme deckten im Bezugszeitraum 1996 den Getränkeverpackungsmarkt je nach Untersuchungsbereich zu 84% bis 95% ab. Obwohl die in den einzelnen Systemen erzielten Ergebnisse nicht auf andere Syste-

[43] siehe Materialsammlung, Bericht 5

[44] siehe Materialsammlung, Bericht 4

[45] siehe Materialsammlung, Bericht 2

me übertragbar sind, können die Ergebnisse angesichts der hohen Marktabdeckung grundsätzlich als repräsentativ für den deutschen Getränkemarkt angesehen werden.

- Die Datenbasis zu der bei Einwegverpackungen dominierenden Packstoffherstellung ist in Kap. 2.5.1 detailliert dargestellt. Die Daten sind repräsentativ für Deutschland bzw. Europa und können als belastbar angesehen werden.

  Die Ausgangsdaten zur Erzeugung elektrischer Energie, die z.B. bei der Aluminiumherstellung von großer Bedeutung sind, wurden, da sie zum Teil auf Annahmen und Konventionen beruhen, in zwei Sensitivitätsszenarien variiert. Hierbei wurde im Falle der Aluminium-Getränkedose ein erheblicher Einfluss auf das Gesamtergebnis festgestellt.

- Die Recyclingquoten basieren auf der Recyclingbilanz der GVM, Bezugsjahr 1996[46], die Sekundärrohstoff-Einsatzquoten wurden aus den Angaben der Hersteller und aus Literaturdaten zusammengestellt.

  Da die Sekundärrohstoff-Einsatzquote für die Aluminium-Herstellung von 90% im Hauptszenario als nicht ausreichend gesichert erscheint, wurde diese Quote in einer Sensitivitätsanalyse auf 70% gesenkt. Die Analyse ergab, dass sie von großer Bedeutung für das Endergebnis ist.

Zusammenfassend ist festzustellen, dass für die Parameter, die einen maßgeblichen Einfluss auf das Endergebnis besitzen, die Datenlage zum überwiegenden Teil als belastbar angesehen werden kann. Die Einflüsse nicht ausreichend belastbar erscheinender Daten wurden im Rahmen von Sensitivitätsanalysen geprüft und die Ergebnisse entsprechend gewürdigt.

Die Ergebnisse aus der vorliegenden Untersuchung können somit insgesamt als repräsentativ und ausreichend stabil angesehen werden.

5.3.2 Vergleichbarkeit der Systeme, Datenkonsistenz

Die insgesamt 27 unterschiedlichen Verpackungssysteme wurden nach Füllgut und Füllvolumen in 6 Untersuchungsbereiche aufgeteilt. Dabei wurde davon ausgegangen, dass innerhalb der Untersuchungsbereiche funktionelle Äquivalenz herrscht.

Diese Annahme ist unter den folgenden Vorbehalten zu sehen:

- Durch die Festlegung der Untersuchungsbereiche wurden die Verpackungen in Verpackungen mit mehr 0,5 l Füllvolumen (sog. „Vorratshaltung") und

[46] siehe Kap. 2.3.3.8

solche bis zu 0,5 l Füllvolumen (sog. „Sofortverzehr") eingeteilt. Diese Einteilung ist nicht zwangsläufig, sie erfolgte vielmehr per Festlegung.

Da aufgrund dieser Festlegung auch Verpackungen mit zum Teil sehr unterschiedlichen Füllvolumina gleichen Untersuchungsbereichen zugeordnet wurden (z.B. System 01: 0,7 l gegenüber System 04: 1,5 l), stehen die Ergebnisse angesichts der festgestellten hohen Ergebnisrelevanz des Füllvolumens in solchen Fällen unter dem Vorbehalt, dass beide Systeme trotz dieses Unterschiedes als funktionell äquivalent betrachtet werden.

- Der Getränkekarton für Mineralwasser (System 06) ist – im Gegensatz zu den anderen Verpackungssystemen dieses Untersuchungsbereiches aus technischen Gründen nicht zur Befüllung mit karbonisiertem Wasser geeignet. Die funktionelle Äquivalenz zu den übrigen Verpackungssystemen ist somit auf den Füllbereich „Stille Wässer" begrenzt.

Abgesehen von diesen Vorbehalten können die den unterschiedlichen Systemen zugrunde gelegten Daten und die methodische Behandlung sowohl mit dem Ziel und Rahmen der Ökobilanz als auch untereinander als konsistent bezeichnet werden: Die Daten sind bezüglich ihrer Repräsentativität für den deutschen Getränkemarkt im Jahre 1996 von vergleichsweise hoher Qualität und, wie oben gezeigt wurde, vollständig für die ergebnisbestimmenden Parameter. Die methodische Behandlung der Daten ist für alle Systeme identisch.

5.3.3 Einschränkungen

Die aus den Ergebnissen der vorliegenden Ökobilanz ableitbaren Aussagen unterliegen folgenden Einschränkungen:

- Das Ziel und der Rahmen der Studie sind auf eine Analyse der potenziellen Umweltauswirkungen von Verpackungen unter durchschnittlichen Marktbedingungen ausgerichtet. Diese Festlegung machte es bei der Modellierung von Distributionsvorgängen erforderlich, die Umweltlasten zwischen Verpackungssystem und Füllgut aufzuteilen und jeweils nur den dem Verpackungssystem anzurechnenden Teil[47] in die Sachbilanz aufzunehmen.

  Dies hat jedoch zur Folge, dass mit den erhaltenen Ergebnissen ein Vergleich zwischen Systemen unterschiedlicher Distributionsentfernung nicht möglich ist, da nach dieser Methode die durch die Mehrentfernung hervorgerufenen Umweltbelastungen auch nur bezüglich dieses der Verpackung anzulastenden Teils bilanziert würden, während, vor allem bei transport-

[47] Dieser Teil ist von Masse und Volumen des Verpackungssystems abhängig. Er beträgt bei Einwegsystemen zwischen <10% (z.B. Getränkekarton, Dosen) und 50% (kleine EW-Glasflaschen), bei Mehrwegsystemen zwischen 20% (PET) und 60% (kleine MW-Glasflaschen)

günstigen Einwegverpackungen, der größte Teil der Belastungen, nämlich der Transport des Füllguts, nicht erfasst würde.

Auch aus einem anderen Grund erscheint der Vergleich zweier Systeme mit unterschiedlicher Distributionsentfernung vor dem Hintergrund des zugrunde liegenden Bilanzierungsziels nicht sachgemäß: Die Tatsache, dass ein Getränk in einer Verpackungsvariante im Mittel über eine weitere Strecke distribuiert wird als in einer anderen, ist nicht zwangsläufig diesem Verpackungssystem, etwa seiner „Distribuierfreundlichkeit", anzulasten. So könnte diese weitere Strecke auch durch einen geringeren Marktanteil dieses Verpackungssystems und infolgedessen einer geringeren Abfüllerdichte begründet sein. Eine hierdurch hervorgerufene Mehrbelastung dürfte nicht dem Verpackungssystem angerechnet werden.

Wie die im Rahmen dieser Ökobilanz durchgeführte Distributionsanalyse zeigt, sind die Distributionsentfernungen bei Einwegverpackungen zwar durchweg höher als bei Mehrwegverpackungen. Da sich hieraus aber, wie oben ausgeführt wurde, nicht zwangsläufig eine Kausalität ableiten lässt, wurde in Phase 1 der Untersuchung je Füllgut (unter Einbeziehung von Einweg und Mehrweg) mit durchschnittlichen Distributionsentfernungen gerechnet.

Die hieraus abgeleiteten Aussagen sind wegen dieser Durchschnittsbildung nur eingeschränkt zur Beantwortung spezifischer Fragen der unterschiedlichen Akteure anwendbar:

- Die umweltpolitischen Entscheidungsträger erhalten eine Aussage zur Umweltrelevanz bestimmter Getränkeverpackungssysteme unter mittleren Randbedingungen und über die durch diese Verpackungssysteme insgesamt hervorgerufene jährliche Umweltbelastung.
- Abfüller von Getränken erhalten die Möglichkeit, für eine bestimmte Distributionsentfernung (gegebenenfalls auch durch Extrapolation der Ergebnisse) Einschätzungen zu dem aus Umweltsicht vorteilhaftesten Verpackungssystem zu treffen.

Dagegen lassen sich Entscheidungen, wie sie z.B. für den Einzelhandel oder den Verbraucher von Interesse sind, bei denen es neben der Wahl der Verpackung auch eine Wahl der Herkunft des Getränks (z.B. regionaler Einkauf) gibt, nicht aus den vorliegenden Ergebnissen ableiten. Zur Beantwortung dieser Art von Fragen müsste der Untersuchungsgegenstand auf das System „verpacktes Getränk" erweitert werden, d.h. es ist erforderlich, die Bilanz nicht nur auf die Verpackung zu beschränken, sondern auch das Füllgut zu berücksichtigen.

Fazit: Ein Verpackungssystem, das in dieser Ökobilanz als – im Mittel - rela-

tiv günstig für die Umwelt bewertet wurde, kann sich im konkreten Einzelfall auch als ungünstiger herausstellen, wenn die jeweiligen Randbedingungen (vor allem unterschiedlich hohe Distributionsentfernungen) sich zu Ungunsten dieses Systems auswirken.

- Die Ergebnisse der Studie entsprechen einer Momentaufnahme des Verpackungs- und Getränkemarktes im Jahre 1996. Sie berücksichtigen dabei, gemäß dem Untersuchungsrahmen, nicht das unterschiedliche Entwicklungspotenzial der Verpackungssysteme.

  Bezüglich dieses Entwicklungspotenzials lassen die untersuchten Systeme eine gewisse Asymmetrie erkennen: Während die Einwegverpackungen im Laufe der Zeit hinsichtlich Materialeinsparung und Logistik kontinuierlich verbessert wurden, geht eine entsprechende Optimierung bei Mehrwegsystemen naturgemäß erheblich langsamer vonstatten. Am Beispiel des Vergleichs zwischen der GDB-Mehrweg-Glasflasche (Systeme 01 und 17) und den untersuchten PET-Mehrwegflaschen (Systeme 04, 19 und 20) wird dieses auf dem Mehrwegsektor vorhandene Optimierungspotential deutlich (siehe Kap. 5.2.1.2.3, 5.2.4.2.2 und 5.2.4.2.3). Auch im Untersuchungsbereich „Verpackungssysteme für CO_2-haltige Getränke (Sofortverzehr)" (siehe Kap. 5.2.5) stehen sich weitgehend optimierte Einwegsysteme und ein relativ altes, wenig optimiertes Mehrwegsystem mit hohem Verpackungsgewicht gegenüber.

- Die Ergebnisse haben nur auf der Grundlage und im Zusammenhang mit der vorher festgelegten Funktion Gültigkeit (zur Festlegung der Funktion siehe Kap. 1.2.1.1). Sie verlieren diese Gültigkeit, wenn die Verpackungssysteme darüber hinaus (etwa aufgrund einer besonderen Eigenschaft des Füllguts) weitere Funktionen erfüllen müssen. So sind die Ergebnisse zum Verbundkarton (System 06) auf stilles Wasser beschränkt, da dieses Verpackungssystem aus Stabilitätsgründen nicht für CO_2-haltiges Wasser geeignet ist. Bei den Verpackungssystemen für Wein kann in Einzelfällen die langfristige Lagerfähigkeit eine weitere Anforderung sein, die von der Kartonverpackung (System 28) ggfs. nicht erfüllt wird oder die den Einsatz von Mehrwegsystemen fragwürdig erscheinen lässt.

- Die Umweltaspekte „Staub" und „AOX", die sich für einige der betrachteten Systeme als mengenmäßig sehr relevant erweisen, sind Summenparameter, die sowohl ökologisch bedenkliche als auch harmlose Einzelstoffe umfassen. Sie können daher hinsichtlich ihrer ökologischen Relevanz nicht beurteilt werden. Alle Ergebnisse und daraus abgeleiteten Aussagen sind unter dieser Einschränkung zu verstehen.

5.3.4 Signifikanz der Ergebnisse

Die Bewertungsmethode des Umweltbundesamtes [UBA 1999] sieht u.a. vor, die den untersuchten Systemen zuzuschreibenden Umweltbelastungen mit der gesamten Umweltsituation oder anderen Umweltproblemfeldern ins Verhältnis zu setzen. Der Zweck dieser sog. Signifikanzanalyse ist vor allem, den angesprochenen (z.B. umweltpolitischen) Entscheidungsträger in die Lage zu versetzen, den umweltpolitischen Nutzen einer Entscheidung einzuschätzen.

Mit der Darstellung der Ergebnisse in Einwohnerdurchschnittswerten (EDW), wie sie in den Ergebnissen zur Wirkungsabschätzung (s. Kap. 4.2) dokumentiert ist, ist es möglich, einen Eindruck von der Größenordnung der Ergebnisse zu erhalten. Hierbei ist zu beachten, dass sich die Angaben auf den jährlichen Getränkekonsum in dem jeweiligen Untersuchungsbereich beziehen. Sie beschreiben also den (hypothetischen) Fall, der einträte, wenn der gesamte Jahresverbrauch des jeweiligen Getränkesegments in dieses Verpackungssystem abgefüllt würde.

Die Größenordnung der Differenz zwischen den Ergebnissen zweier Systeme lässt sich am Beispiel des Vergleichs zwischen den Systemen 03 (1,0 l-EW-Glasflasche) und 04 (1,5 l-MW-PET-Flasche) darstellen: Hier erreicht z.B. in der Wirkungskategorie Treibhauseffekt das System 03: 170.000 EDW, für das System 04 wurden 30.000 EDW ermittelt, hieraus ergibt sich eine Differenz von 140.000.

Dies bedeutet: Würde das gesamte in Deutschland pro Jahr abgefüllte Mineralwasser (ca. 8 Mrd. Liter) einmal in 1,0 l Einweg-Glasflaschen, das andere Mal in 1,5 l Mehrweg-PET-Flaschen abgefüllt, so würde dies die Emission an Treibhausgasen um den gleichen Betrag reduzieren, wie er von den Einwohnern einer Stadt in der Größe von Heidelberg oder Potsdam verursacht wird. Dieser Betrag entspricht auch 0,17% der Emission an Treibhausgasen in Deutschland.

5.4 Schlussfolgerungen, Empfehlungen

Die Ergebnisse der auf der Basis repräsentativer Durchschnittsdaten für das Bezugsjahr 1996 in den Getränkebereichen Mineralwasser, CO_2-freie Getränke, CO_2-haltige Erfrischungsgetränke und Wein durchgeführten Ökobilanzen für Verpackungssysteme lassen zusammengefasst folgendes Bild erkennen:

- Die bestehenden PET-Mehrwegsysteme sind gegenüber den bestehenden Glas-Mehrwegsystemen in den Getränkesegmenten Mineralwasser und CO_2-haltige Erfrischungsgetränke aus Umweltsicht vorzuziehen.
- Zwischen den bestehenden Glas-Mehrwegsystemen und Getränkekartonverpackungs-Systemen lässt sich in den Getränkesegmenten Mineralwasser,

CO_2-freie Getränke und Wein mit der hier durchgeführten Bewertungsmethode kein umfassender ökologischer Vor- oder Nachteil erkennen.

- Glas-Einwegsysteme sowie Getränkedosensysteme aus Weißblech und Aluminium zeigen im Getränkebereich CO_2-haltige Erfrischungsgetränke gegenüber vergleichbaren Mehrwegsystemen deutliche ökologische Nachteile.
- Diese Umweltbelastungen liegen in Größenordnungen, die denen von einigen 10.000 bis einigen 100.000 Bundesbürgern verursachten entsprechen oder im Bereich um 0,1% der Gesamtbelastung in Deutschland.

Die Ergebnisse lassen sich nicht unmittelbar auf andere Getränkesegmente übertragen. Es ist außerdem hervorzuheben, dass die Ergebnisse sehr stark von den zugrundeliegenden Randbedingungen (insbesondere der Distributionsentfernung) abhängen, und die Aussagen daher nicht auf jeden konkreten Einzelfall übertragen werden können.

Die Untersuchungen lassen aus Sicht des Umweltbundesamtes folgende Empfehlungen zu:

- Die Getränkedistribution (Transportprozesse) trägt zu einem erheblichen Maße zu den Ergebnissen der Ökobilanz bei. Dies wird bei Mehrweg-Verpackungssystemen bereits aus den vorliegenden Ergebnissen deutlich. Bei einer Einbeziehung des Füllgutes wird sich diese Relevanz der Distribution voraussichtlich auch bei Einwegverpackungen erweisen. Bei weiteren umweltpolitischen Aktivitäten im Getränkeverpackungsbereich sollte der Bereich der Distribution stärker in den Vordergrund gerückt werden.
- Die zur Beantwortung noch offener Fragen notwendige zusätzliche Berücksichtigung des Füllguts in der Ökobilanz sollte in die in der 2. Phase zu bearbeitenden Szenarien einbezogen werden.
- Zur Behebung der o.g. Asymmetrien, die zum Teil zwischen Einweg- und Mehrwegsystemen hinsichtlich ihres technologischen Standes bestehen, sollten in der 2. Phase zukunftsweisende Mehrwegsysteme (z.B. PET-Mehrweg im Sofortverzehr-Bereich) untersucht werden.

Literatur

[APME 1993-97] APME (European Center for Plastics in the Environment): Eco-Profiles of the European Plastics Industry). Reports 3,4,6 and 8, Brüssel.

[ATV 1998] Abwassertechnische Vereinigung (Hrsg.): Regelwerk Abwasser – Abfall, ATV-Merkblatt M766 Abwasser der Erfrischungsgetränke, der Fruchtsaft-Industrie und der Mineralbrunnen. Hennef, 1998

[Bilitewski 1992] Bilitewski, B; Härdtle, G.; Marek, K.: Abfallwirtschaft. Eine Einführung. 2. Aufl. Springer-Verlag. Berlin, Heidelberg, New York. 1992.

[Butz 1997] Butz, W.: Klimarelevanz von Deponiegasemissionen. Aus Rettenberger, G., Stegmann, R.: Neue Aspekte der Deponiegasnutzung. Trierer Berichte zur Abfallwirtschaft Bd. 11. Economia-Verlag. Bonn. 1997.

[BUWAL 1991] Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (Hrsg.): Ökobilanz von Packstoffen. Schriftenreihe Umwelt Nr. 132. Bern, 1991

[BUWAL 1998] Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (Hrsg.): Ökoinventare für Verpackungen; Schriftenreihe Umwelt Nr. 250. Bern, 1998

[Crown 1998] Telefax Crown Bender GmbH, Frankental vom 27. 10. 1998

[DB-AG 1997] Deutsche Bahn AG.: Gesamtkostenrechnung 1996, Mainz 1997

[DIN 1997] DIN EN ISO 14040: Ökobilanz. Prinzipien und allgemeine Anforderungen. Deutsche Fassung vom August 1997. Deutsches Institut für Normung e.V., Berlin.

[DSD 1996] Duales System Deutschland GmbH: Geschäftsbericht 1996.

[EAA 1996] European Aluminium Association (Hrsg.): Ecological Profile Report for the European Aluminium Industry. Brussels (B), 1996

[ETH 1996] ETH-Zürich: Ökoinventare für Energiesysteme. 3. Auflage. Zürich, 1996

[FVB 1998] Schreiben FV Behälterglasindustrie e. V. vom 16. 11. 1998

[Gallenkemper 1997] B. Gallenkemper, G. Herder-Altepost, Nachsorgemaßnahmen und Rückstellungsberechnungen für Siedlungsabfalldeponien, in: Hösel/Schenkel/Schnurer (Hg), MüllHandBuch, Nr. 4627, Lieferung 5/97

[GEMIS 1997] Hessisches Ministerium für Wirtschaft und Technik (Hrsg.): Fritsche, U. et al. Gesamtemissionsmodell integrierter Systeme(GEMIS), Version 3.0, Wiesbaden, 1997

[GVM 1996] Gesellschaft für Verpackungsmarktforschung: Marktanalyse/ Marktübersicht zum FE-Vorhaben FKZ 103 50 504 des Umweltbundesamtes. Wiesbaden, 1996

[GVM 1997a] GVM: Recycling-Bilanz für Verpackungen 1996. 5. Ausgabe Dez. 1997

[GVM 1997b] GVM, interne Berechnung im Kontext der Studie: Entwicklung der Abfallbelastung durch Getränkeverpackungen. i.A. der AGVU, Bonn. Juni 1997

[Hassel 1994] Hassel, D. et al.: Ermittlung von Abgas-Emissionsfaktoren von Straßenfahrzeugen in der Schweiz. Teil 2. Schwere Motorwagen. Im Auftrag des BUWAL, 1994. In: UBA, 1995

[Hassel 1995] Hassel, D. et al.: Abgas-Emissionsfaktoren von Nutzfahrzeugen in der Bundesrepublik Deutschland für das Bezugsjahr 1990. Im Auftrag des Umweltbundesamtes Berlin, 1995

[Hexel 1992] Hexel, G.: Ökobilanz Aluminiumanrollverschluß 28 mm Durchmesser mit EL-Dichtung. Braunschweig, 1992

[Heyer 1997] Heyer, K.U., Stegmann, R. 1997: Untersuchungen zum langfristigen Stabilisierungsverlauf von Siedlungsabfalldeponien. in: Umweltbundesamt (1997)

[ifeu 1994] ifeu-Institut: Ökobilanzen für Verpackungen. Teilbericht: Energie - Transport – Entsorgung. Heidelberg, März 1994

[IPCC 1996] Climate change. Report to the United Nations 1996. Intergovernmental Panel on the Climatic Change. New York (USA), 1996.

[ISO 14040] International Organisation of Standardization (Hrsg.), ISO 14040:1997, Environmental management - Life cycle assessment -Principles and framework, Genève, Juni 1997

[ISO 14041] International Organisation of Standardization (Hrsg.), ISO 14041:1998, Environmental management - Life cycle assessment – Goal and scope definition and life cycle inventory, Genève, 1998

[ISO 14042] International Organisation of Standardization (Hrsg.), ISO 14042:2000,

[ISO 14043] International Organisation of Standardization (Hrsg.), ISO 14043:2000, Environmental management - Life cycle assessment - Life cycle interpretation, Genève, 2000

[Klöpffer 1995] Methodik der Wirkungsbilanz im Rahmen von Produkt-Ökobilanzen unter Berücksichtigung nicht oder nur schwer quantifizierbarer Umwelt-Kategorien, UBA-Texte 23/95. Berlin, 1995.

[Krümpelbeck 1990] Krümpelbeck, I. 1990: Abschätzung des Deponieverhaltens aus Überwachunsdaten von Deponien. in Umweltbundesamt(1997).

[Öko-Institut 1996] Öko-Institut e. V. (Hrsg.), Gensch, C.O: Vergleich von Weinflaschenverschlüssen unter ökologischen Gesichtspunkten. Naturkorkenverschluß versus Aluminiumdrehverschluß. Im Auftrag des Deutschen Korkverbands. Abschlußbericht. Freiburg, 1996

[Prognos 1997] Die Zukunft des Entsorgungsmarktes. Bd. I: Siedlungsabfälle. Basel, Köln, Berlin: Prognos, 1997.

[Projektgemeinschaft Lebenswegbilanzen 1992] Projektgemeinschaft Lebenswegbilanzen (FhG/ILV, GVM, IFEU) (1992): Methode für Lebenswegbilanzen von Verpackungssystemen; München, Heidelberg, Wiesbaden, in: Schmitz, St.; Oels, H.-J.; Tiedemann, A.: Ökobilanz für Getränkeverpackungen, UBA-Texte 52/95, Anhang IV; Berlin.

[Reinhardt 1997] Reinhardt, G., Kaltschmitt, M.: Nachwachsende Energieträger. Grundlagen, Verfahren, ökologische Bilanzierung. Vieweg Verlag 1997

[Rettenberger 1997] Rettenberger/Schneider: Überblick über die Anforderungen und den Stand der Sickerwasserreinigungstechnik. Aus Rettenberger, G. (Hrsg.): Wirtschaftlicthe Sickerwasserreinigung. Trierer Berichte zur Abfallwirtschaft Bd. 10. Economia-Verlag. Bonn 1997

[SAR] Süddeutsche Altglas Rohstoff GmbH, Recycling statt Müll, Bad Wurzach ohne Jahresangabe

[Schäfer 1998] Vortragsskript J. Schäfer GDA vom 17.3.98, GDA, Bonn

[Schmidt 1998] Schmidt, M., Höpfner, U. (Hrsg.): 20 Jahre ifeu-Institut. Braunschweig, 1998

[Sekundär-Rohstoffe 08/98] Fachzeitschrift für Rohstoffhandel, Kreislaufwirtschaft und Recyclingtechnik 15. Jahrgang, Heft. 07-08/98, Gauting, 1998

[StaBa 1997] Statistisches Bundesamt (Hrsg): Beschäftigung Umsatz und Energieversorgung der Unternehmen und Betriebe im Bergbau und im verarbeitenden Gewerbe. Fachserie 4, Reihe 4.1.1: Energieeinsatz, Wiesbaden, 1997

[Stern 1997] Stern, R.: Bewertung des Beitrags von Produkten zur Photooxidantienbildung im Rahmen von Ökobilanzen auf der Basis photochemischer Modellrechnungen. Methodenpapier zur Ökobilanz „Graphische Papiere" im Auftrag des Umweltbundesamtes UFOPLAN FKZ 10350120.

[Sturm 1992] Sturm, Norbert: Zur Umweltverträglichkeit von Getränkeverpackungen. Hamburg: Dr. Kovac, 1992. S. 34

[Thome-Kozmiensky 1994] Thome-Kozmiensky, Karl J.: Thermische Abfallbehandlung. 2. Völlig neu bearb. Aufl. EF-Verlag für Energie- und Umwelttechnik GmbH. Berlin. 1994.

[UBA 1995] Umweltbundesamt (Hrsg.): Ökobilanz für Getränkeverpackungen. Datengrundlagen. Berlin, 1995. Unveröffentlicht

[UBA 1995a] Ökobilanz für Getränkeverpackungen, Schmitz, S., H.J. Oels, A.Tiedemann, UBA-Texte 52/95. Berlin, 1995.

[UBA 1997] Umweltbundesamt (Hrsg.): Ökobilanz für Getränkeverpackungen. Zwischenbericht. Basel, Berlin, Nov. 1997. Unveröffentlicht

[UBA 1998] Umweltbundesamt (Hrsg.): Ökobilanz Graphischer Papiere, Endbericht Heidelberg, 1998, zur Veröffentlichung vorgesehen

[UBA 1998a] Giegrich, J., Sturm, K.: Operationalisierung der Wirkungskategorie Naturraumbeanspruchung. Methodenpapier zur Ökobilanz „Graphische Papiere" im Auftrag des Umweltbundesamtes, UFOPLAN FKZ 103 50 120.

[UBA 1999] Umweltbundesamt, Bewertung in Ökobilanzen, Version 1999, UBA Texte 92/99

[Udo de Haes 1996] Udo de Haes, H. (ed.) (1996), Towards a Methodology for Life Cycle Impact Assessment; SETAC Europe; Brussels.

[VDEW 1997] VDEW (Hrsg.), Energiebilanz 1996, AGE (Arbeitsgemeinschaft Energiebilanzen): Frankfurt, 1997.

[Verband Metallv. 1998] Schreiben Verband Metallverpackungen e.V., Düsseldorf vom 21. 9. 1998.

[VIAG 1997] VIAG Continental Can & F.V Behälterglasindustrie: Ökobilanz von Bierverpackungen, 1997. unveröffentlicht

[Weber 1990] Weber, B., Minimierung von Emissionen der Deponie. Veröffentlichungen des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover o. Prof. Dr.-Ing. C.F. Seyfried. H. 74. Hannover.

Glossar

Aggregation: Zusammenfassung von Einzelinformationen in aussagefähigen Summenparametern (z.B. zu Wirkungsindikatoren)

Auswertung: Bestandteil der Ökobilanz, bei dem die Ergebnisse der Sachbilanz oder der Wirkungsabschätzung oder beide mit dem festgelegten Ziel und Untersuchungsrahmen zusammengeführt werden, um Schlussfolgerungen und Empfehlungen zu geben. (DIN EN ISO 14040)

Charakterisierung: Umwandlung der Sachbilanz-Ergebnisse in gemeinsame Einheiten (z.B. CO_2-Äquivalente für Treibhausgase) und die Zusammenfassung der umgewandelten Ergebnisse innerhalb der Wirkungskategorie. (nach ISO 14042; umfassende Definition siehe dort)

Charakterisierungsfaktor: Ein Faktor, der aus einem Modell abgeleitet wurde, das für die Umwandlung der zugeordneten Sachbilanz-Ergebnisse in die gemeinsame Einheit des Wirkungsindikators angewendet wird. (ISO 14042)

Cut-off-Verfahren: Verfahren zur Allokation von Bilanzgrenzen-überschreitenden Sekundärrohstoff-Flüssen, bei dem keine Gutschriften für das Sekundärrohstoff-abgebende System erteilt werden.

Feedstock: Energieträger, die innerhalb des untersuchten Systems nicht zur Energieerzeugung genutzt werden (Beispiel: Öl als Ausgangsmaterial für Kunststoffe)

Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens: Erster Schritt und obligater Bestandteil der Ökobilanz. (siehe hierzu DIN EN ISO 14040, Kap. 4.2 und 5.1)

Indikatorergebnis: siehe Wirkungsindikatorergebnis

Klassifizierung: Zuordnung der Sachbilanz-Ergebnisse in Wirkungskategorien. (nach ISO 14042)

Normierung: Berechnung der Höhe der Wirkungsindikatorergebnisse im Verhältnis zu einem oder mehreren Referenzwert(en). (ISO 14042)

Priorität: Kriterium zur Rangbildung von Wirkungsindikatorergebnissen; setzt sich aus den Kriterien Ökologische Gefährdung, Distance-to-Target und Spezifischer Beitrag zusammen. (zum besseren Verständnis zum Teil auch „ökologische Priorität" genannt, siehe Abschnitt 2.1.2 in der Handreichung „Bewertung in Ökobilanzen" [UBA 1999])

Rangbildung: Einteilung von Wirkungskategorien auf einer ordinalen Skala, z.B. an einer gegebenen Reihenfolge oder Hierarchie, wie hohe, mittlere oder niedrige Priorität. (nach ISO 14042)

Sachbilanz: Bestandteil der Ökobilanz, der die Zusammenstellung und Quantifizierung von Inputs und Outputs eines gegebenen Produktsystems im Verlauf seines Lebenswegs umfasst. (DIN EN ISO 14040)

Sektoralanalyse: Untersuchung der Sachbilanz- und Indikatorergebnisse bezüglich ihrer Herkunft innerhalb der Lebenswegabschnitte (Sektoren) des Systems.

Sensitivitätsanalyse: Systematisches Verfahren zur Einschätzung der Wirkungen der ausgewählten Methoden und Daten auf die Ergebnisse einer Studie (ISO 14041)

Spezifischer Beitrag: Aus der Normierung hergeleitetes Kriterium zur Beschreibung der relativen Größe eines Wirkungsindikatorergebnisses in Bezug auf einen einheitlichen Referenzwert. (siehe Abschnitt 2.2.5 in der Handreichung „Bewertung in Ökobilanzen" [UBA 1999]).

Umweltaspekt (environmental aspect): Bestandteile von Aktivitäten einer Organisation, von Produkten oder Dienstleistungen, die mit der Umwelt in Wechselwirkung treten können. (DIN EN ISO 14040)

Wirkungsabschätzung: Bestandteil der Ökobilanz, der dem Erkennen und der Beurteilung der Größe und Bedeutung von potentiellen Umweltwirkungen eines Produktsystems dient. (DIN EN ISO 14040)

Wirkungs(kategorie-)indikator: Quantifizierbare repräsentierende Darstellung einer Wirkungskategorie. (ISO 14042)

(Wirkungs)indikatorergebnis: Ergebnis der Charakterisierung; wird durch Umwandlung der Sachbilanz-Ergebnisse in Wirkungsindikatoren und Zusammenfassung innerhalb einer Wirkungskategorie erhalten. (nach ISO 14042)

Wirkungskategorie: Klasse wichtiger Umweltthemen, in die die Sachbilanz-Ergebnisse eingeteilt werden können. (ISO 14042)

Anhang 1 Bericht des Critical Review Panels

Abschliessender Prüfbericht zur Studie

Ökobilanz für Getränkeverpackungen II, Endbericht zu Phase I

Begutachtet von:

Frau Adrie de Groot-van Dam, B.Sc., TNO Industrie (Delft, NL)

Prof. Dr. Walter Klöpffer,

Dipl.-Ing. Carl-Otto Gensch,

Dr. Hans-Jürgen Klüppel

Inhalt

1 Einleitung und Aufgabenstellung 3
2 Allgemeiner Eindruck 5
3 Ziel und Untersuchungsrahmen der Studie 6
4 Datensammlung und Datenmanagement 7
5 Sachbilanz 8
6 Wirkungsabschätzung 8
7 Auswertung 12
8 Transparenz des Berichts 15
9 Empfehlungen 16
10 Literatur 16

1 Einleitung und Aufgabenstellung

1996 beauftragte das Umweltbundesamt (UBA) eine Projektgemeinschaft bestehend aus Prognos, dem IFEU-Institut, der Gesellschaft für Verpackungsmarktforschung (GVM) und Pack Force mit einer Studie, deren Zielsetzung es war, möglichst vollständig die Umwelteinflüsse entlang des gesamten Lebensweges von Verpackungssystemen für alkoholfreie Getränke und Wein zu untersuchen und zu vergleichen. Zur Bearbeitung der Fragestellung wurde die Methodik der Ökobilanz (Life Cycle Assessment) in Anlehnung an die ISO-Normen 14040 bis 14043 herangezogen.

In der Studie werden vergleichende Aussagen über Verpackungssysteme vorgenommen, die zur Veröffentlichung bestimmt sind. In diesem Fall ist die Durchführung einer kritischen Prüfung der Ökobilanz nach ISO 14040 Abschnitt 7.3.3 obligatorisch.
Das UBA beauftragte Frau Adrie de Groot-van Dam B.Sc. (TNO Industrie, Niederlande) als Vorsitzende des Prüfungsausschusses. Als weitere unabhängige Sachverständige wurden von der Vorsitzenden

Prof. Dr. Walter Klöpffer,
Dipl.-Ing. Carl-Otto Gensch,
Dr. Hans-Jürgen Klüppel

als Panel-Mitglieder benannt.

Bei der ersten, konstituierenden Sitzung kamen die Panel-Mitglieder mit dem UBA als Auftraggeber überein, dass für die durchzuführende Prüfung über die "Rahmennorm für Ökobilanzen" ISO 14040 hinausgehend auch die konkretisierenden Normen 14041 bis 14043 herangezogen werden sollen. In diesem Zusammenhang ist anzumerken, dass die konkretisierenden Normen 14042 Wirkungsabschätzung und 14043 Auswertung erst während der Laufzeit dieser Ökobilanz verabschiedet worden sind und zu Beginn der Studie erst als Arbeitsentwürfe vorlagen[1]. Die Prüfer trugen diesem Umstand Rechnung, indem schwerpunktmäßig geprüft wurde, ob die vorliegende Ökobilanz dem derzeit realisierbaren Stand der Wissenschaft und Technik auf diesem Gebiet entspricht.

1.1 Ziel und Untersuchungsrahmen der kritischen Prüfung.

Als Ziel des kritischen Prüfungsverfahrens gilt, sicherzustellen, dass:

1) die bei der Durchführung der Ökobilanz angewendeten Methoden mit der internationalen Norm übereinstimmen;
2) die bei der Durchführung der Ökobilanz angewendeten Methoden wissenschaftlich begründet sind und dem Stand der Ökobilanz-Technik entsprechen;
3) die verwendeten Daten in Bezug auf das Ziel der Studie hinreichend und zweckmäßig sind;
4) die Auswertungen die erkannten Einschränkungen und das Ziel der Studie berücksichtigen;
5) der Bericht transparent und in sich stimmig ist.

Die kritische Prüfung und der hier vorliegende Prüfbericht beziehen sich ausschließlich auf Phase 1 (Status-Quo-Analysen) der UBA-Studie[2]. Die anschließende Phase 2 (Prognose) des Vorhabens ist nicht Gegenstand der durchgeführten kritischen Prüfung[3].

---

[1] Die Textvorschläge waren allerdings zum größten Teil verfügbar und haben sich mit Ausnahme der Ausführungen zur Gewichtung nur marginal geändert. Dieser Punkt wird in Kapitel 6.1.4 dieses Prüfberichts weiter ausgeführt.

[2] Das Datum des Abschlussberichts ist Juni 2000, der Extraband (Materialien) ist vom Januar 2000, die Dateien sind vom August 1999.

Bei der durchgeführten kritischen Prüfung wurden alle Stufen der Ökobilanz einschließlich der vom UBA selbst vorgenommenen Auswertung[4] untersucht.

Im Sinne einer umfassenden Prüfung und um dem Auftraggeber und den Erstellern während der Durchführung von Phase 1 (Status-Quo-Ökobilanz) eine Rückmeldung geben zu können, erfolgte die kritische Prüfung phasenweise. Zu den vorgelegten Teilberichten wurden gemeinsame Sitzungen anberaumt, zu denen vom Panel jeweils Anmerkungen und Kommentare vorgelegt wurden:

1. 19. November 1998 - Ziel und Untersuchungsrahmen in Köln
2. 18. März 1999 - Dateneingaben und Sachbilanz-Ergebnisse in Heidelberg[5]
3. 11. April 2000 - Wirkungsabschätzung und Auswertung
4. Am 11. Juli 2000 wurden schließlich der vom UBA vorgelegte endgültige Endbericht[6] und der abschließende Prüfbericht besprochen.

Einschränkungen:

- Die Ziele und vorgesehenen Anwendungen der hier geprüften Ökobilanz werden - wie allgemein üblich und in DIN EN ISO 14040 dargestellt - weder verifiziert noch validiert. Aufgrund der Vielzahl der in Ökobilanzen einbezogenen Daten kann im Rahmen einer kritischen Prüfung zwangsläufig nur eine stichprobenartige Überprüfung von einzelnen Datensätzen erfolgen und geprüft werden, ob das Datenmanagement von der Struktur her gesehen sachlich gerechtfertigt ist und dem Stand der Wissenschaft und Technik entspricht. Daher kann nicht ausgeschlossen werden, dass einzelne Daten fehlerhaft bzw. für die vorgesehene Anwendung nicht zweckmäßig sind.

Es wird darauf hingewiesen, dass der vorliegende Prüfbericht und die Stellungnahmen der Gutachter sowie alle Reaktionen auf Empfehlungen der Gutachter entsprechend der Norm ISO 14040 in den Bericht der Ökobilanz aufgenommen werden müssen.

1.2 Projektbegleitender Ausschuss

Zusätzlich zu den Anforderungen aus DIN EN ISO 14040 wurde ein projektbegleitender Ausschuss eingerichtet. Dieser setzt sich aus Vertretern der Verpackungsindustrie, der Getränkeindustrie und des Getränkehandels sowie weiterer gesellschaftlicher Gruppen wie Verbraucher- und Umweltverbänden zusammen. Er soll den Auftraggeber insbesondere bei der Wahl der der Auswertung zugrunde zu legenden Daten und Steuerparameter sowie bei der Festlegung realistischer Prognoseszenarien für Phase 2 beraten. Ferner soll er die Kommunikation mit den beteiligten industriellen und gesellschaftlichen Kreisen sicherstellen.

Von Seiten des kritischen Prüfungsausschusses präsentierte Frau de Groot-van Dam die vorläufigen Ergebnisse der Gutachter in zwei Sitzungen des projektbegleitenden Ausschusses (am 31. Januar 1999 über Ziel und Rahmen und am 28. Januar 2000 über Sachbilanz einschließlich Datensammlung).

---

[3] In Kapitel 8 werden allerdings Empfehlungen für Phase 2 (Prognoseszenarien) formuliert.
[4] Die Auswertung wurde erst bei der Endversion des Berichts im Juni 2000 Bestandteil der Ökobilanz-Studie.
[5] Im Sommer 1999 wurden die Datenquellen einschließlich Hintergrunddaten sowie das Datenmanagement in einer Sitzung mit dem IFEU-Institut mit den Panelmitgliedern Frau de Groot-van Dam und Herrn Gensch besprochen.
[6] Hierbei handelt es sich um den Abschlussbericht vom Juni 2000 einschließlich Extraband Materialen (Januar 2000).

2 Allgemeiner Eindruck

Die Zusammarbeit von Panel-Mitgliedern und Auftraggeber / Auftragnehmer war von einem kooperativen Stil geprägt. Viele mündliche Bemerkungen und schriftliche Kommentare wurden während der Durchführung der Studie und der Erstellung des Abschlussberichts berücksichtigt. Der Abschlussbericht des Panels wird daher auf die verbleibenden Themen bzw. offenen Fragen beschränkt.

1) Die bei der Durchführung der Ökobilanz angewendeten Methoden stimmen, mit Einschränkungen, mit der internationalen Normreihe ISO 14040 ff. überein; Einzelheiten zu den folgenden Einschränkungen werden später erörtert:
   a) Die Zielgruppen, insbesondere Abfüller und Handelsunternehmen, Hersteller von Packstoffen und Verpackungen, Verbraucher und Umweltverbände sind von Phase 1 (Status Quo Analyse) noch nicht bedient worden.
   b) Datenqualität (Anforderung 14042 bei vergleichender Aussage), siehe auch Kapitel 6.1.5
   c) Leistung, siehe auch Kapitel 3 und 7
   d) Sensitivitätsanalyse, siehe auch Kapitel 7
   e) Signifikanz, siehe auch Kapitel 7
   f) Gewichtung, siehe auch Kapitel 7

   Die Transparenz und Nachvollziehbarkeit des Berichts können als recht gut beurteilt werden und entsprechen den Anforderungen der Norm.

2) Die bei der Durchführung der Ökobilanz angewendeten Methoden sind wissenschaftlich begründet und entsprechen dem Stand der Ökobilanz-Technik.
   Der Bericht enthält viele neue Vorschläge, die von der Fachwelt noch nicht endgültig beurteilt, eingestuft und anerkannt worden sind. Dies gilt u.a. für die neue "Auswertung" nach ISO 14043, die auch Ordnungsaspekte aus ISO 14042 beinhaltet. Auch die Modelle für einzelne Wirkungskategorien sind teilweise neue Vorschläge.

3) Die verwendeten Daten sind unter Berücksichtigung der Machbarkeit in Bezug auf das Ziel der Studie hinreichend und zweckmäßig. Einschränkend ist zu bemerken, dass aus praktischen Gründen Daten unterschiedlicher Qualität (Literaturdaten, Modelle usw.) nebeneinander verwendet werden mussten.

4) Die Auswertungen berücksichtigen die erkannten Einschränkungen und das Ziel der Studie. Wie bereits erwähnt, ist auch die Auswertung in diesem Bericht in Anlehnung an die Norm 14043 sehr neu; auf Einzelheiten wird in Kapitel 7 eingegangen. Bedauerlicherweise stand dieser Methodenbericht den Panel-Mitgliedern nicht früher (zu Beginn der Studie) zur Verfügung. Dies gilt umso mehr, als in Kapitel 5 des Ökobilanz-Berichts einige Teile der Wirkungsabschätzung und Auswertung zusammen behandelt werden.

5) 5) Der Bericht ist transparent und in sich stimmig (siehe auch Kapitel 8). Der Endbericht (Version Juni 2000) ist vollständig und gut strukturiert. Alle Stufen der Ökobilanz sind abgedeckt und die ausgewählten Verpackungssysteme, die Methoden wie auch die Ergebnisse sind beschrieben. Außerdem sind die Ergebnisse grundsätzlich und annäherungsweise nachvollziehbar. Bezüglich der Auswahl der Wirkungskategorien ist der Bericht nicht konsistent. An anderen Stellen ist der Bericht insbesondere für die unterschiedlichen Zielgruppen – auch unter Berücksichtigung der Zielsetzung (vgl. S. 3) - nicht einfach zu lesen und zu verstehen. Dies ist vor allem für diejenigen der Fall, die keine Experten für Ökobilanzen sind bzw. bei denen Ökobilanzen nicht zum Tagesgeschäft gehören.

3 Ziel und Untersuchungsrahmen der Studie

Die Qualität des Berichts hat sich u.a. aufgrund der Berücksichtigung der Empfehlungen des kritischen Prüfungsausschusses deutlich gebessert. (So ist zum Beispiel die funktionelle Einheit auf sechs unterschiedliche funktionelle Einheiten pro Füllgutbereich und nach Grösse - für Sofortverzehr und Vorratskauf - aufgeteilt worden).

Eine kritische Prüfung nach ISO 14040 kann und darf die gewählten Ziele oder Anwendungen einer Ökobilanz-Studie weder verifizieren noch validieren. Daher wird hier auf die Normenforderungen zum Rahmen der Studie, zur Formulierung der Ziele und Festlegung der Zielgruppen eingegangen. Diese Festlegungen sind für die Arbeit des kritischen Prüfungsausschusses besonders wichtig, weil sie die Begutachtung der übrigen Teile der Ökobilanz ermöglichen und damit die Basis der durchgeführten kritischen Prüfung darstellen.

Außerdem muss angemerkt werden, dass sich die Aufgabe des kritischen Prüfungsausschusses auf Phase 1 (Status-Quo-Analyse) beschränkt, obwohl im Ökobilanz-Bericht an einigen Stellen bereits auf Phase 2 (Prognose) verwiesen wurde.

In den Zielen wird festgelegt, dass aus den Schlussfolgerungen Empfehlungen für die beteiligten Akteure abgeleitet werden sollen. Diesem Anspruch wird jedoch nicht Genüge getan. Dies ist insofern relevant, als die Normen 14040 und 14043 eine angemessene Darstellung der Ergebnisse in Bezug auf die Zielgruppen und die vorgesehene Anwendung der Ökobilanz fordern. Teilweise lässt sich dies dadurch erklären, dass Phase 2 noch nicht durchgeführt worden ist. Trotz dieser Abweichung wurde nach Meinung des Panels bereits teilweise eine Versachlichung der Diskussion der Umwelteffekte von Getränkeverpackungen erreicht.

Die Ökobilanz-Studie bezieht sich auf den Getränkeverbrauch in Deutschland im Jahr 1996. Im Abschlussbericht ist nachvollziehbar beschrieben, welche Verpackungssysteme untersucht worden sind und welche Auswahlkriterien zugrunde lagen. Wichtige Parameter der Verpackungssysteme sind in Beilage 2 und in Abb. 2.1 ff. angegeben. Bei der Auswertung sollten die Unterschiede zwischen den untersuchten Verpackungssystemen, insbesondere die Leistung, diskutiert werden. Das UBA nimmt an, dass Minimalanforderungen schon allein deshalb erfüllt werden, weil alle untersuchten Verpackungssysteme auf dem Markt sind. Dies berücksichtigt jedoch nicht die Unterschiede bei zusätzlichen Funktionen (siehe u.a. bei Weinverpackungen) und andere erwähnte Abweichungen (siehe auch Fußnote 5 auf Seite 5 und Distributionsunterschiede auf Seite 72).

Als Abschneidekriterien für Inputs wurden „die Masse und eine Relevanzprüfung in Bezug auf umwelt- und gesundheitsschädliche Stoffe" berücksichtigt. DIN EN ISO 14041 fordert - verpflichtend bei Vergleichen - die Einbeziehung von Masse, Energie und Umweltrelevanz.
Im Hinblick auf die Anwendung von Abschneidekriterien bei der Festlegung der Systemgrenzen fordert die DIN EN ISO 14041 bei vergleichenden und zur Veröffentlichung vorgesehenen Studien eine Analyse der Stoff- und Energieströme nach den Kriterien Masse, Energie und Umweltrelevanz, um die Einbeziehung (bzw. den Ausschluss) zu ermitteln. Zudem muss die abschließende Sensitivitätsprüfung der Input- und Outputdaten die angegebenen Kriterien enthalten.
In der vorliegenden Studie wird diese Anforderung der Norm formal nicht eingehalten. Nach den Ausführungen im Bericht erfolgte hier die Anwendung des Kriteriums Masse mit anschließender Relevanzprüfung der ausgeschlossenen Materialien und ihrer Vorketten in Bezug auf umwelt- und gesundheitsschädliche Stoffe (siehe Kapitel 1.2.1.4, S. 9). Damit wird das Kriterium Energie

nicht berücksichtigt und es erfolgt keine abschließende Sensitivitätsprüfung, bei der alle oben erwähnten Kriterien berücksichtigt werden.
Im Rahmen der Besprechung des Datenmanagements mit Vertretern des IFEU-Instituts konnte festgestellt werden, dass die Relevanzprüfung der ausgeschlossenen Materialien und ihrer Vorketten nicht nach festen Kriterien, sondern (wie bei vielen anderen Ökobilanzen üblich) auf der Grundlage von Erfahrungswissen erfolgte und dabei auch das Kriterium Energie mit einbezogen wurde. Auch wenn damit die Anforderungen der Norm noch nicht vollständig erfüllt wurden, ist diese Vorgehensweise aus der Sicht des Panels vertretbar. Zudem sind keine ergebnisrelevanten Einflüsse zu erwarten.

4 Datensammlung und Datenmanagement

Bei der Festlegung des Untersuchungsrahmens werden im vorliegenden Abschlussbericht u.a. Anforderungen an die einzubeziehenden Daten und die Datenqualität berücksichtigt (vgl. Kap. 1.2.1.8, S. 12 f.); demnach sollen die Daten

1. den festgelegten geographischen, zeitlichen und technologischen Rahmen möglichst repräsentativ widerspiegeln,
2. allgemein zugänglich und veröffentlichungsfähig sein und
3. für den Getränkeverbrauch in Deutschland im Jahr 1996 repräsentativ sein.

Die Verfahren der Datensammlung werden beschrieben und begründet, die Datenquellen aufgeführt und die gebildeten Datenmodule anhand der im Materialband enthaltenen Standardberichtsbögen qualitativ und quantitativ nachvollziehbar beschrieben. Die für die Sachbilanz herangezogenen Daten selbst sind im Hinblick auf die Zielsetzung und den Untersuchungsrahmen der Studie größtenteils sinnvoll; in folgenden Punkten bestehen allerdings Bedenken:

- Für die Grundstoffherstellung Aluminium (Kap. 2.5.1.3) wird auf der Grundlage von Verbandsangaben ein Energiemodell zugrunde gelegt, das sich durch einen sehr hohen Anteil an Wasserkraft auszeichnet. Es bestehen erhebliche Bedenken, ob dieser Stromsplit sachlich und methodisch gerechtfertigt ist. In der Studie erfolgen zwar Sensitivitätsanalysen zu diesem Problembereich (Variation der Emissionsfaktoren der Kraftwerke sowie Variation des Sekundäraluminiumeinsatzes; siehe Kap. 5.2.5.3), der Stromsplit selbst wird allerdings nicht variiert. Einschränkend kann jedoch festgestellt werden, dass die Unsicherheiten bei der Modellierung der Aluminiumherstellung im Hinblick auf die Ergebnisse in den hier untersuchten Verpackungsbereichen und unter den zugrunde gelegten Randbedingungen nicht relevant sind. Bei der Durchführung von Phase 2 des Vorhabens sollte allerdings eine Überarbeitung der Daten erfolgen.
- Die Sachbilanz basiert weitgehend auf öffentlich zugänglichen Datensammlungen wie BUWAL 132, BUWAL 250 und GEMIS sowie den veröffentlichten Informationen einzelner Industrieverbände wie APME (Kunststoffe), der Weißblechindustrie oder des europäischen Aluminiumverbandes. Des Weiteren wurden bei einigen Modulen (z.B. Transporte, Deponie, Müllverbrennung) generische Datensätze und Modelle des IFEU-Instituts herangezogen. Durch die unterschiedlichen Datenbasen werden zwangsläufig auch verschiedene Modellierungsansätze verwendet (z.B. 50 Jahre Betrachtungszeitraum für Deponie) und Allokationsmethoden (z.B. APME). Die Prüfer gehen davon aus, dass das Ergebnis der Studie durch diese unvermeidbaren Inkonsistenzen nicht wesentlich beeinflusst wird. Ein expliziter Hinweis der Projektgemeinschaft zu diesem Punkt fehlt allerdings.

5 Sachbilanz

Die Qualität des Endberichts (d.h. Formulierungen und Nachvollziehbarkeit insbesondere der Eingabedaten) hat sich aufgrund der Berücksichtigung früherer Empfehlungen des kritischen Prüfungsausschusses deutlich verbessert.

In der Ökobilanz Studie wird für systemübergreifende Sekundärrohstoffe ein neuartiges Allokationsverfahren eingeführt. Dieses ist nach Ansicht der Prüfer insgesamt sinnvoll und methodisch gerechtfertigt; die Kritik bezieht sich hier eher auf die zugrunde gelegten Datenquellen. Hier wurden zum Teil Annahmen bzw. nicht überprüfbare Angaben von Einzelunternehmen zu Sekundärrohstoff-Einsatzquoten zugrunde gelegt. Darüber hinaus stellt das zur Herleitung der Quoten für die Berechnung der Gut-/Lastschriften (Bezug auf Inlandsstatistik trotz europäisch geprägter Märkte; Produktions- statt Verbrauchsdaten; siehe Kap. 2.6.4) gewählte Prinzip streng genommen einen Methodenbruch dar. Allerdings ist zu betonen, dass diese problematischen Punkte durch Sensitivitätsbetrachtungen angemessen behandelt werden. Wünschenswert wäre allerdings die Einbeziehung einer weiteren Sensitivitätsanalyse gewesen. Bei den in Phase I einbezogenen Verpackungssystemen hatte – wie die durchgeführten Sensitivitätsbetrachtungen zeigen – das angewandte Allokationsverfahren im Hinblick auf die bilanzierten Ergebnisse nur eine untergeordnete Bedeutung. Demgegenüber ist für Phase 2 davon auszugehen, dass das Allokationsverfahren eine höhere Relevanz einnehmen wird und insbesondere die Datengrundlagen des Gut-/Lastschriftverfahrens ergebnisentscheidend sein werden. In Kapitel 9 hat das Panel entsprechende Empfehlungen formuliert.

6 Wirkungsabschätzung

Nach ISO 14040 muss in einer Ökobilanz, die eine zur Veröffentlichung bestimmte vergleichende Aussage enthält, eine Wirkungsabschätzung durchgeführt werden. Die Wirkungsabschätzung ist die dritte Phase der Ökobilanz nach ISO 14040. Neben den verbindlichen Teilen der Wirkungsabschätzung:

- Auswahl der Wirkungskategorien, Wirkungsindikatoren und Charakterisierungsmodelle,
- Zuordnung der Sachbilanzergebnisse (Klassifizierung) und
- Berechnung der Wirkungsindikatorergebnisse (Charakterisierung)

sind auch die nicht verbindlichen (optionalen) Teile der Wirkungsabschätzung in dieser Studie durchgeführt und überprüft worden, und zwar:

- Normierung (Berechnung der Verhältnisse der Wirkungsindikatorergebnisse zu den Bezugsinformationen) und
- Ordnung: Einordnung und eventuelle Rangbildung der Wirkungskategorien.

Eine Gewichtung (mit Verwendung numerischer Faktoren) über die Wirkungskategorien hinweg ist nicht durchgeführt worden, weil diese für vergleichende Aussagen, die veröffentlicht werden, nach ISO 14042 ausdrücklich nicht gestattet ist[7].

[7] Die Wirkungsabschätzung entwickelt sich noch immer weiter (SETAC-Europe WIA-2: H. Udo de Haes et al.: Int. J.LCA 4 (1999) 66-74;167-174). Obwohl die Norm für die Wirkungsabschätzung (ISO 14042) zum Zeitpunkt der Erstellung der Studie noch nicht fertig war, soll ihr Inhalt sinngemäß zur Prüfung herangezogen werden, um für die Panelmitglieder die Frage zu beantworten, ob die bei der Durchführung der Ökobilanz angewendeten Methoden mit der internationalen Norm übereinstimmen. Der einzige Punkt, in dem sich die ISO 14042 tatsächlich geändert hat, ist die Gewichtung. Für vergleichende Aussagen, die veröffentlicht werden, ist Gewichtung nicht mehr gestattet. Ordnung (Einordnung oder Rangbildung) wird als optionale Stufe jedoch gestattet. Der Knackpunkt der Diskussion besteht also darin, dass Gewichtung

Normierung (EDW) und Ordnung (in dieser Studie besonders Rangbildung) sind also optional. Deshalb hat das UBA den Panel-Mitgliedern auch erklärt, dass die Ergebnisse in Kapitel 4 für die weitere Benutzung und Auswertung/Interpretation der Ergebnisse (Tabelle 4.1ff) am wichtigsten sind. In Kapitel 5 des Berichts sind die Ergebnisse der vom UBA durchgeführten Auswertung dargestellt und für jeden Füllgutbereich mit weiteren Ergebnissen der Sektoralanalyse, Vergleichen von Verpackungssystemen und ersten Ergebnissen einiger Sensitivitätsanalysen versehen (siehe auch Kapitel 7).
In Kapitel 5.2 werden die folgende Ergebnisse per Füllgutbereich diskutiert

1) Ergebnisse der Verpackungssysteme per Wirkungskategorie
2) Weitere, nicht zu Indikatoren aggregierte Sachbilanz-Ergebnisse
3) Paarweise Vergleiche der Verpackungssysteme
4) Sensitivitätsanalyse
   Die Ergebnisse der Sensitivitätsanalysen sollten auch graphisch im direkten Vergleich zu den jew. Hauptszenarien dargestellt werden.

Im Hinblick auf die Phase 2 der Studie empfiehlt das Panel daher, die Lesbarkeit und die Transparenz des Berichts dadurch zu erhöhen, indem Begriffe konsistent verwendet werden und Tabellen und Grafiken vom Anfang an besser abgestimmt werden.

6.1 Stufen der Wirkungsabschätzung

6.1.1 Auswahl der Wirkungskategorien

Ab Seite 14 wird die Auswahl der für die Untersuchung verwendeten Wirkungskriterien vorgenommen. Dabei wird auf den Methodenvorschlag zur Wirkungsabschätzung des UBA (internes Papier) Bezug genommen. Gemäß ISO 14042, Abschnitt 5.3, gilt, dass jedes Mal, wenn Wirkungskategorien, Wirkungsindikatoren und Charakterisierungsmodelle in einer Ökobilanz-Studie ausgewählt werden, die damit in Beziehung stehende Information angegeben werden muss. Das Gleiche gilt für die Festlegung neuer Wirkungskategorien, Wirkungsindikatoren und Charakterisierungsmodelle. Die Wirkungsabschätzungsmethoden müssen nach ISO 14042 in den Bericht aufgenommen werden.

Die Auswahl der Wirkungskategorien muss begründet werden. Weiterhin empfiehlt das Panel dem Auftraggeber, deutlich anzugeben, welche Wirkungskategorien weggelassen wurden und aus welchen Gründen (Modelle nicht verfügbar, Datenlücken, usw.)

6.1.2 Charakterisierung

1) Da sich die Wirkungsabschätzung noch immer weiterentwickelt, sind auch die in dieser Studie verwendeten Modelle nicht alle in gleichem Maße akzeptiert. Für die Wirkungskategorien "Photooxidantienbildung (Sommersmog)", "Eutrophierung" und "Naturraumbeanspruchung" wurden in diese Studie neuere Entwicklungen aufgenommen. Dies wird von den Panel-Mitgliedern insgesamt als positiv beurteilt. Des Weiteren gibt es je Wirkungskategorie noch einige Detailbemerkungen:
   a) Photochemische Oxidantienbildung
      i) Im Bericht werden unterschiedliche Bezeichnungen verwendet, z.B. auch Sommersmog.

---

mit Verwendung numerischer Faktoren nicht gestattet ist, Ordnung dagegen optional gestattet ist. Neben den Entwicklungen der ISO 14042 dient dem kritischen Prüfungsausschuss die Arbeit von SETAC-Europe (Udo de Haes, H.A. (ed.): Towards a Methodology for Life Cycle Impact Assessment. SETAC-Europe, Brussels, September 1996, als Ausgangspunkt für die Beantwortung der zweiten Frage des kritischen Prüfungsverfahrens, die lautet: „ Sind die bei der Durchführung der Ökobilanz angewendeten Methoden wissenschaftlich begründet und entsprechen sie dem Stand der Ökobilanz-Technik?"

ii) Positiv zu bewerten ist, dass versucht wurde, ein neues Modell anzuwenden, das auch den Beitrag von Stickoxiden berücksichtigt. Formal ist darauf hinzuweisen, dass dieses Modell noch nicht international anerkannt ist.

b) Aquatische und terrestrische Eutrophierung
   i) Formal ist darauf hinzuweisen, dass diese Aufteilung in aquatische und terrestrische Eutrophierung nicht international anerkannt ist. Es wird aber richtigerweise erkannt, dass der Nährstoffeintrag in Gewässer über Luftemissionen im Vergleich zum direkten Nährstoffeintrag über Abwasser gering ist, so dass die getroffene Aufteilung in aquatische und terrestrische Eutrophierung sachlich gerechtfertigt ist.

c) Treibhauseffekt
   i) Es ist anzunehmen, dass in Tabelle 3.3. die Referenz IPCC 1996 lautet und dass die indirekten Effekte berücksichtigt werden.
   ii) Die Panel-Mitglieder empfehlen, CO_2-Emissionen aus der Verbrennung von regenerativen Energieträgern als zusätzlichen Sachbilanzparameter auszuweisen (nicht jedoch in die Berechnung des GWP aufzunehmen). Dies wäre auch ein Beitrag zur Versachlichung der Diskussion, die als eine der Zielsetzungen genannt wird.

d) Gesundheitsschäden und gesundheitliche Beinträchtigung des Menschen und Schädigung und Beeinträchtigung von Ökosystemen
   i) Zunächst wurde versucht, bei den einzelnen Sachbilanzparametern das Krebsrisikopotential zu berücksichtigen. Da es keine international anerkannten Methoden/Modelle zur Abbildung der Ökotoxizität oder Toxizität gibt, hat das UBA richtigerweise die entsprechenden Sachbilanzergebnisse bei der Auswertung getrennt aufgegriffen.
   ii) Die Einschränkungen zum Krebsrisikopotential werden in der Auswertung nicht mehr aufgegriffen.

e) Ressourcenbeanspruchung
   i) Die grundsätzlich getroffene Konzentrierung auf energetische Ressourcen wird für die hier betrachteten Verpackungssysteme durchaus als sinnvoll beurteilt.
   ii) Rohöl-Ressourcen-Äquivalent: Die darin verwendeten Daten zur statischen Reichweite sind erfahrungsgemäß sehr unsicher. Die gegenseitige Substituierbarkeit einzelner Energieträger wird nur in Bezug auf fossile Energieträger berücksichtigt, erneuerbare und nukleare Energieträger bleiben unberücksichtigt. Mit dem KEA (samt Ausdifferenzierung nach Art der Energieträger) würde dagegen bereits eine geeignete wissenschaftlich und technisch begründete Größe zur Berücksichtigung des Verbrauchs energetisch genutzter bzw. nutzbarer Ressourcen vorliegen.
   iii) Mit dem Indikator Rohöl-Ressourcen-Äquivalent werden die Verpackungsysteme "Getränkekarton" (Systeme 06, 16 und 28) in dieser Wirkungskategorie gegenüber den Vergleichssystemen eindeutig (und teilweise ergebnismäßig) bevorzugt.
   iv) Die Ressource "Wasser" wird bei der Besprechung der Klassifizierung in Abschnitt 4.2 zwar genannt, scheint aber in der weiteren Wirkungsabschätzung und Auswertung nicht mehr aufzutreten. Dadurch werden stark wasserabhängige Systeme tendenziell begünstigt.

f) Naturraumbeanspruchung
   i) Es werden unterschiedliche Bezeichnungen verwendet.
   ii) In den Tabellen, die die Indikatorergebnisse als EDW darstellen (Tab. 5-5, 5-6, 5-7, 5-8, 5-9 und 5-12) werden "Naturraumbeanspruchung Forst" und "Naturraumbeanspruchung Deponie" jeweils zahlenmäßig zusammengefasst, obwohl dies (auch nach Einschätzung des UBA selbst, vgl. S. 249 Mitte) nicht sinnvoll ist.
   iii) Obwohl diese Methode entwickelt vorliegt, ist formal darauf hinzuweisen, dass sie international (noch) nicht anerkannt ist.

6.1.3 Normierung

2) Die Normierung (vom UBA auch "spezifischer Beitrag" genannt) ist ein wichtiger, wenn auch optionaler Bestandteil der Wirkungsabschätzung. Das UBA hat durch Einführung der Einwohnerdurchschnittswerte (EDW) zur Veranschaulichung der Ergebnisse beigetragen.
   a) Die Panel-Mitglieder sind damit einverstanden, dass auf Basis deutscher Vergleichszahlen normiert wird, weil dieses Vorgehen mit dem Ziel und dem Untersuchungsrahmen konsistent ist. Allerdings können die Ergebnisse der Lebenszyklen von importierten Materialien oder Subsystemen wie z.B. AOX von finnischer Frischfaserproduktion stark beeinflusst werden.
   b) Eine zweite Bemerkung ist, dass die Normierung für die verschiedenen Füllgutbereiche unterschiedlich ausfällt, siehe auch Tabelle 3.9.

6.1.4 Ordnung

3) Die Ordnung oder Rangbildung wurde vom Umweltbundesamt weiterentwickelt und enthält ökologische und umweltpolitische Werthaltungen. Der Gutachterkreis hat dazu folgende Anmerkungen:
   a) Als positiv zu beurteilen ist, dass vom UBA eine neue Methode zur Rangbildung[8] entwickelt wurde, die durchaus nachvollziehbar beschrieben ist. Die Panel-Mitglieder hatten die Möglichkeit, diese Methode zu überprüfen. Es bestand jedoch keine Änderungsmöglichkeiten mehr.
   b) Durch die Kombination von "spezifischem Beitrag" (EDW), "Distance to Target" (DtT) und "ökologischer Gefährdung" entsteht eine neue Methode. Die Auswahl der Kriterien ist plausibel, aber weder im UBA-Bericht noch in der Ökobilanz-Studie ausreichend begründet. Der kritische Prüfungsausschuss empfiehlt, die Begründung der Kriterien zu ergänzen.
   c) Die Rangbildung bezieht sich auf einen Vorschlag des Umweltbundesamtes und ist somit nicht allgemein gültig. Auch wenn bei der Bewertung der Wirkungskategorien objektive Informationen über ökologische Wirkungszusammenhänge und den aktuellen Umweltzustand berücksichtigt wurden, ist sie letztendlich, wie jede andere Bewertung, subjektiv.
   d) Die ökologische Priorität ist unterschiedlich bezeichnet: A bis E (UBA Bericht) und 1 bis 5 (Ökobilanz-Studie).
   e) Die ökologische Priorität ist aufgrund der Einbeziehung des spezifischen Beitrags (Normierung) der verschiedenen Verpackungssysteme für jeden Füllgutbereich unterschiedlich (siehe auch Tabelle 3.9).

6.1.5 Datenqualitätsanalyse

Die Datenqualitätsanalyse ist ein für vergleichende Aussagen verbindlicher Punkt der Wirkungsabschätzung (ISO 14042). Der Gutachterkreis stellt fest, dass an dieser Stelle (Abschnitt 3.3.4) keine Datenqualitätsanalyse durchgeführt wird, sondern auf Kapitel 2 (Sachbilanz) verwiesen wird, wo Fragen der Datenqualität behandelt werden. Formell muss festgestellt werden, dass an dieser Stelle die Norm nicht erfüllt ist. Wie im Bericht erwähnt (S. 13), richten sich Auftraggeber und Auftragnehmer nach dem in dem vorgegebenen und finanziellen Rahmen für solche Erhebungen Machbaren. Auf der Grundlage von Sektoralanalysen wurden in der Studie Sensitivitätsbetrachtungen durchgeführt, mittels derer die Datenqualität im Hinblick auf ihre Ergebnisrelevanz erfasst wurde. Als weiterer Kritikpunkt muß angemerkt werden, dass in

[8] Der Knackpunt der Diskussion besteht darin, dass Gewichtung nicht gestattet ist, Normierung und Ordnung (d.h. Einordnung und Rangbildung) für vergleichende zu veröffentlichende Aussagen dagegen gestattet sind (siehe auch Fußnote 2 dieses Berichts).

Abschnitt 5.3 die Signifikanz der Ergebnisse (Abschnitt 3.3.5) nicht mehr aufgegriffen wird, obwohl dies auf S. 165 angekündigt wird.

7 Auswertung

Es ist positiv hervorzuheben, dass die noch neuen Anforderungen aus ISO 14043 aufgegriffen werden und in Kapitel 5.3 eine Beurteilung der Ergebnisse vorgenommen wird (Datenrepräsentativität, Vergleichbarkeit der Systeme, Einschränkungen). Teilweise fehlen jedoch Punkte, die in den vorangegangenen Abschnitten der Ökobilanz-Studie genannt wurden, wie z.B. die Ausführung der Signifikanz der festgestellten Unterschiede (3.3.5 S.165).

Im Kapitel "Auswertung", das vom Umweltbundesamt Berlin geschrieben wurde, werden neben den in ISO 14043 geforderten Bestandteilen auch die optionalen Bestandteile von ISO 14042 Normierung (hier "spezifischer Beitrag" genannt) und Ordnung (Rangbildung) abgehandelt. In der Behandlung dieser Bestandteile ist kein Widerspruch zur letztgenannten Norm zu erkennen, wenn auch die gemeinsame Behandlung mit der Auswertung im Sinne von 14043 nicht streng der in der Normenreihe ISO 14040-43 vorgegebenen Trennung bzw. Reihenfolge der vier Komponenten der Norm entspricht. Die in der Ordnung oder Rangbildung notwendigerweise enthaltenen Werthaltungen sind in diesem Bericht nicht ausdrücklich genannt, werden aber in "Bewertung in Ökobilanzen - Methode des Umweltbundesamtes zur Normierung von Wirkungsindikatoren, Ordnung (Rangbildung) von Wirkungskategorien und zur Auswertung nach ISO 14042 und 14043" (Version 1999) ausführlich beschrieben und in Anhang 3 zusammengefasst.

Eine Gewichtung im Sinne der Norm ISO 14042 (Umwandlung und eventuelle Zusammenfassung der Indikatorergebnisse über Wirkungskategorien hinweg unter Verwendung numerischer Faktoren, die auf Werthaltungen beruhen), die nach derselben Norm für zur Veröffentlichung bestimmte vergleichende Aussagen unzulässig ist, wurde weitestgehend vermieden. Deutlich wird dies beispielsweise dadurch, dass im Vergleich von System 01 (Glas-MW-0,7 l) vs. 06 (Getränkekarton VBK-EW-1,0 l) auf die Ableitung eines ökologischen Vorteils für eines der Systeme verzichtet wurde. Die wörtliche Begründung lautet (S. 261): *"Da ein Aufrechnen von Wirkungsindikatoren unterschiedlicher Priorität* (das heißt wohl: Einordnung oder Rangbildung) *nach der hier zugrundegelegten Bewertungsmethode nicht statthaft ist, lässt sich mit dieser Methode aus der Ökobilanz kein ökologischer Vorteil für eines der beiden verglichenen Systeme 06 und 01 ableiten"*. Daraus lässt sich im Umkehrschluss ableiten, dass das UBA eine solche Aufrechnung bei gleicher ökologischer Priorität nach der zugrundegelegten Methode für statthaft hält. Nur auf Grund der Ergebnisse in der vorliegende Studien kann jedoch keine Verletzung der internationalen Norm abgeleitet werden in Anbetracht der Definition von Gewichtung nach ISO 14042, die auf die Anwendung von numerischen Gewichtungsfaktoren abhebt und in Anbetracht *des vorsichtigen Gebrauchs derartiger paarweise Vergleiche.*
Es muß allerdings konstatiert werden, dass an einigen Stellen der Studie durch die verbal-argumentativ vorgenommene Ergebnisdeutung (gemäß ISO 14043) der paarweisen Vergleiche der Eindruck entsteht, dass doch eine numerische Gewichtung über Wirkungsindikatoren hinausgehend vorgenommen wird. Namentlich sind dies die nachstehenden Abschnitte der Studie:
- letzter Satz 5.2.1.2.1;
- letzter Satz 5.2.1.2.3;

Da andererseits das UBA im Kapitel Auswertung an mehreren Stellen richtigerweise darauf abhebt, dass eine Gewichtung über Wirkungskategorien hinweg nicht normkonform (und

gewollt) ist, geht das Panel davon aus, dass der Eindruck aus den o.a. Textstellen seitens des UBA keineswegs beabsichtigt war.
In Kapitel 5.2 erfolgt getrennt nach Füllgutbereichen eine eingehende Ergebnisdiskussion. Hier sollten aus Sicht der Prüfer auch die Ergebnisse der durchgeführten Sensitivitätsanalysen graphisch im direkten Vergleich mit den jeweiligen Hauptszenarien dargestellt werden.
Desweiteren ist kritisch anzumerken, dass für die Füllgutbereiche Mineralwasser (Sofortverzehr), kohlensäurehaltige Erfrischungsgetränke (Vorratskauf) sowie Wein keine Zusammenfassungen erstellt wurden.

Sensitivitätsanalyse
In Phase 1 (Status-Quo-Analyse) ist die Auswahl der Parameter, für die eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt wird, beschränkt. Dies entspricht auch Ziel und Rahmen von Phase 1. Das Panel empfiehlt jedoch für Phase 2 weitere Sensitivitätsanalysen, wobei die Gefahr besteht, dass alle Ergebnisse kaum in einem Überblick zu präsentieren sind. Allerdings könnten auch bei Phase 1 die unterschiedlichen Annahmen und Systemparameter bei der Auswertung ausführlicher aufgegriffen werden. Dies gilt insbesondere für die Distributionsmodelle, bei denen viele Annahmen aufgeführt werden und anstelle von realistischen Szenarien pro Füllgutbereich nur mengengewichtete Durchschnittswerte zugrundegelegt sind. Wie aus der Analyse hervorgeht, werden die Einwegverpackungen besonders bei größeren Distanzen benutzt (vor allem aus ökonomischen Gründen). Wie das UBA bereits in Kapitel 5.4 empfiehlt, sollte die Distribution auch in Phase 2 weiter untersucht werden, um so zu einer differenzierteren Betrachtung zu gelangen.

Signifikanz
Weiterhin wird in Abschnitt 5.3 die Signifikanz der Ergebnisse (Abschnitt 3.3.5) nicht mehr aufgegriffen, obwohl dies auf S.165 angekündigt wird. Relevant ist dies zum Beispiel beim Vergleich der Systeme 01 (0,7-l-Glasmehrwegflasche) und 06 (1,0-l-Verbundkarton): hier werden die sehr hohen *relativen* Unterschiede bei der aquatischen Eutrophierung sowie bei beiden Kategorien der Naturraumbeanspruchung durch die Rangbildung den eher marginalen Unterschieden bei den anderen Wirkungsindikatoren untergeordnet, ohne dass die Signifikanz der Ergebnisse berücksichtigt wird.

Vergleichbarkeit der Systeme
Gemäß ISO 14040 Abs. 5.1.2.4 muss bei vergleichenden Ökobilanz-Studien vor Auswertung der Ergebnisse die Vergleichbarkeit der Systeme beurteilt werden. Diese müssen unter Anwendung derselben funktionellen Einheiten und äquivalenten methodischen Festlegungen, wie Leistung, Systemgrenzen, Datenqualität, Allokationsverfahren, Kriterien zur Beurteilung von Inputs und Outputs sowie zur Wirkungsabschätzung, verglichen werden. Hinsichtlich dieser Parameter müssen alle Unterschiede zwischen Systemen angegeben und im Bericht aufgeführt werden.

In dieser Ökobilanz ist diese Anforderung erfüllt. Dies gilt jedoch nicht in allen Fällen für die Leistung. Diese ist nicht für alle verglichenen Systeme genügend ähnlich. Des Weiteren gibt es zu den einzelnen Füllgutbereichen folgende Bemerkungen:

1) Mineralwasser (inkl. Quell-, Tafel- und Heilwasser); Vorratskauf
   a) Für die Auswahl der Verpackungssysteme sollte man anmerken, dass die Mehrweg-PET-Flasche (1.5 l) aufgrund wachsender Marktanteile und Bestrebungen, diesen Flaschentyp im Bereich der Mineralbrunnen einzusetzen, in der Ökobilanz untersucht worden ist.
   b) Gleichzeitig wurde der Getränkekarton aus Vergleichsgründen zwar aufgenommen, ist aber nur für stilles Wasser geeignet.
   c) Flaschengrößen von 0,7 und 1,5 l sind nach Meinung des Panels für den Verbraucher nicht völlig vergleichbar.

2) Erfrischungsgetränke (kohlensäurehaltig); Sofortverzehr
   a) Für die Auswahl der Verpackungssysteme wird angemerkt, dass die Leistung der ausgewählten Verpackungssysteme MW-Glas versus Aluminium und Weißblechdosen in Gastronomie und Sofortverzehr schwierig zu vergleichen sind.
3) Wein; Vorratskauf
   a) Seit Beginn der Ökobilanz-Studie haben die Vertreter der Weinwirtschaft auf die Sondersituation des Getränkesektors "Wein" hingewiesen und dabei insbesondere auf den immens hohen Anteil an Importen aufmerksam gemacht. Kein anderer an der UBA-II-Studie beteiligte Getränkesektor hat einen so hohen Importanteil wie der Weinsektor. Von besonderer Bedeutung ist beispielsweise die Situation, dass, wenn die Jahreswitterung das deutsche Erntevolumen unterdurchschnittlich ausfallen lässt, trotz der Mehrweganstrengungen bei deutschem Wein bei gleichzeitiger Erhöhung des Marktanteils ausländischer Weine ein Absinken des Gesamtmehrweganteils für Wein nicht verhindert werden kann. Diese Tatsache beeinflusst auch die Auswahl der Datenquellen. Zusätzliche Probleme ergeben sich dadurch, dass per Konvention nur die Transportentfernungen ab Grenze berücksichtigt werden.
   b) Bezüglich der Auswahl der Verpackungssysteme wird angemerkt, dass der Getränkekarton aus Vergleichsgründen aufgenommen wurde. Seine Funktion ist jedoch nicht völlig mit der von Flaschen vergleichbar (z.B. Lagerfähigkeit, Reifung des Weins).
   c) Als grundsätzliches Problem gilt bei der Weinherstellung weiterhin, dass die Anbauregion nicht frei gewählt werden kann (z.B. Bordeaux) und somit Entfernungen fest vorgegeben sind.

Es mag gute Gründe für die getroffenen Einteilungen geben, die Grenzen der Vergleichbarkeit sollten aber kritisch diskutiert werden.

Transparenz des Berichts

Das Kapitel über die Auswertung ist für die unterschiedlichen Füllgutbereiche gut strukturiert/gegliedert. Es enthält:

1) Die Identifizierung signifikanter Parameter je funktionelle Einheit (5.2.1 – 5.2.6);
2) Eine Beurteilung von Vollständigkeit, Konsistenz und Symmetrie (5.3) und
3) Schlussfolgerungen, Empfehlungen (5.4)

Im Hinblick auf die Identifizierung signifikanter Parameter ist festzuhalten, dass sich diese nicht nur aus der Hierarchisierung der Wirkungskategorien und den Ergebnissen der Sektoralanalyse ergeben, sondern sich auch aus den Ergebnissen und der Sachbilanz sowie aus methodischen Vorgehensweisen ableiten; nennenswert (da zumindest teilweise relevant) sind hier beispielsweise:

- Annahmen zur Entsorgung nicht erwertbarer Abfälle, hier Anteil Deponie/Müllverbrennung (z.B. bei bei Methanemissionen bei Getränkekarton ergebnisrelevant);
- Gutschriftenmodell (das auch tatsächlich diskutiert wird, da es auch im weiteren Text ein signifikanter Parameter ist);
- Auswahl der Systeme, Marktbedeutung (es ist etwa ebenfalls ein signifikanter Parameter aus der Festlegung des Untersuchungsrahmen, wenn die 1.0 l GdB-Leichtglasflasche in Phase 1 nicht untersucht wird);
- Methodik der Rangbildung innerhalb der Wirkungsabschätzung

8 Transparenz des Berichts

Die Norm stellt auch an den Bericht einer Ökobilanz eine Reihe von Anforderungen (vgl. ISO 14040, Punkt 6). So müssen die Ergebnisse der Ökobilanz den angesprochenen Zielgruppen angemessen, vollständig und korrekt mitgeteilt werden. Daneben müssen die Daten, Methoden, Annahmen und Einschränkungen transparent und mit angemessener Ausführlichkeit dargelegt werden. Ferner muss der Bericht es ermöglichen, Ergebnisse und Auswertung in einer Weise anzuwenden, die mit den Zielen der Studie übereinstimmt. Speziell bei vergleichenden Aussagen bestehen darüber hinaus noch weitere Anforderungen (Analyse von Stoff- und Energieflüssen, um deren Einbezug oder Ausschluss zu begründen, Beurteilung der Genauigkeit, Vollständigkeit und Repräsentativität der Daten, Beschreibung der Äquivalenz der verglichenen Systeme, Beschreibung des kritischen Prüfverfahrens).

Grundsätzlich lehnt sich die Struktur der Studie gut an die in ISO 14040 festgeschriebene Vorgehensweise an. Lediglich die Wirkungsabschätzung wurde durch die Arbeitsteilung zwischen der Projektgemeinschaft und dem UBA etwas zerrissen. Insgesamt hat sich die Lesbarkeit des vorliegenden Abschlussberichts gegenüber den vorigen Versionen erheblich verbessert. Dennoch weist die Studie noch Doppelinformation auf, die ihre Transparenz und insbesondere ihre Lesbarkeit erschweren. Dieser Punkt ist aus Sicht des Panels insofern besonders wichtig, als gerade auch Zielgruppen, die nicht Ökobilanz-Experten sind, bedient werden sollten.
Die bei der Auswertung vorgenommenen paarweisen Vergleiche bieten nur einen ausschnitthaften Einblick in die Ergebnisse und werden dem eigentlichen Gehalt der erstellten Ökobilanz nicht gerecht. Unter Umständen können die paarweisen Vergleiche zu Eindrücken und Schlussfolgerungen führen, die bei einem Gesamtvergleich der Systeme innerhalb eines Füllgutbereichs nicht entstehen würden.

Es muss aber auch festgestellt werden, dass eine völlige Transparenz bei Ökobilanzen derart umfangreicher Systeme schwierig zu erreichen ist. Die Wiedergabe aller Daten, Zwischenergebnisse usw. führt in gedruckter Form zu nicht mehr handhabbaren Papiermassen. Dies war beim Entwurf der Fall und konnte jetzt dadurch gelöst werden, dass die Daten in elektronischer Form beim UBA abgerufen werden können. Ob damit die gewünschte Transparenz gegenüber den angesprochenen Zielgruppen erreicht wird, bleibt aus Sicht des Panels allerdings offen. Die Beispiele haben gezeigt, dass die Transparenz des Berichts es nach einiger Einarbeitung erlaubt, die Resultate annäherungsweise nachzuvollziehen.

Im Hinblick auf Phase 2 der Studie empfiehlt das Panel daher, die Lesbarkeit und Transparenz des Berichts dadurch zu erhöhen, dass Begriffe konsistent verwendet und Tabellen und Graphiken vom Anfang an besser aufeinander abgestimmt werden.

9 Empfehlungen für Phase 2 der Studie

Aus der kritischen Prüfung von Phase 1 ergeben sich – ohne Anspruch auf Vollständigkeit und Berücksichtigung der Empfehlungen des projektbegleitenden Ausschusses und weiterer interessierter Kreise - nachstehende Aspekte, die aus Sicht des Panels in Phase 2 berücksichtigt werden sollten:

1. Grundsätzlich sollten in Phase 2 auch innovative Verpackungssysteme angemessen einbezogen werden, die erst in der Pilotphase sind oder derzeit nur geringe Marktbedeutung haben.
2. Ein besonderes Augenmerk sollte dabei auch auf die absehbaren Rahmenbedingungen (Umsetzung TA-Siedlungsabfall, Energiebereitstellung, Euro-Normen für Lkw) und technologischen Optimierungen in der Abfallwirtschaft (etwa Verbesserungen in der Sortierlogistik des DSD) gelenkt werden.
3. Bereits zu Beginn von Phase 2 sollte zusammen mit den beteiligten und interessierten Akteuren ein schlüssiges Konzept erstellt werden, das gewährleistet, dass Auswertung und Ergebnisdarstellung die akteursspezifischen Verantwortlichkeiten und Handlungsfreiräume besser darstellen und berücksichtigen.
4. Zur Gewährleistung der Transparenz und im Sinne einer Versachlichung der Diskussion sollten in Phase 2 zumindest auf der Ebene der Sachbilanz auch Größen dargestellt werden, die in Phase 1 per definitionem ausgeschlossen wurden. Namentlich sind hier zu erwähnen: KEA, differenziert nach fossilen, atomaren und regenerativen Energieträgern sowie CO_2-Emissionen aus der Verbrennung (prinzipiell) nachwachsender Energieträger.
5. Die im Hinblick auf die Energiebereitstellung für die Primäraluminiumerzeugung aufgeführten offenen Punkte sollten angemessen berücksichtigt werden.
6. Schließlich sollten die für die Anwendung des (grundsätzlich für sinnvoll erachteten) Gut-/Lastschriftverfahrens für systemübergreifende Sekundärrohstoffe herangezogenen Datengrundlagen verifiziert und validiert werden. Dabei sollten mittels qualifizierter Marktbetrachtungen auch dynamische Effekte (etwa technische und wirtschaftliche Aufnahmekapazitäten beim Anwachsen von Sekundärrohstoffmengen) adäquat berücksichtigt werden.

10 Literatur

1) DIN EN ISO 14040 Umweltmanagement – Ökobilanz – Prinzipien und allgemeine Anforderungen; 1997
2) DIN EN ISO 14041 Umweltmanagement – Ökobilanz – Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmen sowie Sachbilanz; 1998
3) DIN EN ISO 14042 Umweltmanagement – Ökobilanz – Wirkungsabschätzung; 2000
4) DIN EN ISO 14043 Umweltmanagement – Ökobilanz – Auswertung; 2000
5) Heijungs, R. (ed.) CML Towards a methodology for Life Cycle Assessment, Guide and Backgrounds; 1992
6) Udo de Haes, H.A. (ed.): Towards a Methodology for Life Cycle Impact Assessment. SETAC-Europe, Brussels, September; 1996
7) SETAC -Europe WIA-2: H. Udo de Haes et al.: Int. J.LCA 4 (1999) 66-74;167-174
8) Umweltbundesamt (o.J.): Handbuch Wirkungsabschätzungen (Arbeitstitel); nicht veröffentlichter UBA-interner Entwurf; Berlin
9) Umweltbundesamt, Bewertung in Ökobilanzen, Version 1999, UBA-Texte 92/99

Mitglieder des Critical Review Panel (siehe auch S.18 des Berichts)

Frau Adrie de Groot- van Dam (Vorsitzende)
TNO Institute of Industrial Technology
TNO Building and Construction Research
PO Box 49
NL 2600 AA DELFT
Tel.: 0031 /152/ 69 5235
Fax: 0031 /152/ 69 5335

Herr Dipl. Ing. Carl-Otto Gensch
C/o Öko- Institut e.V.
Postfach 6226
79038 Freiburg
Tel.: 0761/4 52 95-41
Fax: 0761/ 47 54 37

Herr Prof. Dr. Walter Klöpffer
C/o C.A.U. GmbH
Daimlerstrasse 23
63303 Dreieich
Tel.: 06103/ 9 83 28
Fax: 06103/ 9 83 10

Herr Dr. Hans-Jürgen Klüppel
C/o Henkel KgaA
Henkelstrasse 67
40191 Düsseldorf
Tel.: 0211/797-7186
Fax: 0211/ 798-9333

Anhang 2 Definition der Verpackungssysteme

(GVM, 1996/1998)

Definition der Verpackungssysteme

Übersicht der relevanten Packmittel nach Verpackungsstufen

VE = Versandeinheit	
IV = Innenverpackungen	
IV trag. Schicht	Flasche, Dosen, Verbundkarton u.a.
IV Etikett	Etikett, Sleeve, (Orginalitätseti.)
IV Verschlüsse	Anroll, Schraub, Kronenkorken, Bajonett (T.O.) Ausgießer, Korken, Flaschenkapsel
SV = Sammelverpackungen	
SV trag. Schicht	Karton
SV Umhüllung	Karton, Folie
VV = Versandverpackungen	
VV trag. Schicht	Tray, Kasten, Karton, Einsätze
VV Etikett	Etikett
VV Umhüllung	Schrumpffolie
PV = Palettenverpackungen	
PV Palette	Euro-Palette, Brunneneinheitspalette
PV Sicherung	Band, Schnur, Gummi
PV Zwischenlagen	Wellpappe
PV Umhüllung	Schrumpf-, Stretch-Folie

Definition des Verpackungssystems
1. MW-Glasfl. 0,7 l GDB, weiss
Füllgutbereich "Mineralwasser u.a. Wasser"

Füllgut: Mineralwasser

Abfüller: Brunnenbetriebe

Anzahl der IV pro SV		Anzahl der SV pro VE	0		
Anzahl der IV pro VV	12	Anzahl der VV pro VE	48		
Anzahl IV pro VE	576	Anzahl der Lagen einer VE	4	Anzahl VV pro Lage	12

Füllvolumen einer IV in l	0.70	Länge der VE in cm	110.0
spez. Gewicht Füllgut	1.00	Breite der VE in cm	100.7
Masse des Füllgut einer IV in kg	0.70	Masse Füllgut / VE in kg	403.20
Masse der VE in kg	841.96	Masse Verpac-kungen pro VE in kg	438.76

Bestandteil	Bezeichung	Material	Maße in mm	Fläche in cm³	Masse in g	Anzahl pro VE	Anteil
IV trag. Schicht	Flasche, GDB	Glas, weiß	79,0*290		590.0	576	100%
IV Etikett	Etikett (H, B)	Papier	100*97*55	128.5	1.0	576	100%
IV Verschlüsse	Anrollv.	Alu mit Dichtung			1.5	403.2	70%
	Schraubverschluß	HDPE			3.2	172.8	30%
SV trag. Schicht	entfällt					0	
						0	
VV trag. Schicht	Kasten	HDPE	356*275*347		1'400.0	48	100%
						0	
PV Palette	BEP-Brunnen-einheitspalette	Holz	1100*1007*166		30'000.0	1	100%
PV Sicherung	Schnur	PE			18.0	1	100%
Zwischenlagen	entfällt						

Schattierte Felder werden automatisch berechnet!

Anmerkungen:

Flaschen bis 600g. Anrollverschluß auch in der Variante mit Kunststoffsicherungsring.

Definition des Verpackungssystems
2. MW-Glasfl. 0,75 l GDB grün
Füllgutbereich "Mineralwasser u.a. Wasser"

Füllgut: stilles Mineralwasser

Abfüller: Brunnenbetriebe

Anzahl der IV pro SV		Anzahl der SV pro VE	0		
Anzahl der IV pro VV	12	Anzahl der VV pro VE	48		
Anzahl IV pro VE	576	Anzahl der Lagen einer VE	4	Anzahl VV pro Lage	12

Füllvolumen einer IV in l	0.75	Länge der VE in cm	110.0
spez. Gewicht Füllgut	1.00	Breite der VE in cm	100.7
Masse des Füllgut einer IV in kg	0.75	Masse Füllgut / VE in kg	432.00
Masse der VE in kg	847.72	Masse Verpac-kungen pro VE in kg	415.72

Bestandteil	Bezeichung	Material	Maße in mm	Fläche in cm³	Masse in g	Anzahl pro VE	Anteil
IV trag. Schicht	Flasche, GDB	Glas, grün	290*75		550	576	100%
IV Etikett	Etikett (H, B)	Papier	100*97*55	128.5	1.0	576	100%
IV Verschlüsse	Anrollv.	Alu mit Dichtung	30,5*14		1.5	403.2	70%
	Schraubverschluß	HDPE			3.2	172.8	30%
SV trag. Schicht	entfällt					0	
						0	
VV trag. Schicht	Kasten	HDPE	356*275*347		1'400.0	48	100%
						0	
PV Palette	BEP-Brunnen-einheitspalette	Holz	1100*1007*166		30'000.0	1	100%
PV Sicherung	Schnur	PE			18.0	1	100%
Zwischenlagen	entfällt						

Schattierte Felder werden automatisch berechnet!

Anmerkungen:

Flaschen bis 600g. Anrollverschluß auch in der Variante mit Kunststoffsicherungsring (zusätzlich 0,4 g).

Definition des Verpackungssystems
3. EW-Glasfl. 1,0 l Enghals
Füllgutbereich "Mineralwasser u.a. Wasser"

Füllgut: Mineralwasser

Abfüller: Apollinaris, Gerolsteiner u.a.

Anzahl der IV pro SV		Anzahl der SV pro VE	0		
Anzahl der IV pro VV	12	Anzahl der VV pro VE	40		
Anzahl IV pro VE	480	Anzahl der Lagen einer VE	5	Anzahl VV pro Lage	8

Füllvolumen einer IV in l	1.00	Länge der VE in cm	120.0
spez. Gewicht Füllgut	1.00	Breite der VE in cm	80.0
Masse des Füllgut einer IV in kg	1.00	Masse Füllgut / VE in kg	480.00
Masse der VE in kg	726.93	Masse Verpac-kungen pro VE in kg	246.93

Bestandteil	Bezeichung	Material	Maße in mm	Fläche in cm²	Masse in g	Anzahl pro VE	Anteil
IV trag. Schicht	Flasche	Glas, grün	293*71		443.3	480	100%
IV Etikett	Etikett (H, B)	Papier, 75 g	90*109, 90*30	117	0.9	480	100%
IV Verschlüsse	Anroll	Alu mit Dichtung			1.5	336	70%
	Schraubverschluß	HDPE			3.2	144	30%
SV trag. Schicht						0	
						0	
VV trag. Schicht	Karton	Wellpappe	360*268*286		267.7	40	100%
	Einsatz	Graukarton			103.0	20	50%
PV Palette	Euro-Palette	Holz	1200*800*145		22'000.0	1	100%
PV Sicherung	entfällt						
Zwischenlagen	entfällt						

Schattierte Felder werden automatisch berechnet!

Anmerkungen:

Es gibt verschiedene Flaschenformen mit unterschiedlichen Maßen und Gewichten: Gerolsteiner (hier mit Flasche und Karton); Rhodius 267*71, 425,7g HDPE-Ver. 2,9 g; Bad Vilbeler 293*68, 538,6g HDPE-Ver. 3,5g; Selters290*68 539,6g Alu-Anroll 1,3g. Entsprechend variiert auch die Kartongröße. Der Anteil Einsatz ist willkürlich geschätzt.
Die Palettensicherung entfällt, da die Kartons verklebt sind.

Definition des Verpackungssystems
4. MW-PET-Fl. 1,5 l (Bonagua)
Füllgutbereich "Mineralwasser u.a. Wasser"

Füllgut: Mineralwasser u.a. Wässer

Abfüller: Coca-Cola

Anzahl der IV pro SV		Anzahl der SV pro VE	0		
Anzahl der IV pro VV	10	Anzahl der VV pro VE	32		
Anzahl IV pro VE	320	Anzahl der Lagen einer VE	4	Anzahl VV pro Lage	8

Füllvolumen einer IV in l	1.50	Länge der VE in cm	120.0
spez. Gewicht Füllgut	1.00	Breite der VE in cm	80.0
Masse des Füllgut einer IV in kg	1.50	Masse Füllgut / VE in kg	480.00
Masse der VE in kg	606.71	Masse Verpac-kungen pro VE in kg	126.71

Bestandteil	Bezeichung	Material	Maße in mm	Fläche in cm³	Masse in g	Anzahl pro VE	Anteil
IV trag. Schicht	Flasche, Typ Coca Cola	PET	335*93,5		102.9	320	100%
IV Etikett	Etikett	Papier	zweimal 60*123	147.6	1.1	320	100%
IV Verschlüsse	Schraubv.	PP			2.9	320	100%
						0	
SV trag. Schicht	entfällt					0	
						0	
VV trag. Schicht	Eigenkasten Coca-Cola	HDPE	300*400*360		2'265.0	32	100%
						0	
PV Palette	Euro-Palette	Holz	1200*800*145		22'000.0	1	100%
PV Sicherung	Schnur	PE			18.0	1	100%
Zwischenlagen	entfällt						

Schattierte Felder werden automatisch berechnet!

Anmerkungen:

Definition des Verpackungssystems
6. EW-Verbundkarton 1,0 l (TP)
Füllgutbereich "Mineralwasser u.a. Wasser"

Füllgut: stilles Mineral- und Tafelwasser

Abfüller: Milchwerke Herford, Riha, Schönborn Mineralquellen u.a.

Anzahl der IV pro SV		Anzahl der SV pro VE	0		
Anzahl der IV pro VV	12	Anzahl der VV pro VE	60		
Anzahl IV pro VE	720	Anzahl der Lagen einer VE	5	Anzahl VV pro Lage	12

Füllvolumen einer IV in l	1.00	Länge der VE in cm	120.0
spez. Gewicht Füllgut	1.00	Breite der VE in cm	80.0
Masse des Füllgut einer IV in kg	1.00	Masse Füllgut / VE in kg	720.00
Masse der VE in kg	769.77	Masse Verpac-kungen pro VE in kg	49.77

Bestandteil	Bezeichung	Material	Maße in mm	Fläche in cm³	Masse in g	Anzahl pro VE	Anteil
IV trag. Schicht	Karton-Block	Karton/Alu/PE			29.3	720	100%
IV Etikett	entfällt					0	
IV Verschlüsse	entfällt					0	
						0	
SV trag. Schicht						0	
						0	
VV trag. Schicht	Tray	Wellpappe	398*203*168		110.0	60	100%
						0	
PV Palette	Euro-Palette	Holz	1200*800*145		22'000.0	1	100%
PV Sicherung	Stretch-Folie	PE			78.0	1	100%
Zwischenlagen	entfällt						

Schattierte Felder werden automatisch berechnet!

Anmerkungen:

Variante Tetra-Brik

Definition des Verpackungssystems
7. MW-Glasfl. 0,25 l Vichy-Form
Füllgutbereich "Mineralwasser u.a. Wasser"

Füllgut: Mineralwasser

Abfüller: Brunnenbetriebe

Anzahl der IV pro SV		Anzahl der SV pro VE	0		
Anzahl der IV pro VV	20	Anzahl der VV pro VE	60		
Anzahl IV pro VE	1200	Anzahl der Lagen einer VE	5	Anzahl VV pro Lage	12

Füllvolumen einer IV in l	0.25	Länge der VE in cm	120.0
spez. Gewicht Füllgut	1.00	Breite der VE in cm	80.0
Masse des Füllgut einer IV in kg	0.25	Masse Füllgut / VE in kg	300.00
Masse der VE in kg	711.48	Masse Verpac-kungen pro VE in kg	411.48

Bestandteil	Bezeichung	Material	Maße in mm	Fläche in cm²	Masse in g	Anzahl pro VE	Anteil
IV trag. Schicht	Flasche, Vichy (DIN 6075)	Glas, grün	215*57		260.0	1200	100%
IV Etikett	Etikett (H, B)	Papier 75 g	77*83, 70*20	77.91	0.6	1200	100%
IV Verschlüsse	Kronenkork	WB mit Dichtung			2.3	1200	100%
						0	
SV trag. Schicht	entfällt					0	
						0	
VV trag. Schicht	Kasten	HDPE	356*275*258		1'100.0	60	100%
						0	
PV Palette	BEP-Brunnen-einheitspalette	Holz	1100*1007*166		30'000.0	1	100%
PV Sicherung	Schnur	PE			18.0	1	100%
Zwischenlagen	entfällt						

Schattierte Felder werden automatisch berechnet!

Anmerkungen:

Neben der Vichy-Flasche gibt es verschiedene Eigenflaschen der Brunnenbetriebe, die vornehmlich für Premiumprodukte im Gastrobereich eingesetzt werden. Glas meist andersfarbig, Gewichtsbeispiel: Christinen Brunnen 220,7 g.

Definition des Verpackungssystems
8. EW-Glasfl. 0,33 l Enghals
Füllgutbereich "Mineralwasser u.a. Wasser"

Füllgut: Mineralwasser

Abfüller: Brunnenbetriebe

Anzahl der IV pro SV		Anzahl der SV pro VE	0		
Anzahl der IV pro VV	24	Anzahl der VV pro VE	45		
Anzahl IV pro VE	1080	Anzahl der Lagen einer VE	5	Anzahl VV pro Lage	9

Füllvolumen einer IV in l	0.33	Länge der VE in cm	120.0
spez. Gewicht Füllgut	1.00	Breite der VE in cm	80.0
Masse des Füllgut einer IV in kg	0.33	Masse Füllgut / VE in kg	356.40
Masse der VE in kg	548.10	Masse Verpac-kungen pro VE in kg	191.70

Bestandteil	Bezeichung	Material	Maße in mm	Fläche in cm³	Masse in g	Anzahl pro VE
IV trag. Schicht	Flasche	Glas, grün	(Durchmesser) 47*195		150.1	1080
IV Etikett	Etikett (B)	Papier 75 g	70*87	60.9	0.5	1080
IV Verschlüsse	Anrollverschluß	Alu mit Dichtung			1.5	594
	Schraubverschluß	HDPE			3.2	486
SV trag. Schicht						0
						0
VV trag. Schicht	Tray	Wellpappe	260*388*86		103.6	45
						0
PV Palette	Euro-Palette	Holz	1200*800*145		22'000.0	1
PV Sicherung	entfällt					
Zwischenlagen	entfällt					

Schattierte Felder werden automatisch berechnet!

Anmerkungen:

Alternativform für die Flasche (Durchmesser) 48*165, 150,1 g mit Schraubverschluß HDPE 3,1 g; auch für die schlanke Flasche gibt es HDPE-Schraubverschlüsse mit 3,5 g. Außerdem gibt es noch die 0,33 l von Coca-Cola für Bonaqua.

Definition des Verpackungssystems
9. MW-Glasfl. 0,7 l Eh VdF
Füllgutbereich "Getränke ohne CO 2"

Füllgut: Fruchtsaft

Abfüller: Fruchtsaftbetriebe

Anzahl der IV pro SV		Anzahl der SV pro VE	0		
Anzahl der IV pro VV	6	Anzahl der VV pro VE	80		
Anzahl IV pro VE	480	Anzahl der Lagen einer VE	5	Anzahl VV pro Lage	16

Füllvolumen einer IV in l	0.70	Länge der VE in cm	120.0
spez. Gewicht Füllgut	1.04	Breite der VE in cm	80.0
Masse des Füllgut einer IV in kg	0.73	Masse Füllgut / VE in kg	349.44
Masse der VE in kg	676.17	Masse Verpac-kungen pro VE in kg	326.73

Bestandteil	Bezeichung	Material	Maße in mm	Fläche in cm³	Masse in g	Anzahl pro VE	Anteil
IV trag. Schicht	Flasche, VdF	Glas, weiß			448.1	480	100%
IV Etikett	Etikett (H, B)	Papier	230*110	253	1.9	480	100%
IV Verschlüsse	Anrollv.	Alu mit Dichtung			1.5	480	100%
						0	
SV trag. Schicht	entfällt					0	
						0	
VV trag. Schicht	Kasten, VdF	HDPE			1'100.0	80	100%
						0	
PV Palette	Euro-Palette	Holz	1200*800 *145		22'000.0	1	100%
PV Sicherung	Kordel	PE			18.5	1	100%
Zwischenlagen	entfällt						

Schattierte Felder werden automatisch berechnet!

Anmerkungen:

Definition des Verpackungssystems
10. MW-Glasfl. 0,75 l Wh VdF
Füllgutbereich "Getränke ohne CO 2"

Füllgut: Fruchtsaft, -nektare ...

Abfüller: Fruchtsaftindustrie

Anzahl der IV pro SV		Anzahl der SV pro VE	0		
Anzahl der IV pro VV	6	Anzahl der VV pro VE	96		
Anzahl IV pro VE	576	Anzahl der Lagen einer VE	6	Anzahl VV pro Lage	16

Füllvolumen einer IV in l	0.75	Länge der VE in cm	120.0
spez. Gewicht Füllgut	1.04	Breite der VE in cm	80.0
Masse des Füllgut einer IV in kg	0.78	Masse Füllgut / VE in kg	449.28
Masse der VE in kg	787.21	Masse Verpac-kungen pro VE in kg	337.93

Bestandteil	Bezeichung	Material	Maße in mm	Fläche in cm³	Masse in g	Anzahl pro VE
IV trag. Schicht	Weithals-Flasche, VdF	Glas	230*88,8		425.7	576
IV Etikett	Etikett(B, H)	Papier 80 g		179	1.6	576
IV Verschlüsse	Bajonett	WB mit Dichtung	Durch-messer 44		4.5	576
						576
SV trag. Schicht	entfällt					0
						0
VV trag. Schicht	VdF-Kasten	HDPE			700.0	96
						96
PV Palette	Euro-Palette	Holz	1200*800 *1630		22'000.0	1
PV Sicherung	Band	PE			10.0	1
Zwischenlagen	entfällt					

Schattierte Felder werden automatisch berechnet!

Anmerkungen:

Bei 2 Unternehmen werden auch 6 Lagen gepackt, Palettensicherung hier Stretchfolie.

Definition des Verpackungssystems
11. MW-Glasfl. 1,0 l Eh VdF
Füllgutbereich "Getränke ohne CO 2"

Füllgut: Fruchtsaft, -nektare

Abfüller: Fruchtsaftindustrie (ca. 300 Betriebe)

Anzahl der IV pro SV		Anzahl der SV pro VE	0		
Anzahl der IV pro VV	6	Anzahl der VV pro VE	64		
Anzahl IV pro VE	384	Anzahl der Lagen einer VE	4	Anzahl VV pro Lage	16

Füllvolumen einer IV in l	1.00	Länge der VE in cm	120.0
spez. Gewicht Füllgut	1.04	Breite der VE in cm	80.0
Masse des Füllgut einer IV in kg	1.04	Masse Füllgut / VE in kg	399.36
Masse der VE in kg	729.49	Masse Verpac-kungen pro VE in kg	330.13

Bestandteil	Bezeichung	Material	Maße in mm	Fläche in cm³	Masse in g	Anzahl pro VE	Anteil
IV trag. Schicht	Enghals-Flasche, VdF	Glas, weiß,braun	306,5*89,5		630.0	384	100%
IV Etikett	Etikett (B, R, H)	Papier 75 g	100*110, 65*100, 65*43	215.02	1.8	384	100%
IV Verschlüsse	Anrollv.	Alu mit Dichtung			1.6	384	100%
						0	
SV trag. Schicht	entfällt					0	
						0	
VV trag. Schicht	VdF-Kasten	HDPE			1'014.0	64	100%
						0	
PV Palette	Euro-Palette	Holz	1200*800*1510		22'000.0	1	100%
PV Sicherung	Band	PE			10.0	1	100%
Zwischenlagen	entfällt						

Schattierte Felder werden automatisch berechnet!

Anmerkungen:

Definition des Verpackungssystems
12. MW-Glasfl. 1,0 l Wh Euroju.
Füllgutbereich "Getränke ohne CO 2"

Füllgut: Fruchtsaft, Eistee

Abfüller: Fruchtsaftindustrie, v.a. Dittmeyer

Anzahl der IV pro SV		Anzahl der SV pro VE	0		
Anzahl der IV pro VV	6	Anzahl der VV pro VE	80		
Anzahl IV pro VE	480	Anzahl der Lagen einer VE	5	Anzahl VV pro Lage	16

Füllvolumen einer IV in l	1.00	Länge der VE in cm	120.0
spez. Gewicht Füllgut	1.04	Breite der VE in cm	80.0
Masse des Füllgut einer IV in kg	1.04	Masse Füllgut / VE in kg	499.20
Masse der VE in kg	856.93	Masse Verpac-kungen pro VE in kg	357.73

Bestandteil	Bezeichung	Material	Maße in mm	Fläche in cm²	Masse in g	Anzahl pro VE	Anteil
IV trag. Schicht	Weithals-Flasche Eurojuice	Glas, weiß			561.4	480	100%
IV Etikett	Etikett (B, R)	Papier 75g	100*125, 85*98	208.3	1.6	480	100%
IV Verschlüsse	Bajonett	WB mit Dichtung			6.4	480	100%
						0	
SV trag. Schicht	entfällt					0	
						0	
VV trag. Schicht	Kasten	HDPE			780.0	80	100%
						0	
PV Palette	Euro-Palette	Holz	1200*800*145		22'000.0	1	100%
PV Sicherung	Band	PE			10.0	1	100%
Zwischenlagen	entfällt						

Schattierte Felder werden automatisch berechnet!

Anmerkungen:

Es wird auch PE-Stretchfolie 51 g als Palettensicherung verwendet.

Definition des Verpackungssystems
13. EW-Glasfl. 0,75 l Eh
Füllgutbereich "Getränke ohne CO 2"

Füllgut: Fruchtsaft (Hohes C)

Abfüller: Eckes

Anzahl der IV pro SV		Anzahl der SV pro VE	0		
Anzahl der IV pro VV	6	Anzahl der VV pro VE	126		
Anzahl IV pro VE	756	Anzahl der Lagen einer VE	6	Anzahl VV pro Lage	21

Füllvolumen einer IV in l	0.75	Länge der VE in cm	120.0
spez. Gewicht Füllgut	1.04	Breite der VE in cm	80.0
Masse des Füllgut einer IV in kg	0.78	Masse Füllgut / VE in kg	589.68
Masse der VE in kg	838.06	Masse Verpac-kungen pro VE in kg	248.38

Bestandteil	Bezeichung	Material	Maße in mm	Fläche in cm³	Masse in g	Anzahl pro VE	Anteil
IV trag. Schicht	Enghals-Flasche	Glas, braun			273.0	756	100%
IV Etikett	Etikett (B, R, H)	Papier 75 g	64.5*33.5 , 95*100, 80*84	165.36	1.6	756	100%
IV Verschlüsse	Anrollverschluß	Alu mit Dichtung			1.7	756	100%
						0	
SV trag. Schicht						0	
						0	
VV trag. Schicht	Karton	Wellpappe	246*159*239		139.0	126	100%
						0	
PV Palette	Euro-Palette	Holz	1200*800*1640		22'000.0	1	100%
PV Sicherung	Schnur	PE			18.0	1	100%
Zwischenlagen	entfällt						

Schattierte Felder werden automatisch berechnet!

Anmerkungen:

Definition des Verpackungssystems
14. EW-Glasfl. 0,75 l Wh.
Füllgutbereich "Getränke ohne CO 2"

Füllgut: Fruchtsaft

Abfüller: Krings u.a.

Anzahl der IV pro SV		Anzahl der SV pro VE	0		
Anzahl der IV pro VV	6	Anzahl der VV pro VE	125		
Anzahl IV pro VE	750	Anzahl der Lagen einer VE	5	Anzahl VV pro Lage	25

Füllvolumen einer IV in l	0.70	Länge der VE in cm	120.0
spez. Gewicht Füllgut	1.04	Breite der VE in cm	80.0
Masse des Füllgut einer IV in kg	0.73	Masse Füllgut / VE in kg	546.00
Masse der VE in kg	833.32	Masse Verpac-kungen pro VE in kg	287.32

Bestandteil	Bezeichung	Material	Maße in mm	Fläche in cm²	Masse in g	Anzahl pro VE
IV trag. Schicht	Enghals-Flasche	Glas, braun			320.0	750
IV Etikett	Etikett (B, R, H)	Papier 75 g	97*105, 88*85	176.65	1.3	750
IV Verschlüsse	Bajonett	WB mit Dichtung	Durchmesser 57		7.5	750
						0
SV trag. Schicht						0
						0
VV trag. Schicht	Karton	Wellpappe			148.0	125
						0
PV Palette	Euro-Palette	Holz	1200*800*145		22'000.0	1
PV Sicherung	Stretchfolie	PE			205.0	1
Zwischenlagen	entfällt					

Schattierte Felder werden automatisch berechnet!

Anmerkungen:

Definition des Verpackungssystems
15. EW-Glasfl. 1,0 l Wh
Füllgutbereich "Getränke ohne CO 2"

Füllgut: Fruchtsaft

Abfüller: Krings u.a.

Anzahl der IV pro SV		Anzahl der SV pro VE	0		
Anzahl der IV pro VV	6	Anzahl der VV pro VE	96		
Anzahl IV pro VE	576	Anzahl der Lagen einer VE	6	Anzahl VV pro Lage	16

Füllvolumen einer IV in l	1.00	Länge der VE in cm	120.0
spez. Gewicht Füllgut	1.04	Breite der VE in cm	80.0
Masse des Füllgut einer IV in kg	1.04	Masse Füllgut / VE in kg	599.04
Masse der VE in kg	803.73	Masse Verpac-kungen pro VE in kg	204.69

Bestandteil	Bezeichung	Material	Maße in mm	Fläche in cm³	Masse in g	Anzahl pro VE	Anteil
IV trag. Schicht	Flasche, Optimal Form	Glas			285.0	576	100%
IV Etikett	Etikett	Papier 75 g	300*97	291	2.2	576	100%
IV Verschlüsse	Bajonett	WB mit Dichtung	Durchmesser 44		4.7	576	100%
						0	
SV trag. Schicht						0	
						0	
VV trag. Schicht	Tray	Wellpappe	277*186*228		149.2	96	100%
						0	
PV Palette	Euro-Palette	Holz	1200*800*145		22'000.0	1	100%
PV Sicherung	Stretchfolie	PE			240.0	1	100%
Zwischenlagen	entfällt						

Schattierte Felder werden automatisch berechnet!

Anmerkungen:

Gewichte der Flasche bis 328 g (Oberland). Auch Tray mit Schrumpffolie als VV möglich.

Definition des Verpackungssystems
16. EW-Verbundkarton 1,0 l
Füllgutbereich "Getränke ohne CO 2"

Füllgut: Fruchtsaft, Fruchtsaftgetränke, Eis-Tee

Abfüller: Kirberg, WeserGold, Westcliff, Pfanner, Jacobi u.a.

Anzahl der IV pro SV		Anzahl der SV pro VE	0		
Anzahl der IV pro VV	12	Anzahl der VV pro VE	72		
Anzahl IV pro VE	864	Anzahl der Lagen einer VE	6	Anzahl VV pro Lage	12

Füllvolumen einer IV in l	1.00	Länge der VE in cm	120.0
spez. Gewicht Füllgut	1.04	Breite der VE in cm	80.0
Masse des Füllgut einer IV in kg	1.04	Masse Füllgut / VE in kg	898.56
Masse der VE in kg	951.55	Masse Verpac-kungen pro VE in kg	52.99

Bestandteil	Bezeichung	Material	Maße in mm	Fläche in cm²	Masse in g	Anzahl pro VE	Anteil
IV trag. Schicht	Karton-Block	Karton/Alu/PE			29.3	864	100%
IV Etikett	entfällt					0	
IV Verschlüsse	entfällt					0	
						0	
SV trag. Schicht						0	
						0	
VV trag. Schicht	Tray	Wellpappe	40*196*78		77.8	72	100%
						0	
PV Palette	Euro-Palette	Holz	1200*800*145		22'000.0	1	100%
PV Sicherung	Stretch-Folie	PE			78.0	1	100%
Zwischenlagen	entfällt						

Schattierte Felder werden automatisch berechnet!

Anmerkungen:

Gewichte schwanken nach Herstellern und Verwendungsbereich. Beispiel Eistee, Abfüller Pfanner, Gewicht 25,0 g. Zum geringen Teil: HDPE-Ausgießer mit Kappe

Definition des Verpackungssystems
17. MW-Glasfl. 0,7 l GDB, weiss
Füllgutbereich "Erfrischungsgetränke mit CO 2"

Füllgut: Limonaden

Abfüller: Brunnenbetriebe

Anzahl der IV pro SV		Anzahl der SV pro VE	0		
Anzahl der IV pro VV	12	Anzahl der VV pro VE	48		
Anzahl IV pro VE	576	Anzahl der Lagen einer VE	4	Anzahl VV pro Lage	12

Füllvolumen einer IV in l	0.70	Länge der VE in cm	110.0
spez. Gewicht Füllgut	1.04	Breite der VE in cm	100.7
Masse des Füllgut einer IV in kg	0.73	Masse Füllgut / VE in kg	420.54
Masse der VE in kg	859.30	Masse Verpac-kungen pro VE in kg	438.76

Bestandteil	Bezeichung	Material	Maße in mm	Fläche in cm²	Masse in g	Anzahl pro VE	Anteil
IV trag. Schicht	Flasche, GDB	Glas, weiß	79,0*290		590.0	576	100%
IV Etikett	Etikett (H, B)	Papier	100*97*55	128.5	1.0	576	100%
IV Verschlüsse	Schraubverschluß	Alu mit Dichtung			1.5	403.2	70%
	Schraubverschluß	HDPE			3.2	172.8	30%
SV trag. Schicht	entfällt					0	
						0	
VV trag. Schicht	Kasten	HDPE	356*275*347		1'400.0	48	100%
						0	
PV Palette	BEP-Brunnen-einheitspalette	Holz	1100*1007*166		30'000.0	1	100%
PV Sicherung	Schnur	PE			18.0	1	100%
Zwischenlagen	entfällt						

Schattierte Felder werden automatisch berechnet!

Anmerkungen:

Flaschen bis 600g. Anrollverschluß auch in der Variante mit Kunststoffsicherungsring (zusätzlich 0,4 g).

Definition des Verpackungssystems
18. EW-Glasfl. 1,0 l
Füllgutbereich "Erfrischungsgetränke mit CO 2"

Füllgut: Limonaden

Abfüller: Coca-Cola, Pepsi-Cola

Anzahl der IV pro SV		Anzahl der SV pro VE	0		
Anzahl der IV pro VV	12	Anzahl der VV pro VE	45		
Anzahl IV pro VE	540	Anzahl der Lagen einer VE	5	Anzahl VV pro Lage	9

Füllvolumen einer IV in l	1.00	Länge der VE in cm	120.0
spez. Gewicht Füllgut	1.04	Breite der VE in cm	80.0
Masse des Füllgut einer IV in kg	1.04	Masse Füllgut / VE in kg	563.22
Masse der VE in kg	810.14	Masse Verpac-kungen pro VE in kg	246.92

Bestandteil	Bezeichung	Material	Maße in mm	Fläche in cm³	Masse in g	Anzahl pro VE	Anteil
IV trag. Schicht	Flasche	Glas, weiß			387.2	540	100%
IV Etikett	Sleeve	PS	280*180	504	2.8	540	100%
IV Verschlüsse	Schraubverschluß	PP			3.2	540	100%
SV trag. Schicht						0	
						0	
VV trag. Schicht	Karton	Wellpappe	357*275*270		279.8	45	100%
						0	
PV Palette	Euro-Palette	Holz	1200*800*145		22'000.0	1	100%
PV Sicherung	entfällt						
Zwischenlagen	entfällt						

Schattierte Felder werden automatisch berechnet!

Anmerkungen:

Form und Maße wie EW 1,0 l für Mineralwasser. Durch Stanzunterschiede Abweichungen beim Gewicht der VV möglich (Pepsi: 360*268*270 285,2 g).

Definition des Verpackungssystems
19. MW-PET-Fl. 1,0 l GDB
Füllgutbereich "Erfrischungsgetränke mit CO 2"

Füllgut: Limonaden

Abfüller: Brunnen

Anzahl der IV pro SV		Anzahl der SV pro VE	0		
Anzahl der IV pro VV	12	Anzahl der VV pro VE	40		
Anzahl IV pro VE	480	Anzahl der Lagen einer VE	5	Anzahl VV pro Lage	8

Füllvolumen einer IV in l	1.00	Länge der VE in cm	120.0
spez. Gewicht Füllgut	1.04	Breite der VE in cm	80.0
Masse des Füllgut einer IV in kg	1.04	Masse Füllgut / VE in kg	500.64
Masse der VE in kg	620.76	Masse Verpac-kungen pro VE in kg	120.12

Bestandteil	Bezeichung	Material	Maße in mm	Fläche in cm²	Masse in g	Anzahl pro VE	Anteil
IV trag. Schicht	Flasche, GDB	PET mit Schraubkopf	273*82,6		70.8	480	100%
IV Etikett	Sleeve	Kunststoff	260*105	273	1.2	480	100%
IV Verschlüsse	Schraubverschluß	PP			3.2	480	100%
						0	
SV trag. Schicht						0	
						0	
VV trag. Schicht	Kasten, GDB	HDPE	400*300*298		1'550.0	40	100%
						0	
PV Palette	Euro-Palette	Holz	1200*800*145		22'000.0	1	100%
PV Sicherung	Schnur	PE			18.0	1	100%
Zwischenlagen	entfällt						

Schattierte Felder werden automatisch berechnet!

Anmerkungen:

Definition des Verpackungssystems
20. MW-PET-Fl. 1,5 l (C-C)
Füllgutbereich "Erfrischungsgetränke mit CO 2"

Füllgut: Limonaden

Abfüller: Coca-Cola

Anzahl der IV pro SV		Anzahl der SV pro VE	0		
Anzahl der IV pro VV	10	Anzahl der VV pro VE	32		
Anzahl IV pro VE	320	Anzahl der Lagen einer VE	4	Anzahl VV pro Lage	8

Füllvolumen einer IV in l	1.50	Länge der VE in cm	120.0
spez. Gewicht Füllgut	1.04	Breite der VE in cm	80.0
Masse des Füllgut einer IV in kg	1.56	Masse Füllgut / VE in kg	500.64
Masse der VE in kg	629.35	Masse Verpac-kungen pro VE in kg	128.71

Bestandteil	Bezeichung	Material	Maße in mm	Fläche in cm³	Masse in g	Anzahl pro VE	Anteil
IV trag. Schicht	Flasche, Typ Coca Cola	PET	335*93,5		102.9	320	100%
IV Etikett	Etikett	Papier	zweimal 60*123	147.6	1.1	320	100%
IV Verschlüsse	Schraubverschluß	PP			2.9	320	100%
						0	
SV trag. Schicht	entfällt					0	
						0	
VV trag. Schicht	Eigenkasten Coca-Cola	HDPE	300*400*360		2'265.0	32	100%
						0	
PV Palette	Euro-Palette	Holz	1200*800*145		22'000.0	1	100%
PV Sicherung	Schnur	PE			18.0	1	100%
Zwischenlagen	entfällt						

Schattierte Felder werden automatisch berechnet!

Anmerkungen:

Definition des Verpackungssystems
21. MW-Glasfl. 0,33 l (C-C)
Füllgutbereich "Erfrischungsgetränke mit CO 2"

Füllgut: Limonaden

Abfüller: Coca-Cola

Anzahl der IV pro SV		Anzahl der SV pro VE	0		
Anzahl der IV pro VV	24	Anzahl der VV pro VE	40		
Anzahl IV pro VE	960	Anzahl der Lagen einer VE	5	Anzahl VV pro Lage	8

Füllvolumen einer IV in l	0.33	Länge der VE in cm	120.0
spez. Gewicht Füllgut	1.04	Breite der VE in cm	80.0
Masse des Füllgut einer IV in kg	0.34	Masse Füllgut / VE in kg	330.42
Masse der VE in kg	832.74	Masse Verpac-kungen pro VE in kg	502.32

Bestandteil	Bezeichung	Material	Maße in mm	Fläche in cm³	Masse in g	Anzahl pro VE	Anteil
IV trag. Schicht	Flasche	Glas, weiß	245*63,2		425.0	960	100%
IV Etikett	Etikett	Papier	2*80*39	62.4	0.5	960	100%
IV Verschlüsse	Kronenkorken	Weißblech mit Dichtung			2.3	960	100%
						0	
SV trag. Schicht	entfällt					0	
						0	
VV trag. Schicht	Kasten	HDPE	298*441*272		1'741.0	40	100%
						0	
PV Palette	Euro-Palette	Holz	1200*800*145		22'000.0	1	100%
PV Sicherung	Schnur	PE			18.0	1	100%
Zwischenlagen	entfällt						

Schattierte Felder werden automatisch berechnet!

Anmerkungen:

Die grüne Flasche (Fanta) wiegt bis zu 435 g. Die Etiketten haben hier die Maße 90mm*81mm und 72mm*37mm. Daraus errechnet sich ein Gewicht von 0,74g

Definition des Verpackungssystems
22. EW-Glasfl. 0,33 l (C-C)
Füllgutbereich "Erfrischungsgetränke mit CO 2"

Füllgut: Limonaden

Abfüller: Coca-Cola

Anzahl der IV pro SV	6	Anzahl der SV pro VE	180		
Anzahl der IV pro VV	24	Anzahl der VV pro VE	45		
Anzahl IV pro VE	1080	Anzahl der Lagen einer VE	5	Anzahl VV pro Lage	9

Füllvolumen einer IV in l	0.33	Länge der VE in cm	120.0
spez. Gewicht Füllgut	1.04	Breite der VE in cm	80.0
Masse des Füllgut einer IV in kg	0.34	Masse Füllgut / VE in kg	371.73
Masse der VE in kg	618.36	Masse Verpac-kungen pro VE in kg	246.64

Bestandteil	Bezeichung	Material	Maße in mm	Fläche in cm³	Masse in g	Anzahl pro VE	Anteil
IV trag. Schicht	Flasche, CC-Form	Glas, weiß			196.0	1080	100%
IV Etikett	Etikett	PS	200*35	70	0.5	1080	100%
IV Verschlüsse	Schraubverschluß	PP			3.2	1080	100%
						0	
SV trag. Schicht	Cluster-Pak (von Mead-Verp.)	Kraftkarton chromo gestrichen	545*192		31.5	180	100%
						0	
VV trag. Schicht	Tray	Wellpappe	396*260*50		68.5	45	100%
						0	
PV Palette	Euro-Palette	Holz	1200*800*145		22'000.0	1	100%
PV Sicherung	Stretchfolie	PE			180.0	1	100%
Zwischenlagen	entfällt						

Schattierte Felder werden automatisch berechnet!

Anmerkungen:

Die Fanta-Form ist etwas schwerer und wiegt etwa 208,6 g.

Definition des Verpackungssystems
23. EW-WBdose 0,33 l 53 mm D
Füllgutbereich "Erfrischungsgetränke mit CO 2"

Füllgut: Limonaden, Eistee

Abfüller: Coca-Cola, Pepsi Cola u.a.

Anzahl der IV pro SV		Anzahl der SV pro VE	0		
Anzahl der IV pro VV	24	Anzahl der VV pro VE	99		
Anzahl IV pro VE	2376	Anzahl der Lagen einer VE	11	Anzahl VV pro Lage	9

Füllvolumen einer IV in l	0.33	Länge der VE in cm	120.0
spez. Gewicht Füllgut	1.04	Breite der VE in cm	80.0
Masse des Füllgut einer IV in kg	0.34	Masse Füllgut / VE in kg	817.80
Masse der VE in kg	922.86	Masse Verpac-kungen pro VE in kg	105.06

Bestandteil	Bezeichung	Material	Maße in mm	Fläche in cm²	Masse in g	Anzahl pro VE	Anteil
IV trag. Schicht	Dosen-Rumpf	Wb			26.9	2376	100%
IV Etikett	entfällt					0	
IV Verschlüsse		Alu	Durchmesser 53 mm		2.9	2376	100%
						0	
SV trag. Schicht	keine					0	
						0	
VV trag. Schicht	Tray	Wellpappe	410*273*68		104.0	99	100%
	Folie	PE			18.0	99	100%
PV Palette	Euro-Palette	Holz	1200*800*145		22'000.0	1	100%
PV Sicherung	Stretch-Folie	PE			180.0	1	100%
Zwischenlagen	entfällt						

Schattierte Felder werden automatisch berechnet!

Anmerkungen:

Bei den Dosengewichten ist der Aludeckel abgezogen. Die Bandbreite der Dosengewichte geht bis 28,5 g, die Bandbreite der Deckel bis 3,9 g (alte Form). Bei den Versandverpackungen gibt es auch kleinere mit lediglich 18 Dosen. Die Gewichte für VV schwanken (Pepsi: 405*270*117 und 90 g).

Definition des Verpackungssystems
24. EW-Aludose 0,33 l 53 mm D.
Füllgutbereich "Erfrischungsgetränke mit CO 2"

Füllgut: Limonaden, Eistee

Abfüller: Coca-Cola / Nestle

Anzahl der IV pro SV		Anzahl der SV pro VE	0		
Anzahl der IV pro VV	24	Anzahl der VV pro VE	99		
Anzahl IV pro VE	2376	Anzahl der Lagen einer VE	11	Anzahl VV pro Lage	9

Füllvolumen einer IV in l	0.33	Länge der VE in cm	120.0
spez. Gewicht Füllgut	1.04	Breite der VE in cm	80.0
Masse des Füllgut einer IV in kg	0.34	Masse Füllgut / VE in kg	817.80
Masse der VE in kg	888.94	Masse Verpac-kungen pro VE in kg	71.14

Bestandteil	Bezeichung	Material	Maße in mm	Fläche in cm³	Masse in g	Anzahl pro VE	Anteil
IV trag. Schicht	Dosen-Rumpf	Alu			12.7	2376	100%
IV Etikett	entfällt					0	
IV Verschlüsse		Alu	Durchmesser 53 mm		2.9	2376	100%
						0	
SV trag. Schicht						0	
						0	
VV trag. Schicht	Tray	Wellpappe	410*273*68		104.0	99	100%
	Folie	PE			18.0	99	100%
PV Palette	Euro-Palette	Holz	1200*800*145		22'000.0	1	100%
PV Sicherung	Stretch-Folie	PE				1	100%
Zwischenlagen							

Schattierte Felder werden automatisch berechnet!

Anmerkungen:

Bei den Dosengewichten ist der Aludeckel abgezogen. Die Bandbreite der Dosengewichte geht bis 13,4 g, die Bandbreite der Deckel bis 3,9 g (alte Form). Die Gewichte für VV schwanken (Pepsi: 405*270*117 und 90 g).

Definition des Verpackungssystems
25. MW-Glasfl. 1,0 l Schlegel
Füllgutbereich "Wein"

Füllgut: Wein

Abfüller:

Anzahl der IV pro SV		Anzahl der SV pro VE	0		
Anzahl der IV pro VV	6	Anzahl der VV pro VE	64		
Anzahl IV pro VE	384	Anzahl der Lagen einer VE	4	Anzahl VV pro Lage	16

Füllvolumen einer IV in l	1.00	Länge der VE in cm	120.0
spez. Gewicht Füllgut	1.00	Breite der VE in cm	80.0
Masse des Füllgut einer IV in kg	1.00	Masse Füllgut / VE in kg	384.00
Masse der VE in kg	689.34	Masse Verpac-kungen pro VE in kg	305.34

Bestandteil	Bezeichung	Material	Maße in mm	Fläche in cm³	Masse in g	Anzahl pro VE	Anteil
IV trag. Schicht	Schlegel-Flasche	Glas braun, grün			548.5	384	100%
IV Etikett	Etikett (H, B, R)	Papier 75 g	97*130, 60*84 83*33	203.89	1.5	384	100%
IV Verschlüsse	Korken	Naturkork			2.9	345.6	90%
	Anrollverschluß	Alu mit Dichtung			1.5	38.4	10%
	Kapsel	PVC			0.8	249.6	65%
SV trag. Schicht						0	
						0	
VV trag. Schicht	Kasten, DWI	HDPE		199*298*354	1'107.0	64	100%
						0	
PV Palette	Euro-Palette	Holz	1200*800*145		22'000.0	1	100%
PV Sicherung	Schnur	PE			18.0	1	100%
Zwischenlagen							

Schattierte Felder werden automatisch berechnet!

Anmerkungen:

Bandbreite der Flaschengewichte lt Glashütten von 520-550 g. Kapseln 57 % mit PVC-Kapsel, 5% Alu-Kapsel und 3 % PE-Kapsel, 35 % keine Kapsel. Zur Vereinfachung nur PVC-Kapsel und ohne Kapsel.

Definition des Verpackungssystems
26. EW-Glasfl. 0,75 l Bordeaux
Füllgutbereich "Wein"

Füllgut: Wein

Abfüller:

Anzahl der IV pro SV		Anzahl der SV pro VE	0		
Anzahl der IV pro VV	6	Anzahl der VV pro VE	100		
Anzahl IV pro VE	600	Anzahl der Lagen einer VE	4	Anzahl VV pro Lage	25

Füllvolumen einer IV in l	0.75	Länge der VE in cm	120.0
spez. Gewicht Füllgut	1.00	Breite der VE in cm	80.0
Masse des Füllgut einer IV in kg	0.75	Masse Füllgut / VE in kg	450.00
Masse der VE in kg	733.11	Masse Verpac-kungen pro VE in kg	283.11

Bestandteil	Bezeichung	Material	Maße in mm	Fläche in cm²	Masse in g	Anzahl pro VE	Anteil
IV trag. Schicht	Bordeaux-Flasche	Glas gr., w.			400.0	600	100%
IV Etikett	Etikett	Papier		120	0.9	600	100%
IV Verschlüsse	Korken	Naturkork			2.9	600	100%
						0	
	Kapsel	PVC			0.8	360	60%
SV trag. Schicht						0	
						0	
VV trag. Schicht	Karton	Wellpappe	23,5*30*17		167.0	100	100%
	Einsatz	Wellpappe			36.0	50	50%
PV Palette	Euro-Palette	Holz	1200*800*145		22'000.0	1	100%
PV Sicherung	Stretch-Folie	LDPE			20.0	1	100%
Zwischenlagen	entfällt						

Schattierte Felder werden automatisch berechnet!

Anmerkungen:

Importflasche. Anteil Kapseln nur geschätzt. Etikettenausstattung sehr unterschiedlich, Fläche geschätzt. Kartongewicht schwankt nach Ausstattung. Anteil Einsätze willkürlich geschätzt. Mit der Stretchfolie sind nur zwei Lagen gesichert. Es werden auch die ganzen Paletten eingehüllt (60 g).

Definition des Verpackungssystems
27. EW-Glasfl. 1,0 l Schl. (LG)
Füllgutbereich "Wein"

Füllgut: Wein

Abfüller:

Anzahl der IV pro SV		Anzahl der SV pro VE	0		
Anzahl der IV pro VV	6	Anzahl der VV pro VE	80		
Anzahl IV pro VE	480	Anzahl der Lagen einer VE	4	Anzahl VV pro Lage	20

Füllvolumen einer IV in l	1.00	Länge der VE in cm	120.0
spez. Gewicht Füllgut	1.00	Breite der VE in cm	80.0
Masse des Füllgut einer IV in kg	1.00	Masse Füllgut / VE in kg	480.00
Masse der VE in kg	702.97	Masse Verpac-kungen pro VE in kg	222.97

Bestandteil	Bezeichung	Material	Maße in mm	Fläche in cm²	Masse in g	Anzahl pro VE	Anteil
IV trag. Schicht	Schlegel-Flasche	Glas grün, braun			380.0	480	100%
IV Etikett	Etikett (B)	Papier 75 g	9*13	117	0.9	480	100%
IV Verschlüsse	Korken	Naturkork			2.9	336	70%
	Anrollverschluß	Alu mit Dichtung			1.5	144	30%
	Kapsel	PVC			0.8	288	60%
SV trag. Schicht						0	
						0	
VV trag. Schicht	Karton	Wellpappe	277*318*177		208.7	80	100%
						0	
PV Palette	Euro-Palette	Holz	1200*800*145		22'000.0	1	100%
PV Sicherung	Stretch-Folie	LDPE			20.0	1	100%
Zwischenlagen	entfällt						

Schattierte Felder werden automatisch berechnet!

Anmerkungen:

Bandbreite der Flaschengewichte lt. Glashütten von 350 - 390g. Anteil Kapseln nur geschätzt. Etikettenausstattung sehr unterschiedlich, Fläche geschätzt. Kartongewicht schwankt nach Ausstattung. Anteil Einsätze willkürlich geschätzt. Der Direktvertrieb erfolgt auch ohne Palette. Mit der Stretchfolie sind nur zwei Lagen gesichert. Es werden auch die ganzen Paletten eingehüllt (60 g).

Definition des Verpackungssystems
28. EW-Verbundkarton 1,0 l
Füllgutbereich "Wein"

Füllgut: Wein

Abfüller:

Anzahl der IV pro SV		Anzahl der SV pro VE	0		
Anzahl der IV pro VV	12	Anzahl der VV pro VE	72		
Anzahl IV pro VE	864	Anzahl der Lagen einer VE	6	Anzahl VV pro Lage	12

Füllvolumen einer IV in l	1.00	Länge der VE in cm	120.0
spez. Gewicht Füllgut	1.00	Breite der VE in cm	80.0
Masse des Füllgut einer IV in kg	1.00	Masse Füllgut / VE in kg	864.00
Masse der VE in kg	914.49	Masse Verpac-kungen pro VE in kg	50.49

Bestandteil	Bezeichung	Material	Maße in mm	Fläche in cm²	Masse in g	Anzahl pro VE	Anteil
IV trag. Schicht	Karton-Block	Karton/Alu/PE			26.7	864	100%
IV Etikett	entfällt					0	
IV Verschlüsse	entfällt					0	
						0	
SV trag. Schicht						0	
						0	
VV trag. Schicht	Tray	Wellpappe			75.0	72	100%
						0	
PV Palette	Euro-Palette	Holz	1200*800*145		22'000.0	1	100%
PV Sicherung	Stretch-Folie	LDPE			20.0	1	100%
Zwischenlagen	entfällt						

Schattierte Felder werden automatisch berechnet!

Anmerkungen:

Mit der Stretchfolie sind nur zwei Lagen gesichert. Es werden auch die ganzen Paletten eingehüllt (60 g).

Anhang 3 Herleitung der den Systemvergleichen zugrunde gelegten ökologischen Priorität

Konvention zur gleichgewichtigen Zusammenführung der drei Bewertungskriterien *Spezifischer Beitrag, Distance-to-Target* und *Ökologische Gefährdung* zur *Ökologischen Priorität*
(aus [UBA 1999], Tab. 1, S. 23)

Verbale Einzelbeurteilungen der Kriterien *Spezifischer Beitrag*, *Distance-to-Target* und *Ökologische Gefährdung*			***Ökologische Priorität***
A	A	A	sehr groß
A	A	B	sehr groß
A	A	C	groß
A	A	D	groß
A	A	E	groß
A	B	B	groß
A	B	C	groß
A	B	D	groß
A	B	E	mittel
A	C	C	groß
A	C	D	mittel
A	C	E	mittel
A	D	D	mittel
A	D	E	mittel
A	E	E	gering
B	B	B	groß
B	B	C	groß
B	B	D	mittel
B	B	E	mittel
B	C	C	mittel
B	C	D	mittel
B	C	E	mittel
B	D	D	mittel
B	D	E	gering
B	E	E	gering
C	C	C	mittel
C	C	D	mittel
C	C	E	gering
C	D	D	gering
C	D	E	gering
C	E	E	gering
D	D	D	gering
D	D	E	gering
D	E	E	sehr gering
E	E	E	sehr gering

Tab1 : Vergleich der Systeme 01 und 02

	Einwohner-durchschnitts-wert	spezifischer Beitrag	ökologische Gefährdung	distance to target	ökologische Priorität
Cutt-Off-Verfahren					
Aquatische Eutrophierung	2.740	E	B	C	mittel
Terrestrische Eutrophierung	74.059	A	B	B	groß
Naturraumbeanspr. Forst	3.453	E	D	A	mittel
Naturraumbeanspr. Deponie	3.453	E	A	B	mittel
NOx-korr. Sommersmog	67.330	A	D	B	groß
Rohöläquivalente	67.120	A	C	B	groß
Treibhauseffekt	48.741	B	A	A	sehr groß
Versauerung	62.051	A	B	B	groß
Gut-/Lastschrift Verfahren					
Aquatische Eutrophierung	2.516	E	B	C	mittel
Terrestrische Eutrophierung	72.807	A	B	B	groß
Naturraumbeanspr. Forst	1.739	E	D	A	mittel
Naturraumbeanspr. Deponie	1.739	E	A	B	mittel
NOx-korr. Sommersmog	64.247	A	D	B	groß
Rohöläquivalente	63.952	A	C	B	groß
Treibhauseffekt	47.589	B	A	A	sehr groß
Versauerung	60.102	A	B	B	groß

Tab2 : Vergleich der Systeme 01 und 03

	Einwohner-durchschnitts-wert	spezifischer Beitrag	ökologische Gefährdung	distance to target	ökologische Priorität
Cutt-Off-Verfahren					
Aquatische Eutrophierung	2.812	E	B	C	mittel
Terrestrische Eutrophierung	80.993	A	B	B	groß
Naturraumbeanspr. Forst	2.370	E	D	A	mittel
Naturraumbeanspr. Deponie	2.370	E	A	B	mittel
NOx-korr. Sommersmog	72.723	A	D	B	groß
Rohöläquivalente	72.560	A	C	B	groß
Treibhauseffekt	52.416	B	A	A	sehr groß
Versauerung	66.134	A	B	B	groß
Gut-/Lastschrift Verfahren					
Aquatische Eutrophierung	2.571	E	B	C	mittel
Terrestrische Eutrophierung	79.424	A	B	B	groß
Naturraumbeanspr. Forst	1.861	E	D	A	mittel
Naturraumbeanspr. Deponie	1.861	E	A	B	mittel
NOx-korr. Sommersmog	69.071	A	D	B	groß
Rohöläquivalente	68.851	A	C	B	groß
Treibhauseffekt	50.719	B	A	A	sehr groß
Versauerung	63.747	A	B	B	groß

Tab3 : Vergleich der Systeme 01 und 04

	Einwohner-durchschnitts-wert	spezifischer Beitrag	ökologische Gefährdung	distance to target	ökologische Priorität
Cutt-Off-Verfahren					
Aquatische Eutrophierung	1.942	E	B	C	mittel
Terrestrische Eutrophierung	49.162	B	B	B	groß
Naturraumbeanspr. Forst	2.117	E	D	A	mittel
Naturraumbeanspr. Deponie	2.117	E	A	B	mittel
NOx-korr. Sommersmog	72.723	A	D	B	groß
Rohöläquivalente	54.127	B	C	B	groß
Treibhauseffekt	31.492	C	A	A	groß
Versauerung	59.700	A	B	B	groß
Gut-/Lastschrift Verfahren					
Aquatische Eutrophierung	1.593	E	B	C	mittel
Terrestrische Eutrophierung	37.761	B	B	B	groß
Naturraumbeanspr. Forst	1.037	E	D	A	mittel
Naturraumbeanspr. Deponie	1.037	E	A	B	mittel
NOx-korr. Sommersmog	60.189	A	D	B	groß
Rohöläquivalente	34.326	C	C	B	mittel
Treibhauseffekt	26.442	C	A	A	groß
Versauerung	42.832	B	B	B	groß

Tab7 : Vergleich der Systeme 01 und 06

	Einwohner-durchschnitts-wert	spezifischer Beitrag	ökologische Gefährdung	distance to target	ökologische Priorität
Cutt-Off-Verfahren					
Aquatische Eutrophierung	2.812	E	B	C	mittel
Terrestrische Eutrophierung	46.818	B	B	B	groß
Naturraumbeanspr. Forst	3.700	E	D	A	mittel
Naturraumbeanspr. Deponie	3.700	E	A	B	mittel
NOx-korr. Sommersmog	72.723	A	D	B	groß
Rohöläquivalente	61.116	A	C	B	groß
Treibhauseffekt	52.416	B	A	A	sehr groß
Versauerung	61.451	A	B	B	groß
Gut-/Lastschrift Verfahren					
Aquatische Eutrophierung	2.571	E	B	C	mittel
Terrestrische Eutrophierung	45.232	B	B	B	groß
Naturraumbeanspr. Forst	1.861	E	D	A	mittel
Naturraumbeanspr. Deponie	1.861	E	A	B	mittel
NOx-korr. Sommersmog	69.071	A	D	B	groß
Rohöläquivalente	58.428	A	C	B	groß
Treibhauseffekt	50.719	B	A	A	sehr groß
Versauerung	60.991	A	B	B	groß

Tab8 : Vergleich der Systeme 07 und 08

	Einwohner-durchschnitts-wert	spezifischer Beitrag	ökologische Gefährdung	distance to target	ökologische Priorität
Cutt-Off-Verfahren					
Aquatische Eutrophierung	2.740	E	B	C	mittel
Terrestrische Eutrophierung	74.059	A	B	B	groß
Naturraumbeanspr. Forst	3.453	E	D	A	mittel
Naturraumbeanspr. Deponie	3.453	E	A	B	mittel
NOx-korr. Sommersmog	67.330	A	D	B	groß
Rohöläquivalente	67.120	A	C	B	groß
Treibhauseffekt	48.741	B	A	A	sehr groß
Versauerung	62.051	A	B	B	groß
Gut-/Lastschrift Verfahren					
Aquatische Eutrophierung	2.516	E	B	C	mittel
Terrestrische Eutrophierung	72.807	A	B	B	groß
Naturraumbeanspr. Forst	1.739	E	D	A	mittel
Naturraumbeanspr. Deponie	1.739	E	A	B	mittel
NOx-korr. Sommersmog	64.247	A	D	B	groß
Rohöläquivalente	63.952	A	C	B	groß
Treibhauseffekt	47.589	B	A	A	sehr groß
Versauerung	60.102	A	B	B	groß

Tab9 : Vergleich der Systeme 11 und 09

	Einwohner-durchschnitts-wert	spezifischer Beitrag	ökologische Gefährdung	distance to target	ökologische Priorität
Cutt-Off-Verfahren					
Aquatische Eutrophierung	2.162	E	B	C	mittel
Terrestrische Eutrophierung	52.366	A	B	B	groß
Naturraumbeanspr. Forst	2.218	E	D	A	mittel
Naturraumbeanspr. Deponie	2.218	E	A	B	mittel
NOx-korr. Sommersmog	43.209	A	D	B	groß
Rohöläquivalente	44.271	A	C	B	groß
Treibhauseffekt	33.788	B	A	A	sehr groß
Versauerung	43.687	A	B	B	groß
Gut-/Lastschrift Verfahren					
Aquatische Eutrophierung	1.982	E	B	C	mittel
Terrestrische Eutrophierung	52.114	A	B	B	groß
Naturraumbeanspr. Forst	1.202	E	D	A	mittel
Naturraumbeanspr. Deponie	1.202	E	A	B	mittel
NOx-korr. Sommersmog	42.989	A	D	B	groß
Rohöläquivalente	43.686	A	C	B	groß
Treibhauseffekt	33.089	B	A	A	sehr groß
Versauerung	43.044	A	B	B	groß

Tab10 : Vergleich der Systeme 11 und 10

	Einwohner-durchschnitts-wert	spezifischer Beitrag	ökologische Gefährdung	distance to target	ökologische Priorität
Cutt-Off-Verfahren					
Aquatische Eutrophierung	2.162	E	B	C	mittel
Terrestrische Eutrophierung	52.027	A	B	B	groß
Naturraumbeanspr. Forst	2.218	E	D	A	mittel
Naturraumbeanspr. Deponie	2.218	E	A	B	mittel
NOx-korr. Sommersmog	43.209	A	D	B	groß
Rohöläquivalente	44.271	A	C	B	groß
Treibhauseffekt	33.788	B	A	A	sehr groß
Versauerung	43.687	A	B	B	groß
Gut-/Lastschrift Verfahren					
Aquatische Eutrophierung	1.982	E	B	C	mittel
Terrestrische Eutrophierung	51.236	A	B	B	groß
Naturraumbeanspr. Forst	1.202	E	D	A	mittel
Naturraumbeanspr. Deponie	1.202	E	A	B	mittel
NOx-korr. Sommersmog	42.989	A	D	B	groß
Rohöläquivalente	43.686	A	C	B	groß
Treibhauseffekt	33.089	B	A	A	sehr groß
Versauerung	43.044	A	B	B	groß

Tab11 : Vergleich der Systeme 11 und 12

	Einwohner-durchschnitts-wert	spezifischer Beitrag	ökologische Gefährdung	distance to target	ökologische Priorität
Cutt-Off-Verfahren					
Aquatische Eutrophierung	2.162	E	B	C	mittel
Terrestrische Eutrophierung	49.685	A	B	B	groß
Naturraumbeanspr. Forst	1.956	E	D	A	mittel
Naturraumbeanspr. Deponie	1.956	E	A	B	mittel
NOx-korr. Sommersmog	42.228	A	D	B	groß
Rohöläquivalente	44.031	A	C	B	groß
Treibhauseffekt	33.788	B	A	A	sehr groß
Versauerung	43.687	A	B	B	groß
Gut-/Lastschrift Verfahren					
Aquatische Eutrophierung	1.982	E	B	C	mittel
Terrestrische Eutrophierung	48.962	A	B	B	groß
Naturraumbeanspr. Forst	1.107	E	D	A	mittel
Naturraumbeanspr. Deponie	1.107	E	A	B	mittel
NOx-korr. Sommersmog	41.855	A	D	B	groß
Rohöläquivalente	42.892	A	C	B	groß
Treibhauseffekt	33.089	B	A	A	sehr groß
Versauerung	43.044	A	B	B	groß

Tab12 : Vergleich der Systeme 11 und 13

	Einwohner-durchschnitts-wert	spezifischer Beitrag	ökologische Gefährdung	distance to target	ökologische Priorität
Cutt-Off-Verfahren					
Aquatische Eutrophierung	2.162	E	B	C	mittel
Terrestrische Eutrophierung	52.366	A	B	B	groß
Naturraumbeanspr. Forst	2.127	E	D	A	mittel
Naturraumbeanspr. Deponie	2.127	E	A	B	mittel
NOx-korr. Sommersmog	43.209	A	D	B	groß
Rohöläquivalente	44.271	A	C	B	groß
Treibhauseffekt	33.788	B	A	A	sehr groß
Versauerung	43.687	A	B	B	groß
Gut-/Lastschrift Verfahren					
Aquatische Eutrophierung	1.982	E	B	C	mittel
Terrestrische Eutrophierung	52.114	A	B	B	groß
Naturraumbeanspr. Forst	1.202	E	D	A	mittel
Naturraumbeanspr. Deponie	1.202	E	A	B	mittel
NOx-korr. Sommersmog	42.989	A	D	B	groß
Rohöläquivalente	43.686	A	C	B	groß
Treibhauseffekt	33.089	B	A	A	sehr groß
Versauerung	43.044	A	B	B	groß

Tab13 : Vergleich der Systeme 11 und 14

	Einwohner-durchschnitts-wert	spezifischer Beitrag	ökologische Gefährdung	distance to target	ökologische Priorität
Cutt-Off-Verfahren					
Aquatische Eutrophierung	2.162	E	B	C	mittel
Terrestrische Eutrophierung	52.366	A	B	B	groß
Naturraumbeanspr. Forst	1.862	E	D	A	mittel
Naturraumbeanspr. Deponie	1.862	E	A	B	mittel
NOx-korr. Sommersmog	43.209	A	D	B	groß
Rohöläquivalente	44.271	A	C	B	groß
Treibhauseffekt	33.788	B	A	A	sehr groß
Versauerung	43.687	A	B	B	groß
Gut-/Lastschrift Verfahren					
Aquatische Eutrophierung	1.982	E	B	C	mittel
Terrestrische Eutrophierung	52.114	A	B	B	groß
Naturraumbeanspr. Forst	1.202	E	D	A	mittel
Naturraumbeanspr. Deponie	1.202	E	A	B	mittel
NOx-korr. Sommersmog	42.989	A	D	B	groß
Rohöläquivalente	43.686	A	C	B	groß
Treibhauseffekt	33.089	B	A	A	sehr groß
Versauerung	43.044	A	B	B	groß

Tab14 : Vergleich der Systeme 11 und 15

	Einwohner-durchschnitts-wert	spezifischer Beitrag	ökologische Gefährdung	distance to target	ökologische Priorität
Cutt-Off-Verfahren					
Aquatische Eutrophierung	2.162	E	B	C	mittel
Terrestrische Eutrophierung	52.366	A	B	B	groß
Naturraumbeanspr. Forst	2.218	E	D	A	mittel
Naturraumbeanspr. Deponie	2.218	E	A	B	mittel
NOx-korr. Sommersmog	43.209	A	D	B	groß
Rohöläquivalente	44.271	A	C	B	groß
Treibhauseffekt	33.788	B	A	A	sehr groß
Versauerung	43.687	A	B	B	groß
Gut-/Lastschrift Verfahren					
Aquatische Eutrophierung	1.982	E	B	C	mittel
Terrestrische Eutrophierung	52.114	A	B	B	groß
Naturraumbeanspr. Forst	1.202	E	D	A	mittel
Naturraumbeanspr. Deponie	1.202	E	A	B	mittel
NOx-korr. Sommersmog	42.989	A	D	B	groß
Rohöläquivalente	43.686	A	C	B	groß
Treibhauseffekt	33.089	B	A	A	sehr groß
Versauerung	43.044	A	B	B	groß

Tab15 : Vergleich der Systeme 11 und 16

	Einwohner-durchschnitts-wert	spezifischer Beitrag	ökologische Gefährdung	distance to target	ökologische Priorität
Cutt-Off-Verfahren					
Aquatische Eutrophierung	2.162	E	B	C	mittel
Terrestrische Eutrophierung	28.162	B	B	B	groß
Naturraumbeanspr. Forst	2.218	E	D	A	mittel
Naturraumbeanspr. Deponie	2.218	E	A	B	mittel
NOx-korr. Sommersmog	43.209	A	D	B	groß
Rohöläquivalente	36.083	A	C	B	groß
Treibhauseffekt	31.949	B	A	A	sehr groß
Versauerung	36.095	A	B	B	groß
Gut-/Lastschrift Verfahren					
Aquatische Eutrophierung	1.982	E	B	C	mittel
Terrestrische Eutrophierung	27.165	B	B	B	groß
Naturraumbeanspr. Forst	1.202	E	D	A	mittel
Naturraumbeanspr. Deponie	1.202	E	A	B	mittel
NOx-korr. Sommersmog	42.989	A	D	B	groß
Rohöläquivalente	34.461	A	C	B	groß
Treibhauseffekt	31.074	B	A	A	sehr groß
Versauerung	35.814	A	B	B	groß

Tab16 : Vergleich der Systeme 17 und 18

	Einwohner-durchschnitts-wert	spezifischer Beitrag	ökologische Gefährdung	distance to target	ökologische Priorität
Cutt-Off-Verfahren					
Aquatische Eutrophierung	1.977	E	B	C	mittel
Terrestrische Eutrophierung	52.397	A	B	B	groß
Naturraumbeanspr. Forst	814	E	D	A	mittel
Naturraumbeanspr. Deponie	814	E	A	B	mittel
NOx-korr. Sommersmog	47.290	A	D	B	groß
Rohöläquivalente	48.136	A	C	B	groß
Treibhauseffekt	35.398	B	A	A	sehr groß
Versauerung	43.920	A	B	B	groß
Gut-/Lastschrift Verfahren					
Aquatische Eutrophierung	1.814	E	B	C	mittel
Terrestrische Eutrophierung	52.138	A	B	B	groß
Naturraumbeanspr. Forst	1.296	E	D	A	mittel
Naturraumbeanspr. Deponie	1.296	E	A	B	mittel
NOx-korr. Sommersmog	47.057	A	D	B	groß
Rohöläquivalente	47.468	A	C	B	groß
Treibhauseffekt	34.620	B	A	A	sehr groß
Versauerung	43.215	A	B	B	groß

Tab17 : Vergleich der Systeme 17 und 19

	Einwohner-durchschnitts-wert	spezifischer Beitrag	ökologische Gefährdung	distance to target	ökologische Priorität
Cutt-Off-Verfahren					
Aquatische Eutrophierung	1.323	E	B	C	mittel
Terrestrische Eutrophierung	38.144	B	B	B	groß
Naturraumbeanspr. Forst	991	E	D	A	mittel
Naturraumbeanspr. Deponie	991	E	A	B	mittel
NOx-korr. Sommersmog	47.290	A	D	B	groß
Rohöläquivalente	48.136	A	C	B	groß
Treibhauseffekt	25.289	C	A	A	groß
Versauerung	43.920	A	B	B	groß
Gut-/Lastschrift Verfahren					
Aquatische Eutrophierung	1.062	E	B	C	mittel
Terrestrische Eutrophierung	24.882	C	B	B	groß
Naturraumbeanspr. Forst	396	E	D	A	mittel
Naturraumbeanspr. Deponie	396	E	A	B	mittel
NOx-korr. Sommersmog	41.575	A	D	B	groß
Rohöläquivalente	25.563	B	C	B	groß
Treibhauseffekt	19.665	C	A	A	groß
Versauerung	31.704	B	B	B	groß

Tab18: Vergleich der Systeme 17 und 20

	Einwohner-durchschnitts-wert	spezifischer Beitrag	ökologische Gefährdung	distance to target	ökologische Priorität
Cutt-Off-Verfahren					
Aquatische Eutrophierung	1.355	E	B	C	mittel
Terrestrische Eutrophierung	32.922	B	B	B	groß
Naturraumbeanspr. Forst	1.474	E	D	A	mittel
Naturraumbeanspr. Deponie	1.474	E	A	B	mittel
NOx-korr. Sommersmog	47.290	A	D	B	groß
Rohöläquivalente	37.010	B	C	B	groß
Treibhauseffekt	21.902	C	A	A	groß
Versauerung	41.242	A	B	B	groß
Gut-/Lastschrift Verfahren					
Aquatische Eutrophierung	1.136	E	B	C	mittel
Terrestrische Eutrophierung	25.323	B	B	B	groß
Naturraumbeanspr. Forst	722	E	D	A	mittel
Naturraumbeanspr. Deponie	722	E	A	B	mittel
NOx-korr. Sommersmog	41.449	A	D	B	groß
Rohöläquivalente	23.695	C	C	B	mittel
Treibhauseffekt	18.472	C	A	A	groß
Versauerung	30.096	B	B	B	groß

Tab19: Vergleich der Systeme 21 und 22

	Einwohner-durchschnitts-wert	spezifischer Beitrag	ökologische Gefährdung	distance to target	ökologische Priorität
Cutt-Off-Verfahren					
Aquatische Eutrophierung	696	E	B	C	mittel
Terrestrische Eutrophierung	28.407	A	B	B	groß
Naturraumbeanspr. Forst	391	E	D	A	mittel
Naturraumbeanspr. Deponie	391	E	A	B	mittel
NOx-korr. Sommersmog	22.241	B	D	B	mittel
Rohöläquivalente	25.256	A	C	B	groß
Treibhauseffekt	20.496	B	A	A	sehr groß
Versauerung	24.484	A	B	B	groß
Gut-/Lastschrift Verfahren					
Aquatische Eutrophierung	649	E	B	C	mittel
Terrestrische Eutrophierung	28.348	A	B	B	groß
Naturraumbeanspr. Forst	371	E	D	A	mittel
Naturraumbeanspr. Deponie	371	E	A	B	mittel
NOx-korr. Sommersmog	22.222	B	D	B	mittel
Rohöläquivalente	25.148	A	C	B	groß
Treibhauseffekt	20.364	B	A	A	sehr groß
Versauerung	24.378	A	B	B	groß

Tab20: Vergleich der Systeme 21 und 23

	Einwohner-durchschnitts-wert	spezifischer Beitrag	ökologische Gefährdung	distance to target	ökologische Priorität
Cutt-Off-Verfahren					
Aquatische Eutrophierung	696	E	B	C	mittel
Terrestrische Eutrophierung	28.407	A	B	B	groß
Naturraumbeanspr. Forst	157	E	D	A	mittel
Naturraumbeanspr. Deponie	157	E	A	B	mittel
NOx-korr. Sommersmog	20.954	B	D	B	mittel
Rohöläquivalente	25.256	A	C	B	groß
Treibhauseffekt	20.496	B	A	A	sehr groß
Versauerung	24.484	A	B	B	groß
Gut-/Lastschrift Verfahren					
Aquatische Eutrophierung	649	E	B	C	mittel
Terrestrische Eutrophierung	26.618	A	B	B	groß
Naturraumbeanspr. Forst	371	E	D	A	mittel
Naturraumbeanspr. Deponie	371	E	A	B	mittel
NOx-korr. Sommersmog	19.157	B	D	B	mittel
Rohöläquivalente	25.148	A	C	B	groß
Treibhauseffekt	20.364	B	A	A	sehr groß
Versauerung	24.378	A	B	B	groß

Tab21: Vergleich der Systeme 21 und 24

	Einwohner-durchschnitts-wert	spezifischer Beitrag	ökologische Gefährdung	distance to target	ökologische Priorität
Cutt-Off-Verfahren					
Aquatische Eutrophierung	696	E	B	C	mittel
Terrestrische Eutrophierung	17.446	B	B	B	groß
Naturraumbeanspr. Forst	157	E	D	A	mittel
Naturraumbeanspr. Deponie	157	E	A	B	mittel
NOx-korr. Sommersmog	21.873	A	D	B	groß
Rohöläquivalente	25.256	A	C	B	groß
Treibhauseffekt	20.496	A	A	A	sehr groß
Versauerung	24.484	A	B	B	groß
Gut-/Lastschrift Verfahren					
Aquatische Eutrophierung	649	E	B	C	mittel
Terrestrische Eutrophierung	17.809	B	B	B	groß
Naturraumbeanspr. Forst	371	E	D	A	mittel
Naturraumbeanspr. Deponie	371	E	A	B	mittel
NOx-korr. Sommersmog	22.130	A	D	B	groß
Rohöläquivalente	25.148	A	C	B	groß
Treibhauseffekt	20.364	A	A	A	sehr groß
Versauerung	24.378	A	B	B	groß

Tab22: Vergleich der Systeme 25 und 26

	Einwohner-durchschnitts-wert	spezifischer Beitrag	ökologische Gefährdung	distance to target	ökologische Priorität
Cutt-Off-Verfahren					
Aquatische Eutrophierung	625	E	B	C	mittel
Terrestrische Eutrophierung	34.033	A	B	B	groß
Naturraumbeanspr. Forst	528	E	D	A	mittel
Naturraumbeanspr. Deponie	528	E	A	B	mittel
NOx-korr. Sommersmog	27.080	B	D	B	mittel
Rohöläquivalente	29.336	A	C	B	groß
Treibhauseffekt	21.976	B	A	A	sehr groß
Versauerung	28.796	A	B	B	groß
Gut-/Lastschrift Verfahren					
Aquatische Eutrophierung	588	E	B	C	mittel
Terrestrische Eutrophierung	34.152	A	B	B	groß
Naturraumbeanspr. Forst	349	E	D	A	mittel
Naturraumbeanspr. Deponie	349	E	A	B	mittel
NOx-korr. Sommersmog	27.315	B	D	B	mittel
Rohöläquivalente	25.710	B	C	B	groß
Treibhauseffekt	19.554	C	A	A	groß
Versauerung	28.547	A	B	B	groß

Tab23: Vergleich der Systeme 25 und 27

	Einwohner-durchschnitts-wert	spezifischer Beitrag	ökologische Gefährdung	distance to target	ökologische Priorität
Cutt-Off-Verfahren					
Aquatische Eutrophierung	625	E	B	C	mittel
Terrestrische Eutrophierung	29.780	A	B	B	groß
Naturraumbeanspr. Forst	449	E	D	A	mittel
Naturraumbeanspr. Deponie	449	E	A	B	mittel
NOx-korr. Sommersmog	23.651	B	D	B	mittel
Rohöläquivalente	29.336	A	C	B	groß
Treibhauseffekt	21.976	B	A	A	sehr groß
Versauerung	28.796	A	B	B	groß
Gut-/Lastschrift Verfahren					
Aquatische Eutrophierung	588	E	B	C	mittel
Terrestrische Eutrophierung	29.919	A	B	B	groß
Naturraumbeanspr. Forst	349	E	D	A	mittel
Naturraumbeanspr. Deponie	349	E	A	B	mittel
NOx-korr. Sommersmog	23.985	A	D	B	groß
Rohöläquivalente	25.710	A	C	B	groß
Treibhauseffekt	19.554	B	A	A	sehr groß
Versauerung	28.547	A	B	B	groß

Tab24: Vergleich der Systeme 25 und 28

	Einwohner-durchschnitts-wert	spezifischer Beitrag	ökologische Gefährdung	distance to target	ökologische Priorität
Cutt-Off-Verfahren					
Aquatische Eutrophierung	625	E	B	C	mittel
Terrestrische Eutrophierung	9.509	B	B	B	groß
Naturraumbeanspr. Forst	637	E	D	A	mittel
Naturraumbeanspr. Deponie	637	E	A	B	mittel
NOx-korr. Sommersmog	15.502	A	D	B	groß
Rohöläquivalente	12.250	B	C	B	groß
Treibhauseffekt	10.116	B	A	A	sehr groß
Versauerung	11.878	B	B	B	groß
Gut-/Lastschrift Verfahren					
Aquatische Eutrophierung	588	E	B	C	mittel
Terrestrische Eutrophierung	34.152	A	B	B	groß
Naturraumbeanspr. Forst	349	E	D	A	mittel
Naturraumbeanspr. Deponie	349	E	A	B	mittel
NOx-korr. Sommersmog	27.315	B	D	B	mittel
Rohöläquivalente	25.710	B	C	B	groß
Treibhauseffekt	19.554	C	A	A	groß
Versauerung	28.547	A	B	B	groß

Untersuchungsbereich Mineralwasser Vorratskauf	
System 01: **Mehrweg-Glasflasche 0,7 l, GDB, weiß** Flasche=590 g, Verschluss Alu, HDPE Umlaufzahl = 50, 12-er HDPE-Kasten Wirkungsabschätzung S.171ff, Auswertung S.247	System 02: **Mehrweg-Glasflasche 0,75 l, GDB, grün** Flasche=550 g, Verschluss Alu, HDPE Umlaufzahl = 40, 12-er HDPE-Kasten Wirkungsabschätzung S.171ff, Auswertung S.253
System 03: **Einweg-Glasflasche 1,0 Enghals, grün** Flasche=443,3 g, Verschluss Alu, HDPE Wertstoff-Erfassung = 80%, 12-er Karton Wirkungsabschätzung S.171ff, Auswertung S.255	System 04: **Mehrweg-PET-Fl.1,5 l, (Bonaqa)** Flasche=102,9 g, Verschluss PP, Schraubv. Umlaufzahl = 16, 10-er HDPE-Kasten Wirkungsabschätzung S.171ff, Auswertung S.257
System 06: **Einweg-Verbundkarton 1,0 l,** Verbundkarton=29,3 g (21% PE, 5% Alu) Wertstoff-Erfassung = 58%, 12-er Wellpappe-Tray Wirkungsabschätzung S.171ff, Auswertung S.258	
Untersuchungsbereich Mineralwasser Sofortverzehr	
System 07: **Mehrweg-Glasflasche 0,25 l, Vichy-Form, grün** Flasche=260 g, Verschluss WB,Kronkorken Umlaufzahl = 29, 20-er HDPE-Kasten Wirkungsabschätzung S.178ff, Auswertung S.267	System 08: **Einweg-Glasflasche 0,33 l, Enghals, grün** Flasche=150,1 g, Verschluss Alu, HDPE Wertstoff-Erfassung = 80%, 24-er Wellpappe-Tray Wirkungsabschätzung S.178ff, Auswertung S.271
Untersuchungsbereich Saft Vorratskauf	
System 09: **Mehrweg-Glasflasche 0,7 l, Eh VdF, weiß** Flasche=448,1 g, Verschluss Alu mit Dichtung Umlaufzahl = 17, 6-er HDPE-Kasten Wirkungsabschätzung S.184ff, Auswertung S.279	System 10: **Mehrweg-Glasflasche 0,75 l, Wh, VdF** Flasche=425,7 g, Verschluss WB Bajonett Umlaufzahl Flasche:= 36 , 6-er HDPE-Kasten Wirkungsabschätzung S.184ff, Auswertung S.281
System 11: **Mehrweg-Glasflasche 1,0 l, Eh VdF** Flasche=630 g, Verschluss Alu Umlaufzahl Flasche = 37, 6-er HDPE- Kasten Wirkungsabschätzung S.184ff, Auswertung S.273	System 12: **Mehrweg-Glasflasche 1,0 l, Wh Euroju.** Flasche=561,4 g, Verschluss WB Bajonett Umlaufzahl = 23, 6-er HDPE-Kasten Wirkungsabschätzung S.184ff, Auswertung S.282
System 13: **Einweg-Glasflasche 0,75 l, Eh, braun** Flasche=273 g, Alu- Anrollverschluß Wertstoff-Erfassung: = 80%, 6-er Wellpappe-Karton Wirkungsabschätzung S.184ff, Auswertung S.285	System 14: **Einweg-Glasflasche 0,75 l, Wh, braun** Flasche=320 g, Verschluss WB-Bajonett Werstoff-Erfassung: 80 %, 6-er Wellpappe-Karton Wirkungsabschätzung S.184ff, Auswertung S.287
System 15: **Einweg-Glasflasche 1,0 l, Wh** Flasche=285 g, Verschluss WB-Bajonett Wertstoff-Erfassung:80% 6-er Wellpappe-Tray Wirkungsabschätzung S.184ff, Auswertung S.288	System 16: **Einwegweg-Verbundkarton 1,0 l,** Verbundkarton=29,3 g (21% PE, 5% Alu) Wertstoff-Erfassung: 58 %, 12-er Wellpappe-Tray Wirkungsabschätzung S.184ff, Auswertung S.290
Untersuchungsbereich Kohlensäurehaltige Erfrischungsgetränke Vorratskauf	
System 17: **Mehrweg-Glasflasche 0,7 l, GDB, weiß** Flasche=590 g, Verschluss Alu, HDPE Umlaufzahl = 50, 12-er HDPE-Kasten Wirkungsabschätzung S.190ff, Auswertung S.295	System 18: **Einweg-Glasflasche 1,0 l, , weiß** Flasche=387,2 g, Verschluss PP Wertstoff-Erfassung: = 80%, 12-er Wellpappe-Karton Wirkungsabschätzung S.190ff, Auswertung S.2300
System 19: **Mehrweg-PET-Flasche 1,0 l, GDB** Flasche=70,8 g, Verschluss PP Umlaufzahl = 14, 12-er HDPE-Kasten Wirkungsabschätzung S.190ff, Auswertung S.301	System 20: **Mehrweg-PET-Flasche 1,5 l(C-C)** Flasche=102,9 g, Verschluss PP Umlaufzahl = 16, 10-er HDPE-Kasten Wirkungsabschätzung S.190ff, Auswertung S.303
Untersuchungsbereich Kohlensäurehaltige Erfrischungsgetränke Sofortverzehr	
System 21: **Mehrweg-Glasflasche 0,33 l, (C-C)** Flasche=425 g, Verschluss WB mit Dichtung Umlaufzahl = 21, 24-er HDPE-Kasten Wirkungsabschätzung S.196ff, Auswertung S.306	System 22: **Einweg-Glasflasche 0,33 l, (C-C)** Flasche=196 g, Verschluss PP Wertstoff-Erfassung:= 80%, 24-er Wellpappe-Tray Wirkungsabschätzung S.196ff, Auswertung S.310
System 23: **Einweg-WBdose 0,33 l, 53 mm D** Dosenbody=26,9 g, Deckel Alu=2,9 g Wertstoff-Erfassung= 76 % 24-er Wellpappe-Tray Wirkungsabschätzung S.196ff, Auswertung S.312	System 24: **Einweg-Aludose 0,33 l, 53 mm D.** Dosenbody=12,7 g, Deckel =2,9 g Wertstoff-Erfassung 75%, 24-er Wellpappe-Tray Wirkungsabschätzung S.196ff, Auswertung S.315
Untersuchungsbereich Wein	
System 25: **Mehrweg-Glasflasche 1,0 l, Schlegel,braun,grün** Flasche=548,5 g, Verschluss Naturkork, Alu, PVC Umlaufzahl = 5, 6-er HDPE-Kasten Wirkungsabschätzung S.202ff, Auswertung S.321	System 26: **Einweg-Glasflasche 0,75 l, Bordeaux** Flasche=400 g, Verschluss Naturkork Wertstoff-Erfassung: 80 %, 6-er Wellpappe-Karton Wirkungsabschätzung S.202ff, Auswertung S.325
System 27: **Einweg-Glasflasche 1,0 l, Schl.(LG)** Flasche=380 g, Verschluss Alu, PVC Wertstoff-Erfassung=80 %, 6-er Wellpappe-Karton Wirkungsabschätzung S.202ff, Auswertung S.347	System 28: **Einweg-Verbundkarton 1,0 l** Verbundkarton=26,7 g (21% PE, 5% Alu) Wertstoff-Erfassung: 58%, 12-er Wellpappe-Tray Wirkungsabschätzung S.202ff, Auswertung S.329