

TEXTE

19/2016

Prüfung und Aktualisierung der Ökobilanzen für Getränkeverpackungen

TEXTE 19/2016

Umweltforschungsplan des
Bundesministeriums für Umwelt,
Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit

Forschungskennzahl 3711 92 315
UBA-FB 002276

Prüfung und Aktualisierung der Ökobilanzen für Getränkeverpackungen

von

Andreas Detzel, Benedikt Kauertz
ifeu – Institut für Energie- und Umweltforschung, Heidelberg

Prof. Dr. Birgit Grahl
INTEGRAHL Industrielle Ökologie, Heidekamp


Jürgen Heinisch
Gesellschaft für Verpackungsmarktforschung, Mainz

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Impressum

Herausgeber:

Umweltbundesamt
Wörlitzer Platz 1
06844 Dessau-Roßlau
Tel: +49 340-2103-0
Fax: +49 340-2103-2285
info@umweltbundesamt.de
Internet: www.umweltbundesamt.de

 /umweltbundesamt.de

 /umweltbundesamt

Durchführung der Studie:

ifeu – Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH
Wilckenstr. 3
69120 Heidelberg

Abschlussdatum:

Februar 2015

Redaktion:

Fachgebiet III 1.6 Produktverantwortung
Gerhard Kotschik

Publikationen als pdf:

<http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/pruefung-aktualisierung-der-oekobilanzen-fuer>

ISSN 1862-4804

Dessau-Roßlau, Februar 2016

Das diesem Bericht zu Grunde liegende Vorhaben wurde mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit unter der Forschungskennzahl 3711 92 315 gefördert. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autorinnen und Autoren.

Kurzbeschreibung

Vor 20 Jahren legte das deutsche Umweltbundesamt (UBA) mit dem UBA Text 52/95 Ökobilanz für Getränkeverpackungen die erste Getränkeverpackungsökobilanz für den deutschen Markt mit Fokus auf die Getränkesegmente Frischmilch und Bier vor. In den Jahren 2000 und 2002 wurden weitere Getränkeverpackungsökobilanzen für die Getränkesegmente Mineralwasser, alkoholfreie Erfrischungsgetränke mit und ohne Kohlensäure sowie Wein vorgelegt. Diese Studien dienten der politischen Diskussion um die Getränkeverpackungen und hatten einen direkten Einfluss auf die Novelle der Verpackungsverordnung im Jahr 2003, die zur Einführung der Pfandpflicht für Einweggetränkeverpackungen in Deutschland führte. Ein weiterer Punkt dieser Novelle war die Einführung des Begriffes der ökologisch vorteilhaften Einweggetränkeverpackungen, die von der Pfandpflicht befreit wurden. Bei dieser Einstufung waren die Ergebnisse der Ökobilanzen eine wichtige Entscheidungshilfe.

In den Jahren zwischen 2005 und 2010 haben die Einweggetränkeverpackungen in den Getränkesegmenten Mineralwasser und Erfrischungsgetränke ihren Marktanteil ausbauen können. In dieser Zeit wurden seitens der abfüllenden Industrie weitere Ökobilanzen vorgelegt, welche die erreichten Umweltfortschritte in der Produktion der Einweggetränkeverpackungen belegen sollten.

Die Ergebnisse dieser Studien waren Gegenstand von kontrovers geführten öffentlichen Diskussionen, in denen vor allem die Fragen der Verpackungsgewichte, der Recyclingraten und der Umlaufzahlen der Mehrwegpackmittel sowie methodischer Aspekte wie die Systemallokation oder Fragen der Wirkungsabschätzung thematisiert wurden.

Diese offenen Fragen zur Methodik und Datenqualität machten es für das UBA schwierig die Ergebnisse der Studien für weitere Entscheidungen im Zusammenhang mit der Verpackungsverordnung zu berücksichtigen. Von daher sah das UBA die Notwendigkeit für bestimmte Basisannahmen von Getränkeverpackungsökobilanzen Mindestanforderungen entwickeln zu lassen, welche die Qualität der Studien vereinheitlichen und deren Ergebnisse auf ein vergleichbares Niveau bringen. Somit soll sichergestellt werden, dass zukünftige Ergebnisse von Getränkeverpackungsökobilanzen wieder Anwendung in politischen Entscheidungsprozessen finden können.

Zu diesem Zweck hat das UBA ein F&E Vorhaben ausgeschrieben, das seit 2010 vom ifeu - Institut für Energie- und Umweltforschung, GVM Gesellschaft für Verpackungsmarktforschung und Prof. Dr. Birgit Grahl bearbeitet wurde. Abschluss des Projektes war im Sommer 2015. Im Rahmen des Projektes wurde ein Begleitkreis zum F&E Vorhaben gebildet, indem nahezu alle relevanten Akteure aus dem wirtschaftlichen Umfeld der Getränke und Getränkeverpackungen (Packmittel- und Materialproduzenten, Abfüller und Handel sowie Entsorgung) sowie verschiedener NGOs und Vertreter der Wissenschaft vertreten waren.

Das Hauptergebnis des Projektes ist eine Liste von Mindestanforderungen, die für zukünftige Getränkeverpackungsökobilanzen im Zusammenhang mit der Verpackungsverordnung zur Vorlage beim UBA zu beachten sind.

Abstract

Twenty years ago in 1995 the German Environment Agency (hereafter “UBA”) published the first LCA on packaging systems for milk and beer on the German market. In 2000 and 2002 further LCAs on packaging of mineral water, carbonated and non-carbonated soft drinks and wine were published by UBA. These studies strongly supported political decisions which ended up in an amendment of the German Packaging Directive in 2003 implementing the deposit systems for non-refillable packaging systems in Germany. A particular point of this amendment, which is still in force today, is the exemption of so-called environmentally favorable one-way packaging systems from the deposit. Again, LCA results are an important basis for the decision on exemptions.

In the years between 2005 and 2010 the one-way packing systems increased their market share in the beverage segments mineral water and carbonated soft drinks. During this period LCAs were commissioned by industry to map the environmental development of the one-way beverage containers and their environmental position as compared to refillable containers.

The results of those studies were subject of a controversial and often heated public debate focusing on assumptions made in the studies such as packaging weight, recycling rates, re-use rates or methodological aspects such as allocation and interpretation of impact assessment results.

This open questions regarding the methodology and the data quality made it difficult for UBA to take those studies into consideration for decision in the context of the German Packaging Directive. Hence the UBA recognized the need to set basic requirements to ensure a quality and comparability of LCAs on beverage packaging to be used in political decision-making.

For this purpose, a research project was set up conducted by a team of ifeu - Institut für Energie- und Umweltforschung, GVM Gesellschaft für Verpackungsmarktforschung and Prof. Dr. Birgit Grahl. The project is going to be finished in 2015. The project comprised a stakeholder panel with almost every important stakeholder from the German beverage and packaging industry.

The main outcome of the project is a set of minimum requirements for doing a beverage packaging life cycle assessment in the context of the German packaging directive.

Inhaltsverzeichnis

| | |
|--|----|
| Abbildungsverzeichnis | 18 |
| Tabellenverzeichnis..... | 22 |
| Abkürzungsverzeichnis..... | 25 |
| Zusammenfassung | 28 |
| Summary | 41 |
| 1 Einleitung..... | 53 |
| 2 Hintergrund und Zielstellung des Vorhabens..... | 55 |
| 3 Durchführung des Vorhabens..... | 57 |
| 3.1.1 Arbeitspaket 1: Bewertung der vorliegenden Ökobilanzen bezüglich Methodik, Repräsentativität, Aktualität und der abgeleiteten Schlussfolgerungen | 57 |
| 3.1.2 Arbeitspaket 2: Aktualisierungsbedarf prüfen..... | 58 |
| 3.1.3 Arbeitspaket 3: Zusammenfassung von methodischen Vorgaben für zukünftige Ökobilanzen - Mindestanforderungen | 58 |
| 3.1.4 Arbeitspaket 4: Exemplarische Überprüfung der Mindestanforderungen..... | 59 |
| 3.2 Organisation des Vorhabens | 59 |
| 4 Ergebnisse der Bewertung vorliegender Ökobilanzen | 63 |
| 4.1 In Arbeitspaket 1 zu bewertende Ökobilanzen für Getränkeverpackungen | 63 |
| 4.1.1 Auswahl der relevanten Ökobilanzstudien zu Getränkeverpackungen..... | 63 |
| 4.1.2 Steckbriefe der zu untersuchenden Ökobilanzstudien | 66 |
| 4.1.3 Ergebnisse der untersuchten Ökobilanzstudien | 80 |
| 4.1.3.1 Glas Mehrweg vs. Glas Einweg | 80 |
| 4.1.3.2 Glas Mehrweg vs. PET Einweg (ohne PETCYCLE) | 80 |
| 4.1.3.3 Glas Mehrweg vs. PET Einwegflaschen des Systems PETCYCLE | 81 |
| 4.1.3.4 Glas Mehrweg vs. PET Mehrweg | 82 |
| 4.1.3.5 Glas Mehrweg vs. Weißblech und Alu Dose | 82 |
| 4.1.3.6 Glas Mehrweg vs. Getränkeverbundkarton | 83 |
| 4.1.3.7 Glas Mehrweg vs. Standbodenbeutel | 83 |
| 4.1.3.8 Glas Mehrweg vs. PE Schlauchbeutel | 83 |
| 4.1.3.9 Übergreifende Interpretation der Bilanzierungsergebnisse in den untersuchten Studien im Wortlaut | 83 |
| 4.2 Erstellung eines Kriterienkatalogs zur Einordnung und Bewertung der Studien | 87 |
| 4.3 Auswertung..... | 88 |
| 4.3.1 Auswertung hinsichtlich der untersuchten Verpackungen..... | 88 |
| 4.3.1.1 Abgrenzung der Getränkesegmente | 88 |

| | | |
|---------|---|-----|
| 4.3.1.2 | Untersuchte Getränkeverpackungssysteme | 93 |
| 4.3.1.3 | Verpackungsgewichte und Verpackungsmaterialien | 96 |
| 4.3.1.4 | Produktfunktion (Funktionelle Einheit) | 101 |
| 4.3.2 | Auswertung hinsichtlich der Annahmen und Festlegungen der Modellierung | 109 |
| 4.3.2.1 | Annahmen zu den Entsorgungswegen | 109 |
| 4.3.2.2 | Umlaufzahlen von Mehrwegsystemen; betrifft Flaschen und Kästen | 113 |
| 4.3.2.3 | Distributionsstruktur | 117 |
| 4.3.3 | Auswertung hinsichtlich der verwendeten Methoden..... | 120 |
| 4.3.3.1 | Systemgrenzen | 120 |
| 4.3.3.2 | Allokation und Gutschriften | 127 |
| 4.3.3.3 | Berücksichtigte Wirkungskategorien und ausgewertete Sachbilanzindikatoren | 133 |
| 4.3.3.4 | Methode der Auswertung der Ökobilanz | 138 |
| 4.3.4 | Auswertung hinsichtlich der verwendeten Prozessdaten..... | 140 |
| 4.3.4.1 | Prozessdaten für die Verpackungsrohmaterialien | 140 |
| 4.3.4.2 | Auswertung | 141 |
| 4.3.4.3 | Prozessdaten für die Verarbeitungsprozesse | 142 |
| 4.3.4.4 | Prozessdaten für die Abfüllprozesse | 145 |
| 4.3.4.5 | Prozessdaten für die Entsorgungsprozesse | 147 |
| 4.3.4.6 | Prozessdaten für die Energiebereitstellung und Transportprozesse | 148 |
| 4.4 | Generelle Beobachtung bzgl. der Genese und Beurteilung von Daten in den analysierten Ökobilanzen..... | 150 |
| 4.4.1 | Probleme hinsichtlich der Auswahl der zu untersuchenden Verpackungen..... | 151 |
| 4.4.1.1 | Auswahl der zu untersuchenden Verpackungssysteme | 151 |
| 4.4.1.2 | Ableitung der Verpackungsspezifikationen | 151 |
| 4.4.2 | Probleme hinsichtlich der Annahmen und Festlegungen der Modellierung | 152 |
| 4.4.3 | Probleme hinsichtlich der Erhebung und Ableitung von Prozessdaten | 153 |
| 4.4.3.1 | Im Rahmen des Projekts erhobene Primärdaten | 153 |
| 4.4.3.2 | Verwendung vorhandener Daten | 154 |
| 4.4.3.3 | Validierung von Daten | 154 |
| 4.5 | Zusammenfassung und Fazit | 155 |
| 4.5.1 | Festlegungen hinsichtlich der allgemeinen Bilanzierungs- bzw. Modellierungsmethodik..... | 155 |
| 4.5.1.1 | Allokation | 156 |
| 4.5.1.2 | Wirkungsabschätzung und Auswertung | 156 |

| | | |
|---------|--|-----|
| 4.5.2 | Spezifische methodische Aspekte in UBA-II | 157 |
| 4.5.3 | Aspekte der Dokumentation | 159 |
| 5 | Ermittelter Aktualisierungsbedarf identifizierter Themen | 160 |
| 5.1 | Thema Getränkesegmente..... | 160 |
| 5.1.1 | Beiträge aus dem Begleitkreis zum Thema Getränkesegmente..... | 160 |
| 5.1.2 | Ausgangssituation..... | 160 |
| 5.1.3 | Zielsetzung der Getränkesegmentierung | 161 |
| 5.1.4 | Vorgehensweise..... | 163 |
| 5.1.5 | Definitionen | 164 |
| 5.1.5.1 | Getränke im Sinne der VerpackV | 164 |
| 5.1.5.2 | Weitere Definitionen | 167 |
| 5.1.6 | Vorschlag zur Segmentierung..... | 172 |
| 5.1.6.1 | Ungekühlte milchbasierte Getränke | 174 |
| 5.1.6.2 | Gekühlte milchbasierte Getränke | 174 |
| 5.1.6.3 | Getränke mit CO ₂ | 175 |
| 5.1.6.4 | Getränke ohne CO ₂ | 178 |
| 5.2 | Thema Verpackungssysteme, funktionelle Einheit und Referenzsysteme | 182 |
| 5.2.1 | Definition Verpackungssysteme..... | 182 |
| 5.2.1.1 | Produkt und Produktsystem | 182 |
| 5.2.1.2 | Definitionen | 183 |
| 5.2.2 | Funktionelle Einheit | 184 |
| 5.2.2.1 | Beiträge aus dem Begleitkreis zum Thema von funktionelle Einheit | 185 |
| 5.2.2.2 | Verpackungsfunktionen als Ausgangspunkt | 185 |
| 5.2.2.3 | Bisherige Definition der funktionellen Einheit bei Getränkeökobilanzen | 190 |
| 5.2.3 | Mindestanforderungen zur Beschreibung und Auswahl der Verpackungssysteme | 192 |
| 5.2.3.1 | Anforderungen an die Abbildung von Verpackungssystemen im Kontext der Ziel- und Rahmendefinition | 192 |
| 5.2.3.2 | Anforderungen an die Abbildung von Verpackungssystemen im Rahmen der Sachbilanz | 193 |
| 5.2.3.3 | Anforderungen an die Abbildung von Verpackungssystemen im Rahmen der Wirkungsabschätzung | 194 |
| 5.2.3.4 | Anforderungen an die Abbildung von Verpackungssystemen im Rahmen der Auswertung | 194 |
| 5.2.3.5 | Ableitung der Mindestanforderungen hinsichtlich von Verpackungssystemen in Getränkeverpackungsökobilanzen | 194 |

| | | |
|---------|--|-----|
| 5.2.4 | Mindestanforderungen für die Abbildung der Referenzsysteme Entscheidungsschema zur Auswahl und die Behandlung fehlender bzw. unzureichender Systemparameter und Prozessdaten in Ökobilanzen..... | 207 |
| 5.2.4.1 | Vorgaben des Umweltbundesamtes: | 207 |
| 5.2.4.2 | Anforderungen an die Abbildung von Referenzsystemen im Kontext der Ziel- und Rahmendefinition | 208 |
| 5.2.4.3 | Anforderungen an die Abbildung von Referenzsystemen im Rahmen der Sachbilanz | 208 |
| 5.2.4.4 | Ableitung der Mindestanforderungen hinsichtlich von Referenzsystemen in Getränkeverpackungsökobilanzen | 208 |
| 5.2.4.5 | Schlussfolgerungen zum Referenzsystem | 211 |
| 5.3 | Thema Packmittelgewichte..... | 214 |
| 5.3.1 | Beiträge aus dem Begleitkreis zum Thema Packmittelgewichte | 214 |
| 5.3.2 | Ausgangssituation..... | 214 |
| 5.3.3 | Vorgehensweise zur Ermittlung von Packmittelgewichten..... | 214 |
| 5.3.3.1 | Beschreibung des Verpackungssystems | 215 |
| 5.3.3.2 | Die geeignete Vorgehensweise | 216 |
| 5.3.3.3 | Datengenauigkeit | 217 |
| 5.3.3.4 | Datengewinnung | 218 |
| 5.3.3.5 | Stichproben | 220 |
| 5.3.3.6 | Ergebnisse der Stichprobe - Konsolidierung der Daten | 222 |
| 5.3.4 | Schlussfolgerungen..... | 224 |
| 5.4 | Thema Entsorgungswege | 226 |
| 5.4.1 | Beiträge aus dem Begleitkreis zum Thema Entsorgungswege..... | 226 |
| 5.4.2 | Bedeutung des Themas Entsorgungswege..... | 226 |
| 5.4.3 | Modellierung der Entsorgungswege in Verpackungsökobilanzen | 227 |
| 5.4.4 | Entsorgungswege von Verpackungsabfällen | 231 |
| 5.4.5 | Daten in der abfallwirtschaftlichen Berichterstattung..... | 233 |
| 5.4.6 | Datengenerierung zur Quotierung der Entsorgungswege in bisherigen Ökobilanzen | 236 |
| 5.4.7 | Lösungsmöglichkeiten | 239 |
| 5.5 | Thema Umlaufzahlen | 244 |
| 5.5.1 | Beiträge aus dem Begleitkreis zum Thema Umlaufzahlen | 244 |
| 5.5.2 | Ausgangssituation..... | 244 |
| 5.5.3 | Definitionen | 245 |
| 5.5.3.1 | Definition wichtiger Parameter | 245 |
| 5.5.3.2 | Definition Umlaufzahl | 248 |

| | | |
|---------|---|-----|
| 5.5.4 | Rahmensetzung für Umlaufzahlen aus Anforderungen an Getränkeökobilanzen | 251 |
| 5.5.4.1 | Ökobilanzielle richtige Zuordnung der Stoffströme | 251 |
| 5.5.4.2 | Bedingungen aus den Anforderungen an Verpackungssysteme | 253 |
| 5.5.4.3 | Exkurs: Definition der Kreislaufsysteme | 253 |
| 5.5.4.4 | Bedingungen aus den Anforderungen an Getränkesegmente | 254 |
| 5.5.4.5 | Gültigkeit für durchschnittliche deutsche Verhältnisse | 255 |
| 5.5.4.6 | Der Zeithorizont | 255 |
| 5.5.4.7 | Einflussfaktoren im Flaschenkreislauf | 256 |
| 5.5.5 | Methoden - Stand | 258 |
| 5.5.5.1 | Die Bestandsrechnung | 258 |
| 5.5.5.2 | Produktionsrechnung | 262 |
| 5.5.5.3 | Lebensalterrechnung | 267 |
| 5.5.5.4 | Die Zuordnung der Exporte | 270 |
| 5.5.5.5 | Schlussfolgerungen | 271 |
| 5.5.6 | Umgang mit unterschiedlichen Ergebnissen | 272 |
| 5.6 | Thema Distribution | 273 |
| 5.6.1 | Beiträge aus dem Begleitkreis zum Thema Distribution | 273 |
| 5.6.2 | Ausgangssituation..... | 273 |
| 5.6.3 | Grundsätzliche Fragen der Distribution | 274 |
| 5.6.3.1 | Verpackungsspezifische Unterschiede in der Distribution | 274 |
| 5.6.3.2 | Was ist die richtige Transportentfernung? | 275 |
| 5.6.3.3 | Der Transport als Allokationsprozess | 277 |
| 5.6.3.4 | Rücktransport und Leerfahrten | 278 |
| 5.6.4 | Mindestanforderungen, die sich aus anderen Themen ergeben | 279 |
| 5.6.4.1 | Bedingungen aus den Anforderungen an Verpackungssysteme | 279 |
| 5.6.4.2 | Bedingungen aus den Anforderungen an Getränkesegmente | 279 |
| 5.6.4.3 | Gültigkeit für durchschnittliche deutsche Verhältnisse | 280 |
| 5.6.4.4 | Der Zeithorizont | 280 |
| 5.6.5 | Prozesse | 280 |
| 5.6.5.1 | Lagerung, Kommissionierung und Kühlung | 280 |
| 5.6.5.2 | Sortierung in der Redistribution und der Rückführung | 281 |
| 5.6.5.3 | Transporte | 281 |
| 5.6.6 | Empirische Abbildung | 282 |
| 5.6.6.1 | Grundsätzliches | 282 |

| | | |
|---------|--|-----|
| 5.6.6.2 | Analyse der Distributionsstufen | 282 |
| 5.6.6.3 | Werks- oder Speditionsverkehr | 284 |
| 5.6.6.4 | Auswahl der Transportmittel | 284 |
| 5.6.7 | Bestimmung der Transportentfernung | 285 |
| 5.6.7.1 | Was soll ermittelt werden? | 285 |
| 5.6.7.2 | Der befragungsorientierte Ansatz – Stufe Abfüllbetrieb | 286 |
| 5.6.7.3 | Der verbrauchsorientierte Ansatz | 288 |
| 5.6.7.4 | Die Erfassung der Entfernungen auf den weiteren Distributionsstufen | 290 |
| 5.6.7.5 | Stärken und Schwächen der vorgestellten Ansätze | 291 |
| 5.6.7.6 | Ermittlung der Leerfahrtenanteile | 293 |
| 5.6.7.7 | Ermittlung der Redistributionsentfernung | 293 |
| 5.6.7.8 | Ermittlung der Rückführungsentfernung | 295 |
| 5.6.7.9 | Sensitivitätsanalysen | 295 |
| 5.7 | Thema Prozessdaten..... | 296 |
| 5.7.1 | Daten und Datenqualität als Thema der Verpackungsökobilanz..... | 296 |
| 5.7.2 | Daten im Kontext von Getränkeverpackungsökobilanzen | 298 |
| 5.7.2.1 | Datengruppen und Datenkategorien im Modell der Verpackungsökobilanz | 298 |
| 5.7.2.2 | Relevanz einzelner Datengruppen | 301 |
| 5.7.2.3 | Arten von Daten | 302 |
| 5.7.3 | Mindestanforderungen an die Dokumentation der verwendeten Daten | 304 |
| 5.8 | Thema Allokation..... | 316 |
| 5.8.1 | Einführung ins Thema | 316 |
| 5.8.1.1 | Die Allokationsproblematik | 316 |
| 5.8.1.2 | Gutschriften | 319 |
| 5.8.1.3 | Attributive und konsequentielle Modellierung - zwei Konzepte | 321 |
| 5.8.1.4 | Die Allokationsdiskussion | 324 |
| 5.8.1.5 | Vorgehen zum Abgleich der bisherigen UBA-Methode mit dem internationalen Stand | 326 |
| 5.8.2 | Allokation nach ISO 14044..... | 327 |
| 5.8.2.1 | Grundsätze der Allokation | 327 |
| 5.8.2.2 | Umgang mit Koppelprodukten auf der Systemebene | 328 |
| 5.8.3 | UBA-Methode im Kontext der aktuellen Allokationsdiskussion..... | 329 |
| 5.8.3.1 | Umgang mit Koppelprodukten auf der Prozessebene | 329 |
| 5.8.3.2 | Umgang mit Koppelprodukten auf der Systemebene | 331 |
| 5.8.3.3 | Transportallokation | 337 |

| | | |
|----------|--|-----|
| 5.8.4 | Übergreifende Betrachtung | 337 |
| 5.8.4.1 | Aktualisierungsbedarf | 337 |
| 5.8.4.2 | Klärungsbedarf | 338 |
| 5.8.5 | Zusammenfassung der Beiträge aus dem Begleitkreis | 340 |
| 5.8.5.1 | Umgang mit Koppelprodukten auf der Prozessebene | 340 |
| 5.8.5.2 | Gutschriftenmethoden bei der Systemallokation | 340 |
| 5.8.6 | Fazit | 342 |
| 5.9 | Thema Wirkungsabschätzung | 343 |
| 5.9.1 | Hintergrund der Ableitung von Mindestanforderungen | 343 |
| 5.9.1.1 | Die Wirkungsabschätzung als Phase der Ökobilanz | 343 |
| 5.9.1.2 | Auswahl von Wirkungskategorien | 348 |
| 5.9.2 | Rahmenbedingungen der Entwicklung von Mindestanforderungen hinsichtlich Wirkungsabschätzung | 349 |
| 5.9.2.1 | Wissenschaftliche und politische Rahmenbedingungen | 349 |
| 5.9.2.2 | Umweltrelevanz im Kontext von Ökobilanzen | 350 |
| 5.9.2.3 | Bedeutung von Schutzziele für die Wahl des Charakterisierungsmodells | 352 |
| 5.9.2.4 | Datenverfügbarkeit in der Sachbilanz versus Datenanforderungen von Charakterisierungsmodellen | 352 |
| 5.9.2.5 | Indikatoren in Forschung und Praxis | 353 |
| 5.9.2.6 | Fate-Modelle | 355 |
| 5.9.2.7 | Attributive und konsequenzielle Ökobilanzen | 357 |
| 5.9.2.8 | Abgrenzung LCA, SLCA, LCC | 359 |
| 5.9.2.9 | Abgrenzung zur Risikoabschätzung | 360 |
| 5.9.2.10 | Abgrenzung zum Vorgehen im Rahmen der Politik zu Luftreinhaltung, Gewässer- und Bodenschutz | 360 |
| 5.9.3 | Empfehlungen zur Behandlung der Wirkungsabschätzung | 361 |
| 5.9.3.1 | Verbindliche Bestandteile - Wirkungskategorien, Charakterisierungsmodelle und Indikatoren | 361 |
| 5.9.3.2 | Optionale Bestandteile | 367 |
| 5.10 | Thema Auswertung | 369 |
| 5.10.1 | Mindestanforderungen für die Behandlung der Auswertung | 369 |
| 5.10.1.1 | Verbindliche Bestandteile - Wirkungskategorien | 369 |
| 5.10.1.2 | Identifizierung signifikanter Parameter: Signifikanz der Vergleichsergebnisse von Verpackungssystemen | 373 |
| 5.10.1.3 | Beurteilung | 373 |
| 5.10.1.4 | Schlussfolgerungen, Einschränkungen und Empfehlungen | 374 |

| | | |
|----------|---|-----|
| 5.10.2 | Die Auswertung als Phase der Ökobilanz | 374 |
| 5.10.2.1 | Methodische Einordnung | 374 |
| 5.10.2.2 | Die Struktur der Auswertung nach [ISO 14044] | 375 |
| 5.10.3 | Anforderungen bezüglich der Auswertung in den vier Phasen der Ökobilanz | 379 |
| 5.10.3.1 | Anforderungen an die Auswertung im Kontext der Definition von Ziel und Untersuchungsrahmen | 379 |
| 5.10.3.2 | Anforderungen im Rahmen der Sachbilanz im Hinblick auf die Auswertung | 380 |
| 5.10.3.3 | Anforderungen im Rahmen der Wirkungsabschätzung im Hinblick auf die Auswertung | 380 |
| 5.10.3.4 | Anforderungen in der Auswertung | 380 |
| 5.10.4 | Bisher in UBA Ökobilanzen verwendete Methoden | 380 |
| 5.10.4.1 | Methode gemäß [UBA 1999] | 381 |
| 5.10.4.2 | Anwendung der UBA-Methode in Ökobilanzen zu Getränkeverpackungen | 386 |
| 5.10.5 | Schlussfolgerungen sowie Vorschlag der Auftragnehmer zu zukünftig anzuwendenden Methoden in der Auswertung und Ableitung der Mindestanforderungen | 387 |
| 5.10.5.1 | Identifizierung signifikanter Parameter | 388 |
| 5.10.5.2 | Beurteilung | 389 |
| 5.10.5.3 | Schlussfolgerungen, Einschränkungen und Empfehlungen | 389 |
| 5.10.6 | Ergänzend zu adressierende Themen | 391 |
| 5.10.6.1 | Kritische Prüfung | 391 |
| 5.10.6.2 | Berichterstattung | 392 |
| 6 | Definition von Mindestanforderungen für zukünftige Ökobilanzen | 393 |
| 6.1 | Allgemeine Aspekte | 393 |
| 6.1.1 | Auftraggeber und Ersteller der Ökobilanz | 393 |
| 6.1.2 | Datum des Ökobilanz-Berichtes..... | 393 |
| 6.1.3 | Konformitätserklärung | 393 |
| 6.1.4 | Art der Kritischen Prüfung: | 393 |
| 6.1.5 | Begleitkreis..... | 394 |
| 6.1.6 | Frühzeitige Einbeziehung des UBA..... | 394 |
| 6.2 | Ziel der Studie..... | 394 |
| 6.2.1 | Gründe für die Durchführung der Studie | 394 |
| 6.2.2 | Vorgesehene Verwendung..... | 394 |
| 6.2.3 | Zielgruppen | 394 |
| 6.2.4 | Angaben zur Veröffentlichung der Ökobilanz-Studie | 395 |

| | | |
|----------|---|-----|
| 6.3 | Untersuchungsrahmen der Studie..... | 395 |
| 6.3.1 | Funktionelle Einheit | 395 |
| 6.3.2 | Definition des Getränkesegments | 396 |
| 6.3.3 | Auswahl und Beschreibung der untersuchten Getränkeverpackungssysteme | 398 |
| 6.3.3.1 | Untersuchte Systeme der Wirtschaftsbeteiligten im Kontext VerpackV | 398 |
| 6.3.3.2 | Auswahl und Beschreibung des Referenzsystems | 399 |
| 6.3.3.3 | Auswahl und Beschreibung weiterer Getränkeverpackungssysteme | 399 |
| 6.3.4 | Beschreibung der Distributionsstrukturen..... | 399 |
| 6.3.5 | Ermittlung und Dokumentation der Umlaufzahlen für Mehrwegsysteme..... | 400 |
| 6.3.6 | Darstellung der Entsorgungswege..... | 400 |
| 6.3.7 | Referenzfluss | 401 |
| 6.3.8 | Systemgrenzen | 401 |
| 6.3.8.1 | technische Systemgrenze | 401 |
| 6.3.8.2 | geographische Systemgrenze | 402 |
| 6.3.8.3 | zeitliche Systemgrenze | 402 |
| 6.3.9 | Abschneidekriterien | 403 |
| 6.3.10 | Allokation | 403 |
| 6.3.11 | Anforderungen an die Datenqualität..... | 403 |
| 6.3.12 | Wirkungskategorien und Wirkungsindikatoren | 403 |
| 6.3.12.1 | Verbindliche Bestandteile - Wirkungskategorien | 404 |
| 6.3.12.2 | Optionale Bestandteile – Normierung, Ordnung, Gewichtung | 408 |
| 6.3.13 | Szenarien | 408 |
| 6.3.14 | Methode der Auswertung | 411 |
| 6.3.14.1 | Festlegung der Signifikanzschwelle | 411 |
| 6.3.14.2 | Konsistenzprüfung | 411 |
| 6.3.15 | Aufbau des Berichtes | 411 |
| 6.4 | Sachbilanz..... | 412 |
| 6.4.1 | Auswahl von Daten und Behandlung fehlender Daten..... | 412 |
| 6.4.2 | Auswahl der Verpackungssysteme..... | 413 |
| 6.4.2.1 | Ermittlung der Getränkesegmente | 413 |
| 6.4.2.2 | Ermittlung der Getränkeverpackungssysteme | 413 |
| 6.4.2.3 | Ermittlung des Referenzverpackungssystems | 416 |
| 6.4.3 | Ableitung der Systemparameter..... | 417 |
| 6.4.3.1 | Entsorgungswege | 417 |

| | | |
|----------|---|-----|
| 6.4.3.2 | Ermittlung der Packmittelgewichte | 420 |
| 6.4.3.3 | Ermittlung der Umlaufzahlen bei Mehrwegsystemen | 422 |
| 6.4.3.4 | Distribution | 423 |
| 6.4.4 | Qualitative und quantitative Beschreibung der Prozessmodule | 426 |
| 6.4.4.1 | Datentypen | 426 |
| 6.4.4.2 | Datenquellen für Modellierung von Prozessdaten | 427 |
| 6.4.4.3 | Dokumentation und Validierung von Prozessdaten | 428 |
| 6.4.5 | Allokation | 429 |
| 6.4.5.1 | Prozessallokation durch die Studienbearbeiter | 429 |
| 6.4.5.2 | Prozessallokation in vorgefertigten Datensätzen | 429 |
| 6.4.5.3 | Transportallokation | 430 |
| 6.4.5.4 | Handhabung von Koppelprodukten auf Systemebene | 430 |
| 6.4.6 | Anforderungen an die Daten zur Berechnung der Wirkungsindikatoren | 430 |
| 6.4.6.1 | Ressourcenbeanspruchung - Sachbilanz | 430 |
| 6.4.6.2 | Naturraumbeanspruchung - Sachbilanz | 431 |
| 6.4.6.3 | Süßwasserbeanspruchung - Sachbilanz | 431 |
| 6.4.6.4 | Klimawandel - Sachbilanz | 432 |
| 6.4.6.5 | Stratosphärischer Ozonabbau - Sachbilanz | 433 |
| 6.4.6.6 | Photochemische Oxidantenbildung/Sommersmog - Sachbilanz | 433 |
| 6.4.6.7 | Eutrophierung und Sauerstoffzehrung - Sachbilanz | 433 |
| 6.4.6.8 | Versauerung - Sachbilanz | 433 |
| 6.4.6.9 | Human- und Ökotoxizität - Sachbilanz | 434 |
| 6.4.6.10 | Toxische Schädigung von Menschen durch Feinstaub - Sachbilanz | 434 |
| 6.4.6.11 | Toxische Schädigung von Menschen durch ionisierende Strahlung - Sachbilanz | 434 |
| 6.4.7 | Durchführung der Sensitivitätsanalysen | 434 |
| 6.4.7.1 | Durchführung der verbindlichen Sensitivitätsanalysen | 434 |
| 6.4.7.2 | Durchführung der Sensitivitätsanalysen nach Einzelfallprüfung | 434 |
| 6.4.7.3 | Durchführung weiterer Sensitivitätsanalysen | 434 |
| 6.4.8 | Darstellung der Ergebnisse/ Dokumentationspflichten | 434 |
| 6.5 | Wirkungsabschätzung | 435 |
| 6.5.1 | Verbindliche Bestandteile - Berechnung der Wirkungskategorie- Indikatoren und Darstellung der Ergebnisse | 435 |
| 6.5.1.1 | Ressorcenbeanspruchung - Wirkungsabschätzung | 435 |
| 6.5.1.2 | Naturraumbeanspruchung - Wirkungsabschätzung | 435 |
| 6.5.1.3 | Süßwasserbeanspruchung - Wirkungsabschätzung | 435 |

| | | |
|----------|--|-----|
| 6.5.1.4 | Klimawandel - Wirkungsabschätzung | 436 |
| 6.5.1.5 | stratosphärischer Ozonabbau - Wirkungsabschätzung | 436 |
| 6.5.1.6 | Photochemische Oxidantienbildung / Sommersmog - Wirkungsabschätzung | 436 |
| 6.5.1.7 | Eutrophierung und Sauerstoffzehrung - Wirkungsabschätzung | 437 |
| 6.5.1.8 | Versauerung - Wirkungsabschätzung | 437 |
| 6.5.1.9 | Human- und Ökotoxizität - Wirkungsabschätzung | 437 |
| 6.5.1.10 | Toxische Schädigung von Menschen durch Feinstaub - Wirkungsabschätzung | 437 |
| 6.5.1.11 | Toxische Schädigung von Menschen durch ionisierende Strahlung - Wirkungsabschätzung | 437 |
| 6.5.2 | Optionale Bestandteile - Normierung | 437 |
| 6.5.3 | Anforderung an die Darstellung der Wirkungsabschätzungsergebnisse | 437 |
| 6.6 | Auswertung..... | 438 |
| 6.6.1 | Identifizierung signifikanter Parameter | 438 |
| 6.6.2 | Beurteilung..... | 438 |
| 6.6.2.1 | Vollständigkeitsprüfung | 438 |
| 6.6.2.2 | Sensitivitätsanalysen | 438 |
| 6.6.2.3 | Konsistenzprüfung | 438 |
| 6.6.3 | Getränkesegmente | 438 |
| 6.6.4 | Packmittelgewichte | 438 |
| 6.6.5 | Umlaufzahlen..... | 439 |
| 6.6.6 | Entsorgungswege | 439 |
| 6.6.7 | Distribution..... | 439 |
| 6.6.8 | optionale freiwillige Zusatzauswertungen | 439 |
| 6.6.9 | Allokation | 440 |
| 6.6.10 | Auswertung der Ergebnisse gegliedert nach Wirkungskategorien..... | 440 |
| 6.6.10.1 | Ressourcenbeanspruchung - Auswertung | 440 |
| 6.6.10.2 | Naturraumbeanspruchung - Auswertung | 440 |
| 6.6.10.3 | Süßwasserbeanspruchung - Auswertung | 441 |
| 6.6.10.4 | Klimawandel - Auswertung | 441 |
| 6.6.10.5 | Stratosphärischer Ozonabbau - Auswertung | 442 |
| 6.6.10.6 | Photochemische Oxidantienbildung/Sommersmog - Auswertung | 442 |
| 6.6.10.7 | Eutrophierung und Sauerstoffzehrung - Auswertung | 442 |
| 6.6.10.8 | Versauerung - Auswertung | 442 |
| 6.6.10.9 | Human- und Ökotoxizität - Auswertung | 443 |

| | | |
|-----------|--|-----|
| 6.6.10.10 | Toxische Schädigung von Menschen durch Feinstaub - Auswertung | 443 |
| 6.6.10.11 | Toxische Schädigung von Menschen durch ionisierende Strahlung - Auswertung | 443 |
| 6.6.11 | Berücksichtigung optionaler Bestandteile der Wirkungsabschätzung..... | 444 |
| 6.6.12 | Schlussfolgerungen, Einschränkungen und Empfehlungen | 444 |
| 7 | Exemplarische Überprüfung der Mindestanforderungen..... | 445 |
| 7.1 | Mindestanforderungen an die Auswahl von Verpackungssystemen | 445 |
| 7.2 | Mindestanforderungen an die Ableitung der Rechenparameter | 450 |
| 7.2.1 | Übersicht über die zu bilanzierenden Systeme..... | 450 |
| 7.2.2 | Einreichungen aus dem Begleitkreis | 451 |
| 7.2.3 | Ableitung der Rechenparameter..... | 453 |
| 7.2.3.1 | Gewichte und Materialien | 453 |
| 7.2.3.2 | Umlaufzahlen der Mehrwegkomponenten | 456 |
| 7.2.3.3 | Ableitung der Distributionsentfernungen | 457 |
| 7.2.3.4 | Ableitung der Entsorgungswege | 461 |
| 7.2.3.5 | Verwendung eingereichter Prozessdaten | 464 |
| 7.3 | Ergebnisse Validierungsrechnung..... | 465 |
| 8 | Schlussfolgerungen | 479 |
| 9 | Quellenverzeichnis..... | 483 |
| 10 | Anhänge..... | 489 |

Abbildungsverzeichnis

| | | |
|---------------|---|-----|
| Abbildung 1: | Bearbeitungsweise des Projektes: Interaktion mit Auftraggeber und Begleitkreis..... | 61 |
| Abbildung 2: | Übersicht der Getränkesegmente in Ökobilanzen | 90 |
| Abbildung 3: | Übersicht der Verpackungssysteme in Ökobilanzen – Marktsegment Sofortverzehr..... | 94 |
| Abbildung 4: | Übersicht der Verpackungssysteme in Ökobilanzen – Marktsegment Vorratshaltung..... | 94 |
| Abbildung 5: | Übersicht der Packmittelgewichte (g) (nur Körper) in Ökobilanzen | 98 |
| Abbildung 6: | Übersicht der Gewichte Primärverpackung (g) inkl. Ausstattungen in Ökobilanzen..... | 99 |
| Abbildung 7: | Übersicht funktionelle Einheit und Referenzfluss..... | 102 |
| Abbildung 8: | Stoffflüsse ab Verbraucher | 109 |
| Abbildung 9: | Übersicht über die Erfassungssysteme und Erfassungsquoten..... | 111 |
| Abbildung 10: | Übersicht über die Behandlungswege innerhalb der Restmüllfraktion | 111 |
| Abbildung 11: | Übersicht der Umlaufzahlen von Mehrweg-Flaschen in Ökobilanzen | 114 |
| Abbildung 12: | Übersicht der Umlaufzahlen von Mehrweg-Kästen in Ökobilanzen | 115 |
| Abbildung 13: | Distributionsentfernungen in Ökobilanzen (km)..... | 118 |
| Abbildung 14: | Übersicht Systemgrenzen | 121 |
| Abbildung 15: | Übersicht Allokation..... | 129 |
| Abbildung 16: | Zusammenfassung Transportallokation | 131 |
| Abbildung 17: | Zusammenfassung Systemallokation | 132 |
| Abbildung 18: | Übersicht Wirkungsabschätzung und ausgewertete Sachbilanzindikatoren | 134 |
| Abbildung 19: | Übersicht über die Herkunft der Rohmaterialdaten | 141 |
| Abbildung 20: | Übersicht über die Herkunft der Prozessdaten der Verpackungsherstellung..... | 144 |
| Abbildung 21: | Übersicht über die Herkunft der Prozessdaten zur Getränkeabfüllung | 146 |
| Abbildung 22: | Übersicht über die Herkunft der Prozessdaten der Entsorgungsprozesse | 148 |
| Abbildung 23: | Übersicht über die Herkunft der Hintergrunddaten..... | 149 |
| Abbildung 24: | Zweifache Zielsetzung der Getränkesegmentierung für Ökobilanzen | 163 |
| Abbildung 25: | Einstufung ausgewählter flüssiger Lebensmittel..... | 166 |

| | | |
|---------------|--|-----|
| Abbildung 26: | Einordnung der Adressaten bezüglich des Interesses an unterschiedlichen Ebenen..... | 168 |
| Abbildung 27: | Getränkesegmente, Verpackungssysteme und Referenzsysteme | 171 |
| Abbildung 28: | Übersicht Getränkesegmente | 173 |
| Abbildung 29: | Vielfalt der Verpackungsfunktionen am Beispiel der Schutzfunktion | 187 |
| Abbildung 30: | Beispiel horizontaler Vielfalt von Hauptpackmitteln..... | 199 |
| Abbildung 31: | Definition Hauptpackmittel / Verpackungsgruppe | 200 |
| Abbildung 32: | Auswahlkriterien zur Einbeziehung von Hauptpackmitteln aus einer Verpackungsgruppe | 202 |
| Abbildung 33: | Auswahlkriterien zur Einbeziehung von Hauptpackmitteln in der Gesamtdarstellung eines Getränkesegmentes..... | 203 |
| Abbildung 34: | Beispiel zur Beschreibung einer Getränkeverpackung und der vertikalen Vielfalt | 204 |
| Abbildung 35: | Auswahl von Varianten aus vertikaler Vielfalt | 207 |
| Abbildung 36: | Gegenüberstellung der Vorgehensweise Vergleich mit und ohne Referenzsystem | 210 |
| Abbildung 37: | Entscheidungsschema zur Auswahl eines Referenzgebindes | 212 |
| Abbildung 38: | Entscheidungsschema zur Auswahl eines Referenzgebindes - Beispiel..... | 213 |
| Abbildung 39: | Vorgehensweise zur Ermittlung der Packmittelgewichte im Überblick..... | 215 |
| Abbildung 40: | Bandbreiten der Gewichte bei verschiedenen Hauptpackmitteln..... | 217 |
| Abbildung 41: | Alternativen zur Ermittlung des Einzelgewichts eines Packmittels..... | 220 |
| Abbildung 42: | Stichprobenvarianten bei der Ermittlung von Packmittelgewichten | 222 |
| Abbildung 43: | Überprüfung von Packmittelgewichten in Gramm durch Stichproben – Beispiel mit Stichprobe n=10 | 223 |
| Abbildung 44: | Überprüfung von Packmittelgewichten unterschiedlicher Hersteller | 224 |
| Abbildung 45: | Abstufung der Anforderungen zur Datenerhebung bei unterschiedlichen Packmittelkomponenten | 225 |
| Abbildung 46: | schematische Übersicht über die Modellierung der Entsorgungswege in Verpackungsökobilanzen | 230 |
| Abbildung 47: | Modellrechnung 1: Verluste, Zukäufe und Umlaufzahlen in einem statischen Markt | 250 |
| Abbildung 48: | Sinkender Grenznutzen der Umlaufzahl in der ökobilanziellen Betrachtung..... | 252 |
| Abbildung 49: | Definition Kreislaufsysteme | 254 |

| | | |
|---------------|--|-----|
| Abbildung 50: | Beispiele für Getränkesegment übergreifenden Einsatz von Mehrweggebinden | 255 |
| Abbildung 51: | Darstellung des Bestandes und der kumulierten Verluste eines Mehrwegsystems | 266 |
| Abbildung 52: | Beispielhafte Darstellung der Distributionsstufen für ein Verpackungssystem | 284 |
| Abbildung 53: | Varianten der Sortierung in der Redistribution zwischen GFGH und Abfüller..... | 294 |
| Abbildung 54: | Systemmodule Verpackungssystem-Modell, schematisch..... | 299 |
| Abbildung 55: | Zuordnung von Systemmodulen zu Datengruppen einer Getränkeverpackungsökobilanz | 299 |
| Abbildung 56: | Determinanten des Materialinputs in das Untersuchungssystem | 302 |
| Abbildung 57: | Bandbreiten der Gewichte bei verschiedenen Hauptpackmitteln..... | 344 |
| Abbildung 58: | Formell zur Berechnung des spezifischen Beitrags | 347 |
| Abbildung 59: | Übersicht Wirkungsabschätzung | 362 |
| Abbildung 60: | Ordnung der Wirkungskategorien..... | 382 |
| Abbildung 61: | Generierung der „ökologischen Priorität“ | 383 |
| Abbildung 62: | Paarweiser Vergleich von Produktsystemen | 384 |
| Abbildung 63: | Ableitung der ökologischen Priorität ohne Berücksichtigung des „Spezifischen Beitrags“ | 387 |
| Abbildung 64: | Übersicht über Getränkesegmente und Getränkearten | 398 |
| Abbildung 65: | Entscheidungsschema zur Auswahl und die Behandlung fehlender bzw. unzureichender Systemparameter und Prozessdaten..... | 412 |
| Abbildung 66: | Entscheidungsschema zur Ermittlung der berücksichtigten Getränkeverpackungssysteme | 416 |
| Abbildung 67: | Entscheidungsschema zur Auswahl eines Referenzgebindes | 417 |
| Abbildung 68: | Abstufung der Anforderungen zur Datenerhebung bei unterschiedlichen Packmittelkomponenten | 421 |
| Abbildung 69: | Systemmodule Verpackungssystem-Modell, schematisch..... | 427 |
| Abbildung 70: | Wasser mit CO ₂ – Auswahl der Getränkeverpackungsgruppen | 446 |
| Abbildung 71: | Wasser mit CO ₂ – Auswahl der Getränkeverpackungen..... | 446 |
| Abbildung 72: | Wasser ohne CO ₂ – Auswahl der Getränkeverpackungsgruppen..... | 447 |
| Abbildung 73: | Wasser ohne CO ₂ – Auswahl der Getränkeverpackungen | 447 |
| Abbildung 74: | Wasser ohne CO ₂ – Auswahl der Getränkeverpackungsgruppen - Alternative..... | 449 |
| Abbildung 75: | Wasser ohne CO ₂ – Auswahl der Getränkeverpackungen - Alternative..... | 449 |

| | | |
|---------------|---|-----|
| Abbildung 76: | Übersicht über die 9 im Arbeitspaket 4 zu untersuchenden Gebinde | 451 |
| Abbildung 77: | Systematik der Mindestanforderungen | 480 |
| Abbildung 78: | Entscheidungsschema zur Auswahl und die Behandlung fehlender bzw. unzureichender Systemparameter und Prozessdaten | 481 |

Tabellenverzeichnis

| | | |
|-------------|---|-----|
| Tabelle 1: | Liste der Studien zu Ökobilanzen von Getränkeverpackungen und inwieweit diese im F&E Vorhaben berücksichtigt werden sollen..... | 63 |
| Tabelle 2: | Studiensteckbrief UBA 1995a | 67 |
| Tabelle 3: | Studiensteckbrief IFEU 1999 | 68 |
| Tabelle 4: | Studiensteckbrief IFEU 2000 | 69 |
| Tabelle 5: | Studiensteckbrief UBA 2000a | 70 |
| Tabelle 6: | Studiensteckbrief UBA 2002 | 71 |
| Tabelle 7: | Studiensteckbrief IFEU 2003 | 72 |
| Tabelle 8: | Studiensteckbrief IFEU 2004a | 73 |
| Tabelle 9: | Studiensteckbrief IFEU 2004b | 74 |
| Tabelle 10: | Studiensteckbrief IFEU 2006 | 75 |
| Tabelle 11: | Studiensteckbrief IFEU 2008 | 76 |
| Tabelle 12: | Studiensteckbrief IFEU 2010a | 77 |
| Tabelle 13: | Studiensteckbrief IFEU 2010b | 78 |
| Tabelle 14: | Studiensteckbrief IFEU 2010c | 79 |
| Tabelle 15: | Übersicht funktionelle Einheit und Referenzfluss..... | 103 |
| Tabelle 16: | Übersicht funktionelle Systemgrenzen A..... | 122 |
| Tabelle 17: | Übersicht funktionelle Systemgrenzen B..... | 122 |
| Tabelle 18: | Übersicht Allokation..... | 130 |
| Tabelle 19: | Übersicht Wirkungsabschätzung und ausgewertete Sachbilanzindikatoren | 134 |
| Tabelle 20: | Anforderungskriterien zur Auswahl von Verpackungssystemen | 201 |
| Tabelle 21: | Anteile Mehrweg nach Getränkesystemen..... | 211 |
| Tabelle 22: | Tabellarische Beschreibung eines Verpackungssystems | 216 |
| Tabelle 23: | Signifikante Stellen bei der Ermittlung von Packmittelgewichten | 218 |
| Tabelle 24: | Beispiel Bestimmung des Referenzflusses einer 1,5L PET EW Flasche bei einer Funktionellen Einheit von 1.000L am Ort der letzten Handelsstufe | 228 |
| Tabelle 25: | Beispielhafte Übersicht über verschiedene Entsorgungswege differenziert nach Ort des Abfallanfalls | 232 |
| Tabelle 26: | Ableitung von Ökobilanzquoten | 237 |
| Tabelle 27: | Beispiel notwendige öEQ und öSQ für eine Getränkeverpackung inkl. der vertikalen Vielfalt (ohne Berücksichtigung möglicherweise verscheidender Entsorgungswege) | 240 |
| Tabelle 28: | Beispiel: Ableitung von Ökobilanzquoten auf Basis von Quoten aus der abfallwirtschaftlichen Berichterstattung | 243 |

| | | |
|-------------|--|-----|
| Tabelle 29: | Einfluss der Bandbreite einer Umlaufzahl auf den Referenzfluss in Abhängigkeit von der Höhe der Umlaufzahl | 252 |
| Tabelle 30: | Beispielhafte Parameter für die Produktionsrechnung | 264 |
| Tabelle 31: | Modellbetrachtung über den Einfluss der Exporte auf die Umlaufzahl | 270 |
| Tabelle 32: | Transportparameter für die Distribution von Mineralwasser in der UBA-Ökobilanz II | 275 |
| Tabelle 33: | Absatzbezogene Effekte auf die durchschnittliche Distributionsentfernung | 276 |
| Tabelle 34: | Gegenüberstellung der beiden Ansätze zur Ermittlung der Distributionsentfernung | 292 |
| Tabelle 35: | Zuordnung der Mindestanforderungstabellen zu Prozessdatenkategorien | 305 |
| Tabelle 36: | Mindestanforderungen Prozessdatenkategorie materialspezifische Herstellungsdaten der Ausgangsstoffe (Rohmaterialinventare) | 308 |
| Tabelle 37: | Mindestanforderungen Prozessdatenkategorie material- bzw. verpackungssystemspezifische Verarbeitungsdaten:..... | 310 |
| Tabelle 38: | Mindestanforderungen Prozessdatenkategorie Hintergrundprozesse mit materialspezifischer Anpassung | 312 |
| Tabelle 39: | Mindestanforderungen Prozessdatenkategorie Hintergrundprozesse mit verpackungssystemspezifischer Anpassung | 314 |
| Tabelle 40: | Mindestanforderungen Prozessdatenkategorie Hintergrundprozesse gänzlich unspezifisch | 315 |
| Tabelle 41: | Typisierung von Indikatorenlisten unterschiedlicher Institutionen | 363 |
| Tabelle 42: | Übersicht der zu berücksichtigenden Wirkungskategorien und Sachbilanzparameter | 364 |
| Tabelle 43: | Änderungen gegenüber [UBA 2000] und Folgestudien - Input | 365 |
| Tabelle 44: | Änderungen gegenüber [UBA 2000] und Folgestudien - Output..... | 366 |
| Tabelle 45: | Übersicht zu berücksichtigten Wirkungskategorien | 404 |
| Tabelle 46: | Übersicht der Szenarien der Sensitivitätsanalysen | 409 |
| Tabelle 47: | Anforderungskriterien zur Auswahl von Verpackungssystemen | 415 |
| Tabelle 48: | Auswahlmatrix: Datentypen und Datenarten..... | 428 |
| Tabelle 49: | Übersicht der Mindestanforderungen an die Dokumentation und Validierung für die einzelnen Datentypen und Datengruppen | 429 |
| Tabelle 50: | Übersicht Systeme in AP 4 | 451 |
| Tabelle 51: | Übersicht über Einreichungen aus dem Begleitkreis | 452 |
| Tabelle 52: | Bewertung der eingereichten Informationen bzgl. der Verpackungsspezifikationen..... | 454 |

| | | |
|-------------|---|-----|
| Tabelle 53: | Rekalkulation der der Distributionsdistanzen vom Abfüller zum POS auf Basis von [Deloitte 2013] | 459 |
| Tabelle 54: | Distributionsmodelle für die Bilanzierung in AP 4 | 460 |
| Tabelle 55: | Annahmen für die Sensitivitätsanalyse bzgl. der Distributionsmodelle..... | 461 |
| Tabelle 56: | Distributionsmodelle für die Bilanzierung in AP 4 Sensitivitätsanalyse bzgl. der Distributionsmodelle | 461 |
| Tabelle 57: | Ableitung der EOL Quoten für die Bilanzierung in AP 4 | 464 |
| Tabelle 58: | Zusammenstellung der Eingangsparameter in die Validierungsrechnung | 467 |
| Tabelle 59: | Ergebnisse der Validierungsrechnung für 0,7L Glas MW Pool (GDB) Gebinde | 468 |
| Tabelle 60: | Ergebnisse der Validierungsrechnung für 0,7L Glas MW Ind. Gebinde | 469 |
| Tabelle 61: | Ergebnisse der Validierungsrechnung für 1,0L PET MW Pool (GDB) Gebinde | 471 |
| Tabelle 62: | Ergebnisse der Validierungsrechnung für 1,0L PET MW Ind. Gebinde | 472 |
| Tabelle 63: | Ergebnisse der Validierungsrechnung für 1,5 L PET EW Systeme | 473 |
| Tabelle 64: | Ergebnisse der Validierungsrechnung für 1,0L PET EW (PETCYCLE)Systeme | 474 |
| Tabelle 65: | Ergebnisse der Validierungsrechnung für 0,5L Weißblechdosensysteme..... | 475 |
| Tabelle 66: | Ergebnisse der Validierungsrechnung für 0,5L Aluminiumdosensysteme..... | 476 |
| Tabelle 67: | Ergebnisse der Validierungsrechnung für 1,0L Getränkeverbundkartonsysteme | 477 |

Abkürzungsverzeichnis

| | |
|----------------|---|
| Abs. | Absatz |
| AF | Allokationsfaktor |
| AfG | Alkoholfreie Getränke |
| AGeV | Verordnung über bestimmte alkoholhaltige Getränke |
| AGVU | Arbeitsgemeinschaft Verpackung und Umwelt |
| AP | Arbeitspaket |
| BDE | Bundesverband der Deutschen Entsorgungs-, Wasser-, und Rohstoffwirtschaft |
| BierV | Bierverordnung |
| BMUB | Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit |
| bspw. | beispielsweise |
| BUND | Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland |
| BV Glas | Bundesverband Glasindustrie |
| BVE | Bundesvereinigung der Deutschen Ernährungsindustrie |
| BV-GFGH | Bundesverband des Deutschen Getränkefachgroßhandels |
| BVSE | Bundesverband Sekundärrohstoffe und Entsorgung |
| C+C | Cash and Carry |
| DIN | Deutsche Industrie Norm |
| DSD | Duale Systeme Deutschland |
| DUH | Deutsche Umwelthilfe |
| DWV | Deutscher Weinbauverband |
| e. V. | eingetragener Verein |
| EoL | End of Life |
| et al. | et aliens (und weitere) |
| etc. | et cetera (und weitere) |
| EW | Einweg |
| F&E | Forschung und Entwicklung |
| fE | funktionelle Einheit |
| FKN | Fachverband Kartonverpackungen für flüssige Nahrungsmittel |
| FKZ | Forschungskennziffer |
| FrSaftV | Verordnung über Fruchtsaft, einige ähnliche Erzeugnisse und Fruchtnektar |
| GAM | Getränkeabholmarkt |
| GDA | Gesamtverband der deutschen Aluminiumindustrie |
| GDB | Genossenschaft Deutscher Brunnen eG |

| | |
|--------------------|---|
| gem. | gemäß |
| GFGH | Getränkefachgroßhandel |
| GfK | Gesellschaft für Konsumforschung |
| GMO | Gemeinsame Organisation der Agrarmärkte |
| GüKG | Güterkraftverkehrsgesetz |
| GVM | GVM Gesellschaft für Verpackungsmarktforschung mbH |
| HDE | Handelsverband Deutschland |
| HoReGa | Hotel, Restaurants, Gaststätten |
| i. d. R. | in der Regel |
| IFEU | Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH |
| IK | Industrievereinigung Kunststoffverpackungen |
| ISO | International Organisation for Standardization |
| L | Liter |
| LCA | Life Cycle Assessment (Ökobilanz) |
| LEH | Lebensmitteleinzelhandel |
| LFGB | Lebensmittel-, Bedarfsgegenstände- und Futtermittelgesetzbuch |
| LKW | Lastkraftwagen |
| MHD | Mindesthaltbarkeitsdatum |
| Min/TafelWV | Verordnung über natürliches Mineralwasser, Quellwasser und Tafelwasser |
| MIV | Milchindustrie-Verband |
| MW | Mehrweg |
| NABU | Naturschutzbund Deutschland |
| NRO | Nicht-Regierungs-Organisationen |
| NRW | Nordrhein-Westphalen |
| övE | ökologisch-vorteilhaftes Einweg |
| PEF | Product Environmental Footprint |
| PET -SK | PET Stoffkreislaufflasche (oftmals Synonym verwendet für PETCYCLE System) |
| POS | Point of Sale |
| PPK | Papier, Pappe, Karton |
| SIM | Stiftung Initiative Mehrweg |
| tkm | Tonnenkilometer |
| UBA | Umweltbundesamt |
| usw. | und so weiter |
| VDEh | Verein Deutscher Eisenhüttenleute |
| VdF | Verband der deutschen Fruchtsaft-Industrie e. V. (VdF) |

| | |
|-----------------|---|
| VdF | Verband der deutschen Fruchtsaft-Industrie |
| VDM | Verband Deutscher Mineralbrunnen |
| VerpackV | Verpackungsverordnung |
| VZBV | Verbraucherzentrale Bundesverband |
| WAFG | Wirtschaftsvereinigung alkoholfreier Erfrischungsgetränke |
| WeinV | Weinverordnung |
| z. B. | zum Beispiel |
| z. T. | zum Teil |
| z. Z. | zur Zeit |
| ZL | Zentrallager |

Zusammenfassung

Hintergrund und Zielstellung des Projektes

Mit der 3. Novelle der Verpackungsverordnung wurde das Konzept der „ökologisch vorteilhaften“ Getränkeverpackungen bei der Einordnung von Getränkeverpackungen im Rahmen der Verpackungsverordnung eingeführt. Die Einordnung in „ökologisch vorteilhafte Einweggetränkeverpackungen“ ist ausschlaggebend für die Befreiung von der Pfanderhebungs- und Rücknahmepflicht gemäß § 9 VerpackV. „Ökologisch vorteilhafte Einweggetränkeverpackungen“ im Sinne des § 3 Abs. 4 unterliegen nicht der Pfandpflicht.

Als ökologisch vorteilhaft sind dabei Einweggetränkeverpackungen eingestuft, die bereits ohne eine Rückführung über ein Pfandsystem unter durchschnittlichen deutschen Marktverhältnissen keine wesentlichen ökologischen Nachteile gegenüber dem marktbedeutendsten Mehrwegsystem (Referenzsystem) im gleichen Getränkesegment haben. Insofern steht hinter dem Begriff „ökologisch vorteilhafte Einweggetränkeverpackungen“ nicht nur die enge Betrachtung der Verpackung selbst, sondern das jeweilige Gesamtsystem der Herstellung, Distribution und Verbrauchsverhalten. Mit diesen weiten Grenzen sind in der aktuellen Fassung der VerpackV der Getränkekarton, der Standbodenbeutel und der Polyethylen-Schlauchbeutel als ökologisch vorteilhafte Einweggetränkeverpackungen aufgeführt.

Die Einordnung von Getränkeverpackungen in ökologisch vorteilhaft in der Verpackungsverordnung basiert im Wesentlichen auf den UBA-Ökobilanzen von 1995, 2000 und 2002 sowie auf Ökobilanzen, die von privater Seite in Auftrag gegeben und deren Grundaussagen in Bezug auf die Kernfrage vom UBA geprüft und im Ergebnis bestätigt wurden. Die Ergebnisse der oben genannten UBA-Ökobilanzen wurden – insbesondere von Wirtschafts- und Umweltverbänden – zunehmend hinsichtlich der Aktualität und Repräsentanz bezüglich des deutschen Getränkemarktes in Frage gestellt. Neuere, von der Industrie beauftragte Ökobilanzen werden in der öffentlichen Diskussion genutzt, um auf Optimierungen und Innovationen hinzuweisen, die zu Veränderungen der ökologischen Auswirkungen von Getränkeverpackungssystemen geführt haben.

Generell sind die Ergebnisse von Ökobilanzen wesentlich von deren Zielstellungen und den gesetzten Rahmenbedingungen abhängig. So führen unterschiedlich gesetzte Annahmen und die je nach Ziel- und Rahmendefinition kontextspezifischen Szenarien in aktuell vorliegenden Ökobilanzen für Getränkeverpackungen dazu, dass ein Vergleich der Daten zwischen den einzelnen Ökobilanzen beeinträchtigt oder gar unmöglich ist. Zudem wird dadurch auch eine Bewertung der Repräsentativität der in den Ökobilanzen hinterlegten Szenarien hinsichtlich der deutschen Randbedingungen erschwert.

Sollen Ökobilanzen jedoch als Entscheidungsgrundlage für die politische Meinungsbildung dienen, ist ein möglichst einheitliches Vorgehen erforderlich. Konkrete einheitliche Vorgaben für ein möglichst transparentes Verfahren, mit dem den Wirtschaftsbeteiligten einerseits ein klarer Rahmen vorgegeben wird und mit dem andererseits der Aufwand für die Überprüfung durch das Umweltbundesamt reduziert werden kann, gab es bislang nicht.

Der vorliegende Abschlussbericht des Vorhabens „Prüfung und Aktualisierung der Ökobilanzen für Getränkeverpackungen“ (FKZ: 3711 92 315) dokumentiert die wissenschaftlichen Hintergründe sowie die begründete Ableitung von Mindestanforderungen und Qualitätskriterien für die Durchführung von Ökobilanzen von Getränkeverpackungen. Diese geben den Rahmen vor, der zukünftig für das Umweltbundesamt zur Bewertung von Ökobilanzen von Getränkeverpackungen im Kontext der Verpackungsverordnung maßgeblich ist.

Mit diesem Fokus sowie den vorgenommenen Eingrenzungen sind die Adressaten dieser im Rahmen des F&E Projektes erarbeiteten Mindestanforderungen insbesondere:

- A. Die betroffenen Interessensgruppen und Wirtschaftsverbände (Packstoffhersteller, Verpackungshersteller, Getränkeindustrie, Handel, Entsorgungsbranche, NGOs), denen mit den vorliegenden Mindestanforderungen ein klarer Rahmen für zukünftige Ökobilanzstudien vorgegeben wird.
- B. Die Ersteller von Ökobilanzen, denen mit dem vorliegenden Bericht ein praxisorientierter Leitfaden mit zu beachtenden Aspekten für die Erstellung von Getränkeverpackungsökobilanzen insbesondere zur Untersuchung der ökologischen Vorteilhaftigkeit an die Hand gegeben wird.

Die Mindestanforderungen dienen übergeordnet zur Sicherstellung einer ausreichenden Aktualität der untersuchten Verpackungssysteme, der verwendeten Daten und Methoden sowie der angemessenen Abbildung durchschnittlicher deutscher Marktverhältnisse. Sie sind jedoch nicht als ein weiterer neuer oder gar selbständiger Standard zu interpretieren. Vielmehr wird der Aktualisierungsbedarf für verschiedene Aspekte der Ökobilanzerstellung abgeleitet. In diesen wird der derzeit aktuelle Stand der wissenschaftlichen Methodendiskussion vor dem Hintergrund der bereits gesammelten Erfahrungen mit Verpackungsökobilanzen und den Beiträgen aus einem eigens zum Projekt gebildeten Begleitkreis in Form vereinheitlichter Vorgehensweisen aufbereitet.

Die Anforderungen an die Berichtserstellung gemäß ISO 14044 Ziffer 5.2 und 5.3 sind berücksichtigt. Daher sind die Mindestanforderungen auch entsprechend der strukturellen Vorgaben der ISO 14040/44 gegliedert. Insofern fasst dieser Leitfaden die Struktur einer einheitlichen Berichtsstellung der Ökobilanz-Studie und die inhaltlichen Mindestanforderungen für die ISO-konforme fachliche Durchführung der Ökobilanz zusammen.

Die Durchführung von Ökobilanzen von Getränkeverpackungssystemen und deren Beurteilung anhand ihrer Umweltwirkungsprofile werden durch die Mindestanforderungen harmonisiert. Vorgaben für eine demgegenüber weiter gefasste Nachhaltigkeitsanalyse sind nicht umfasst. Sozioökonomische Aspekte, wie etwa intergenerative Verfügbarkeit von Rohstoffen oder Stärkung regionaler Kreisläufe liegen außerhalb des Bearbeitungsrahmens von Ökobilanzen. Dennoch können die Ergebnisse der Ökobilanz als Grundlage für die Umweltkomponente der Nachhaltigkeitsanalyse herangezogen werden. Jedoch können in der politischen Diskussion neben den Ökobilanzergebnissen auch weitere Nachhaltigkeitsaspekte betrachtet werden.

Durchführung des Projektes

Die Bearbeitung des F&E Vorhabens erfolgte durch das ifeu - Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH in Zusammenarbeit mit den Nachunternehmern GVM Gesellschaft für Verpackungsmarktforschung mbH Mainz und Frau Prof. Dr. Birgit Grahl. Der Bearbeitungszeitraum erstreckte sich von Herbst 2010 bis Sommer 2015.

Bei der Erarbeitung der Grundlagen für eine Harmonisierung und Vergleichbarkeit von Ökobilanzen für Getränkeverpackungen standen folgende Aspekte im Fokus:

- Die Aktualisierung der Bewertung von ökobilanziellen Ergebnissen für Getränkeverpackungssysteme und die Überprüfung und Weiterentwicklung der Methodik;
- die Entwicklung von Rahmenbedingungen für ein möglichst transparentes Verfahren, mit dem den Wirtschaftsbeteiligten einerseits ein klarer Rahmen vorgegeben wird und mit dem andererseits der Aufwand für eine Überprüfung durch das Umweltbundesamt reduziert werden kann;

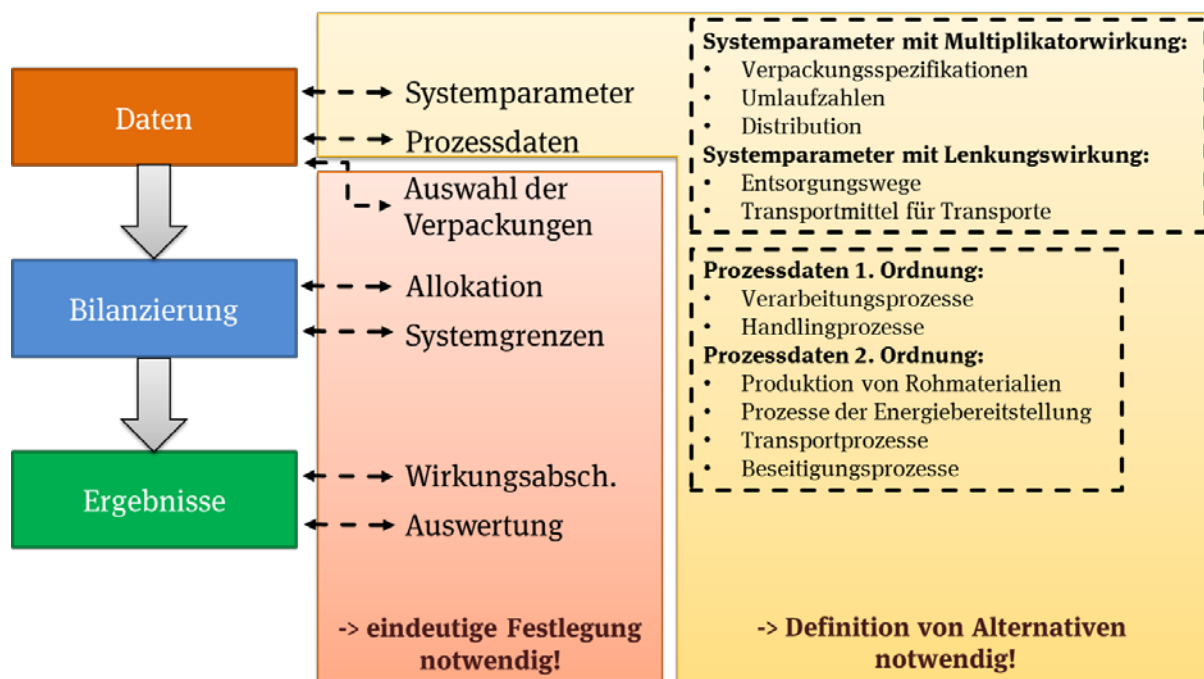
- die Erarbeitung von Mindestanforderungen und Qualitätskriterien für Ökobilanzen mit dem Ziel eines Vergleichs der Umweltwirkungen bei durchschnittlichen deutschen Marktverhältnissen;
- die exemplarische Prüfung/Erprobung der Mindestanforderungen (am Beispiel ausgewählter Verpackungssysteme).

Im Begleitkreis zum F&E Vorhaben waren nahezu alle relevanten Akteure aus dem wirtschaftlichen Umfeld der Getränke und Getränkeverpackungen (Packmittel- und Materialproduzenten, Abfüller und Handel sowie Entsorgung) sowie verschiedener NGOs und Vertreter der Wissenschaft vertreten. Dieser Begleitkreis wurde im Rahmen von 5 Sitzungen über die Inhalte des Projektes informiert. Zudem bestand für alle Teilnehmer die Möglichkeit, ihre Anmerkungen und ergänzende Informationen in den Prozess einzubringen.

Die Mindestanforderungen im Überblick

Gegenstand der Mindestanforderungen sind verbindliche Vorgaben für die Bereiche einer Ökobilanz, in denen ergebnisrelevante Festlegungen für die Modellierung und Bilanzierung sowie die Auswertung und Interpretation der Ergebnisse getroffen werden (siehe auch Abb. A).

Abbildung A: Systematik der Mindestanforderungen



© IFEU/ GVM/ INTEGRAHL 2015

Die Mindestanforderungen fungieren somit als Rahmensetzung für die folgenden im Kriterienkatalog definierten Bereiche:

- Kriterien hinsichtlich der untersuchten Verpackungen:
 - Abgrenzung der Getränke-segmente
 - Untersuchte Getränkeverpackungssysteme

- Verpackungsgewichte und Verpackungsmaterialien
- Produktfunktion (funktionelle Einheit)
- Kriterien hinsichtlich der Annahmen und Festlegungen der Modellierung:
 - Annahmen zu den Entsorgungswegen (besonders relevant bei Einwegsystemen)
 - Umlaufzahlen von Mehrwegsystemen
 - Distributionsstruktur
- Kriterien hinsichtlich von Prozessdaten
- Kriterien hinsichtlich der gewählten Methoden:
 - Allokation und Gutschriften
 - Berücksichtigte Wirkungskategorien und ausgewertete Sachbilanzindikatoren
- Methode der Auswertung der Ökobilanz

Darüber hinaus umfassen die Mindestanforderungen Regelungen und Empfehlungen zum Umgang mit verschiedenen Querschnittsthemen wie Systemgrenzen, Szenarienbildung und durchzuführende Sensitivitätsanalysen.

Nachfolgend werden die Mindestanforderungen in Kurzform erläutert. Für die vertiefte inhaltliche Auseinandersetzung mit der wissenschaftlichen Ableitung der Regelungen und der formalen Ausgestaltung der Mindestanforderungen im Hinblick auf die vier Phasen der Ökobilanz (Ziel- und Rahmendefinition, Sachbilanz, Wirkungsabschätzung und Auswertung) wird in die jeweiligen Kapitel des Hauptberichtes verwiesen.

Thema Getränkesegmente

Die Definition der Getränkesegmente stellt einen Kernpunkt in der Beschreibung des Untersuchungsrahmens von Getränkeverpackungsökobilanzen dar und ist eine zentrale Größe für die Vergleichbarkeit von Ökobilanzen. Bisherige Ökobilanzen waren u. a. gerade deshalb oft nicht vergleichbar, weil die Abgrenzung der einbezogenen Getränke hinsichtlich der Getränkearten sowie der Marktebene (Abfüllung, Inlandsabsatz oder Verbrauch) und des Marktvolumens (Haushaltskonsum, Gesamtverbrauch) unterschiedlich war.

Künftig muss transparent dargelegt werden,

- zu welchem Getränkesegment die Untersuchung durchgeführt wird;
- ob dieses Getränkesegment vollständig oder nur teilweise (Untersuchung von Getränkegruppen) betrachtet wird;
- welche Marktbesonderheiten die gesonderte Betrachtung nur einer Getränkegruppe rechtfertigen;
- welche der genannten Getränkearten enthalten sind und welche nicht.

Für zukünftige Ökobilanzen erfolgt somit mit den Mindestanforderungen eine verbindliche Vorgabe der Getränkesegmente, mit einer klaren und transparenten Zuordnung der Getränkearten zu den Getränkesegmenten. Die untersuchten Verpackungssysteme und das Referenzgebilde beziehen sich auf das jeweilige Getränkesegment. Als Marktebene ist der Getränkeverbrauch (inkl. Importe) vorgegeben. Das Marktvolumen bezieht sich auf den privaten Endverbraucher im Sinne der Verpackungsverordnung.

Die detaillierte wissenschaftliche Ableitung des Themas findet sich im Kapitel 5.1. Die diesbezüglichen Mindestanforderungen finden sich im Kapitel 6.3.2 (Ziel- und Rahmendefinition), Kapitel 6.4.2.1 (Sachbilanz) sowie Kapitel 6.6.3 (Auswertung).

Thema Verpackungssysteme

Die Auswahl der Getränkeverpackungen ist in vielen Ökobilanzen der Vergangenheit nicht hinreichend begründet, um ein repräsentatives Abbild eines Getränkesegments zu erlauben. Die Abbildung unterschiedlicher Verpackungsvarianten und Füllgrößen erfolgte aus Kostengründen oft nur unvollständig. Dies führte zu Problemen hinsichtlich der Vergleichbarkeit der Ergebnisse unterschiedlicher Ökobilanzstudien.

Daher ist in den Mindestanforderungen an zukünftige Getränkeverpackungsökobilanzen definiert, dass die Auswahl der Verpackungen und des Referenzgebindes auf Basis einer transparent zu dokumentierenden Marktanalyse je Getränkesegment erfolgen muss. Fiktive oder historische Packmittel sind dabei nicht zugelassen.

Die Hauptpackmittel eines Verpackungssystems werden nach Packstoff, Packmitteltyp, Klassifikation und Füllgröße unterschieden. Es sind mindestens zwei Getränkeverpackungssysteme zu untersuchen, eines davon muss das Referenzsystem sein.

Die detaillierte wissenschaftliche Ableitung des Themas findet sich im Kapitel 5.2. Die für zukünftige Getränkeverpackungsökobilanzen definierten Mindestanforderungen finden sich im Kapitel 6.3.3 (Ziel- und Rahmendefinition) und Kapitel 6.4.2.2 (Sachbilanz).

Thema funktionelle Einheit

Die Definition der funktionellen Einheit ist in den Mindestanforderungen verbindlich festgelegt und lautet wie folgt:

"Bereitstellung von 1000 L Getränk in Gebinden bis zu einer Füllgröße von 10 Litern am Ort der letzten Handelsstufe."

Die funktionelle Einheit bezieht sich direkt auf die Füllgüter der Getränkesegmente, die in einer Studie untersucht werden. Der „Ort der letzten Handelsstufe“ bezeichnet alle Arten von stationären Betrieben mit Handelsfunktion, die Getränke abgeben.

Die Differenzierung nach Füllgrößen ist hingegen nicht länger Bestandteil der funktionellen Einheit. Diese Differenzierung ist jedoch nicht aufgehoben, sondern in die Auswertung der Ergebnisse der Ökobilanz verschoben.

Weitere funktionelle Aspekte, bspw. ob es sich um Getränke mit oder ohne Kohlensäure handelt, bzw. eine Kühlung notwendig ist, werden bei der Definition der Getränkesegmente berücksichtigt.

Eine Unterscheidung zwischen Sofortverzehr und Vorratskauf wird nicht mehr über die funktionelle Einheit abgebildet, da sich dies anhand des veränderten Konsumverhaltens nicht länger sachlich begründen lässt. Sinnvolle – das Konsumverhalten berücksichtigende - Vergleichsgruppen sind nun im Zuge der Auswertung abzugrenzen.

Die detaillierte wissenschaftliche Ableitung des Themas findet sich im Kapitel 5.2. Die diesbezüglichen Mindestanforderungen finden sich im Kapitel 6.3.1 (Ziel- und Rahmendefinition).

Thema Packmittelgewichte

In der Vergangenheit waren die in Ökobilanzstudien verwendeten Verpackungsgewichte wiederholt Gegenstand von Diskussionen. Zum Teil fehlte der Nachweis für die Aktualität und die Angemessenheit der Datenauswahl. An dieser Stelle setzen die neuen Mindestanforderungen an und definieren verschiedene Anforderungen an die Bestimmung der Packmittelgewichte.

Zukünftig ist für alle Packmittel eine aktuelle und an der Auswahl der Grundgesamtheit angemessene Erhebung nachvollziehbar und transparent durchzuführen.

Im Rahmen der Mindestanforderungen sind verschiedene anhand der Bedeutungsrelevanz der Einzelbestandteile eines Verpackungssystems nach Hauptpackmittel, Nebenpackmittel und Packhilfsmittel gestufte Verfahren zur Ermittlung der Gewichte aller Packmittel vorgegeben.

Die detaillierte wissenschaftliche Ableitung des Themas findet sich im Kapitel 5.3. Die diesbezüglichen Mindestanforderungen finden sich im Kapitel 6.4.3.2 (Sachbilanz) sowie Kapitel 6.6.4 (Auswertung).

Thema Entsorgungswege

Für viele Getränkeverpackungen ist die jeweilige Entsorgungsstruktur ein ergebnismitbestimmender Faktor. Insofern liegt auf der Ableitung dieser und deren sachgerechten Transformation in das Ökobilanzmodell ein besonderes Augenmerk. Daten aus der Abfallstatistik sind jedoch nur bedingt für die direkte Verwendung in der Ökobilanz verwendbar, da es sich dabei um Verwertungszuführungsmengen handelt. Für die Modellierung der Entsorgungswege der untersuchten Getränkeverpackungssysteme in Ökobilanzen wird daher ein spezielles Quotenkonzept definiert:

- **Ökobilanzielle Erfassungsquote (öEQ)**
Verhältnis von Output des Erfassungsprozesses zur Gesamtmenge des Referenzflusses (bestimmt durch Verpackungsspezifikation und funktioneller Einheit)
- **Ökobilanzielle Sortierquote (öSQ)**
Verhältnis vom Output des Sortierprozesses zum Output des Erfassungsprozesses

Die Quoten sind in Form einer für das untersuchte Getränkeverpackungssystem spezifischen Datenerhebung zu ermitteln. Sollte die Bestimmung der Quoten mittels Datenerhebung nicht möglich sein, kann behelfsweise auf Daten aus der abfallwirtschaftlichen Berichterstattung zurückgegriffen werden. Diese Quoten sind hinsichtlich der Themen Mindestmaterialgehalt in der Fraktion sowie Feuchtegehalte rechnerisch anzupassen. Die Übernahme von Literaturdaten ist allerdings an weitere Bedingungen geknüpft, besonders dann, wenn es zu einem Mix aus verpackungsspezifischen und allgemeinen, lediglich auf das Packmittel oder den Werkstoff bezogene Daten kommt.

Die detaillierte wissenschaftliche Ableitung des Themas findet sich im Kapitel 5.4. Die diesbezüglichen Mindestanforderungen finden sich im Kapitel 6.3.6 (Ziel- und Rahmendefinition), Kapitel 6.4.3.1 (Sachbilanz) sowie Kapitel 6.6.6 (Auswertung).

Thema Umlaufzahlen

Umlaufzahlen sind seit jeher ein Diskussionspunkt in Ökobilanzen, da es kein verbindliches Verfahren zur Bestimmung gibt und meist keine empirisch gestützte Ermittlung der Umlaufzahlen durchgeführt wird.

Grundsätzlich sollen für die Bestimmung der Umlaufzahlen daher zwei Berechnungsweisen zur Anwendung kommen, um Zahlenkorridore und Arbeitswerte abzuleiten. Mindestens eine Berech-

nungsweise muss zwingend die Produktionsmethode sein. Die Erhebung der Eingangsparameter und die Berechnung der Umlaufzahlen sind zu dokumentieren. Darüber hinaus sind alle getroffenen Annahmen und Schätzungen offenzulegen und zu begründen.

Im Rahmen der Mindestanforderungen ist eine klare Zuordnung der Umlaufzahl zu Verpackungssystemen vorzunehmen, so dass in der Diskussion um die Umlaufzahlen zukünftig eine klare Trennung zwischen Pool- und Individualflaschen stattfindet.

Die detaillierte wissenschaftliche Ableitung des Themas findet sich im Kapitel 5.5. Die diesbezüglichen Mindestanforderungen finden sich im Kapitel 6.3.5 (Ziel- und Rahmendefinition), Kapitel 6.4.3.3 (Sachbilanz) und Kapitel 6.6.5 (Auswertung).

Thema Distribution

Die Festlegung der Distributionsentfernungen kann insbesondere beim Vergleich von Einweg und Mehrweg ergebnisrelevant sein. So kommt es im Nachgang zur Veröffentlichung einer Studie häufig zu Diskussionen bzgl. der Transparenz der Datenerhebung, der sachgerechten Abbildung des untersuchten Marktes oder der Einbeziehung von Distributionsschritten. Häufig ist nicht einmal klar, welche Transportprozesse überhaupt noch Gegenstand der Distribution sind oder bereits in andern Lebenswegabschnitten der Verpackung subsummiert wurden. Das Hauptproblem dabei ist, dass die Erhebung der Distributionsdaten sehr aufwändig ist und dazu die Marktdynamik hier besonders ausgeprägt ist, weshalb die Gültigkeit der erhobenen Daten von kurzer Dauer ist.

Daher finden sich in den Mindestanforderungen Vorgaben an die Transparenz der Erhebungen und die Dokumentation der Schätzungen und Errechnungsmethoden. Alle Entfernungen (Distribution, Redistribution bei Mehrweg inkl. Entfernung für Sortierung, Rückführungsentfernungen bei Einweg und Leerkilometeranteile für Einweg- und Mehrweg) sind zu beschreiben, zu bestimmen und auszuweisen. Die Entfernungen der Importe sind dabei einzubeziehen.

Um das Ziel einer repräsentativen Marktabbildung unter Berücksichtigung der regionalen Verteilung der Abfüllbetriebe zu erreichen, sind zwei verschiedene Rechenwege vorgegeben. Zum einen können die Daten direkt bei den Beteiligten der Prozesskette erhoben werden (befragungsorientierter Ansatz), zum anderen ist es möglich, auf Marktforschungsdaten zurückzugreifen und mittels einer Routensoftware in Streckenkilometer des benötigten Straßentransports zu transformieren (verbrauchsorientierter Ansatz). In beiden Ansätzen ist neben den gebindespezifischen Durchschnittswerten auch ein Szenario mit Durchschnittswerten für die Distribution der Getränke im jeweiligen Getränke-segment zu bilden.

Die detaillierte wissenschaftliche Ableitung des Themas findet sich im Kapitel 5.6. Die diesbezüglichen Mindestanforderungen finden sich im Kapitel 6.3.4 (Ziel- und Rahmendefinition), Kapitel 6.4.3.4 (Sachbilanz) sowie Kapitel 6.6.7 (Auswertung).

Thema Prozessdaten

Das Thema Prozessdaten erwies sich im Rahmen der Bearbeitung des Projektes als ausgesprochen vielschichtig und lässt sich nur auf einer übergeordneten Ebene in Form von Mindestanforderungen bringen. In diesen sind daher verschiedene Datengruppen und Datenarten definiert, für die unterschiedliche Regeln getroffen werden. Allen gemein ist, dass die Prozessdaten anhand der grundsätzlichen Kriterien „Gültigkeit für durchschnittliche deutsche Verhältnisse“, „Gültigkeit für den Untersuchungsgegenstand“ und „Methodische Konsistenz“ zu beurteilen sind.

Vereinfacht gesagt ist für alle Materialumformungs- und Verarbeitungsprozesse, die im direkten Zusammenhang mit dem untersuchten Verpackungsprodukt stehen, die Verwendung spezifisch erhobener Daten obligatorisch. Für alle weiteren Prozesse, die nicht ausschließlich für das untersuchte Verpackungsprodukt betrieben werden (wie die meisten Transport und Materialherstellungsprozesse), dürfen auch aktuelle Literaturdaten verwendet werden.

Die Mindestanforderungen definieren darüber hinaus für alle Materialumformungs- und -verarbeitungsprozesse spezifische Dokumentationsanforderungen.

Die detaillierte wissenschaftliche Ableitung des Themas findet sich im Kapitel 5.7. Die diesbezüglichen Mindestanforderungen finden sich im Kapitel 6.3.11 (Ziel- und Rahmendefinition), Kapitel 6.4.4 (Sachbilanz) sowie Kapitel 6.6 (Auswertung).

Thema Allokation

Die Frage zum sachgerechten Umgang mit Koppelprodukten ist unter den Ökobilanzexperten seit langem in der Diskussion. Die Analyse verschiedener aktueller Aktivitäten zur Entwicklung von Leitlinien für Ökobilanzen zeigte, dass weiterhin keine einheitliche Sichtweise vorzufinden ist. Auch im Begleitkreis zum Projekt gab es eine große Bandbreite von Vorschlägen zur Allokation.

Bei den Mindestanforderungen zur Allokation wurde zwischen Prozess spezifischen und System spezifischen Anforderungen unterschieden.

Handhabung von Koppelprodukten auf Prozessebene:

- Koppelprodukte sind zu allokalieren; eine Vergabe von Gutschriften ist nicht zulässig.
- Bezüglich der Allokationskriterien ist das schrittweise Verfahren gemäß der ISO 14044 Absatz 4.3.4.2 anzuwenden.

Die Wahl der Allokationskriterien ist zu begründen und zu dokumentieren.

Transportallokation als Sonderfall der Prozessallokation:

Bei der transportbezogenen Allokation hatte sich seit 2008 in der Praxis ein Trend zur Nichtallokation zwischen Füllgut und Verpackung abgezeichnet, der im Rahmen einer kritischen Prüfung der Methode jedoch keinen Bestand hatte. Im Rahmen der Mindestanforderungen gilt daher, dass nur der Anteil der Verpackung, nicht aber der Anteil des Füllguts an der Umweltlast der Getränkedistribution berücksichtigt wird. Die Allokation der Lasten zwischen Verpackung und Füllgut erfolgt dabei nach Masse.

Handhabung von Koppelprodukten auf Systemebene

Mindestanforderungen bzgl. der Allokationsfaktoren:

- Basisansatz: 50-50 Allokation zur Zurechnung der Umweltlasten für alle Produktsysteme (Makro-Erhaltungssatz)
- Sensitivitätsanalysen: Beide Extremmodelle 100:0 und 0:100 Allokation sind zu berechnen.
- Alle Verwertungsprozesse ab dem ersten Sortierschritt (bei Restmüll ab Verbraucher) sind der Allokation zu unterziehen.

Zusätzlich wurden Mindestanforderungen bzgl. der Substitutionsfaktoren formuliert, wobei zwischen einer „stoffgleichen Substitution“ und einer „nicht stoffgleichen Substitution“ unterschieden wurde.

In den Mindestanforderungen wird somit vom Grundsatz her an der bisherigen UBA-Konvention gemäß der vorhandenen UBA Getränkeverpackungsökobilanzen festgehalten.

Die detaillierte wissenschaftliche Ableitung des Themas findet sich im Kapitel 5.8. Die diesbezüglichen Mindestanforderungen finden sich im Kapitel 6.3.10 (Ziel- und Rahmendefinition), Kapitel 6.4.5 (Sachbilanz) sowie Kapitel 6.6.9 (Auswertung).

Thema Wirkungsabschätzung

Im Zuge der Festlegung der Mindestanforderungen für die Wirkungsabschätzung wurden

- a) relevante europäische Aktivitäten, wie z. B. ILCD und PEF, analysiert;
- b) die Mehrzahl der dort referenzierten Hintergrunddokumente der Methodenbeschreibung und -entwicklung studiert;
- c) umfängliche Diskussion im Kreis der Auftragnehmer sowie mit den Ökobilanzexperten sowie den Fachabteilungen des Umweltbundesamts geführt.

Dabei fielen bezüglich der europäischen Aktivitäten zwei Aspekte besonders auf:

1. Bei der Beschreibung und Auswahl der Charakterisierungsmodelle findet sich häufig keine klar definierte Beschreibung des Schutzziels, das mit dem Charakterisierungsmodell adressiert werden soll. Vielmehr wird in der Regel nur sehr allgemein auf die Schutzgüter Umwelt, Mensch und Ressourcen verwiesen.
2. In der akademischen Forschung werden verstärkt Charakterisierungsmodelle entwickelt, bei denen unter Einbezug von Ausbreitungsrechnungen, sogenannten Fate- und Verteilungsmodellen, die regionale Umweltwirkung von Schadstoffen berücksichtigt werden soll. Die verwendeten Ansätze haben teilweise eine Nähe zur Risikoanalyse, ohne jedoch die spezifischen Datenanforderungen einer Risikoanalyse aus der Sachbilanz heraus bedienen zu können.

Bezüglich der Mindestanforderungen für die Wirkungsabschätzung galten folgende Leitlinien:

- Schutzziele müssen in der ersten Phase der Ökobilanz (Definition von Ziel und Untersuchungsrahmen) definiert werden und nicht allein die Wirkungskategorien sondern auch die Charakterisierungsmodelle müssen dazu stimmig gewählt und entsprechend begründet werden.
- Getränkeverpackungsökobilanzen, die dazu vorgesehen sind, im Kontext der VerpackV Informationen für UBA/BMUB Informationen bereit zu stellen, sind Praxisökobilanzen auf Basis einer attributiven Modellierung. Die Methodik für UBA-Getränkeverpackungs-Ökobilanzen muss daher robuste Indikatoren enthalten, deren Sachbilanzbasis mit akzeptablem Aufwand in Regelökobilanzen erhoben werden kann.
- Es werden ausschließlich Midpoint-Indikatoren betrachtet.

Sie geben zudem klare Regeln für die Ableitung der Annahmen und Festlegungen der Modellierung vor und definieren Mindestansprüche an zu verwendende Prozessdaten.

Die Mindestanforderungen legen fest, dass im Rahmen der Wirkungsabschätzung die folgenden Wirkungskategorien und -indikatoren zu betrachten sind:

- Ressourcenbeanspruchung als
 - WP_{KRA} : Verlustpotenzial Material in kg-e
 - WP_{KEA} : Verlustpotenzial Energieressourcen in MJ-e
- Naturraumbeanspruchung als Naturfernepotenzial NFP in $m^2e \cdot 1 a$
- Süßwasserbeanspruchung als Wasserverknappungspotenzial WVP in $m^3 H_2Oe$

- Klimawandel als Global Warming Potential GWP_{100} in $kg\ CO_2e$
- Stratosphärischer Ozonabbau als Ozone Depletion Potential ODP in $kg\ CFC-11e$
- Photochemische Oxidantienbildung/Sommersmog als Maximum Incremental Reactivity MIR in $kg\ O_3e$
- Eutrophierung und Sauerstoffzehrung als Eutrophierungspotenzial $EP_{aquatisch}$ und $EP_{terrestrisch}$ in $kg\ PO_4^{3-e}$
- Versauerung als Versauerungspotenzial AP in $kg\ SO_2-e$
- Ökotoxizität als Ecotoxicity freshwater ($CF^{freshwater\ ecotox}$) in CTU_e
- Humantoxizität als
 - Human Toxicity Potential non cancer ($HTP_{non\ cancer}$) in CTU_h
 - Human Toxicity Potential cancer (HTP_{cancer}) in CTU_h
 - Krebsrisikopotenzial (CRP) in $kg\ As-e$
- Toxische Schädigung von Menschen durch Feinstaub als Aerosol Formation Potential AFP in $kg\ PM_{2,5-e}$
- Toxische Schädigung von Menschen durch ionisierende Strahlung als Potenzial ionisierender Strahlung Nuclear Energie (IRP-NE: Ionizing Radiation Potential Nuclear Energy), in Person-Sv

Die detaillierte wissenschaftliche Ableitung des Themas findet sich im Kapitel 5.9. Die diesbezüglichen Mindestanforderungen finden sich im Kapitel 6.3.12 (Ziel- und Rahmendefinition), Kapitel 6.4.6 (Sachbilanz) sowie Kapitel 6.5 (Wirkungsabschätzung) und Kapitel 6.6.10 (Auswertung).

Thema Auswertung

Seit das Umweltbundesamt im Jahre 1999 seine Vorgaben für die Auswertung und Beurteilung von Ökobilanzergebnissen entwickelt und publiziert hat, gab es für alle Getränkeverpackungsökobilanzen im deutschen Kontext eine Richtschnur für die Auswertung. Mit der neu gefassten und erweiterten Liste der im Rahmen der Wirkungsabschätzung zu betrachtenden Wirkungskategorien ist das UBA 99 Modell jedoch nicht mehr vollständig anwendbar.

Die in den Mindestanforderungen definierten Methoden in der Auswertung orientieren sich an den in ISO 14044 genannten Elementen „Identifizierung signifikanter Parameter“, „Beurteilung unter Berücksichtigung von Vollständigkeits-, Sensitivitäts- und Konsistenzprüfungen“ und der Ableitung von „Schlussfolgerungen, Einschränkungen und Empfehlungen“.

Insofern wird dem Ansatz aus UBA 1999 der „verbal argumentativen Auswertung“ weiterhin gefolgt. Die Verdichtung dient ausschließlich dazu, die Datenfülle aufzubereiten, so dass transparente und differenzierte Empfehlungen gegeben werden können. Die Verdichtung der Daten darf aber nicht als Auswerteautomatismus missverstanden werden. Ebenso wenig ist eine Beurteilung aufgrund des einfachen Abzählens, bei wie vielen Wirkungskategorien ein Produktsystem besser abschneidet als ein anderes, zulässig.

Die Mindestanforderungen enthalten differenzierte Vorgaben zur Auswertung der Systemparameter, der Datenqualität, der Ergebnisse der Sachbilanz und der Ergebnisse der Wirkungsabschätzung sowie zur verbindlichen Durchführung von Sensitivitätsanalysen. Die Normierung der Ergebnisse der Wirkungsabschätzung auf Basis der Jahresverbrauchsmenge im entsprechenden Getränke-segment ist

obligatorisch, wird in Einwohnerdurchschnittswerten ausgedrückt und tabellarisch sowie graphisch dargestellt.

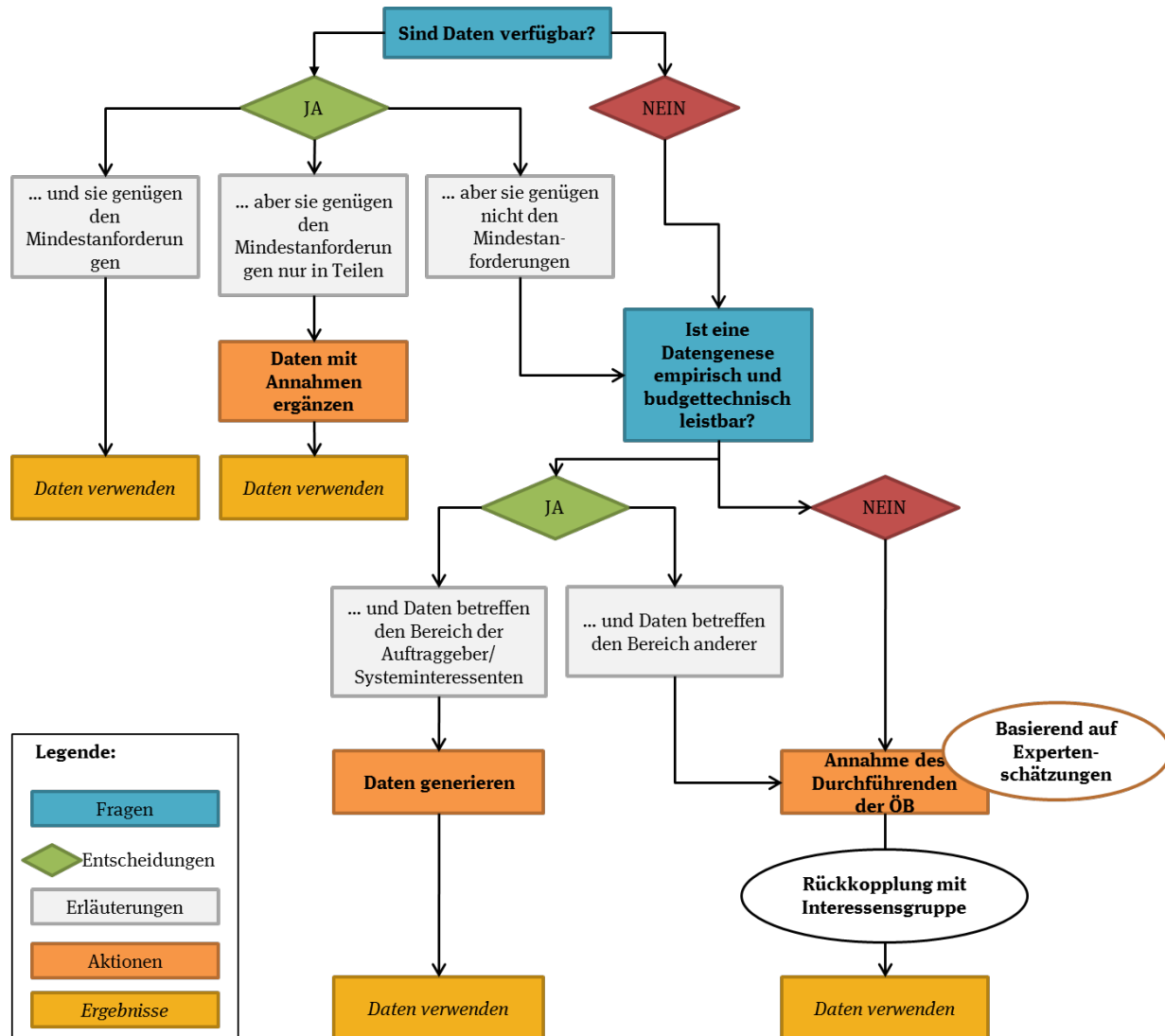
Im Unterschied zur Auswertung der UBA Getränkeverpackungsökobilanzen aus den Jahren 1995, 2000 und 2002 ist die Auswertung nicht beschränkt auf paarweise Vergleiche. Stattdessen ist eine vergleichende Zusammenschau von Verpackungssystemen anhand gegebener Konsumsituationen intendiert.

Die detaillierte wissenschaftliche Ableitung des Themas findet sich im Kapitel 5.10. Die diesbezüglichen Mindestanforderungen finden sich im Kapitel 6.3.14 (Ziel- und Rahmendefinition), Kapitel 6.4.7 (Sachbilanz) sowie Kapitel 6.5.2 (Wirkungsabschätzung/ Normierung) und Kapitel 6.6 (Auswertung).

Datengenerese

Die Vorgabe detaillierter Mindestanforderungen in Verbindung mit Kriterien für die Qualität und Belastbarkeit der Daten, führt zwangsläufig zur Frage der Datenverfügbarkeit. Insbesondere die für die Modellierung notwendigen Annahmen und Festlegungen für die Verpackungssysteme anderer (u. U. konkurrierender) Marktteilnehmer stellen die Auftraggeber in der Regel vor Hindernisse, da die Datenverfügbarkeit auch von der Bereitschaft der Marktteilnehmer zur Datenbereitstellung abhängt. Somit waren die Themenfelder „Anforderungen an Datenerhebung und Machbarkeit“ und „Umgang mit Datenlücken und Datenbedarf“ Gegenstand kontroverser Diskussionen im Begleitkreis. Bei der Abfassung der Mindestanforderungen wurde daher für diese Bereiche ein alternativer Weg der Datengenerese aufgezeigt, während in methodischen Fragen die Harmonisierung des Vorgehens im Fokus stand (vgl. auch Abb. B).

Abbildung B: Entscheidungsschema zur Auswahl und die Behandlung fehlender bzw. unzureichender Systemparameter und Prozessdaten



© IFEU/ GVM/ INTEGRAHL 2015

Die hier definierten Regelungen werden mittels eines Entscheidungsbaumes (Abb. B) visualisiert. Dieser stellt einen Mittelweg zwischen dem erforderlichen Datenniveau und einer praktischen Handhabbarkeit der Rahmenvorgaben dar. In diesem Entscheidungsbaum ist die Frage der Datengenerierung empirisch und budgettechnisch essentiell und wird grundsätzlich nur unter Berücksichtigung der Datenverfügbarkeiten sowie des zu erwartenden Erkenntnisgewinns bei Umsetzung zu beantworten sein. Die erforderliche sorgfältige Dokumentation aller Entscheidungsschritte stellt die Transparenz sicher.

An dieser Stelle sei noch einmal darauf hingewiesen, dass es sich für die Auftraggeber und Ersteller zukünftiger Ökobilanzen mit Fokus auf die Verpackungsverordnung empfiehlt, das UBA und ggfs. das BMUB zu einem frühzeitigen Zeitpunkt in die Studie einzubeziehen.

Schlussfolgerungen

Die Mindestanforderungen geben den Studienerstellern implizit eine inhaltliche und strukturelle Vorgabe für Ökobilanzen für Getränkeverpackungen zur politischen Kenntnisnahme an die Hand.

Nicht alle Fragen können in dem Leitfaden vollumfänglich vorgegeben werden. An vielen Stellen geben die Mindestanforderungen Hilfestellungen und Denkanstöße zu Entscheidungen im Prozess der Bilanzierung. Die Mindestanforderungen ersetzen somit nicht die wissenschaftliche Auseinandersetzung der Autoren mit den einzelnen Themen und erst recht nicht die notwendige kritische Reflexion der eigenen Tätigkeit.

Viele Anforderungen stellen zudem nur einen Mindeststandard dar, der berücksichtigt, dass die Anforderungen auch finanzierbar sein müssen. Es bleibt den Auftraggebern und den Erstellern einer Ökobilanz für Getränkeverpackungen unbenommen über die im Leitfaden aufgeführten Mindestanforderungen hinauszugehen. Bei einem erweiterten Erkenntnisinteresse seitens der Auftraggeber einer Ökobilanz ist es zum Beispiel jederzeit möglich,

- mehr Getränkesysteme und Füllgrößen,
- mehr Varianten bei den Distributionsentfernungen,
- mehr Varianten bei Umlaufzahlen,
- mehr Varianten bei der Auswertung von Füllgrößenclustern

zu untersuchen als im Leitfaden definiert.

Ökobilanzen für Getränkeverpackungen waren in der Vergangenheit oftmals Grundlage politischer Entscheidungen. Daher empfehlen die Auftragnehmer den betroffenen Wirtschaftskreisen die grundlegenden Primärdaten, die für die Ableitung der Annahmen und Festlegungen der Modellierung entlang der hier definierten Mindestanforderungen erforderlich sind, zusammenzutragen. Selbst wenn keine eigenen vergleichenden Ökobilanzen geplant sind, kann es ggf. sinnvoll sein, die „eigenen Systeme“ im direkten Umfeld der jeweiligen Wirtschaftsbeteiligten zu untersuchen.

Die Auftragnehmer empfehlen weiterhin den politischen Entscheidungsträgern künftig Getränkeverpackungsökobilanzen unter Bezug auf die Anforderungen der Verpackungsverordnung anhand der hier vorgelegten Mindestanforderungen zu beurteilen und auf dieser Grundlage in den entsprechenden Entscheidungsprozessen zu berücksichtigen.

Summary

Background and Objective of the Project

With the third amendment of the Packaging Ordinance, the concept of “ecologically advantageous” beverage containers in the classification of beverage packaging within the framework of the Packaging Directive was introduced. The classification in “environmentally favorable non-refillable beverage containers” is decisive for the exemption from the statutory deposit and return obligation according to Paragraph 9 of the VerpackV. “environmentally favorable non-refillable beverage containers” as per Paragraph 3, Section 4 do not fall under the deposit obligation.

The non-refillable beverage containers that have already been sold under average market conditions without return through a deposit system and do not show any significant ecological disadvantages compared to the most significant deposit systems on the market (reference systems) in the same beverage segment are classified as ecologically advantageous. Thus the categorization “ecologically advantageous beverage packaging” means not only the closer investigation of the packaging itself, but also the complete system of production, distribution and consumer behavior. In this wide range of restriction, the current version of VerpackV classifies the beverage carton, the stand-up pouch and the polyethylene “pouch” bags for beverages as ecologically advantageous non-refillable beverage containers.

The classification of beverage containers in environmentally favorable in the Packaging Directive is mainly based on the life cycle assessments conducted by the Federal Environmental Agency (UBA) in 1995, 2000 and 2002 as well as on LCAs commissioned in the private sector that were reviewed and confirmed by the UBA in regard to their basic statements concerning the key question. Doubts were increasingly voiced, particularly by industry and environmental agencies, as to whether the results of the above-mentioned UBA LCAs were still relevant and up-to-date concerning the German beverage market. Commercially commissioned more recent life cycle assessments are used in public discussions refer to optimization and innovations that have led to changes in the environmental impact of beverage packaging systems.

Generally the results of LCAs are mainly dependent on the goals and scopes set for the assessment. Thus the differently set assumptions and context-specific scenarios set according to the definition of the goal and scope of the currently available LCAs lead to the fact that a comparison of data between the individual LCAs is impaired or even impossible. In addition, this makes an evaluation of the representativity of the case scenarios in the LCAs regarding the German conditions even more difficult.

If LCAs are to serve as the basis for shaping political opinions, it is necessary to set as standard a procedure as possible. To date no tangible standard procedure for as transparent a method as possible has been available providing the economic operators on one hand with concrete conditions and on the other hand making it easier for the Federal Environmental Agency to review the results.

The present final report of the project “Review and Update of the LCAs for Beverage containers” (funding code FKZ: 3711 92 315) documents the scientific background as well as the well-founded deduction of minimum requirements and quality criteria for conducting life cycle assessments for beverage containers. These provide the conditions that will be decisive in the future to the Federal Environmental Agency (UBA) for evaluating LCAs of beverage containers in the context of the Packaging Ordinance.

Using this focus and having included certain limitations, this project aims at addressing the following parties with these minimum requirements:

- A. The interest groups affected and trade/commercial associations (container manufacturers, packaging producers, beverage industry, trade/businesses, waste disposal sector, NGOs) who can use the present minimum requirements as set conditions for future LCA studies.
- B. Those conducting LCAs, who can use the present report as a practice-oriented guideline containing certain aspects for performing beverage containers life cycle assessments, particularly in regard to examining the environmental benefits.

The minimum requirements serve primarily for ensuring sufficient timeliness of the container systems examined, the data and methods used as well as the appropriate depiction of average German market conditions. They are, however, not to be interpreted as a further new or even independent standard. In fact, they are deduced from the need to update various aspects for performing an LCA. An advisory board of experts brought together especially for this project is discussing the current state of scientific methods in regard to the experiences with previous beverage container LCAs and work by compiling a standard procedure.

The demands for compiling a report in accordance with ISO 14044, Items 5.2 and 5.3 are being taken into consideration. For this reason, the minimum requirements are also structured according to the structural guidelines set in the ISO 14040/44. Thus this guideline includes the structure of a standard report of the LCA study and summarizes the minimum requirements for the technical conduct of an LCA compliant with ISO.

The minimum requirements provide a basis for harmonizing the procedures for performing LCAs on beverage container systems and evaluating their environmental impact profiles. Methods for further sustainability analyses, however, are not included here. Socio-economical aspects, such as intergenerative availability of raw materials or strengthening/supporting regional cycles/circuits, lie outside the boundaries of performing LCAs. Nevertheless, the results of the LCA can be taken into consideration when providing a basis for the environmental components of the sustainability analysis. Further sustainability aspects in addition to the LCA results must be considered, however, when dealing with the political discussion.

Project Implementation

The project was carried out by the IFEU GmbH (Institute for Energy and Environmental Research Heidelberg) in cooperation with the subcontractors GVM Gesellschaft für Verpackungsmarktforschung mbH (Society for Packaging Market Research) in Mainz and Prof. Dr. Birgit Grahl. The project ran from autumn 2010 until summer 2015.

The following aspects were in focus when planning the basics for the harmonization and comparability/reproducibility of LCAs for beverage containers:

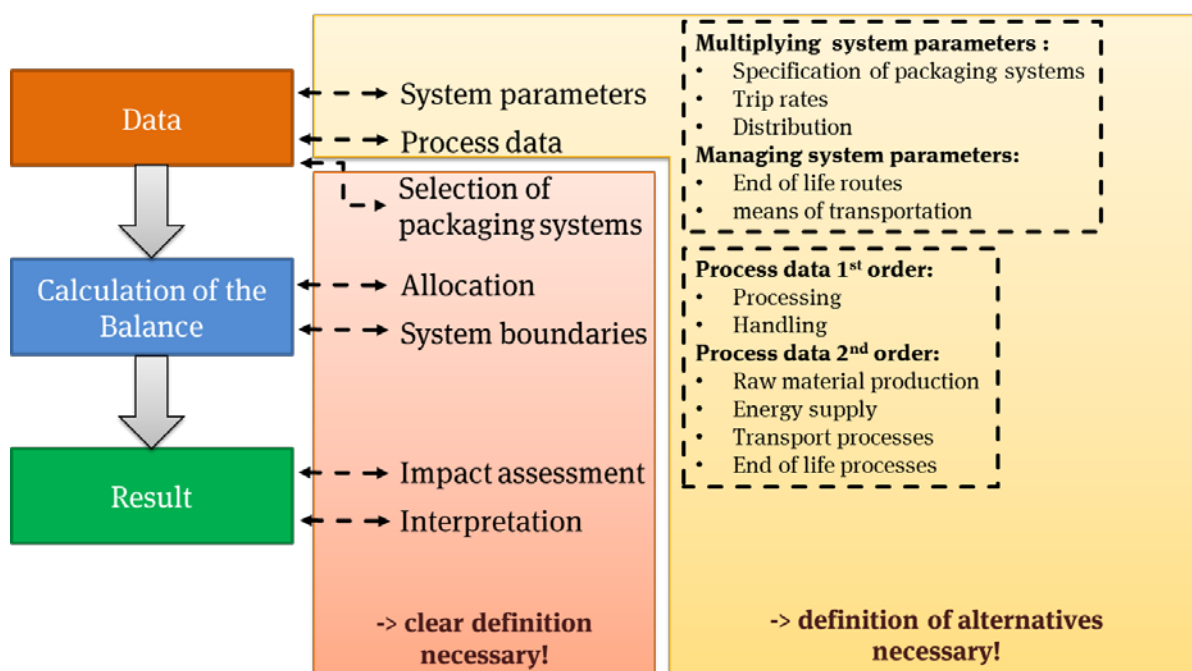
- Updating the evaluation of life cycle analysis for beverage containers systems and reviewing/auditing and further developing the methods.
- Developing framework conditions for as transparent a procedure as possible, on one hand providing economic operators with a set of conditions and on the other hand reducing the expenses for monitoring by the Federal Environmental Agency.
- Defining a set of minimum requirements and quality criteria for LCAs with the goal of creating a platform for comparison of environmental impacts for the average German market conditions/situation.
- Providing an exemplary trial of the minimum requirements (using the example of selected packaging systems).

Nearly all relevant stakeholders from the commercial beverage sector and beverage containers (packaging and material manufacturers, bottlers and retail as well as waste disposal) were represented in the project advisory board as well as NGOs and scientific researchers. This advisory board was informed of the project contents in 5 meetings. In addition, the participants had the opportunity to make comments and contribute supplementary information to the process.

Overview of the Minimum Requirements

The minimum requirements consist of the binding specifications for the various areas of a life cycle analysis in which establishments are determined that affect the modeling and life cycle inventory as well as the analysis and interpretation of the results (also see Fig. A).

Figure A: Classification/Systematization of Minimum Requirements



© IFEU/ GVM/ INTEGRAHL 2015

The minimum requirements thus act as the framework for the following areas defined in the criteria catalog:

- Criteria regarding the containers examined:
 - Defining the beverage segments
 - Beverage container systems assessed
 - Weight of containers and packaging materials
 - Product function (functional unit)
- Criteria regarding the assumptions and establishing the modeling:
 - Assumptions for the disposal routes (particularly relevant for non-refillable/one-way systems)
 - Trippage rates of refillable systems

- Distribution structure
- Criteria regarding process data
- Criteria regarding the methods chosen:
 - Allocation and credits
 - Impact categories considered and evaluated life cycle inventory indicators
 - Method of evaluation of the LCA

The minimum requirements also include provisions and recommendations for dealing with various cross-sectional topics such as system boundaries, developing scenarios and sensitivity checks to be performed.

In the following text, the minimum requirements will be briefly described. More in-depth descriptions of the contents concerning technicalities regarding the regulations and how the minimum regulations are split into the four phases of the life cycle assessment (definition of goal and scope, life cycle inventory, impact assessment and interpretation) will be referred to in each chapter of the main report.

Beverage Segments

The definition of the various beverage segments presents a key issue in the description of the examination of life cycle assessments for beverage containers and is a central factor for the comparability of LCAs. Up to now, it was often impossible to compare LCAs because there were no boundaries set regarding the type of beverage and the market level (filling, domestic sales or consumption) and the market volume (household consumption, total consumption) were so different.

In the future, there must be transparency regarding

- which beverage segment is being studied,
- whether this beverage segment is fully or only partially studied (examination of beverage groups),
- which market particularities justify the specific study of only one beverage group,
- which of the selected beverage types are included and which are not.

Thus future life cycle assessments complying with the minimum requirements will be bound to the conditions of beverage segments, with clear and transparent allocations of the type of beverages in the beverage segment. The container systems studied and the reference containers apply to the respective beverage segment. Beverage consumption (including imports) is set as the market level. The market volume refers to the private final consumer as defined in the Packaging Ordinance.

A detailed technical discussion of this topic can be found in Chapter 5.1. The minimum requirements regarding this topic are found in Chapter 6.3.2 (goal and scope), Chapter 6.4.2.1 (life cycle inventory) and Chapter 6.6.3 (interpretation).

Packaging Systems

In many previous life cycle assessments, the selection of beverage containers was not always sufficiently established, which did not permit a representative reflection of the beverage segment. Different container variations and sizes were often not fully covered due to the costs involved. This led to problems with the comparability of the results of different life cycle analysis studies.

For this reason, the minimum requirements for future beverage container LCAs dictate the selection of containers and the reference container based on a market analysis according to the beverage segment, which is easier to document transparently. Fictive or historic containers are not permitted.

The main packaging components of a packaging system are differentiated according to packaging material, type of packaging, classification and size. At least two beverage container systems are to be examined, one of which has to be the reference system.

A detailed technical discussion of this topic can be found in Chapter 5.2. The future minimum requirements regarding beverage container LCAs are found in Chapter 6.3.3 (goal and scope), Chapter 6.4.2.2 (life cycle inventory) and Chapter 6.6.3 (interpretation).

Functional Unit

The definition of the functional unit is established in the minimum requirements and is binding and reads as follows:

"Provision of 1,000 l beverage in containers up to a size of 10 liters on location at the last level of trade/point of sale."

The functional unit refers directly to the filling goods of the beverage segment that are examined in a study. The "location of the last level of trade" indicates all types of stationary enterprises/businesses with a commercial function that sell beverages.

The differentiation according to size, in contrast, is no longer part of the functional unit. This differentiation has not been eliminated, however, but rather shifted to the evaluation of the results of the LCA.

Further functional aspects, e.g. whether the beverages in question are carbonated or not, or if refrigeration is necessary, are taken into consideration for the definition of the beverage segment.

The differentiation between immediate consumption and stockpiling is no longer included in the functional unit, as this can no longer be feasibly grounded due to the change in consumer behavior. Comparison groups that make sense – and reflect consumer behavior – are now to be defined in the course of the evaluation/assessment.

A detailed technical discussion of this topic can be found in Chapter 5.2. The minimum requirements regarding this topic are found in Chapter 6.3.1 (goal and scope).

Weight of Packaging Material

In the past, the weight of the packaging materials in LCA studies was repeatedly the subject of discussions. Partly the timeliness and the suitability of the data selection were not proofed. The new minimum requirements address this issue and define various regulations for determining packaging material weights.

In the future, an appropriate survey can be used that is comprehensible and allows transparency in practice for everyone.

The minimum requirements use various methods involving the relevant significance of the individual components of a packaging system to distinguish between primary packaging, secondary packaging and tertiary packaging for determining the weight of all packaging material.

A detailed technical discussion of this topic can be found in Chapter 5.3. The minimum requirements regarding this topic are found in Chapter 6.4.3.2 (life cycle inventory) and in Chapter 6.6.4 (interpretation).

Waste Disposal Routes

The respective waste disposal structure is often a factor that significantly influences the results for many beverage containers. Thus particular attention is paid to this factor and its proper transformation into the LCA model. Data from waste statistics can only partially be directly applied to the life cycle analysis, however, as it is the quantity of the delivered waste/recycling material that is used. For this reason, a special quota concept is defined to be used in the modeling of the disposal routes of the various beverage container systems studied in life cycle assessments:

- Collection rate for LCA (öEQ)
Ratio of output of the capturing process of the total quantity of the reference flow (determined by packaging specifications and functional unit)
- Sorting quota for LCA (öSQ)
Ratio of output of the sorting process to the output of the capture process

The quotas are to be determined in the form of a data survey especially created for the beverage container systems studied. Should it not be possible to determine the quota through a data survey, then in the absence thereof, the data can be taken from waste reports. These quotas need to be mathematically adjusted regarding minimum material contents as well as moisture contents. Assuming literature data depends, however, on further conditions – particularly in cases when general data only referring to the packaging or material is added to a mix of specific packaging materials.

A detailed technical discussion of this topic can be found in Chapter 5.4. The minimum requirements regarding this topic are found in Chapter 6.3.6 (goal and scope), Chapter 6.4.3.1 (life cycle inventory) and Chapter 6.6.6 (interpretation).

Trippage rates

Trippage rates, or the number of trips a bottle makes until it is taken out of circulation, have long been a point of discussion concerning life cycle assessments, as there is no obligatory procedure for determining these and since generally no empirically-supported calculation of the trippage rate is performed.

Generally there are two ways of calculating trippage rates that should be applied in order to deduce “figure corridors“ and working values. At least one type of calculation has to be the production method. Surveying the input parameters and the calculation of the trippage rates are to be recorded. Furthermore, all assumptions and estimates made are to be disclosed and substantiated.

According to the conditions of the minimum requirements, a clear allocation of trippage rates to packaging systems is to be made, so that there will be a clear distinction/separation of pool and individual bottles in future discussions concerning trippage rates.

A detailed technical discussion of this topic can be found in Chapter 5.5. The minimum requirements regarding this topic are found in Chapter 6.3.5 (goal and scope), Chapter 6.4.3.3 (life cycle inventory) and Chapter 6.6.5 (interpretation).

Distribution

Establishing the distribution transport distances can be particularly relevant to results when comparing one-way and refillable systems. After a study is published, discussions often occur questioning the transparency of the data survey, whether the market examined was properly reflected or if the distribution steps were taken into consideration. Frequently it is not even clear which transport processes were a part of the distribution, or if they were subsumed in one of the other life cycle phases of the containers. The main problem here is that collecting the distribution data is very time-consuming and that the market dynamics in this regard are particularly distinct, as the validity of the collected data is so short-lived.

For this reason, the minimum requirements include conditions regarding the transparency of the data collection and the documentation of estimates and calculation methods. All transport distances (distribution, re-distribution for refillables including distances for sorting, re-circulation transportation distances for one-way and refilling systems) are to be described, determined and accounted for. The transportation distances of all imports are to be included.

In order to achieve the goal of a representative market reflection taking the regional distribution of bottling plants into consideration, two different methods of calculation are set. In one of them, the data can be collected directly from the stakeholders of the process chain (survey-oriented approach), the other makes it possible to refer to market research data and to transform it using pathway software into distance kilometers of the necessary transportation (consumer-oriented approach). In both approaches, scenarios for both container-specific average values and the distribution of the beverages in each beverage segment are to be simulated.

A detailed technical discussion of this topic can be found in Chapter 5.6. The minimum requirements regarding this topic are found in Chapter 6.3.4 (goal and scope), Chapter 6.4.3.4 (life cycle inventory) and Chapter 6.6.7 (interpretation).

Process Data

The topic of process data turned out to be quite complex in the course of the project and could only be included in the minimum requirements at a higher level. Various data groups and types of data are defined herein for which different rules must be met. The common factor in all of them is that the process data are to be evaluated according to the basic criteria “validity for average German conditions/situations”, “valid(ity) for the investigated object” and “methodical consistency”.

To put it simply, the application of specifically collected data concerning all material transformation processes and material handling processes that are directly involved with the container/package product being investigated are obligatory. More current data from literature results may be utilized for all further processes that are not exclusively operated for the packaging product being investigated (such as most transport and material production processes).

Furthermore, the minimum requirements define specific documentation regulations for all material transformation processes and material handling processes.

A detailed technical discussion of this topic can be found in Chapter 5.7. The minimum requirements regarding this topic are found in Chapter 6.3.11 (goal and scope), Chapter 6.4.4 (life cycle inventory) and Chapter 6.6 (interpretation).

Allocation

The question of proper handling of co-products has long been a point of dispute among LCA experts. The analysis of various current activities for developing guidelines for life cycle assessments shows that there is still no common view to be found. This project's advisory board also had a wide spectrum of suggestions regarding allocation.

For the minimum requirements concerning allocation, it is to be differentiated between process-specific and system-specific demands/needs/requirements.

Dealing with Co-products at the Process Level:

- Co-products are to be allocated; it is not permissible to grant credits.
- The step-by-step procedure complying with ISO 14044, Paragraph 4.3.4.2 is to be applied.

The choice of allocation criteria is to be explained and documented.

Transportation Allocation as a Special Case/an Exception of Process Allocation:

Since 2008 it became common to not allocate between filling goods and packaging in regard to transportation-related allocation, however when critically examining the methodology it was determined no longer valid. For this reason, the conditions of the minimum requirements state that only the proportion of the packaging/container can be accounted for the economic burden of the beverage distribution, however not the proportion of the volume of beverage. The allocation of burdens between packaging and beverage are done according to mass.

Dealing with Co-Products at the System Level

Minimum requirements regarding the allocation factors:

- Basis approach: 50-50 allocation for inclusion of environmental burdens for all product systems (macro law of conservation);
- Sensitivity checks: both extreme models 100:0 and 0:100 allocation are to be calculated;
- all recycling processes beginning with the first sorting phase (for household waste starting with the consumer) are subject to allocation.

Additionally minimum requirements regarding substitution factors were created, differentiating between a “material equivalent substitution” and a “non-equivalent material substitution”.

In general, the minimum requirements are established upon the previous UBA conventions regarding the existing UBA life cycle assessments for beverage containers.

A detailed technical discussion of this topic can be found in Chapter 5.8. The minimum requirements regarding this topic are found in Chapter 6.3.10 (goal and scope), Chapter 6.4.5 (life cycle inventory) and Chapter 6.6.9 (interpretation).

Impact Assessment

In the process of establishing the minimum requirements for the impact assessment, the following were undertaken:

- a) Relevant European activities, such as ILCD (European reference Life Cycle Database) and PEF were analyzed.
- b) The majority of the reference materials containing background information concerning descriptions of methodology and development were studied.

- c) Extensive discussions were held among the authors as well as with LCA experts and the specialty departments of the German Federal Environmental Agency (UBA).

Two aspects concerning the European activities stood out in particular during this phase:

1. When describing the selection of characterization models, there is frequently no clear definition of the objective that the characterization model is to address. More frequently, only general references to the protected resources environment, humans and natural resources are made.
2. Academic research focuses more on developing characterization models in which the regional environmental impact of pollutants are analyzed. These fate and distribution models apply dispersion calculations. The approaches applied are sometimes close to a risk analysis, yet without being able to meet the specific data demands of a risk analysis from a life cycle inventory.

The following guidelines apply regarding the minimum requirements for the impact assessment:

- Protective goals must be defined in the first phase of the LCA (definition of goal and scope) and the impact categories as well as the characterization models must be chosen to match these and accordingly explained.
- Beverage container LCAs which are intended to provide information within/concerning the context of the VerpackV information for UBA/BMUB (German Federal Environmental Agency/Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation, Building and Nuclear Safety), are to be practice-oriented LCAs based on an attributive modeling/simulation. The methodology for UBA beverage container life cycle assessments must therefore contain robust indicators on which the LCA basis can be carried out with acceptable efforts in routine LCAs.
- Only/Exclusively midpoint indicators are to be investigated.

They also provide distinct rules for deriving/deducting assumptions and establishing models and define minimum demands for process data used.

The minimum requirements establish that within the framework of impact assessment, the following categories and indicators are to be examined:

- Natural resource demands as
 - WP_{KRA} : loss potential of material in kilograms-e
 - WP_{KEA} : loss potential of energy resources in MJ-e
 - Land use as a distance from nature potential NFP in $m^2e \cdot 1 a$
 - Freshwater demands as water scarcity/shortage potent WSP in $m^3 H_2Oe$
- Climate change as global warming potential GWP_{100} in $kg CO_2e$
- Stratospherical ozone depletion as Ozone Depletion Potential ODP in $kg CFC-11e$
- Photochemical oxides formation/summer smog as Maximum Incremental Reactivity MIR in $kg O_3e$
- Eutrophication and oxygen consumption as a eutrophication potential $EP_{aquatic}$ und $EP_{terrestrial}$ in $kg PO_4^{3-}e$
- Acidification as acidification potential AP in $kg SO_2-e$
- Ecotoxicity freshwater ($CF^{freshwater ecotox}$) in CTUe
- Human toxicity as

- Human Toxicity Potential non cancer ($HTP_{\text{non cancer}}$) in CTU_h
- Human Toxicity Potential cancer (HTP_{cancer}) in CTU_h
- Cancer risk potential (CRP) in kg As-e cancer risk potential
- Toxic damage to humans through dust/fine particles as Aerosol Formation Potential AFP in kg $PM_{2,5-e}$
- Toxic damage to humans through ionizing radiation as IRP-NE: Ionizing Radiation Potential Nuclear Energy), in Person-Sv

A detailed technical discussion of this topic can be found in Chapter 5.9. The minimum requirements regarding this topic are found in Chapter 6.3.12 (goal and scope), Chapter 6.4.6 (life cycle inventory) and Chapter 6.5 (impact assessment) and Chapter 6.6.10 (interpretation).

Interpretation

Since the Federal Environmental Agency began developing and publishing its conditions for the evaluation and analysis of LCA results in 1999, guiding principles for interpreting all LCAs of beverage containers in the German context were available. With the introduction of the newly compiled and extended list containing the impact assessment and the impact categories to be investigated, the UBA model of 1999 is no longer generally applicable.

The methods for interpretation/analysis defined in the minimum requirements are based on the elements of “identification of significant parameters”, “interpretation/analysis according to completeness, sensitivity and consistency checks” and the resulting “conclusions, limitations and recommendations“ stated in the international standard ISO 14044.

Thus the approach of the “verbal argumentative analysis” from the UBA 1999 is still followed. The consolidation serves exclusively for processing the sheer volume of data so that transparent, sophisticated/differentiated recommendations can be given. The consolidation of data should not, however, be misunderstood as an interpretation automatism. Just as it is not permissible to simply count how many impact categories of a product system rank better than another and judge the results by this.

The minimum requirements contain differentiated conditions for evaluating the system parameters, the quality of data, the results of the life cycle inventory and the results of the impact assessment as well as the obligatory conduct of sensitivity analyses. Standardizing the results of the impact assessment based on the annual total consumption in the respective beverage segment is obligatory and is expressed in average population values and presented in a table as well as in a graph.

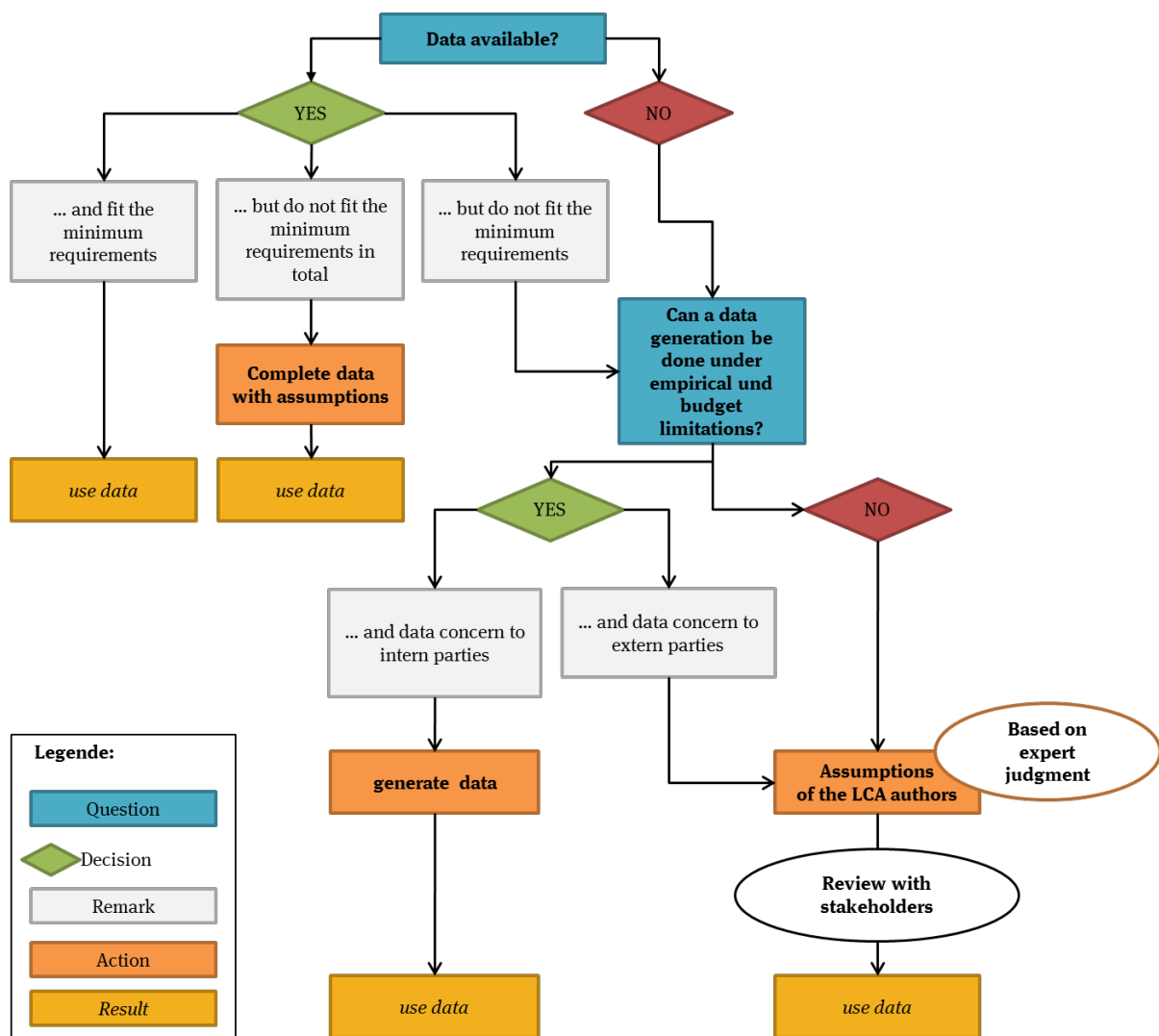
In comparison to the evaluation of the UBA beverage container life cycle assessments of 1995, 2000 and 2002, the evaluation is not limited to comparisons of sets of two. Instead, a comparative overview of packaging systems based on the given consumption situation is intended.

A detailed technical discussion of this topic can be found in Chapter 5.10. The minimum requirements regarding this topic are found in Chapter 6.3.14 (goal and scope), Chapter 6.4.7 (life cycle inventory) and Chapter 6.5.2 (impact assessment/standardization) and Chapter 6.6 (interpretation).

Data Generation

The conditions for detailed minimum requirements in combination with criteria for the quality and reliability inevitably lead to the question of the availability of data. Contractors frequently face the problems of obtaining and acquiring data needed in particular for the modelling of necessary assumptions and establishments for the packaging systems of other (in some circumstances competing) economic operators, as the availability of such data depends on the willingness of economic operators to provide such. Thus the topics “demands on data collection and feasibility” and “dealing with data gaps and data needs” were often the source for controversial discussions in the advisory board. Thus an alternative method for data generation was created when writing the minimum requirements, whereas the focus was on harmonization of the process for methodical questions (compare to Fig. B).

Figure B: Scheme for decisions to select and treat/handle lack of or insufficient system parameters and process data



© IFEU/ GVM/ INTEGRAHL 2015

The rules defined here are visualized in the form of a decision tree (Fig. B). This offers a middle way between the required data level and a practical manageability of the set conditions. The question of data generation in this decision tree is empirical and budgetary essential. It can only be answered in

regard to data availability as well as for the expected knowledge gained when implemented. The necessary, careful/thorough documentation of all decisive steps ensures for transparency.

At this point it should be recommended that the contractors and creators of future life cycle assessments focusing on the Packaging Ordinance should contact and include the UBA and the BMUB in an early phase of the study.

Conclusions

The minimum requirements implicitly provide those conducting studies with specifications regarding the contents and structure of life cycle assessments for beverage containers for political information. Not all questions in the guidelines could be completely predetermined. The minimum requirements provide aids and provoke thought for decisions in the LCA process. The minimum requirements cannot replace the scientific discussion of the authors concerning the individual topics and certainly not the necessary critical reflection of their own actions.

Many requirements only present a minimum standard, taking into consideration that the demands must also be financially feasible. Thus the contractors and creators of life cycle assessments for beverage containers are free to exceed the minimum requirements outlined in the guideline. For those contractors of a life cycle assessment who would like to go beyond these limits, it is always possible to investigate

- more beverage systems and volumes/sizes,
- more variations regarding the distribution transport distances,
- more variations for trippage rates,
- more variations for evaluating volume clusters,

than defined in the guideline.

Life cycle assessments were often the basis for political decisions in the past. For this reason, the authors recommend that the business circles involved compile the basic primary data for the assumptions and settings needed to do modelling based on the minimum requirements here. Even if there are no plans to do your own comparative life cycle analysis, then it can nevertheless make sense to investigate one's "own systems" in the immediate vicinity of respective economic operators.

The authors continue to recommend that policymakers judge future beverage container life cycle assessments along the lines of the demands in the Packaging Ordinance, taking the minimum requirements presented here into account when making respective decisions.

1 Einleitung

Der vorliegende Abschlussbericht des Vorhabens „Prüfung und Aktualisierung der Ökobilanzen für Getränkeverpackungen“ (FKZ: 3711 92 315) dokumentiert die wissenschaftlichen Hintergründe sowie die begründete Ableitung von Mindestanforderungen und Qualitätskriterien für die Durchführung von Ökobilanzen von Getränkeverpackungen. Diese geben den Rahmen vor, der zukünftig für das Umweltbundesamt zur Bewertung von Ökobilanzen mit Bezug zu der ökologischen Vorteilhaftigkeit von Getränkeverpackungen im Kontext der Verpackungsverordnung maßgeblich ist.

Mit diesem Fokus sowie Eingrenzung sind die Adressaten dieser im Rahmen des F&E Projektes erarbeiteten Mindestanforderungen insbesondere:

- A. Die Interessensgruppen und Wirtschaftsverbände der Getränkeindustrie, denen mit den vorliegenden Mindestanforderungen ein klarer Rahmen für zukünftige Ökobilanzstudien vorgegeben wird.
- B. Die Ersteller von Ökobilanzen, denen mit dem vorliegenden Bericht ein praxisorientierter Leitfaden mit zu beachtenden Aspekten für die Erstellung von Getränkeverpackungsökobilanzen, insbesondere zur Untersuchung der ökologischen Vorteilhaftigkeit, an die Hand gegeben wird.

Die Mindestanforderungen dienen übergeordnet zur Sicherstellung einer ausreichenden Aktualität der untersuchten Verpackungssysteme, der verwendeten Daten und Methoden sowie der angemessenen Abbildung durchschnittlicher deutscher Marktverhältnisse. Sie sind jedoch nicht als ein weiterer neuer oder gar selbständiger Standard zu interpretieren. Vielmehr werden für verschiedene Aspekte der Ökobilanzerstellung Aktualisierungsbedarfe abgeleitet. In diesen wird der derzeit aktuelle Stand der wissenschaftlichen Methodendiskussion vor dem Hintergrund der bereits gesammelten Erfahrungen mit Verpackungsökobilanzen und den Beiträgen aus dem eigens zum Projekt gebildeten Begleitkreis in Form vereinheitlichter Vorgehensweisen aufbereitet.

Die Mindestanforderungen sind entsprechend der strukturellen Vorgaben der ISO 14040/44 gegliedert. Die Anforderungen an die Berichtserstellung gemäß ISO 14044 Ziffer 5.2 und 5.3 sind berücksichtigt. Insofern fasst dieser Leitfaden die Struktur einer einheitlichen Berichtsstellung der Ökobilanz-Studie und die inhaltlichen Mindestanforderungen für die ISO-konforme fachliche Durchführung der Ökobilanz zusammen.

Darüber hinaus sind im vorliegenden Abschlussbericht vertiefte Informationen sowie ausführliche Begründungen und Erläuterungen zu den hier aufgeführten Mindestanforderungen enthalten.

Zusätzlich zu den definierten Mindestanforderungen werden an diversen Stellen Empfehlungen an die Auftraggeber und Ersteller einer Ökobilanz ausgesprochen. Mit Blick auf die ökologische Beurteilung von Getränkeverpackungen im Kontext der Verpackungsverordnung sind die Mindestanforderungen obligatorisch zu beachten. Die Empfehlungen müssen mindestens so weit adressiert werden, dass ersichtlich wird, wie mit ihnen im Kontext der Studie verfahren wurde.

Die Mindestanforderungen harmonisieren die Durchführung von Ökobilanzen von Getränkeverpackungssystemen und deren Beurteilung anhand ihrer Umweltwirkungsprofile. Vorgaben für eine demgegenüber weiter gefasste Nachhaltigkeitsanalyse sind nicht umfasst. Sozioökonomische Aspekte, wie etwa intergenerative Verfügbarkeit von Rohstoffen oder Stärkung regionaler Kreisläufe liegen außerhalb des Bearbeitungsrahmens von Ökobilanzen. Dennoch können die Ergebnisse der Ökobilanz als Grundlage für die Umweltkomponente der Nachhaltigkeitsanalyse herangezogen werden. Jedoch können in der politischen Diskussion neben den Ökobilanzergebnissen auch weitere Nachhaltigkeitsaspekte betrachtet werden.

Das Umweltbundesamt weist in seiner Leistungsbeschreibung explizit darauf hin, dass das Forschungsvorhaben keine Durchführung einer eigenständigen umfassenden Ökobilanz für den deutschen Markt im Rahmen des F&E Vorhabens darstellt. Außerdem war keine Primärerhebung von Marktdaten vorgesehen.

Mit den Ergebnissen des vorliegenden F&E Vorhabens qualifiziert das Umweltbundesamt nach mehr als 10 Jahren die Methodik für Ökobilanzen für Getränkeverpackungen fort. Einerseits werden mit dem in diesem Projekt erarbeiteten Mindestanforderungen die Beurteilungskriterien des UBA für die Annahme von Ökobilanzen im politischen Prozess der Verpackungsverordnung definiert und offen gelegt. Andererseits ist den Auftraggebern und Erstellern von Ökobilanzen ein praxistauglicher Leitfaden zur Erstellung von Getränkeverpackungsökobilanzen an die Hand gegeben.

2 Hintergrund und Zielstellung des Vorhabens

Mit der 3. Novelle der Verpackungsverordnung wurde das Konzept der „ökologisch vorteilhaften“ Getränkeverpackungen bei der Einordnung von Getränkeverpackungen im Rahmen der Verpackungsverordnung eingeführt. Die Einordnung in „ökologisch vorteilhafte Einweggetränkeverpackungen“ und „nicht ökologisch vorteilhafte Einweggetränkeverpackungen“ ist ausschlaggebend für die Pfanderhebungs- und Rücknahmepflicht gemäß § 9 VerpackV. „Ökologisch vorteilhafte Einweggetränkeverpackungen“ im Sinne des § 3 Abs. 4 unterliegen nicht der Pfandpflicht.

Als ökologisch vorteilhaft sind dabei Einweggetränkeverpackungen eingestuft, die bereits ohne eine Rückführung über ein Pfandsystem unter durchschnittlichen deutschen Marktverhältnissen keine wesentlichen Nachteile gegenüber dem marktbedeutendsten Mehrwegsystem (Referenzsystem) im gleichen Getränkesegment haben. Insofern steht hinter den Begriffen „ökologisch vorteilhafte Einweggetränkeverpackungen“ und „nicht ökologisch vorteilhafte Einweggetränkeverpackungen“ nicht nur die enge Betrachtung der Verpackung selbst sondern das jeweilige Gesamtsystem der Herstellung, Distribution und Verbrauchsverhalten. Mit diesen weiten Grenzen sind in der aktuellen Fassung der VerpackV der Getränkekarton, der Standbodenbeutel und der Polyethylen-Schlauchbeutel als ökologisch vorteilhafte Einweggetränkeverpackungen aufgeführt.

Die Einteilung von Getränkeverpackungen in ökologisch vorteilhaft und nicht ökologisch vorteilhaft in der Verpackungsverordnung basiert im Wesentlichen auf den UBA-Ökobilanzen von 1995, 2000 und 2002 sowie auf Ökobilanzen, die von privater Seite in Auftrag gegeben und vom UBA geprüft und im Ergebnis bestätigt wurden. Die Ergebnisse der UBA-Ökobilanzen werden – insbesondere von Wirtschafts- und Umweltverbänden – zunehmend hinsichtlich der Aktualität und Repräsentanz bezüglich des deutschen Getränkemarktes in Frage gestellt. Neuere, von der Industrie beauftragte Ökobilanzen werden in der öffentlichen Diskussion genutzt, um auf Optimierungen und Innovationen hinzuweisen, die zu Veränderungen der ökologischen Auswirkungen von Getränkeverpackungssystem geführt haben.

Generell sind die Ergebnisse von Ökobilanzen wesentlich von deren Zielstellungen und den gesetzten Rahmenbedingungen abhängig. So führen unterschiedlich gesetzte Annahmen und die je nach Ziel- und Rahmendefinition kontextspezifischen Szenarien in aktuell vorliegenden Ökobilanzen für Getränkeverpackungen dazu, dass ein Vergleich der Daten zwischen den einzelnen Ökobilanzen beeinträchtigt oder gar unmöglich ist. Zudem wird dadurch auch eine Bewertung der Repräsentativität der in den Ökobilanzen hinterlegten Szenarien hinsichtlich der deutschen Randbedingungen erschwert.

Sollen Ökobilanzen jedoch als Entscheidungsgrundlage für die politische Meinungsbildung dienen, ist ein möglichst einheitliches Vorgehen erforderlich. Konkrete einheitliche Vorgaben für ein möglichst transparentes Verfahren, mit dem den Wirtschaftsbeteiligten einerseits ein klarer Rahmen vorgegeben wird und mit dem andererseits der Aufwand für die Überprüfung durch das Umweltbundesamt reduziert werden kann, gab es bislang nicht.

Das F&E-Vorhaben verfolgt daher das Ziel, die Grundlagen für eine Harmonisierung und Vergleichbarkeit von Ökobilanzen für Getränkeverpackungen zu schaffen. Folgende Aspekte stehen dabei im Fokus:

- Die Aktualisierung der Bewertung von ökobilanziellen Ergebnissen für Getränkeverpackungssysteme und die Überprüfung und Weiterentwicklung der Methodik
- Die Entwicklung von Rahmenbedingungen für ein möglichst transparentes Verfahren, mit dem den Wirtschaftsbeteiligten einerseits ein klarer Rahmen vorgegeben wird und mit dem andererseits der Aufwand für eine Überprüfung durch das Umweltbundesamt reduziert werden kann

- Die Erarbeitung von Mindestanforderungen und Qualitätskriterien für Ökobilanzen mit dem Ziel eines Vergleichs der Umweltwirkungen bei durchschnittlichen deutschen Marktverhältnissen
- Exemplarische Prüfung/Erprobung der Mindestanforderungen (am Beispiel ausgewählter Verpackungssysteme)

3 Durchführung des Vorhabens

Die Untersuchung und Umsetzung der zuvor genannten Aspekte wurde in vier Arbeitspakete unterteilt:

1. Bewertung der vorliegenden Ökobilanzen (Arbeitspaket 1)
2. Prüfung des Aktualisierungsbedarfs (Arbeitspaket 2)
3. Zusammenfassung von methodischen Vorgaben für zukünftige Ökobilanzen (Arbeitspaket 3)
4. Exemplarische Prüfung/Erprobung der Mindestanforderungen (Arbeitspaket 4)

Die Bearbeitung der Arbeitspakete erfolgt in erster Linie konsekutiv, da die Inhalte aufeinander aufbauen.

3.1.1 Arbeitspaket 1: Bewertung der vorliegenden Ökobilanzen bezüglich Methodik, Repräsentativität, Aktualität und der abgeleiteten Schlussfolgerungen

Im Rahmen der Bearbeitung des Arbeitspaketes 1 wurden die Ökobilanzen des UBA sowie neuere Ökobilanzen unter Berücksichtigung der folgenden Leitfragen ausgewertet:

- Sind die Wirkungskategorien und ihre Gewichtung einheitlich und aktuell?
- Ist die angewendete Methodik, z. B. hinsichtlich der Allokation von Verwertungsgutschriften einheitlich?
- Wie belastbar ist die Datenbasis?
- Wie repräsentativ sind die verwendeten Daten und die gerechneten Szenarien?
- Wie vergleichbar sind die repräsentativen Szenarien miteinander?
- Welche Referenzsysteme liegen dem Vergleich der Verpackungssysteme zugrunde? Sind diese unter den aktuellen Marktbedingungen die marktbedeutendsten Mehrwegsysteme?

Die Ergebnisse der Auswertungen und die vorhandenen Datensätze wurden übersichtlich visualisiert. Auf dieser Basis sind die Ökobilanzen und die daraus resultierenden Ergebnisse bezüglich ihrer Aussagekraft auf Umweltbelastungen der Verpackungssysteme in Deutschland bewertet und die Vereinbarkeit mit der derzeitigen Einordnung von Verpackungen untersucht worden.

Die Einordnung und Bewertung der Studien erfolgt analog eines Kriterienkatalogs zur Einordnung und Bewertung der Studien, der auch im weiteren Verlauf des Projektes als roter Faden für die Ableitung und Definition der Mindestanforderungen diene.

1. Kriterien hinsichtlich der untersuchten Verpackungen

- Untersuchte Getränkeverpackungssysteme (dazu gehört implizit auch die Zuordnung zu den jeweiligen Getränkesegmenten)
- Verpackungsgewichte
- Verpackungsmaterialien
- Produktfunktion (funktionelle Einheit)

Über die in den jeweiligen Ökobilanzen untersuchten Verpackungen lässt sich grundsätzlich bewerten, welche Studien bzw. Szenarien überhaupt die Voraussetzung für eine vergleichende Betrachtung erfüllen. Ebenso ist hier die Frage nach der Repräsentativität der untersuchten Verpackungssysteme zu stellen.

2. Kriterien hinsichtlich der Annahmen und Festlegungen der Modellierung

- Annahmen zu den Entsorgungswegen (besonders relevant bei Einwegsystemen)
- Umlaufzahlen von Mehrwegsystemen; betrifft Flaschen und Kästen
- Distributionsstruktur

Die Festlegungen zu den hier genannten Punkten sind erfahrungsgemäß von großer ökobilanzieller Ergebnisrelevanz und daher zwingend bei der Studienauswertung zu berücksichtigen.

3. Kriterien hinsichtlich der gewählten Methoden:

- Systemgrenzen
- Allokation
- Gutschriften
- Berücksichtigte Wirkungskategorien
- Methode der Auswertung der Ökobilanz

Die vorausgehende Liste umfasst alle relevanten Punkte, die Gegenstand der aktuellen Methodenentwicklung im Bereich Ökobilanzierung sind, bzw. die sehr kontrovers diskutiert und auch in verschiedenen Ländern unterschiedlich gehandhabt werden.

4. Kriterien bezüglich Prozessdaten

- Prozessdaten für die Verpackungsrohmaterialien
- Prozessdaten für die Verarbeitungsprozesse
- Prozessdaten für die Entsorgungsprozesse
- Prozessdaten für die Energiebereitstellung
- Prozessdaten für die Transportprozesse

In der ökobilanziellen Praxis werden für die gleiche Fragestellung zum Teil recht unterschiedliche Datensätze verwendet. So können die Daten aus verschiedenen Datenbanken oder von Industrieorganisationen bezogen werden. Oft werden aber auch Primärdaten im jeweiligen Projektkontext eigen erhoben. Dies kann zu stark unterschiedlichen Ergebnissen führen, selbst wenn die Randbedingungen sonst gleich sind.

3.1.2 Arbeitspaket 2: Aktualisierungsbedarf prüfen

Aus den Auswertungen der vorhandenen Ökobilanzen erfolgte die Ableitung des potenziellen Aktualisierungsbedarfs. Hinsichtlich des Aktualisierungsbedarfs war darauf zu achten, dass die Repräsentativität und Anwendungseignung für den deutschen Kontext gegeben ist, andererseits war aber auch der Blick über den Tellerrand hinaus erforderlich, um sicherzustellen, dass der aktuelle Stand der Ökobilanzdiskussion außerhalb Deutschlands angemessen berücksichtigt wird.

3.1.3 Arbeitspaket 3: Zusammenfassung von methodischen Vorgaben für zukünftige Ökobilanzen - Mindestanforderungen

Im Rahmen des AP 3 wurden Rahmenbedingungen für zukünftige Ökobilanzen zur Bewertung von Getränkeverpackungen unter durchschnittlichen deutschen Marktverhältnissen die sich aus dem in AP 2 abgeleiteten Aktualisierungsbedarf ergeben abgeleitet und zur praktischen Anwendung zusammengefasst. Dabei ist auch auf Mindestanforderungen und Qualitätskriterien eingegangen und – im Rahmen des Möglichen – sichergestellt worden, dass die Ergebnisse miteinander vergleichbar sind.

3.1.4 Arbeitspaket 4: Exemplarische Überprüfung der Mindestanforderungen

Das AP 4 diente der exemplarischen Überprüfung der Auswirkungen der Umsetzung der definierten Mindestanforderungen. Nach Vorlage des AP 2 und AP 3 lagen umfassende Kenntnisse vor zu

- den möglichen Schwachstellen der bisherigen Ökobilanzen,
- den Anforderungen aus dem aktuellen Stand der Wissenschaft und
- den formellen und inhaltlichen Anforderungen an zukünftige Ökobilanzen für Getränkeverpackungen in Deutschland.

Darüber hinaus konnten im Rahmen des regelmäßigen Austausches mit dem eigens zum Projekt gebildeten Begleitkreis (vgl. Organisation des Vorhabens) Daten gemäß der Anforderungen aus dem F+E Vorhaben erhoben oder generiert und zur Verwendung im AP 4 zur Verfügung gestellt werden.

Diese Überprüfung dient der Evaluation der Praktikabilität der Mindestanforderungen und sollte Erkenntnisse dazu geben, welchen Einfluss die neuen Vorgaben auf die bisherigen ökobilanziellen Ergebnisse der einzelnen Verpackungssysteme haben könnten.

Es war nicht Inhalt und Zweck des Arbeitspaketes 4 einen ökobilanziellen Vergleich zwischen den unterschiedlichen Verpackungssystemen durchzuführen.

3.2 Organisation des Vorhabens

Das F&E Vorhaben wurde von einem Projektkonsortium bearbeitet, das aus den Projektpartnern IFEU, Integrah und GVM besteht. Dem IFEU oblag dabei die Projektleitung und -koordination.

Die Abstimmung der Bearbeitungsweise und der Inhalte erfolgte im engen Austausch mit dem Umweltbundesamt (Auftraggeber) und dem Bundesumweltministerium (BMUB).

Zum Projekt wurde frühzeitig ein Begleitkreis mit Vertretern aus folgenden Bereichen gebildet:

- Wirtschaftsverbände und Organisationen Verpackungsmaterialien und Verpackungssysteme
 - Gesamtverband der Aluminiumindustrie e. V. (GDA)
 - Bundesverband Glasindustrie (BV Glas)
 - Stahlinstitut VDEh im Stahl-Zentrum
 - Plastics Europe Deutschland
 - Forum Dose
 - Fachverband Kartonverpackungen für flüssige Nahrungsmittel e. V. (FKN)
 - Industrievereinigung Kunststoffverpackungen (IK)
 - Petcycle
 - Genossenschaft Deutscher Brunnen (GDB)
 - Arbeitsgemeinschaft Verpackung und Umwelt (AGVU)
 - Stiftung Initiative Mehrweg (SIM)
- NGOs
 - Naturschutzbund Deutschland (NABU)
 - Deutsche Umwelthilfe (DUH)
 - Verbraucherzentrale Bundesverband (VZBV)
- Abfüller und Handel

- Handelsverband Deutschland (HDE)
- Bundesvereinigung der Deutschen Ernährungsindustrie (BVE) - Mandat später weitergereicht an die Arbeitsgemeinschaft konsumenten- und ökologieorientierter Getränkeverpackungen e. V. (AKÖG)
- Verband des Deutschen Getränke-Einzelhandels
- Bundesverband des deutschen Getränkefachgroßhandels (BV-GFGH)
- Brauerbund
- Private Brauereien Deutschland
- Verband Deutscher Mineralbrunnen e. V. (VDM)
- Wirtschaftsvereinigung Alkoholfreie Getränke e. V. (WAFG)
- Verband der deutschen Fruchtsaft-Industrie e. V. (VdF)
- Deutsche Weinbauverband e. V. (DWV)
- Milchindustrie-Verband e. V. (MIV)
- Entsorger
 - Bundesverband Sekundärrohstoffe und Entsorgung (BVSE)
 - Bundesverband der Deutschen Entsorgungs-, Wasser- und Rohstoffwirtschaft e. V. (BDE)
 - Gemeinsame Stelle der Dualen Systeme
- Wissenschaft
 - Hans-Jürgen Garvens (Mitherausgeber beim International Journal of LCA)

Dieser Begleitkreis wurde im Rahmen von 5 Sitzungen über den laufenden Fortschritt und die Inhalte des Projektes informiert und in die laufenden Diskussionsprozesse eingebunden. Darüber hinaus hatten die Teilnehmer des Begleitkreises die Möglichkeit sich mittels schriftlicher Stellungnahmen zu verschiedenen Themen des Projektes zu positionieren.

Die Einbindung des Begleitkreises in die Bearbeitungsweise des Projektes wird in der nachstehenden Grafik verdeutlicht:

Abbildung 1: Bearbeitungsweise des Projektes: Interaktion mit Auftraggeber und Begleitkreis

| Arbeitspakete | Organisation | Projekthinhalte |
|---|--|---|
| AP 1 Bewertung vorliegender Ökobilanzen | Okt 11 Beauftragung von IFEU, GVM und INTEGRAHL durch das UBA | |
| | Erarbeitung eines Konzeptpapiers bis Ende 2011 | Abstimmung und Festlegung der Vorgehensweise im Projekt |
| | Quartal I und II 2012 Erarbeitung des 1. Zwischenberichtes | Bewertung der vorliegenden Ökobilanzen bezüglich Methodik, Repräsentativität, Aktualität und der abgeleiteten Schlussfolgerungen Vergleich mit den vorliegenden UBA Ökobilanzen von 1995, 2000 und 2002 als Bewertungsmaßstab Definition eines Kriterienrasters für die weitere Bearbeitung |
| AP 2 Aktualisierungsbedarf Prüfen und AP 3 Zusammenfassung von methodischen Vorgaben für zukünftige Ökobilanzen | 20. Jun 12 1. Sitzung des Begleitkreises | Vorstellung der Inhalte des AP 1 |
| | Quartal III und IV 2012 Zusammengefasste Arbeit an AP 2 und 3 entlang des Kriterienkataloges Vorlage von Themenpapieren zu allen Kriterien zur Diskussion mit dem Begleitkreis | Stellungnahmen aus dem Begleitkreis zum AP 1 Verpackungssysteme, Referenzsysteme, Verpackungsgewichte und -materialien, Funktionelle Einheit sowie Entsorgungswege im Entwurf |
| | 04. Dez 12 2. Sitzung des Begleitkreises | Vorstellung erster Inhalte AP 2 und 3 |
| | Quartal I und II 2013 Fortführung der Arbeiten am AP 2 und 3 Vorlage weitere Themenpapiere | Vorlage von Themenpapieren zu Entsorgungswege (fortgeschrieben), Getränkesegemente, Packmittelgewichte (fortgeschrieben), Umlaufzahlen und Prozessdaten im Entwurf |
| | 12. Jun 13 3. Sitzung des Begleitkreises Fortführung der Arbeiten am AP 2 und 3 Vorlage weitere Themenpapiere | Vorstellung neuer Inhalte AP 2 und 3 Vorlage von Themenpapieren zu Distribution, Allokation, Wirkungsabschätzung und Auswertung im Entwurf |
| | Quartal III und IV 2013 Vorlage weitere Themenpapiere | Auswertung im Entwurf |
| AP 4 Exemplarische Überprüfung der Mindestanforderungen | 21/22. Nov 13 4. Sitzung des Begleitkreises | Vorstellung neuer Inhalte AP 2 und 3 Stellungnahmen aus dem Begleitkreis zu den Themenpapieren (Inhalte AP 2 und 3) |
| | Quartal I und II 2014 Finalisierung der Arbeiten am AP 2 und 3 | Umsetzung von Änderungen in den Themenpapieren anhand der Diskussionen im und Beiträge aus dem Begleitkreis |
| | Umsetzung AP 4 | Zusammenstellung der Eingaben aus dem Begleitkreis Exemplarische Überprüfung der Mindestanforderungen unter Berücksichtigung der Eingaben aus dem Begleitkreis |
| | 17. Jul 14 5. Sitzung des Begleitkreises | Vorstellung der Inhalte des AP 4 Zusammenstellung der Mindestanforderungen (Inhalt AP3) zu einem einheitlichen und übersichtlichen Leitfaden |
| | Quartal III und IV 2014 | Präsentation der wesentlichen Projektinhalte und -ergebnisse vor einer interessierten Öffentlichkeit Zusammenfassung aller vorgelegten Einzelberichte und Themenpapiere zu einem einheitlichen Dokument Integration wesentlicher Anmerkungen aus der öffentlichen Projektvorstellung |
| | 08. Dez 14 öffentliche Projektvorstellung im UBA | |
| | Quartal I 2015 Erstellung des Enberichtes zum F&E Vorhabens | |
| | Frühjahr 2015 Projektabschluss | |

4 Ergebnisse der Bewertung vorliegender Ökobilanzen

4.1 In Arbeitspaket 1 zu bewertende Ökobilanzen für Getränkeverpackungen

4.1.1 Auswahl der relevanten Ökobilanzstudien zu Getränkeverpackungen

Die Auswahl der relevanten Ökobilanzstudien orientierte sich an folgenden zwei Aspekten der Verpackung:

1. Verpackungen für die einer Pfanderhebungspflicht unterliegenden Getränkebereich Bier, Wässer, Erfrischungsgetränke mit oder ohne Kohlensäure und bestimmte alkoholhaltige Getränke nach §9(2)4; sowie
2. den als ökologisch vorteilhaft eingestuften Einweggetränkeverpackungen Getränkekartons (Block-, Giebel, Zylinderpackung), Getränke-Polyethylen-Schlauchbeutel und Folien-Standbodenbeutel

Die im F&E Vorhaben auszuwertenden Studien sollten möglichst alle Verpackungen aus diesen Bereichen umfassen. Zwei weitere wichtige Getränkebereiche, die nicht der Pfanderhebungspflicht unterliegen, sind Säfte und Milch. Sofern hierzu qualifizierte Getränkeverpackungsökobilanzen mit deutschem Bezug vorliegen, sollten diese zur Verbreiterung der Bewertungsbasis ebenfalls einbezogen werden.

Aus methodischer Sicht ist zudem die Konformität mit den geltenden ISO-Normen 14040 und 14044 (bzw. 14040 – 14043 bis 2006) als Kriterium für die Studienausswahl anzuführen, da hier eine Mindestqualität hinsichtlich Methodik und Dokumentation vorausgesetzt werden kann. Des Weiteren soll die Studie die deutschen Rahmenbedingungen hinreichend genau abbilden.

Zudem sollten die Studien allgemein öffentlich verfügbar sein, oder dem Umweltbundesamt intern als Vollstudie vorliegen und dem Auftragnehmer für den Zweck des F&E Vorhabens zur Verfügung gestellt werden.

Die nachfolgende Tabelle 1 enthält eine Übersicht der seit UBA 1 (1995) für die Diskussion in Deutschland erarbeiteten und (größtenteils) publizierten Ökobilanzen von Getränkeverpackungen. In der Spalte A findet sich die vollständige Liste der Studien zu Ökobilanzen von Getränkeverpackungen, Spalte B bis D gibt an, ob und in wie weit die jeweilige Studie im F&E Vorhaben berücksichtigt werden soll und in Spalte E wird die Auswahl stichwortartig begründet.

Tabelle 1: Liste der Studien zu Ökobilanzen von Getränkeverpackungen und inwieweit diese im F&E Vorhaben berücksichtigt werden sollen

| A Ökobilanzstudie | B Berücksichtigung im F&E Vorhaben | | | | E Begründung/ Bemerkung |
|--|---------------------------------------|-----------|------------------------|--|---|
| | B Ja | C Nein | D nur Einzelaspekte | | |
| [UBA 1995a] Schmitz, S., Oels, H.-J., Tiedemann, A.: Ökobilanz für Getränkeverpackungen, Teil B: | | | X | | Dokumentation lückenhaft + Studie außerhalb |

| A Ökobilanzstudie | B | C | D | E |
|---|----------------------------------|------|-------------------|---|
| | Berücksichtigung im F&E Vorhaben | | | |
| | Ja | Nein | nur Einzelaspekte | Begründung/ Bemerkung |
| Vergleichende Untersuchung der durch Verpackungssysteme für Frischmilch und Bier hervorgerufenen Umweltbeeinflussungen. UBA Texte 52/95. Berlin 1995 | | | | der ISO-Norm, da diese damals noch im Entstehen begriffen, jedoch <u>Datenquelle</u> für viele Grundlagendaten in den späteren Studien |
| [IFEU 1999]: Ostermayer A. et al.(IFEU): Ökobilanz der PET-Stoffkreislaufflasche und anderer Verpackungssysteme. Endbericht und Anhänge. Im Auftrag der PETCYCLE Arbeits- und Entwicklungsgemeinschaft GmbH Co. KG. IFEU-Heidelberg August 1999 | | | X | neuere Entwicklungsstände des primär untersuchten Verpackungssystems werden in [IFEU 2010b] abgebildet, jedoch <u>nimmt UBA 2002 Bezug</u> auf die hier erhobenen Daten zur Stoffkreislaufflasche |
| [IVV 1999]: Ökobilanz für Frischmilchverpackungen. Im Auftrag des Fachverband Kartonverpackungen für flüssige Nahrungsmittel e. V. (FKN). Fraunhofer Institut für Verfahrenstechnik und Verpackung, 1999 | | X | | in [IFEU 2004a] finden sich aktuellere Aussagen zum ökobilanziellen Vergleich GVK vs. Glas MW |
| [UBA 2000a] Umweltbundesamt, Berlin (Hrsg.): Ökobilanz für Getränkeverpackungen II, Hauptteil. UBA-Texte 37/00, Berlin, 2000. | X | | | Grundlagenwerk und Referenz für den Abgleich der Studien |
| [IFEU 2000]: Ostermayer A. et al. (IFEU) Ökobilanz für Fruchtsaftgetränke Verbund-Standbodenbeutel 0,2 l MW-Glasflasche 0,2 l. Im Auftrag der Deutsche SiSi-Werke GmbH & Co. Betr. KG. IFEU-Heidelberg, Dezember 2000 | X | | | Studie war relevant für die Einstufung des Verbund-Standbodenbeutels als ökologisch vorteilhafte Einweggetränkeverpackung |
| [UBA 2002]: Umweltbundesamt, Berlin (Hrsg.): Ökobilanz für Getränkeverpackungen II/2. UBA-Texte 51/02, Berlin, 2002. | | | X | zukunftsorientierte Fortschreibung zu UBA II, <u>Berücksichtigung weiterer Verpackungssysteme</u> bspw. PET EW |
| [IFEU 2003]: Detzel A. et al. (IFEU): Ökobilanzielle Berechnungen zur PET-Stoffkreislaufflasche Sachstand 2003. Im Auftrag der PETCYCLE E.A.G. GmbH & Co. KG. IFEU- | | | X | neuere Entwicklungsstände des primär untersuchten Verpackungssystems werden in [IFEU |

| A Ökobilanzstudie | B | C | D | E |
|---|----------------------------------|------|-------------------|---|
| | Berücksichtigung im F&E Vorhaben | | | |
| | Ja | Nein | nur Einzelaspekte | Begründung/ Bemerkung |
| Heidelberg, Mai 2003. | | | | 2010b] abgebildet jedoch <u>Fortschreibung zu UBA 2000a</u> |
| [IFEU 2004a] Detzel, A. Böß, A Ökobilanz Getränkekarton für Saft –Bezugsjahr 2002. Im Auftrag des FKN, Wiesbaden. IFEU-Heidelberg, 2004 | X | | | aktuellster Vergleich GVK vs. Glas MW |
| [IFEU 2004b]: Detzel, A. et al. (IFEU): Ökobilanz PET-Einwegsysteme unter Berücksichtigung der Sekundärprodukte. Im Auftrag von PETCORE, Brüssel. IFEU-Heidelberg, August 2004. | | | X | starke methodische Abweichungen gegenüber den anderen Studien (Systemraumerweiterung) neuere Entwicklungsstände des primär Untersuchten Verpackungssystems werden in [IFEU 2010a] abgebildet jedoch umfangreiche <u>Primärdatenerhebung + Dokumentation</u> |
| [IFEU 2006a] Detzel, A., Böß, A.: Ökobilanzieller Vergleich von Getränkekartons und PET-Einwegflaschen. Im Auftrag des FKN, Wiesbaden. IFEU-Heidelberg, August 2006 | | | X | kein Vergleich zu Mehrweggetränkeverpackungen, jedoch <u>aktuellste ISO-konforme Studie</u> für Getränke-segment Milch und Saft sowie das <u>Verpackungssystem GVK</u> |
| [IFEU 2008] Kauertz, B.et al. (IFEU): Ökobilanz der Glas- und PET Mehrwegflaschen der GDB im Vergleich zu PET-Einwegflaschen. Im Auftrag der Genossenschaft Deutscher Brunnen eG. IFEU-Heidelberg, Oktober 2008 | X | | | aktuellster Datenstand für die Mehrwegflaschen der GDB und direkter Link zu den UBA Getränkeverpackungsökobilanzen |
| [IFEU 2010a] Kauertz, B., Detzel, A., Döhner, A.: PET Ökobilanz 2010. Ökobilanzielle Untersuchung verschiedener Verpackungssysteme für kohlen-säurehaltige Mineralwässer und Erfrischungsgetränke sowie stille Mineralwässer. | X | | | aktuellster Datenstand zu den PET EW Flaschen |

| A Ökobilanzstudie | B Berücksichtigung im F&E Vorhaben | | | |
|---|---------------------------------------|-----------|------------------------|---|
| | C Ja | D Nein | E nur Einzelaspekte | Begründung/ Bemerkung |
| Im Auftrag der Industrievereinigung Kunststoffverpackungen. IFEU-Heidelberg, April 2010 | | | | |
| [IFEU 2010b] Kauertz, B., Detzel, A., Döhner, A.: PETCYCLE Ökobilanz 2010. Ökobilanzielle Betrachtung der PET-Stoffkreislaufflasche Sachstand 2009. Im Auftrag der PETCYCLE GmbH. IFEU-Heidelberg, April 2010 | X | | | aktuellster Datenstand zu den Stoffkreislaufflaschen Flaschen |
| [IFEU 2010c] Krüger, M., Theis, S., Kunze, S., Detzel, A.: Ökobilanzielle Untersuchung verschiedener Verpackungssysteme für Bier. Im Auftraggeber des europäischen Verbands der Dosenhersteller BCME (Beverage Can Makers Europe), Brüssel. IFEU-Heidelberg, April 2010 | X | | | aktuellster Datenstand für Bierverpackungen |

4.1.2 Steckbriefe der zu untersuchenden Ökobilanzstudien

Zur besseren Orientierung innerhalb der für die weitere Untersuchung relevanten Ökobilanzen, sollen in den folgenden Tabellen kurz die wichtigsten allgemeinen Angaben zu den Studien dokumentiert werden.

Tabelle 2: Studiensteckbrief UBA 1995a

| Titel | Ökobilanz für Getränkeverpackungen, Teil B: Vergleichende Untersuchung der durch Verpackungssysteme für Frischmilch und Bier hervorgerufenen Umweltbeeinflussungen |
|--------------------------------|--|
| Erscheinungsjahr | 1995 |
| Herausgeber | UBA |
| Bezugsquelle | UBA |
| Ersteller | Schmitz, Oels, Tiedemann |
| Auftraggeber | UBA |
| Zielgruppe | nicht definiert |
| Zielsetzung | Beantwortung der Frage, welche der untersuchten Alternativen zum Verpacken von Frischmilch bzw. Bier unter bestimmten Randbedingungen zu den geringsten Umweltlasten führt |
| Vorgesehene Anwendung | politische Diskussion/Fallbeispiel für eine Getränkeverpackungsökobilanz |
| ISO-Konformität | Nein |
| Kritische Gutachter | Keine |
| untersuchte Getränke-segmente | Frischmilch und Bier |
| untersuchte Verpackungssysteme | Glas MW, Glas EW, GVK, PE Schlauchbeutel, Aluminium Dose, Weißblech Dose |

Tabelle 3: Studiensteckbrief IFEU 1999

| Titel | Ökobilanz der PET Stoffkreislaufflasche und anderer Getränkesysteme |
|--------------------------------|---|
| Erscheinungsjahr | 1999 |
| Herausgeber | IFEU |
| Bezugsquelle | PETCYCLE (vergriffen) |
| Ersteller | Ostermayer et. al. |
| Auftraggeber | PETCYCLE |
| Zielgruppe | Gesetzgeber, politische Kreise, Akteure in Industrie und Handel, Verbraucher- und Umweltorganisationen |
| Zielsetzung | Ermittlung der Rahmenbedingungen unter denen die PET Stoffkreislaufflasche ein der Glas und PET Mehrwegflasche mindestens gleichwertiges ökologisches Wirkungspotenzial hat |
| Vorgesehene Anwendung | PETCYCLE strebt die Einstufung als ökologisch vorteilhafte Einweggetränkeverpackung an |
| ISO-Konformität | Ja |
| Kritische Gutachter | Gensch, Saykowski, Stahel |
| untersuchte Getränke-segmente | Mineralwasser, ohne Tafel- und Quellwässer, Erfrischungsgetränke mit CO ₂ |
| untersuchte Verpackungssysteme | Glas MW, PET MW, PET SK |

Tabelle 4: Studiensteckbrief IFEU 2000

| Titel | Ökobilanz für Fruchtsaftgetränke Verbund-Standbodenbeutel 0,2 l MW-Glasflasche 0,2 l |
|--------------------------------|--|
| Erscheinungsjahr | 2000 |
| Herausgeber | IFEU |
| Bezugsquelle | Deutsche SiSi-Werke GmbH & Co. Betr. KG |
| Ersteller | Ostermayer et al. |
| Auftraggeber | Deutsche SiSi-Werke GmbH & Co. Betr. KG |
| Zielgruppe | Politik, Auftraggeber |
| Zielsetzung | Untersuchungsgegenstand der vorliegenden Ökobilanz war der Vergleich von Verpackungen von Fruchtsaftgetränken ohne CO ₂ für den Einsatz an schulischen Einrichtungen. -> ERGÄNZUNG ZU UBA II " |
| Vorgesehene Anwendung | politische Diskussion, EW/MW Debatte |
| ISO-Konformität | Ja |
| Kritische Gutachter | Klöpffer, Stoll |
| untersuchte Getränke-segmente | Fruchtsaftgetränk. Die Studie ist ferner in ihrer Anlage und der vorliegenden Form in erster Linie nur für das Teilsegment Getränkeversorgung an Schulen geeignet (Verkauf von Einzelbeuteln), da für den Bereich Sofortverzehr an Tankstellen, Kiosken, Bäckereien und im Süßwarenhandel Glas Mehrweg derzeit kein konkurrierendes Verpackungssystem zum Standbeutel ist und andererseits die Sparte der Portionsverpackungen im Gastronomiebereich kein Marktsegment für die zum gegenwärtigen Zeitpunkt im Standbodenbeutel abgefüllten Fruchtsaftgetränke darstellt. Darüber hinaus ist ein Gesamtvergleich des Bereiches Sofortverzehr mit dem ausschließlichen Vergleich einer Mehrweg -Glasflasche und des Standbodenbeutels nicht möglich. |
| untersuchte Verpackungssysteme | Glas MW, Standbodenbeutel |

Tabelle 5: Studiensteckbrief UBA 2000a

| Titel | Ökobilanz für Getränkeverpackungen II |
|--------------------------------|--|
| Erscheinungsjahr | 2000 |
| Herausgeber | UBA |
| Bezugsquelle | UBA |
| Ersteller | Prognos, IFEU, GVM, PackForce, UBA |
| Auftraggeber | UBA |
| Zielgruppe | Industrie, Politik und interessierte Öffentlichkeit |
| Zielsetzung | Bewertung der "Umweltfreundlichkeit" der verschiedenen Verpackungssysteme und -alternativen -> STATUS QUO ANALYSE |
| Vorgesehene Anwendung | Verwertung der Ergebnisse in der Novellierung der Verpackungsverordnung |
| ISO-Konformität | Ja |
| Kritische Gutachter | Groot-van-Dam, Klöpffer, Gensch, Klüppel |
| untersuchte Getränkesegmente | Wasser, Erfrischungsgetränke mit CO ₂ , Getränke ohne CO ₂ , Wein |
| untersuchte Verpackungssysteme | Glas MW, Glas EW, GVK, Aluminium Dose, Weißblech Dose |

Tabelle 6: Studiensteckbrief UBA 2002

| Titel | Ökobilanz für Getränkeverpackungen II/Phase 2 |
|--------------------------------|--|
| Erscheinungsjahr | 2002 |
| Herausgeber | UBA |
| Bezugsquelle | UBA |
| Ersteller | Prognos, IFEU, UBA |
| Auftraggeber | UBA |
| Zielgruppe | Industrie, Politik und interessierte Öffentlichkeit |
| Zielsetzung | Bewertung der "Umweltfreundlichkeit" der verschiedenen Verpackungssysteme und -alternativen -> PROGNOSE |
| Vorgesehene Anwendung | Verwertung der Ergebnisse in der Novellierung der Verpackungsverordnung |
| ISO-Konformität | Ja |
| Kritische Gutachter | Klöpper, Grahl, Gensch |
| untersuchte Getränkesegmente | Wasser, Erfrischungsgetränke mit CO ₂ und Getränke ohne CO ₂ |
| untersuchte Verpackungssysteme | Glas MW, Glas EW, PET MW, PET EW inkl. PET SK, GVK, Aluminium Dose, Weißblech Dose |

Tabelle 7: Studiensteckbrief IFEU 2003

| Titel | Ökobilanzielle Berechnungen zur PET-Stoffkreislaufflasche Sachstand 2003 |
|--------------------------------|---|
| Erscheinungsjahr | 2003 |
| Herausgeber | IFEU |
| Bezugsquelle | PETCYCLE |
| Ersteller | Detzel et. al. |
| Auftraggeber | PETCYCLE |
| Zielgruppe | Politik, Mitgliedsfirmen der PETCYCLE-Gruppe |
| Zielsetzung | Fortschreibung der UBA-Ökobilanz fokussiert auf den Vergleich der aktuellen ökologischen Wirkungspotenziale der PET-SK-Flaschen mit denen der Glas-MW-Flasche |
| Vorgesehene Anwendung | Information von politischen Kreisen im Rahmen der damals anstehenden Novellierung der Verpackungsverordnung über die ökobilanzielle Situation der PET-SK-Flaschen im Jahr 2003 |
| ISO-Konformität | Ja |
| Kritische Gutachter | Gensch, Wollny |
| untersuchte Getränke-segmente | Mineralwasser und Tafelwasser |
| untersuchte Verpackungssysteme | Glas MW, PET SK |
| Limitierung | Zitat aus der Studie: „Diese Studie ist nur für die Anwendung auf dem deutschen Markt und ausschließlich für die Getränkegruppen Mineralwasser und Tafelwasser geeignet. Die Anwendung der Ergebnisse auf andere Getränkegruppen, wie Bier, Saft oder Milch, ist aufgrund anderer Rahmen- wie auch Systembedingungen nicht zulässig.“ |

Tabelle 8: Studiensteckbrief IFEU 2004a

| Titel | Ökobilanzieller Vergleich von Getränkekartons und Glas-Mehrwegflaschen |
|--------------------------------|---|
| Erscheinungsjahr | 2004 |
| Herausgeber | IFEU |
| Bezugsquelle | FKN |
| Ersteller | IFEU (Detzel und Böß) |
| Auftraggeber | FKN |
| Zielgruppe | Industrie, Politik und interessierte Öffentlichkeit |
| Zielsetzung | ökobilanzielle Position von (wiederverschließbaren) Getränkekartons mit Ausgusshilfe als Ergänzung zu UBA 2000a und als Reaktion auf öffentliche Kritik |
| Vorgesehene Anwendung | politische und öffentliche Diskussion, EW/MW Debatte |
| ISO-Konformität | Ja |
| Kritische Gutachter | Klöpffer, Gilgen |
| untersuchte Getränke-segmente | Saft |
| untersuchte Verpackungssysteme | Glas MW, GVK |
| Limitierung | Zitat aus der Studie: „Die Anwendung der Ergebnisse auf andere Getränkegruppen oder andere Gebindegrößen ist aufgrund anderer Rahmen- wie auch Systembedingungen nicht zulässig. Die Verpackung von anderen Getränken als den Säften ist nicht Gegenstand der Untersuchung. Ebenso sind die Ergebnisse nur für die beschriebenen Systemtypen, d. h. Getränkekartons und Glas-MW-Flaschen gültig.“ |

Tabelle 9: Studiensteckbrief IFEU 2004b

| Titel | Ökobilanz für PET-Einwegsysteme unter Berücksichtigung der Sekundärprodukte |
|--------------------------------|--|
| Erscheinungsjahr | 2004 |
| Herausgeber | IFEU |
| Bezugsquelle | PETCORE |
| Ersteller | Detzel et. al. |
| Auftraggeber | PETCORE |
| Zielgruppe | politische Kreise, Akteure in Industrie und Handel, Verbraucher- und Umweltorganisationen |
| Zielsetzung | Ökobilanzielle Bewertung von PET Einweggetränkeflaschen inkl. der daraus herstellbaren Sekundärprodukte im Vergleich zu Glas Mehrwegflaschen |
| Vorgesehene Anwendung | sachorientierter Dialog zw. Auftraggeber und Politik -> EW/ MW Debatte |
| ISO-Konformität | Ja |
| Kritische Gutachter | Klöpffer, Gilgen, Geier |
| untersuchte Getränkesegmente | Mineralwasser ohne CO ₂ , Mineralwasser und Erfrischungsgetränke mit CO ₂ |
| untersuchte Verpackungssysteme | Glas MW, PET EW |

Tabelle 10: Studiensteckbrief IFEU 2006

| Titel | Ökobilanzieller Vergleich von Getränkekartons und PET-Einwegflaschen |
|--------------------------------|--|
| Erscheinungsjahr | 2006 |
| Herausgeber | IFEU |
| Bezugsquelle | FKN |
| Ersteller | Detzel, A. und Böß, A. |
| Auftraggeber | FKN |
| Zielgruppe | politische Kreise, Akteure in Industrie und Handel, Verbraucher- und Umweltorganisationen |
| Zielsetzung | Vergleich von Getränkekartons mit PET Einwegflaschen in Getränkesegmen-ten außerhalb der Pfandpflicht für ökologisch nicht vorteilhafte Einwegver-packungen |
| Vorgesehene Anwendung | Information des Auftraggeberkreises |
| ISO-Konformität | Ja |
| Kritische Gutachter | Gilgen, Garvens |
| untersuchte Getränkesegmente | Pasteurisierte Milch, pasteurisierte Milchmischgetränke, Saft, Nektar, Erfrischungsgetränke ohne CO ₂ |
| untersuchte Verpackungssysteme | PET EW, GVK |
| zusätzliche Informationen | Im Jahr 2009 wurden weitere Sensitivitätsanalysen bzgl. der Getränkekar-tonverwertung vorgelegt, die eine veränderte Entsorgungsstruktur reflektie-ren. Diese sind jedoch formal außerhalb der kritisch begutachteten Studie und werden daher hier nicht berücksichtigt. Die methodischen Aspekte werden in AP 2 thematisiert. |

Tabelle 11: Studiensteckbrief IFEU 2008

| Titel | Ökobilanz der Glas- und PET Mehrwegflaschen der GDB im Vergleich zu PET-Einwegflaschen |
|--------------------------------|--|
| Erscheinungsjahr | 2008 |
| Herausgeber | IFEU |
| Bezugsquelle | GDB |
| Ersteller | IFEU (Kauertz et. al) |
| Auftraggeber | GDB |
| Zielgruppe | Industrie, Politik und interessierte Öffentlichkeit |
| Zielsetzung | Aktualisierung des Verpackungsvergleiches aus den UBA Studien und Vergleich einer regionalen Distributionsstruktur mit zentralisierten Distributionsstruktur |
| Vorgesehene Anwendung | sachorientierter Dialog zw. Auftraggeber und Politik -> EW/ MW Debatte |
| ISO-Konformität | Ja |
| Kritische Gutachter | Klöpffer, Garvens, Lange |
| untersuchte Getränke-segmente | Mineralwasser mit CO ₂ |
| untersuchte Verpackungssysteme | Glas MW, PET MW, PET EW, PET SK |
| Limitierung | Zitat aus der Studie: Die Ergebnisse dieser Studie zum Vergleich von Glas-MW-Flaschen und PET-Flaschen gelten nur für die untersuchten Marktsegmente. Eine Übertragung von Ergebnissen auf andere Füllgüter oder Verpackungsgrößen ist aufgrund der komplexen Zusammenhänge nicht ohne weiteres möglich. Ebenso gelten die vorliegenden Ergebnisse nur für die Mehrwegsysteme der Genossenschaft deutscher Brunnen. Auf andere Mehrwegsysteme (zum Beispiel Individualgebinde im untersuchten Füllgutbereich) sind die Ergebnisse nicht übertragbar. |

Tabelle 12: Studiensteckbrief IFEU 2010a

| Titel | PET Ökobilanz 2010 Ökobilanzielle Untersuchung verschiedener Verpackungssysteme für kohlen-säurehaltige Mineralwässer und Erfrischungsgetränke sowie stille Mi-neralwässer |
|--------------------------------|--|
| Erscheinungsjahr | 2010 |
| Herausgeber | IFEU |
| Bezugsquelle | IK |
| Ersteller | IFEU (Kauertz, Döhner, Detzel) |
| Auftraggeber | IK |
| Zielgruppe | Industrie, Politik und interessierte Öffentlichkeit |
| Zielsetzung | Status Quo für PET EW und zukünftige Potenziale dieser Gebinde |
| Vorgesehene Anwendung | sachorientierter Dialog zw. Auftraggeber und Politik -> Debatte um Sonderabgabe auf PET EW Gebinde |
| ISO-Konformität | Ja |
| Kritische Gutachter | Klöpffer, Garvens, Mersiowsky |
| untersuchte Getränkesegmente | Mineralwasser und Erfrischungsgetränke mit CO ₂ , Mineralwasser ohne CO ₂ |
| untersuchte Verpackungssysteme | Glas MW, PET MW, PET EW, PET SK |
| Limitierung | Zitat aus der Studie: „Die Ergebnisse dieser Studie gelten nur für die untersuchten Marktsegmente. Eine Übertragung von Ergebnissen auf andere Füllgüter oder Verpackungsgrößen ist aufgrund der komplexen Zusammenhänge nicht ohne weiteres möglich. Ebenso gelten die vorliegenden Ergebnisse nur für die Mehrwegsysteme der Genossenschaft deutscher Brunnen. Auf andere Mehrwegsysteme (zum Beispiel Individualgebinde im untersuchten Füllgutbereich) sind die Ergebnisse der Basiszenarien nicht übertragbar.“ |

Tabelle 13: Studiensteckbrief IFEU 2010b

| Titel | Ökobilanzielle Betrachtung der PET-Stoffkreislaufflasche Sachstand 2009 |
|--------------------------------|---|
| Erscheinungsjahr | 2010 |
| Herausgeber | IFEU |
| Bezugsquelle | PETCYCLE |
| Ersteller | IFEU (Kauertz, Döhner, Detzel) |
| Auftraggeber | PETCYCLE |
| Zielgruppe | Industrie, Politik und interessierte Öffentlichkeit |
| Zielsetzung | Vergleich der ökologischen Position der PETCYCLE Falschen mit anderen marktrelevanten Verpackungssystemen |
| Vorgesehene Anwendung | sachorientierter Dialog zw. Auftraggeber und Politik -> Debatte um Sonderabgabe auf PET EW Gebinde |
| ISO-Konformität | Ja |
| Kritische Gutachter | Klöpffer, Garvens, Mersiowsky |
| untersuchte Getränke-segmente | Mineralwasser und Erfrischungsgetränke mit CO ₂ , Mineralwasser ohne CO ₂ |
| untersuchte Verpackungssysteme | Glas MW, PET MW, PET EW, PET SK |
| Limitierung | Zitat aus der Studie: „Die Ergebnisse dieser Studie gelten nur für die untersuchten Marktsegmente. Eine Übertragung von Ergebnissen auf andere Füllgüter oder Verpackungsgrößen ist aufgrund der komplexen Zusammenhänge nicht ohne weiteres möglich. Ebenso gelten die vorliegenden Ergebnisse nur für die Mehrwegsysteme der Genossenschaft deutscher Brunnen. Auf andere Mehrwegsysteme (zum Beispiel Individualgebinde im untersuchten Füllgutbereich) sind die Ergebnisse der Basisszenarien nicht übertragbar.“ |

Tabelle 14: Studiensteckbrief IFEU 2010c

| Titel | Ökobilanzielle Untersuchung verschiedener Verpackungssysteme für Bier |
|--------------------------------|--|
| Erscheinungsjahr | 2010 |
| Herausgeber | IFEU |
| Bezugsquelle | BCME |
| Ersteller | IFEU (Krüger et.al) |
| Auftraggeber | BCME |
| Zielgruppe | Industrie, Politik und interessierte Öffentlichkeit |
| Zielsetzung | Bestimmung der ökologischen Position der Bierdose im Kontext des deutschen Biermarktes |
| Vorgesehene Anwendung | sachorientierter Dialog zw. Auftraggeber und Politik -> EW/ MW Debatte |
| ISO-Konformität | Ja |
| Kritische Gutachter | Dehoust, Dinkel, Sevenster |
| untersuchte Getränke-segmente | Bier |
| untersuchte Verpackungssysteme | Glas MW, Glas EW, PET EW, Aluminium Dose, Weißblech Dose |
| Limitierung | Zitat aus der Studie: „Eine Übertragung von Ergebnissen auf andere Füllgüter oder Verpackungsgrößen ist aufgrund der komplexen Zusammenhänge nicht ohne weiteres möglich.“ |

4.1.3 Ergebnisse der untersuchten Ökobilanzstudien

An dieser Stelle sollen die Ergebnisse der untersuchten Studien skizziert werden. Dazu wird - ausgehend von der übergreifenden Interpretation der Bilanzierungsergebnisse in den einzelnen Studien - der Vergleich der untersuchten Verpackungssysteme mit dem Fokus auf die Vergleichsergebnisse der Einwegsysteme zum jeweiligen Glas Mehrwegsystem zusammengestellt.

Die Auflistung der Studienergebnisse erfolgt an dieser Stelle rein dokumentarisch und ist nicht dazu geeignet die Bewertung der in den Studien verwendeten Daten und Methoden unter durchschnittlichen deutschen Bedingungen vorwegzunehmen. Diese Beurteilung findet erst in den anschließenden Kapiteln statt.

Wo sich im Vergleich der untersuchten Studien Änderungen in der Ergebnisausrichtung feststellen lassen, wird versucht, deren Kausalität zu beschreiben.

4.1.3.1 Glas Mehrweg vs. Glas Einweg

Der Vergleich Glas Mehrweg gegen Glas Einweg war Gegenstand in 4 Studien, letztmalig im Jahre 2010. Untersucht wurden die Getränkesegmente Bier (UBA 1995 und IFEU 2010c) sowie kohlen säurehaltige Erfrischungsgetränke (UBA 2000 und UBA 2002). Die Studien kommen zu den folgenden Ergebnissen:

- UBA 1995: Vorteil für Glas Mehrweg
- UBA 2000: Vorteil für Glas Mehrweg
- UBA 2002: Vorteil für Glas Mehrweg
- IFEU 2010c: Vorteil für Glas Mehrweg
- *Keine Veränderung in der Ergebnisausrichtung*

4.1.3.2 Glas Mehrweg vs. PET Einweg (ohne PETCYCLE)

Der Vergleich Glas Mehrweg gegen PET Einweg war Gegenstand in 5 Studien, letztmalig im Jahre 2010. Untersuchte Getränkesegmente waren in den Studien jeweils kohlen säurehaltigen Mineralwässer und Erfrischungsgetränke, zum Teil aber auch stille Mineralwässer (UBA 2000, UBA 2002, IFEU 2010a). Die Studien kommen zu den folgenden Ergebnissen:

- UBA 2002: Vorteil für Glas Mehrweg
- IFEU 2004b:
 - Unter der Bedingung einer haushaltsnahen Erfassung der PET Einwegflaschen besteht kein eindeutiger Vorteil für eines der beiden Systeme.
 - Werden die PET Einwegflaschen über das Pfandsystem erfasst und hauptsächlich in Südostasien verwertet, besteht ein Vorteil für das Glas Mehrwegsystem.
 - Werden die PET Einwegflaschen über das Pfandsystem erfasst und in Deutschland verwertet, besteht kein eindeutiger Vorteil für eines der beiden Systeme.
 - *Die Ergebnisse der IFEU 2004b Studie können aufgrund der grundlegend anderen Methodik (Bilanzierung eines Nutzenkorbs durch Systemraumerweiterung im Gegensatz zur Anwendung der Open Loop Allokation gemäß UBA II) nicht mit denen der vorherigen oder nachfolgenden Studien verglichen werden.*
- IFEU 2008: Vorteil für Glas Mehrweg
- IFEU 2010a (und informativ IFEU 2010b):

- In der Untersuchungsgruppe „Vorratshaltung kohlenstoffhaltiger Mineralwässer und Erfrischungsgetränke“ besteht kein eindeutiger Vorteil für eines der beiden Systeme.
- *In den Untersuchungsgruppen „Vorratshaltung stiller Mineralwässer“ sowie „Sofortverzehr kohlenstoffhaltiger Mineralwässer und Erfrischungsgetränke“ und „Sofortverzehr stiller Mineralwässer“ besteht ein Vorteil für die Glas Mehrwegsysteme.*
- *Das im Vergleich zu IFEU 2008 positive Abschneiden der PET Einwegflaschen in den Ergebnissen von IFEU 2010a resultiert aus vier wesentlichen Faktoren:*
 - *Neue aktualisierte Prozessdaten entlang der Wertschöpfungskette (insb. PET Herstellung mit besserem PlasticsEurope Ökoprofil im Vergleich zu älteren Daten von PlasticsEurope)*
 - *Geringeres Verpackungsgewicht der PET Einweggebinde im Vergleich zu IFEU 2008*
 - *Höhere Rezyklateinsatzquoten in den PET Einweggebinden im Vergleich zu IFEU 2008*
 - *Geringere Distributionsdistanzen der PET Einweggebinden im Vergleich zu IFEU 2008*
- *Diese Veränderungen führen dazu, dass sich die in IFEU 2010a bilanzierten Umweltprofile der PET Einwegflaschen und Glas Mehrwegflaschen in einigen Kategorien angenähert haben. In der Untersuchungsgruppe „Vorratshaltung kohlenstoffhaltiger Mineralwässer und Erfrischungsgetränke“ führt das bessere Verhältnis zwischen Füllvolumen und eingesetzten Verpackungsmaterial dann zu dem in der Studie konstatierten Ergebnis.*

4.1.3.3 Glas Mehrweg vs. PET Einwegflaschen des Systems PETCYCLE

Der Vergleich Glas Mehrweg gegen PETCYCLE war Gegenstand in 6 Studien, letztmalig im Jahre 2010. Davon waren 3 Studien direkt von PETCYCLE beauftragt. Untersucht wurde jeweils das Getränkesegment der kohlenstoffhaltigen Mineralwässer und Erfrischungsgetränke. Die Studien kommen zu den folgenden Ergebnissen:

- IFEU 1999: Vorteil für Glas Mehrweg
- UBA 2002: Vorteil für Glas Mehrweg
- IFEU 2003:
 - Im Vergleich mit der 1,0L PETCYCLE Flasche besteht ein Vorteil für die Glas Mehrwegsysteme.
 - Im Vergleich mit der 1,5L PETCYCLE Flasche besteht kein Vorteil für eines der beiden Systeme.
- IFEU 2008: Vorteil für Glas Mehrweg (nur 1,0L PETCYCLE Flasche untersucht)
- IFEU 2010b (und informativ IFEU 2010a):
 - Im Vergleich mit der 1,0L PETCYCLE Flasche besteht kein Vorteil für eines der beiden Systeme.
 - Im Vergleich mit der 1,5L PETCYCLE Flasche besteht ein Nachteil für das Glas Mehrwegsystem.

- Für die Ergebnisfindung in IFEU 2010b gelten grundsätzlich die gleichen Anmerkungen wie zu IFEU 2010a.
- *Neben den aktualisierten Prozessdaten entlang der Wertschöpfungskette war bzgl. der PETCYCLE Flaschen vor allem auch die geringere Distributionsdistanz der PETCYCLE Flaschen ausschlaggebend für die im Vergleich zu IFEU 2008 besseren Ergebnisse dieser Gebinde. Denn die Gewichte und Rezyklateinsatzquoten haben sich für die 1,0L PETCYCLE Flasche im Vergleich zum in IFEU 2008 bilanzierten Stand nur minimal bzw. gar nicht verändert.*
- *Die Ergebnishistorie der von PETCYCLE beauftragten Ökobilanzen (IFEU 1999, IFEU 2003 und IFEU 2010b) zeigt eine fortschreitende Verbesserung der Einwegverpackungssysteme. Diese hängen primär mit dem steigenden Rezyklateinsatzniveau in den PET Flaschen zusammen.*

4.1.3.4 Glas Mehrweg vs. PET Mehrweg

Der Vergleich Glas Mehrweg gegen PET Mehrweg war Gegenstand in 6 Studien, letztmalig im Jahre 2010. Untersucht wurde jeweils das Getränkesegment der kohlenensäurehaltigen Mineralwässer und Erfrischungsgetränke. Die Studien kommen zu den folgenden Ergebnissen:

- IFEU 1999: Vorteil für PET Mehrweg
- UBA 2000: Vorteil für PET Mehrweg
- UBA 2002: Vorteil für PET Mehrweg
- IFEU 2008: Vorteil für PET Mehrweg
- IFEU 2010a und IFEU 2010b: Vorteil für PET Mehrweg
 - *Keine Veränderung in der Ergebnisausrichtung*
 - *Die Ergebnisse von IFEU 2010a und IFEU 2010b lassen Rückschlüsse auf PET Mehrweg Individualgebinde zu, wie sie von einzelnen Abfüllern eingesetzt werden können. Dabei wird zw. standortgebundener Abfüllung (bspw. Mineralbrunnen) und nicht standortgebundener Abfüllung (bspw. Erfrischungsgetränkeproduzenten) unterscheiden. Im Gegensatz zu UBA 2000 wurden keine Primärdaten verwendet sondern mögliche Situationen abgeleitet und in Form von Variantenbetrachtungen in die Studie integriert. Die Ergebnisse der Varianten unterscheiden sich von den Ergebnissen der Basisszenarien die in IFEU 2010a und IFEU 2010b lediglich die GDB Poolflaschen repräsentieren.*

4.1.3.5 Glas Mehrweg vs. Weißblech und Alu Dose

Der Vergleich Glas Mehrweg gegen Dosen aus Weißblech und Aluminium war Gegenstand in 4 Studien, letztmalig im Jahre 2010. Untersucht wurden die Füllgüter Bier (UBA 1995 und IFEU 2010c) sowie kohlenensäurehaltige Erfrischungsgetränke (UBA 2000 und 2002). Die Studien kommen zu den folgenden Ergebnissen:

- UBA 1995: Vorteil für Glas Mehrweg
- UBA 2000: Vorteil für Glas Mehrweg
- UBA 2002: Vorteil für Glas Mehrweg
- IFEU 2010c: Vorteil für Glas Mehrweg
- *Keine Veränderung in der Ergebnisausrichtung*

4.1.3.6 Glas Mehrweg vs. Getränkeverbundkarton

Der Vergleich Glas Mehrweg gegen Getränkeverbundkarton war Gegenstand in 4 Studien, letztmalig im Jahre 2004. Untersucht wurden die Füllgüter Milch (UBA 1995), Getränke ohne Kohlensäure (UBA 2000 und 2002) und Saft (IFEU 2004a). Die Studien kommen zu den folgenden Ergebnissen:

- UBA 1995: Vorteil für Glas Mehrweg
- UBA 2000: kein Vorteil für eines der beiden Systeme
- UBA 2002: kein Vorteil für eines der beiden Systeme
- IFEU 2004a: kein Vorteil für eines der beiden Systeme
- *Keine Veränderung in der Ergebnisausrichtung seit UBA 2000*

4.1.3.7 Glas Mehrweg vs. Standbodenbeutel

Der Vergleich Glas Mehrweg gegen Standbodenbeutel wurde nur einmal im Jahr 2000 untersucht. Untersuchungsgegenstand waren stille Fruchtsaftgetränke für ein stark eingeschränktes Untersuchungsgebiet, dem Absatz in Schulen. Die Studie kommt zu dem folgenden Ergebnis:

- IFEU 2000: kein Vorteil für eines der beiden Systeme

4.1.3.8 Glas Mehrweg vs. PE Schlauchbeutel

Der Vergleich Glas Mehrweg gegen PE Schlauchbeutel wurde nur einmal im Jahr 1995 untersucht. Die Studie kommt zu dem folgenden Ergebnis:

- UBA 1995: kein Vorteil für eines der beiden Systeme

4.1.3.9 Übergreifende Interpretation der Bilanzierungsergebnisse in den untersuchten Studien im Wortlaut

[UBA 1995a] Ökobilanz für Getränkeverpackungen, Teil B: Vergleichende Untersuchung der durch Verpackungssysteme für Frischmilch und Bier hervorgerufenen Umweltbeeinflussungen

- *„Im Getränkebereich Bier ist das Mehrwegsystem unter den angenommenen Voraussetzungen allen in dieser Untersuchung gegenübergestellten Einwegsystemen aus ökologischer Sicht deutlich überlegen.“*
- *„Im Getränkebereich Frischmilch zeigt sich, dass das Glasflaschen-Mehrwegsystem beiden untersuchten Kartonverpackungssystemen (Block- und Giebelform) ökologisch überlegen ist. Das Schlauchbeutel-Verpackungssystem ist dagegen dem Mehrwegflasche-Verpackungssystem als ökologisch mindestens gleichwertig einzustufen.“*

[IFEU 1999]: Ökobilanz der PET-Stoffkreislaufflasche und anderer Verpackungssysteme. Endbericht und Anhänge

- *„Zum gegenwärtigen Zeitpunkt kann nicht abschließend beantwortet werden, ob die PET-Stoffkreislauf-Flasche zu diesem System (0,7L Glas MW, Anmerkung der Verfasser) ökologisch gleichwertig ist.“*
- *„Dagegen zeigt sich eindeutig, dass die PET-Stoffkreislauf-Flasche schlechter abschneidet als vergleichbare PET-MW-Systeme. Bei 7 Wirkungskategorien schneidet beispielsweise die 1,0-l-PET-MW-Flasche günstiger ab als die PET-Stoffkreislauf-Flasche; nur bei 2 Kategorien liegen die beiden Systeme im gleichen Wertebereich, können also als gleichwertig angesehen werden.“*

[UBA 2000a] Ökobilanz für Getränkeverpackungen II

- *Die bestehenden PET-Mehrwegsysteme sind gegenüber den bestehenden Glas-*

Mehrwegsystemen in den Getränkesegmenten Mineralwasser und CO₂-haltige Erfrischungsgetränke aus Umweltsicht vorzuziehen.

- *Zwischen den bestehenden Glas-Mehrwegsystemen und Getränkekartonverpackungssystemen lässt sich in den Getränkesegmenten Mineralwasser, CO₂ 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 kohlenensäurehaltigen Erfrischungsgetränken gegenüber vergleichbaren Mehrwegsystemen deutliche ökologische Nachteile.*

[IFEU 2000] Ökobilanz für Fruchtsaftgetränke Verbund-Standbodenbeutel 0,2 l MW-Glasflasche 0,2 l

- *„Als Fazit bleibt festzuhalten, dass der Standbodenbeutel bei der gegenwärtigen Herstellungs-, Abfüll- und Distributionsstruktur dem Mehrweg-Glassystem – jeweils für den Fall einer Getränkeversorgung von Schulen betrachtet – in vielen Wirkungsindikatoren gleichwertig ist, in einigen besser und lediglich bei den Indikatoren für Sommersmog und Holzverbrauch schlechter abschneidet.“*

[UBA 2002] Ökobilanz für Getränkeverpackungen II/2

- *„Die in Phase 1 aus Umweltschutzsicht festgestellten Vorteile der Mehrwegsysteme gegenüber Einwegsystemen (Ausnahme: Getränkekarton) werden insgesamt bestätigt. Dies gilt auch im Vergleich mit PET Einwegsystemen.“*
- *„Vorteile auf Seiten des Glas-Mehrwegsystems ergeben sich auch beim Vergleich mit PET-Rücklaufsystemen (PET-Cycle, bepfandete PET Flaschen mit eigener Aufbereitung) unter den hier angenommenen Randbedingungen (Rücklaufquote: 95 %, Sekundär-PET-Einsatzquote: 50 %). Diese Aussage wird auch durch die derzeit in der Praxis zu beobachtenden Rücklaufquoten von über 98 % nicht substantiell in Frage gestellt. Inwieweit sich aber zukünftig wesentlich höhere Recyclat-Einsatzquoten als 50 % realisieren lassen, die die Aussagen zu Gunsten der PET-Rücklaufsysteme verändern würden, bleibt abzuwarten.“*

[IFEU 2003] Ökobilanzielle Berechnungen zur PET-Stoffkreislaufflasche Sachstand 2003

- *„Die 1,0l-PET-SK-Flasche mit 50 % Rezyklatanteil weist im Vergleich zur aktualisierten Glas-MW-Flasche besonders in den Wirkungskategorien "Sommersmog" und "Versauerung" deutlich höhere Indikatorwerte auf.“*
- *„Im Vergleich der 1,5 l-PET-SK-Flasche mit 50 % Rezyklatanteil mit dem Referenzsystem gleichen sich die Unterschiede bezüglich der relevanten Wirkungskategorien insgesamt weitgehend aus. Bei 75 % Rezyklateinsatz stellt sich die 1,5 l-PET-SK-Flasche in der Summe günstiger als das Referenzsystem dar.“*
- *„Bei 75 % Rezyklatanteil und einer gemeinsamen Betrachtung beider SK-Flaschengrößen sind die Unterschiede zum Referenzsystem über die relevanten Wirkungsgrößen hinweg gering.“*

[IFEU 2004a] Ökobilanz Getränkekarton für Saft –Bezugsjahr 2002

- *„Die Vergleichssituation für den Getränkekarton ist also insofern neu, als er sich hier mit einem verbesserten Referenzsystem messen muss. Offensichtlich ist es jedoch so, dass sich die Verbesserungen beider Systemtypen in etwa die Waage halten. Daher führt in der Gruppe der Vorratshaltung der Vergleich der Getränkekartons mit dem Referenzsystem zu ähnlichen Vergleichsergebnissen wie in der UBA-Ökobilanz.“*
- *„In der vorliegenden Bilanz stehen Vorteile des 1,0 L-Getränkekartons in den prioritären Wirkungskategorien Ressourcenverbrauch, Versauerung, terrestrische Eutrophierung und*

Sommersmog einem Nachteil beim Treibhauseffekt gegenüber. In UBA-II/1 (Saft, Vorratshaltung) hatte der Getränkekarton noch Vorteile beim Treibhauseffekt, andererseits geringfügige Nachteile beim Sommersmog. Diese Veränderung steht mit der zwischenzeitlich stattgefundenen Ausstattung mit Ausgusshilfen in Verbindung. Ähnlich ist die Situation beim 1,5-L-Getränkekarton, wo zusätzlich Nachteile beim Ressourcenverbrauch hinzukommen.“

- *„Auffällig sind die unterschiedlichen Ausprägungen des Systemvergleichs zwischen den Vergleichsgruppen „Vorratshaltung“ und „Sofortverzehr“. So sind bei letzterem die Indikatorergebnisse des 0,2-L-Getränkekartons in allen prioritären Wirkungskategorien durchgängig deutlich geringer als die des entsprechenden Referenzsystems, selbst wenn man davon ausgeht, dass die Verwertungsquote des kleinen Kartons unter der durchschnittlichen Getränkekartonquote läge. Dies liegt unter anderem an dem im Vergleich zur 1,0 L-Glas-MW-Flasche verhältnismäßig schweren Verschluss und der ungünstigeren Transporteffizienz der Getränkeauslieferung beim kleinen Glas-MW-Gebinde.“*

[IFEU 2004b] Ökobilanz PET-Einwegsysteme unter Berücksichtigung der Sekundärprodukte

- *„Werden die PET-Flaschen haushaltsnah erfasst und in Deutschland verwertet, so ist kein eindeutiger Vorteil für eines der Systeme zu konstatieren.“*
- *„Werden die PET-Flaschen über das Pfandsystem erfasst und hauptsächlich in Südostasien verwertet, so führen die hohen Transportaufwendungen trotz vermehrtem Recycling zu einem Vorteil für das Mehrwegsystem. Dieser Vorteil erlischt, wenn auch die Verwertung im Pfandsystem in Europa erfolgt.“*

[IFEU 2006a] Ökobilanzieller Vergleich von Getränkekartons und PET-Einwegflaschen

- *„Damit zeigt sich der Getränkekarton in den Fallgruppen 1 (Saft/Nektar; MHD > 9 Monate Merkmal: schwere PET-Flaschen, höhere Barriereanforderungen, Anmerkung der Verfasser) und 3 (Frischmilchgetränke Merkmal: Getränkekartons ohne Alu-Schicht; relative leichte PET-Flaschen, Anmerkung der Verfasser) über alle Wirkungskategorien hinweg betrachtet als ökologisch günstiger im Vergleich zur PET-EW-Flasche.“*
- *„In der Fallgruppe 2 (Saft/Nektar / Eistee (MHD ~ 6 Monate) Merkmal: relativ leichte, großvolumige PET-Flaschen, geringere Barriereanforderungen, Anmerkung der Verfasser) lassen sich keine im Sinne der UBA-Herangehensweise eindeutigen Vorteile für eines der beiden Vergleichssysteme erkennen.“*

[IFEU 2008] Ökobilanz der Glas- und PET Mehrwegflaschen der GDB im Vergleich zu PET-Einwegflaschen

- *„Die vergleichende ökologische Bewertung der 0,7 L Glas-Mehrwegflasche mit der 1,5 L PET-Einwegflasche zeigt Vorteile für die Glas-Mehrwegflasche in allen untersuchten Szenarien einschließlich der durchgeführten Sensitivitätsanalysen.“*
- *„Die vergleichende ökologische Bewertung der 0,7 L Glas-Mehrwegflasche der GDB mit der 1,0 L PET-Stoffkreislaufflasche ergibt eine Vorteilhaftigkeit der Glas-Mehrwegflasche in den Untersuchungsszenarien der Untersuchungsgruppen A (mit und ohne Füllgut) und B. Diese Aussage gilt mit Bezug auf den PET Datensatz der europäischen Kunststoffindustrie (PlasticsEurope) und ist daher immer im Kontext des zugrunde gelegten PET Datensatzes zu bewerten.“*
- *„Das ökologisch insgesamt günstigste Verpackungssystem ist die 1,0 L PET-Mehrwegflasche der GDB. Sie zeigt unter allen untersuchten Verpackungssystemen deutlich und durchgängig das ökologische Umweltwirkungsprofil mit den niedrigsten potentiellen Umweltwirkungen.“*

[IFEU 2010a] PET Ökobilanz 2010. Ökobilanzielle Untersuchung verschiedener Verpackungssysteme für kohlenensäurehaltige Mineralwässer und Erfrischungsgetränke sowie stille Mineralwässer

- *„Den größten Marktanteil des in PET Einwegflaschen abgefüllten Getränkevolumens auf dem deutschen Markt haben demnach 1,5L PET Einwegflaschen für kohlenensäurehaltige Mineralwässer und Erfrischungsgetränke; also das PET Einweggebinde, das im ökobilanziellen Vergleich insgesamt im gleichen ökologischen Ergebnisbereich wie die 0,7L Glas Mehrwegflasche liegt.“*
- *„Da jedoch in den Marktsegmenten Vorratshaltung und Sofortverzehr der stillen Mineralwässer ein Vorteil der Glas Mehrwegsysteme vorliegt, lässt sich keine einheitliche Aussage für den Gesamtmarkt treffen. Letztlich müssen hier die Zielgruppen der Studie jeweils für sich entscheiden, ob eine Gesamtbewertung anhand des „marktdominierenden Verpackungssystems“ oder anhand einer Differenzierung nach Getränkesegmenten (karbonisiert und nicht-karbonisiert) und Anwendungsbereichen (Vorratshaltung und Sofortverzehr) angemessen ist.“*
- *„Die Betrachtung der in Kapitel 4 gezeigten Ergebnisse der Basisszenarien zeigt, dass die PET Mehrweggebinde der GDB in allen Untersuchungsgruppen und Marktsegmenten in den Kategorien mit sehr großer und großer ökologischer Bedeutung in der Summe mehr Vorteile als die anderen untersuchten Verpackungssysteme erreichen und somit als das Verpackungssystem mit dem ökobilanziell besten Ergebnis gelten kann.“*
- *„Die hier vorgenommene Szenarienbetrachtung gibt Hinweise darauf, dass sich Mehrweg Individualgebinde aus standortgebundener Abfüllung unter bestimmten Bedingungen deutlich ungünstiger als die GDB-Poolgebinde darstellen können. Gründe dafür sind zum einen die gegenüber dem Basisszenario deutlich erhöhte Distributionsdistanz und zum anderen die gestiegenen Lasten aus den Lebenswegabschnitten Flaschenherstellung und Entsorgung aussortierter Flaschen aufgrund der reduzierten Flaschenumlaufzahl.“*
- *„Die hier vorgenommene Szenarienbetrachtung gibt Hinweise darauf, dass sich Mehrweg Individualgebinde aus nicht standortgebundener Abfüllung unter bestimmten Bedingungen günstiger als das GDB-Poolgebinde darstellen können, wobei die gezeigten Reduktionen in den Ergebnissen der Wirkungsabschätzung ausschließlich auf die reduzierte Transportdistanz zurückzuführen sind.“*

[IFEU 2010b] PETCYCLE Ökobilanz 2010. Ökobilanzielle Betrachtung der PET-Stoffkreislaufflasche Sachstand 2009

- *„Insgesamt ergeben die Indikatorergebnisse des Vergleichs zwischen der 1,0L PETCYCLE Flasche und der 0,7L Glas Mehrwegflasche der GDB keinen eindeutigen Vor- oder Nachteil für eines der beiden Systeme.“*
- *„Insgesamt zeigt der Vergleich der Indikatorergebnisse der 1,5L PETCYCLE Flasche mit der 0,7L Glas Mehrwegflasche Vorteile für die 1,5L PETCYCLE Flasche.“*
- *„Die Betrachtung der in Kapitel 4 gezeigten Ergebnisse der Basisszenarien zeigt, dass die PET Mehrweggebinde der GDB in allen Untersuchungsgruppen und Marktsegmenten in den Kategorien mit sehr großer und großer ökologischer Bedeutung in der Summe günstigere Werte als die anderen untersuchten Verpackungssysteme aufweisen. Jedoch sind diese Werte nicht direkt auf die PET Mehrweg Individualgebinde übertragbar.“*
- *„Die hier vorgenommene Szenarienbetrachtung gibt Hinweise darauf, dass sich Mehrweg Individualgebinde aus standortgebundener Abfüllung unter bestimmten Bedingungen deutlich ungünstiger als die GDB-Poolgebinde darstellen können. Gründe dafür sind zum einen die gegenüber dem Basisszenario deutlich erhöhte Distributionsdistanz und zum anderen die gestiegenen Lasten aus den Lebenswegabschnitten Flaschenherstellung und Entsorgung aussortierter Flaschen aufgrund der reduzierten Flaschenumlaufzahl.“*
- *„Die hier vorgenommene Szenarienbetrachtung gibt Hinweise darauf, dass sich Mehrweg Individualgebinde aus nicht standortgebundener Abfüllung unter bestimmten Bedingungen günstiger als das GDB-Poolgebinde darstellen können, wobei die gezeigten Reduktionen in den Ergeb-*

nissen der Wirkungsabschätzung ausschließlich auf die reduzierte Transportdistanz zurückzuführen sind.“

[IFEU 2010c] Ökobilanzielle Untersuchung verschiedener Verpackungssysteme für Bier

- „Ein vergleichsweise eindeutiges übergreifendes Ergebnis aus ökologischer Sicht lässt sich nur für den Vergleich von Aluminium- und Weißblechdosensystemen versus einem Glas-Einwegsystem ableiten: Mit Ausnahme der Umweltwirkungskategorie Sommersmog sind hier in allen für die Schlussbewertung herangezogenen Umweltwirkungen Vorteile für die Dosensysteme erkennbar.“
- „Für Vergleiche zwischen Aluminium- und Weißblechdosensystemen mit PET-Einwegflaschen muss die Situation differenziert nach der Art der PET-Flasche hinsichtlich der Barriereigenschaften (monolayer, multilayer) beurteilt werden. Aber auch dann weisen die Ergebnisse der verschiedenen Prioritätsstufen in verschiedene Richtungen. Neben den ökologischen Aspekten sollte hier nicht vergessen werden, dass eine reduzierte Barriere Wirkung z. B. Einfluss auf die Haltbarkeitsdauer des abgefüllten Bieres haben kann. Für die vorliegende Studie wurde jedoch davon ausgegangen, dass alle untersuchten Verpackungssysteme die diesbezüglichen Mindestanforderungen erfüllen.“
- „Unter Annahme einer regionalen Distributionsstruktur (100 km) sowie eines etablierten Glas-Mehrweg-Poolgebundes mit mindestens 25 Umläufen sind weitestgehend ökologische Vorteile für das Glas-Mehrwegsystem im Vergleich zu Aluminium- und Weißblechdosensystemen erkennbar.“

4.2 Erstellung eines Kriterienkatalogs zur Einordnung und Bewertung der Studien

Der Vergleich der ausgewählten Ökobilanzen für Getränkeverpackungen wurde anhand von definierten Kriterien durchgeführt. Für die grundsätzliche Vergleichbarkeit von Studien und Szenarien sind die Kriterien ausschlaggebend, welche die Qualität und Ausprägung der Ergebnisse bestimmen. Bei der Einordnung der Studien sind vier Themenbereiche zu unterscheiden:

Kriterien hinsichtlich der untersuchten Verpackungen:

-
- Abgrenzung der Getränke-segmente
- Untersuchte Getränkeverpackungssysteme
- Verpackungsgewichte und Verpackungsmaterialien
- Produktfunktion (funktionelle Einheit)

Kriterien hinsichtlich der Annahmen und Festlegungen der Modellierung:

- Annahmen zu den Entsorgungswegen (besonders relevant bei Einwegsystemen)
- Umlaufzahlen von Mehrwegsystemen
- Distributionsstruktur

Kriterien hinsichtlich der gewählten Methoden:

- Systemgrenzen
- Allokation und Gutschriften
- Berücksichtigte Wirkungskategorien und ausgewertete Sachbilanzindikatoren
- Methode der Auswertung der Ökobilanz

Kriterien hinsichtlich von Prozessdaten:

- Prozessdaten für die Verpackungsrohmaterialien
- Prozessdaten für die Verarbeitungsprozesse
- Prozessdaten für die Abfüllprozesse
- Prozessdaten für die Entsorgungsprozesse
- Prozessdaten für die Transportprozesse und Energiebereitstellung

Wie die Steckbriefe der zu untersuchenden Studien erkennen lassen wurden alle zu untersuchenden Studien vom IFEU bzw. unter Mitwirkung des IFEUs erarbeitet. Von daher oblag die inhaltlich thematische Auseinandersetzung mit den Studien innerhalb der Projektgemeinschaft vornehmlich den Nachunternehmern GVM und Integrah.

Die Aufgabe des IFEUs bestand größtenteils darin, die Projektpartner beim Zusammentragen der Informationen aus den zu untersuchenden Studien zu unterstützen.

4.3 Auswertung

4.3.1 Auswertung hinsichtlich der untersuchten Verpackungen

4.3.1.1 Abgrenzung der Getränkesegmente

Bedeutung des Themas

Ausgangspunkt von Ökobilanzen ist die Festlegung der untersuchten Getränkesegmente. Sie hat einen gewichtigen Einfluss auf die berücksichtigten Verpackungssysteme. Dies gilt bspw. für die Unterscheidung CO₂-haltiger und CO₂-freier Getränke, da nicht alle Verpackungen für den Einsatz von Getränken mit CO₂ geeignet sind.

Je nachdem ob das Getränkesegment weit oder eng definiert ist, ergibt die Suche nach den marktrelevanten Verpackungssystemen ein anderes Ergebnis. Dabei sind verschiedene Ebenen der Definition zu beachten:

- Eingrenzung der Getränkearten: Betrachtet man z. B. Energiegetränke so ergibt sich eine sehr spezielle Verpackungsstruktur gegenüber den Erfrischungsgetränken gesamt. Bei den vorliegenden Ökobilanzen zeigt dies das Beispiel Standbodenbeutel (IFEU 2000), das nur in einem ganz speziellen Marktsegment (Fruchtsaftgetränke ohne CO₂, Sofortverzehr) von Bedeutung ist. Da keine andere Studie dieses Marktsegment betrachtet ist auch der Vergleich der Ergebnisse mit den Ergebnissen anderer Studien problematisch (nicht möglich).
- Berücksichtigung Importe: Importe haben in einigen Getränkesegmenten einen hohen Marktanteil (Wein, Mineralwasser ohne CO₂).
- Eingrenzung nach Marktsegmenten: Üblicherweise wird zwischen Sofortverzehr und Vorratskauf unterschieden. Die Unterscheidung wird an der Füllgröße festgemacht (bis 500 ml wird als Sofortverzehr eingestuft).
- Eingrenzung nach Teilmärkten: In der Marktforschung werden die einzelnen Getränkemärkte auf vielfältige Art und Weise differenziert. Häufig wird zwischen Haushalts- und Außerhauskonsum unterschieden. Andere Abgrenzungen differenzieren zwischen dem privaten Verbrauch und dem Verbrauch in der Gastronomie.

Um die Auswahl der Verpackungssysteme einer Ökobilanz bewerten zu können, ist die genaue Abgrenzung von großer Bedeutung, da sich in der Regel die Packmittelstruktur des Gesamtmarktes von der Struktur des Teilmarktes unterscheidet.

Die Festlegung der Getränkesegmente sollte sich auf den gesamten Lebensweg der Verpackung beziehen. So unterscheiden sich die Distributionsbedingungen und –entfernungen unterschiedlich breit definierter Getränkesegmente: Fruchtsaftgetränke (IFEU 2000) sind nicht mit der Gesamtheit der Getränke ohne CO₂ zu vergleichen (UBA 2000a), da sich z. B. die regionalen Abfüllerstrukturen unterscheiden. Dies gilt auch für die anderen Eingrenzungen.

Erforderliche Angaben

- Eindeutige Benennung und transparente Beschreibung der Getränkesegmente
- Eindeutige Marktbeschreibung

Vergleich der Angaben

Die nachfolgende Abbildung zeigt die untersuchten Getränkesegmente der verschiedenen Ökobilanzen im Vergleich. Dabei dienen die Marktsegmentierungen der GVM als Referenz, da sie in den beiden UBA-Studien 1995a und 2000a als Basis gedient haben.

Die grün markierten Felder stehen für eine hinreichende Abgrenzung der Füllgutsegmente. Bei den gelb markierten Feldern fehlen Detailbeschreibungen, an Hand derer beurteilt werden könnte, ob die blau markierten Getränkesegmente tatsächlich in die Gruppen einbezogen wurden.

Abbildung 2: Übersicht der Getränkesegmente in Ökobilanzen

| Getränke-segmente nach GVM-Marktforschung | Unterguppen in EW-MW-Studien bis 2002 (GVM) | UBA 1995/9a (UBA I) | | | | | | | | | | | | | | |
|--|---|---------------------|---|---|---|---|---|---|---|---|----|----|----|----|--|--|
| | | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | 13 | | |
| Konsummilch pasteurisiert | Frischmilch | Frischmilch | | | | | | | | | | | | | | |
| pasteurisierte Milchmischgetränk | | | | | | | | | | | | | | | | |
| H-Milch | | | | | | | | | | | | | | | | |
| H-Milchmisch | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Sterilmilch/ Sterilmilchmisch | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Molke- Molkemischgetränk e; | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Buttermilch u.a. Milchgetränke | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Mineralwasser, Quellwasser, Tafelwasser, Heilwasser, Aromatisiertes Wasser | Mineralwasser ohne CO2 | | | | | | | | | | | | | | | |
| | Mineralwasser mit CO2 | | | | | | | | | | | | | | | |
| Limonaden, Colagetränke, Brausen | Limonaden mit CO2 | | | | | | | | | | | | | | | |
| | Sportgetränke mit CO2 | | | | | | | | | | | | | | | |
| isotonische Getränke, Energiegetränke | Eistee mit CO2 | | | | | | | | | | | | | | | |
| | FSG mit CO2 | | | | | | | | | | | | | | | |
| Fruchtsaftgetränke, Schorlen, Near Water, Wasser Plus u.a. | Limonaden ohne CO2 | | | | | | | | | | | | | | | |
| | Sportgetränke ohne CO2 | | | | | | | | | | | | | | | |
| Fruchtsaft, Gemüsesaft | Eistee ohne CO2 | | | | | | | | | | | | | | | |
| | FSG ohne CO2 | | | | | | | | | | | | | | | |
| Fruchtnektar, Gemüsenektar | Saft | | | | | | | | | | | | | | | |
| | Nektar | | | | | | | | | | | | | | | |
| Klassisches Bier | Bier | Bier | | | | | | | | | | | | | | |
| | Alkoholfreies Bier | | | | | | | | | | | | | | | |
| Biermischgetränke | Wein | | | | | | | | | | | | | | | |
| | Stillwein | | | | | | | | | | | | | | | |
| Perlwein | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | Dessertwein | | | | | | | | | | | | | | | |
| Fruchtwein | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | Kernobstwein | | | | | | | | | | | | | | | |
| Aromatisierter Wein | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | Weinmischgetränke | | | | | | | | | | | | | | | |
| sonstige alkohl. Mischgetränke | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | | | | | | | |

Auswertung

Die Übersicht zeigt einen Schwerpunkt der Ökobilanzen bei Wässern und Erfrischungsgetränken. Die Mengenbedeutung dieser Segmente und die gravierenden Marktveränderungen zu Gunsten PET-EW sind dafür eine Erklärung.

Importe werden in der Regel nicht berücksichtigt. Eine Ausnahme bildet UBA 2000a, wo Flaschenimporte bei Wein berücksichtigt worden sind.

Entsprechend zeigt sich auch, dass für viele Getränkebereiche die Verpackungssysteme kaum oder gar nicht ökobilanziell untersucht wurden. Entweder sind die Segmente relativ klein oder es mangelt an relevanten Verpackungsalternativen am Markt.

In der Studie UBA 2000a wurde an die Segmentierung der Getränke angeknüpft, wie sie im Rahmen der von GVM durchgeführten Studien zum Mehrweganteil von Getränken in Deutschland vorgenommen wurden. Die Zuordnung der Getränke zu den Getränkegruppen wurde im Anhang der Studie (Materialsammlung) mittels einer Marktbetrachtung differenziert beschrieben.

An diese Segmentierung wurde in späteren Ökobilanzen nur zum Teil angeknüpft. Die untersuchten Getränkebereiche sind zwar i. d. R. im Wesentlichen zu erkennen, aber nicht näher beschrieben. Vermutlich sind die Autoren von selbsterklärenden Begrifflichkeiten ausgegangen.

Dies ist aber keineswegs ausreichend. So wurden im Rahmen einiger Studien auf unterschiedliche Datenquellen zur Marktbeschreibung (GVM, GfK, SymphonyIRI, Nielsen)¹ hingewiesen, bei denen einerseits die Grundgesamtheiten unterschiedlich sind, und andererseits die Getränkesegmentierung nicht überscheidungsfrei gegenübergestellt werden kann. Letztlich fehlt bei diesen Studien aber die genaue definitorische Festlegung der Getränkebereiche.

In den vorliegenden Ökobilanzen sind die Eingrenzungen der Getränkesemente nicht immer klar nachzuvollziehen.

Wird bspw. von Mineralwasser gesprochen so ist zum Teil unklar, ob Quellwasser, Tafelwasser oder aromatisierte Wässer einbezogen sind. Im Extremfall könnten auch gesüßte Wässer, die eigentlich den Erfrischungsgetränken zuzuordnen sind, hier zugerechnet worden sein.

Die Füllgutsegmente werden oftmals durch die Auswahl der Packmittel weiter eingeschränkt. So werden bei den Ökobilanzen nach UBA 2002a (IFEU 2008, IFEU 2010a, IFEU 2010b) nur GDB-Mehrweggebinde untersucht. Daher ist im Bereich der Verpackungssysteme die Marktrelevanz der Verpackungssysteme im Hinblick auf die Auswahl des Getränkesegments zu beachten.

Für die politische Diskussion der Ergebnisse von Ökobilanzen spielen die Getränkesegmente nur eine geringe Rolle. So ist in der aktuellen VerpackV die Einstufung einer ökologisch vorteilhaften Einwegverpackung nicht an Getränkesegmente gekoppelt. Eine verbindliche Marktdifferenzierung ist aus unserer Sicht daher wenig zielführend.

Gleichwohl hängen die Ergebnisse der Ökobilanzen von den Getränkesegmenten ab, da sich hieraus spezifische Marktbedingungen (regionale Struktur der Abfüllung, Logistik, Verpackungssysteme, Endverbraucherstruktur etc.) ergeben.

Daher muss die Anforderung sich auf die möglichst genaue Beschreibung der Getränkesegmente beziehen. Mit der Festlegung des Marktsegmentes einher sollte die Beschreibung der Marktrelevanz der untersuchten Verpackungssysteme gehen.

¹ So wird bspw. bei GVM grundsätzlich der Gesamtverbrauch in Deutschland betrachtet, während beim GfK-Haushaltspanel nur der Haushaltsverbrauch einbezogen wird.

Mit UBA I und UBA II wurden die damals im Focus der VerpackV stehenden Getränke-segmente untersucht. Mit der 3. Novelle der VerpackV verschob sich der Focus auf die heute bepfandeten Getränke-segmente.

Daher sind auch einige Getränke-segmente bisher nur einmal untersucht worden, andere sehr viel häufiger.

Im Ergebnis hat sich die Definition der einzelnen Getränke-segmente verschoben. Die hat nicht nur Konsequenzen für die Auswahl der Packmittel, sondern auch für die Bestimmung der Distributionsstrukturen.

Die Studienergebnisse sind daher nur mit Einschränkungen vergleichbar.

4.3.1.2 Untersuchte Getränkeverpackungssysteme

Bedeutung des Themas

Die Definition der Verpackungssysteme ist eine wichtige Grundlage der Ökobilanz. Hier werden entscheidende Festlegungen getroffen, die das Ergebnis beeinflussen können. Für die transparente Beurteilung einer Ökobilanz ist es erforderlich, dass die Verpackungssysteme umfassend beschrieben werden. Dazu gehört neben der Beschreibung der Primärpackmittel auch die Beschreibung der Sekundärpackmittel bis zur Palettenverpackung.

Ein weiterer Aspekt ist die Marktrelevanz der ausgewählten Verpackungssysteme. Gerade für eine politische Bewertung von Materialgruppen ist es notwendig, dass die Auswahl, die am Markt anzutreffenden Verpackungen angemessen und umfassend repräsentiert.

Daher steigen in Zeiten der Marktveränderung durch Diversifizierung der Packmittel und Füllgrößen die Anforderungen an die Auswahl der Verpackungssysteme an Bedeutung immer dann, wenn ein Getränkemarkt umfassend betrachtet werden soll.

In den meisten Getränkeökobilanzen wurden Vergleiche innerhalb der Marktsegmente Sofortverzehr und Vorratskauf durchgeführt. Die Auswahl der zu vergleichenden Verpackungssysteme soll sich auf die jeweiligen Marktsegmente beziehen.

Für den Vergleich verschiedener Verpackungssysteme werden zwei Möglichkeiten angewendet, einerseits der paarweise Vergleich, in dem jeweils zwei Verpackungssysteme direkt miteinander verglichen werden, andererseits der Vergleich mit einem Referenzverpackungssystem.

Erforderliche Angaben in den Studien

- Eindeutige und vollständige Beschreibung der Verpackungssysteme inkl. aller Nebenbestandteile und auf allen Verpackungsebenen (bis zur Palette).
- Information zur Auswahl der untersuchten Verpackungssysteme (z. B. bezüglich der Marktrelevanz).
- Information zur Auswahl der Nebenbestandteile der Primärverpackung, sowie der anderen Bestandteile des Verpackungssystems.
- Benennung der Referenzsysteme

Vergleich der Angaben

Die beiden nachfolgenden Tabellen zeigen die Verpackungssysteme der Ökobilanzen in der Übersicht unterteilt nach Sofortverzehr und Vorratskauf.

Dort wo es zur Klarheit notwendig war wurde zusätzlich zwischen den Getränkesegmenten unterschieden.

Abbildung 3: Übersicht der Verpackungssysteme in Ökobilanzen – Marktsegment Sofortverzehr

| Marktsegment | Material | Studien | UBA 1995a (UBA I) | | IFEU 1999 (PETCYCLE) | IFEU 2000 (Deutsche SIS) | UBA 2000a UBA II Phase1 | | | | UBA 2002 UBA II Phase 2 (Referenzsysteme aus UBA 2002 UBA II - Phase 1) | | | IFEU 2003 (PETCYCLE) | IFEU 2004a (FKN) | IFEU 2004b (PETCORE) | IFEU 2006 a (FKN) | | IFEU 2008 (GDB) | IFEU 2010a (IK PET) | IFEU 2010b (PETCYCLE) | IFEU 2010c (BCME) |
|------------------|-----------|------------|-------------------|-------------|----------------------|--------------------------|-------------------------|--------------------|-------------------|-------------|---|--------------------|-------------------|----------------------|----------------------|----------------------|---------------------------|-------------|-----------------|---------------------|-----------------------|-------------------|
| | | | Bier | Frischmilch | | | Mineralwasser | Erfr.-getr. m. CO2 | Getränke ohne CO2 | Wein | Mineralwasser | Erfr.-getr. m. CO2 | Getränke ohne CO2 | | | | Soft, Nektar, FSG, Eistee | Frischmilch | | | | |
| Sofortverzehr | MW-Glas | Füllgröße | 0,500 | | 0,330 | 0,200 | 0,250 | 0,330 | | | 0,250 | 0,330 | | 0,200 | 0,330 | | | | | 0,500 | | 0,500 |
| | | Typ | NRW | | Coca-Cola | VdF | Vichy | Coca-Cola | | | Vichy | Coca-Cola | | VdF | Coca-Cola | | | | | Gastro | | NRW |
| | | | | | 0,500 | | | | | | 0,500 | | | 0,500 | | | | | | | | |
| | | | | | Gastro | | | | | | Gastro | | | Gastro | | | | | | | | |
| | MW-PET | Füllgröße | | | 0,500 | | | | | | | 0,500 | | | | | | | | 0,500 | | |
| | Typ | | | | GDB | | | | | | GDB | | | | | | | | GDB | | | |
| | EW-Glas | Füllgröße | 0,500 | | | | 0,330 | 0,330 | | | | | | | | | | | | | | 0,500 |
| | Typ | Individual | | | Individual | | Coca-Cola | | | | | | | | | | | | | | | Individual |
| | PET-SK | Füllgröße | | | 0,330 / 0,500 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | Typ | | | | Individual | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | EW-PET | Füllgröße | | | | | | | | | 0,500 | | | 0,500 | 0,330 / 0,500 | 0,500 | | | 0,500 | | | 0,500 |
| | Typ | | | | | | | | | | Individual | | | Individual | Individual | Individual | | | Individual | | | Mono/Multi |
| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 0,500 | |
| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | Mono/Multi |
| Dosen | Füllgröße | 0,500 | | | | 0,330 | | | | 0,33 / 0,50 | | | | | | | | | | | 0,500 | |
| Typ | Weißblech | | | | | Weißblech | | | | Weißblech | | | | | | | | | | | Weißblech | |
| Füllgröße | 0,500 | | | | | 0,330 | | | | 0,33 / 0,50 | | | | | | | | | | | 0,500 | |
| Typ | Aluminium | | | | | Aluminium | | | | Aluminium | | | | | | | | | | | Aluminium | |
| Karton | Füllgröße | | | | | | | | | | | | 0,200 mit Alu | | 0,200 / 0,50 mit Alu | 0,500 ohne Alu | | | | | | |
| Typ | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Standbodenbeutel | Füllgröße | | | | 0,200 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Typ | | | | | Individual | | | | | | | | | | | | | | | | | |

weitere berücksichtigte Packmittel der Vergleichsgruppe
Referenzpackmittel der Vergleichsgruppe
paarweiser Vergleich ohne dass ein Referenzpackmittel ausgewiesen wurde

© IFEU/ GVM/ INTEGRAHL

Abbildung 4: Übersicht der Verpackungssysteme in Ökobilanzen – Marktsegment Vorratshaltung

| Marktsegment | Material | Studien | UBA 1995a (UBA I) | | IFEU 1999 (PETCYCLE) | IFEU 2000 (Deutsche SIS) | UBA 2000a UBA II Phase1 | | | | UBA 2002 UBA II Phase 2 (Referenzsysteme aus UBA 2002 UBA II - Phase 1) | | | IFEU 2003 (PETCYCLE) | IFEU 2004a (FKN) | IFEU 2004b (PETCORE) | IFEU 2006 a (FKN) | | IFEU 2008 (GDB) | IFEU 2010a (IK PET) | IFEU 2010b (PETCYCLE) | IFEU 2010c (BCME) |
|----------------|-----------|------------|-------------------|-------------|----------------------|--------------------------|-------------------------|--------------------|-------------------|------------|---|--------------------|-------------------|----------------------|------------------|----------------------|---------------------------|-------------|-----------------|---------------------|-----------------------|-------------------|
| | | | Bier | Frischmilch | | | Mineralwasser | Erfr.-getr. m. CO2 | Getränke ohne CO2 | Wein | Mineralwasser | Erfr.-getr. m. CO2 | Getränke ohne CO2 | | | | Soft, Nektar, FSG, Eistee | Frischmilch | | | | |
| Vorratshaltung | MW-Glas | Füllgröße | 1,000 | 0,700 | 0,700 | 0,700 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 0,700 | 0,700 | 1,000 | 0,700 | 1,000 | 0,700 | 1,000 | 0,700 | | 0,700 | 0,700 | 0,700 | |
| | | Typ | Weithals | GDB | GDB | GDB | GDB | VdF-EH | Schlegel | GDB | GDB | VdF-EH | GDB | VdF-EH | GDB | | | | GDB | GDB | GDB | |
| | | Füllgröße | | 1,000 | | | | 0,700 | | | | 0,700 | | | | | | | | 0,750 | | |
| | | Typ | | Leichtglas | | | | VdF-EH | | | | Leichtglas | | | | | | | | GDB | | |
| | | | | | 0,750 | | 0,750 | | | | 0,750 | | | | | | | | | | | |
| | | | | | GDB | | VdF-WH | | | | 1,000 | | | | | | | | | | | |
| | | | | | | | Eurojuice | | | | | | | | | | | | | | | |
| | MW-PET | Füllgröße | | 1,000 | 1,500 | 1,000 | | | | | | | | | | | | | 1,000 | 0,750 | 0,750 | |
| | Typ | | | GDB | Coca-Cola | GDB | | | | | | | | | | | | | GDB | GDB | GDB | |
| | Füllgröße | | | 1,500 | | | | | | | | | | | | | | | | 1,000 | 1,000 | |
| | Typ | | | Coca-Cola | | | | | | | | | | | | | | | | GDB | GDB | |
| | EW-Glas | Füllgröße | | | 1,000 | 1,000 | 0,750 | 0,750 | 1,000 | | | | | | | | | | | | | |
| | Typ | | | | Individual | Individual | Weithals | Bordeaux | Leichtglas | | | | | | | | | | | | | |
| | Füllgröße | | | | | | 0,750 | 1,000 | | | | | | | | | | | | | | |
| | Typ | | | | | | Engthals | Schlegel | | | | | | | | | | | | | | |
| | | | | | | | 1,000 | | | | | | | | | | | | | | | |
| | | | | | | | Weithals | | | | | | | | | | | | | | | |
| | PET-SK | Füllgröße | | 1,000 | | | | | | | 1,000 | | 1,000 | | | | | | 1,000 | 1,000 | 1,000 | |
| | Typ | | | Individual | | | | | | | Individual | | PETCYCLE | | | | | | PETCYCLE | PETCYCLE | PETCYCLE | |
| | Füllgröße | | | 1,500 | | | | | | | 1,500 | | 1,500 | | | | | | | 1,500 | 1,500 | |
| Typ | | | Individual | | | | | | | Individual | | PETCYCLE | | | | | | | PETCYCLE | PETCYCLE | | |
| EW-PET | Füllgröße | | | | | | | | | 1,500 | | | | | 1,500 | 1,000 | 1,000 | 1,500 | 1,500 | 1,500 | | |
| Typ | | | | | | | | | | Individual | | | | AFG m. CO2 | Individual | Individual | Individual | Individual | Individual | Individual | | |
| Füllgröße | | | | | | | | | | | | | | 1,500 | 1,500 | 1,500 | 1,500 | 1,500 | 1,500 | 1,500 | | |
| Typ | | | | | | | | | | | | | | AFG o. CO2 | Individual | Individual | Individual | Individual | Individual | Individual | | |
| Karton | Füllgröße | 1,000 | | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | | 1,000 | | 1,000 | 1,00 / 1,50 | | 1,00 / 1,50 | 1,000 | | | | | | |
| Typ | | ohne Alu | | mit Alu | mit Alu | mit Alu | mit Alu | | | mit Alu | | mit Alu | | | mit Alu | ohne Alu | | | | | | |
| Schlauchbeutel | Füllgröße | 1,000 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Typ | | Individual | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |

weitere berücksichtigte Packmittel der Vergleichsgruppe
Referenzpackmittel der Vergleichsgruppe
paarweiser Vergleich ohne dass ein Referenzpackmittel ausgewiesen wurde

© IFEU/ GVM/ INTEGRAHL

Auswertung

Die Auswahl der Verpackungssysteme ist in UBA 2000a durch eine Marktanalyse begründet worden. Eine ähnliche Marktanalyse liegt den anderen Ökobilanzen in der Regel nicht zu Grunde.

Die untersuchten Verpackungssysteme sind in allen Fällen (unter der Maßgabe des beschriebenen Getränkesegmentes) als wichtige Beispiele der Materialgruppen und der Marktsegmente ausgesucht worden.

In der Regel wird dabei auf allgemeine Marktdaten verwiesen, ohne dass die Relevanz der einzelnen Verpackungssysteme empirisch belegt wird.

Die Marktanteile der untersuchten Systeme werden nicht dokumentiert. Dies ist dann problematisch, wenn Verpackungssysteme untersucht werden, die Marktanteile verlieren, weil nicht klar ist, wie die Untersuchungsergebnisse den Gesamtmarkt repräsentieren.

Lässt man die Individual-Mehrweggebinde unberücksichtigt, wurden bei Mehrweg standardmäßig bei Mineralwasser / Erfrischungsgetränke Glas-MW GDB 700ml und bei Bier NRW-Flasche 500 ml ausgewählt. Der abnehmende Marktanteil der Standardgebinde schwächt die Übertragbarkeit der Ökobilanzen auf das jeweilige Marktsegment.

In einigen Studien (IFEU 2010a, IFEU 2010b) werden die ausgewählten Packmittel nicht mehr nur mit einem Referenzpackmittel verglichen, sondern getrennte Vergleiche zwischen Einweg-PET und Mehrweg-Glas bzw. Mehrweg-PET durchgeführt.

In den bisherigen Studien war traditionell Glas-MW das ausgewählte Referenzsystem, obwohl es nicht in allen Segmenten das häufigste und auch nicht mehr in der Auswertung das vorteilhafteste System ist (vgl. IFEU 2008). Daher sollte bei Erfrischungsgetränken Mehrweg-PET als Referenzsystem in den Vordergrund treten.

Alle Ökobilanzen weisen eine umfassende und transparente Beschreibung der Verpackungssysteme auf. Die Auswahl und die Zusammenstellung der einzelnen Nebenbestandteile der Verpackungen sind zwar in der Regel plausibel, aber selten empirisch belegt.

Wichtig ist sie v. a. dort,

- wo unterschiedliche Materialien eingesetzt werden (Aluminium-Anrollverschluss versus Kunststoff-Schraubverschluss bei Mehrweg-Glas).
- wo unterschiedliche Ausstattungen für andere Prozesse eine Bedeutung haben (Brunnenpalette versus Europalette).

Der Paletten-Mix wird in allen Studien ausgewiesen, ist aber nicht immer nachvollziehbar. So wird in IFEU 2008 für die MW-Glas 700 ml von 100 % Brunnenpalette ausgegangen und in IFEU 2010a und IFEU 2010b von einem Mix 20 % Brunnen- und 80 % Europalette.

Ob bei den Festlegungen der Ausstattungen durchschnittliche Zahlen verwendet wurden, ist nicht erkennbar. Es ist aber auch nicht entscheidend, ob ein oder zwei Etiketten auf einer Flasche angebracht sind, sondern wichtiger ist das verwendete Etikettengewicht pro Flasche.

In der UBA II Studie basierte die Auswahl der Verpackungssysteme auf einer Marktanalyse. Damit konnte sichergestellt werden, dass alle Verpackungssysteme mit einem Marktanteil von mindestens 5 % erfasst wurden.

In den späteren Studien wurde diese Vorgehensweise nicht mehr konsequent verfolgt. Mit zunehmender Differenzierung der Verpackungssysteme wäre eine Marktbetrachtung erforderlich geworden. Die Reduzierung auf wenige Packmittel ist sicher auch immer der Kostenfrage geschuldet.

Bei Einweg wird die Auswahl der Verpackungssysteme auf das Material, die Füllgröße und die Trennung zwischen kastenweise Rückführung und Einzlrückführung begrenzt. Die Individualität der Einzelformen wird über das Gewicht erfasst.

Anders bei Mehrweg. Die berücksichtigten Verpackungssysteme gehören zu Flaschenpools (GDB, VdF) oder poolähnlichen Systemen (NRW-Flasche), während Individualgebinde (mit Ausnahme von UBA 2000) unberücksichtigt bleiben. Geht es nur um die Darstellung eines Referenzgebindes, kann der Bezug auf die GDB- Mehrwegflaschen ausreichend sein. Der Verzicht auf Individualgebinde bei Mehrweg schränkt allerdings die Aussagekraft der Studien hinsichtlich eines umfassenden Vergleichs Mehrweg/Einweg ein, da der Markt nur eingeschränkt repräsentiert wird.

Hinsichtlich der Beschreibung des untersuchten Verpackungssystems hat sich mit UBA 2000 ein Standard durchgesetzt, der in allen Studien weitgehend eingehalten worden ist.

4.3.1.3 Verpackungsgewichte und Verpackungsmaterialien

Bedeutung des Themas

Die Ermittlung von füllgrößen-spezifischen Packmittelgewichten kann selten mit Hilfe einer repräsentativen Stichprobe ermittelt werden, da eine Zufallsauswahl aus der Grundgesamtheit nicht gewährleistet werden kann.

Häufig, besonders bei einheitlichen Poolgebinden, werden technische Spezifikationen als Datenbasis gewählt (Bsp. GDB, NRW).

Bei anderen Gebinden ist dies nicht möglich, da die technischen Spezifikationen unterschiedlich sein können. Bietet der Markt also eine Vielzahl von Gebinden einer Füllgröße an, so kann man mit nicht-repräsentativen Stichproben, die gezielt nach marktbedeutenden Marken sucht, die Bandbreite der Packmittelgewichte erfassen und einen Wert einschätzen.

Aber auch die Ermittlung eines gewichteten Durchschnitts aus Spezifikationsdaten unterschiedlicher Hersteller oder Abfüller kann zu einem sinnvollen Ergebnis führen.

Trotzdem empfiehlt es sich Daten von Herstellern immer durch eine eigene Stichprobe zu kontrollieren, da bspw. die Herstellerwerte den neusten Stand der Gewichte widerspiegeln könnten und nicht den Marktdurchschnitt.²

Je kleiner und leichter die Gebinde sind, desto größer ist der Einfluss der Nebenpackmittel Verschluss Verschließmittel, Etikett. Dies gilt besonders für Mehrweggebinde mit hoher Umlaufzahl, da das Gewicht der Einwegbestandteile dem Gewicht des Mehrwegbestandteils dividiert durch die Umlaufzahl gegenübersteht.

Ebenso sollten die Ausstattungsvarianten des Marktes (Fläche Etikett, Gewicht und Material Etikett, Verschließmittel, Strohhalme) kontrolliert werden.

Erforderliche Angaben

- Differenzierter Ausweis der Massen sämtlicher Verpackungsbestandteile
- Eindeutige Herkunft der Daten (Quelle)
- Art der Erhebung der Daten (Methode)

² In den Arbeitspaketen 2 und 3 dieser Untersuchung wird das Thema wieder aufgegriffen werden, um Anforderungen an die Gewichtsermittlung von Packmitteln zu entwickeln.

Vergleich der Angaben

Die nachfolgenden Tabellen zeigen die verwendeten Packmittelgewichte in zwei Varianten,

1. der Packmittelkörper, also ohne Etikett, Deckel, Strohhalm und Verschluss,
2. die gesamten Primärverpackung also inkl. der jeweiligen Ausstattungen (Etikett, Deckel, Strohhalm und Verschluss).

Abbildung 5: Übersicht der Packmittelgewichte (g) (nur Körper) in Ökobilanzen

| Material | Füllgut | Marktsegment | Füllgröße | Spezifikation | UBA 1995a (UBA I) | IFEU 1999 (PETCYCLE) | IFEU 2000 (Deutsche SJS) | UBA 2000a UBA II Phase 1, I | UBA 2002 UBA II Phase 2 | IFEU 2003 (PETCYCLE) | IFEU 2004a (FKW) | IFEU 2004b (PETCORE) | IFEU 2005 a (FKW) | IFEU 2008 (GDB) | IFEU 2010a (IK PET) | IFEU 2010b (PETCYCLE) | IFEU 2010c (BCME) | Anzahl | | | |
|----------------|---------------|---------------|-------------|---------------|-------------------|----------------------|--------------------------|-----------------------------|-------------------------|----------------------|------------------|----------------------|-------------------|-----------------|---------------------|-----------------------|-------------------|--------|-------|---|---|
| | | | | | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | 13 | | | | |
| MW-Glas | Afg | Sofortverzehr | 0,200 | VdF | | | 172,7 | | | | | 173,0 | | | | | | 2 | | | |
| | | | 0,250 | Vichy | | | | 260,0 | | | | | | | | | | | 1 | | |
| | | | 0,330 | Coca-Cola | | 425,0 | | 425,0 | | | | | | | | | | | | 2 | |
| | | | 0,330 | ? | | | | | | | | | 434,0 | | | | | | | 1 | |
| | | | 0,500 | Gastro | | 512,0 | | | | 360,0 | | | | 360,0 | | | 360,0 | | | 4 | |
| | | | 0,700 | GDB | | 590,0 | | 590,0 | | 590,0 | | | | 590,0 | | 590,0 | 590,0 | | | 7 | |
| | | | 0,700 | VdF-EH | | | | 448,1 | | | | | | | | | | | | 1 | |
| | | | 0,750 | GDB | | | | 550,0 | | | | | | | | 540,0 | | | | 2 | |
| | | | 0,750 | VdF-WH | | | | 425,7 | | | | | | | | | | | | 1 | |
| | | | 1,000 | VdF-EH | | | | 630,0 | | | | | 600,0 | | | | | | | 2 | |
| | | | 1,000 | Eurojuice | | | | 561,4 | | | | | | | | | | | | 1 | |
| | | | 1,000 | Leichtglas | | | 490,0 | | | 490,0 | | | | | | | | | | 2 | |
| | | | Bier | 0,500 | NRW | | 380,0 | | | | | | | | | | | | 380,0 | | 2 |
| | | | Wein | 1,000 | Schlegel | | | | 548,5 | | | | | | | | | | | | 1 |
| | | | Milch | 1,000 | Weithals | | 375,0 | | | | | | | | | | | | | | 1 |
| MW-PET | Afg | Sofortverzehr | 0,500 | GDB | | | | | 43,0 | | | | | 51,5 | | | | 2 | | | |
| | | | 0,500 | ? | | 59,0 | | | | | | | | | | | | 1 | | | |
| | | | Vorratskauf | 0,750 | GDB | | | | | | | | | | 62,0 | 62,0 | 62,0 | | | 2 | |
| | | | | 1,000 | GDB | | 70,8 | | 70,8 | | | | | | 62,0 | 62,0 | 62,0 | | | 5 | |
| | | | | 1,500 | GDB | | | | | | | | | | | 69,8 | | | | 1 | |
| | | | | 1,500 | Coca-Cola | | 102,9 | | 102,9 | | | | | | | | | | | 2 | |
| EW-Glas | Afg | Sofortverzehr | 0,330 | Wasser | | | | | | | | | | | | | | 1 | | | |
| | | | 0,330 | Coca-Cola | | | | 196,0 | | | | | | | | | | | 1 | | |
| | | | Vorratskauf | 0,750 | Enghals o. CO2 | | | | 273,0 | | | | | | | | | | | 1 | |
| | | | | 0,750 | Weithals o. CO2 | | | | 320,0 | | | | | | | | | | | 1 | |
| | | | | 1,000 | Enghals Wasser | | | | 443,3 | | | | | | | | | | | 1 | |
| | | | | 1,000 | Enghals mit CO2 | | | | 387,2 | | | | | | | | | | | 1 | |
| | | | | 1,000 | Weithals o. CO2 | | | | 285,0 | | | | | | | | | | | 1 | |
| | | | | 1,000 | Leichtglas | | | | | 298,0 | | | | | | | | | | 2 | |
| | | | Bier | 0,500 | | | 201,0 | | | | | | | | | | | 260,0 | | 2 | |
| | | | Wein | 0,750 | Bordeaux | | | | 400,0 | | | | | | | | | | | 1 | |
| | | | | 1,000 | Schlegel | | | | 380,0 | | | | | | | | | | | 1 | |
| | | | PET-SK | Afg | Sofortverzehr | 0,330 | | | 19,0 | | | | | | | | | | | | 1 |
| 0,500 | | | | | | 26,0 | | | | | | | | | | | | 1 | | | |
| Vorratskauf | 1,000 | | | | | 46,0-33,0 | | | 32,0 | 32,0 | | | | 30,5 | 28,8 | 28,8 | | | 6 | | |
| | 1,500 | | | | | | 38,0 | | 35,0 | 37,0 | | | | | 33,8 | 33,8 | | | 5 | | |
| EW-PET | Afg | Sofortverzehr | 0,330 | | | 19,0 | | | | | | | 18,0 | | | | | 2 | | | |
| | | | 0,500 | Afg mit CO2 | | | | 21,0 | | | 20,5 | | | 16,9 | | | | | 3 | | |
| | | | 0,500 | Afg o. CO2 | | | | | | | | | | 15,7 | | | | | 1 | | |
| | | | Vorratskauf | 0,500 | Multilayer | | | | | | | | | | 28,0 | | | | | 1 | |
| | | | | 1,000 | Multilayer | | | | | | | | | | 38,0 | | | | | 1 | |
| | | | | 1,500 | Afg mit CO2 | | | | 35,0 | | | 36,5 | | 35,5 | 29,8 | 29,8 | | | | 5 | |
| | | | | 1,500 | Afg o. CO2 | | | | 28,0 | | | 33,0 | 41,5 | | 28,9 | | | | | 4 | |
| | | | | 2,000 | | | | | | | | 49,0 | | | | | | | | 1 | |
| | | | | Bier | 0,500 | Mono | | | | | | | | | | | | | 24,1 | | 1 |
| | | | Milch | Sofortverzehr | 0,500 | Multilayer | | | | | | | | | | | | | 27,9 | | 1 |
| | | | | | 0,500 | Milchmisch | | | | | | | | | 20,0 | | | | | | 1 |
| | | | | | 1,000 | Frischmilch | | | | | | | | | 30,0 | | | | | | 1 |
| Vorratskauf | 1,000 | | | | | | | | | | | | | | | | | 1 | | | |
| Dosen | Sofortverzehr | 0,330 | Weißblech | | | 26,90 | 19,37 | | | | | | | | | | | 2 | | | |
| | | 0,330 | Aluminium | | | | 12,70 | 9,14 | | | | | | | | | | 2 | | | |
| | | 0,500 | Weißblech | | 37,22 | | | 30,89 | | | | | | | | | 27,80 | 3 | | | |
| | | 0,500 | Aluminium | | 16,64 | | | 11,96 | | | | | | | | | 12,91 | 3 | | | |
| Karton | Afg | Sofortverzehr | 0,200 | mit Alu | | | | | | 7,96 | | 8,21 | | | | | | 2 | | | |
| | | | 0,500 | mit Alu | | | | | | | | | 18,47 | | | | | 1 | | | |
| | | | Vorratskauf | 1,000 | mit Alu | | | | 29,30 | 26,00 | | 28,02 | | 26,71/28,83 | | | | | | 4 | |
| | | | | 1,500 | mit Alu | | | | | | | 44,05 | | 40,71/41,35 | | | | | | 2 | |
| | | | | 1,000 | mit Alu | | | | | | | | | | | | | | | 1 | |
| | | | Wein | Vorratskauf | 1,000 | mit Alu | | | | 26,70 | | | | | | | | | | 1 | |
| | | | Milch | Sofortverzehr | 0,500 | ohne Alu | | | | | | | | | 18,03 | | | | | 1 | |
| Vorratskauf | 1,000 | ohne Alu | | | 25,71/29,69 | | | | | | | 27,44/28,45 | | | | | 2 | | | | |
| Schlauchbeutel | Vorratskauf | 1,000 | | | 7,20 | | | | | | | | | | | | 1 | | | | |
| Standbodenbeu | Sofortverzehr | 0,200 | | | | 4,33 | | | | | | | | | | | 1 | | | | |

Geschätztes Optimierungsszenario
Teilerhebung, nicht repräsentativ
Literaturdaten / Studien
technische Spezifikation - Einzelwert
Quelle nicht nachvollziehbar
Industriedaten, durch Teilerhebung gestützt

Abbildung 6: Übersicht der Gewichte Primärverpackung (g) inkl. Ausstattungen in Ökobilanzen

Massen inkl. Deckel, Verschlüsse, Strohhalm und Etiketten

| Material | Füllgut | Markensegment | Füllgröße | Spezifikation | Spezifikation | | | | | | | | | | | | | | | |
|----------------|---------------|---------------|-------------|-----------------|-------------------|-----------------------|--------------------------|----------------------------|---------------------------|-----------------------|------------------|------------------------|------------------|-----------------|---------------------|------------------------|-------------------|-------|-------|-------|
| | | | | | UBA 1995a (UBA I) | IFEU 1999 (PET/CYCLE) | IFEU 2000 (Deutsche SSB) | UBA 2000a (UBA II Phase I) | UBA 2002 (UBA II Phase 2) | IFEU 2003 (PET/CYCLE) | IFEU 2004a (FRN) | IFEU 2004b (PET/CO2/E) | IFEU 2006a (FRN) | IFEU 2008 (GDB) | IFEU 2010a (IK PET) | IFEU 2010b (PET/CYCLE) | IFEU 2010c (BCME) | | | |
| | | | | | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | 13 | | | |
| MW-Glas | Afg | Sofortverzehr | 0,200 | VdF | | | 177,0 | | | | 177,3 | | | | | | | | | |
| | | | 0,250 | Vichy | | | 262,9 | | | | | | | | | | | | | |
| | | | 0,330 | Coca-Cola | | | 427,8 | | 427,8 | | | | | | | | | | | |
| | | | 0,330 | ? | | | | | | | | | | 436,8 | | | | | | |
| | | | 0,500 | Gastro | | | 515,7 | | 362,6 | | | | | 362,6 | | | 363,3 | | | |
| | | | 0,700 | GDB | | | 593,0 | | 593,0 | | 593,0 | | | 592,8 | | 593,2 | 593,2 | 593,2 | | |
| | | | 0,700 | VdF-EH | | | | | 451,5 | | | | | | | | | | | |
| | | | 0,750 | GDB | | | | | 553,0 | | | | | | | | | 543,2 | | |
| | | | 0,750 | VdF-WH | | | | | 431,8 | | | | | | | | | | | |
| | | | 1,000 | VdF | | | | | 633,4 | | | | 603,4 | | | | | | | |
| | | | 1,000 | Eurojuice | | | | | 569,4 | | | | | | | | | | | |
| | | | 1,000 | Leichtglas | | | | 493,0 | | | 493,0 | | | | | | | | | |
| | | | Bier | | | 0,500 | NRW | | 383,4 | | | | | | | | | | | 383,4 |
| Wein | | | 1,000 | Schlegel | | | | 553,3 | | | | | | | | | | | | |
| Milch | | | 1,000 | Weithals | | 382,1 | | | | | | | | | | | | | | |
| MW-PET | Afg | Sofortverzehr | 0,500 | GDB | | | | | 46,5 | | | | | | | 54,6 | | | | |
| | | | 0,500 | ? | | | 62,7 | | | | | | | | | | | | | |
| | | | 0,750 | GDB | | | | | | | | | | | | | 65,8 | 65,8 | | |
| | | | 1,000 | GDB | | | | 75,2 | | 75,2 | | | | | | 65,8 | 65,8 | 65,8 | | |
| | | | 1,500 | GDB | | | | | | | | | | | | | | 73,9 | | |
| | | | 1,500 | Coca-Cola | | | | 106,9 | | 106,9 | | | | | | | | | | |
| EW-Glas | Afg | Sofortverzehr | 0,330 | Wasser | | | | | 152,6 | | | | | | | | | | | |
| | | | 0,330 | Coca-Cola | | | | | 199,7 | | | | | | | | | | | |
| | | | 0,750 | Enghals o. CO2 | | | | | 276,3 | | | | | | | | | | | |
| | | | 0,750 | Weithals o. CO2 | | | | | 328,8 | | | | | | | | | | | |
| | | | 1,000 | Enghals Wasser | | | | | 446,2 | | | | | | | | | | | |
| | | | 1,000 | Enghals mit CO2 | | | | | 393,2 | | | | | | | | | | | |
| | | | 1,000 | Weithals o. CO2 | | | | | 291,9 | | | | | | | | | | | |
| | | | 1,000 | Leichtglas | | | | | | | 302,5 | | | | | | | | | |
| | | | Bier | | | 0,500 | | | 203,8 | | | | | | | | | | | 262,8 |
| | | | Wein | | | 0,750 | Bordeaux | | | | 404,3 | | | | | | | | | |
| | | | 1,000 | Schlegel | | | | 383,9 | | | | | | | | | | | | |
| PET-SK | Afg | Sofortverzehr | 0,330 | | | | | 22,2 | | | | | | | | | | | | |
| | | | 0,500 | | | | | 29,7 | | | | | | | | | | | | |
| | | | 1,000 | | | | 50,0-37,0 | | | 36,0 | 36,3 | | | | 34,4 | 32,4 | 32,4 | | | |
| | | | 1,500 | | | | 42,1 | | 39,1 | 41,1 | | | | | | 37,6 | 37,6 | | | |
| EW-PET | Afg | Sofortverzehr | 0,330 | | | | | 22,2 | | | | | | 21,7 | | | | | | |
| | | | 0,500 | Afg mit CO2 | | | | | 24,4 | | | | 24,2 | | | 19,6 | | | | |
| | | | 0,500 | Afg o. CO2 | | | | | | | | | | | | 18,7 | | | | |
| | | | 0,500 | Multilayer | | | | | | | | | | | 32,4 | | | | | |
| | | | 1,000 | Multilayer | | | | | | | | | | | 43,1 | | | | | |
| | | | 1,500 | Afg mit CO2 | | | | | 38,6 | | | | 40,3 | | 38,5 | 33,0 | 33,0 | | | |
| | | | 1,500 | Afg o. CO2 | | | | | 31,6 | | | | 36,3 | 46,5 | | 32,0 | | | | |
| | | | 2,000 | | | | | | | | | | 52,7 | | | | | | | |
| | | | Bier | | | 0,500 | Mono | | | | | | | | | | | | | 27,50 |
| | | | | | | 0,500 | Multilayer | | | | | | | | | | | | | |
| Milch | Sofortverzehr | Vorratskauf | 0,500 | Milchmisch | | | | | | | | | | 25,4 | | | | | | |
| | | | 1,000 | Frischmilch | | | | | | | | | | | 34,5 | | | | | |
| Dosen | | Sofortverzehr | 0,330 | Weißblech | | | | 29,80 | 22,27 | | | | | | | | | | | |
| | | | 0,330 | Aluminium | | | | 15,60 | 12,04 | | | | | | | | | | | |
| | | | 0,500 | Weißblech | | 41,13 | | | | 33,79 | | | | | | | | | 31,33 | |
| | | | 0,500 | Aluminium | | 20,55 | | | | 14,86 | | | | | | | | | | 16,06 |
| Karton | Afg | Sofortverzehr | 0,200 | mit Alu | | | | | | | 8,30 | | 8,60 | | | | | | | |
| | | | 0,500 | mit Alu | | | | | | | | | | 21,83 | | | | | | |
| | | | 1,000 | mit Alu | | | | 29,30 | 26,00 | | | 29,48 | | | 26,71 | | | | | |
| | | | 1,500 | mit Alu | | | | | | | | 46,83 | | | 31,50 | | | | | |
| | | Wein | Vorratskauf | 1,000 | mit Alu | | | | | | | | | | 43,9/ | | | | | |
| | | | | 1,000 | ohne Alu | | | | 26,70 | | | | | | 43,53 | | | | | |
| | | Milch | Vorratskauf | 0,500 | ohne Alu | | | | | | | | | | 20,57 | | | | | |
| | | | | 1,000 | ohne Alu | | 25,71 | | | | | | | | | 27,44 | | | | |
| | | | 1,000 | | | | | | | | | | / | | | | | | | |
| | | | 1,000 | | | | | | | | | | 30,95 | | | | | | | |
| Schlauchbeutel | Vorratskauf | 1,000 | | | 7,20 | | | | | | | | | | | | | | | |
| Standbodenbeu | Sofortverzehr | 0,200 | | | | | 4,63 | | | | | | | | | | | | | |

Geschätztes Optimierungsszenario
Literaturdaten / Studien
Quelle nicht nachvollziehbar

Teilerhebung, nicht repräsentativ
technische Spezifikation - Einzelwert
Industriedaten, durch Teilerhebung gestützt

Auswertung

Die letzte Spalte der Abb. 5 zeigt, dass in den betrachteten Studien die Hälfte der bisher untersuchten Verpackungssysteme nur einmal untersucht worden ist. Für 59 verschiedene Packmittel wurde das Gewicht ermittelt, davon aber in 32 Fällen nur einmal. Nur vier dieser Datensätze sind jünger als 6 Jahre alt.

Besonders selten wurde Einweg-Glas untersucht. Die meisten Daten stammen hier aus der UBA II Studie (UBA 2000a).

Die farbliche Markierung in den Spalten der beiden Tabellen weist aus, ob diese Daten im Rahmen der Studie ermittelt wurden, von der Industrie oder den Autoren gesetzt wurden, oder aus einer älteren Studie übernommen wurden.

Die Häufigkeit der Untersuchung eines Packmittels sagt nichts aus über die Anzahl der Erhebungen. So wurde die 700 ml MW-Glas GDB-Flasche 7-mal in einer Ökobilanz berücksichtigt, aber immer mit dem gleichen Wert. Dies liegt daran, dass sich an der Spezifikation der Flasche kaum etwas geändert hat.

Das Interesse der Industrie, die Reduktion des Materialeinsatzes bei Einweg zu dokumentieren, zeigt sich v. a. bei der PET-SK-Flasche. Sie wurde 6-mal untersucht mit 4 verschiedenen Gewichten.

Die Gewichte sind in keinem Fall das Ergebnis repräsentativer Erhebungen. Die ist aber weniger ein Versäumnis der Studien, sondern methodisch kaum einlösbar.

In einigen Fällen wird von Vollerhebungen gesprochen, was aus unserer Sicht aber nicht richtig ist, da die Importe entsprechender Verpackungssysteme nicht erfasst werden (vgl. Industriedaten IFEU 2006).

Wurden die Daten seitens der Auftragnehmer oder der Industrie durch Teilerhebungen generiert, ist die Vorgehensweise oft unzureichend dokumentiert.

Aber auch die Verwendung von Einzelwerten aus der Industrie ist oftmals nicht ausreichend erläutert (vgl. Gewichte IFEU 2010c). Hier sollte dargestellt sein, ob es sich um Spezifikationsdaten handelt und welche Marktbedeutung diese aktuell haben.

Die Vorgehensweise zur Ermittlung der Gewichte der Kunststoffflaschen in den beiden IFEU Studien 2010a und 2010b deutet in die richtige Richtung. Eine höhere Transparenz würde man erzielen, wenn die Datenherkunft, die nur einen Marktausschnitt darstellt, in der Studie dokumentiert worden wäre.

In der Ermittlung der Daten für Getränkekarton-Verpackungen (IFEU 2004a, IFEU 2006a) wurden verschiedene Gestaltungsvarianten der drei wichtigen Hersteller berücksichtigt. Bleibt die Genese der Daten intransparent (weil z. B. die Hersteller ihre Informationen schützen wollen) sind Kontrollermittlungen notwendig.

Zielführend könnte daher sein, dass in vergleichenden Ökobilanzen das aktuelle Gewicht aller untersuchten Verpackungssysteme durch eine Stichprobe kontrolliert würde. Auch die Verwendung technischer Spezifikationsgewichte sollte mit einer Stichprobe hinsichtlich der Bandbreite der tatsächlichen Werte kontrolliert werden.

Die Erhebung sollte transparent und unabhängig vom Auftraggeber erfolgen, die Vorgehensweise und die Daten dokumentiert werden. Dies betrifft auch die Auswahl der Nebenpackmittel.

Grundsätzlich sollte bei der Gewichtsermittlung eine Genauigkeit von drei signifikanten Stellen ausreichen.

In der UBA 2000 Studie wurden die Gewichte der Verpackungssysteme differenziert für die einzelnen Bestandteile ermittelt.

Alle späteren Studien stellen die Packmittelgewichte im Detail transparent dar. Die Erhebung der Daten wurde aber nicht immer konsistent für alle Verpackungen durchgeführt, oftmals nur für Systeme, die im Fokus standen.

Die Gewichte sind in keinem Fall das Ergebnis repräsentativer Erhebungen. Die ist aber weniger ein Versäumnis der Studien, sondern methodisch kaum einlösbar. Umso wichtiger ist hier die transparente Dokumentation der Datenermittlung. Dies gilt besonders für Gewichte der Einwegbinde, die eine erhebliche Variationsbreite aufweisen können.

4.3.1.4 Produktfunktion (Funktionelle Einheit)

Bedeutung des Themas

Die funktionelle Einheit ist ein Kernelement jeder Ökobilanz und nach ISO 14040/44 klar abgegrenzt von der Angabe des Referenzflusses. Die funktionelle Einheit soll den quantifizierten Nutzen eines Produktes angeben. Wird im Falle der Getränkeverpackung die Funktion darin gesehen, ein definiertes Volumen (quantifizierter Nutzen), z. B. 1000 L, Getränk für KonsumentInnen bereit zu stellen, muss der Ort der Bereitstellung in der Definition genannt werden, da der Nutzen ohne Transporte nicht gegeben ist. Neben der Bereitstellung in Verpackungen sind auch andere Varianten zur Erbringung des Nutzens denkbar: Es könnte eine Pipeline vom Getränkehersteller an bestimmten Verkaufsstellen enden oder Tanks aufgestellt sein, wo die Kunden das Getränk selber zapfen. Zugegeben, das ist für Deutschland eine merkwürdige Vorstellung, zeigt allerdings, dass sehr unterschiedliche Produktsysteme zur Realisierung des quantifizierten Nutzens möglich sind. Vergleicht man die Bereitstellung von Stille Mineralwasser in Flaschen mit Wasser via Wasserwerk werden zwei reale Produktsysteme miteinander verglichen. In dem Fall ist in Deutschland der Ort der Bereitstellung der Haushalt. Da die Zielsetzung der Ökobilanzen in diesem F&E-Vorhaben von vorn herein eingeschränkt ist auf den Vergleich unterschiedlicher Verpackungs- und damit auch Distributionssysteme, wird oft die Funktion nicht sauber beschrieben, sondern mit dem Referenzfluss vermischt.

Unter Berücksichtigung der spezifizierten Zielsetzung von Ökobilanzen für Getränkeverpackungen ist die Funktion daher eher: Bereitstellung von 1000 L Getränk in handelsüblichen Gebinden am Ort der letzten Handelsstufe. Damit wäre klar, es geht nicht um die Bereitstellung des Getränks an sich.

Der nächste Schritt ist dann die Festlegung des Referenzflusses, d. h. die quantitative Beschreibung desjenigen Produktsystems (in physikalischen Einheiten, i. d. R. Masse oder Energie), welches den in der funktionellen Einheit quantifizierten Nutzen erbringt. Die Verpackungssysteme sind in den untersuchten Studien i. d. R. gut beschrieben und die Materialspezifikationen und Massen der Packmittelkomponenten tabellarisch übersichtlich dargestellt. Die Tabelle steht nie im Kapitel "Referenzfluss", vielmehr ist dort qualitativ beschrieben, was im Referenzfluss berücksichtigt wird. Ist ein Verweis auf die entsprechende Tabelle enthalten, ist die Transparenz gegeben.

Da im Wort „Bereitstellung“ die Distributionslogistik implizit enthalten ist, gehört dieser Aspekt zum Produktsystem dazu und müsste somit in der Beschreibung des Referenzflusses adressiert werden. Das ist in keiner Studie der Fall. Zur quantitativen Beschreibung des Produktsystems gehört allerdings die Angabe der transportierten Masse, d. h. eine Angabe, ob der Transport mit Füllgut (wenn ja mit welcher Dichte der Flüssigkeit) oder allein auf die Packmittelmasse alloziert berücksichtigt wird. Diese Angabe findet sich i. d. R. im Kapitel „Allokation“, sollte allerdings in der qualitativen Beschreibung des Referenzflusses enthalten sein. Ähnlich, wie der Verweis auf die Tabelle mit Material-

spezifikationen und Massen der Packmittelkomponenten könnte auf das Kapitel „Distribution“ verwiesen werden.

Erforderliche Angaben

- präzise Angabe der Funktion des untersuchten Produktsystems
- präzise Angabe des Referenzflusses, der sich aus der Funktion ableitet

Vergleich der Angaben

Abbildung 7: Übersicht funktionelle Einheit und Referenzfluss

| | UBA 1995a (UBA I) | IFEU 1999 (PETCYCLE) | IFEU 2000 (Deutsche 5GS) | UBA 2000a (Ba II Phase 1) | UBA 2002 UBA II Phase 2 | IFEU 2003 (PETCYCLE) | IFEU 2004a (FKN) | IFEU 2004b (PETCORE) | IFEU 2006a (FKN) | IFEU 2008 (GDB) | IFEU 2010a (IK PET) | IFEU 2010b (PETCYCLE) | IFEU 2010c (BCME) |
|---|----------------------|----------------------|--------------------------|---------------------------|-------------------------|----------------------|------------------|----------------------|------------------|-----------------|---------------------|-----------------------|-------------------|
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | 13 |
| Begriffe zur Beschreibung der fE | | | | | | | | | | | | | |
| Verpackungssystem | | | 3a | 4a | 5a | | | | | | | | |
| Verpackungsmenge | 1a | | | | | | | | | | | | |
| Verpackung | | 2a | 3a | | | 6a | 7a | 8a | 9a | | | | |
| Verpackung nicht genannt | | | | | | | | | | 10a | 11a | 12a | 13a |
| Nutzenkorb | | | | | | | | 8a | | | | | |
| 1000 L Getränk / Füllgut | 1a | 2a | 2a | 4a | 5a | 6a | 7a | 8a | 9a | 10a | 11a | 12a | 13a |
| Verpackung erforderlich zur Bereitstellung (ohne Spezifikation) | 1a | 2a | | | | 6a | 7a | 8a | | | | | |
| Bereitstellung für den Verbraucher | | | | 4a | 5a | | | | | | | | |
| Bereitstellungsort in Definition | NEIN | NEIN | JA | NEIN | NEIN | NEIN | NEIN | NEIN | JA | JA | JA | JA | JA |
| Bereitstellungsort anderwo spezifiziert | JA | JA | | JA | JA | JA | JA | JA | | | | | |
| Bereitstellung letzte Handelstufe | | 2a | | 4a | | | | | | | | | |
| Bereitstellung Handel | 1a | | | 4a | 5a | 6a | | | 9a | 10a | 11a | 12a | 13a |
| Bereitstellung Verkaufsort/"point of sale" | | | | | | | 7a | 8a | | 10a | 11a | 12a | 13a |
| Bereitstellung Schule | | | 3a | | | | | | | | | | |
| Referenzfluss | | | | | | | | | | | | | |
| Primärverpackung | 1b | 2b | 3b | 4b | 5b | 6b | 7b | 8b | 9b | 10b | 11b | 12b | 13b |
| Sekundärverpackung | 1b | 2b | 3b | 4b | 5b | 6b | 7b | 8b | 9b | 10b | 11b | 12b | 13b |
| Tertiärverpackung | 1b | 2b | 3b | 4b | 5b | 6b | 7b | 8b | 9b | 10b | 11b | 12b | 13b |
| Massen tabellarisch transparent | 1b | 2b | 3b | 4b | 5b | | 7b | 8b | 9b | 10b | 11b | 12b | 13b |
| Getränkemasse bei Transport (1 L = 1 kg?) | n.r. | n.r. | n.r. | n.r. | n.r. | n.r. | n.r. | ? | n.r. | ? | ? | ? | ? |
| | n.r.: nicht relevant | | | | | | | | | | | | |

gleich wie UBA 2000 (UBA II)

anderer Ausdruck als in UBA II

anders als UBA 2000 (UBA II)

Tabelle 15: Anmerkungen zur Abbildung Übersicht funktionelle Einheit und Referenzfluss

| | Zitate aus den entsprechenden Studien | Kommentar |
|----|--|--|
| 1a | „Als Vergleichsgröße dient die Verpackungsmenge, die zur Distribution von 1000 Litern Milch in 1-Liter-Gebinden bzw. 1000 Litern Bier in 0,5-Liter-Gebinden erforderlich ist.“ (S. B2) | <ul style="list-style-type: none"> – fE und Referenzfluss vermengt – Hier wird impliziert, dass die Distribution einen Endpunkt im Handel hat, ist aber nicht explizit klar gestellt. Aus den Tabellen in Anhang II geht hervor, dass der Handel gemeint ist. |
| 1b | Der Begriff "Referenzfluss" taucht in der Studie nicht auf. | In Anhang I "Beschreibung der Verpackungssysteme" werden die Massen der untersuchten Verpackungskomponenten tabellarisch dargestellt, was dem Referenzfluss entspricht. |
| 2a | „Als funktionelle Einheit wird die Verpackung definiert, die zur Bereitstellung von 1.000 l Getränk aus dem Bereich Mineralwasser und Limonaden in dem jeweiligen Bereich Sofortverzehr bzw. Vorratskauf benötigt wird.“ | <ul style="list-style-type: none"> – fE und Referenzfluss vermengt – Ort der Bereitstellung hier nicht genannt. Zu entnehmen als "letzte Handelsstufe" im Kapitel "4.6 Daten zur Distribution" |
| 2b | „Zu dem Referenzfluss eines Produktsystems gehört die Verpackung, also die eigentliche Getränkeverpackung aus Glas oder PET, die Etiketten und Kapseln sowie die Transportverpackungen (Kasten/Tray und Paletten), die für 1000 l Füllgut erforderlich sind.“ | Tabellarische Darstellung im Kapitel „3.3 Gesamtübersicht“ |
| 3a | „Als funktionelle Einheit wird die Verpackung definiert, die zur Bereitstellung von 1.000 l Fruchtsaftgetränk zur Verteilung an schulischen Einrichtungen bestimmt ist.“ | <ul style="list-style-type: none"> – fE und Referenzfluss vermengt. – Sinngemäß ist die Schule m.E. mit dem Einzelhandel vergleichbar. |
| 3b | „Zugehörig zu diesem Referenzfluss (1.000 l Fruchtsaftgetränk ohne CO ₂) ist nicht nur die Primärverpackung selbst – also der Capri-Sonne Standbodenbeutel 0,2 l oder die Glasflasche 0,2 l Mehrweg, sondern auch die für die jeweiligen Verpackungssysteme notwendigen Etiketten, Kapseln und die Transportverpackungen (Karton, Kasten, Tray, Schrumpffolie, Palette usw.).“ | <ul style="list-style-type: none"> – Hier werden die 1000 L Getränk als Referenzfluss bezeichnet. – Tabellarische Darstellung im Kapitel "2.3 Beschreibung der Produktsysteme" |
| 4a | "Als funktionelle Einheit wird das Verpackungssystem festgelegt, das zur Bereitstellung von 1000 l des jeweiligen Getränks für den Verbraucher erforderlich ist." | <ul style="list-style-type: none"> – fE und Referenzfluss vermengt. – Im Begriff "Verpackungssystem" wird implizit auf Sekundär- und Tertiärverpackungen hingewiesen. – Der Begriff "Bereitstellung" spezifiziert die Übergabestelle nicht. Wird im Folgenden |

| | Zitate aus den entsprechenden Studien | Kommentar |
|----|--|---|
| | | im Hauptbericht als "Handel" spezifiziert. Im Materialienband Bericht 6 als "letzte Handelsstufe" spezifiziert. Folgende Beispiele werden gegeben: Verbrauchermärkte, Getränkefachhandel, Lebensmitteleinzelhandel, Cash&Carry, Gastronomie. |
| 4b | Der Begriff "Referenzfluss" taucht in der Studie nicht auf. | Im Anhang 2 unter "Definition der Verpackungssysteme" werden die Massen der untersuchten Verpackungskomponenten des Verpackungssystems - was dem Referenzfluss entspricht - aufgeschlüsselt tabellarisch dargestellt. |
| 5a | "... wird als funktionelle Einheit das Verpackungssystem festgelegt, das für die Bereitstellung von 1000 l eines Getränkes für den Verbraucher erforderlich ist." | identisch mit UBA 2000 (4) |
| 5b | Der Begriff "Referenzfluss" taucht in der Studie nicht auf. | Im Kapitel 2.1.1.2 "Definition der Verpackungssysteme" werden die Massen der untersuchten Verpackungskomponenten des Verpackungssystems - was dem Referenzfluss entspricht - aufgeschlüsselt tabellarisch dargestellt. |
| 6a | „Als funktionelle Einheit wird analog zur UBA-Ökobilanz die Verpackung definiert, die zur Bereitstellung von 1.000 l Getränk aus dem Bereich Mineralwasser und Tafelwässer benötigt wird.“ (Verweis auf UBA 2000) | <ul style="list-style-type: none"> - fE und Referenzfluss vermengt. - Bereitstellung für Verbraucher nicht explizit benannt. - Übergabestelle in Definition nicht benannt, unter Systemgrenze wird auf UBA 2000 verwiesen. Später im Text und Abbildungen: "Handel". |
| 6b | „Zu dem Referenzfluss eines Produktsystems gehört die Verpackung, also die eigentliche Getränkeverpackung aus Glas oder PET, die Etiketten und Verschlüsse sowie die Transportverpackungen (Kasten/Tray und Paletten), die zum Befüllen und zur Auslieferung von 1000 l Füllgut erforderlich sind. Die genauen Mengen der Referenzflüsse sind aus den Flussdiagrammen im Anhang II ersichtlich.“ | <ul style="list-style-type: none"> - Die Basisdaten zum Referenzfluss sind teilweise unter "2 Untersuchte Verpackungssysteme und Szenarien" aufgeführt. - In den Flussdiagrammen bereits heruntergebrochen auf 1000 L. |
| 7a | „Als funktionelle Einheit wird analog zur UBA-Ökobilanz die Verpackung definiert, die zur Bereitstellung von 1.000 L Saft benötigt wird.“ (Zitiert wird UBA 2000) | <ul style="list-style-type: none"> - fE und Referenzfluss vermengt. - Bereitstellung für Verbraucher nicht explizit benannt. |

| | Zitate aus den entsprechenden Studien | Kommentar |
|----|---|--|
| | | <ul style="list-style-type: none"> – Übergabestelle in Definition nicht benannt, allerdings unter "Systemgrenzen" mit "point of sale" charakterisiert. |
| 7b | <p>„Zu dem Referenzfluss eines Produktsystems gehört die Verpackung, also die eigentliche Getränkeverpackung aus Glas oder Verbundkarton, die Etiketten und Verschlüsse sowie die Transportverpackungen (Kasten/Tray und Paletten), die zum Befüllen und zur Auslieferung von 1000 L Füllgut erforderlich sind. Die genauen Mengen der Referenzflüsse sind aus den Flussdiagrammen im Anhang III ersichtlich.“</p> | Die Basisinformationen zum Referenzfluss sind im Kapitel "2 Untersuchte Verpackungssysteme und Szenarien" aufgeführt. |
| 8a | <p>"Die funktionelle Einheit dieses Ausgangsnutzens wird als die Verpackung definiert, die zur Bereitstellung von 1.000 L Getränk aus dem Bereich Wasser und CO₂-haltige Erfrischungsgetränke in dem jeweiligen Segment Sofortverzehr bzw. Vorratskauf benötigt wird. Darüber hinaus besteht der Nutzenkorb der untersuchten Systeme aus den energetischen und stofflichen Sekundärprodukten aus der Verwertung der gebrauchten Verpackungen.“</p> | <ul style="list-style-type: none"> – Aufgrund Systemerweiterung Definition der fE über Nutzenkorb. – Keine Massentallokation beim Transport. – Definition fokussiert auf Verpackung. Die Verpackung wird als fE definiert; fE und Referenzfluss vermengt. |
| 8b | <p>„Zu dem Referenzfluss eines Produktsystems gehört damit zum einen die Menge und Art der Verpackung, die für 1000 L Füllgut erforderlich ist sowie die Menge und Art an Sekundärprodukten. Die genauen Mengen der Referenzflüsse sind in Kapitel 2 bei der Beschreibung der Produktsysteme ersichtlich.“</p> | Tabellarisch Darstellung im Kapitel "2 Untersuchte Verpackungssysteme und Szenarien" |
| 9a | <p>"Als funktionelle Einheit wird analog zur UBA-Ökobilanz die Verpackung definiert, die zur Bereitstellung von 1000 L Füllgut im Handel benötigt wird." (Zitiert wird UBA 2000)</p> | <ul style="list-style-type: none"> – fE und Referenzfluss vermengt |
| 9b | <p>"Zum Referenzfluss eines Produktsystems gehört die eigentliche Getränkeverpackung, also Verbundkarton bzw. PET-Flasche, die Etiketten und Verschlüsse sowie die Transportverpackungen (Wellpappe-Tray, Schrumpffolie und Paletten), die zum</p> | Tabellarische Darstellung im Kapitel 2.1.1 "Verpackungsspezifikationen Getränkekarton" |

| | Zitate aus den entsprechenden Studien | Kommentar |
|-----|--|---|
| | Befüllen und zur Auslieferung von 1000 L Füllgut erforderlich sind." | |
| 10a | "Als funktionelle Einheit wird analog zu den vorausgegangenen UBA-Ökobilanzen [UBA 2000], [UBA 2002] die Bereitstellung von 1000 L Füllgut im Handel (d. h. am Verkaufsort) definiert." | <ul style="list-style-type: none"> - Hier ist die fE klar vom Referenzfluss abgegrenzt. Wechsel aufgrund des Wegfalls der Massenallokation beim Transport? - Bereitstellungsort genannt. |
| 10b | "Zum Referenzfluss eines Produktsystems gehört die eigentliche Getränkeverpackung, also Glas- bzw. PET-Flasche, die Etiketten und Verschlüsse sowie die Transportverpackungen (Kästen für Mehrweg- und Stoffkreislaufgebände, Wellpappe-Trays und Schrumpffolie für Einweggebände, Paletten), die zum Befüllen und zur Auslieferung von 1000 L Füllgut erforderlich sind." | Tabellarische Darstellung im Kapitel „3 Untersuchte Verpackungssysteme und Szenarien“ |
| 11a | „Als funktionelle Einheit wird analog zu den vorausgegangenen UBA-Ökobilanzen [UBA 2000], [UBA 2002] die Bereitstellung von 1000 Liter Füllgut im Handel (d. h. am Verkaufsort) definiert.“ | <ul style="list-style-type: none"> - Hier ist die fE klar vom Referenzfluss abgegrenzt. - Bereitstellungsort genannt |
| 11b | „Zum Referenzfluss eines Produktsystems gehört die eigentliche Getränkeverpackung, also Glas- bzw. PET-Flasche, die Etiketten und Verschlüsse sowie die Transportverpackungen (Kästen für Mehrweg- und Stoffkreislaufgebände, Wellpappe-Trays und Schrumpffolie für Einweggebände, Paletten), die zum Befüllen und zur Auslieferung von 1000 L Füllgut erforderlich sind.“ | Tabellarische Darstellung im Kapitel "2.3 Beschreibung der untersuchten Verpackungssysteme/ Verpackungsspezifikationen" |
| 12a | „Als funktionelle Einheit wird analog zu den vorausgegangenen UBA-Ökobilanzen [UBA 2000], [UBA 2002] die Bereitstellung von 1000 Liter Füllgut im Handel (d. h. am Verkaufsort) definiert. | <ul style="list-style-type: none"> - Hier ist die fE klar vom Referenzfluss abgegrenzt. - Bereitstellungsort genannt. |
| 12b | „Zum Referenzfluss eines Produktsystems gehört die eigentliche Getränkeverpackung, also Glas- bzw. PET-Flasche, die Etiketten und Verschlüsse sowie die Transportverpackungen (Kästen für Mehrweg- und Stoffkreislaufgebände, Wellpappe-Trays und Schrumpffolie für Einweggebände, Paletten), die zum Befüllen und zur Auslieferung von | Tabellarische Darstellung im Kapitel "2.3 Beschreibung der untersuchten Verpackungssysteme/ Verpackungsspezifikationen" |

| | Zitate aus den entsprechenden Studien | Kommentar |
|-----|--|---|
| | 1000 L Füllgut erforderlich sind.“ | |
| 13a | „Als funktionelle Einheit wird die Bereitstellung von 1000 L Bier im Handel (d. h. am Verkaufsort) definiert.“ | <ul style="list-style-type: none"> – Hier ist die fE klar vom Referenzfluss abgegrenzt. – Bereitstellungsort genannt. |
| 13b | „Zum Referenzfluss eines Produktsystems gehört die eigentliche Getränkeverpackung, also Dose, Glas- bzw. PET-Flasche, die Etiketten und Verschlüsse sowie die Transportverpackungen (Kästen für Mehrwegflaschen, Wellpappe-Trays und Schrumpffolie für Einweggebilde, Paletten), die zum Befüllen und zur Auslieferung von 1000 L Bier erforderlich sind. Er ergibt sich spezifisch für jedes Verpackungssystem aus den jeweiligen Verpackungsspezifikationen (s. Kapitel 3).“ | Tabellarische Darstellung im Kapitel "3 Untersuchte Verpackungssysteme und Szenarien". |

Auswertung

Alle betrachteten Studien verwenden als quantifizierten Nutzen 1000 L Füllgut.

Bis IFEU 2006a wird in der Definition der funktionellen Einheit die Verpackung adressiert, was zu einer Vermengung von fE und Referenzfluss führt (9a im Anhang).

Ab IFEU 2008 wird die Verpackung bei der Definition der funktionellen Einheit nicht mehr genannt, die fE also nicht mehr mit dem Referenzfluss vermengt. Möglicherweise hängt das damit zusammen, dass ab dieser Studie die Massenallokation zwischen Verpackung und Füllgut beim Transport nicht mehr vorgenommen wurde (10a im Anhang).

In der Definition der funktionellen Einheit wird in allen Studien bis auf UBA 1995 die Formulierung „Bereitstellung“ verwendet. Nicht immer ist der Ort der Bereitstellung in der Definition genannt. Hier sollten in Arbeitspaket 2 klarere Vorgaben entwickelt werden.

Der Referenzfluss als Materialspezifikation und Massenquantifizierung der Packmittelkomponenten inkl. Palettenschema ist in fast allen Studien transparent enthalten. Nicht immer ist im Kapitel „Referenzfluss“ ein Verweis auf das entsprechende Kapitel enthalten.

Ein Hinweis auf die beim Transport berücksichtigte Masse fehlt in Kapitel „Referenzfluss“ in allen Studien, obwohl das Teilsystem „Distribution“ diese Masse als Referenzfluss nutzt.

Wird die in UBA 2000 gewählte funktionelle Einheit und der Referenzfluss als Maßstab verwendet, lässt sich Folgendes aus der Analyse ableiten:

- *Bezüglich der Behandlung von funktioneller Einheit und Referenzfluss haben sich keine grundsätzlichen Änderungen ergeben. Die Formulierungen sind ab IFEU 2008 präziser (vgl. 10a in Tabelle 17 im Anhang).*

- *Im Arbeitspaket 2 sollten klare Vorgaben zur Definition der funktionellen Einheit und zu den Angaben zum Referenzfluss erarbeitet werden. Diese Vorgaben müssen aus der Zielsetzung abgeleitet sein.*
- *In Arbeitspaket 2 muss gemeinsam mit dem UBA die Zielsetzung im aktuellen umweltpolitischen Kontext präzise formuliert werden.*

4.3.2 Auswertung hinsichtlich der Annahmen und Festlegungen der Modellierung

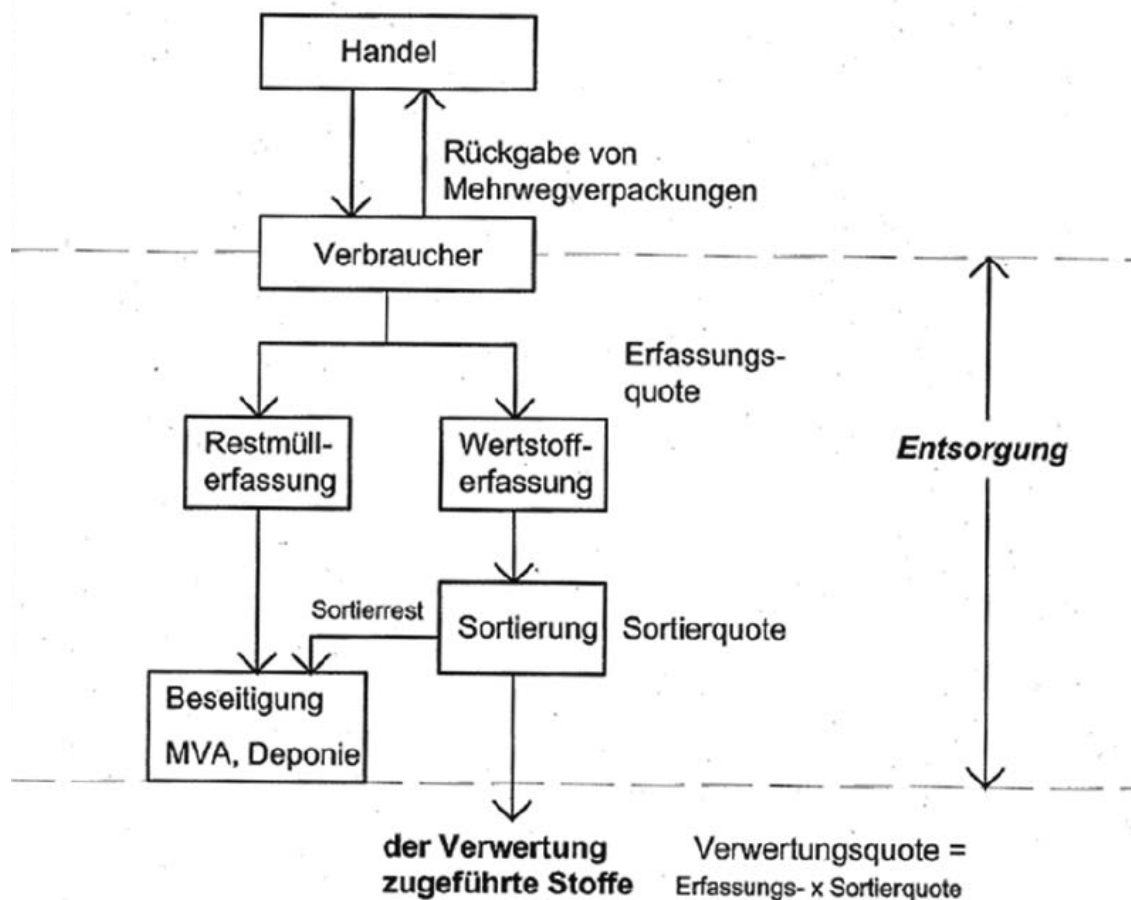
4.3.2.1 Annahmen zu den Entsorgungswegen

Bedeutung des Themas

Die Annahmen zu den Entsorgungswegen sind von grundlegender Bedeutung in der Ökobilanz der Verpackungssysteme. Tendenziell ist die Bedeutung der Entsorgung bei Einwegsystemen größer.

Zu unterscheiden sind die Begriffe Wertstofffassung und Restmüllfassung.

Abbildung 8: Stoffflüsse ab Verbraucher



© [UBA 2002]

Hinsichtlich der Verwertung sind die Wertstofffassungsquote (dies entspricht Sammelquote) sowie die Sortierquote zu unterscheiden:

- Die Sammel- oder Erfassungsquote beschreibt den Anteil der Verpackungen, die vom Konsumenten der vorgesehen Weiterverwertung zugeführt werden.
- Die Sortierquote beschreibt den Anteil der zur Verwertung erfassten Verpackungen, die der Verwertung zugeführt werden.

„Der Verwertung zuführen“ bedeutet, dass die Sortierfraktionen in eine Verwertungsanlage verbracht werden. Die Verwertungsquote ist somit das Produkt aus Erfassungs- und Sortierquote. Dies entspricht auch den Vorgaben der VerpackV zur Bestimmung der Verwertungsquoten von Packstoffen. Die offizielle Quotenbestimmung endet somit rechnerisch mit Verbuchung der Sortierfraktionen

am Eingang der Verwertungsanlagen. In der Ökobilanz ist der Stoffstrom jedoch weiter zu verfolgen. Menge und Art der Sekundärprodukte ergibt sich dabei aus der Verfahrenstechnik und Effizienz der jeweiligen Verwertungsanlagen. Die Sekundärprodukte können stofflicher oder energetischer Natur sein.

Die Erfassungsquote entspricht also in der Regel nicht der Verwertungsquote, da es im Rahmen der Abfallverwertung an verschiedenen Stellen zu Materialverlusten kommt (bspw. innerhalb der Sortieranlagen). Weiterhin entspricht die Verwertungsquote nicht zwingend der Recyclingquote, da neben der werkstofflichen Verwertung sowohl eine rohstoffliche Verwertung als auch eine energetische Verwertung möglich ist.

Der Anteil der nicht erfassten Verpackungen wird mit der Restmüllfraktion entsorgt. Prinzipiell gibt es drei Entsorgungsrouten für Restmüll in Deutschland, die Deponie, die Müllverbrennung und die mechanisch biologische Aufbereitung. Seit Umsetzung des Ablagerungsverbotes aus dem Jahr 2005 dürfen in Deutschland keine unbehandelten Abfälle mehr deponiert werden.

Die Thematik Littering und Entsorgung von Verpackungsabfällen auf nicht für die jeweilige Materialfraktion vorgesehenen Entsorgungsrouten ist in den Ökobilanzen in der Regel aus Praktikabilitätsgründen nicht berücksichtigt. Zum Littering liegen keine belastbaren Daten vor, die Problematik der „Falschentsorgung“ ist üblicherweise durch die der ökobilanziellen Modellierung zugrunde liegenden Daten der abfallwirtschaftlichen Berichterstattung in Form von Verwertungszuführungsquoten abgebildet. Die nicht sachgerecht entsorgten Mengenströme werden somit grundsätzlich in der Restabfallmenge subsumiert.

Die vorgesehene Weiterverwendung bei Mehrwegflaschen ist die Reinigung und Wiederbefüllung. Die Erfassungsquote entspricht nicht der Wiederbefüllrate, da Flaschen beim Abfüller aussortiert werden. Die Wiederbefüllrate lässt sich durch den Kehrwert der Umlaufzahl bestimmen.

Erforderliche Angaben

- Benennung der Erfassungssysteme
- Die verwendeten Erfassungsquoten aller untersuchten Produktsysteme
- Die Sortierquoten und Sortierfraktionen bezogen auf die zur Verwertung erfassten Verpackungsabfälle
- Benennung der wesentlichen Stoffflüsse innerhalb der zur Verwertung erfassten Verpackungsabfälle – besonders relevant bei Einwegverpackungen
- Benennung der Stoffflüsse innerhalb der Restmüllfraktion

Vergleich der Angaben

Die unten stehende Abbildung 9 gibt eine Übersicht über die in den unterschiedlichen Studien für die jeweiligen Verpackungssysteme festgelegten Erfassungsquoten (in Prozent) und die dabei zur Anwendung kommenden Erfassungssysteme (farblich hinterlegt). Die Abbildung 10 zeigt die Verteilung der unterschiedlichen Beseitigungsoptionen innerhalb der Restmüllfraktion.

Abbildung 9: Übersicht über die Erfassungssysteme und Erfassungsquoten

| Erfassungssystem/ Erfassungsquote | UBA 1995a (UBA I) | IFEU 1999 (PETCYCLE) | IFEU 2000 (Deutsche Sisag) | UBA 2000a (UBA II Phase 1) | UBA 2002 (UBA II Phase 2) | IFEU 2003 (PETCYCLE) | IFEU 2004a (PRN) | IFEU 2004b (PETCORE) | IFEU 2006 (PRN) | IFEU 2008 (GDB) | IFEU 2010a (K PET) | IFEU 2010b (PETCYCLE) | IFEU 2010c (RCME) |
|--------------------------------------|----------------------|------------------------------------|----------------------------------|--|--|-------------------------|---------------------|-------------------------|---------------------------------------|---------------------|-----------------------|--------------------------|----------------------|
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | 13 |
| Glas MW | 100% | <0,5L: 97,2% >0,5L: 99,5% | k.A. | <0,5L: 97,2%-98,6% >0,5L: 82%-99,5% | <0,5L: 97,2%-98,6% >0,5L: 96,1%-99,5% | 99% | 99% | 99% | - | 99% | 99% | 99% | 87,9% |
| Glas EW | k.A. | - | - | 80% | 85% | - | - | - | - | - | - | - | 87,9% |
| PET MW | - | <0,5L: 97,3% >0,5L: 99% | - | 99% | <0,5L: 97,2% >0,5L: 99% | - | - | - | - | 99% | 99% | 99% | - |
| PET EW | - | - | - | - | 74% | - | - | 79,7% 80% | <0,5L*: 64%-72,5% >0,5L: 80% | 90% Sens. 95% | 94% | 94% | 94% |
| PET SK | - | <0,5L: 70% >0,5L: 99% | - | - | 95% | 99% | - | - | - | 97% | 99% | 99% | - |
| Alu Dose | 41,2% | - | - | 75% | 86% | - | - | - | - | - | - | - | 96% |
| WB Dose | 41,2% | - | - | 76% | 90% | - | - | - | - | - | - | - | 96% |
| GVK | 80% | - | - | 58% | 64% | - | 65% | - | <0,5L*: 58%-65% >0,5L: 72,5% | - | - | - | - |
| Standbodenbeutel | - | - | k.A. | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Schlauchbeutel | k.A. | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |

Legende: Erfassungssysteme *Schätzung Autoren
 Mehrwegsystem
 Werstoffsammlung
 Altglassammlung
 Einwegpfandsammlung

© IFEU/ GVM/ INTEGRAHL

Abbildung 10: Übersicht über die Behandlungswege innerhalb der Restmüllfraktion

| | UBA 1995a (UBA I) | IFEU 1999 (PETCYCLE) | IFEU 2000 (Deutsche Sisag) | UBA 2000a (UBA II Phase 1) | UBA 2002 (UBA II Phase 2) | IFEU 2003 (PETCYCLE) | IFEU 2004a (PRN) | IFEU 2004b (PETCORE) | IFEU 2006 (PRN) | IFEU 2008 (GDB) | IFEU 2010a (K PET) | IFEU 2010b (PETCYCLE) | IFEU 2010c (RCME) |
|----------------|----------------------|-------------------------|----------------------------------|-------------------------------|------------------------------|-------------------------|---------------------|-------------------------|--------------------|--------------------|-----------------------|--------------------------|----------------------|
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | 13 |
| Anteil MVA | 28% | k.A. | k.A. | 36% | 36% | k.A. | 45% | 50% | 100% | 100% | 100% | 100% | 100% |
| Anteil MBA | 0% | k.A. | k.A. | in Deponie enthalten | in Deponie enthalten | k.A. | 0% | 0% | 0% | 0% | 0% | 0% | 0% |
| Anteil Deponie | 72% | k.A. | k.A. | 64% | 64% | k.A. | 55% | 50% | 0% | 0% | 0% | 0% | 0% |

© IFEU/ GVM/ INTEGRAHL

Auswertung

Generell ist die Dokumentation der Quoten in den Studien nicht einheitlich umgesetzt. Die Informationen sind teilweise nur in Form von Stoffflussbildern hinterlegt, so dass die Quoten aus den Materialflüssen rückgerechnet werden müssen.

Bei Einwegsystemen ist zudem nicht immer klar definiert, wie die Erfassungsquote ermittelt wurde bzw. ob die Erfassungsquote gleich der Verwertungsquote ist. Auch sind die Verwertungswege innerhalb der zur Verwertung erfassten Verpackungsabfälle in den Studien nicht konsistent dokumentiert und zum Teil nicht nachvollziehbar aufbereitet.

In allen Studien wurde jeweils für die untersuchten Verpackungen das zum damaligen Zeitpunkt real existierende Erfassungssystem abgebildet. Lediglich in IFEU 2004b wurde die durch das Einwegpfand abgelöste Wertstoffsammlung für PET Einwegflaschen als alternatives Erfassungssystem bi-

lanziert. In IFEU 2008 wurden verschiedene Erfassungsquoten für PET Einwegflaschen in Form von Sensitivitäten berechnet.

Hinsichtlich der Erfassungsquote von Mehrwegflaschen vollzieht sich ein methodischer Bruch zw. UBA 1995 und UBA II und den späteren Studien. Während in UBA 1995 die Verluste innerhalb des Mehrwegpools alle an einer Stelle berechnet wurden, wird seit UBA II zw. internen Verlusten beim Abfüllen/Flaschenreinigen und externen Verlusten beim Verbraucher differenziert. Die Erfassungsquote ist der Kehrwert der angenommen externen Verluste, der interne Verlust berechnet sich aus dem Kehrwert der Umlaufzahl abzüglich der externen Verluste. Außer in UBA II und UBA II/2 sind die internen Verlustquoten nicht dokumentiert.

Alle Studien nach UBA II arbeiten mit dem differenzierten Modell, lediglich bei IFEU 2000 wird aus der Dokumentation keine Erfassungsquote ersichtlich. Eine Besonderheit besteht bei IFEU 2010c. Hier sind die externen Verluste bei Glas MW mit einer gesamtdeutschen Glaserfassungsquote von 87,9 % bilanziert worden, die auch für die Erfassung der Glas EW Flaschen angenommen wird. Im Vergleich zu UBA II ist diese Erfassungsquote für Mehrwegflaschen sehr niedrig angesetzt, geringer ist nur die Erfassungsquote für 1,0L Glas Mehrwegflaschen für Wein (82 %). Für Glas Einweggebinde ist diese Erfassungsquote höher als in der UBA II Studie, folgt allerdings trotzdem deren methodischem Vorgehen (Erfassungsquote = Verwertungsquote) jedoch ist der Wechsel im Erfassungssystem zu berücksichtigen. In IFEU 2010c wurde die Erfassung via Einwegpfandrouten bilanziert. Im Vergleich mit den Erfassungsquoten anderer bepfandeter Einweggebinde erscheint der europäische Wert als zu gering.

Hinsichtlich der Entsorgungswege innerhalb der Restmüllfraktion bilden die Studien bis IFEU 2004b einen nahezu realistischen Entsorgungssplit ab, seit IFEU 2006 werden Abfälle nur noch via MVA entsorgt, mögliche Restverfüllungen auf Deponien oder Ablagerungen nach mechanisch biologischer Behandlung werden nicht berücksichtigt. Diese Festlegung wird in den Studien allerdings auch als getroffene Annahme aufgrund fehlender öffentlich verfügbarer Informationen dokumentiert.

Generell lässt sich festhalten:

- *Die Erfassungsquoten der Mehrwegsysteme sind in den späteren Studien mit Ausnahme von IFEU 2010c methodisch konsistent zu UBA II abgeleitet.*
- *Die Erfassungssysteme für Einweggebinde haben sich mit Einführung der Pfandpflicht verändert (außer GVK). Diese Veränderungen werden in den Studien abgebildet und haben natürlich auch Einfluss auf die Erfassungsquoten. Die Bilanzierung des realen Status Quo entspricht dabei aber dem Vorgehen der UBA II Studie. Lediglich IFEU 2010c ist in der Ableitung der externen Verlustquote für Glas Mehrweg nicht konsistent zu UBA II. Auch die Verwendung einer allgemeinen Glas-Recyclingquote als Erfassungsquote für bepfandetes Glas Einweg ist kritisch zu hinterfragen.*
- *Die Recyclingwege der Einweggetränkeverpackungen sind nicht immer dokumentiert. Besonders die Studien die Gebinde seit Einführung des Einwegpfandes betrachten stellen die Stoffströme innerhalb der Verwertung oft nur unzureichend dar. Von daher kann die Konsistenz zu UBA II an dieser Stelle nicht abschließend bewertet werden.*
- *Die Bilanzierung der Beseitigung der Restmüllfraktion folgt in allen Studien methodisch dem Vorgehen in der UBA II Studie bei Fortschreibung des realen bzw. rechtskonformen Entsorgungssplits.*

Die Ableitung der Entsorgungswege sind in den späteren Studien mit Ausnahme von IFEU 2010c methodisch konsistent zur UBA II umgesetzt. Lediglich die Dokumentation der für die Berechnung angesetzten Quoten ist teilweise unzureichend. Da jedoch in jeder Studie ein Stoffflussbild für die untersuch-

ten Verpackungssysteme existiert sind die Hauptverwertungswege der Primärverpackung nachvollziehbar. Somit ist die Aussagekraft der Studien im Vergleich mit UBA II nicht geschmälert. Lediglich die Ergebnisse der Glas Einwegflaschen aus IFEU 2010c sind kritisch zu würdigen.

Als Anforderung an zukünftige Verpackungsökobilanzen ließe sich an dieser Stelle bereits die Anforderung nach einem vereinheitlichten Vorgehen bei der Dokumentation der Entsorgungswege formulieren.

4.3.2.2 Umlaufzahlen von Mehrwegsystemen; betrifft Flaschen und Kästen

Bedeutung des Themas

Die direkte Messung der Umlaufzahl eines Verpackungstypus ist empirisch nicht möglich, da die Verpackungsmengen im Markt nicht kontrolliert werden können.

Für die empirische Ermittlung von Umlaufzahlen wird daher auf indirekte Erhebungsmethoden („Produktionsrechnung“, „Bestandsrechnung“,) zurückgegriffen, die aber den Nachteil haben, dass in fluktuierenden Märkten umfangreiche Korrekturrechnungen notwendig sind.

Auch empirisch gestützte Umlaufzahlen sind nur als eine grobe Annäherung an die Wirklichkeit zu interpretieren. Sie haben jedoch den Vorteil, dass markt- und technikbedingte Unterschiede verschiedener Mehrwegsysteme begründet dokumentiert werden können.

Als Alternative wird häufig auf Schätzungen der Umlaufzahlen durch die Autoren, die Auftraggeber oder aus den Reihen der Industrie zurückgegriffen, wobei gelegentlich die Sensitivität der Ergebnisse in Bezug auf die Basisdaten durch weitere Szenarien überprüft wird.

Erforderliche Angaben

- Umlaufzahl für alle Mehrweggebinde (also auch Kästen und Paletten)
- Eindeutige Herkunft der Daten (Quelle)
- Art der Erhebung der Daten (Methode)
- Genaue und transparente Abgrenzung der einbezogenen Gebinde

Vergleich der Angaben

Die nachfolgenden Tabellen zeigen die Umlaufzahlen, die für die verschiedenen Flaschensysteme und Kastensysteme in den Ökobilanzen verwendet worden sind.

Die farbliche Markierung weist aus, ob diese Daten im Rahmen der Studie ermittelt wurden, von der Industrie oder den Autoren gesetzt wurden, oder aus einer älteren Studie übernommen wurden.

Abbildung 11: Übersicht der Umlaufzahlen von Mehrweg-Flaschen in Ökobilanzen

| Material | Füllgut | Marktsegment | Füllgröße | Spezifikation | UBA 1995a (UBA I) | IFEU 1999 (PETCYCLE) | IFEU 2000 (Deutsche Sis) | UBA 2000a (Deutsche Phase I) | UBA 2002 UBA II | IFEU 2003 UBA II Phase | IFEU 2003 (PETCYCLE) | IFEU 2004a (FKV) | IFEU 2004b (PETCORE) | IFEU 2006 a (FKV) | IFEU 2008 (GDB) | IFEU 2010a (IK-PET) | IFEU 2010b (PETCYCLE) | IFEU 2010c (BCME) | | |
|----------|---------|---------------|-------------|---------------|-------------------|----------------------|--------------------------|------------------------------|-----------------|------------------------|----------------------|------------------|----------------------|-------------------|-----------------|---------------------|-----------------------|-------------------|----|--|
| | | | | | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | 13 | | | |
| Glas | AFG | Sofortverzehr | 0,200 | VdF | | | 45 | | | | 25 | | | | | | | | | |
| | | | 0,250 | Vichy | | | | 29 | | | | | | | | | | | | |
| | | | 0,330 | Coca-Cola | | 21 | | 21 | | | | | | | | | | | | |
| | | | 0,330 | | | | | | | | | | 25 | | | | | | | |
| | | | 0,500 | Gastro | | 21 | | | 21 | | | | 21 | | | 21 | | | | |
| | | | Vorratskauf | 0,700 | GDB | | 50 | | 50 | | 50 | | 50 | 50 | | 40 | 40 | 40 | | |
| | | | | 0,700 | VdF-EH | | | | 17 | | | | | | | | | | | |
| | | | | 0,750 | GDB | | | | 40 | | | | | | | | 40 | | | |
| | | | | 0,750 | VdF-WH | | | | 36 | | | | | | | | | | | |
| | | | | 1,000 | VdF-EH | | | | 37 | | | | 37 | | | | | | | |
| | | | | 1,000 | Eurojuice | | | | 23 | | | | | | | | | | | |
| | | | | 1,000 | Leichtglas | | 50 | | | 50 | | | | | | | | | | |
| | | | Bier | 0,500 | NRW | | 50 | | | | | | | | | | | | 25 | |
| | | | Wein | 1,000 | Schlegel | | | | 5 | | | | | | | | | | | |
| | Milch | 1,000 | Weithals | | 25 | | | | | | | | | | | | | | | |
| PET | AFG | Sofortverzehr | 0,500 | GDB | | | | | 15 | | | | | 15 | | | | | | |
| | | | 0,500 | | | 15 | | | | | | | | | | | | | | |
| | | Vorratskauf | 0,750 | GDB | | | | | | | | | | | 15 | 15 | | | | |
| | | | 1,000 | Individual | | | | | | | | | | | 12 | | | | | |
| | | | 1,000 | GDB | | 14 | | 14 | | | | | | 15 | 15 | 15 | | | | |
| | | | 1,500 | GDB | | | | | | | | | | | 15 | | | | | |
| | | | 1,500 | Coca-Cola | | 16 | | 16 | | | | | | | | | | | | |

Festlegung Autoren
Festlegung Industrie, Auftraggeber
durch Marktdaten gestützte Ableitung
Literaturdaten, Studien

© IFEU/ GVM/ INTEGRAHL

Abbildung 12: Übersicht der Umlaufzahlen von Mehrweg-Kästen in Ökobilanzen

| für Flaschen aus | Füllgut | Marktsegment | Füllgröße | Spezifikation | UBA 1995a (UBA I) | IFEU 1999 (PETCYCLE) | IFEU 2000 (Deutsche SIS) | UBA 2000a (Deutsche Phase 1) | UBA 2002 UBA II Phase 2 | IFEU 2003 (PETCYCLE) | IFEU 2004a (FKN) | IFEU 2004b (PETCORE) | IFEU 2006 a (FKN) | IFEU 2008 (GDB) | IFEU 2010a (IK PET) | IFEU 2010b (PETCYCLE) | IFEU 2010c (BCME) | | | |
|------------------|-------------|---------------|-----------|---------------|-------------------|----------------------|--------------------------|------------------------------|-------------------------|----------------------|------------------|----------------------|-------------------|-----------------|---------------------|-----------------------|-------------------|--|--|-----|
| | | | | | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | 13 | | | |
| Glas-MW | AFG | Sofortverzehr | 0,200 | VdF | | | 29 | | | | | | | | | | | | | |
| | | | 0,250 | Vichy | | | | 41 | | | | | | | | | | | | |
| | | | 0,330 | Coca-Cola | | 67 | | 67 | | | | | | | | | | | | |
| | | | 0,330 | | | | | | | | | | 50 | | | | | | | |
| | | | 0,500 | Gastro | | 67 | | | | 67 | | | 50 | | | | 50 | | | |
| | | Vorratskauf | 0,700 | GDB | | 100 | | | 100 | | 100 | | 50 | | 150 | 120 | 120 | | | |
| | | | 0,700 | VdF-EH | | | | | 29 | | | | | | | | | | | |
| | | | 0,750 | GDB | | | | | 62 | | | | | | | 120 | | | | |
| | | | 0,750 | VdF-WH | | | | | 29 | | | | | | | | | | | |
| | | | 1,000 | VdF-EH | | | | | 29 | | | | | k.A. | | | | | | |
| | | | 1,000 | Eurojuice | | | | | 29 | | | | | | | | | | | |
| | | | 1,000 | Leichtglas | | 50 | | | | | 100 | | | | | | | | | |
| | | | 0,500 | NRW | | 120 | | | | | | | | | | | | | | k.a |
| | | Wein | 1,000 | Schlegel | | | | | 23 | | | | | | | | | | | |
| Milch | 1,000 | Weithals | | 75 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| PET-MW | AFG | Sofortverzehr | 0,500 | GDB | | | | | 50 | | | | | 120 | | | | | | |
| | | | 0,500 | | | | 27 | | | | | | | | | | | | | |
| | | Vorratskauf | 0,750 | GDB | | | | | | | | | | | 120 | 120 | | | | |
| | | | 1,000 | GDB/ind. | | 27 | | | 27 | | | | | | 100 | 120 | 120 | | | |
| | | | 1,500 | GDB | | | | | | | | | | | | 120 | | | | |
| | | | 1,500 | Coca-Cola | | | | | 27 | | | | | | | | | | | |
| PET-SK | AFG | Sofortverzehr | 0,330 | Tray | | | 50 | | | | | | | | | | | | | |
| | | | 0,500 | Tray | | | 50 | | | | | | | | | | | | | |
| | | Vorratskauf | 1,000 | | | | 50 | | | 50 | k.A. | | | | 100 | 120 | 120 | | | |
| | | | 1,500 | | | | 50 | | | 50 | k.A. | | | | | 120 | 120 | | | |
| Schlauchbeute | Vorratskauf | 1,000 | | | 25 | | | | | | | | | | | | | | | |

Festlegung Autoren
Festlegung Industrie, Auftraggeber
durch Marktdaten gestützte Ableitung
Literaturdaten, Studien

© IFEU/ GVM/ INTEGRAHL

Auswertung

Flaschen

Bisher wurden die Umlaufzahlen nur in den beiden UBA Studien empirisch gestützt geschätzt. Alle anderen Studien basieren auf Festlegungen der Autoren oder der Industrie.

Die Herleitung der Umlaufzahlen ist nur im Falle von UBA II (UBA 2000a) dokumentiert. In den anderen Studien fehlt eine transparente Dokumentation.

Werden festgelegte Umlaufzahlen oder Literaturdaten zu Grunde gelegt, fehlt in der Regel eine Erörterung, ob diese Vorgehensweise vor dem Hintergrund der aktuellen Märkte angemessen ist bzw. der Markt angemessen abgebildet wird.

Eher eine Ausnahme sind Hinweise wie in IFEU 2010a, dass die Umlaufzahl 15 für MW-PET 1,5 l als „überschätzt gelten“ und nur als „technisch mögliches Mittel anzunehmen“ [IFEU 2010a, S. 41] ist.

Ähnlich wird in der Bierstudie IFEU 2010c die Verwendung der reduzierten Umlaufzahl zumindest qualitativ aus den geänderten Marktbedingungen begründet.

Individualflaschen werden in den Ökobilanzen kaum berücksichtigt. Da sie vermutlich andere Umlaufzahlen als Poolflaschen aufweisen, können die Ergebnisse der Ökobilanzen nur mit Einschränkungen auf sie übertragen werden.

Die Umlaufzahl sollte die durchschnittliche Lebensdauer eines Mehrwegsystems zu einem bestimmten Zeitpunkt repräsentieren. Dabei spielen die aktuellen Marktverhältnisse eine große Rolle. Einflüsse wie eine veränderte Nachfrage nach Mehrweg-Flaschen, größere Distributionsentfernungen, Diversifizierung und Individualisierung der Verpackungssysteme sind somit zu berücksichtigen.

Kästen

Die Dokumentation der Datenherkunft der Umlaufzahlen für Mehrwegkästen ist in den meisten Studien sehr spärlich.

In IFEU 2003, IFEU 2004a und IFEU 2010c sind nicht einmal die Umlaufzahlen der Flaschenkästen ausgewiesen. Dies ist sicherlich unzureichend.

Die Ursache der mangelhaften Dokumentation ist möglicherweise, dass viele Umlaufzahlen vor dem Hintergrund des eher geringen Einflusses auf das Gesamtergebnis entweder von den Autoren oder aus dem Kreis der Industrie festgelegt wurden.

Paletten

Die Dokumentation zu Umlaufzahlen für Paletten ist in den meisten Studien sehr spärlich, in einigen ist sie nicht einmal ausgewiesen.

In den Studien UBA 1995, UBA 2000a IFEU 2004b wurde von 50 Umläufen ausgegangen. Bei späteren Ökobilanzen ist dies nicht immer nachvollziehbar.

Ab IFEU 2008 wurde die Euro-Palette nur noch mit 25 Umläufen gerechnet, die Brunnenpalette wie bisher.

In IFEU 2010a wird zusätzlich für den Sofortverzehr die Düsseldorfer Halbpalette mit 10 Umläufen eingeführt.

Die Vorgehensweise zur Erhebung der Umlaufzahlen wurde in der UBA-Studie umfassend dokumentiert. Neben der Datenbasis ist dort auch die Berechnungsmethode erläutert. Eine weitere Stärke liegt in der differenzierten Betrachtung einer Vielzahl von Mehrweg-Packmitteln.

Beides findet sich in den späteren Studien in der Regel nicht wieder. Dies liegt zum einen an der reduzierten Betrachtung von Mehrweg (meist GDB-Systeme). In jedem Fall ist die Ableitung der Umlaufzahlen für Flaschen wenig transparent. Für Kästen wurden Festlegungen getroffen, die sich von den empirisch gestützten Daten der UBA 2000 erheblich unterscheiden.

Die Aussagekraft der Studien wird negativ beeinflusst, da die Dokumentation und die zugrunde gelegten Umlaufzahlen für eine kritische Überprüfung nur bedingt geeignet sind. Dagegen kann die Frage, ob die Daten zum Ermittlungszeitpunkt den Markt richtig abgebildet haben, im Rahmen dieser Ausführungen ohne zusätzliche Marktanalysen nicht beantwortet werden.

4.3.2.3 Distributionsstruktur

Bedeutung des Themas

Die Distributionsparameter haben einen gravierenden Einfluss auf die Ergebnisse von Getränkeökobilanzen. Daher sind an die Ermittlung der Daten hohe Anforderungen zu stellen.

Neben den Prozessdaten des Transportes (welches Transportmittel) spielt dabei die Transportentfernung eine herausragende Rolle.

Der Wandel der Märkte beeinflusst die Distributionsentfernung. Die Konzentration des Absatzes auf weniger Anbieter und die räumliche Ausdehnung der Märkte lässt ein Anwachsen vermuten. Packmittelspezifisch muss dies noch lange nicht gelten. Notwendig sind hier aber empirisch gesicherte repräsentative Daten.

Dazu gehört auch eine transparente Darstellung wie die Daten gewonnen wurden. Dazu gehört die Frage, an welcher Stelle sind Daten geschätzt worden, welche Entfernungen wurden gemessen.

In einigen Getränkebereichen spielt der Import von Getränken eine gewichtige Rolle. Hervorzuheben ist die Bedeutung bei Wein, aber auch bei Mineralwasser ohne CO₂ werden 36 % des Getränkevolumens importiert. Somit stellt sich die Frage, ob und wie Importe in der Entfernungsberechnung berücksichtigt wurden. So könnte der Transport ab Grenze erfasst werden (vgl. UBA 2000, Materialband) oder aber die gesamte Entfernung vom ausländischen Abfüller.

Erforderliche Angaben

- Entfernung Hintransport (Last)
- Entfernung Rücktransport (Leer)
- Bei Differenzierung Anteile der Distributionsstufen und –wege
- Angaben zur Datenerhebung und zur Datenqualität

Vergleich der Angaben

Die Daten weisen die Distributionsentfernung Hin- und Rücktransport in Summe aus. Dort wo über Distributionsstufen gerechnet worden ist, sind die Daten unter Berücksichtigung der Anteile für die einzelnen Distributionswegen berechnet worden.

Abbildung 13: Distributionsentfernungen in Ökobilanzen (km)

| Füllgut | Markkategorie | MW / EW | Transport | Distributionsentfernungen (km) | | | | | | | | | | | | |
|---|---------------|---------|-----------|--------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|------------------------------|---------------------|-------------------------|--------------------|--------------------|------------------------|--------------------------|------------------------|---------|--|
| | | | | 1 | 3 | 4 | 5 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | 13 | | |
| | | | | UBA 1995a (UBA I) | IFEU 2000 (Deutsche-Siegel) | IFEU 2006a (UBA II phase 1) | UBA 2002 (UBA II phase 2) | IFEU 2006a (FKN) | IFEU 2006b (PETCORE) | IFEU 2006 (FKN) | IFEU 2008 (GDB) | IFEU 2010a (IK PET) | IFEU 2010b (PETCYCLE) | IFEU 2010c** (BCME) | | |
| Bier | MW | HIN | 100 | | | | | | | | | | | 450/150 | | |
| | | RÜCK | 100 | | | | | | | | | | | 450/150 | | |
| | | SUMME | 200 | | | | | | | | | | | 900/300 | | |
| | EW | HIN | 250 | | | | | | | | | | | | 450/150 | |
| | | RÜCK | 250 | | | | | | | | | | | | 80/80 | |
| | | SUMME | 500 | | | | | | | | | | | | 530/230 | |
| Wein | MW | HIN | | | 515 | | | | | | | | | | | |
| | | RÜCK | | | 228 | | | | | | | | | | | |
| | | SUMME | | | 744 | | | | | | | | | | | |
| | EW | HIN | | | 515 | | | | | | | | | | | |
| | | RÜCK | | | 228 | | | | | | | | | | | |
| | | SUMME | | | 744 | | | | | | | | | | | |
| Wasser mit CO2 | Vorratskauf | MW | HIN | | 193 | 193 | | 122 | | 122 | 122 | 122 | 122 | | | |
| | | | RÜCK | | 179 | 179 | | 120 | | 122 | 122 | 122 | | | | |
| | | | SUMME | | 372 | 372 | | 242 | | 243 | 243 | 243 | | | | |
| | | EW | HIN | | 249 | 249 | | 324 | | 305 | 229 | 106* | | | | |
| | | | RÜCK | | 192 | 192 | | 180 | | 177 | 70 | 106* | | | | |
| | | | SUMME | | 441 | 441 | | 504 | | 482 | 299 | 212* | | | | |
| | Sofortverzehr | MW | HIN | | 232 | 232 | | 122 | | | 122 | | | | | |
| | | | RÜCK | | 206 | 206 | | 120 | | | 122 | | | | | |
| | | | SUMME | | 438 | 438 | | 242 | | | 243 | | | | | |
| | | EW | HIN | | 294 | 294 | | 324 | | | 228 | | | | | |
| | | | RÜCK | | 235 | 235 | | 180 | | | 66 | | | | | |
| | | | SUMME | | 528 | 528 | | 504 | | | 294 | | | | | |
| Wasser ohne CO2 | Vorratskauf | MW | HIN | | 193 | 193 | | 122 | | 122 | 122 | 122 | | | | |
| | | | RÜCK | | 179 | 179 | | 120 | | 122 | 122 | 122 | | | | |
| | | | SUMME | | 372 | 372 | | 242 | | 243 | 243 | 243 | | | | |
| | | EW | HIN | | 249 | 249 | | 324 | | | 248 | | | | | |
| | | | RÜCK | | 192 | 192 | | 180 | | | 76 | | | | | |
| | | | SUMME | | 441 | 441 | | 504 | | | 324 | | | | | |
| | Sofortverzehr | MW | HIN | | 232 | 232 | | 122 | | | 122 | | | | | |
| | | | RÜCK | | 206 | 206 | | 120 | | | 122 | | | | | |
| | | | SUMME | | 438 | 438 | | 242 | | | 243 | | | | | |
| | | EW | HIN | | 294 | 294 | | 324 | | | 209 | | | | | |
| | | | RÜCK | | 235 | 235 | | 180 | | | 62 | | | | | |
| | | | SUMME | | 528 | 528 | | 504 | | | 271 | | | | | |
| Erfrischungsgetränk mit CO2 | Vorratskauf | MW | HIN | | 183 | 183 | | 122 | | 122 | 122 | 122 | | | | |
| | | | RÜCK | | 169 | 169 | | 120 | | 122 | 122 | 122 | | | | |
| | | | SUMME | | 352 | 352 | | 242 | | 243 | 243 | 243 | | | | |
| | | EW | HIN | | 224 | 224 | | 324 | | 305 | 229 | 106* | | | | |
| | | | RÜCK | | 134 | 134 | | 180 | | 177 | 70 | 106* | | | | |
| | | | SUMME | | 358 | 358 | | 504 | | 482 | 299 | 212* | | | | |
| | Sofortverzehr | MW | HIN | | 266 | 266 | | 122 | | | 122 | | | | | |
| | | | RÜCK | | 250 | 250 | | 120 | | | 122 | | | | | |
| | | | SUMME | | 516 | 516 | | 242 | | | 243 | | | | | |
| | | EW | HIN | | 279 | 279 | | 324 | | | 228 | | | | | |
| | | | RÜCK | | 152 | 152 | | 180 | | | 66 | | | | | |
| | | | SUMME | | 431 | 431 | | 504 | | | 294 | | | | | |
| Getränke ohne CO2 | Vorratskauf | MW | HIN | | 294 | 294 | 294 | 122 | 294 | | | | | | | |
| | | | RÜCK | | 273 | 273 | 273 | 120 | 273 | | | | | | | |
| | | | SUMME | | 567 | 567 | 567 | 242 | 567 | | | | | | | |
| | | EW | HIN | | 347 | 347 | 347 | 324 | 347 | | | | | | | |
| | | | RÜCK | | 149 | 149 | 149 | 180 | 149 | | | | | | | |
| | | | SUMME | | 496 | 496 | 496 | 504 | 496 | | | | | | | |
| | Sofortverzehr | MW | HIN | | 294 | | 294 | | 294 | | | | | | | |
| | | | RÜCK | | 273 | | 273 | | 273 | | | | | | | |
| | | | SUMME | | 567 | | 567 | | 567 | | | | | | | |
| | | EW | HIN | | 315 | | 347 | | 347 | | | | | | | |
| | | | RÜCK | | 82 | | 149 | | 149 | | | | | | | |
| | | | SUMME | | 396 | | 496 | | 496 | | | | | | | |
| Frischmilch (IFEU 2006 auch Milchmisch) | MW | HIN | 100 | | | | | | | | | | 294 | | | |
| | | RÜCK | 100 | | | | | | | | | | 273 | | | |
| | | SUMME | 200 | | | | | | | | | | 567 | | | |
| | EW | HIN | 100 | | | | | | | | | | | 347 | | |
| | | RÜCK | 100 | | | | | | | | | | | 149 | | |
| | | SUMME | 200 | | | | | | | | | | | 496 | | |

* nur PET SK Flaschen in IFEU 2010b

** In der Studie werden die Szenarien mit 400 bzw. 100 km benannt. Diese Entfernung bezieht sich aber nur auf die 1. Distributionsstufe. Vgl. dort S. 55f

| Farbcode | Name des Distributionsmodells |
|----------|-------------------------------|
| Orange | UBA Distribution |
| Blau | Distribution Standbodenbeutel |
| Grün | PETCORE Distribution |
| Rot | GDB Distribution |
| Blau | IK PET EW Distribution |
| Grün | PETCYCLE Distribution |
| Blau | Ableitung/Schätzung |

| Datenquelle |
|--|
| Datenaufnahme im Rahmen von UBA 2000a |
| Datenfortschreibung im Rahmen von IFEU 2000, nur FSG ohne CO2 |
| Datenfortschreibung im Rahmen von IFEU 2008; nur Erfrisch.getr. o. CO2 |
| Datenfortschreibung nur MW und 2. Stufe EW im Rahmen von IFEU 2010b |
| Datenfortschreibung im Rahmen von IFEU 2010b |
| Datenfortschreibung im Rahmen von IFEU 2010b |

Auswertung

Transportentfernungen zu ermitteln ist ein aufwändiges Unterfangen.

Daher verzichteten einige Ökobilanzen auf eine differenzierte Erhebung (IFEU 2004a, IFEU 2006 auf Basis UBA 2000a; IFEU 2010a und 2010b in weiten Teilen auf Basis IFEU 2008).

Bei einigen Ökobilanzen wurden nur Teilentfernungen neu bestimmt, so z. B. bei IFEU 2008, wo für Einweg die Distributionsentfernung des Hinwegs aus der Studie IFEU 2004b übernommen, die Leerfahrt dagegen neu bestimmt wurde.

Die Daten für UBA 1995 wurden nicht empirisch bestimmt sondern sind im Begleitkreis abgestimmt worden.

Nur in der UBA 2000 wurden die Entfernungen differenziert nach den Getränkesegmenten, den Marktsegmenten Sofortverzehr und Vorratskauf und Einweg bzw. Mehrweg ermittelt. In der Erfassung wurde auch zwischen Stern- und Ringfahrten unterschieden. Diese Differenzierung taucht in späteren Ökobilanzen nicht mehr auf.

IFEU 2004b unterscheidet nur zwischen Einweg und Mehrweg, aber nicht zwischen Getränke- und Marktsegmenten.

IFEU 2008 betrachtet nur den Vorratskauf. Eine Differenzierung nach Getränkesegmenten erfolgt nicht, da Erfrischungsgetränke und Wasser jeweils mit CO₂ hier gemeinsam betrachtet wurden. Die Mehrwegdaten wurden bei GDB-Firmen erhoben.

Ähnlich wurde in IFEU 2010a und IFEU 2010b vorgegangen, nur dass hier die Auswertung um Wasser ohne CO₂ ergänzt wurde. Die Entfernungen wurden für Einwegverpackungen getrennt für Erfrischungsgetränke und Wasser mit CO₂ und Wasser ohne CO₂ und für alle Bereiche getrennt für Sofortverzehr und Vorratskauf ermittelt.

Die Daten der IFEU 2010c wurden auf Grund einer Marktbetrachtung geschätzt. Sie unterschieden nicht zwischen Einweg- und Mehrwegverpackungen. Der Vergleich der Verpackungssysteme wurde bei gleichen Entfernungen (mit zwei unterschiedlichen Szenarien) durchgeführt.

Mit Ausnahme der UBA 2000a (vgl. Materialsammlung) wurden die Datenerhebungen, wo sie durchgeführt wurden, nur rudimentär dokumentiert. Erhebung in der abfüllenden Industrie kann alles Mögliche bedeuten, angefangen von Schätzungen der Unternehmen bis hin zur differenzierten Tourenauswertung. Ebenso intransparent bleiben Stichprobengröße und Hochrechnungsbasis auf den Gesamtmarkt.

Zum Teil wurden die unterschiedlichen Größen der Unternehmen berücksichtigt (vgl. IFEU 2008). Unbeantwortet bleibt die Frage, wie die Standortverteilung der Unternehmen in den Erhebungen abgebildet wurde.

Importe werden nicht berücksichtigt. Eine Ausnahme bildet Wein in UBA 2000a: Hier wurde für ausländischen Flaschenwein die Entfernung ab Grenze berücksichtigt und ein Szenario mit einer Auslandstransportentfernung gerechnet.

Weiterhin bleibt bei den neueren Studien ungeklärt ob bei den Rücktransporten von Mehrweg auch die Entfernung zu Sortierzentren einbezogen worden ist.

Die Distributionsentfernung wurde in UBA II differenziert nach Packmitteln und teilweise auch nach Getränkesegmenten ermittelt.

In den späteren Studien wurde weniger differenziert vorgegangen.

Dies schränkt die Aussagekraft der Studien insofern ein, da die spezifischen Distributionsverhältnisse der Getränke- oder Marktsegmenten, für die ein Vergleich der Verpackungssysteme durchgeführt wurde, nicht mehr abgebildet werden.

Bei der Bierstudie IFEU 2010c wurden die Entfernungen für Einweg und Mehrweg gleichgesetzt. Auch diese Vorgehensweise ist nicht konsistent zur UBA Studie. Die Studie folgt aber einen anderem Vergleichsansatz: Wie unterschieden sich bei gleichen Distributionsentfernungen die Umweltauswirkungen.

Ein weiterer wichtiger Aspekt ist, dass die späteren Studien die Ableitung der Transportentfernungen nicht ausreichend dokumentieren. Damit sind die Ergebnisse kaum nachprüfbar. UBA 2000 ist in der Dokumentation hier sicher ein Maßstab, beantwortet aber zentrale Fragen (z. B. Art der Erhebung in den Unternehmen; geographische Repräsentativität der Standorte der abfüllenden Unternehmen) ebenfalls nicht.

4.3.3 Auswertung hinsichtlich der verwendeten Methoden

4.3.3.1 Systemgrenzen

Bedeutung des Themas

Zeitliche, geographische und technische Systemgrenze müssen entsprechend des Ziels der Studie definiert werden. Die Systemgrenzen charakterisieren diejenigen in die Analyse des Produktsystems einbezogenen Prozesse und sind daher für das Ergebnis entscheidend.

Geographische Systemgrenze: In diesem F&E-Vorhaben werden nur solche Studien untersucht, deren Ziel in der Bilanzierung von Getränkeverpackungssystemen in Deutschland bestand. Daher muss in allen ausgewählten Studien die geographische Systemgrenze Deutschland sein. Was das allerdings genau bedeutet muss spezifiziert werden, z. B. wie Im- und Exporte behandelt werden.

Zeitliche Systemgrenze: Die spezifischen Daten (Vordergrunddaten) sollten möglichst zeitnah erhoben worden sein. Die generischen Daten (Hintergrunddaten) sollten nicht zu alt sein. Eine generelle Regel gibt es hier nicht. Die zeitliche Systemgrenze kann für die Modellierung der Entsorgungsstruktur (EoL-Modellierung) von Bedeutung sein. Dieser Aspekt wird in Ökobilanzen derzeit i. d. R. nicht kritisch reflektiert, also auch in den hier untersuchten Studien nicht.

Technische Systemgrenze: Hier werden die Prozessstufen, die in die Modellierung des Systems einbezogen wurden grob umrissen. I. d. R. werden auch diejenigen Prozesse benannt, die grundsätzlich für eine Modellierung in Frage kommen könnten, die aber ausgeschlossen wurden. Ein Fließbild kann die verbale Information sinnvoll ergänzen.

Zur Charakterisierung der technischen Systemgrenze sind auch die Abschneidekriterien von Bedeutung. Daher wurden diesbezügliche Angaben in die Analyse aufgenommen.

Neben der Wahl der berücksichtigten Prozesse im Lebensweg eines Produktes ist auch die Allokationsmethode zur Charakterisierung der technischen Systemgrenze relevant: Wird keine Systemerweiterung vorgenommen, überschreiten Materialien in der EoL-Phase die Systemgrenze immer dann, wenn im open-loop eine stoffliche oder energetische Verwertung in einem anderen Produktsystem stattfindet (vgl. Kap. 4.3.3.2 „Allokation“).

Die genaue Analyse der Behandlung der Distribution ist in der Abb.16 zusammengestellt. In Abb. 14 ist nur vermerkt, ob die Distribution innerhalb der Systemgrenze liegt.

Erforderliche Angaben

- präzise Angaben zur geographischen, zeitlichen und technischen Systemgrenze

- Definition der Abschneidekriterien

Vergleich der Angaben

Abbildung 14: Übersicht Systemgrenzen

| | UBA 1993 ^a (UBA I) | IFEU 1999 (PETCYCLE) | IFEU 2000 (Deutsche-SSS) | UBA 2000a (UBA II Phase 1) | UBA 2002 (UBA II Phase 2) | IFEU 2003 (PETCYCLE) | IFEU 2004a (FKN) | IFEU 2004b (PETCORE) | IFEU 2006 a (FKN) | IFEU 2008 (GDB) | IFEU 2010a (UK PET) | IFEU 2010b (PETCYCLE) | IFEU 2010c (BCME) |
|---|-------------------------------|----------------------|--------------------------|----------------------------|---------------------------|----------------------|------------------|----------------------|-------------------|-----------------|---------------------|-----------------------|-------------------|
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | 13 |
| Geografische Systemgrenze | | | | | | | | | | | | | |
| Deutschland | | | | | | ** | | *** | | | | | |
| Getränke Import/Export berücksichtigt | k.A. | k.A. | k.A. | bei Wein | unklar | ** | k.A. | k.A. | nein | nein | nein | nein | nein |
| Zeitliche Systemgrenze | | | | | | | | | | | | | |
| Spezifikation Verpackungssystem | 1992/93 | 1998 | 1997/98 | 1996 | 2000/01 | 2003 | 2002 | 2002/03 | 2005 | 2006/7 | 2008/9 | 2008/09 | 2008/09 |
| Prozessdaten (i.d.R.) | <1992/93 | <1996 | <1996 | <1996 | <2005 | <2000/02 | <2002 | <2002/03 | <2002/05 | <2002/05 | <2004/09 | <2004/09 | <2005/08 |
| Technische Systemgrenze | | | | | | | | | | | | | |
| Technischer Standard (Zitate in Tab. 16) | 1a | 2a | 3a | 4a | 5a | 6a | 7a | 8a | 9a | 10a | 11a | 12a | 13a |
| cradle to grave | | | | | | ** | | | | | | | |
| Allokation (vgl. Abb. 15) | | | | | | | | | | | | | |
| Systemerweiterung | | | | | | | | | | | | | |
| Berücksichtigt | | | | | | | | | | | | | |
| Herstellung Getränkeverpackung | | | | | | ** | | | | | | | |
| Recycling/Entsorgung Getränkeverpackung | | | | | | ** | | | | | | | |
| Herstellung Sekundär-/Teriärverpackung | | | | | | ** | | | | | | | |
| Recycling/Entsorgung Sekund.- | | | | | | ** | | | | | | | |
| Herstellung Hilfs- /Betriebsstoffe | | | | | | | | | | | | | |
| Entsorgung Hilfs-/Betriebsstoffe | | | | | | | | | | | | | |
| Abfüllung | | | | | | ** | | | | | | | |
| Distribution | | | | | | ** | | | | | | | |
| Nicht berücksichtigt | | | | | | | | | | | | | |
| andere Abfälle zur Verwertung | ? | ? | ? | * | ? | ** | ? | ? | ? | ? | ? | ? | ? |
| Sekundärrohstoffe | ? | ? | ? | * | ? | ** | ? | ? | ? | ? | ? | ? | ? |
| diverse Hilfs- /und Betriebsstoffe | ? | ? | ? | * | ? | ** | ** | ? | ? | ? | ? | ? | ? |
| "Stoffe diverse" | ? | ? | ? | * | ? | ** | ** | ? | ? | ? | ? | ? | ? |
| Infrastruktur | ? | | | | | ** | | | | | | | |
| Herstellung Füllgut/Getränk | ? | | | | | ** | | | | | | | |
| Verbraucheraktivitäten | ? | | | | | ** | | | | | | | |
| Kühlprozesse | | | | | | | | | | | | | |
| Getränkeverluste | | | | | | | | | | | | | |
| Unfälle | | | | | | ** | | | | | | | |
| Abschneidekriterien (Zitate im Anhang) | 1b | 2b | 3b | 4b | 5b | **6b | 7b | 8b | 9b | 10b | 11b | 12b | 13b |
| 1% - 5% | | | | | | ** | | | | | | | |
| toxische Stoffe adressiert | | | | | | ** | | | | | | | |

gleich wie UBA 2000 (UBA II)
anders als UBA 2000 (UBA II)
unklar

- * Die genaue Charakterisierung der nicht berücksichtigten Datenkategorien ist im Bericht nicht hinreichend transparent dargestellt.
- ** In der Studie werden keine Angaben gemacht, es wird auf UBA 2000 verwiesen.
- *** Mitteleuropäisch, gilt auch für Deutschland
- ? Unklar im Bericht. Die Behandlung von Abfällen und Sekundärrohstoffen hängen auch mit dem Allokationsmodell zusammen (siehe Themenkarte "Allokation").

Tabelle 16: Anmerkungen zur Abbildung Übersicht funktionelle Systemgrenzen A

| | Zitat aus der entsprechenden Studie | Kommentar |
|-----|--|-----------------------|
| | Technischer Standard | |
| 1a | Keine übergeordnete Begrifflichkeit | |
| 2a | ... durchschnittlich deutsche Marktverhältnisse; Sensitivität: Best-Available Technologien (BAT) verschiedener Prozesse | nachvollziehbar |
| 3a | Als technischer Bezug wurde die Abbildung der Technologien gewählt, die den durchschnittlichen deutschen Marktverhältnissen entsprechen. | nachvollziehbar |
| 4a | mittlerer Stand der Technik | nicht näher definiert |
| 5a | Prognoseszenarien | |
| 6a | keine Angabe | Verweis auf UBA 2000 |
| 7a | mittlerer Stand der Prozesstechnik | nicht näher definiert |
| 8a | mittlerer Stand der Prozesstechnik | nicht näher definiert |
| 9a | mittlerer Stand der Prozesstechnik | nicht näher definiert |
| 10a | mittlerer Stand der Prozesstechnik | nicht näher definiert |
| 11a | mittlerer im Markt implementierter Stand der Prozeßtechnik | nachvollziehbar |
| 12a | mittlerer im Markt implementierter Stand der Prozeßtechnik | nachvollziehbar |
| 13a | mittlerer Stand der Prozesstechnik | nicht definiert |

Tabelle 17: Anmerkungen zur Abbildung Übersicht funktionelle Systemgrenzen B

| | Zitat aus der entsprechenden Studie | Kommentar |
|----|---|---|
| | Abschneidekriterien | |
| 1b | keine Angabe | |
| 2b | Ziel ist es, Inputmaterialien im Produktsystem zu berücksichtigen, wenn sie im jeweiligen Teilprozeß des Lebensweges mehr als 1 % der Masse des gewünschten Outputs in dem Prozess umfassen. Gleichzeitig sollte aber die Summe der vernachlässigten Stoffmengen bei einem Prozess nicht mehr als 5 % des Outputs betragen. | Diese Definition ist umsetzbar, weil sich das Massenkriterium 1 % allein auf die Inputmaterialien in einen Prozesses bezieht. |

| | Zitat aus der entsprechenden Studie | Kommentar |
|----|--|---|
| | Abschneidekriterien | |
| 3b | Als ein wichtiges Abschneidekriterium kann daher der Massenanteil herangezogen werden. Ziel der Modellierung ist es alle Stoff- und Energieströme abzubilden, die mehr als 1 % der Masse des gewünschten Outputstroms des gerade betrachteten Teilprozesses darstellen. Zugleich sollte aber die zu vernachlässigende Gesamtmenge des Outputs dieses Teilprozesses in Summe nicht mehr als 5 % betragen. | Absurd: Hier wird die Orientierung auf den Input aufgegeben und allgemein von "Stoff- und Energieströmen" gesprochen, was die Outputs implizit umfasst. |
| 4b | 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. | Absurd: Hier wird der Output explizit genannt: Der Bezug des Massenkriteriums 1 % auf den Output eines Prozesses ist nicht realistisch umsetzbar: Um die Outputmaterialien zu quantifizieren ist es erstmals erforderlich die Module auch zu berechnen. Erst dann kann entschieden werden, ob etwas abgeschnitten werden kann. Da die Berechnung dann aber schon durchgeführt wurde ist der Sinn der Abschneidekriterien konterkariert. Diese sollen ja eigentlich dazu dienen, das System in vertretbarem Rahmen zu vereinfachen. Die Problematik wird in der Studie diskutiert. Toxische Stoffe werden adressiert. |
| 5b | 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 Energieintensität und auf umwelt- und gesundheitsgefährdendes Potential durchgeführt. | Absurd: wie UBA 2000 (4b) |
| 6b | keine Angabe | Verweis auf UBA 2000 |
| 7b | Das Ziel ist es, Inputmaterialien in Produktsystemen zu berücksichtigen, wenn sie im jeweiligen Teilprozess des Lebensweges mehr als 1 % der Masse des gewünschten Outputs in dem Prozess umfassen. Gleichzeitig sollte aber die Sum- | Diese Definition ist umsetzbar, weil sich das Massenkriterium 1 % allein auf die Inputmaterialien in einen Prozesses bezieht. |

| | Zitat aus der entsprechenden Studie | Kommentar |
|-----|---|---|
| | Abschneidekriterien | |
| | me der vernachlässigten Stoffmengen bei einem Prozess nicht mehr als 5 % des Outputs betragen. | |
| 8b | Das Ziel ist es, Inputmaterialien in Produktsystemen zu berücksichtigen, wenn sie im jeweiligen Teilprozess des Lebensweges mehr als 1 % der Masse (Abschneidekriterium) des gewünschten Outputs in dem Prozess umfassen. Gleichzeitig sollte aber die Summe der vernachlässigten Stoffmengen bei einem Prozess nicht mehr als 5 % des Outputs betragen. | Diese Definition ist umsetzbar, weil sich das Massenkriterium 1 % allein auf die Inputmaterialien in einen Prozesses bezieht. |
| 9b | Das Ziel ist es, Inputmaterialien in Produktsystemen zu berücksichtigen, wenn sie im jeweiligen Teilprozess des Lebensweges mehr als 1 % der Masse des gewünschten Outputs in dem Prozess umfassen. Gleichzeitig sollte aber die Summe der vernachlässigten Stoffmengen bei einem Prozess nicht mehr als 5 % des Outputs betragen. | Diese Definition ist umsetzbar, weil sich das Massenkriterium 1 % allein auf die Inputmaterialien in einen Prozesses bezieht. |
| 10b | Das Ziel ist es, Inputmaterialien in Produktsystemen zu berücksichtigen, wenn sie im jeweiligen Teilprozess des Lebensweges mehr als 1 % der Masse des Outputs in dem Prozess umfassen. Gleichzeitig sollte aber die Summe der vernachlässigten Stoffmengen bei einem Prozess nicht mehr als 5 % des Outputs betragen. Das Abschneidekriterium wird ebenfalls nicht auf umweltintensive aber nicht massenrelevanter Prozesse angewendet. Das heißt, Stoffflüsse die bekannte toxische Substanzen enthalten werden auch dann nicht vernachlässigt, wenn sie weniger als 1 % der Masse darstellen. Die Einschätzung der Umweltrelevanz der Materialströme basiert auf Expertenmeinung. | Diese Definition ist umsetzbar, weil sich das Massenkriterium 1 % allein auf die Inputmaterialien in einen Prozesses bezieht. Toxische Stoffe werden adressiert. |
| 11b | Das Ziel ist es, Inputmaterialien in Produktsystemen zu berücksichtigen, wenn sie im jeweiligen Teilprozess des Lebensweges mehr als 1 % der Masse des Outputs in dem Prozess umfassen. Gleichzeitig sollte aber die Summe der vernachlässigten Stoffmengen bei einem Prozess nicht mehr als 5 % des Outputs betragen. Alle Energieflüsse werden möglichst vollständig berücksichtigt. Stoffflüsse, die bekannte toxische Sub- | Diese Definition ist umsetzbar, weil sich das Massenkriterium 1 % allein auf die Inputmaterialien in einen Prozesses bezieht. Toxische Stoffe werden adressiert. |

| | Zitat aus der entsprechenden Studie | Kommentar |
|-----|--|---|
| | Abschneidekriterien | |
| | stanzen enthalten werden auch dann nicht vernachlässigt, wenn sie weniger als 1 % der Masse darstellen. | |
| 12b | Das Ziel ist es, Inputmaterialien in Produktsystemen zu berücksichtigen, wenn sie im jeweiligen Teilprozess des Lebensweges mehr als 1 % der Masse des Outputs in dem Prozess umfassen. Gleichzeitig sollte aber die Summe der vernachlässigten Stoffmengen bei einem Prozess nicht mehr als 5 % des Outputs betragen. Alle Energieflüsse werden möglichst vollständig berücksichtigt. Stoffflüsse, die bekannte toxische Substanzen enthalten werden auch dann nicht vernachlässigt, wenn sie weniger als 1 % der Masse darstellen. | Diese Definition ist umsetzbar, weil sich das Massenkriterium 1 % allein auf die Inputmaterialien in einen Prozesses bezieht. Toxische Stoffe werden adressiert. |
| 13b | Das Ziel ist es, Inputmaterialien in Produktsystemen zu berücksichtigen, wenn sie im jeweiligen Teilprozess des Lebensweges mehr als 1 % der Masse des Outputs in dem Prozess umfassen. Gleichzeitig sollte aber die Summe der vernachlässigten Stoffmengen bei einem Prozess nicht mehr als 5% des Outputs betragen. Alle Energieflüsse werden vollständig berücksichtigt. Das Abschneidekriterium wird ebenfalls nicht auf umweltintensive aber nicht massenrelevante Prozesse angewendet. Das heißt, Stoffflüsse die bekannte toxische Substanzen enthalten werden auch dann nicht vernachlässigt, wenn sie weniger als 1% der Masse darstellen. Die Einschätzung der Umweltrelevanz der Materialströme basiert auf Expertenmeinung. | Diese Definition ist umsetzbar, weil sich das Massenkriterium 1 % allein auf die Inputmaterialien in einen Prozesses bezieht. Toxische Stoffe werden adressiert. |

Auswertung

In allen Studien ist die Verpackungsspezifikation zeitnah abgebildet. Die Prozessdaten sind so aktuell wie möglich gewählt.

Als geographische Systemgrenze ist in allen Studien Deutschland gewählt. In UBA 2000 wurden Importe für Wein berücksichtigt. In den neueren Studien wird darauf hingewiesen, dass Im- und Exporte von Getränken nicht berücksichtigt wurden. In vielen Studien findet sich dazu keine Angabe.

Zur Charakterisierung der technischen Systemgrenze wird in UBA 2000 und in etlichen anderen Studien der „mittlere Stand der (Prozeß)technik“ genannt. Das ist nicht aussagekräftig. Etwas klarer ist die Formulierung „mittlerer im Markt implementierter Stand der Prozeßtechnik“. Es bleibt allerdings unklar, wie dieser Standard ermittelt wurde.

In allen Studien werden die Module zu Herstellung, Recycling und Entsorgung aller Packmittelkomponenten sowie Abfüllung und Distribution berücksichtigt.

Alle Studien berücksichtigen den gesamten Lebenszyklus. Unterschiedliche Allokationsverfahren bzw. Systemerweiterung führen zu Varianten der tatsächlich berücksichtigten Prozesse (vgl. Abb.15).

Die Berücksichtigung der Herstellung und Entsorgung von Hilfs- und Betriebsstoffen ist in UBA 2000 nicht ganz klar. In IFEU 1999 und 2000 sowie ab IFEU 2004a ist die Berücksichtigung explizit erwähnt. Alle Studien führen nicht berücksichtigte Prozesse auf. Diesbezüglich gibt es in den Studien sehr oft unklare bzw. unscharfe Formulierungen.

Die Abschneidekriterien sollen den Aufwand einer Studie auf einen vertretbaren Rahmen reduzieren. Alle Studien verwenden folgendes Massenkriterium: „1 % des gewünschten Outputs eines Prozesses“. Der gewünschte Output ist derjenige Output, der im Lebensweg des Produktes weiterverfolgt wird. In den frühen Studien wurde eine Formulierung verwendet, in der die Masse aller Inputs in einen Teilprozess (Modul) ins Verhältnis gesetzt wurde zur Masse des gewünschten Outputs. In IFEU 2000, wie auch in UBA 2000 und UBA 2002 wurde dieses aufgegeben (vgl. Tab.17, Kommentare 3b, 4b, 5b im Anhang). Mit der neuen Formulierung wird die Forderung aufgestellt, dass nun auch die Masse derjenigen Outputs aus einem Teilprozess (Modul), die nicht der gewünschten Output sind, mit der Masse des gewünschten Outputs ins Verhältnis gesetzt werden. Diese Forderung ist nicht realistisch umsetzbar: Um die Outputmaterialien zu quantifizieren ist es erforderlich die Module zu berechnen. Erst dann kann entschieden werden, ob etwas abgeschnitten werden kann. Da die Berechnung dann aber schon durchgeführt wurde, ist der Sinn der Abschneidekriterien nicht mehr gegeben. Diese sollen ja eigentlich dazu dienen, das System in vertretbarem Rahmen zu vereinfachen.

Die Verwendung der 1 % und 5 % Grenze bei der Definition von Abschneidekriterien ist eine übliche Konvention.

Die Berücksichtigung der Toxizität im Kontext der Abschneidekriterien ist nicht in allen Studien adressiert.

In einigen Studien wird explizit darauf hingewiesen, dass auch der Energiebedarf als Abschneidekriterium verwendet wird.

Werden die in UBA 2000 gewählten Systemgrenzen als Maßstab verwendet, lässt sich Folgendes aus der Analyse ableiten:

- *Die geographischen und zeitlichen Systemgrenzen wurden in den untersuchten Studien analog zu UBA 2000 gesetzt. Bezüglich der geographischen Systemgrenze zeigen alle Studien Lücken bezüglich Im- und Exporte, wenngleich UBA 2000 Weinimporte adressiert. Bezüglich der zeitlichen Systemgrenze wurden die erforderlichen Aktualisierungen vorgenommen. Keine Studie thematisiert explizit die zeitliche Systemgrenze im Hinblick auf EoL-Prozesse.*
- *In allen Studien umfasst die technische Systemgrenze den gesamten Lebenszyklus. Die Ermittlung des technischen Standards wurde in keiner Studie transparent abgeleitet. Etliche Studien gehen bezüglich der Einbeziehung von Hilfs- und Betriebsstoffen über UBA 2000 hinaus. Bei neueren Studien ist das sicher auch drauf zurückzuführen, dass sich die Datenverfügbarkeit im*

Vergleich zum Jahr 2000 deutlich verbessert hat. Bezüglich der nicht berücksichtigten Prozesse sind die Ausführungen in den neuen Studien präziser.

- *Graphische Darstellungen sind in keiner Studie bei der Beschreibung der technischen Systemgrenze eingebunden, sondern finden sich an anderen Stellen in den Berichten. Der Detaillierungsgrad dieser Darstellung in UBA 2000 ist im Vergleich zu anderen Studien sehr wenig differenziert.*
- *Die in UBA 2000 gewählte Formulierung der Abschneidekriterien ist nicht sinnvoll. Sie wurde ab IFEU 2004a (7b im Anhang) so umformuliert, dass sie handhabbar ist und die Intention von ISO 14040/44 trifft.*
- *ISO 14044 formuliert Anforderungen zur Festlegung von Abschneidekriterien (Masse, Energie, Toxizität). Die in den Studien enthaltenen Beschreibungen adressieren im Wesentlichen das Massekriterium. In einigen Studien wird Toxizität und auch Energie zwar erwähnt, allerdings fehlt eine nachvollziehbare Beschreibung der Handhabung dieser Kriterien.*
- *Bezüglich der Toxizität hat UBA 2000 zwar einige Ausführungen gemacht, da die Wirkungskategorien Human- und Ökotoxizität adressiert wurden (vgl. Abb. 18), allerdings war die Datenlage diesbezüglich recht dürftig.*

4.3.3.2 Allokation und Gutschriften

Bedeutung des Themas

Die Wahl der Allokationsmethoden ist für das Ergebnis einer Ökobilanz von großer Bedeutung, kann sogar das Ergebnis entscheidend prägen. Da es keine naturwissenschaftlich begründete richtige Allokationsmethode gibt, sind hier Konventionen erforderlich. Diese Konventionen müssen daraufhin analysiert werden, ob bei ihrer Anwendung naturwissenschaftliche Basisgesetze verletzt werden (vor allem Stimmigkeit der Massen- und Energiebilanz).

Die Prozessallokation orientiert sich meistens an physikalischen Kriterien (Masse/Energie). In diesen Fällen ist die Massen- und Energiebilanz der Prozesse naturwissenschaftlich stimmig. Wird eine ökonomisch gewichtete massen- bzw. energiebasierte Allokation durchgeführt, ist die Stimmigkeit nicht mehr ohne weiteres erkennbar, lässt sich allerdings aus den Basisdaten ableiten, wenn diese dokumentiert sind.

Die Systemallokation zur Modellierung der EoL-Flüsse (open-loop; stoffliche und energetische Verwertung in anderen als dem untersuchten Produktsystem) beeinflusst das Ergebnis i. d. R. maßgeblich. Aus diesem Grund sieht ISO 14040/44 vor, dass mindestens 2 Methoden untersucht und als Sensitivitäten diskutiert werden müssen (bei öffentlich verfügbaren vergleichenden Studien). Da nicht alle Methoden produktsystem-übergreifend der Anforderung nach stimmigen Massen- und Energiebilanzen genügen, ist hier eine sorgfältige Auswertung essentiell.

Aufgrund der Wahl des Allokationsverfahrens zur Behandlung der EoL-Flüsse (open-loop) ergeben sich die Regeln für die Gut- bzw. Lastschriften der definierten Systeme.

Die Massen- bzw. Volumenallokation von Füllgut und Verpackung im Fall der Bilanzierung von Umweltlasten durch Transporte führt dazu, den Anteil der Verpackung zu verdeutlichen.

Erforderliche Angaben

Regeln zur

- Prozessallokation
- Transportallokation
- Systemallokation (open-loop)

Vergleich der Angaben

Abbildung 15: Übersicht Allokation

| | UBA 1995a (UBA I) | IFEU 1999 (PETCYCLE) | IFEU 2000 (Deutsche S/G) | UBA 2000a UBA II Phase I 1) | UBA 2002 UBA II Phase 2 | IFEU 2003 (PETCYCLE) | IFEU 2004a (FKN) | IFEU 2004b (PETCORE) | IFEU 2006 a (FKN) | IFEU 2008 (GDB) | IFEU 2010a (JK PET) | IFEU 2010b (PETCYCLE) | IFEU 2010c (BCME) |
|--|-------------------|----------------------|--------------------------|-----------------------------|-------------------------|----------------------|------------------|----------------------|-------------------|-----------------|---------------------|-----------------------|-------------------|
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | 13 |
| Koppelprodukt-Allokation | | | | | | | | | | | | | |
| physikalisch, i.d.R. Masse | | | | 1 | | | | | | | | | |
| Energiebereitstellung / Hu | | | | 1 | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | | | | |
| Multi-Input Allokation | | | | | | | | | | | | | |
| bei Deponie berücksichtigt | 4a | 4b | 4b | 4 | | | | | | | | | |
| nach Zusammensetzung (MVA) | 4a | 4b | 4b | 4 | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | | | | |
| EoL-Allokation open loop | | | | | | | | | | | | | |
| Netto-Gut-/Lastschrift | | | | 2 | | | | | | | | | |
| 100:0 | | | | | | | | | | | | | |
| 0:100 | | | | | | | | | | | | | |
| cut-off | 9 | | | | | | | | | | | | |
| 50:50 ohne 2. Lebenszyklus | | | | | 6 | | | | | | | | |
| 50:50 mit 2. Lebenszyklus | | | | | | | | | | | | | |
| Substitutionsfaktor berücksichtigt | | | | 3 | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | | | | |
| Sensitivitätsanalysen zum open- | | | | | | | | | | | | | |
| Netto-Gut-/Lastschrift | | | | | | | | | | | | | |
| 100:0 | | | | | | | | | | | | | |
| 0:100 | | | | | | | | | | | | | |
| cut-off | | | | 5 | | | | | | | | | |
| 50:50 ohne 2. Lebenszyklus | | | | | | | | | | | | | |
| 50:50 mit 2. Lebenszyklus | | | | | | | | | | | | | |
| Substitutionsfaktor berücksichtigt | | | | | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | | | | |
| Systemraumerweiterung | | | | | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | | | | |
| Transport-Allokation | | | | | | | | | | | | | |
| Füllgut/Verpackung nach Masse | | | | | | | | | | | | | |
| Grundlast-Allokation nach Masse | 8 | | | | | | | | | | | | |
| Volllast Allokation nach Masse | | | | | | | | | | | | | |
| Keine Allokation Rückfahrt MW | ? | ? | ? | ? | ? | ? | ? | ? | ? | ? | | | |
| Keine Allokation Leerfahrt | ? | ? | ? | ? | ? | ? | ? | ? | ? | ? | | | |
| Auslastung gerechnet nach Masse | | | | | | | | | | | | | |
| Patettenschema berücksichtigt | 7 | | | | | | | | | | | | |
| mit Füllgut (keine Allokation) | | | | | | | | | | | | | |
| Sensitivitätsanalyse mit Füllgut | | | | | | | | | | | | | |

gleich wie UBA 2000 (UBA II)

anders als UBA 2000 (UBA II)

Tabelle 18: Anmerkungen zur Abbildung Übersicht Allokation

| | |
|----|---|
| 1 | Verweis auf dokumentierte Standardberichtsbögen im Anlagenband. |
| 2 | Das ist eine Art Materialmarkt-bereinigte 100:0 Allokation mit Gutschrift entsprechend Sekundärmaterial-Einsatzquote im Marktpool und Lastschrift für eingesetzte Sekundärmaterialien aufgrund des an anderer Stelle entgangenen Nutzens. |
| 3 | Über die Netto-Gut-/Lastschrift implizit berücksichtigt, da aktuell vorhandener Mix an Primär-/Sekundärrohstoff im Marktpool berücksichtigt wird. Allerdings wird bei der weiteren Berechnung des eingesparten Primärgrundstoffs von funktionaler Äquivalenz, also von einem Substitutionsfaktor von 1 ausgegangen. |
| 4 | Es wird in allen späteren Studien auf UBA 2000 verwiesen. |
| 4a | In UBA I ist im Anhang IV die Zuordnung grundsätzlich beschrieben. Detaillierter ausgeführt ist es dann in UBA II Phase 1. |
| 4b | Verweis auf Behandlung wie in "der UBA Studie", was sich vmtl. bereits auf UBA 2000 bezieht. |
| 5 | Sekundärrohstoffe werden lastenfrei in das System aufgenommen und ohne Gutschrift abgegeben. |
| 6 | 50 % Gutschrift des Herstellungsaufwands für Primärgrundstoffe bezogen auf die abgegebenen Sekundärrohstoffe. 50 % Lastschrift für eingesetzte Sekundärgrundstoffe. 50 % Aufbereitungsaufwand abgegebene Sekundärrohstoffe. Vernachlässigt wird die vermiedene Abfallbeseitigung. |
| 7 | Dokumentiert in Anhang I |
| 8 | Unklarheiten in Anhang IV |
| 9 | Im Anhang IV gibt es Ausführungen zur Allokation, die nicht vollständig transparent sind; vermutlich 1995 nur cut-off. |

Auswertung

Prozessallokation

Grundsätzlich erfolgt die Prozessallokation in allen Studien nach Masse. Es wird darauf hingewiesen, dass in nicht selbst modellierten Datensätzen andere Allokationen enthalten sein können (z. B. nach Heizwert). In UBA II Phase 1 sind alle verwendeten Datensätze über Standardberichtsbögen dokumentiert. Wenn bekannt, sind dort die Regeln zur Prozessallokation angegeben. In den anderen Studien sind keine Standardberichtsbögen dokumentiert.

Transportallokation

Die Beschreibung in den älteren Studien ist teilweise im Detail sehr ausführlich, andererseits sind die Zusammenhänge nicht immer klar, z. B.

- Die auslastungsbezogene Allokation der Leerlast des LKW
- Wird dabei die tatsächliche Palettenstellfläche berücksichtigt oder nur die Masse?
- Behandlung der Rückfahrt MW (vermutlich ohne Allokation, alles Verpackung)
- Behandlung Fahrten Einwegverpackungen zur Abfallbehandlung/Recycling (vermutlich nicht berücksichtigt)

- Um zu entscheiden, ob sich da etwas geändert hat, wäre es wichtig sehr genau zu verstehen, was gemacht wurde.
- Es wird bezüglich der Transporte immer UBA II Phase 1 zitiert. Was dort unklar ausgedrückt war bleibt demzufolge auch unklar. Ab IFEU 2008 wird nicht mehr zitiert, es erfolgt eine verkürzte Darstellung, der nicht mehr alle Informationen zu entnehmen sind.
- Der Trend scheint dahin zu gehen das Füllgut mit zu berücksichtigen.

Abbildung 16: Zusammenfassung Transportallokation

| | UBA 1995a (UBA I) | IFEU 1999 (PETCYCLE) | IFEU 2000 (Deutsche-StS) | UBA 2000a UBA II Phase 1 | UBA 2002 UBA II Phase 2 | IFEU 2003 (PETCYCLE) | IFEU 2004a (FKN) | IFEU 2004b (PETCORE) | IFEU 2006 a (FKN) | IFEU 2008 (GDB) | IFEU 2010a (IK PET) | IFEU 2010b (PETCYCLE) | IFEU 2010c (BCME) |
|----------------------------------|----------------------|-------------------------|-----------------------------|-----------------------------|----------------------------|-------------------------|---------------------|-------------------------|----------------------|-----------------|------------------------|--------------------------|----------------------|
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | 13 |
| Transport | | | | | | | | | | | | | |
| Füllgut/Verpackung nach Masse | | | | | | | | | | | | | |
| mit Füllgut (keine Allokation) | | | | | | | | | | | | | |

gleich wie UBA 2000
anders als UBA 2000

© IFEU/ GVM/ INTEGRAHL

Folgende Aspekte zum Transport werden deutlich:

- Wechsel von Allokation „Füllgut/Verpackung nach Masse“ zu „mit Füllgut“, also keine Allokation ist gut begründet (unterschiedliche Distributionsentfernungen für Einweg- bzw. Mehrwegsysteme).
- Beide Varianten (mit und ohne Füllgut) wurden in zwei Studien untersucht (UBA 2002 und IFEU 2008).

Systemallokation (open-loop)

In UBA II Phase 2 wurde die Allokationsmethode geändert von „Netto-Gut-/Lastschrift“ zu „50:50 ohne Lebenszyklus 2“. Drei wesentliche Argumente werden angeführt um diese Änderung zu begründen:

1. Der Bezug auf den Materialmarkt führt dazu, dass sich Ergebnisse bei „Netto-Gut-/Lastschrift“ aufgrund von Marktbedingungen ändern.
2. Die Gut- bzw. Lastschriften für unterschiedliche Materialien sind prozentual verschieden.
3. Wenn ein System Sekundärrohstoffe abgibt aber keine einsetzt wird es belohnt (keine Lastschriften), trägt aber nicht zur Aufrechterhaltung von Stoffkreisläufen bei.

Die Aussagen in Argument 1 und 2 treffen allerdings immer auch dann zu, wenn in EoL-Modellierungen Sammel- und Sortierquoten oder Flüsse in die stoffliche und energetische Verwertung einbezogen werden, da die tatsächlichen Verwertungsquoten auch von Marktbedingungen abhängen.

Eine Konsequenz aus der 50:50 Allokation ohne 2. Lebenszyklus ist, dass die vermiedene Abfallbeseitigung im System A vernachlässigt wird. Das wird in UBA II Phase 2 auch kritisch diskutiert, allerdings sind die Argumente aus heutiger Sicht nicht sehr stichhaltig: Es wird darauf hingewiesen, dass z. B. beim Verbundkarton unter Berücksichtigung der Abfallbeseitigung der Treibhauseffekt und die Deponiefläche steigt. Dieses wird allerdings nicht als wesentlich eingeordnet. Die Diskussion um

GWP war zu der Zeit auch noch nicht so intensiv wie heute. Eine Frage, die sich daran anschließt: Wie wurde zu der Zeit biogenes CO₂ behandelt? Wie wurden GWP-Emissionen aus Deponien zu der Zeit behandelt? Das Deponiemodell war seit UBA I eigentlich schon vorhanden, im Detail aber dort unklar.

In IFEU 2006a wird der 2. Lebenszyklus eingebunden. Das wird über die Notwendigkeit einer geschlossenen Kohlenstoffbilanz gut begründet.

IFEU 2004b geht einen Sonderweg der Systemraumerweiterung.

In Abbildung 17 sind alle Varianten der Systemallokation zusammengefasst, unabhängig davon, ob sie als Basisszenario oder als Sensitivität betrachtet wurden.

Abbildung 17: Zusammenfassung Systemallokation

| | UBA 1995a (UBA I) | IFEU 1999 (PETCYCLE) | IFEU 2000 (Deutsche StS) | UBA 2000a UBA II Phase 1 | UBA 2002 UBA II Phase 2 | IFEU 2003 (PETCYCLE) | IFEU 2004a (FKN) | IFEU 2004b (PETCORE) | IFEU 2005a (FKN) | IFEU 2008 (GDB) | IFEU 2010a (JK PET) | IFEU 2010b (PETCYCLE) | IFEU 2010c (BCME) |
|---------------------------------|-------------------|----------------------|--------------------------|--------------------------|-------------------------|----------------------|------------------|----------------------|------------------|-----------------|---------------------|-----------------------|-------------------|
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | 13 |
| EoL-Allokation open loop | | | | | | | | | | | | | |
| Netto-Gut-/Lastschrift | | | | | | | | | | | | | |
| 100:0 | | | | | | | | | | | | | |
| 0:100 | | | | | | | | | | | | | |
| cut-off | | | | | | | | | | | | | |
| 50:50 ohne 2. Lebenszyklus | | | | | | | | | | | | | |
| 50:50 mit 2. Lebenszyklus | | | | | | | | | | | | | |
| Systemraumerweiterung | | | | | | | | | | | | | |

gleich wie UBA 2000
anders als UBA 2000

© IFEU/ GVM/ INTEGRAHL

Folgende Aspekte zur Systemallokation werden deutlich:

- Die UBA II (2000) Referenzmethoden werden heute nicht mehr verwendet.
- Ausgehend von „cut-off“ in UBA 1995a wurde zunächst „Netto-Gut-/Lastschrift“ ergänzt. „Cut off“ wurde mitgeführt.
- Dann wurde „Netto-Gut-/Lastschrift“ durch „50:50 ohne 2. LZ“ ersetzt. „Cut-off“ wurde weiter mitgeführt. Ergänzend kam 100:0 hinzu.
- Mit Einführung von „50:50 mit 2. LZ“ wurde 100:0 mitgeführt.
- Es gibt keine Überlappung von "50:50 ohne 2. LZ" und "50:50 mit 2. LZ".
- Systemraumerweiterung ist eine Ausnahme.

Werden die in UBA II (2000) gewählten Allokationsmethoden als Maßstab verwendet, lässt sich Folgendes aus der Analyse ableiten:

- An der Prozessallokation hat sich bis heute nichts geändert.
- Die in UBA II (2000) gewählten Methoden zur Systemallokation werden heute, entsprechend dem Stand der wissenschaftlichen Diskussion nicht mehr angewendet.

- *Der Wechsel der Basisszenarien im Laufe der Zeit zu 50:50 unter Berücksichtigung des 2. Lebenszyklus wurde mit der Stimmigkeit von C-Bilanzen schlüssig begründet. Dieser Aspekt wurde in dem Maße wichtiger, in dem die nachwachsenden Rohstoffe in Ökobilanzen eine Rolle spielten und der sog. Carbon-Footprint in der Debatte einen größeren Raum einnahm.*
- *Zur Gewährleistung der Vergleichbarkeit von Allokationsmethoden wurde i. d. R. beim Wechsel einer Methode die vorher verwendete Methode zunächst mitgeführt. Das ist beim Wechsel von „50:50 ohne 2. Lebenszyklus“ zu „50:50 mit 2. Lebenszyklus“ nicht der Fall.*
- *In jüngerer Zeit gewinnt auf Wunsch von Auftraggebern die 100:0 Variante an Bedeutung. Dies Variante begünstigt die untersuchten Einwegsysteme.*
- *Die Massenallokation zwischen Füllgut und Verpackung beim Transport spielt seit 2004 eine immer geringere Rolle.*

4.3.3.3 Berücksichtigte Wirkungskategorien und ausgewertete Sachbilanzindikatoren

Bedeutung des Themas

Zur Bündelung der Informationen aus der Sachbilanz wurde die Wirkungsabschätzung als eigene Komponente in der Ökobilanz aufgenommen. Inwieweit in der Auswertung allein die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung berücksichtigt werden sollen oder auch ausgewählte Sachbilanzergebnisse herangezogen werden ist eine alte Diskussion. Um diese Entwicklung verfolgen zu können sind in Abb. 18 beide Aspekte dargestellt.

Da sich je nach Charakterisierungsmodell zu den Wirkungskategorien andere Einheiten der Indikatoren und somit auch andere Zahlenwerte ergeben, ist die Einheit in Abb. 18 berücksichtigt. Das ist ebenfalls relevant für die Sachbilanzindikatoren.

Das UBA hat 1999 einen grundlegenden Bericht zur Auswertung vorgelegt, indem die optionalen Elemente der Wirkungsabschätzung, „Normierung“ und „Ordnung“ ausgearbeitet wurden. Die „Ordnung“ wurde aus den zu dem Zeitpunkt in Deutschland bestehenden umweltpolitischen Einschätzungen zu den berücksichtigten Wirkungen abgeleitet. Sowohl Normierung als auch Ordnung sind wichtige Eckpunkte der anschließenden verbal-argumentativen Auswertung. Die in UBA 2000 berücksichtigten Wirkungskategorien sowie die Human- und Ökotoxikologie sind in UBA 1999 adressiert. Insofern stützen sich die Auswertungen in Studien, die diese Elemente integriert haben, auf den damaligen politischen Konsens.

Erforderliche Angaben

- Wirkungskategorie
- Charakterisierungsmodell und Einheit³
- Sachbilanzindikator mit Einheit
- Berücksichtigung optionaler Elemente

³Charakterisierungsfaktoren sind hier nicht untersucht worden. Das wäre eine gesonderte Auswertung.

Vergleich der Angaben

Abbildung 18: Übersicht Wirkungsabschätzung und ausgewertete Sachbilanzindikatoren

| | UBA 1995a (UBA I) | IFEU 1999 (PETCYCLE) | IFEU 2000 (Deutsche Sisy) | UBA 2000a (UBA II) Phase 1 | UBA 2002 UBA II Phase 2 | IFEU 2003 (PETCYCLE) | IFEU 2004a (FKN) | IFEU 2004b (PETCORE) | IFEU 2006 a (FKN) | IFEU 2008 (GDB) | IFEU 2010a (IK PET) | IFEU 2010b (PETCYCLE) | IFEU 2010c (BCME) |
|---|-------------------|----------------------|---------------------------|----------------------------|-------------------------|----------------------|------------------|----------------------|-------------------|-----------------|---------------------|-----------------------|-------------------|
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | 13 |
| berücksichtigte Wirkungskategorie | | | | | | | | | | | | | |
| POCP (kg Ethen Äq) | | | | 3 | 1 | | | | | | | | |
| NCPOCP (kg NOx-korrigierte Ethen Äq) | | | | 3 | | | | | | | | | |
| Eutrophierung unspez. (kg PO ₄ ³⁻ Äq) | | | 10 | | | | | | | | | | |
| Terrestrische Eutrophierung (kg PO ₄ ³⁻ Äq) | | | | | | | | | | | | | |
| Aquatische Eutrophierung (kg PO ₄ ³⁻ Äq) | | | | | | | | | | | | | |
| Versauerung (kg SO ₂ Äq) | | | | | | | | | | | | | |
| Treibhauseff./Klimaw. - GWP100(kg CO ₂ Äq) | | | | | | | | | | | | | |
| Energiere Ressourcen (ROÄq) | 6 | 5 | 5 | 2 | 3 | 4 | 2 | 2 | 2 | 6a | 6a | 6a | 6a |
| Naturraumbeanspruchung (Forst/m2*a) | | | | | | | | | | 7b | 7b | 7b | 7b |
| Naturraumbeanspr. (Deponie/m2 bzw. cm2*a) | 7a | | | | | | | | | | | | |
| Naturraumbeanspr.(versiegelte Fläche/cm2*a) | | | | | | | | | | 7c | 7c | 7c | 7c |
| Humantox (Krebsrisikopotenzial/kg As-Äq) | | | | | | | | | | | | | |
| Humantox (Feinstaub/kg PM10 Äq) | | | | | | | | | | | | | |
| ausgewertete Sachbilanzindikatoren | | | | | | | | | | | | | |
| Humantox (Stoffe als Sachbilanzergebnis) | | | | | | | | | | | | | |
| Ökotox (Stoffe als Sachbilanzergebnis) | | | | | | | | | | | | | |
| Lärm LKW-Fahrleistung (Fahrzeug-km) | | | | | | | | | | | | | |
| Lärm LKW Transportleistung (tkm) | | | | | | | | | | | | | |
| KEAgesamt (MJ bzw. GJ) | | | | | | | | | | | | | |
| KEAfossil (MJ bzw. GJ) | | | | | | | | | | | | | |
| KEA nicht erneuerbar (MJ bzw. GJ) | | | | | | | | | | | | | |
| KEA erneuerbar (MJ bzw. GJ) | | | | | | | | | | | | | |
| Holzbedarf (kg) | 8 | | | | | | | | | | | | |
| Prozesswasserverbrauch (L bzw. m3) | | | | | | | | | | | | | |
| Kernenergie (kWh) | | | | | | | | | | | | | |
| optionale Elemente der WA | | | | | | | | | | | | | |
| Normierung | | | | | | | | | | | | | |
| Ordnung (Rangbildung gemäß UBA 1999) | 9a | | | | | | | 9a | 9b | 9c | 9c | 9c | 9c |

gleich wie UBA 2000 (UBA II) mehr als UBA 2000 (UBA II) weniger als UBA 2000 (UBA II)

© IFEU/ GVM/ INTEGRAHL

Tabelle 19: Anmerkungen zur Abbildung 18: Übersicht Wirkungsabschätzung und ausgewertete Sachbilanzindikatoren

| | |
|---|--|
| 1 | Dargestellt in Szenarien Summe NCPOCP, in Sektoralanalyse POCP. In Auswertung unklar. |
| 2 | Im Bericht angegebener Wert für ROE von 0,5212 ist nicht plausibel. Aus der Tabelle ergibt sich bei angegebenem Hu von 40,4 MJ/kg und statischer Reichweite von 60 a ein Wert von 0,673 für ROE. Der Fehler geht vermutlich zurück auf UBA 1995. Dort wurde bei Hu der Heizwert Erdgas in der Einheit MJ/m ³ angegeben. |
| 3 | Da Bezug auf Phase 1 vermutlich mit denselben Werten gerechnet. |
| 4 | Keine Angabe zu Faktoren. Vermutlich wie in vorherigen Studien, bzw. wie PETCYCLE 1999 |

- 5 | Der Faktor 0,5212 ist auch hier aufgenommen, allerdings ohne Angabe der statischen Reichweite, so dass diese Tabelle in sich stimmig ist.
- 6 | Hier ist die Tabelle korrekt, allerdings ergibt sich der ROE für Erdgas nicht dimensionslos, da der Heizwert bezogen auf Nm³ angegeben ist. In den späteren Studien wurde zwar von Nm³ auf kg umgerechnet, der Faktor aber nicht geändert. Dieses Problem zieht sich bis 2008 (GDB-Studie geändert) durch.
- 6a | In dieser Studie ist der ROE für Erdgas in der Tabelle in sich stimmig.

Schlussfolgerung 1-6a

Da die statischen Reichweiten, die in die Berechnung der ROE einfließen, mit großen Unsicherheiten behaftet sind, ist die Unschärfe der Ergebnisse irrelevant. Die Konsistenz scheint gegeben zu sein. IFEU hat auf Nachfrage erläutert, dass bereits in FKN 2006 der Erdgaswert angepasst wurde, in der Tabelle der Beschreibung der Wirkungskategorie ist allerdings auch in dieser Studie der Wert 0,5212 enthalten.

- 7a | Hausmülldeponien ; Einheit dm³
- 7b | Einheit hier korrekter m² * a
- 7c | Einheit hier korrekter cm² * a
- 8 | dm³
- 9 | Vorläufer von UBA 1999; Die wesentlichen methodischen Elemente sind bereits vorhanden.
- 9a | UBA 1999 modifiziert; "Ökologische Gefährdung" und "Abstand zum Schutzziel" dokumentiert und als Orientierung in der verbal-argumentativen Auswertung genutzt.
- 9b | Die ökologische Priorität nach UBA 1999 wird angegeben und in der Auswertung verbal-argumentativ aufgegriffen.
- 9c | "Ökologische Gefährdung", "Abstand zum Schutzziel" und "Ökologische Priorität" nach UBA 1999 wird dokumentiert und in der Auswertung verbal-argumentativ aufgegriffen.
- 10 | Im Text wird zwischen terrestrisch und aquatisch unterschieden, in der Ergebnisdarstellung nur gesamt.

Auswertung

Sommersmog

Der Ende der 90er Jahre entwickelte Indikator NCPOCP hat sich nicht durchgesetzt. Erstmals wurde in IFEU 2006a darauf verzichtet. Er ist in der Beschreibung der Wirkungskategorien allerdings noch kritisch besprochen, wie auch in den Studien zuvor. Eine Begründung für den Wegfall wird nicht gegeben.

Es ist u. E. sachgerecht auf den NCPOCP zu verzichten, da er schwer interpretierbar ist und international nicht verwendet wurde und wird. Die Datenlage zur Berechnung des POCP ist heute recht gut. Die Anzahl der Stoffe, für die ein Ethen-Äquivalent abgeleitet wurde, ist heute wesentlich umfangreicher als in den 90er Jahren.

Eutrophierung

Die Teilung dieses Indikators in „aquatisch“ und „terrestrisch“, die mit UBA II/Phase 1 eingeführt wurde hat sich bewährt. Der naturwissenschaftliche Hintergrund ist plausibel und die Datenlage erlaubt i. d. R. die getrennte Berechnung.

Versauerung

Keine Änderungen im Laufe der Zeit. Die Datenlage ist i. d. R. gut.

Treibhauseffekt/Klimawandel

Die Bezeichnung dieses Indikators hat sich im Laufe der Zeit geändert, das zugrunde liegende Charakterisierungsmodell nicht. Die Datenlage ist i. d. R. gut.

Energieressourcen/Rohöläquivalente/fossiler Ressourcenverbrauch

Dieser in UBA I eingeführte Indikator wird bis heute verwendet, obwohl die statischen Reichweiten von Energieressourcen als Basisdaten zur Berechnung mit sehr großen Unsicherheiten behaftet sind. Bereits in IFEU 2000 wird die Aufnahme des KEA_{fossil} eben damit begründet. Der KEA_{gesamt} wurde in verschiedenen Studien als ergänzende Informationsgröße verwendet. Die in sich stimmige Darstellung mit KEA_{gesamt}, KEA_{fossil} und KEA_{erneuerbar} wurde in IFEU 2010c umgesetzt.

Es zieht sich in der Datentabelle zur Kalkulation der Rohöläquivalente ausgehend von UBA 1995 eine Unplausibilität vermutlich aufgrund eines Übertragungsfehlers bis IFEU 2006a durch (vgl. Anmerkungen zu Tabelle 16).

Naturraumbeanspruchung - Deponie/versiegelte Fläche

Naturraumbeanspruchung nach dem Konzept der Hemerobiestufen wird seit UBA I (1995) angewendet. Dort zunächst nur für „Deponiefläche Hausmüll“ (später allgemein „Deponie“ genannt).

In IFEU 2004b wird diese Wirkungskategorie umbenannt in „versiegelte Fläche“ (Flächenkategorie VII: versiegelte oder sehr lange degradierte Flächen). Deponien sind eine Teilmenge dieser Kategorie, eine andere sind Siedlungsflächen und Straßen. Eine explizite Begründung wird nicht gegeben.

In IFEU 2006a wird auf die am 1. Juni 2005 in Kraft getretene Abfallablagereverordnung hingewiesen. Insofern ist der Wegfall der Kategorie Naturraumbeanspruchung - Deponie für in Deutschland anfallende Verpackungsabfälle sinnvoll begründet.

Ab IFEU 2008 wird die Flächenkategorie VII (versiegelte Fläche) wieder aufgenommen. Hier wird auf den LKW-Spezifischen Flächenbedarf hingewiesen.

Die Transparenz der Sachbilanzdaten ist für diese Wirkungskategorien unzureichend.

Naturraumbeanspruchung – Forst

Bis IFEU 2000 wurde zur Abbildung der Naturraumbeanspruchung Forst der Sachbilanzindikator „Holzbedarf“ geführt.

Mit UBA II/Phase 1 wurde auch diese Wirkungskategorie nach Hemerobiestufe aufgenommen und fast durchgängig beibehalten. Die Nichtbehandlung in IFEU 2004b ist plausibel, da nur PET- und Glasverpackungen untersucht wurden (Kartonagen der Sekundärverpackungen aus Altpapier). Eine explizite Begründung für den Wegfall dieser Wirkungskategorie wird nicht gegeben.

Die Transparenz der Sachbilanzdaten ist für diese Wirkungskategorie unzureichend.

Humantoxizität

UBA I und UBA II behandelten diese Wirkungskategorie ausschließlich auf der Ebene ausgewerteter Sachbilanzdaten. Die Aussagekraft war aber aufgrund schlechter Datenlage nicht sehr überzeugend.

Keine der anderen Studien folgt diesbezüglich den UBA-Studien.

Das Krebsrisikopotenzial wurde bereits in IFEU 1999 und IFEU 2000 berücksichtigt, dann wieder in IFEU 2010c. Ab IFEU 2010a wurde auch Feinstaub berücksichtigt.

Die schlechte Datenlage, das betrifft Datenvollständigkeit und Datensymmetrie, wird in etlichen Studien kritisch angemerkt.

Ökotoxizität

UBA I (1995) und UBA II (2000) behandelten diese Wirkungskategorie ausschließlich auf der Ebene ausgewerteter Sachbilanzdaten. Die Aussagekraft war aber aufgrund schlechter Datenlage nicht sehr überzeugend. Keine der anderen Studien folgt diesbezüglich den UBA-Studien.

Lärm

Hilfsweise wird hier auf den Lärm, der durch Transporte verursacht wird zurückgegriffen. In UBA I (1995) wurde schwerpunktmäßig die Transportleistung in Tonnenkilometern herangezogen, allerdings ist auch die Fahrleistung in LKW-km dokumentiert.

Ab IFEU 1999 wird die Fahrleistung in LKW-km als Indikator für Lärm herangezogen. Diese Veränderung gegenüber UBA I (1995) ist plausibel und wird in dieser Studie begründet.

KEA_{gesamt}, KEA_{fossil}, KEA_{erneuerbar}

Siehe oben unter „Energieressourcen/Rohöläquivalente/fossiler Ressourcenverbrauch“

Holzbedarf

Siehe oben unter „Naturraumbeanspruchung – Forst“

Prozesswasserverbrauch

Der Prozesswasserverbrauch wurde in UBA I (1995) als Sachbilanzgröße ausgewertet, in IFEU 1999 und 2000 ebenfalls. In UBA II Phase 1 (2000) wurde Wasser als nicht knappe Ressource behandelt und auf die Wirkungskategorien verwiesen, die die Reinheit von Wasser betreffen.

Ab IFEU 2010a wird der kumulierte Prozesswasserverbrauch wieder ausgewertet. Das ist vermutlich im Zusammenhang mit der sich entwickelnden Diskussion zum sog. „Water Footprint“ zu sehen, explizit wird allerdings nicht darauf eingegangen.

Kernenergie

Dieser Indikator wurde nur in UBA I (1995) geführt.

Wenn KEA_{gesamt}, KEA_{fossil} und KEA_{erneuerbar} geführt werden, müsste sich KEA_{nuclear} errechnen lassen.

Wird allerdings wie in IFEU 2010c in KEA_{gesamt}, KEA_{nicht erneuerbar} und KEA_{erneuerbar} unterschieden lässt sich der KEA_{nuclear} nicht berechnen.

Normierung

Normierung bzw. die Errechnung des „spezifischen Beitrags“ als Einwohnerdurchschnittswerte wird fast durchgängig in den Studien umgesetzt.

Ordnung nach UBA 1999

Wird ab IFEU 2004b einbezogen (siehe Kommentare in Tabelle 16).

Stratosphärischer Ozonabbau

Wird seit UBA I (1995) als irrelevant bezeichnet und in keiner der untersuchten Studien berücksichtigt. Folgende Begründungen werden in den Studien genannt:

- Es wurden keine Stoffe dieses Wirkungsprofils in der Sachbilanz erhoben;

- In Deutschland wurde die FCKW-Produktion 1994 aufgrund des Montreal-Protokolls eingestellt;
- Der Beitrag des N₂O lässt sich nicht zufrieden stellend quantifizieren.

Auch wenn die Datenlage schlecht ist, sollte der Wegfall überdacht werden. Die Übergangsfristen für Nicht-Industrielländer sind noch lang. Die Behandlung von N₂O ist derzeit in der wissenschaftlichen Diskussion.

Wird die Auswahl der Wirkungskategorien und ausgewerteten Sachbilanzindikatoren in UBA 2000 als Maßstab verwendet, lässt sich Folgendes aus der Analyse ableiten:

- *Folgende Wirkungskategorien werden bis 2010 mit denselben Charakterisierungsmodellen abgebildet.*
 - *POCP (kg Ethen Äq)*
 - *Terrestrische Eutrophierung (kg PO₄³⁻ Äq)*
 - *Aquatische Eutrophierung (kg PO₄³⁻ Äq)*
 - *Versauerung (kg SO₂ Äq)*
 - *Treibhauseffekt./Klimawandel. - GWP100(kg CO₂ Äq)*
 - *Energieressourcen (RO Äq)*
 - *Naturraumbeanspruchung Forst (m²*a)*
- *Die Wirkungskategorie Humantoxizität wird abweichend von UBA 2000 in 2010 über zwei Indikatoren (As-Äq und PM10 Äq) adressiert. Bezüglich As-Äq wird ein Indikator aufgegriffen, der bereits vor UBA II (2000) verwendet wurde. Ökotoxizität wird nicht mehr adressiert.*
- *Die Wirkungskategorie „Naturraumbeanspruchung-Deponie“ wird ab 2004 aufgrund geänderter Rechtslage umbenannt in „versiegelte Fläche“. Es müsste demzufolge auch auf andere Sachbilanzdaten zurückgegriffen worden sein. Die Datenlage in der Sachbilanz ist allerdings i. d. R. schlecht, so dass die Relevanz fraglich ist.*
- *Die Aussagekraft der vom UBA eingeführten Wirkungskategorie „Energieressourcen (RO Äq)“ wird auch vor 2000 bereits kritisch diskutiert und demzufolge der KEA_{gesamt} bzw. KEA_{fossil} den RO Äq zur Seite gestellt. Der KEA_{gesamt} wird ab 2004 wieder aufgegriffen und 2010 auch gegliedert (fossil, erneuerbar) dokumentiert.*
- *Die optionalen Elemente der Wirkungsabschätzung gemäß UBA 1999 werden seit 2004 vollständig in der Auswertung genutzt (vgl. auch Themenkarte „Auswertung“). Die Rangbildung stützt sich demzufolge bis 2010 auf die damaligen umweltpolitischen Einschätzungen.*

4.3.3.4 Methode der Auswertung der Ökobilanz

Bedeutung des Themas

Die Auswertung der Ergebnisse von Sachbilanz und Wirkungsabschätzung bereitet die Empfehlungen vor, die im Kontext des Ziels einer Studie stehen.

ISO 14040/44 (Vorläufer ISO 14043:2000) machen Rahmenvorgaben zu methodischen Elementen der Auswertung. Folgende Aspekte werden genannt:

1. Identifizierung signifikanter Parameter

2. Beurteilung

- a. Vollständigkeitsprüfung
- b. Sensitivitätsprüfung
- c. Konsistenzprüfung
- d. sonstige Prüfungen

3. Schlussfolgerungen, Einschränkungen und Empfehlungen

Zur Ausgestaltung dieser Vorgaben bestehen Freiheitsgrade.

UBA 2000 (Phase II, Teil 1) führt folgende Elemente auf:

1. Identifizierung signifikanter Parameter
 - a. Hierarchisierung von Wirkungskategorien (Ökologische Priorität gemäß UBA 1999)
 - b. Sektoralanalyse
2. Beurteilung
 - a. Datensymmetrieanalyse
 - b. Tiefergehende Analyse der Sektoralanalyse
 - c. Sensitivitätsanalysen
3. Schlussfolgerungen, Empfehlungen
 - a. zusammenfassenden Schlussfolgerungen gemäß Zieldefinition
 - b. Aussagen zu den Vor- und Nachteilen der verglichenen Verpackungssysteme

Erforderliche Angaben

Da es keine normative Liste der Elemente gibt, muss in jeder Studie geprüft werden, ob Auswertung und Empfehlungen vor dem Hintergrund von Untersuchungsrahmen, Sachbilanz und Wirkungsabschätzung dem Ziel der Studie gerecht werden. Da alle Studien eine Kritische Prüfung durchlaufen haben, ist davon auszugehen, dass das so ist.

Vergleich der Angaben

Die beiden optionalen Elemente der Wirkungsabschätzung, „Normierung“ und „Ordnung“, bereiten die Auswertung vor und sind in der Themenkarte „Wirkungsabschätzung“ dokumentiert.

Eine tabellarische Darstellung der in der Norm genannten Oberbegriffe zur Auswertung ist nicht sinnvoll.

Auswertung

Die Auswertung der Studien brachte folgende Ergebnisse:

- Die ökologische Priorität nach UBA 1999 wird nur in UBA II (2000) in der Auswertung genutzt (Ansätze sind bereits in UBA 1995 entwickelt).
- In allen Studien werden Sensitivitätsanalysen durchgeführt.
- In allen Studien werden Beitragsanalysen durchgeführt.

- In allen Studien werden signifikante Parameter abgeleitet.
- In allen Studien werden tabellarische und/oder graphische Systemvergleiche durchgeführt.
- In allen Studien werden verbal argumentative Systemvergleiche durchgeführt.
- In allen Studien wird Datenvollständigkeit und –konsistenz diskutiert.

Wird die in UBA II (2000) gewählte Auswertung als Maßstab verwendet, lässt sich Folgendes aus der Analyse ableiten:

- Ein Kernelement der UBA Bewertungsmethode, die „ökologische Priorität“ unter Aggregation von „Ökologischer Bedeutung“, „Abstand zum Schutzziel“ und „spezifischem Beitrag“ hat sich nicht durchgesetzt und wurde konsequent nur in UBA II (2000) verwendet. Eine wesentliche Ursache dafür ist, dass sich nur ein paarweiser Vergleich übersichtlich darstellen lässt. Der tabellarische Vergleich mehrerer Systeme ist allerdings i. d. R. zielführender und wird in den neueren Studien sehr übersichtlich umgesetzt.
- Die Rangbildung der Wirkungskategorien wird unter Bezugnahme auf UBA II (2000) nach wie vor genutzt (vgl. Abb.18).

4.3.4 Auswertung hinsichtlich der verwendeten Prozessdaten

4.3.4.1 Prozessdaten für die Verpackungsrohmaterialien

Bedeutung des Themas

Prozessdaten beschreiben stoffliche Transformationsprozesse (z. B. Kunststoffherstellung aus Erdöl) und die damit verbundenen Energieverbräuche sowie die freigesetzten Emissionen und generierten Abfälle.

Die Summe der Prozessdaten bildet das Inventar der Ökobilanz und damit die Grundlage zur Bestimmung der mit einem Verpackungssystem verbundenen ökologischen Lasten.

Erforderliche Angaben

- Herkunft der Daten (Quelle inkl. Jahr der Veröffentlichung)
- zeitlicher Bezug und
- geographischer Bezug

Vergleich der Angaben

Die nachfolgende Abbildung 19 zeigt die in den untersuchten Ökobilanzstudien verwendeten Rohmaterialdatensätze unter Angabe der Quelle, dem Jahr der Veröffentlichung sowie dem Bezugsjahr der Daten. Die farbliche Markierung der Zellen weist auf die Genese der Daten.

Abbildung 19: Übersicht über die Herkunft der Rohmaterialdaten

| Rohmaterial | | | UBA 1992 (UBA I) | IFEU 1992 (PET/PLAD) | IFEU 2001 (Übersicht-Summe) | UBA 2000 (UBA II (Phase I)) | UBA 2002 (UBA II (Phase II)) | IFEU 2002 (PET/PLAD) | IFEU 2004 (FKN) | IFEU 2004 (FKN) | IFEU 2004 (FKN) | IFEU 2004 (FKN) | IFEU 2004 (FKN) | IFEU 2004 (FKN) | IFEU 2004 (FKN) |
|----------------------|--------------------|--------------|---|---|---|---|------------------------------|----------------------|--|--------------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|
| | Quelle | Bezugsjahr | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | 13 |
| Glas | nicht dokumentiert | keine Angabe | UBA 2000a | UBA 2000a | FBG (Datenaufnahme) | UBA 2000a | UBA 2000a | UBA 2000a | UBA 2000a | - | UBA 2000a | UBA 2000a | UBA 2000a | UBA 2000a | UBA 2000a |
| PET | nicht dokumentiert | keine Angabe | APME 1995 1989 bis 1991 | APME 1998 (PET Folie) 1989 bis 1991 | APME 1995 1989 bis 1991 | APME 1995 1989 bis 1991 | APME 2002 1999 | - | Datenaufnahme 2000-2003 | IFEU 2004b 2000-2003 | PlasticsEurope 2005 1999 | PlasticsEurope 2010 2009 | PlasticsEurope 2010 2005 | PlasticsEurope 2010 2005 | PlasticsEurope 2010 2005 |
| HDPE | nicht dokumentiert | keine Angabe | APME 1993 bis 1992 | APME 1993 bis 1992 | APME 1993 bis 1992 | APME 1993 bis 1992 | nicht dokumentiert | APME 2003 1999 | APME 2003 1999 | PlasticsEurope 2005 1999 | PlasticsEurope 2005 1999 | PlasticsEurope 2005 1999 | PlasticsEurope 2005 1999 | PlasticsEurope 2005 1999 | PlasticsEurope 2005 1999 |
| LDPE | nicht dokumentiert | keine Angabe | APME 1993 bis 1992 | APME 1993 bis 1992 | APME 1993 bis 1992 | APME 1993 bis 1992 | nicht dokumentiert | APME 2003 1999 | APME 2003 1999 | PlasticsEurope 2005 1999 | PlasticsEurope 2005 1999 | PlasticsEurope 2005 1999 | PlasticsEurope 2005 1999 | PlasticsEurope 2005 1999 | PlasticsEurope 2005 1999 |
| PP | nicht dokumentiert | keine Angabe | APME 1993 bis 1992 | APME 1993 bis 1992 | APME 1993 bis 1992 | APME 1993 bis 1992 | nicht dokumentiert | APME 2003 1999 | APME 2003 1999 | PlasticsEurope 2005 1999 | PlasticsEurope 2005 1999 | PlasticsEurope 2005 1999 | PlasticsEurope 2005 1999 | PlasticsEurope 2005 1999 | PlasticsEurope 2005 1999 |
| PA | nicht dokumentiert | keine Angabe | - | - | - | - | - | - | - | PlasticsEurope 2005 1996 | - | - | - | - | PlasticsEurope 2005 1996 |
| Weißblech | nicht dokumentiert | keine Angabe | BUWAL 1998 1994 | BUWAL 1998 1994 | BUWAL 1998 1994 | BUWAL 1998 1994 | nicht dokumentiert | nicht dokumentiert | Informationszentrum Weißblech e.V. 2002-2003 | - | - | - | - | - | WorldSteel 2009 2005 |
| Aluminium | nicht dokumentiert | keine Angabe | EAA 1996 1991/92 | EAA 1996 1991/92 | EAA 1996 1991/92 | EAA 1996 1991/92 | nicht dokumentiert | EAA 2000 1995/98 | EAA 2000 1995/98 | EAA 2000 1995/98 | EAA 2008 2005 | EAA 2008 2005 | EAA 2008 2005 | EAA 2008 2005 | EAA 2008 2005 |
| Holz | nicht dokumentiert | keine Angabe | UBA 1998 (graphische Papiere) 1995 bis 1997 | UBA 1998 (graphische Papiere) 1995 bis 1997 | UBA 1998 (graphische Papiere) 1995 bis 1997 | UBA 1998 (graphische Papiere) 1995 bis 1997 | nicht dokumentiert | nicht dokumentiert | UBA 1998 (graphische Papiere) 1995 bis 1997 | nicht dokumentiert | nicht dokumentiert | nicht dokumentiert | nicht dokumentiert | nicht dokumentiert | nicht dokumentiert |
| Papier | nicht dokumentiert | keine Angabe | UBA 1998 (graphische Papiere) 1995 bis 1997 | UBA 1998 (graphische Papiere) 1995 bis 1997 | UBA 1998 (graphische Papiere) 1995 bis 1997 | UBA 1998 (graphische Papiere) 1995 bis 1997 | nicht dokumentiert | nicht dokumentiert | UBA 2000a 1995 bis 1997 | nicht dokumentiert | nicht dokumentiert | nicht dokumentiert | nicht dokumentiert | nicht dokumentiert | nicht dokumentiert |
| Rohkartonherstellung | nicht dokumentiert | keine Angabe | - | - | FKN (Datenaufnahme) 1997 | FKN (Datenaufnahme) 1997 | nicht dokumentiert | nicht dokumentiert | FKN (Datenaufnahme) 2002 | - | IFEU 2004 2002 | - | - | - | - |

von der Industrie erstelltes/ veröffentlichtes Ökoprofil (Inventandatenansatz)
 Verweis auf vorhergehende Getränkeverpackungsökobilanz
 Verweis auf sonstige Literatur
 Primärdatenerhebung im Rahmen des Projektes

© IFEU/ GVM/ INTEGRAHL

Anmerkung: der europäische Wirtschaftsverband der Kunststoffherstellenden Industrie benannte sich im Jahr 2005 von APME in PlasticsEurope um.

4.3.4.2 Auswertung

In der UBA II Ökobilanz (UBA 2000a) wurde für die Bilanzierung der Rohmaterialien vorwiegend auf Literaturdaten zurückgegriffen:

- Die Kunststoffherstellung wurde mit vom europäischen Wirtschaftsverband der Kunststoffherstellenden Industrie (APME) erstellten und veröffentlichten Umweltprofilen bilanziert.
- Die Aluminiumherstellung wurde mit einem von der europäischen Aluminiumindustrie (EAA) erstellten und veröffentlichten Umweltprofil bilanziert.
- Für die Bilanzierung der Weißblechherstellung wurden Daten aus öffentlichen Datenbanken (hier BUWAL) verwendet.
- Die Bilanzierung von Holz und Papier erfolgte auf Grundlage entsprechender Ökobilanzliteratur (Ökobilanz graphische Papiere).

Darüber hinaus wurden für die folgenden Prozesse Primärdaten zur direkten Verwendung in der Ökobilanzstudie bei den entsprechenden Wirtschaftsverbänden erhoben:

- Herstellung von Glasflaschen bei der Fachvereinigung Behälterglas
- Herstellung von Rohkarton zur Verwendung in Getränkeverbundkartons beim Fachverband Kartonverpackung

In den späteren Studien wurde dieses Vorgehen größtenteils weitergeführt. Abweichungen gibt es hinsichtlich der folgenden Punkte:

- Glasdaten wurden bis dato nicht wieder neu erhoben. Alle weiteren Ökobilanzen beziehen sich auf den in UBA 2000a generierten Glasdatensatz. Dieser wurde für die Studien des Jahres 2010 hinsichtlich der Vorketten der Energiebereitstellung aktualisiert. Die Prozessdaten der Glasherstellung wurden bis ins Jahr 2010 von der Bundesvereinigung der Glasindustrie als aktuell gültig bezeichnet [IFEU 2010d].
- In IFEU 2004b wurde ein alternativer Datensatz zur europäischen PET Herstellung erhoben und verwendet (PETCORE Datensatz). Auf diesen nimmt auch IFEU 2006 Bezug. IFEU 2008 verwendet wiederum das in seinem Bezugsjahr deutlich ältere Umweltprofil des europäischen Wirtschaftsverbands der Kunststoffherstellenden Industrie (PlasticsEurope 2005). Damit ist die Studie IFEU 2008 hinsichtlich der verwendeten Rohmaterialdaten zur PET Herstellung methodisch näher an UBA II, IFEU 2004b und 2006 sind aber vom Bezugsjahr der Daten her aktueller.
- Die Daten zur Rohkartonherstellung wurden in UBA 2002 und IFEU 2004a noch einmal neu aufgenommen bzw. grundlegend aktualisiert. IFEU 2006 bezieht sich in diesen Punkt auf IFEU 2004a.
- Die Herkunft der Daten für die Bilanzierung von Holz und Papier ist in späteren Studien nicht mehr dokumentiert.

In nahezu allen Studien wurde in der Regel die zum Zeitpunkt der Erstellung aktuellste verfügbare Version der Umweltprofile (Prozessdaten für die Verpackungsrohmaterialien) verwendet (Ausnahme: IFEU 2008). Die Aktualisierung der Datensätze und die Anpassung der Energievorketten bei der Glasherstellung ist durchaus als Fortschreibung zur UBA II Ökobilanz zu verstehen. In diesem Sinne ist die Auswahl der verwendeten Prozessdaten zur Rohmaterialherstellung in allen Studien konsistent zur Vorgehensweise der UBA II Ökobilanzen. Die Studien haben demnach hinsichtlich der Auswahl und Verwendung der Rohmaterialdatensätze die gleiche Aussagekraft wie die UBA II Studie.

Generell zeigt sich in neueren Studien eine Tendenz zur Verwendung von Inventardaten, die von Verbänden bereitgestellt werden. Dass diese Daten nicht immer kongruent zu einander sind liegt an den unterschiedlichen zeitlichen und geographischen Bezugsräumen sowie den unterschiedlichen Vorgehen bei der Datenerfassung und Weiterverarbeitung. Dies betrifft insbesondere die Datensymmetrie, da je nach Industrieverband unterschiedlich umfangreiche Inventarlisten mit unterschiedlichen Detaillierungsgraden (z. B. Summenparameter versus Einzelstoffe) veröffentlicht werden.

Diese bestehenden Unterschiede schmälern aber nicht die Aussagekraft der Ökobilanzen. Sie müssen aber deutlich genug benannt und bei Auswertung der Ergebnisse berücksichtigt werden. Dafür sind der zeitliche und geografische Bezug in der Dokumentation der Inventare deutlich anzugeben.

Diese Anforderungen an Dokumentation und Datensymmetrie sowie auch die thematisierten Unterschiede bei der Erfassung und Weiterverarbeitung der erhobenen Daten könnten, durch ein zwischen den Verbänden abgestimmtes und somit einheitliches Vorgehen bei der Erstellung der Rohmaterialdatensätze, gelöst werden.

4.3.4.3 Prozessdaten für die Verarbeitungsprozesse

Bedeutung des Themas

Auch die Prozessdaten zur Verpackungsherstellung beschreiben stoffliche Umformungen. Aus einem oder mehreren Rohmaterialien werden Verpackungen. Die Herstellung der Verpackungen ist in der Ökobilanz der Einwegbinde deutlich relevanter.

Grundsätzlich wird in den Verpackungsökobilanzen zw. der Primären Verpackung sowie der Um- und Transportverpackung unterschieden.

Tendenziell werden durch die Umformungsprozesse keine direkten Emissionen freigesetzt. Die Eingangsparameter der Verpackungsherstellungsprozesse sind Energie und Material, Prozessprodukte sind Abfälle und Verpackungen.

Erforderliche Angaben

- Angabe der Datenquelle
- Angabe des Bezugsjahres der Daten, bzw. Hinweis auf den technischen Stand der erhobenen Daten (Neuanlage, technisches Marktmittel)
- Kurze, nicht technische Beschreibung des Herstellungsverfahrens der Verpackung
- Begründung/Plausibilisierung neuerer Daten, wenn diese deutlich besser sind als ein vorhergehender Stand

Vergleich der Angaben

Die nachfolgende Abbildung 20 zeigt die in den untersuchten Ökobilanzstudien verwendeten Datensätze für die Verpackungsherstellung unter Angabe der Quelle, dem Jahr der Veröffentlichung sowie dem Bezugsjahr der Daten. Die farbliche Markierung der Zellen weist auf die Genese der Daten.

Die Herstellung der Glasflaschen (Anmerkung: der Glasdatensatz umfasst die Hohlglasherstellung) ist dabei identisch mit den Ausführungen in der Themenkarte Herstellung der Rohmaterialherstellung und hier nur zur Komplettierung des Gesamtbildes wiederholt.

Abbildung 20: Übersicht über die Herkunft der Prozessdaten der Verpackungsherstellung

| Verpackungssystem | | UBA 1995a (UBA I) | IFEU 1999 (IFEU I/LD) | IFEU 2000 (Ökobilanz-UBA) | UBA 2000a (UBA II Phase I) | UBA 2000 (UBA II Phase 2) | IFEU 2002 (IFEU I/LD) | IFEU 2003a (IFEU) | IFEU 2003b (IFEU I/LD) | IFEU 2004 (IFEU) | IFEU 2004b (GVM) | IFEU 2004c (IFEU) | IFEU 2004d (IFEU I/LD) | IFEU 2004e (GVM) |
|-----------------------|------------|---------------------------------|---------------------------------|---------------------------------|---|---------------------------|---------------------------------|---------------------------------|---------------------------|---------------------------------|---------------------------------|--|--|--|
| | | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | 13 |
| Glas MW | Quelle | nicht dokumentiert | UBA 2000a | UBA 2000a | FBG (Datenaufnahme) | UBA 2000a | UBA 2000a | UBA 2000a | UBA 2000a | - | UBA 2000a | UBA 2000a | UBA 2000a | UBA 2000a |
| | Bezugsjahr | keine Angabe | 1992/96 | 1992/96 | 1992/96 | 1992/96 | 1992/96 | 1992/96 | 1992/96 | - | 1992/96 | Energieverketten aktualisiert auf 2007 | Energieverketten aktualisiert auf 2007 | Energieverketten aktualisiert auf 2007 |
| Glas EW | Quelle | nicht dokumentiert | - | UBA 2000a | FBG (Datenaufnahme) | UBA 2000a | - | - | - | - | - | - | - | UBA 2000a |
| | Bezugsjahr | keine Angabe | - | 1992/96 | 1992/96 | 1992/96 | - | - | - | - | - | - | - | 1992/96 Energieverketten aktualisiert auf 2007 |
| PET MW | Quelle | - | Primärdaten erhebung | - | Primärdaten erhebung Mitte der 1990er Jahre | Primärdaten erhebung | - | - | - | - | Primärdaten erhebung | Primärdaten erhebung | Primärdaten erhebung | - |
| | Bezugsjahr | - | keine Angabe | - | - | 2001 | - | - | - | - | 2006 | 2008 | 2008 | - |
| PET EW | Quelle | - | - | - | - | Primärdaten erhebung | - | - | IFEU 2002* | nicht dokumentiert keine Angabe | Primärdaten erhebung | Primärdaten erhebung | Primärdaten erhebung | nicht dokumentiert 2008 |
| | Bezugsjahr | - | - | - | - | 2001 | - | - | 2001 | - | 2006 | 2008/09 | 2008/09 | - |
| PET SK | Quelle | - | Primärdaten erhebung | - | - | Primärdaten erhebung | Primärdaten erhebung | - | - | - | Primärdaten erhebung | Primärdaten erhebung | Primärdaten erhebung | - |
| | Bezugsjahr | - | keine Angabe | - | - | 2001 | keine Angabe | - | - | - | 2006 | 2008/09 | 2008/09 | - |
| Alu Dose | Quelle | nicht dokumentiert keine Angabe | - | - | Primärdaten erhebung | Primärdaten erhebung | - | - | - | - | - | - | - | Primärdaten erhebung 2008 |
| | Bezugsjahr | - | - | - | 1997 | 2001 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| WB Dose | Quelle | nicht dokumentiert keine Angabe | - | - | Primärdaten erhebung | Primärdaten erhebung | - | - | - | - | - | - | - | Primärdaten erhebung 2008 |
| | Bezugsjahr | - | - | - | 1997 | 2001 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| GVK | Quelle | nicht dokumentiert keine Angabe | - | - | Primärdaten erhebung | Primärdaten erhebung | - | Primärdaten erhebung | - | IFEU 2004b | - | - | - | - |
| | Bezugsjahr | - | - | - | 1997 | 2001 | - | 2002/03 | - | 2000-2003 | - | - | - | - |
| Standboden-beutel | Quelle | nicht dokumentiert keine Angabe | - | Primärdaten erhebung | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| | Bezugsjahr | - | - | 1997 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Schlauchbeutel | Quelle | nicht dokumentiert keine Angabe | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| | Bezugsjahr | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Kunststoff deckel | Quelle | nicht dokumentiert keine Angabe | BUWAL 1998 | - | BUWAL 1998 | BUWAL 1999 | nicht dokumentiert keine Angabe | nicht dokumentiert keine Angabe | BUWAL 1999 | nicht dokumentiert keine Angabe | nicht dokumentiert keine Angabe | nicht dokumentiert keine Angabe | Primärdaten erhebung | Primärdaten erhebung |
| | Bezugsjahr | - | - | - | keine Angabe | keine Angabe | - | - | 1993 | - | - | - | 2008 | 2008 |
| Alu Anroll Verschluss | Quelle | nicht dokumentiert keine Angabe | Öko Institut | - | Öko Institut | Öko Institut | nicht dokumentiert keine Angabe | nicht dokumentiert keine Angabe | Öko Institut | Öko Institut | Öko Institut | Öko Institut | Öko Institut | Öko Institut |
| | Bezugsjahr | - | 1996 | - | 1996 | 1996 | 1992 | 1992 | 1996 | 1992 | 1996 | 1992 | 1996 | 1992 |
| Kronkorken | Quelle | nicht dokumentiert keine Angabe | BUWAL 1998 | - | UBA 1995b | - | - | - | UBA 2000a | - | - | - | - | nicht dokumentiert keine Angabe |
| | Bezugsjahr | - | keine Angabe | - | 1992 | - | - | - | 1992 | - | - | - | - | - |
| Bajonettverschluss | Quelle | nicht dokumentiert keine Angabe | - | BUWAL 1998 | UBA 1995b | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| | Bezugsjahr | - | - | keine Angabe | 1992 | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Papieretikett | Quelle | nicht dokumentiert keine Angabe | UBA 1998 (graph. Papiere) | UBA 1998 (graph. Papiere) | UBA 1998 (graph. Papiere) | UBA 1998 (graph. Papiere) | nicht dokumentiert keine Angabe | nicht dokumentiert keine Angabe | UBA 2000a | nicht dokumentiert keine Angabe | nicht dokumentiert keine Angabe | nicht dokumentiert keine Angabe | nicht dokumentiert keine Angabe | nicht dokumentiert keine Angabe |
| | Bezugsjahr | - | keine Angabe | keine Angabe | keine Angabe | keine Angabe | - | - | 1992 | - | - | - | - | - |
| Kunststoff etikett | Quelle | nicht dokumentiert keine Angabe | BUWAL 1998 | - | BUWAL 1998 | Primärdaten erhebung | nicht dokumentiert keine Angabe | nicht dokumentiert keine Angabe | dokumentiert keine Angabe | dokumentiert keine Angabe | dokumentiert keine Angabe | dokumentiert keine Angabe | dokumentiert keine Angabe | dokumentiert keine Angabe |
| | Bezugsjahr | - | keine Angabe | - | keine Angabe | 1998 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| MW Kasten | Quelle | nicht dokumentiert keine Angabe | UBA 2000a | UBA 2000a | Primärdaten erhebung | UBA 2000a | nicht dokumentiert keine Angabe | nicht dokumentiert keine Angabe | UBA 2000a | nicht dokumentiert keine Angabe | nicht dokumentiert keine Angabe | nicht dokumentiert keine Angabe | nicht dokumentiert keine Angabe | nicht dokumentiert keine Angabe |
| | Bezugsjahr | - | 1996/97 | 1996/97 | 1996/97 | 1996/97 | - | - | 1992 | - | - | - | - | - |
| Wellpappe tray | Quelle | nicht dokumentiert keine Angabe | BUWAL 1998 | nicht dokumentiert keine Angabe | BUWAL 1998 | BUWAL 1998 | nicht dokumentiert keine Angabe | nicht dokumentiert keine Angabe | FEFCO 2000 | FEFCO 2000 | FEFCO 2000 | FEFCO 2000 | FEFCO 2000 | FEFCO 2000 |
| | Bezugsjahr | - | keine Angabe | keine Angabe | keine Angabe | keine Angabe | - | - | 1999 | 2002 | 2005 | 2005 | 2005 | 2005 |
| Schrumpp folie | Quelle | nicht dokumentiert keine Angabe | BUWAL 1998 | BUWAL 1998 | BUWAL 1998 | BUWAL 1998 | nicht dokumentiert keine Angabe | nicht dokumentiert keine Angabe | BUWAL 1998 | dokumentiert keine Angabe | dokumentiert keine Angabe | dokumentiert keine Angabe | dokumentiert keine Angabe | dokumentiert keine Angabe |
| | Bezugsjahr | - | keine Angabe | keine Angabe | keine Angabe | keine Angabe | - | - | 1993 | - | - | - | - | - |
| Palette | Quelle | nicht dokumentiert keine Angabe | UBA 1995b | UBA 1995b | UBA 1995b | UBA 1995b | nicht dokumentiert keine Angabe | nicht dokumentiert keine Angabe | UBA 2000a | nicht dokumentiert keine Angabe | nicht dokumentiert keine Angabe | nicht dokumentiert keine Angabe | nicht dokumentiert keine Angabe | nicht dokumentiert keine Angabe |
| | Bezugsjahr | - | keine Angabe | keine Angabe | keine Angabe | 1992 | - | - | 1992 | - | - | - | - | - |
| Palettenband | Quelle | nicht dokumentiert keine Angabe | nicht dokumentiert keine Angabe | nicht dokumentiert keine Angabe | BUWAL 1998 | BUWAL 1998 | nicht dokumentiert keine Angabe | nicht dokumentiert keine Angabe | Primärdaten erhebung | nicht dokumentiert keine Angabe | nicht dokumentiert keine Angabe | nicht dokumentiert keine Angabe | nicht dokumentiert keine Angabe | nicht dokumentiert keine Angabe |
| | Bezugsjahr | - | keine Angabe | keine Angabe | keine Angabe | keine Angabe | - | - | 2002-2003 | - | - | - | - | - |
| Stretchfolie | Quelle | nicht dokumentiert keine Angabe | nicht dokumentiert keine Angabe | BUWAL 1998 | BUWAL 1998 | BUWAL 1998 | nicht dokumentiert keine Angabe | nicht dokumentiert keine Angabe | BUWAL 1998 | nicht dokumentiert keine Angabe | nicht dokumentiert keine Angabe | nicht dokumentiert keine Angabe | nicht dokumentiert keine Angabe | nicht dokumentiert keine Angabe |
| | Bezugsjahr | - | keine Angabe | keine Angabe | keine Angabe | keine Angabe | - | - | 1993 | - | - | - | - | - |

von der Industrie erstelltes / veröffentlichtes Ökoprotoll (Inventardatensatz)
 Verweis auf vorhergehende Getränkeverpackungsökobilanz
 Verweis auf sonstige Literatur
 Primärdatenerhebung im Rahmen des Projektes

* IFEU 2002 PET Zukunft (unveröffentlicht)

© IFEU/ GVM/ INTEGRAHL

Auswertung

In der UBA II Ökobilanz wurden die Prozessdaten für die Herstellung der Verpackungskomponenten folgendermaßen hergeleitet:

- Die Prozessdaten für die Herstellung des Verpackungskörpers entstammen allesamt aus im Rahmen der Studie durchgeführten Primärdatenerhebungen bei unterschiedlichen Herstellerbetrieben.
- Die Daten zur Herstellung der übrigen Komponenten Verschluss, Etikett Um- und Transportverpackung wurden der Literatur entnommen. Vornehmlich handelt es sich dabei um freie Datenbanken (BUWAL) bzw. es erfolgt der Verweis auf UBA 1995. Für die Produktion der Mehrwegkästen wurde eine Primärdatenerhebung durchgeführt.

- Für die Ableitung der Prozessdaten für die Herstellung der Verpackungskomponenten wurden keine von der Industrie bzw. von Verbänden erstellte und veröffentlichte Inventare genutzt.

In den späteren Studien wurde dieses Vorgehen größtenteils weitergeführt. Abweichungen gibt es hinsichtlich der folgenden Punkte:

- Die Herstellung der Glasflaschen wurde seit UBA II nicht mehr neu erhoben. Alle späteren Studien verweisen auf UBA 2000a als Quelle.
- IFEU 2004b verweist hinsichtlich der Herstellung der PET Einwegflaschen auf eine nicht veröffentlichte Studie bzgl. PET Einwegflaschen aus dem Jahr 2002.
- IFEU 2006 verweist hinsichtlich der Getränkekartonherstellung auf die in IFEU 2004a erhobenen Prozessdaten.
- In IFEU 2006 und IFEU 2010c ist die Herkunft der Daten für die Produktion der PET Einwegflaschen nicht dokumentiert.
- In IFEU 2010a und b wurden erstmalig Prozessdaten hinsichtlich der Produktion von Kunststoffverschlüssen erhoben.
- Seit IFEU 2004b wird für die Herstellung der Wellpappetrays jeweils das aktuellste Umweltprofil von FEFCO genutzt.

Generell lässt sich festhalten, dass außer IFEU 2004b keine der späteren Studien das Dokumentationsniveau der UBA II Studien hinsichtlich der Herkunft der verwendeten Prozessdaten erreicht. Aufgrund der zeitlich konsekutiven Bearbeitung der Studien liegt der Schluss nahe, dass dort, wo in den Berichten keine Daten (bzw. deren Herkunft) dokumentiert sind einfach der bestehende Datenpool weitergenutzt wurde. Dies wäre aber besonders an den Stellen kritisch zu hinterfragen, an denen schon UBA II auf ältere, nicht mehr nachvollziehbare Datenquellen wie UBA 1995 verweist.

Grundsätzlich ist die Herleitung der Prozessdaten für die Verpackungsherstellung in allen Studien konsistent zu UBA II. Ein Schwerpunkt wird auf die Daten zur Herstellung der primären Verpackung gelegt, was sinnvoll erscheint, da diese den größten Teil des Referenzflusses bestimmen. Diese Prozessdaten entstammen zumeist innerhalb der Studien durchgeführten Primärdatenerhebungen, wenn Verweise auf ältere Studien erfolgen, so liegen diese in der Regel nicht mehr als zwei Jahre zurück. Die Daten zur Glasherstellung wurden in den Studien des Jahres 2010 hinsichtlich der Energievorketten aktualisiert. Sukzessiv wurden die in UBA II verwendeten Literaturdaten durch neu erhobene Primärdaten, bzw. im Falle der Wellpappetrays durch verfügbare Umweltprofile ersetzt.

Diese Fortschreibung der verwendeten Daten entspricht der Logik der UBA II Studie die Verpackungsherstellung mit einem aktuellen Sachstand zu bilanzieren. Kritisch zu hinterfragen sind die Lücken in der Dokumentation der späteren Studien. Diese betreffen jedoch in der Regel vornehmlich die Komponenten der Um- und Transportverpackung. Insofern wird die Aussagekraft der Studien nicht geschmälert.

4.3.4.4 Prozessdaten für die Abfüllprozesse

Bedeutung des Themas

Die Prozessdaten hinsichtlich der Abfüllprozesse beschreiben – anders als die vorhergehenden – keinen stofflichen Umformungsprozess, sondern die Arbeitsschritte der Flaschen- und Kastenwäsche (nur Mehrweg), der Befüllung der Gebinde, die Komplettierung und finale Verpackung der Primärverpackung für den Transport zum Verkaufsort.

Ressourcenverbräuche und Emissionen dieses Prozessschrittes sind daher auf die Bereitstellung der Verbrauchsmedien (in der Regel Energie, Wasser und Prozesschemikalien) zurückzuführen.

Erforderliche Angaben

- Angabe der Datenquelle
- Angabe des Bezugsjahres der Daten, bzw. Hinweis auf den technischen Stand der erhobenen Daten (Neuanlage, technisches Marktmittel)
- Kurze, nicht technische Beschreibung des Herstellungsverfahrens der Verpackung
- Begründung/Plausibilisierung neuerer Daten, wenn diese deutlich besser sind als ein vorhergehender Stand

Vergleich der Angaben

Die nachfolgende Abbildung 21 zeigt die in den untersuchten Ökobilanzstudien verwendeten Datensätze für den Prozessschritt „Abfüllung und Verpackung“ der untersuchten Verpackungen unter Angabe der Quelle, dem Jahr der Veröffentlichung sowie dem Bezugsjahr der Daten. Die farbliche Markierung der Zellen sowie die Schriftfarben weisen auf die Genese der Daten.

Abbildung 21: Übersicht über die Herkunft der Prozessdaten zur Getränkeabfüllung

| Verpackungssystem | Quelle | Bezugsjahr | UBA 1993a (UBA I) | IFEU 1997 (PEFC/DLD) | IFEU 2000 (Dachglas-Studie) | UBA 1997a (UBA II Phase 1) | UBA 2000 (UBA II Phase 2) | IFEU 1999 (PEFC/DLD) | IFEU 2000 (PEFC) | IFEU 2000a (PEFC) | IFEU 2000b (PEFC) | IFEU 2000c (PEFC) | IFEU 2000d (PEFC) | IFEU 2000e (PEFC) | IFEU 2000f (PEFC) | IFEU 2000g (PEFC) | IFEU 2000h (PEFC) |
|-------------------|--------------------|--------------|-------------------|----------------------|---------------------------------------|----------------------------|---------------------------|----------------------|----------------------|--------------------------|-------------------|-------------------|----------------------|----------------------|----------------------|--------------------|--------------------|
| | | | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | 13 | | |
| Glas MW | nicht dokumentiert | keine Angabe | UBA 2000a | UBA 2000a | Primärdaten erhebung durch Luxenhofer | 0,5L UBA 2000a | 1,0L IFEU 1999 | nicht dokumentiert | 0,2L UBA 2000a | 1,0L Primärdatenerhebung | UBA 2000a | - | Primärdaten erhebung | IFEU 2008 | IFEU 2008 | nicht dokumentiert | |
| Glas EW | nicht dokumentiert | keine Angabe | - | - | Primärdaten erhebung durch Luxenhofer | UBA 2000a | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | nicht dokumentiert |
| PET MW | - | - | UBA 2000a | - | Primärdaten erhebung durch Luxenhofer | UBA 2000a | - | - | - | - | - | - | Primärdaten erhebung | IFEU 2008 | IFEU 2008 | - | |
| PET EW | - | - | - | - | - | 0,5L IFEU 1999 | Rest UBA 2000a | - | - | - | UBA 2000a | IFEU 2004b | Primärdaten erhebung | Primärdaten erhebung | Primärdaten erhebung | nicht dokumentiert | |
| PET SK | - | - | UBA 2000a | - | - | IFEU 1999 | nicht dokumentiert | - | - | - | - | - | Primärdaten erhebung | Primärdaten erhebung | Primärdaten erhebung | - | |
| Alu Dose | nicht dokumentiert | keine Angabe | - | - | Primärdaten erhebung durch Luxenhofer | UBA 2000a | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | nicht dokumentiert |
| WB Dose | nicht dokumentiert | keine Angabe | - | - | Primärdaten erhebung durch Luxenhofer | UBA 2000a | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | nicht dokumentiert |
| GVK | nicht dokumentiert | keine Angabe | - | - | Primärdaten erhebung durch Luxenhofer | UBA 2000a | - | - | Primärdaten erhebung | - | IFEU 2004a | - | - | - | - | - | - |
| Standbottlebeutel | - | - | - | - | Primärdaten erhebung | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Schlauchbeutel | nicht dokumentiert | keine Angabe | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |

von der Industrie erstelltes/ veröffentlichtes Ökopprofil (Inventar datensatz)
 Verweis auf vorhergehende Getränkeverpackungsökobilanz
 Verweis auf sonstige Literatur
 Primärdatenerhebung im Rahmen des Projektes
- Einzelwert aus technischer Spezifikation
- Mittelwert aus erhobenen Realdaten
- erhobene Realdaten, Einzelwert

© IFEU/ GVM/ INTEGRAHL

Auswertung

Im Rahmen der UBA II Studie wurden die Prozessdaten zum Abfüllen und Verpacken von der Firma PackForce aus technischen Spezifikationen abgeleitet.

In den späteren Studien wurde dieses Vorgehen zum Teil nicht immer konsistent zum Vorgehen in UBA II weitergeführt. Schon in der UBA II Phase 2 Studie wurden Verbrauchsdaten von real betriebenen Anlagen, die im Rahmen der IFEU 1999 Studie erhoben, dort aber nicht zur Bilanzierung der Basisszenarien verwendet wurden, eingesetzt, um zukünftige Potenziale abzubilden. Auch in IFEU 2004a und IFEU 2006 wurden technische Spezifikationen und erhobenen Realdaten gemischt in einer Studie verwendet. Seit IFEU 2008 kamen nur erhobene Realdaten zur Anwendung, wobei IFEU 2010a und b hinsichtlich der Mehrwegabfüllung auf IFEU 2008 verweisen. In IFEU 2003 und IFEU 2010c ist die Herkunft der Abfülldaten nicht dokumentiert.

Das Vorgehen die Prozesse im Rahmen der Abfüllung mit erhobenen Realdaten zu bilanzieren, wie es seit IFEU 2004a zum Teil umgesetzt wird ist nicht konsistent zum Vorgehen der UBA II Studie. Eine Bewertung, welche Form der Datengenerierung die zu bevorzugende ist kann an dieser Stelle nicht beantwortet werden sondern wird im weiteren Verlauf des F&E Vorhabens thematisiert. Eine Vermischung der beiden unterschiedlichen Ansätze ist kritisch zu beurteilen, kann jedoch in den vorliegenden Fällen toleriert werden, solange wie in IFEU 2006 nur Einweggebinde miteinander verglichen werden, in deren Lebenszyklus die Abfüllung tendenziell eher eine geringe Rolle spielt.

Hinsichtlich der Auswirkung auf die Aussagekraft der Studien ist die Vermischung der beiden Datenableitungsoptionen (technische Spezifikation vs. erhobene Realdaten) stärker zu gewichten als die methodische Konformität mit der UBA II Studie.

4.3.4.5 Prozessdaten für die Entsorgungsprozesse

Bedeutung des Themas

Die Prozessdaten zur Entsorgung beschreiben wiederum stoffliche Umwandlungsprozesse. Aus Verpackungsmaterialien werden Sekundärrohstoffe, oder Energie bzw. es werden andere Energieträger substituiert. All diese Umformungsprozesse gehen mit der Freisetzung von Emissionen in Luft und Wasser einher.

Erforderliche Angaben

- Angabe der Datenquelle
- Angabe des Bezugsjahres der Daten

Vergleich der Angaben

Die nachfolgende Abbildung 22 zeigt die in den untersuchten Ökobilanzstudien verwendeten Datensätze für die Beseitigung und Verwertung der untersuchten Verpackungen unter Angabe der Quelle, dem Jahr der Veröffentlichung sowie dem Bezugsjahr der Daten. Die farbliche Markierung der Zellen sowie die Schriftfarben weisen auf die Genese der Daten.

Abbildung 22: Übersicht über die Herkunft der Prozessdaten der Entsorgungsprozesse

| Prozessdaten Beseitigung und Verwertung | | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | 13 |
|---|-----------------------------|---------------------------|------------------------|------------------------|----------------------------|----------------------------|------------------------|--------------------|------------------------|-----------------------|---------------------|----------------------|----------------------|----------------------|
| | | IFEU 2004a (UBA II) | IFEU 2004b (IFEU/CELD) | IFEU 2004c (Dachstuhl) | UBA 2000a (UBA II Phase 1) | UBA 2000a (UBA II Phase 2) | IFEU 2004b (IFEU/CELD) | UBA 2000a (UBA II) | IFEU 2004a (IFEU/CELD) | IFEU 2004b (UBA II) | IFEU 2004c (UBA II) | IFEU 2004d (UBA II) | IFEU 2004e (UBA II) | IFEU 2004f (UBA II) |
| Beseitigung | MVA | Quelle nicht dokumentiert | UBA 2000a | UBA 2000a | Literatur | UBA 2000a | nicht dokumentiert | nicht dokumentiert | UBA 2000a | UBA 2000a | nicht dokumentiert | nicht dokumentiert | nicht dokumentiert | nicht dokumentiert |
| | Deponie | Quelle nicht dokumentiert | UBA 2000a | UBA 2000a | Literatur | UBA 2000a | nicht dokumentiert | nicht dokumentiert | UBA 2000a | UBA 2000a | nicht dokumentiert | nicht dokumentiert | nicht dokumentiert | nicht dokumentiert |
| | MBA | Quelle nicht dokumentiert | UBA 2000a | UBA 2000a | Literatur | UBA 2000a | nicht dokumentiert | nicht dokumentiert | UBA 2000a | UBA 2000a | nicht dokumentiert | nicht dokumentiert | nicht dokumentiert | nicht dokumentiert |
| Verwertung | Sortieranlage | Quelle nicht dokumentiert | UBA 1995b | UBA 1995b | UBA 1995b | UBA 1995b | nicht dokumentiert | nicht dokumentiert | UBA 2000a | UBA 2000a | nicht dokumentiert | nicht dokumentiert | nicht dokumentiert | nicht dokumentiert |
| | Recycling | Quelle nicht dokumentiert | BUWAL 1998 | Primärdaten erhebung | BUWAL 1998 | BUWAL 1998 | Primärdaten erhebung | nicht dokumentiert | Primärdaten erhebung | GVK Primärdaten 2004b | PEI-IFEU 2004b | Primärdaten erhebung | Primärdaten erhebung | Primärdaten erhebung |
| | MKS energetische Verwertung | Quelle nicht dokumentiert | nicht | nicht | nicht | nicht | nicht | nicht | UBA 2001 | UBA 2001 | nicht | nicht | nicht | nicht |
| MKS werkstoffliche Verwertung | Quelle nicht dokumentiert | nicht | nicht | nicht | nicht | nicht | nicht | UBA 2001 | UBA 2001 | nicht | nicht | nicht | nicht | |

von der Industrie erstelltes/ veröffentlichtes Ökopassiv (Inventardatensatz)
 Verweis auf vorhergehende Getränkeverpackungsökobilanz
 Verweis auf sonstige Literatur
 Primärdatenerhebung im Rahmen des Projektes

© IFEU/ GVM/ INTEGRAHL

Auswertung

In der UBA II Ökobilanz (UBA 2000a) wurde für die Bilanzierung der Beseitigungs- und Verwertungsprozesse ausschließlich auf Literaturdaten zurückgegriffen:

- Die MVA und Deponieprozesse wurden anhand von verfügbarer Literatur abgeleitet (unter anderem: Thome-Kozmiensky, Thermische Abfallbehandlung oder Krümpelbeck, Abschätzung des Deponieverhaltens aus Überwachungsdaten von Deponien).
- Die Verwertungsprozesse wurden aus Datenbanken (BUWAL 1998) übernommen, bzw. hinsichtlich der Sortieranlage wird auf UBA 1995 verwiesen.

In den späteren Studien wurde - soweit dokumentiert - dieses Vorgehen größtenteils konsistent weitergeführt. Abweichungen gibt es lediglich hinsichtlich der Recyclingdaten, diese wurden größtenteils für die untersuchten Packmittel neu erhoben.

Hinsichtlich der werkstofflichen und energetischen Verwertung der Mischkunststofffraktion verweisen IFEU 2004b und IFEU 2006 auf UBA 2001 (Grundlagen für eine ökologisch und ökonomisch sinnvolle Verwertung von Verkaufsverpackungen).

In den späteren Studien (IFEU 2008ff) war eine Aufbereitungen innerhalb der Mischkunststofffraktion kein vorgesehener Entsorgungsweg für den Hauptteil der Primärverpackung. Lediglich kleine Mengen der Um- und Transportverpackung wurden auf diesem Wege aufbereitet. Von daher ist die lückenhafte Dokumentation der Prozessdaten an dieser Stelle kein Kriterium um die Aussagekraft der Studien in Zweifel zu ziehen.

4.3.4.6 Prozessdaten für die Energiebereitstellung und Transportprozesse

Bedeutung des Themas

Die Daten zur Energiebereitstellung und für die Transportprozesse gehören zu den so genannten Hintergrunddaten einer Ökobilanz.

Die Daten zur Energiebereitstellung bilden die Emissionen ab, die durch die Produktion von elektrischer Energie verursacht werden. In der sektoralen Auswertung der untersuchten Studien werden diese Emissionen immer anteilig dem Lebenswegabschnitt zugeordnet, in dem der Netzstrom eingesetzt wird (bspw. im Rahmen der Abfüllung).

Zu den Emissionen der Transportprozesse gehören alle Bahn-, Schiffs- und LKW-Emissionen die im Lebensweg einer Verpackung anfallen. Die Emissionen sind entweder einzelnen Lebenswegabschnitten zugeordnet oder sind in einem eigenen Lebenswegabschnitt subsumiert (Distribution).

Der ökobilanzielle Einfluss der Hintergrunddaten ist demnach abhängig von den verwendeten Prozessdaten und den Annahmen und Festlegungen der Modellierung.

Erforderliche Angaben

- Angabe der Datenquelle
- Angabe des Bezugsjahres der Daten

Vergleich der Angaben

Die nachfolgende Abbildung 23 zeigt die in den untersuchten Ökobilanzstudien verwendeten Hintergrunddaten unter Angabe der Quelle, dem Jahr der Veröffentlichung sowie dem Bezugsjahr der Daten. Die farbliche Markierung der Zellen sowie die Schriftfarben weisen auf die Genese der Daten.

Abbildung 23: Übersicht über die Herkunft der Hintergrunddaten

| Hintergrunddaten | | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | 13 |
|-------------------------------|------------|--------------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| | Quelle | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | 13 |
| Strom/ Energemix | Quelle | nicht dokumentiert | VDEW 1997 | VDEW 1997 | VDEW 1997 | VDEW 1997 | VDEW 2001 | VDEW 2001 | VDEW 2003 | VDEW 2003 | DIW 2007 | AGEB 2010 | AGEB 2010 | AGEB 2010 |
| | Bezugsjahr | keine Angabe | 1996 | 1996 | 1996 | 1996 | 2001 | 2001 | 2003 | 2003 | 2006 | 2009 | 2009 | 2009 |
| Transporte/ LKW Emissionen | Quelle | nicht dokumentiert | INFRAS 1995 | INFRAS 1995 | INFRAS 1995 | INFRAS 1995 | INFRAS 1999 | INFRAS 1999 | INFRAS 2004 | INFRAS 2004 | INFRAS 2004 | INFRAS 2004 | INFRAS 2004 | INFRAS 2004 |
| | Bezugsjahr | keine Angabe | 1995 | 1995 | 1995 | 1995 | 1999 | 1999 | 2003 | 2003 | 2005 | 2010 | 2010 | 2010 |

von der Industrie erstelltes/ veröffentlichtes Ökopprofil (Inventardatensatz)
 Verweis auf vorhergehende Getränkeverpackungsökobilanz
 Verweis auf sonstige Literatur
 Primärdatenerhebung im Rahmen des Projektes

© IFEU/ GVM/ INTEGRAHL

Auswertung

In der UBA II Studie wurden die Emissionen der Energiebereitstellung und die Transportemissionen anhand von Literaturdaten bilanziert. Dieses Vorgehen wird auch in allen späteren Studien weiter beibehalten, wobei die Datenquellen fortlaufend aktualisiert werden.

Die Bilanzierung der Transportemissionen erfolgt in allen Studien auf Grundlage des Handbuches der Emissionsfaktoren, hinsichtlich der Ableitung des deutschen Strommixes. Für die jeweiligen Bezugsjahre ändert sich die Quelle mit IFEU 2008 von Verband der Elektrizitätswirtschaft (VDEW) auf Deutsches Institut für Wirtschaftsforschung (DIW) und mit IFEU 2010a auf Arbeitsgemeinschaft Energiebilanzen (AGEB).

Diese Fortschreibung der verwendeten Daten entspricht der Logik der UBA II Studie die Hintergrunddaten mit einem aktuellen Sachstand zu bilanzieren. Insofern wird die Aussagekraft der Studien nicht geschmälert.

4.4 Generelle Beobachtung bzgl. der Genese und Beurteilung von Daten in den analysierten Ökobilanzen

Alle im Rahmen des Arbeitspaktes 1 ausgewertete Getränkeverpackungsökobilanzen die im Nachgang⁴ zur UBA II Ökobilanz erstellt wurden, sind einer kritischen Begutachtung (Critical Review) unterzogen worden. In einem Critical Review wird üblicherweise anhand der in den geltenden ISO Normen 14040 bis 14044 vorgegebenen Kriterien abgeprüft, ob

- "die bei der Durchführung der Ökobilanz angewendeten Methoden mit dieser Internationalen Norm übereinstimmen;
- die bei der Durchführung der Ökobilanz angewendeten Methoden wissenschaftlich begründet und technisch gültig sind;
- die verwendeten Daten in Bezug auf das Ziel der Studie hinreichend und zweckmäßig sind;
- die Auswertungen die erkannten Einschränkungen und das Ziel der Ökobilanz berücksichtigen;
- der Bericht transparent und in sich stimmig ist".

Bei der Bewertung der einer Ökobilanz zugrunde liegenden Daten sind also insbesondere die Fragen der Transparenz und der Zweckmäßigkeit hinsichtlich der zu beantwortenden Fragestellung zu thematisieren.

In Kapitel 4.3 sind an vielen Stellen eine dokumentarische Intransparenz hinsichtlich der den Studien zu Grunde liegenden Annahmen, Festlegungen und Eingangsdaten aufgezeigt worden. Dennoch wird allen Studien im Bericht zur kritischen Begutachtung eine Übereinstimmung mit den geltenden ISO Normen attestiert.

Die Gründe für die Intransparenz der Daten sind sicherlich vielfältig, Geheimhaltungspflichten, wettbewerbsrechtliche Bedenken oder auch das Fehlen absolut verlässlicher und wissenschaftlich nachvollziehbarer Messdaten um nur einige zu nennen. In der Regel entstehen die – im Nachhinein intransparenten - Annahmen und Festlegungen im Rahmen eines iterativen Prozesses in den neben den Auftraggebern und den Studienerstellern immer auch das kritische Gutachterteam eingebunden werden. Eine detaillierte Dokumentation im Bericht ist dann aber aus den oben genannten Gründen zumeist nicht möglich. Im Rahmen des vorliegenden F&E Vorhabens wurden die Studien jedoch ohne evtl. (noch) vorhandenes Insiderwissen bewertet.

Daher soll an dieser Stelle noch einmal - quasi als Kondensat der vorhergehenden Kapitel – in übersichtlicher Form auf die Probleme bei der Genese und Dokumentation von Eingangsdaten für Ökobilanzen eingegangen werden sowie deren Auswirkungen auf die Rezeption der Studien thematisiert werden.

Dies wird von den Autoren nicht zuletzt deshalb als wichtig erachtet, da für die zukünftige Standardisierung von Verpackungsökobilanzen (Arbeitspaket 3) auch Dokumentationsvorgaben vorgeschlagen werden sollen, mithilfe derer auch die Transparenz und Nachvollziehbarkeit der Daten bis zu einem Grad sichergestellt werden sollen.

⁴ Die Studien [IFEU 1999] und [IFEU 2000] wurden parallel zur UBA II Studie erarbeitet und zum Teil bereits vor dieser publiziert. Sie sind dennoch als spätere Studie zu bezeichnen, da dort Festlegungen zum Tragen kamen, die erst im Rahmen der UBA Ökobilanz abgestimmt wurden.

4.4.1 Probleme hinsichtlich der Auswahl der zu untersuchenden Verpackungen

4.4.1.1 Auswahl der zu untersuchenden Verpackungssysteme

Wie in Kapitel 4.3.1 erläutert, ist die Auswahl der zu untersuchenden Verpackungssysteme von entscheidender Bedeutung für den späteren Geltungsbereich der Studien. Jedoch wird in den jeweiligen Berichten nicht immer klar, auf welcher Grundlage die Auswahl und Definition der zu untersuchenden Verpackungssysteme erfolgte.

In UBA II wurde zu diesem Zweck eine umfangreiche Marktanalyse durchgeführt, welche im Kapitel 1 der Materialsammlung dokumentiert ist (UBA 2000b). Die der Marktanalyse zu Grunde liegenden Daten reflektieren das Jahr 1995. Von daher bestand gerade in neueren Ökobilanzen die Notwendigkeit, die Abgrenzung der zu untersuchenden Getränke-segmente und Auswahl der zu untersuchenden Verpackungssysteme neu zu aktualisieren bzw. neu zu definieren.

In diesen Ökobilanzen wurden für die Abgrenzung in der Regel auf öffentlich verfügbare Daten bzw. vom Auftraggeber bereitgestellte Marktforschungsdaten zurückgegriffen, die häufig nur den Marktausschnitt reflektieren, der für den Auftraggeber von Interesse ist. Dabei handelte es sich zu meist Daten aus dem Hause Nielsen, die auf vertraulicher Ebene den Autoren bereitgestellt und in einem Kapitel zur Marktbedeutung der in der Studie untersuchten Verpackungen diskutiert wurden.

Detaillierte Marktanalysen äquivalent zum Vorgehen in der UBA II Studie wurden von den Auftraggebern der späteren Studien nicht erneut beauftragt. Ein wesentlicher Grund dafür ist, dass die Studien nach UBA II von Akteuren aus der Industrie beauftragt wurden (FKN, GDB, IK, PETCYCLE, BCME). Diese haben in der Regel eine breite Übersicht über die Marktbedeutung und Ausgestaltung der von ihnen vertretenen Systeme. Der Ansatz dieser Studien ist eher einem pragmatischen und umsetzungsorientierten (sowie sicherlich auch kostensensiblen) Vorgehen zur Auswahl der zu untersuchenden Verpackungssysteme geschuldet. Daher wurden in der Regel nur wenige Verpackungssysteme in den ökobilanziellen Vergleich mit einbezogen. Individuelle Mehrwegsysteme blieben unberücksichtigt, da die Poolssysteme als Referenzsystem einbezogen waren und es daher, v. a. aus den Reihen der Einweghersteller, keine Notwendigkeit zur Berücksichtigung gab.

4.4.1.2 Ableitung der Verpackungsspezifikationen

Die Definition der Verpackungsspezifikationen basiert gerade im Bereich der Einwegsysteme oft auf Primärdaten. In den Ökobilanzen nach UBA II ist nicht immer detailliert dokumentiert, wer die Daten erhoben hat (Auftraggeber wie im Falle der GDB Ökobilanz [IFEU 2008] oder Autoren wie im Falle der IK PET Ökobilanz [IFEU2010a]) oder wie viele Einzelwerte erhoben wurden und wie sie zu einem Mittelwert aggregiert wurden. Üblicherweise sind in den Ökobilanzen, welche von Akteuren aus der Industrie beauftragt wurden, aus Gründen der Datenvertraulichkeit keine erhobenen Einzeldaten dokumentiert, die Rückschlüsse auf einzelne Unternehmen erlauben könnten.

Das grundsätzliche Problem bei der Definition der zu untersuchenden Verpackungssysteme liegt also vor allem darin, dass bisher noch kein allgemein standardisiertes Vorgehen für die Auswahl der Marktsegmente und der darin verfügbaren Verpackungssysteme sowie die Ableitung der Verpackungsspezifikationen entwickelt wurde. Entsprechend der ISO Norm gehört die Beschreibung des Produktsystems in die Ziel und Rahmendefinition. Eine detaillierte Dokumentation des Auswahlprozesses ist aber wie bereits erwähnt durch die Norm nicht zwingend gefordert. Schlussendlich sind die Auftraggeber und auch die Autoren frei in ihrer Entscheidung, welche Produkte untersucht und miteinander verglichen werden. Aus Gründen der Praktikabilität wird eine so heterogene Produktwelt wie die der Getränkeverpackungen in einzelne Marktbereiche segmentiert und sinnvolle Untersuchungsgruppen, entsprechend der jeweiligen Anforderungen der unterschiedlichen Füllgüter an deren Verpackung, gebildet.

Seitens der ISO Norm besteht die Notwendigkeit, dass die Ergebnisse des ökobilanziellen Vergleichs im Kontext mit dem definierten Ziel und Rahmen der Studie stehen. Wenn also das Ziel der Studie ist, Aussagen zu allgemeinen deutschen Marktverhältnissen zu treffen, ist selbstverständlich auch in irgendeiner Weise die Marktbedeutung und die Spezifikation der untersuchten Verpackungssysteme zu thematisieren.

4.4.2 Probleme hinsichtlich der Annahmen und Festlegungen der Modellierung

Die Annahmen und Festlegungen der Modellierung sind wesentliche Stellschrauben für das ökobilanzielle Ergebnis der untersuchten Verpackungssysteme. Insbesondere handelt es sich um die folgenden drei Festlegungen:

- Annahmen zu den Entsorgungswegen (besonders relevant bei Einwegsystemen)
- Umlaufzahlen von Mehrwegsystemen
- Distributionsstruktur

Wie bereits in Kapitel 4.3.2 ausgeführt wurde, gestaltet sich die Ableitung dieser Festlegungen der Modellierung oft problematisch. Dies liegt daran, dass

- oftmals nur unzureichende produktspezifischen Daten öffentlich verfügbar sind,
- empirische Messung in der Regel nicht möglich sind und
- die realistische Situation bei den einzelnen Verpackungssystemen stark von Entwicklungen des Marktes beeinflusst wird, zum Teil sogar saisonabhängig ist.

Die Autoren der Ökobilanzen waren daher gezwungen, aus den verfügbaren und zum Teil sogar sehr widersprüchlichen Informationen⁵ eine für die untersuchten Systeme angemessene Situation abzubilden.

In der UBA II Ökobilanz wurden die Festlegungen in der Regel auf Basis von empirisch abgeleiteten Daten getroffen. In den nachfolgenden Ökobilanzen wurde zumeist versucht, die dort etablierten Modelle zur Entsorgungsstruktur, Umlaufzahlenermittlung und Logistik mit neueren Daten fortzuschreiben.

Dieses Vorgehen erreicht seine Grenzen jedoch spätestens dann, wenn sich die Marktgegebenheiten grundlegend geändert haben, wie bspw. durch die Einführung des Pflichtpfandes auf bestimmte Einweggetränkeverpackungen. An dieser Stelle waren im Rahmen der Studien zwangsläufig neue Festlegungen zu treffen bzw. entsprechende Modelle zu erarbeiten. Es ist hier zu vermuten, dass der verfügbare Projektrahmen den Aufwand zur Erarbeitung bzw. Erhebung der für eine Konsistenz zum

⁵ Als Beispiel sei an dieser Stelle das Thema Festlegung der Umlaufzahlen genauer erläutert. In der UBA II Ökobilanz [UBA 2000] wurde die 0,7 L Perlglasflasche der GDB mit 50 Umläufen bilanziert. Grundlage dafür war eine empirisch gestützte Schätzung. Zum Zeitpunkt der Erstellung der GDB Ökobilanz [IFEU 2008] waren die Verkäufe dieses Gebindes schon seit Jahren rückläufig. Gestützt auf die kommunizierten Sortier- und Verlustquoten wurde damals in Absprache mit der GDB eine Umlaufzahl von 40 für das 0,7 L Glas Mehrwegflasche modelliert. Diese Festlegung wurde dann von im direkten Gespräch mit verschiedenen GDB Mehrwegabfüllern als „immer noch viel zu hoch“ bzw. von anderen als „viel zu gering“ bezeichnet. Beide Aussagen stützten sich auf die praktischen Erfahrungen und das „Bauchgefühl“ der Abfüller. Konkrete, zitierfähige Belege konnte jedoch keiner erbringen. Die GDB legte im Februar 2010 eine Stellungnahme des Fraunhofer IML vor, in dem die durchschnittliche Umlaufzahl der 0,7 L GDB Mehrwegflasche mit 59 beziffert ist. Dieser Wert berücksichtigt jedoch die durch die Marktverhältnisse entstandenen Schwankungen im Mehrwegpool und wurde daher nicht im Rahmen der Bilanzierung der 0,7 L GDB Mehrwegflasche im Rahmen der IFEU 2010a und b Ökobilanz verwendet.

Ein allgemein akzeptierter Ansatz zur Berechnung der Umlaufzahl von Mehrweggebinden in Ökobilanzen existiert derzeit nicht.

Vorgehen in der UBA II Studie benötigten Daten nicht ermöglichte. Zum Teil wurden auch vereinfachte Annahmen bilanziert, die es ermöglichen, mit überschaubarem Aufwand, die vorhandenen Grenzbereiche der real existierenden Situation abzubilden (bspw. Distributionsmodell in der BCME Bierdosen Ökobilanz [IFEU 2010c]).

4.4.3 Probleme hinsichtlich der Erhebung und Ableitung von Prozessdaten

Den Prozessdaten kommt im Inventar einer Ökobilanz eine besonders große Bedeutung zu, da alle Ressourcenverbräuche und Emissionen eines Untersuchungssystems direkt mit den verwendeten Prozessdaten verknüpft sind. Die Auswertung in Kapitel 4.3.4 zeigt die folgenden drei Datenquellen für Prozessdaten:

1. Primärdatenerhebung im Rahmen des Projektes
2. von der Industrie erstelltes/veröffentlichtes Ökopprofil (Inventardatensatz)
3. Literaturdaten und Datenbanken (ecoinvent, ILCD, Gemis, BUWAL etc.)

Einige Studien verweisen auch einfach auf vorhergehende Getränkeverpackungsökobilanzen.

In Kapitel 4.3.4 wurde lediglich die Konsistenz der Prozessdatengenerierung im Vergleich zur UBA II Ökobilanz bewertet. An dieser Stelle soll daher genereller auf die Vorteile und Probleme der einzelnen möglichen Datenquellen eingegangen werden.

Folgende Grundvoraussetzungen sollen die in Ökobilanzen verwendeten Prozessdaten erfüllen um den Anforderungen der ISO Norm zu entsprechen:

- a) Sachliche Richtigkeit
- b) Transparenz
- c) Nachvollziehbarkeit
- d) Allgemeine Akzeptanz
- e) Hinreichend genaue Abbildung des jeweiligen Prozesses durch die verwendeten Daten

Darüber hinaus sind die verwendeten Daten in den Berichten transparent und nachvollziehbar zu dokumentieren. Dazu gehört die Angabe woher die Prozessdaten stammen, welches Bezugsjahr sie abbilden und – sofern es sich nicht um Einzelmessungen handelt – Aussagen zur Repräsentanz der Daten.

4.4.3.1 Im Rahmen des Projekts erhobene Primärdaten

Bezüglich der im Rahmen eines Projektes erhobenen Primärdaten erweist es sich als problematisch, dass es keine einheitlichen oder Erhebungsvorschriften oder verbindlichen Mindeststandards an die Repräsentativität der zu erhebenden Daten gibt. Oftmals sind bei der Dokumentation der erhobenen Daten auch die Belange der Datenvertraulichkeit zu wahren. So können zwar die Autoren und kritischen Gutachter die erhobenen Primärdaten einsehen – sofern sie eine entsprechende Vertraulichkeitsvereinbarung unterzeichnet haben – eine schriftliche Dokumentation im Bericht ist aber meistens aus Datenschutzgründen nicht möglich. So entsteht das bereits oben erwähnte „Insider-Wissen“ im Kreise der Autoren und kritischen Gutachtern. Prinzipiell sind bei den projektspezifisch erhobenen Primärdaten nahezu alle Grundvoraussetzungen an die Datenqualität erfüllt, nur können dies lediglich die direkt in die Studienerstellung involvierten Kreise beurteilen, insofern fehlt den erhobenen Primärdaten oft die breite allgemeine Akzeptanz.

4.4.3.2 Verwendung vorhandener Daten

Ganz anders sieht der Fall bei den von der Industrie erstellten und veröffentlichten Ökopprofilen und den verbreiteten Prozessdatenbanken aus. Diese Daten erreichen durch ihre (zum Teil kostenpflichtige) öffentliche Verfügbarkeit eine breite allgemeine Akzeptanz, obwohl sie oft aufgrund des hohen Aggregationsniveaus nur unzureichend transparent und nachvollziehbar sind. Die Beurteilung der sachlichen Richtigkeit entzieht sich in der Regel dem Beurteilungshorizont aller nicht in die direkte Erstellung des Datensatzes involvierten Personenkreise.

Der Verweis auf vorhergehende Getränkeverpackungsökobilanzen verlagert die Diskussion der Daten nur an eine andere Stelle. Die Qualität der verwendeten Daten kann nicht pauschal daran beurteilt werden, ob sie bereits in einer ISO konformen Ökobilanz verwendet wurden. Es ist durchaus zulässig auf ausführliche Beschreibungen zu verzichten, wenn diese an anderer Stelle bereits erfolgt sind.

Jedoch darf der Verweis nicht in Leere zeigen, wie es bspw. passiert, wenn in Ökobilanzen bei der Beschreibung von Prozessdaten auf die UBA I Studie von 1995 verwiesen wird. Da die UBA I Ökobilanz vor Aufstellung der ISO Norm erarbeitet wurde waren die Autoren nicht mit den heutigen Anforderungen an die Datendokumentation konfrontiert. Dies hat jedoch zur Folge, dass die damals verwendeten Daten heute nicht mehr zur Beurteilung der Qualität zur Verfügung stehen.

4.4.3.3 Validierung von Daten

Ein generelles Problem von Ökobilanzen besteht darin, dass für eine umfangreiche Validierung der Daten in der Regel keine ausreichenden Mittel im Projektbudget vorgesehen sind. Von daher bewegen sich die Auftraggeber und Autoren (und letztlich auch die kritischen Gutachter) im Spannungsfeld zwischen der Verwendung projektspezifisch erhobener Primärdaten die aus Vertraulichkeitsgründen oftmals nur eingeschränkt dokumentiert werden können und der Verwendung allgemein akzeptierter Daten, deren sachliche Richtigkeit und Repräsentativität im Rahmen der Studie jedoch nicht überprüft werden können.

4.5 Zusammenfassung und Fazit

Die folgenden Leitgedanken lagen der Auswertung der betrachteten Studien im Kapitel 4 zugrunde:

- A. Die Rolle des Umweltbundesamts im Kontext von Getränkeverpackungsökobilanzen besteht u. a. darin, Ökobilanzstudien hinsichtlich ihrer Aussagekraft als eine Entscheidungsgrundlage für die Einstufung ökologisch vorteilhafter Getränkeverpackungen zu bewerten.
- B. Das Konzept der ökologisch vorteilhaften Getränkeverpackungen wurde beim UBA und dem BMU mit Bezug auf die Ergebnisse der UBA-Ökobilanz II [UBA 2000 und UBA 2002] entwickelt.
- C. Die UBA-Ökobilanz II bildet daher auch einen Bezugspunkt für Bewertung der Aussagekraft von Ökobilanzstudien, die von der Privatwirtschaft in Auftrag gegeben wurden.

Bei der Analyse der ausgewählten Studien wurde dies berücksichtigt, indem für jedes im Kapitel 4 betrachtete Kriterium jeweils auch eine Einschätzung hinsichtlich der Konsistenz der von der Privatwirtschaft beauftragten Studien mit der UBA-Ökobilanz II vorgenommen wurde. Für eine zusammenfassende Aussage hierzu wird es als sinnvoll erachtet, die – in den Unterkapiteln von Kapitel 4 ja schon erwähnten - prägenden Festlegungen der UBA-Ökobilanz II nachfolgend synoptisch zusammenzustellen.

4.5.1 Festlegungen hinsichtlich der allgemeinen Bilanzierungs- bzw. Modellierungsmethodik

1. Allokation der Transportaufwendungen in der Distribution zwischen Verpackung und Füllgut
2. Systemallokation mit 50:50 Allokationsfaktor (AF) im Open-Loop Recycling (Festlegung gemäß UBA 2002)⁶
 - a. ohne Berücksichtigung Lebensweg 2
 - b. Durchführung einer Sensitivitätsanalyse zum AF erforderlich
3. Systemgrenze auf Deutschland festgelegt (daher Importe Wein in UBA 2000 erst ab Landesgrenze betrachtet)
4. Unterteilung der Produktfunktion nach Vorratshaltung und Sofortverzehr
5. Mehrwegsystem (Glas) als Maßstab für die ökologische Bewertung von Einwegsystemen
6. Wirkungsabschätzung
Anwendung einer Standardliste an Wirkungskategorien und Sachbilanzparametern
(Anmerkung: diese wurde bereits in UBA 1995 teilweise angewendet und in UBA 1999 als Methode festgeschrieben)
7. Auswertung
Vorgehensweise zum paarweisen Vergleich zweier Verpackungssysteme unter Aggregation von „Ökologischer Bedeutung“, „Abstand zum Schutzziel“ und „spezifischem Beitrag“ (s. Kap. 4.3.3.4)

⁶ Die 50:50 Allokationsregel wurde im Rahmen des UBA II Projektes entwickelt und erstmalig in UBA II Phase 2 (UBA 2002) rechnerisch umgesetzt. In UBA II Phase I (UBA 2000) wurden alle Systeme mit der Cut-off Allokationsmethode bilanziert.

Dabei kam die Priorisierung (Rangbildung) der Wirkungskategorien gemäß UBA 1999 zur Anwendung. Diese betraf die Aspekte „Ökologische Bedeutung“ und „Abstand zum Schutzziel“ und stellt den damaligen UBA-weiten, und damit auch politischen Konsens dar.

Die nach UBA-II durchgeführten Ökobilanzen sind weitgehend konsistent bezüglich dieser Aspekte von UBA-II. Relevante Abweichungen finden sich an folgenden Stellen:

4.5.1.1 Allokation

- Bilanzierung eines Nutzkorb durch Systemraumerweiterung in [IFEU 2004b]. Dies steht im Gegensatz zur Anwendung der Open-Loop-Allokation gemäß UBA II.
 - Die Ergebnisse sind daher per se weder mit UBA II noch den anderen Studien direkt vergleichbar.
- Aufgabe der Transportallokation bei der Getränkedistribution in Studien, die später als IFEU 2008 (in IFEU 2008 wurden noch beide Ansätze – „ohne Füllgut“ und „mit Füllgut“ - gerechnet) durchgeführt wurden.
 - Der „Wechsel von Allokation „Füllgut/Verpackung nach Masse“ zu „mit Füllgut“, also „keine Allokation“, wurde in der Analyse in Kap. 4.3.3.2 als „gut begründet“ gewertet.
 - Die damit einhergehende Einschränkung im Ergebnisvergleich zwischen Studien mit und ohne Füllgutallokation betrifft allerdings lediglich die absoluten numerischen Ergebniswerte (Indikatorwerte) jedoch nicht die Ausrichtung der Vergleichsergebnisse.
- Einbindung des 2. Lebenszyklus in die Open-Loop-Allokation ab IFEU 2006a
 - Das wurde zur Sicherstellung „der Stimmigkeit von C-Bilanzen“ notwendig und wird in den Studien schlüssig begründet (s. Kap. 4.3.3.2).
 - Auch hier gilt wie zuvor, dass die damit einhergehende Einschränkung im Ergebnisvergleich zwischen Studien mit und ohne LZ2-Betrachtung lediglich die absoluten numerischen Ergebniswerte (Indikatorwerte) jedoch nicht die Ausrichtung der Vergleichsergebnisse betrifft.

4.5.1.2 Wirkungsabschätzung und Auswertung

- Die Wirkungskategorie Humantoxizität wird abweichend von UBA 2000 über zwei Indikatoren (As-Äq und PM10 Äq) adressiert. Die Wirkungskategorie Ökotoxizität wird nicht mehr adressiert.
 - In den Studien wird darauf hingewiesen, dass auf der Sachbilanzebene die Datenlage schlecht ist, insbesondere was die Vollständigkeit und Symmetrie der Inventare verschiedener Verpackungsmaterialien angeht. Diese Wirkungskategorien sind daher für vergleichende Aussagen nur sehr eingeschränkt verwendbar. Dieser Aspekt wurde vor allem in den Kap. 4.3.3.3 und 4.3.4.1 herausgearbeitet.
- Die Wirkungskategorie „Naturraumbeanspruchung-Deponie“ wird ab 2004 aufgrund geänderter Rechtslage umbenannt in „versiegelte Fläche“. Straßenflächen für LKW-Transporte werden hier subsummiert.

- Aufgrund der untergeordneten Bedeutung dieser Kategorie in den späteren Studien führt dies zu keiner Beeinträchtigung der Aussagekraft der späteren Studien im Vergleich zu UBA-II.
- Auf den NCPOCP wird verzichtet.
 - Nach Einschätzung im Kapitel 4.3.3.3 ist dieser Wirkungsindikator schwer interpretierbar und wurde/wird international nicht verwendet.
 - Der Verzicht auf das NCPOCP kann daher als sachgerecht eingestuft werden (s. Kap. 4.3.3.3) und beeinträchtigt daher auch nicht die Aussagekraft der späteren Studien im Vergleich zu UBA II.
- Die UBA Bewertungsmethode ermittelt die „ökologische Priorität“ der Wirkungskategorien durch Aggregation der drei Komponenten „Ökologische Bedeutung“, „Abstand zum Schutzziel“ und „spezifischem Beitrag“. Dies hat sich in den späteren Studien nicht durchgesetzt und wurde konsequent nur in UBA 2000 verwendet.
 - Eine wesentliche Ursache dafür ist, dass sich nur ein paarweiser Vergleich übersichtlich darstellen lässt. Der tabellarische Vergleich mehrerer Systeme ist allerdings i. d. R. zielführender und wird in den Studien nach UBA II sehr übersichtlich umgesetzt (s. Kap. 4.3.3.4).
 - Dabei werden die oben genannten Komponenten der Auswertung sowie der Ansatz der Rangbildung der Wirkungskategorien unter Bezugnahme auf UBA 2000 nach wie vor genutzt (s. Kap. 4.3.3.4).
 - Insgesamt ist die Vorgehensweise zur Auswertung in den späteren Studien weitgehend konsistent mit UBA II.

Die Änderungen in den Studien nach UBA-II sind im Wesentlichen als sachgerechte Fortschreibung der UBA-Methode zu werten. Sie sind insgesamt konsistent zur konzeptionellen Herangehensweise der UBA-Methode.

4.5.2 Spezifische methodische Aspekte in UBA-II

Dies betrifft folgende Aspekte, die in UBA-II besonders detailliert bearbeitet wurden:

1. Vorgehen zur Distributionsanalyse

In UBA II fand eine umfangreiche Distributionsanalyse statt⁷. Die Distributionsentfernung wurde dabei differenziert nach Packmitteln und teilweise auch nach Getränkesegmenten ermittelt.

- In den späteren Studien wurde zum Teil auf die Distributionsdaten aus UBA II zurückgegriffen. Sofern in den Studien neue Distributionsdaten ermittelt wurden, war die Herangehensweise weniger differenziert als in UBA II.
- Die Erhebung neuer Daten erfolgte, weil die Daten aus UBA II als veraltet angesehen wurden (und die Repräsentativität der UBA II Daten für den deutschen Markt als nicht mehr gegeben angesehen wurde).

⁷ Ein erheblicher Teil des Budgets von UBA 2000 wurde für die Distributionsanalyse aufgewendet.

- Wie in Kap. 4.3.3.2 erläutert, sind die neu erhobenen Daten gegenüber den Daten aus UBA II weniger spezifisch und beruhen auf einer deutlich kleineren Stichprobe.
- Die Belastbarkeit der Vergleichsergebnisse aus neueren Studien ist damit in den Fällen geringer als die der UBA II Studie, in denen die Vergleichsergebnisse wesentlich durch die Distributionsfestlegungen bestimmt werden.

Bei der Bierstudie IFEU 2010c wurden die Entfernungen für Einweg und Mehrweg gleichgesetzt.

- Die Studie folgt einem anderem Vergleichsansatz als UBA II, da hier die Fragestellung lautet: Wie unterschieden sich bei gleichen Distributionsentfernungen die Umweltauswirkungen?
- Die Vorgehensweise ist nicht konsistent zur UBA Studie, da nicht eine durchschnittliche Marktsituation, sondern eher die Sichtweise des Abfüllunternehmens in den Fokus gerät.
- Die Vergleichsaussagen als solche sind dennoch belastbar.

2. Vorgehen zur Ermittlung der Umlaufzahl:

Die Umlaufzahlen wurden in UBA II empirisch gestützt geschätzt. Alle anderen Studien basieren auf Festlegungen der jeweiligen Autoren der Studien oder der Industrie. Die späteren Studien sind zumeist reduziert auf die Betrachtung von GDB-Systemen.

- Die vorliegende Analyse (s. Kap. 4.3.2.2) kommt zum Schluss, dass ohne zusätzliche Marktanalysen nicht beantwortet werden kann, ob die in den späteren Studien verwendeten Daten den Markt richtig abgebildet haben.
- Sofern GDB-Systeme betrachtet wurden, kamen in den Szenarien Umlaufzahlen zum Einsatz, die in den meisten Fällen von der GDB kommuniziert worden waren.
- Die in den Studien verwendeten Umlaufzahlen sind für Individual-Mehrweggebinde nicht anwendbar.

3. Vorgehen zur Abbildung der Entsorgungsstufen:

Die Vorgehensweise in UBA II entspricht der Vorgehensweise zur Ermittlung der Verwertungsquoten gemäß VerpackV.

- Die Erfassungsquoten der Mehrwegsysteme sind in allen späteren Studien methodisch konsistent zur UBA II Studie abgeleitet (s. Kap. 4.3.2.1).
- In den Ökobilanzen wurde davon ausgehend der Stoffstrom jeweils bis zum sekundären Verwertungsprodukt bilanziert.

4. Getränkesegmente

In UBA II erfolgte eine Einteilung der Verpackungssysteme in Getränkesegmente (s. Spalte 3 in Abb. 2, Kap. 4.3.1.1) nach GVM Marktsegmenten (auf der Basis der GVM Marktforschung).

- Diese Einteilung bestimmte letztlich auch die Auswahl der Packmittel sowie die Abgrenzung und Ermittlung der Distributionsstrukturen.

In den späteren Studien hat sich die Definition der einzelnen Getränkesegmente verschoben (Kap. 4.3.1.1).

- Die Vergleichsergebnisse innerhalb der einzelnen Studien sind davon nicht unmittelbar betroffen. Jedoch sind Studienergebnisse nur noch mit Einschränkungen mit UBA II vergleichbar.
- Wegen der komplexen Auswirkungen auf die Festlegungen der einzelnen Ökobilanzen ist das Ausmaß der Abweichungen (z. B. ob klein oder groß oder an welchen Stellen genau?) der späteren Studien gegenüber UBA II allerdings kaum einschätzbar (s. Kap. 4.3.1.1).

Beachten sollte man (Kap. 4.3.1.1), dass die Getränkesegmente für die politische Diskussion der Ergebnisse von Ökobilanzen nur eine geringe Rolle spielen. So ist in der aktuellen VerpackV die Einstufung einer ökologisch vorteilhaften Einwegverpackung nicht an Getränke-segmente gekoppelt.

Andererseits ist die Einteilung von Getränkesegmenten ein Aspekt, der für eine zukünftige Standardisierung von Getränkeverpackungsökobilanzen eine Rolle spielen könnte, da sich eine Reihe von Konsequenzen für das Bilanzierungsmodell und den dafür benötigten Datenbedarf ergeben:

- In UBA II wurde in jedem Getränkesegment mindestens ein Glas-Mehrwegsystem bilanziert. In den späteren Studien wurden gelegentlich die Glas-MW-Systeme aus UBA II als Referenzsysteme übernommen, da im gegebenen Marktsegment keine marktrelevanten MW-Systeme mehr identifizierbar waren.
- Die Ergebnisse der Ökobilanzen hängen durchaus von den Getränkesegmenten ab, da sich hieraus spezifische Marktbedingungen (regionale Struktur der Abfüllung, Logistik, Verpackungssysteme, Endverbraucherstruktur etc.) ergeben. Inwieweit die gewählte Segmentierung der bisherigen Ökobilanzen zu Beispiel auch bei der Datenbestimmung für Umlaufzahlen, Distributionsstrukturen etc. kongruent eingehalten worden ist, ist kaum nachvollziehbar.

4.5.3 Aspekte der Dokumentation

Eingangs wurde bereits kurz dargestellt, dass für zukünftige Ökobilanzen für Getränkeverpackungen standardisierte Vorgaben hinsichtlich der verwendeten Methoden und Daten aber auch bezüglich der Dokumentationspflichten gelten sollen. Für die Analyse im Zuge des Arbeitspakets 1 wurden daher Themenkarten entwickelt, die eine vergleichende Zusammenstellung der ausgewählten Studien ermöglichen. Dadurch wurde ersichtlich, wo die Studien methodisch oder dokumentarisch voneinander abweichen.

Diese Punkte wurden teilweise schon in den Begleittexten zu den Themenkarten herausgearbeitet. Siehe dazu etwa Kapitel 4.3 bezüglich des Dokumentationsformats für die Verpackungsspezifikationen oder die Diskussion zur Dokumentation hinsichtlich der Erhebung und Abbildung von Distributionsdaten. Im Kapitel 4.4 wurde der Konflikt einer transparenten Dokumentation und der Vertraulichkeit von Daten im Kontext der analysierten Ökobilanzstudien herausgearbeitet.

Eine vertiefte Diskussion dazu, ob und wie die identifizierten Dokumentationsdefizite in zukünftigen Ökobilanzen über Anforderungsprofile harmonisiert bzw. standardisiert werden sollten, erfolgt nun in Kapitel 5.

5 Ermittelter Aktualisierungsbedarf identifizierter Themen

5.1 Thema Getränkesegmente

5.1.1 Beiträge aus dem Begleitkreis zum Thema Getränkesegmente

Nach Vorlage und Aussendung des 1. Zwischenberichtes zum F&E Vorhaben „Prüfung und Aktualisierung der Ökobilanzen für Getränkeverpackungen“ im Sommer 2012 hatten die Teilnehmer des Begleitkreises zum Forschungsvorhaben die Gelegenheit fachliche Stellungnahmen zu den einzelnen im Rahmen des Projektes zu bearbeitenden Themen abzugeben. Zum Thema Getränkesegmente gingen die verschiedenen Stellungnahmen ein, die hier in hochverdichteter Form wiedergegeben werden:

- Vorschläge zur grundsätzlichen Differenzierung nach Getränkesegmenten
 - Einbeziehung Importe/keine Einbeziehung von Importen
 - Keine Vorgaben bezüglich der Abbildung von Getränkesegmenten
 - Einbeziehung nur Getränkesegmente mit Marktrelevanz
 - Vorschläge für Mindestsegmentierung analog zur VerpackV, weitere Differenzierungen, zusätzliche Segmente für nicht explizit in der VerpackV genannte Getränke
 - Unterscheidung kohlen säurehaltig und kohlen säurefrei
- Vorschläge zur weiteren Binnendifferenzierung der Getränkesegmente
 - Aufteilung nach Füllgrößen
 - Aufteilung Sofortverzehr und Vorratskauf
 - Aufteilung nach HoReGa, Außerhaus, private Haushalte
- Sonstige Forderungen
 - Präzise Dokumentation
 - Vermeidung von Überschneidungen in den Getränkegruppen umso Verzerrungen in der Ökobilanz vorzubeugen

5.1.2 Ausgangssituation

Üblicherweise werden Ökobilanzen für Getränkeverpackungen auf Getränkesegmente wie Erfrischungsgetränke bezogen. Hinter den Getränkesegmenten verbergen sich eine Reihe mehr oder weniger genau beschriebener Getränke. Die Auswahl erfolgte in der Vergangenheit nach keiner einheitlich nachvollziehbaren Abgrenzung, was dazu führte, dass ökobilanzielle Untersuchungen nicht oder nur mit Einschränkungen vergleichbar sind.⁸

Gerade vor dem Hintergrund einer gestiegenen Wettbewerbsintensität werden zudem in der Branche immer neue Getränke kreiert, deren Zuordnung zum Teil schwerfällt. Dazu gehören insbesondere Mischgetränke. Auch ist die Selbstdeklaration von Getränkeherstellern kein zuverlässiger Ausweis. So werden bspw. Getränke als Fruchtsaftgetränke deklariert, sind aber im Kleingedruckten als Nektare ausgewiesen. Darüber hinaus sind bei der Einordnung oft gesetzliche Vorschriften zu berücksichtigen, die mit der ökobilanziellen Fragestellung wenig zu tun haben.

⁸ vgl. [UBA 2012] Kap. 5.1.1.

So findet die Zuordnung von Getränken auch in der täglichen Praxis der Branche statt, aber eben nicht einheitlich sondern im Kontext unterschiedlicher Fragestellungen und Erfordernisse.

Die Getränkesegmentierung ist auch für Ökobilanzen eine wichtige Voraussetzung. Die Alternativen wäre jede Getränkeart einzeln oder alle Getränke gemeinsam zu untersuchen.

Im Folgenden wird eine Reihe von Aspekten genannt, die bei der Bildung von Getränkesegmenten eine Rolle spielen können:

1. Die Einordnung einzelner Getränke in Segmente ergibt sich nicht zwangsläufig. So werden bspw. Fruchtschorlen bei GVM den Fruchtsaftgetränken zugerechnet, bei anderen Marktforschungsinstituten den fruchthaltigen Getränken.
2. Werden schwer zuordenbare Getränke unter ein Getränkesegment subsumiert bietet dies den Vorteil einer klaren Zuordnung (z. B. Wellnessgetränke zu Erfrischungsgetränken) für alle künftigen Getränkeökobilanzen.
3. Was einem Getränkesegment zugerechnet werden soll ist keineswegs selbstverständlich. So führt die Segmentbezeichnung Mineralwasser in die Irre, wenn tatsächlich mit diesem Segment alle trinkfertigen industriell abgefüllten Wässer gemeint sind, also inkl. Quellwasser, Tafelwasser usw.
4. Auch stellt sich die Frage, welche Bedeutung rechtliche Abgrenzungen aus diversen Verordnungen für die Segmentierung haben können oder sollen.

Im Zuge der funktionellen Äquivalenz wurde schon herausgearbeitet, dass die Differenzierungen in

- kohlenstofffreie und kohlenstoffhaltige Getränke und in
- gekühlte und ungekühlte Getränke (bspw. Frischmilch vs. H-Milch)

Unterscheidungsaspekte sein sollen.

Weitere zu diskutierende Fragen sind:

- Unterscheiden sich die Verpackungen der Getränke sehr stark?
- Sind die Märkte für die einzelnen Getränke bezüglich der Absatzstrukturen sehr unterschiedlich?
- Stehen die Getränkearten untereinander in einer Substitutionsbeziehung?

Welche Getränke untersucht werden sollen, hängt auch sehr stark vom Untersuchungsziel ab.

- Hersteller von Energiedrinks werden, wenn sie bspw. ihre Verpackungen mit dem Wettbewerber vergleichen wollen, kein großes Interesse an der kompletten Ökobilanz-Untersuchung von Verpackungen für Erfrischungsgetränke haben.
- Andererseits ist es aber auch für die Vergleichbarkeit von Ökobilanzen und für die politische Einordnung der Ergebnisse nicht zielführend, wenn die Auswahl der Getränke beliebig ist.

Grundsätzlich ist die Diskussion der verschiedenen Blickwinkel unter der Maßgabe zu führen, dass im Vordergrund die Segmentierung im Kontext von Ökobilanzen steht. D. h., es ist zu prüfen, ob ein veränderter Blickwinkel für die Aufgabenstellung nützlich ist.

5.1.3 Zielsetzung der Getränkesegmentierung

Zur Einordnung der verschiedenen Sichtweisen soll vertieft werden, welche Zielsetzung mit der Bildung von Getränkesegmenten für Ökobilanzen von Getränkeverpackungen verbunden ist.

Im Bericht zum Arbeitspaket 1 wurde *die eindeutige Benennung und transparente Beschreibung der Getränkesegmente* als wichtige Anforderung genannt.

Die Bedeutung dieser Aussage zeigt der Zusammenhang zwischen Getränkesegmenten und anderen Aspekten der Getränkeökobilanz:

Getränkesegment - Funktionelle Einheit

Wenn auf Grund spezifischer Anforderungen des Füllgutes an eine Verpackung eine Differenzierung der funktionellen Einheit notwendig ist, dann kann dies möglicherweise auf der Ebene der Getränke-segmente gelöst werden. Differenzierungsmerkmale sind Druckstabilität; Barriereeigenschaft/Haltbarkeit. Würde diese Unterscheidung nicht erfolgen, könnte z. B. bei einem ökobilanziellen Vergleich eine Verpackung als Referenzgebinde identifiziert werden, die nicht für alle einbezogenen Getränke geeignet ist.

- Beispiel 1: Würde man bei Konsummilch nicht zwischen H-Milch und pasteurisierter Milch unterscheiden, könnte der als ökologisch vorteilhaft identifizierte Getränkekarton ohne Aluminiumschicht eine Referenz sein, obwohl er bei H-Milch nicht einsetzbar ist.
- Beispiel 2: Würde man bei sonstigen alkoholische Getränke nicht zwischen Wein und Sekt unterscheiden, könnten Mehrweg-Flaschen als Referenz identifiziert werden, obwohl sie bei Sekt nicht einsetzbar sind.

Getränkesegment – Packmittel

Mit dem Getränke-segment wird die Grundgesamtheit zur Auswahl der relevanten Verpackungssysteme definiert. Gegenstand der Auswahl sind Verpackungen, die für dieses Getränke-segment genutzt werden.

Getränkesegment - Referenzgebinde

Mit dem Getränke-segment wird ebenso die Grundgesamtheit zur Auswahl des Referenzsystems definiert.

Getränkesegment - Systemgrenze

Die Festlegung auf ein Getränke-segment prägt empirische Systemgrenzen. Im Rahmen der Untersuchung sollen alle ökobilanziellen Prozesse ausschließlich auf dieses Getränke-segment bezogen werden. Dies hat eine besondere Relevanz bei der Bestimmung der Daten zur Umlaufzahl, Distribution, Redistribution.

Ergebnis

Nur mittels einer transparenten Beschreibung der Getränke-segmente ist es möglich,

- die Erfordernisse der funktionellen Einheit angemessen umzusetzen,
- die Auswahl der Verpackungssysteme nachvollziehbar zu beschreiben,
- die Definition des Referenzsystems unter Berücksichtigung der Marktgegebenheiten vorzunehmen und
- die verschiedenen Marktebenen, in denen die Prozesse der Ökobilanz stattfinden, sachlich richtig abzugrenzen.

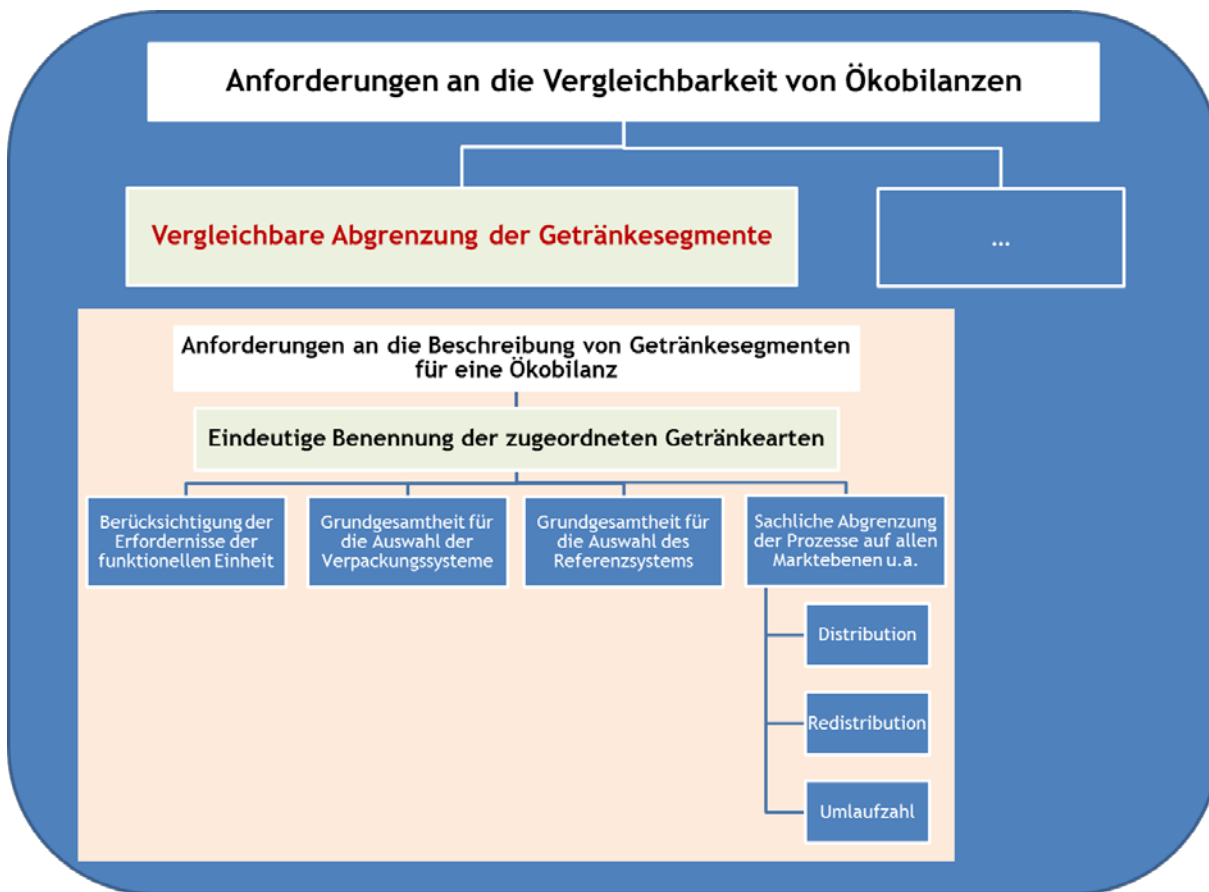
Diese Punkte ermöglichen eine höhere Transparenz und damit auch eine bessere Beurteilung der Vergleichbarkeit von Studien. Sie sind aber nicht ausreichend, um die Vergleichbarkeit von Getränkeökobilanzen zu gewährleisten.

Dazu bedarf es u. a. einer vergleichbaren Abgrenzung der Getränke-segmente. Dafür sind Vorgaben zu formulieren.

Es zeigt sich aber auch, dass die Bestimmung eines Getränke-segmentes weitreichende Folgen hat. Generell lässt sich sagen: Mit zunehmender Aggregation der Getränkearten verlieren sich die Beson-

derheiten der Getränke, deren Verpackungen und deren spezifische Marktbedingungen. Die Bildung von Segmenten wirkt sich daher immer auch nivellierend aus.

Abbildung 24: Zweifache Zielsetzung der Getränkesegmentierung für Ökobilanzen



© IFEU/ GVM/ INTEGRAHL 2015

Es gilt also, das richtige Maß zu finden. Dabei ist auch zu berücksichtigen, dass die bisherigen Maßnahmen der Politik bei Getränkeverpackungen immer nur auf der Grundlage von Verpackungssystemen getroffen worden sind, also ohne Einbeziehung einzelner Getränkesegmente.

Will man einen möglichst breiten ökobilanziellen Überblick über die Getränkelandschaft erhalten, bedeutet eine starke Differenzierung nach Segmenten einen deutlich höheren Aufwand, da jedes Segment einzeln betrachtet werden muss.

Dabei stellt sich schnell auch die Frage auf welcher Differenzierungsstufe die Daten im vertretbaren Umfang ermittelbar sind. Für viele Getränkearten werden die gleichen Abfüllanlagen und zum Teil auch die gleichen Gebinde genutzt, so dass sich eine zusammengefasste Erhebung viel einfacher gestaltet. Die spezifischen Besonderheiten entspringen eher dem Getränk als der Verpackung. Wenn sich dies jedoch nicht in der funktionellen Einheit niederschlägt ist dies auch nicht zwingend zu berücksichtigen.

5.1.4 Vorgehensweise

Die Ableitung einer Getränkesegmentierung soll im Weiteren in mehreren Schritten erfolgen. Zunächst wird eine Nomenklatur entwickelt, die es erlaubt, alle Getränke einzuordnen. Folgende Anforderungen sind zu stellen:

1. Sie soll eine allgemeine Definition enthalten, was unter einem Getränk im ökobilanziellen Kontext zu verstehen ist.
2. Es sollen verschiedene Aggregationsstufen unterschieden werden.
3. Die Zuordnung konkreter Getränke zu den Aggregationsstufen muss eindeutig sein.
4. Die höchste Aggregationsstufe soll eine für Ökobilanzen verbindliche Segmentierung enthalten.

Ansatzpunkte

Für die Beschreibung von Getränkesegmenten sind verschiedene Quellen oder Einordnungen gesichtet worden.

- Die VerpackV bietet im § 9 eine Segmentierung an, die sich allerdings nur auf bepfandete Getränke beschränkt.
 - Rechtliche Normen für Getränke
 - Verordnung über natürliches Mineralwasser, Quellwasser und Tafelwasser (Min/TafelWV)
 - Verordnung über Fruchtsaft, einige ähnliche Erzeugnisse und Fruchtnektar (FrSaftV),
 - Leitsätze für Erfrischungsgetränke
 - Bierverordnung (BierV)
 - Verordnung (EG) Nr. 491/2009 des Rates (Verordnung über die einheitliche GMO)
 - Weinverordnung (WeinV)
 - Leitsätze für weinähnliche und schaumweinähnliche Getränke
 - Gesetz über die Erhebung einer Sondersteuer auf alkoholhaltige Süßgetränke (Alkopops) zum Schutz junger Menschen (Alkopopsteuer)
 - Verordnung über bestimmte alkoholhaltige Getränke (AGeV)
- Die Nomenklatur der Produktionsstatistik des Statistischen Bundesamtes in der eine ganze Reihe von Getränken aufgeführt wird. Dazu gehören Produkte der Güterklasse 11 (Getränke) sowie der Güterklassen 1032 (Frucht- und Gemüsesäfte) und 1051 (Milch und Milcherzeugnisse).
- Oft genutzt wird der Bezug auf die Nomenklatur von Marktforschungsunternehmen. Die Unterschiede der Getränkedefinitionen zwischen den einzelnen Instituten (z. B. Nielsen Company, GfK, SymphonyIRI, GVM) sind zum Teil erheblich. Da der Marktbezug der Daten (Gesamtmarkt, Haushaltsverbrauch; Distribution über bestimmte Handelsschienen) unterschiedlich ist, sind die Daten der Institute nur schwer vergleichbar.

5.1.5 Definitionen

5.1.5.1 Getränke im Sinne der VerpackV

Für die Definition des Begriffs Getränk ist im Rahmen der ökobilanziellen Betrachtungen von Getränkeverpackungen in erster Linie die Definition aus der VerpackV relevant.

Dort wird allerdings nicht der Begriff Getränke, sondern im Abschnitt Begriffsbestimmungen unter § 3 Abs. 2 der Begriff Getränkeverpackung festgelegt.

"Getränkeverpackungen im Sinne dieser Verordnung sind geschlossene oder überwiegend geschlossene Verpackungen für flüssige Lebensmittel im Sinne § 2 Abs. 2 des Lebensmittel- und Futtermittelgesetzbuches, die zum Verzehr als Getränke bestimmt sind, ausgenommen Joghurt und Kefir."

Dem sind drei Kriterien zu entnehmen:

1. Es muss sich um **flüssige Lebensmittel** im Sinne § 2 Abs. 2 der Lebensmittel- und Futtermittelgesetzbuches handeln. Im § 2 Abs. 2 des Lebensmittel- und Futtermittelgesetzbuches wird

- der Begriff Lebensmittel unter Bezug auf den Artikel 2 der EU-Verordnung 178/2002 [EG 178/2002] definiert. Dort wird allerdings nur der Begriff Lebensmittel definiert so dass die Ergänzung „flüssig“ nur eine Einschränkung auf die Konsistenz des Lebensmittels beschreibt.
2. Das flüssige Lebensmittel ist zum **Verzehr als Getränk** bestimmt. Nicht alles was ein flüssiges Lebensmittel ist, ist wird auch als Getränk verzehrt. Die Bedeutung dieser Einschränkung wird klar, wenn man die amtliche Begründung zu ursprünglichen Verpackungsverordnung heranzieht. Dort werden eine Vielzahl von Getränkearten benannt, darunter Milch und flüssige Milcherzeugnisse, aber nicht andere flüssige Lebensmittel wie Speiseöl oder Essig, die noch in der ursprünglichen Bezugsrichtlinie 85/339/EWG der ersten VerpackV genannt werden.⁹
 3. **Joghurt und Kefir** werden als Ausnahme explizit benannt. Die leitet sich ebenfalls aus der ursprünglichen Bezugsrichtlinie 85/339/EWG der ersten VerpackV ab. Auch dort waren sie als flüssiges Lebensmittel ausgeschlossen.¹⁰ Joghurt und Kefir zählen demnach nicht zu den Getränken, auch wenn sie trinkbare Lebensmittel sind.

In jedem Fall ist klar, dass der Getränkebegriff der VerpackV deutlich weiter gefasst ist als der Begriff Getränk wie er z. B. bei Lebensmittellexikon.de verwendet wird, wo Milch oder flüssige Milchprodukte als Nährflüssigkeit bezeichnet sind und daher nicht als Getränke gelten.¹¹

⁹ Vgl. [Strecker/Berndt] S. 49; [85/339/EWG]

¹⁰ Vgl. [85/339/EWG]

¹¹ Vgl. <http://www.lebensmittellexikon.de/g0001060.php>

Abbildung 25: Einstufung ausgewählter flüssiger Lebensmittel

| Getränkeart | Flüssiges Lebensmittel | Verzehr als Getränke | Joghurt, Kefir | Getränk i. S. d. VerpackV | Anmerkung |
|------------------------------------|------------------------|----------------------|----------------|---------------------------|---|
| Frucht-Smoothies | ja | ja | - | ja | |
| Energy-Shot | ja | ja | - | ja | |
| Sojamilchgetränke | ja | ja | - | ja | |
| diätetische Getränke für Säuglinge | ja | ja | - | ja | |
| Brottrunke | ja | ja | - | ja | |
| Sirup | ja | nein | - | nein | Konzentrat, nicht zum Verzehr als Getränk geeignet |
| Spirituosen | ja | ja | - | ja | |
| H-Milch | ja | ja | - | ja | |
| H-Milchmischgetränk | ja | ja | - | ja | |
| Sauermilch * | ja | ja | - | ja | gilt für Trinksauermilch |
| Buttermilch | ja | ja | - | ja | die dickflüssige Konsistenz ändert nichts an der Verzehreigenschaft als Getränk |
| Kefir | ja | ja | ja | nein | benannte Ausnahme |
| Trinkjoghurt | ja | ja | ja | nein | benannte Ausnahme |
| Sahne | ja | nein | - | nein | nicht zum Verzehr als Getränk geeignet |
| Kondensmilch | ja | nein | - | nein | Konzentrat, nicht zum Verzehr als Getränk geeignet |
| Speiseöl | ja | nein | - | nein | nicht zum Verzehr als Getränk geeignet |

* Trinksauermilch, vgl.: <http://www.lebensmittellexikon.de/t0000150.php>

© IFEU/ GVM/ INTEGRAHL 2015

Für zwei Getränkearten ist die Einstufung zu erläutern, da hierzu auch andere Positionen bekannt sind.

- Bei Frucht-Smoothies dürfte der eine oder andere Marktteilnehmer die Einordnung als Getränk bezweifeln, da sie doch eher als flüssiges Obst anzusehen seien.

- Ähnlich könnte der Einwand bei Energy-Shots lauten, da diese als Nahrungsergänzungsmittel deklariert sind.¹²
- Beide Einwände sind für das erste Kriterium aber nicht tragfähig, da es sich bei allen Fällen zweifelsohne um flüssige Lebensmittel handelt.
- Auch hinsichtlich des Verzehr als Getränk ist es nicht maßgeblich dass ein Getränk nur in kleinen Mengen getrunken werden soll. Dass dieses Argument irrelevant ist, sieht man bei Spirituosen, die zweifelsohne nicht dazu dienen, den Durst zu stillen und der Verzehr auch nur in kleinen Mengen empfehlenswert ist.

Ergebnis

Im Anschluss an die Definition der Getränkeverpackung in der VerpackV kann man von einem sehr weiten Getränkebegriff ausgehen. Demnach gilt:

- Bei Ökobilanzen für Getränkeverpackungen werden Getränke wie in der VerpackV als flüssige Lebensmittel im Sinne § 2 Abs. 2 des Lebensmittel- und Futtermittelgesetzbuches, die zum Verzehr als Getränk bestimmt sind, ausgenommen Joghurt und Kefir definiert.

5.1.5.2 Weitere Definitionen

Neben der abstrakten Definition was ein Getränk ist, sollen im Folgenden weitere Begriffe eingeführt werden.

- **Getränkearten** als unterste Beschreibungsebene von Getränken, die ein oder mehrere Einzelgetränke umfassen
- **Getränkesegmente**, die der als ökobilanzielle oberste Aggregationsebene zu verstehen sind
- **Getränkegruppen**, die als frei definierbare Ebene zwischen Getränkearten und Getränkesegmente angesiedelt sind

Was in einer Ökobilanz abgebildet werden soll, liegt vor allem am Erkenntnisinteresse der Adressaten:

1. Politik:
Will die Kreislaufwirtschaft politisch gestalten und braucht dafür ein möglichst hohes Aggregationsniveau.
2. NRO:
Will Einfluss auf die Politik ausüben und ggf. die Verbraucher beraten.
3. Verbände:
Wollen sich gegenüber dem Ordnungsgeber und NROs positionieren.
4. Unternehmen:
Will wissen, wie gut seine Verpackung im Vergleich zum Mitbewerber ist.
5. Verbraucher:
Will wissen, was die ökologisch beste Verpackung für welches Getränk ist.

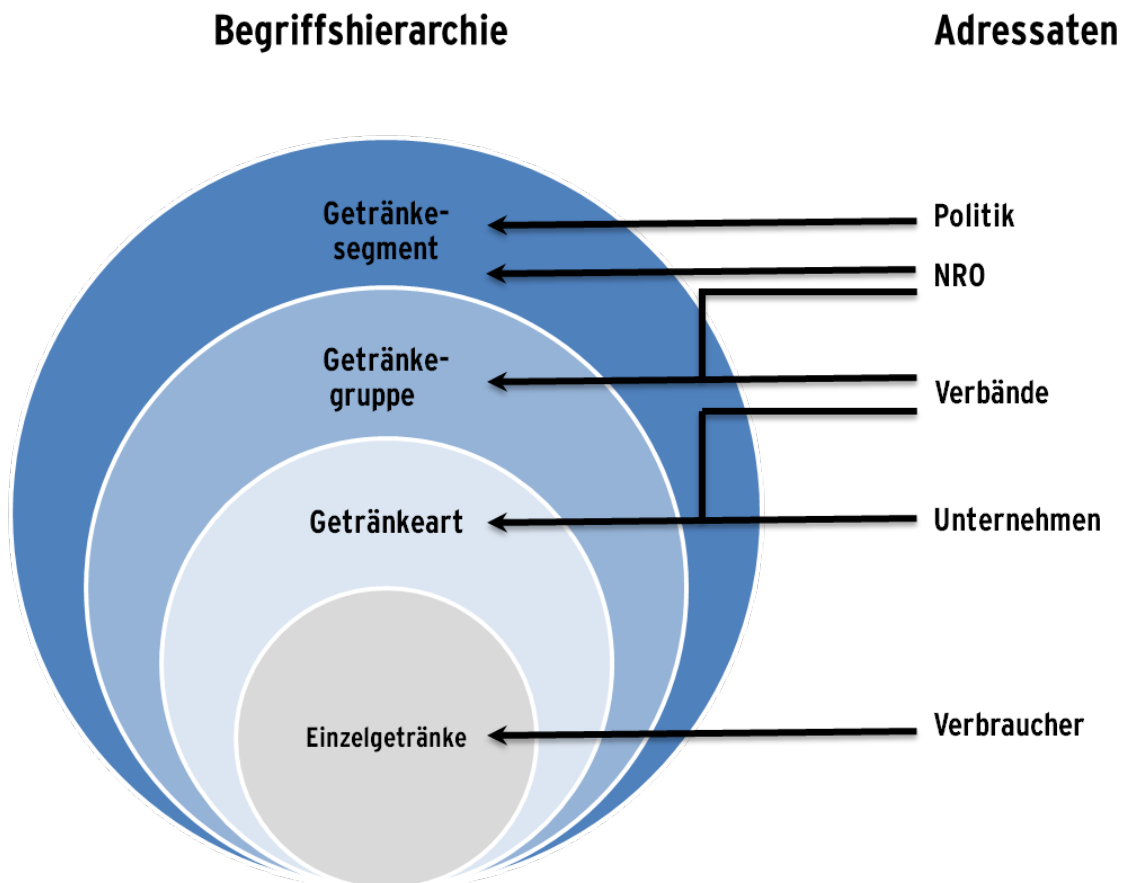
Generell ist hier ein Zielkonflikt zwischen den Erkenntnishorizonten und dem damit notwendigerweise verbundenen Aggregationsniveau, einerseits der Politik und andererseits der Akteure innerhalb der Getränkebranche, zu sehen. Die Politik will bzw. wollte zumindest in der Vergangenheit den Vergleich der Packmittel auf Ebene von Getränkesegmenten, die Unternehmen und Verbände ver-

¹² „Neben Juicy Energy Drinks sind Shots das dynamischste Segment in der Kategorie der Energy Drinks.“ Dieses Zitat von der Webseite des Unternehmens Döhler zeigt, dass Shots hier klar den Energiegetränken zugerechnet werden. Vgl. :http://www.doehler.de/de/unsere_produkte/applikationen/alkoholfreie_getraenke/sport_energy_und_nutritional_beverages

gleichen Verpackungen aber üblicherweise eher innerhalb der Aggregationsstufe Getränkegruppe/ Getränkeart.

Dieser Zielkonflikt hat natürlich Auswirkungen auf die Machbarkeit der Ökobilanzen, insbesondere, wenn die Politik nicht selbst als Auftraggeber/ Finanzier der Studie agieren will.

Abbildung 26: Einordnung der Adressaten bezüglich des Interesses an unterschiedlichen Ebenen



© IFEU/ GVM/ INTEGRAHL 2015

Getränkearten

Jedes Getränk kann durch ein Bündel von Merkmalen wie Geschmacksrichtung, Inhaltsstoffe und andere Eigenschaften beschrieben werden. Im Markt werden die Getränke daher üblicherweise nach Getränkearten zusammengefasst.

Unter Getränkearten sollen daher im Folgenden auch für Getränkeökobilanzen die unterste Ebene der Aggregation von Einzelgetränken verstanden werden.

Mit dem Beispiel Fruchtsäfte soll dies erläutert werden: Zu Fruchtsäften gehören Säfte auf Fruchtbasis unterschiedlicher Geschmacksrichtungen aber auch unterschiedliche Qualitätsstufen (Direktsaft, Saft aus Konzentrat).

Das Problem ist, dass keine allgemeinverbindliche Liste der Getränkearten zu Verfügung steht. Da die verschiedenen Getränkearten von den unterschiedlichen Akteuren (Marktforschung, Verbände, Statistisches Bundesamt etc.) nicht einheitlich abgegrenzt werden, ist auch die Übersicht, die hier zusammengestellt wurde, nicht überschneidungsfrei.

Die Liste ist ebenfalls nicht abschließend, sondern muss z. B. wegen möglicher Getränke-Neukreationen offen bleiben.

Getränkesegmente

Im Unterschied zu den Getränkearten soll bei der Bildung von Getränkesegmenten für Ökobilanzen eine für diesen Zweck **sachdienliche und verbindliche** Zusammenfassung von Getränken und Getränkearten erfolgen. Dazu sollen auch die Anforderungen aus der funktionellen Einheit (kohlen säurehaltig/kohlensäurefrei; gekühlt/ungekühlt) abgebildet werden.

Daraus folgt folgende Definition:

Getränkesegmente sind die höchste Form der Zusammenfassung von Getränkearten zum Zwecke ökobilanzieller Untersuchungen. Alle Getränkearten müssen zweifelsfrei einem Getränkesegment zugeordnet werden. Ein wichtiges Kriterium stellt die Abbildung von Anforderungen der funktionellen Einheit dar.

Getränkegruppen

Da davon auszugehen ist, dass Ökobilanzen nicht nur auf der Ebene der Getränkesegmente durchgeführt werden sollen, soll mit den Getränkegruppen eine zwischengeschaltete Aggregationsstufe definiert werden.

Getränkegruppen sind eine frei wählbare Aggregationsstufe von Getränkearten unterhalb der Ebene der Getränkesegmente und die unterste Ebene von Getränke-ökobilanzen im politischen Kontext. Getränkegruppen umfassen in der Regel mehrere Getränkearten.

Die Bildung dieser Gruppen wird den Initiatoren einer Ökobilanz überlassen. Es gibt somit keine verbindliche Definition der Zuordnung der Getränkearten zu den Getränkegruppen. Im Einzelfall können Getränkegruppen auch mit Getränkearten identisch sein.

Werden Ökobilanzen im politischen Kontext für Getränkegruppen durchgeführt, gelten folgende Anforderungen.

Es soll ausführlich dargelegt werden,

- welchem Getränkesegment die Getränkegruppe angehört,
- warum die Betrachtung nur für die Getränkegruppe durchgeführt wird und
- welche Marktbesonderheiten eine gesonderte Betrachtung rechtfertigen.

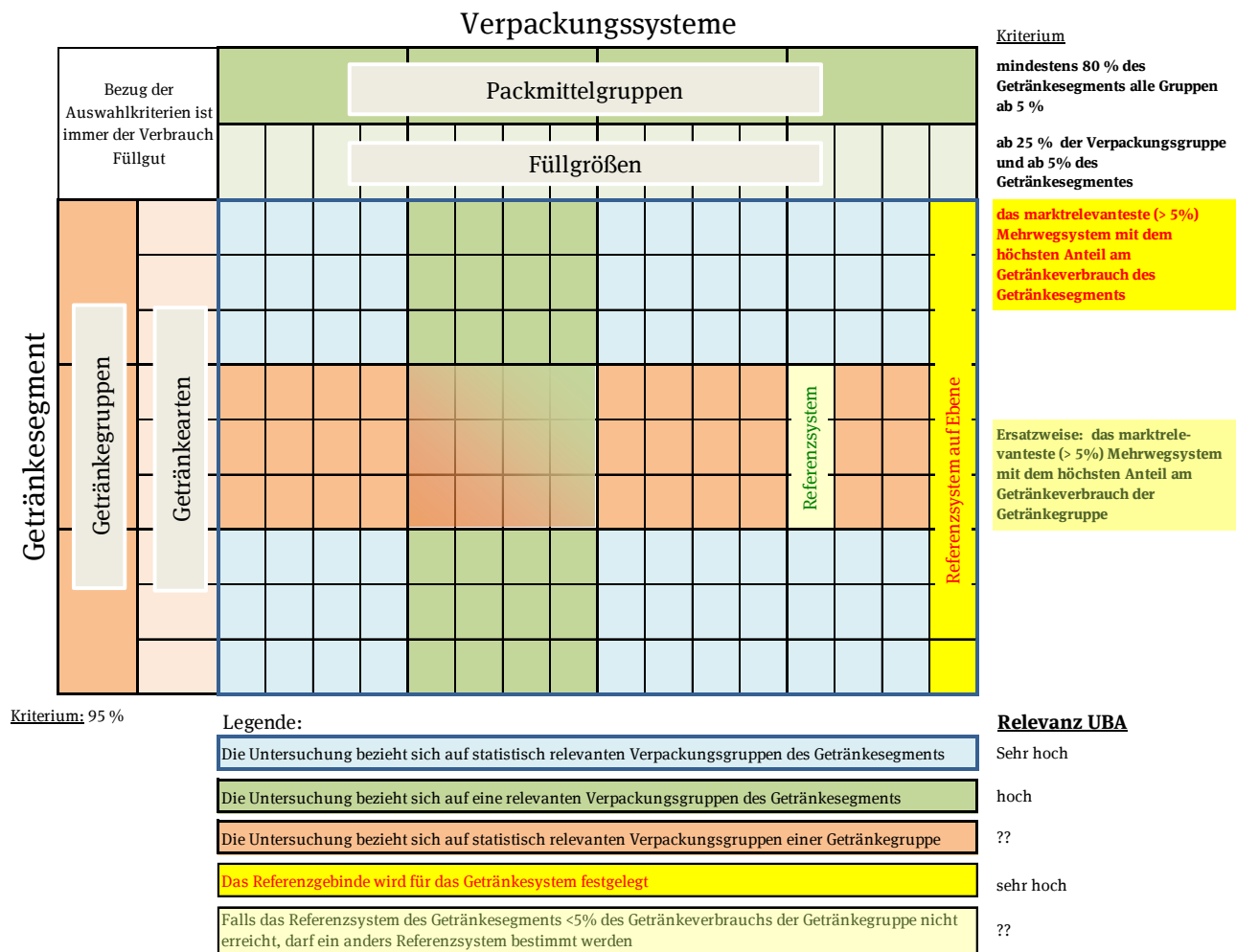
Empfehlungen

Im Rahmen dieser UBA-Studie sind Leitlinien für künftige Ökobilanzen zu formulieren. Für die Segmentierung sollen (neben den o. g. Punkten zur Transparenz) folgende Anforderungen gelten:

- Zur **Klarstellung** sei an dieser Stelle zunächst darauf hingewiesen, dass für die empirische Beschreibung von Getränkesegmenten, -gruppen und -arten
 - immer der **Getränkeverbrauch**, also der Inlandsabsatz deutscher Produktion zzgl. der Importe aber abzüglich der Exporte maßgeblich ist und
 - dazu **alle Arten von Endverbraucher** zu berücksichtigen sind, also neben dem Haushaltsverbrauch alle Arten von Außer-Haushaltsverbräuchen, insbesondere Gastronomie, Kantinen, Anstalten, unterwegsverzehr u. v. m.
- **Eine weitere Aggregation als die von Getränken zu Getränkesegmenten ist ausgeschlossen.**

- Es wird empfohlen, dass in Rahmen von Getränkeökobilanzen für das UBA die Betrachtung eines Getränke-segmentes vollständig durchgeführt wird. Das Getränkesegment bildet dann die Grundgesamtheit der ökobilanziellen Untersuchung. Die Verpackungssysteme und das Referenzgebilde werden auf dieser Grundlage ausgewählt.
- Als Alternative ist die Untersuchung einzelner Getränkegruppen eines Getränkesegments möglich. Dabei stellt sich die Frage, wie in diesem Fall das Referenzsystem auszuwählen ist. Es wird vorgeschlagen, dass grundsätzlich das Referenzsystem des Getränkesegments mit den dazugehörigen Marktgegebenheiten wie Transportentfernung und Umlaufzahlen beibehalten werden soll. Wenn das Referenzsystem innerhalb der Getränkegruppe allerdings nicht vorkommt oder von geringer Marktbedeutung ist (< 5 % Marktanteil des Getränkeverbrauchs an der Getränkegruppe), kann ein Referenzsystem ausgewählt werden. Dafür gelten dann die Regeln zur Auswahl von Referenzsystemen, nur dass dann die relevante Grundgesamtheit nicht das Getränkesegment sondern die Getränkegruppe darstellt.
- **Sollen die Ergebnisse dem UBA vorgelegt** werden müsste ein möglichst breites Bild des Getränkesegments dargelegt werden. **In diesem Fall ist es zwingend notwendig, dass ein einheitliches und damit vergleichbares Referenzsystems für das jeweilige Getränkesegment gewählt wird.** Dies könnte z. B. dadurch eingelöst werden, indem dokumentiert wird, dass die untersuchten **Getränkearten (in der Summe mehrerer Studien) 95 % des Getränkesegments** abdecken. Damit könnten einerseits Kleinstgetränkearten unberücksichtigt bleiben und andererseits der nivellierende Effekt einer zu starken Aggregation verhindert und die Besonderheiten der Teilmärkte der Getränkegruppen herausgearbeitet werden. Gleichwohl würde sichergestellt, dass nicht nur einzelne Gruppen untersucht oder ergebnisungünstige Getränkearten wegdefiniert würden. In der Beschreibung der Getränkesegmente soll darauf eingegangen werden ob und wieweit eine „vollständige“ Erfassung aller Getränkearten notwendig ist.

Abbildung 27: Getränkesegmente, Verpackungssysteme und Referenzsysteme



© IFEU/ GVM/ INTEGRAHL 2015

Die Grafik zeigt in einem Überblick die Matrix Verpackungssysteme und Getränkesegment. Je nach Betrachtungsweise ergeben sich vier Varianten unterschiedlicher Untersuchungsumfänge.

1. Umfassender Ansatz: Das Getränkesegment bildet die Basis zur Auswahl der Verpackungsgruppen und –systeme sowie des Referenzsystems.
2. Vorauswahl Verpackungsgruppe: Das Getränkesegment bildet die Basis zur Auswahl der Verpackungssysteme der vorausgewählten Verpackungsgruppe. Das Referenzsystem wird wie unter 1. ausgewählt.
3. Vorauswahl Getränkegruppe: Die Getränkegruppe bildet die Basis zur Auswahl der Verpackungsgruppen und –systeme. Das Referenzsystem wird wie unter 1. bestimmt. Sollte es allerdings einen Marktanteil von weniger als 5 % an der Getränkegruppe ausweisen, kann auch das marktrelevanteste Mehrwegsystem der jeweiligen Getränkegruppe gewählt werden.
4. Minimalansatz: Die Getränkegruppe bildet die Basis zur Auswahl der Verpackungssysteme der vorausgewählten Verpackungsgruppe. Das Referenzsystem wird wie unter 1. bestimmt. Sollte es allerdings einen Marktanteil von weniger als 5 % an der Getränkegruppe ausweisen, kann auch das marktrelevanteste Mehrwegsystem der Getränkegruppe gewählt werden.

Für 3. und 4. Gilt jedoch, dass bei Ökobilanzstudien, die die für die Vorlage beim UBA bestimmt sind, das Referenzsystem des Getränkesegments mit zu berücksichtigen ist.

Weitere, in den nachfolgenden Übersichten nicht genannte Getränkearten, sollten vor einer ökobilanziellen Untersuchung in Abstimmung mit dem Umweltbundesamt einem Getränkesegment zugeordnet werden.

5.1.6 Vorschlag zur Segmentierung

Auf Grundlage der Getränkearten und den Erfordernissen der funktionellen Einheit wird im Folgenden eine Getränkesegmentierung vorgestellt. Dabei wurde versucht, die bisherigen Abgrenzungen der Einweg-Mehrweg-Studien des Umweltbundesamtes zu berücksichtigen, die zum Teil die Abgrenzung der VerpackV wiedergeben. Somit kann sichergestellt werden, dass ein Datenrahmen (Segmentweiser Getränkeverbrauch nach Packmitteln) zur Verfügung steht.¹³

Die Unterscheidung bepfandeter oder nicht bepfandeter Getränkesegmente liegt nahe, ist aber hier nicht als verbindlicher Ansatz gewählt. So werden pragmatische Lösungen angestrebt, wenn es darum geht, eine zu starke Zersplitterung der Getränkesegmente zu vermeiden. Ein Beispiel dafür sind Nektare, die mit Kohlensäure versetzt sind. Für Verbraucher sind sie von Schorlen nicht zu unterscheiden, außer dass sie pfandfrei sind. Sie wurden daher den Erfrischungsgetränken zugeordnet. In der ökobilanziellen Betrachtung ist dann zu beachten, dass die Entsorgungswege der unbepfandeten Gebinde (Gelber Sack) empirisch angemessen berücksichtigt werden. Dies gilt im Übrigen aber auch für die Gebindegrößen die durch die Regelung des § 9 Abs. 1 der VerpackV pfandfrei gestellt wurden. Im Übrigen bleibt es dem Adressaten der Ökobilanz unbenommen eine Einzelbetrachtung durchzuführen.

Alle von uns identifizierten Getränkearten wurden daher den Getränkesegmenten zugeordnet, auch wenn im Einzelfall die Zuordnung etwas konstruiert erscheint.

Insgesamt werden vierzehn Getränkesegmente unterschieden.

Hinsichtlich der Erfordernisse aus der funktionellen Einheit ergibt sich folgende Übersicht

1. ungekühlte milchbasierte Getränke: ein Getränkesegment
2. gekühlte milchbasierte Getränke: zwei Getränkesegmente
3. Getränke mit CO₂: fünf Getränkesegmente
4. Getränke ohne CO₂: Sechs Getränkesegmente

Die folgende tabellarische Abbildung zeigt die von uns identifizierten Getränkearten in einer Übersicht mit farblicher Markierung der Getränkesegmente.

Die einzelnen Getränkesegmente werden im Folgenden kurz beschrieben und die Zusammenstellung erläutert. Die dort getroffenen GVM-Angaben zur Marktmenge beziehen sich immer auf den Inlandsverbrauch des Jahres 2011 für Füllgrößen bis 10 Liter ohne Post- und Premixsysteme.

Ob Getränkesegmente wie z. B. alkoholische Mischgetränke gebildet werden sollen, ist auf Grund des geringen Verbrauchsvolumens diskussionswürdig. Alternativ wären diese Getränke mit Wein und Schaumwein zu folgenden Segmenten zusammenzuführen:

- Wein, weinähnliche Getränke und andere weinhaltige Getränke ohne CO₂
- Perlwein, Schaumwein und weinhaltige Getränke mit CO₂

¹³ Dort wird allerdings nur zum Teil zwischen kohlenstofffreien und kohlenstoffhaltigen Getränken unterschieden.

Abbildung 28: Übersicht Getränkesegmente

| Getränkearten | mit CO ₂ | ohne CO ₂ | un-gekühlt | gekühlt | | |
|--|---------------------|----------------------|------------|---------|--|--|
| H-Milch | | | X | | ungekühlte Konsummilch und Milchlischgetränke | |
| H-Milchlischgetränke | | | X | | | |
| Sterilmilch | | | X | | | |
| Sterilmilchlischgetränke | | | X | | | |
| Pasteurisierte Konsummilch | | | | X | gekühlte Konsummilch und Milchlischgetränke | |
| ESL-Milch | | | | X | | |
| Pasteurisierte Milchlischgetränke | | | | X | | |
| Molkegetränke | | | | X | sonstige gekühlte Milchgetränke | |
| Molkelischgetränke | | | | X | | |
| Buttermilch | | | | X | | |
| Buttermilchlischgetränke | | | | X | | |
| Sauermilchgetränke | | | | X | | |
| Sauermilchlischgetränke | | | | X | | |
| Mineralwasser | X | X | | | Wasser mit CO ₂ | |
| Quellwasser | X | X | | | | |
| Tafelwasser | X | X | | | | |
| Heilwasser | X | X | | | Wasser ohne CO ₂ | |
| Sonstige Wässer im Sinne der Min/Tafel WW | X | X | | | | |
| Limonaden | X | X | | | Erfrischungsgetränke ohne CO ₂ | |
| Cola- und Colalischgetränke | X | X | | | | |
| Brausen (inkl. Fassbrause ohne Bierzusatz) | X | X | | | | |
| Bittergetränke | X | X | | | | |
| Isotonische oder Sportgetränke | X | X | | | | |
| Energiegetränke inkl. Shots | X | X | | | | |
| Trinkfertige Teegetränke auch mit Saft | X | X | | | | |
| Fruchtsaftgetränke | X | X | | | | Erfrischungsgetränke mit CO ₂ |
| Schorlen | X | X | | | | |
| Near Water Produkte | X | X | | | | |
| Wasser Plus | X | X | | | Säfte | |
| Aromatisierte, ungesüßte Wasser | X | X | | | | |
| Sonstige Erfrischungsgetränke | X | X | | | | |
| Sojamilchgetränke | | X | | | | |
| Sojamilchlischgetränke | | X | | | | |
| Milchhaltige Getränke, die nicht zu Milchgetränken gehören | | X | | | | |
| Sonstige alkoholfreie Getränke wie Brottrunke, Getreidetränke | | X | | | | |
| Fruchtsaft | | X | | | | |
| Frucht-Smoothies | | X | | | | |
| Fruchtnektar | X | X | | | | |
| Gemüsesaft und -trunke | | X | | | | |
| Bier | X | | | | Bier | |
| Alkoholfreies Bier | X | | | | | |
| Malzbier | X | | | | | |
| Bierlischgetränke (auch alkoholfrei, inkl. Fassbrause auf Bierbasis) | X | | | | Wein und weinähnliche Getränke (ohne CO ₂) | |
| Stillwein (auch alkoholfrei) | | X | | | | |
| Dessertwein (auch alkoholfrei) | | X | | | | |
| Fruchtwein (auch alkoholfrei) | | X | | | | |
| Kernobstwein (auch alkoholfrei) | | X | | | | |
| Andere weinähnliche Getränke (auch alkoholfrei) | | X | | | | |
| Perlwein, Secco (auch alkoholfrei) | X | | | | Perlwein-, Schaumwein (mit CO ₂) | |
| Weinähnliche Perlweine (auch alkoholfrei) | X | | | | | |
| Schaumweine (auch alkoholfrei) | X | | | | | |
| Weinähnliche Schaumweine (auch alkoholfrei) | X | | | | alkoholische Mischgetränke ohne CO ₂ | |
| Aromatisierter Wein (auch alkoholfrei) | | X | | | | |
| Weinlischgetränke, Weinschorlen | X | X | | | alkoholische Mischgetränke mit CO ₂ | |
| Weinähnliche Mischgetränke, weinähnliche Schorlen | X | X | | | | |
| Weincocktails | X | X | | | | |
| Alkopops | X | X | | | | |
| Andere Spirituosenlischgetränke | X | X | | | | |
| Sonstige alkoholische Mischgetränke | X | X | | | | |
| Spirituosen | | X | | | | Spirituosen |
| Likör | | X | | | | |
| Branntwein | | X | | | | |
| sonstige alkoholische Getränke i. S. d. Brantweinsteuer | | X | | | | |

5.1.6.1 Ungekühlte milchbasierte Getränke

Ungekühlte Konsummilch und Milchmischgetränke

- Enthaltene Getränkearten:
 - H-Milch
 - H-Milchmischgetränke
 - Sterilmilch
 - Sterilmilchmischgetränke
- Erläuterungen
 - Die vier genannten Getränkearten zeichnen sich trotz der Verarbeitungsunterschiede zwischen Sterilmilch und H-Milch durch lange Haltbarkeitszeiträume aus. Sie werden ungekühlt gelagert und im Einzelhandel angeboten.
 - Das Verbrauchsvolumen für ungekühlte Konsummilch und Milchmischgetränke betrug 2011 nach GVM 2.955 Mio. Liter, davon 108 Mio. Liter H-Milchmischgetränke und 26 Mio. Liter Sterilmilch und Sterilmilchmischgetränke. Sterilmilch wird auf Grund der geringen Menge mit H-Milch zusammengefasst. Der geringe Mengenanteil bedingt, dass die Sterilmilch-Verpackungen bei einer Auswahl nach Marktrelevanz wahrscheinlich unberücksichtigt bleiben können und nur dann untersucht werden, wenn dies im Interesse des durchführenden Unternehmens liegt.

5.1.6.2 Gekühlte milchbasierte Getränke

Gekühlte Konsummilch und Milchmischgetränke

- Enthaltene Getränkearten
 - Pasteurisierte Konsummilch
 - ESL-Milch
 - Pasteurisierte Milchmischgetränke
- Erläuterungen
 - Bei den drei genannten Getränkearten handelt es sich durchgehend um Produkte, die im Kühlregal gelagert und angeboten werden müssen. Dies gilt auch für ESL-Milch, die sich in der Verarbeitung von klassischer pasteurisierter Konsummilch unterscheidet.
 - Das Verbrauchsvolumen für gekühlte Konsummilch und Milchmischgetränke betrug 2011 nach GVM 1.595 Mio. Liter, davon 204 Mio. Liter Milchmischgetränke.

Sonstige gekühlte Milchgetränke

- Enthaltene Getränkearten
 - Molkegetränke
 - Molkemischgetränke
 - Buttermilchgetränke
 - Buttermilchmischgetränke

- Sauermilchgetränke
- Sauermilchmischgetränke
- Sonstige Getränke auf Milchbasis
- Erläuterungen
 - Das Getränkesegment sonstige gekühlte Milchgetränke erfasst alle Arten von milchhaltigen Getränken, die bei Milchmischgetränken und Konsummilch nicht erfasst sind. Dazu werden auch Molkegetränke und Molkemischgetränke gezählt. Nicht erfasst werden hier Getränke, die von der Aufmachung und der Darreichung als Erfrischungsgetränke einzustufen sind, bei denen nur das Wasser durch Molkewasser ersetzt wird.¹⁴
 - Das Marktvolumen dieses Getränkesegementes liegt für 2011 nach GVM bei 229 Mio. Liter.

5.1.6.3 Getränke mit CO₂

Wässer mit CO₂

- Enthaltene Getränkearten
 - Mineralwasser mit CO₂
 - Quellwasser mit CO₂
 - Tafelwasser mit CO₂
 - Sonstige Wässer im Sinne der Min/TafelWV mit CO₂
 - Heilwasser mit CO₂
- Erläuterungen
 - Die Definition von Wasser mit CO₂ orientiert sich an der Beschreibung der Min/TafelWV, wird aber um die Getränkeart Heilwasser erweitert. Im Unterschied zur Abgrenzung des § 9 Abs. 2 Punkt 2 der VerpackV und der Umsetzung in den Einweg-/Mehrwegstudien für das Umweltbundesamt, werden aromatisierte, aber ungesüßte Wässer mit CO₂ bei Erfrischungsgetränken zugeordnet.¹⁵ Produkte, die mit natürlicher oder künstlicher Süße versehen sind, werden ebenfalls bei Erfrischungsgetränken erfasst.
 - Das Marktvolumen dieses Getränkesegementes liegt für 2011 nach GVM bei 10.563 Mio. Liter.

Erfrischungsgetränke mit CO₂

- Enthaltene Getränkearten
 - Limonaden mit CO₂
 - Cola- und Colamischgetränke mit CO₂

¹⁴ Schreiben des Ministeriums für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen vom 5. Juli 2012 zur Pfandpflicht für molkehaltige Erfrischungsgetränke.

¹⁵ Diese Abgrenzung entspricht im Übrigen auch der Zuordnung, die auch der VDM in seinen Statistiken vornimmt.

- Brausen mit CO₂
- Bittergetränke mit CO₂
- Isotonische oder Sportgetränke mit CO₂
- Energiegetränke mit CO₂
- Trinkfertige Teegetränke auch mit Saft mit CO₂
- Fruchtsaftgetränke mit CO₂
- Schorlen mit CO₂
- Near Water Produkte mit CO₂
- Wasser Plus mit CO₂
- Aromatisierte, ungesüßte Wässer mit CO₂
- Fruchtnektare mit CO₂
- sonstige Erfrischungsgetränke mit CO₂
- Erläuterungen
 - Das Getränkesegment umfasst zunächst alle Getränke, die auch in den Leitsätzen für Erfrischungsgetränke genannt sind, soweit sie karbonisiert sind. Einbezogen werden hier aber auch alle Getränke, die von der Aufmachung und der Darreichung als Erfrischungsgetränke einzustufen sind, auch wenn das Wasser durch Molkewasser ersetzt wird.¹⁶
 - Fruchtnektare mit CO₂ haben mengenmäßig nur eine sehr geringe Bedeutung. Der Vorschlag ist daher, sie nicht als eigene Gruppe zu betrachten, sondern auch den karbonisierten Erfrischungsgetränken zuzuordnen.
 - Kompliziert ist die Einordnung von sogenannten Fassbrausen:¹⁷ Zum Teil werden sie auf Malzbasis, aber ohne Bier hergestellt, und sind dann zu den Brausen zu rechnen, zum Teil werden sie aber auch aus alkoholfreiem Bier und anderen Bestandteilen hergestellt, so dass sie dann zu den Biermischgetränken zu rechnen sind.
 - Somit entspricht die Definition der Abgrenzung des § 9 Abs. 2 Punkt 2 der VerpackV und der Umsetzung in den Einweg-/Mehrwegstudien für das Umweltbundesamt, allerdings nur für karbonisierte Erfrischungsgetränke, mit Ausnahme der aromatisierten ungesüßten Wässer, die hier den Erfrischungsgetränke zugerechnet werden. Mit der Getränkeart sonstige Erfrischungsgetränke mit CO₂ sollen alle anderen hier nicht speziell genannten Varianten eingeordnet werden.
 - Das Marktvolumen dieses Getränkesegementes liegt für 2011 nach GVM bei 9.705 Mio. Liter.

¹⁶ Schreiben des Ministeriums für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen vom 5. Juli 2012 zur Pfandpflicht für molkehaltige Erfrischungsgetränke.

¹⁷ Zur lebensmittelrechtlichen Verwendung des Begriffs Fassbrausen sind verschiedenen Rechtsverfahren anhängig. Dabei geht es um die Frage, ob der Begriff Fassbrause ausschließlich im Bereich der Erfrischungsgetränke verwendet werden darf, also für bierhaltige Getränke nicht verwendet werden darf.

Bier

- Enthaltene Getränkearten
 - Bier
 - Alkoholfreies Bier
 - Malzbier
 - Biermischgetränke (auch alkoholfrei)
- Erläuterungen
 - Das Getränkesegment entspricht der Definition des § 9 Abs. 2 Pkt. 1 der VerpackV.
 - Zu den alkoholfreien Bieren werden auch Malzbieren gezählt. Zu den Biermischgetränken gehören Biere gemischt mit Limonaden, Colagetränken, anderen Erfrischungsgetränken, Spirituosen, Aromastoffen, Saft oder Sirup oder anderen Varianten, inkl. der alkoholfreien Biermischgetränke (inkl. solchen Getränke auf Bierbasis die heute als „Fassbrausen“ bezeichnet werden).
 - Das Marktvolumen dieses Getränkesegmentes liegt für 2011 nach GVM bei 7.022 Mio. Liter.

Perlwein, Schaumwein (mit CO₂)

- Enthaltene Getränkearten
 - Perlwein, Secco (auch alkoholfrei)
 - Weinähnliche Perlweine (auch alkoholfrei)
 - Schaumweine (auch alkoholfrei)
 - Weinähnliche
- Erläuterungen
- Mit diesem Segment werden alle Perl- und Schaumweinprodukte im Sinne der Weinverordnung oder der Verordnung über bestimmte alkoholhaltige Getränke (AGeV) § 10 Abs. (2) und (3) erfasst.
- Die alkoholfreien Varianten dieser Getränkearten werden ebenfalls dieser Gruppe zugerechnet, soweit sie im Sinne des § 47 Abs. der Weinverordnung oder § 10 Abs. 7 der Verordnung über bestimmte alkoholhaltige Getränke hergestellt werden.

Alkoholische Mischgetränke mit CO₂

- Enthaltene Getränkearten
 - Weinmischgetränke, Weinschorlen mit CO₂
 - Weinähnliche Mischgetränke, weinähnliche Schorlen mit CO₂
 - Weincocktails mit CO₂
 - Alkopops mit CO₂
 - Andere Spirituosenmischgetränke mit CO₂
 - Sonstige

- Erläuterungen
 - Das Getränkesegment soll alle alkoholischen Mischgetränke mit Kohlensäure erfassen, die nicht zum Getränkesegment Bier gehören. Dazu gehören alle Mischgetränke auf Weinbasis oder auf Basis weinähnlicher Produkte (vgl. die Verordnung über bestimmte alkoholhaltige Getränke (AGeV), Abschnitt 2 § 10 Abs. 4 und 7), soweit sie mit Kohlensäure sind.
 - Ebenfalls mit eingerechnet werden alkoholhaltige Mischgetränke wie sie im § 9 Abs. 2 Punkt 4 der VerpackV enthalten sind.
 - Das Marktvolumen dieses Getränkesegments dürfte im zweistelligen Mio.-Literbereich liegen.

5.1.6.4 Getränke ohne CO₂

Wässer ohne CO₂

- Enthaltene Getränkearten
 - Mineralwasser ohne CO₂
 - Quellwasser ohne CO₂
 - Tafelwasser ohne CO₂
 - Sonstige Wässer im Sinne der Min/TafelWV ohne CO₂
 - Heilwasser ohne CO₂
- Erläuterungen
 - Die Definition von Wasser ohne CO₂ orientiert sich ebenfalls an der Beschreibung der Min/TafelWV, wird aber um die Getränkeart Heilwasser erweitert. Im Unterschied zur Abgrenzung des § 9 Abs. 2 Punkt 2 der VerpackV und der Umsetzung in den Einweg-/Mehrwegstudien für das Umweltbundesamt, werden aromatisierte, aber ungesüßte Wässer den Erfrischungsgetränken zugeordnet, allerdings nur wenn es sich um karbonisierte Wässer handelt.¹⁸ Produkte, die mit natürlicher oder künstlicher Süße versehen sind, werden ebenfalls bei Erfrischungsgetränken erfasst.
 - Das Getränkesegment entspricht der Definition des § 9 Abs. 2 Pkt. 2 der VerpackV mit der Einschränkung, dass hier nur kohlenstofffreie Wässer einbezogen werden.
 - Das Marktvolumen dieses Getränkesegments liegt für 2011 nach GVM bei 2.878 Mio. Liter.

Erfrischungsgetränke ohne CO₂

- Enthaltene Getränkearten
 - Limonaden ohne CO₂
 - Cola- und Colamischgetränke ohne CO₂
 - Isotonische oder Sportgetränke ohne CO₂
 - Energiegetränke ohne CO₂ inkl. Shots

¹⁸ Diese Abgrenzung entspricht der Zuordnung, die auch der VDM in seinen Statistiken vornimmt.

- Trinkfertige Teegetränke auch mit Saft ohne CO₂
- Fruchtsaftgetränke ohne CO₂
- Near Water Produkte ohne CO₂
- Wasser Plus ohne CO₂
- Aromatisierte, aber ungesüßte Wässer ohne CO₂
- Sojamilchgetränke
- Sojamilchmischgetränke
- Milchhaltige Getränke, die nicht zu Milchgetränken gehören
- Sonstige alkoholfreie Getränke wie Brottrunke, Getreidetrünke
- Sonstige Erfrischungsgetränke ohne CO₂
- Erläuterungen
 - Das Getränkesegment umfasst zunächst alle Getränke, die auch in den Leitsätzen für Erfrischungsgetränke genannt sind, soweit sie ohne Kohlensäure sind.
 - Einbezogen werden hier aber auch Sojagetränke und alle Getränke, die von der Aufmachung und der Darreichung als Erfrischungsgetränke einzustufen sind, auch wenn das Wasser durch Molkewasser ersetzt wird. Unter milchhaltigen Getränken, die nicht zu den Milchgetränken gehören, sind alle Getränke zu verstehen, die weniger als den Mindestanteil von 50 % Milch oder Milcherzeugnissen enthalten. Dazu gehören z. B. einige trinkfertige Kaffeegetränke.
 - Somit entspricht die Definition der Abgrenzung des § 9 Abs. 2 Punkt 2 der VerpackV und der Umsetzung in den Einweg-/Mehrwegstudien für das Umweltbundesamt, allerdings nur für nicht-karbonisierte Erfrischungsgetränke, mit Ausnahme der aromatisierten ungesüßten Wässer, die hier den Erfrischungsgetränke zugerechnet werden. Zusätzlich sind noch Brot- und Getreidetrünke erfasst. Mit der Getränkeart sonstige Erfrischungsgetränke ohne CO₂ sollen alle anderen hier nicht speziell genannten Varianten eingeordnet werden.
 - Das Marktvolumen dieses Getränkesegmentes liegt für 2011 nach GVM bei 2.263 Mio. Liter.

Säfte und Nektare

- Enthaltene Getränkearten
 - Fruchtsaft
 - Frucht-Smoothies
 - Fruchtnektar
 - Gemüsesaft und -trünke
- Erläuterungen
 - Das Getränkesegment umfasst Säfte und Nektare, die aus Früchten oder Gemüse im Sinne der FrSaftVO hergestellt werden, sowie Fruchtsmoothies. Letztere sind zweifelsohne als Getränke eingestuft und sollten aus pragmatischen Gründen diesem Getränkesegment zugeordnet werden.

- Das Marktvolumen dieses Getränkesegementes liegt für 2011 nach GVM bei 2.996 Mio. Liter.

Wein und weinähnliche Getränke (ohne CO₂)

- Enthaltene Getränkearten
 - Stillwein (auch alkoholfrei)
 - Dessertwein (auch alkoholfrei)
 - Fruchtwein (auch alkoholfrei)
 - Kernobstwein (auch alkoholfrei)
 - Andere weinähnliche Getränke (auch alkoholfrei)
- Erläuterungen
 - Mit diesem Segment werden alle Weine erfasst, unabhängig davon ob sie im Sinne der Weinverordnung oder dem § 10 Abs. (1) der Verordnung über bestimmte alkoholhaltige Getränke hergestellt werden, mit Ausnahme der Weinmischgetränke und der kohlenstoffhaltigen Produkte.
 - Die alkoholfreien Varianten dieser Getränkearten werden ebenfalls dieser Gruppe zugerechnet, soweit sie im Sinne des § 47 Abs. der Weinverordnung hergestellt oder aus Kernobst- oder Fruchtweine durch Alkoholentzug hergestellt werden.
 - Das Marktvolumen dieses Getränkesegementes liegt für 2011 nach GVM bei 1.698 Mio. Liter.

alkoholische Mischgetränke ohne CO₂

- Enthaltene Getränkearten
 - Aromatisierter Wein
 - Weinmischgetränke ohne CO₂
 - Weinähnliche Mischgetränke ohne CO₂
 - Weincocktails ohne CO₂
 - Alkopops ohne CO₂
 - Andere Spirituosenmischgetränke ohne CO₂
 - Sonstige alkoholische Mischgetränke ohne CO₂
- Erläuterungen
 - Das Getränkesegment soll alle alkoholischen Mischgetränke ohne Kohlensäure erfassen. Dazu gehören alle Mischgetränke auf Weinbasis oder auf Basis weinähnlicher Produkte (vgl. die Verordnung über bestimmte alkoholhaltige Getränke (AGeV), Abschnitt 2 § 10 Abs. 4 und 7), soweit sie ohne Kohlensäure sind. Zu den aromatisierten Weinen gehören Wermut, Sangria, Glühwein, Punsch u. a. Getränke.
 - Ebenfalls mit eingerechnet werden alkoholhaltige Mischgetränke wie sie im § 9 Abs. 2 Punkt 4 der VerpackV benannt sind und ohne CO₂ abgefüllt werden.
 - Das Marktvolumen dieses Getränkesegementes liegt für 2011 nach GVM über 120 Mio. Liter.

Spirituosen

- Enthaltene Getränkearten
 - Spirituosen
 - Likör
 - Branntwein
 - Sonstige alkoholische Getränke im Sinne der Branntweinsteuer
- Erläuterungen
 - Das Getränkesegment umfasst alle Getränke, die der Verordnung über bestimmte alkoholhaltige Getränke (AGeV), Abschnitt 1 unterliegen.
 - Das Marktvolumen dieses Getränkesegmentes liegt für 2011 nach GVM bei 461 Mio. Liter.

5.2 Thema Verpackungssysteme, funktionelle Einheit und Referenzsysteme

In der aktuellen UBA-Studie stellt sich die Aufgabe der Entwicklung von Bedingungen für ein möglichst transparentes Verfahren, mit dem den Wirtschaftsbeteiligten einerseits ein klarer Rahmen für Ökobilanzen vorgegeben wird und mit dem andererseits der Aufwand für die Überprüfung solcher Studien durch das Umweltbundesamt reduziert werden kann.

Die Erarbeitung von Mindestanforderungen und Qualitätskriterien für Ökobilanzen mit dem Ziel eines Vergleichs der Umweltwirkungen bei durchschnittlichen deutschen Marktverhältnissen ist dabei ein wesentlicher Arbeitsschritt. Nicht aus den Augen zu verlieren ist aber auch die Praktikabilität für Ökobilanzen, die künftig auf diesem Rahmen aufsetzen sollen.

In diesem Themenpapier geht es darum wesentliche Grundlagen des Untersuchungsrahmens einer Getränkeökobilanzstudie zu beschreiben und entsprechende Anforderungen zu formulieren.

Folgende Themen werden erörtert:

- **Definitionen**

Eine klare begriffliche Definition stellt eine wichtige Grundlage für das gemeinsame Verständnis der Aufgabenstellung. Daher werden hier die notwendigen Begriffe unter Bezug auf die entsprechenden ISO Normen abgeleitet (Abschnitt 5.2.1).

- **Funktionelle Einheit**

Eine zentrale Notwendigkeit ist die einheitliche Definition von funktionellen Einheiten. Dazu wird zunächst das Thema Verpackungsfunktionen diskutiert. Zu klären ist, ob bzw. in welchem Umfang eine funktionale Äquivalenz notwendig ist, die über die Definition der funktionellen Einheit hinausgeht. (Abschnitt 5.2.2) Anschließend wird erörtert, inwieweit sich aus der funktionellen Einheit Einflüsse bezüglich der Auswahl und Beschreibung von Verpackungssystemen ergeben (Abschnitt 5.2.2.3) und eine verbindliche Definition der funktionellen Einheit für künftige Getränkeökobilanzen gegeben.

- **Verpackungssysteme**

Der dritte Themenblock thematisiert die Anforderungen zur Beschreibung der Verpackungssysteme. Zunächst werden Kriterien entwickelt, mit denen Produktverpackungen eindeutig und transparent beschreiben werden können. Hier geht es zunächst um die Frage nach den Bestandteilen einer Produktverpackung. (Abschnitt 5.2.3.1 ff). Der zweite Aspekt widmet sich der Auswahl von Verpackungssystemen in der ökobilanziellen Betrachtung. Es gilt eine Vorgehensweise zur angemessenen Auswahl von Verpackungssystemen einschließlich aller Bestandteile zu finden. Dabei geht es um die Frage wie aus der Vielzahl an Verpackungen am Markt eine dem Untersuchungsziel gegenüber angemessene Auswahl zu treffen ist (Abschnitt 5.2.3.5).

- **Referenzsystem**

Referenzsysteme sind ausgewählte Verpackungssysteme. Die Aufgabe des Referenzsystems in der ökobilanziellen Betrachtung soll erörtert werden und Kriterien zur Auswahl geeigneter Referenzsysteme entwickelt werden.

5.2.1 Definition Verpackungssysteme

5.2.1.1 Produkt und Produktsystem

Die Beschreibung der Produktsysteme ist ein zentraler Ausgangspunkt für Produktökobilanzen. Verpackungsökobilanzen sind Produktökobilanzen bei denen das zu untersuchende Produkt eine Verpackung ist.

Für Verpackungsökobilanzen soll daher der Begriff des Verpackungssystems mit dem Begriff des Produktsystems der ISO 14044 und der Begriff der Verpackung mit dem Begriff des Produktes gleichgesetzt werden.

Die Begriffe Verpackungssystem und Verpackung sind in der Normungswelt aber bereits definiert.

- Der Begriff Verpackung wird bei DIN als „Gesamtheit aller Verpackungsmaterialien, insbesondere von Packmitteln und Packhilfsmitteln, zur Erfüllung einer vorgegebenen Verpackungsaufgabe“¹⁹ definiert. Der Verpackungsbegriff wird hier auf die einzelne Verpackungsebene bezogen und weniger auf die Gesamtheit aller Verpackungen (Primärverpackung, Sekundärverpackung, Transportverpackung, Ladungsträger).
- Die Verpackungsebenen werden in der DIN EN 13427 als „funktionelle Verpackungseinheit“ bezeichnet. Der Begriff kann in der Verwendung bei Ökobilanzen leicht mit dem Begriff „funktionelle Einheit“ verwechselt werden.
- Diese Sichtweise schlägt sich auch im Draft der ISO/DIS 18602 nieder, die daher folgende Definition des Verpackungssystems vorschlägt:

*„packaging system: the complete set of packaging for a packaged good, encompassing one or more of the following that are applicable (depending on the packaged goods): Primary packaging, Secondary packaging, Transport (or tertiary) packaging.“*²⁰

Diese Definition entspricht dem, was in der Verpackungsökobilanz das zu untersuchende Produkt ist. Im Unterschied zur ökobilanziellen Definition des Produktsystems sind darin aber die Elementar- und Produktflüsse nicht enthalten.

Auch in der Fachdiskussion von Ökobilanzen werden die Begriffe Verpackung und Verpackungssystem nicht immer einheitlich verwendet, so dass oftmals unklar ist wie sie gerade gemeint sind.

5.2.1.2 Definitionen

Notwendig ist eine präzise Definition, wie die Begriffe im Kontext der Ökobilanzen für Verpackungen zu verwenden sind. Dabei haben wir uns entschieden, dass der Begriff Verpackungssystem für Verpackungsökobilanzen als Synonym für Produktsystem verwendet werden kann, auch wenn diese Definition deutlich weiter geht als die Definition nach ISO /DIS 18602.

Verpackungssystem/Getränkeverpackungssystem

Der Begriff des Verpackungssystems entspricht dem Begriff des Produktsystems in der ISO 14044 3.28. Produktsysteme sind näher definiert durch drei Ebenen,

- das Produkt, das bei Verpackungssystemen allgemein als Produktverpackung und im hier konkret vorliegenden Untersuchungszusammenhang als Getränkeverpackung bezeichnet wird,
- die Produktfunktionen, die bei Verpackungssystemen als Verpackungsfunktionen bezeichnet werden, und
- die Zusammenfassung von Prozessmodulen mit Elementar- und Produktflüssen.

¹⁹ DIN 55405: 2006-11 10.908

²⁰ ISO/DIS 18602 „Packaging and the environment – Optimization of the packaging system“, S. 2, Punkt 3.6; ISO, 2011. Diese Definition des Verpackungssystems wird auch in der DIN EN 13427 verwendet, vgl. dort Seite 7, Deutsche Fassung EN 13427:2004 „Verpackung - Anforderungen an die Anwendung der Europäischen Normen zu Verpackungen und Verpackungsabfällen“

Im Rahmen von Getränkeökobilanzen kann auch der Begriff **Getränkeverpackungssystem** genutzt werden.

Getränkeverpackung

Der Begriff **Getränkeverpackung** entspricht dem Begriff des Produktes in der ISO 14044 3.28 und beschreibt den Gegenstand der Ökobilanz. Das Getränk selbst ist dabei kein Teil der Verpackung und daher auch nicht Gegenstand der ökobilanziellen Untersuchung.²¹ Es spielt nur hinsichtlich seiner Masse bei den Transporten vom Abfüller zum Handel eine Rolle.²² Eine Getränkeverpackung ist die Einheit aller Verpackungskomponenten (Packmittel und Packhilfsmittel) aus allen Stufen des Verpackungsprozesses (Primärverpackung, Sekundärverpackung bis zur Transportverpackung, Ladungsträger), die zur Durchführung der Funktionen erforderlich sind. Dazu gehört neben der materiell-technischen Beschreibung aller Komponenten auch das Gesamtbild (Ladebild, Ladevolumen etc.). Im Mittelpunkt steht dabei die **Primärverpackung**, die meist zur Benennung des Verpackungssystems (z. B. Ökobilanz für Getränkekarton) herangezogen wird.

Verpackungsfunktionen und funktionelle Einheit

Die Verpackungsfunktionen umfassen alle **Funktionen des Verpackungssystems** mit denen die Aufgaben der Produktverpackung auf allen Ebenen beschrieben werden können. Zum Vergleich verschiedener Verpackungssysteme werden die Funktionen **als funktionelle Einheit** definiert, die den **quantifizierten Nutzen** des Verpackungssystems darstellt. Die funktionelle Einheit muss dem Ziel und dem Untersuchungsrahmen der Ökobilanz entsprechen.²³ Für die Getränkeökobilanzen lautet der Vorschlag: „Bereitstellung von 1000 L Getränk in Gebinden bis zur Füllgröße 10 Litern am Ort der letzten Handelsstufe“.

Zusammenfassung von Prozessmodulen mit Elementar- und Produktflüssen

Das Verpackungssystem stellt die Zusammenfassung von Prozessmodulen mit Elementar- und Produktflüssen im Lebensweg einer Produktverpackung dar. Die Prozessmodule und Stoffflüsse sind durch die einzelnen Verpackungskomponenten und die Funktion des Verpackungssystems bedingt, werden aber durch technische, wirtschaftliche, logistische und weitere Bedingungen geprägt²⁴. Zu diesen Bedingungen gehören auch Faktoren wie Umlaufzahlen und Distributionsstrukturen.

Eine herausragende Rolle spielen die **Systemgrenzen**, die in technischer Hinsicht die einzelnen Prozesse skizzieren, einen geographischer Bezug herstellen und als zeitliche Systemgrenze Anforderungen an die Aktualität der Daten und einen Gültigkeitszeitraum der Untersuchung beschreiben.

5.2.2 Funktionelle Einheit

Die funktionelle Einheit ist ein wesentliches Kernelement jeder Ökobilanz. Daher wurde für künftige Getränkeökobilanzen auch eine verbindliche Vorgabe entwickelt.

²¹ Dies entspricht der Differenzierung von Verpackung und Packgut in der DIN 55405: 2006-11. Würde man die Einheit aus Verpackung und Packgut untersuchen, wäre von einer Getränkepackung zu sprechen.

²² Die Frage der Berücksichtigung des Füllgutes im Transport wird im Abschnitt Allokationsregel der Transporte ausführlicher besprochen.

²³ Vgl. DIN e.V. (Hrsg.) „Umweltmanagement – Ökobilanz – Anforderungen und Ableitungen (ISO 14044:2006“, Absatz 4.2.3.2 (S. 16)

²⁴ Eine Glasflasche verweist auf den Vorprozess Glashütte. Die Produktionsbedingungen der Glashütte sind aber von technischen, wirtschaftlichen, (umwelt)politischen u. v. a. Bedingungen geprägt.

5.2.2.1 Beiträge aus dem Begleitkreis zum Thema von funktionelle Einheit

Nach Vorlage und Aussendung des ersten Zwischenberichtes zum F&E Vorhaben „Prüfung und Aktualisierung der Ökobilanzen für Getränkeverpackungen“ im Sommer 2012 hatten die Teilnehmer des Begleitkreises zum Forschungsvorhaben die Gelegenheit fachliche Stellungnahmen zu den einzelnen im Rahmen des Projektes zu bearbeitenden Themen abzugeben. Zum Thema funktionelle Einheit gingen verschiedene Stellungnahmen ein, die hier in hochverdichteter Form wiedergegeben werden:

- Die funktionelle Einheit soll als die Bereitstellung von 1.000 L Getränk am POS definiert werden.
- Der Schutz des Füllgutes ist mit einzubeziehen.
- Berücksichtigung des Abfüllvolumens der Verpackung in der funktionellen Einheit
- Unterscheidung zwischen Sofortverzehr und Vorratshaltung
- Differenzierung nach HoReGa/Außerhaus-Konsum/Haushaltskonsum
- Berücksichtigung unterschiedlicher Verzehrorte

5.2.2.2 Verpackungsfunktionen als Ausgangspunkt

Die Funktionen sind ein wesentlicher Bestandteil der ISO Definition von Produktsystemen, also auch von Getränkeökobilanzen.

Daraus lässt sich schließen, dass es notwendig ist, die Funktionen des Produkt- bzw. des Verpackungssystems im Ökobilanzprozess zu beschreiben und dass dieser Zusammenhang bei der Definition der funktionellen Einheit eine Rolle spielen könnte.

Gibt es eine verbindliche Definition für Verpackungsfunktionen?

Die folgenden Zitate bieten Definitionen für Verpackungsfunktionen und Vorschläge zur Gliederung.

Berndt/Sellschopf führen die Funktionen auf die Anforderungen zurück:

„Aus den Anforderungen bzw. Aufgaben der Verpackung ergeben sich ihre vielfältigen Funktionen. Die wesentlichen Grundfunktionen der Verpackungen sind die effiziente und geordnete Warenverteilung, die durch die in den folgenden Kapiteln zusammengestellten Funktionen erfüllt werden kann.“²⁵

Die Funktionen werden in drei Gruppen aufgeteilt und erörtert: Die Schutzfunktionen, die Informations- und Werbefunktionen und anwendungstechnische Funktionen.²⁶

Die Definition im Gabler Wirtschaftslexikon stellt auf den Zweck der Verpackungsfunktionen ab:

„Verpackungen üben eine Vielzahl von Funktionen für die zu verpackenden Produkte (die Packgüter) aus. Verpackungen stellen aus der Sicht der verpackenden Unternehmen keinen Selbstzweck dar, sondern erfüllen im Hinblick auf die Packgüter einen derivativen Zweck. Zu den Funktionsbereichen von Verpackungen zählen die Produktions-, Marketing-, Verwendungs- und die Logistikfunktion.“²⁷

Dabei werden der Logistikfunktion Schutz, Lager-, Transport-, Manipulations- und Informationsfunktionen zugeordnet.

²⁵ D. Berndt / L. Sellschopf: „Verpackungsfunktionen“ im Buch M. Kaßmann, DIN Deutsches Institut für Normung e.V. (Hrsg.) „Grundlagen der Verpackung – Leitfaden für die fächerübergreifende Verpackungsausbildung“, S. 15 – 17, Berlin 2011

²⁶ Dito, S. 15 ff.

²⁷ Gabler Verlag (Hrsg.) Gabler Wirtschaftslexikon, Stichwort: Verpackungsfunktionen, online im Internet: <http://wirtschaftslexikon.gabler.de/Archiv/55210/verpackungsfunktionen-v4.html>

Der Gesamtverband der deutschen Versicherer schlägt eine Unterteilung nach Primärfunktionen (Schutz-, Lager-, Lade- und Transportfunktion), Sekundärfunktionen (Verkaufs-, Werbe-, Dienstleistungs- und Garantiefunktion) und Tertiärfunktionen (Zusatzfunktion) vor.²⁸

Auf der Internetplattform verpackVkonkret sind die Verpackungsfunktionen im Kontext der VerpackV wie folgt beschrieben:

„Die VerpackV selbst nennt beispielhaft einige wesentliche Verpackungsfunktionen: Aufnahme, Schutz, Handhabung, Lieferung, Darbietung von Waren.

Aus wissenschaftlicher Sicht lassen sich die Verpackungsfunktionen wie folgt zusammenfassen: Schutzfunktion, Transport- und Ladefunktion, Lager- und Aufbewahrungsfunktion, Darbietungs- und Verkaufsfunktion, Handhabungsfunktion, Dossier- und Entnahmefunktion, Bündelungsfunktion, Kennzeichnungsfunktion und Informationsfunktion.“²⁹

Indirekt Bezug genommen wird auf die Verpackungsfunktion in der DIN-Norm DIN EN 13428.

„Dieses Dokument legt ein Verfahren zur Bewertung von Verpackungen fest, um sicherzustellen, dass Gewicht und/oder Volumen ihres Materialanteils einem Minimum entsprechen und sich im Einklang mit folgenden Anforderungen befinden:

- *Funktionalität in der gesamten Inverkehrbringer- und Nutzerkette;*
- *Sicherheit und Hygiene sowohl für das Produkt als auch den Verbraucher/Nutzer;*
- *Akzeptanz des verpackten Produkts durch den Verbraucher/Nutzer.“*

Die Grundanforderungen werden durch zehn Leistungskriterien spezifiziert, für die beispielhaft typische Anforderungen aufgeführt werden.

Zwischenfazit:

Die Sichtung verschiedener Quellen hat gezeigt, dass eine allgemeingültige Definition der Verpackungsfunktionen nicht verfügbar ist. Die Beschreibung und die Einordnung der Funktionen hängen offensichtlich von der Sichtweise des Betrachters ab.

Vielfalt der Ausprägungen oder muss tatsächlich alles benannt werden?

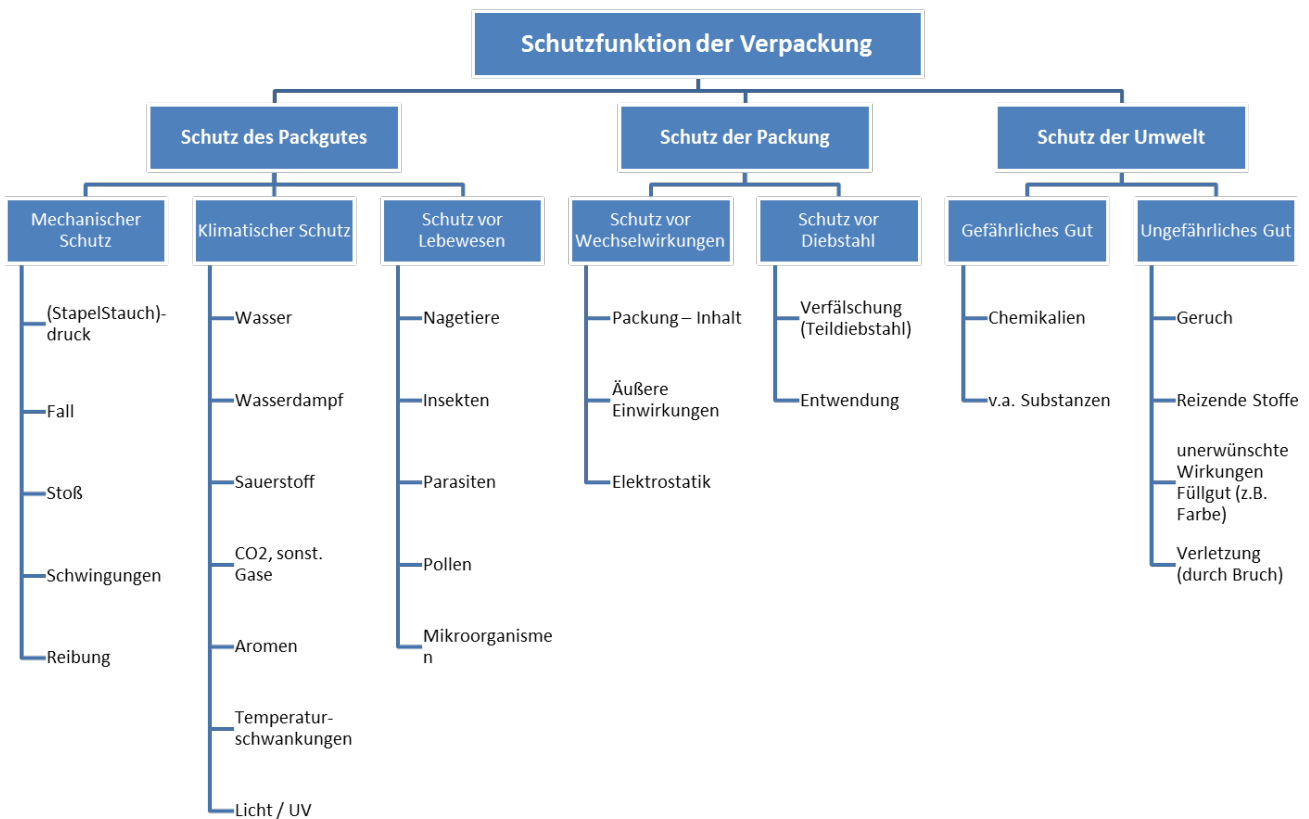
Die Bandbreite von möglichen Verpackungsfunktionen ist sehr vielfältig. Dies soll beispielhaft an der Funktion „Schutz des Produktes“ erörtert werden.

Die folgende Grafik, die weitgehend dem Aufsatz von Berndt/Sellschopf entnommen ist, zeigt wie differenziert die Schutzfunktionen, dargestellt werden können:

²⁸ <http://www.tis-gdv.de/tis/verpack/funktion/funktion.htm>

²⁹ ARGE verpackVkonkret: http://www.verpackvkonkret.de/Leitlinien_zur_Einstufung.34.0.html#leitlinie2

Abbildung 29: Vielfalt der Verpackungsfunktionen am Beispiel der Schutzfunktion



Quelle: D. Berndt / L. Sellschopf: „Verpackungsfunktionen“ im Buch M. Kaßmann, DIN Deutsches Institut für Normung e.V. (Hrsg.) „Grundlagen der Verpackung – Leitfaden für die fächerübergreifende Verpackungsausbildung“, S. 15 – 17, Berlin 2011; eigene Bearbeitung

© IFEU/ GVM/ INTEGRAHL 2015

Diese Differenzierung kann für andere Funktionsthemen wie Lager- Marketing- usw. beliebig fortgesetzt werden.

Da im Rahmen der Ökobilanzen das ganze Verpackungssystem funktionell beschrieben werden soll, wären auch alle Verpackungsstufen einzubeziehen.

Zwischenfazit:

Eine beliebige Aufzählung der Verpackungsfunktionen führt zu keiner Vergleichbarkeit.

Vergleich von Verpackungsfunktionen

Mit der Aufzählung von Funktionen und einer Gegenüberstellung ist es nicht getan.

Die Frage ist vielmehr wie gut eine Funktion durch die Verpackung erfüllt wird. Dies erfordert, dass ein Anforderungsniveau festgelegt wird. Hier spielt das Packgut eine wichtige Rolle. So ist bspw. die Anforderung an die Sauerstoffbarriere für Fruchtsaft deutlich höher als für Mineralwasser.

Die Festlegung eines notwendigen Mindestniveaus ist nicht einfach, besonders wenn es um das Thema Vergleichbarkeit geht.

- Nicht alle Säfte bieten die gleichen Mindesthaltbarkeitszeiträume an. Dies liegt z. T. an der Verpackung, z. T. aber auch an den Produkten (Frischsaft). Dürfen Verpackungen verglichen werden, wenn sie die Anforderungen an die Barriere unterschiedlich erfüllen oder/und die Produkte unterschiedlich sind?
- Ähnlich sieht die Situation beim UV-Schutz aus. Ein Getränkekarton ist sicher im Vergleich zu einer weißen Glasflasche UV- undurchlässig. Aber ist der daraus resultierende Unterschied für das Produkt (z. B. Vitaminschutz) wirklich relevant?
- Wie ist eine unterschiedliche Bruchquote im Abfüllprozess (als Indiz für die Schutzfunktion) zwischen zwei Verpackungen zu bewerten?

Zwischenfazit:

Um hier eine objektive Grundlage des Vergleichs zu entwickeln, wäre es erforderlich für alle Funktionen Maßstäbe vorzugeben.

„Same, same but different“

Es geht hier nicht darum Gleiches zu vergleichen, sondern Ungleiches. Oder anders ausgedrückt: Es wird keine zwei Verpackungssysteme geben, die in allen Belangen gleich sind. Das heißt, unterschiedliche Funktionen sind kein zwingendes Indiz für eine Nicht-Vergleichbarkeit sondern nur für eine Unterschiedlichkeit.

Die funktionale Beschreibung eines Verpackungssystems liefert daher zunächst einmal Argumente, warum bestimmte Verpackungssysteme getrennt betrachtet werden sollten.

Zwischenfazit:

Es bleibt also die Frage, unter welchen Bedingungen kann man von einer funktionalen Asymmetrie sprechen, so dass Verpackungssysteme nicht mehr vergleichbar sind.

Beispielhafte Aufzählung von Asymmetrien bei Verpackungssystemen

Die bisherige deduktive Vorgehensweise führt nicht unbedingt zu einer Lösung. Daher versuchen wir das Thema von der anderen Seite anzugehen.

Für Getränkeverpackungen sind in der bisherigen Diskussion Zweifel an der Vergleichbarkeit hinsichtlich folgender Themen genannt und zum Teil auch in Ökobilanzen umgesetzt worden.

1. Differenzierung durch spezifische Anforderungen des Füllgutes
 - Druckfestigkeit, Gassperre: Verpackungen für Getränke mit und ohne CO₂ (Ökobilanzen für Wasser, Erfrischungsgetränke)
 - Lagerfähigkeit: Gekühlte und ungekühlte Getränke (Milch)
 - Barriereeigenschaften: Sauerstoffschutz; UV-Schutz (Säfte, Nektare, andere alkoholfreie Getränke)
2. Differenzierung durch spezifische Anforderungen der Märkte
 - Konsumvariante: Sofortverzehr vs. Vorratskauf (bisherige Ökobilanzen)

- Vertriebsschienen/Absatzorte: Haushaltsverbrauch, Außerhaus-Konsum, HoReGa (z. B. Gastro-Flaschen), Schulen (Ökobilanz für Standbodenbeutel); Automatenflaschen, LEH
- Absatzregionen: Funktionale Unterschiede für Nah-, Regional- oder Fernabsatz (Forum Dose)
- Abfüllort: Import und Inlandsabsatz (unterschiedliche Vorprozesse)
- Füllgrößen (deutsche Umwelthilfe; Clusterbildung nach Füllgrößen (wafg), Mehrweg-KEGs mit andern Gebinden)

Die unterschiedlichen Anforderungen, die sich durch das Füllgut ergeben, sind zwingend. Werden diese Anforderungen nicht erfüllt, wird eine Verpackung nicht eingesetzt.

Zwischenfazit:

Eine füllgutbezogene Differenzierung lässt sich sehr einfach über die Definition der Getränkesegmente lösen. Hier sollte eine verbindliche Vorgabe festgelegt werden, die es nicht erlaubt eine höhere Aggregation vorzunehmen.³⁰

Die Differenzierung nach den Anforderungen des Marktes führt nicht zu eindeutigen Lösungen. Die meisten Verpackungen werden nicht nur in einem Teilmarkt eingesetzt, sondern dort nur bevorzugt. D. h. aber, dass eine Äquivalenz vorhanden ist.

Dies gilt auch für die bisher in Getränkeökobilanzen übliche funktionale Unterscheidung zwischen Sofortverzehr und Vorratskauf. Für den Sofortverzehr geht man davon aus, dass das Getränk unmittelbar nach dem Kauf verzehrt wird, während beim Vorratskauf der Konsum erst in der Zukunft liegt.

Die Konsumvariante korreliert mit der Füllgröße, so dass dies zum Anlass genommen wurde, zwischen der Gruppe bis 0,5 L und größer 0,5 L zu unterscheiden. Jede Füllgröße aber sollte eindeutig einer Gruppe zugeordnet werden.

Tatsächlich sind die Grenzen beider Konsumvarianten aber nicht eindeutig und die Korrelation von Füllgröße zu Konsumvariante nicht überall gleich ausgeprägt:

- Für Bier- und Weingebinde funktioniert die Aufteilung nicht.
- In der Gastronomie werden sowohl kleine als auch große Gebinde als Gastroflaschen verwendet.
- Besonders für Einweg- PET 0,5 L, welches im Discounter vorwiegend nur als Sechser-Verkaufseinheit abgegeben wird, spielt der Sofortverzehr eine untergeordnete Rolle.

Ähnliche Probleme ergeben sich auch bei den anderen Differenzierungen nach Vertriebsschienen und Absatzregionen. Auch hier sind die Gebinde nicht eindeutig einer Vertriebsschiene oder einem Absatzort zuzuordnen.

Die Unterscheidung nach Abfüllorten (Inland, Import) zeigt eigentlich keine unterschiedlichen Funktionen, sondern verweist auf die Frage, ob hier unterschiedliche Verpackungssysteme zu betrachten sind.

Bleibt als letzter Vorschlag noch die Clusterung nach Füllgrößen, die allein auf die unterschiedliche Leistungsfähigkeit des Packmittels abstellt. Dabei stellt sich aber die Frage, wie denn vernünftige

³⁰ Hierauf wird ausführlich im Themenpapier „Getränksegmente“ eingegangen.

Cluster geschaffen werden können, die die Besonderheiten des Getränkesegmentes berücksichtigen. Auch hier gibt es keine zwingenden Gründe eine Vergleichbarkeit zu verneinen.

Zwischenfazit:

Letztlich finden sich keine wirklich zwingenden Argumente für die Bildung von nicht-äquivalenten Produktgruppen. D. h. auch die bisher übliche Trennung der Getränkesegmente in Sofortverzehr und Vorratshaltung wird nicht aufrechterhalten.

Was kommt zuerst: die funktionelle Einheit oder der Vergleich der Funktionen?

Die funktionelle Einheit ist die Basis des quantitativen Vergleichs verschiedener Verpackungssysteme. Eine nicht-äquivalente Funktion dürfte sich daher auch nicht in der funktionellen Einheit abbilden.

Zwischenfazit:

Umgekehrt heißt dies aber, wird in der funktionellen Einheit etwas nicht abgebildet, ist es für die Frage der funktionellen Äquivalenz auch nicht relevant.

Die Diskussion im Projekt und die meisten Eingaben aus dem Begleitkreis zeigten, dass ein hoher Konsens bezüglich der funktionellen Einheit besteht.

5.2.2.3 Bisherige Definition der funktionellen Einheit bei Getränkeökobilanzen

Für die Ökobilanzen für Getränkeverpackungen ist die funktionelle Einheit nach bisherigem Stand als „Bereitstellung von 1000 L Getränk in handelsüblichen Gebinden am Ort der letzten Handelsstufe“ definiert.

Was bedeutet handelsübliche Gebinde?

Handelsüblich bedeutet, dass Gebinde mit Fertiggetränken üblicherweise über den Handel erhältlich sind.

Verpackungen von Getränken, die am Point-of-sale abgefüllt werden und nach der VerpackV auch als Serviceverpackungen bezeichnet werden, fallen nicht unter diese Definition der funktionellen Einheit. Dies gilt auch für Post-Mix-Systeme, wo das Getränk erst vor Ort beim Verbraucher hergestellt wird.

Dagegen wären Großgebilde mit Fertiggetränken (Fässer, KEGS, Bag-in-Box, Kanister die für Großverbraucher wie Gastronomie, Kantinen bestimmt sind) nach dieser funktionellen Definition in den Untersuchungsrahmen mit einzubeziehen, auch wenn dies bisher nicht üblich war.

Für die Abgrenzung der relevanten Packmittel soll daher auf die bewährte Definition aus den Studien zur Mehrwegabfüllung in Deutschland zurückgegriffen werden.

Darin werden seit der 3. Novelle der VerpackV alle möglichen Verpackungsvarianten bis zu einer Füllgröße von 10 Litern einbezogen. Wird diese Abgrenzung auch für Ökobilanzen genutzt, wird der Untersuchungsrahmen zwischen der Berichtserstattung über den Verbrauch in Mehrwegverpackungen und Ökobilanzen auf eine vergleichbare empirische Basis gestellt.

Mit dieser Abgrenzung ist zudem sichergestellt, dass damit alle Verbrauchsstellen einbezogen werden. Nach der Verpackungsverordnung gehören dazu alle Anfallstellen des privaten Endverbrau-

chers, also private Haushalte, der Unterwegskonsum, HoReGa, Kantinen, Anstalten, öffentlicher Raum u. v. m.

Zwischenfazit:

Wir schlagen vor, den Begriff „handelsübliche Gebinde“ durch „Gebinde bis zur Füllgröße von 10 Litern“ zu ersetzen.

Was bedeutet „Ort der letzten Handelsstufe“?

Mit dem Bezug auf die letzte Handelsstufe wird in Ökobilanzen festgelegt, dass ein Verpackungssystem **alle Bestandteile umfasst**, die zur Distribution und zur Bereitstellung bis zur letzten Handelsstufe notwendig sind. Daher gehören zum Verpackungssystem auch Transportverpackungen und Ladungsträger.

Gleichzeit wird damit eine Systemgrenze definiert, die Schnittstelle zum Verbraucher, unabhängig davon, ob dieser ein privater Konsument, ein Großverbraucher (Soziale Einrichtung) oder ein gastronomischer Betrieb ist.

Mit dem „Ort der letzten Handelsstufe“ sind alle Arten von stationären Betrieben mit Handelsfunktion gemeint, die Getränke abgeben (z. B. LEH, Getränkeabholmärkte, Drogeriemärkte, Tankstellen und Kioske, aber auch Cash + Carry (C+C) oder GFGH).

Bei einigen Beispielen der Warenabgabe ist diese Definition problematisch oder führt zu Zuordnungsfragen bestimmter Vertriebsformen:

- Kleinstvertreiber wie Kioske, die sich über GAM, den LEH oder C+C versorgen und die nicht als separate Handelsstufe wahrgenommen werden und daher die Transportwege nicht erfasst werden.
- Automaten zur Abgabe von Getränkegebinden (keine Post-Mix-Automaten) im öffentlichen Raum (z. B. Bahnhöfe), Freizeitanlagen (z. B. Schwimmbäder) oder in Betrieben.
- Mischformen zwischen Endverbraucher und Handel wie der Gastronomie mit Lieferservice oder der Kantine mit Kioskfunktion, Bäckerei mit Getränkeverkauf.
- Direktvertrieb vom Abfüller zum Endverbraucher (z. B. Winzer an private Kunden, die Gastronomie oder institutionelle Verbraucher, Brauereien in die Gastronomie; Kleinabfüller mit eigenem Getränkelieferservice).
- Versandhandel, Warenzustellung per Lieferservice, Lieferservice der GAM.
- Andere Formen des nicht stationären Handels (Wochenmärkte, Stadtteilstellen etc.).

Welche Lösungsmöglichkeiten bieten sich?

- Würde das Kriterium „Ort der letzten Handelsstufe“ durch den „Ort der Warenübergabe“ (i. S. d. Besitzübergangs) ersetzt, wären alle Transporte bis zur Warenübergabe mit zu erfassen, z. B. der Transport des GAM zum Haushalt. Damit würden nicht alle Fragen beantwortet, was folgendes Beispiel zeigt:

Wein wird überregional mit verschiedenen Alternativen vertrieben. Erfolgt der Vertrieb von Wein über den LEH wird nach bisherigem Verständnis der Transport bis zum Einzelhandel erfasst. Würde der Winzer den Wein per Kleintransporter liefern, wäre der Transport durch die Schnittstelle „Ort der letzten Handelsstufe“ nicht erfasst. Mit der Erweiterung auf „Ort der Warenübergabe“ wäre der Transport einzubeziehen. Würde der gleiche Kunde den Wein jedoch abholen, bliebe der Transport wieder unberücksichtigt.

- Würde die Systemgrenze verschoben werden und die Transporte zum Endverbraucher miteingefasst werden, wäre das Problem nicht gelöst, sondern nur verschoben. Dann stellt sich nämlich die Frage, ob ein beliebiger Konsumort oder eine stationärer Punkt (Wohnsitz, Arbeitsplatz) erfasst werden soll. Ob die Distanz zwischen letzter Handelsstufe und Endverbraucher tatsächlich empirisch bestimmt werden kann, ist zu bezweifeln.
- Im Sinne einer pragmatischen Lösung sollte daher zunächst geprüft werden, welche Bedeutung die Vertriebsform spielt und ob es nicht möglicherweise vernachlässigt werden darf. Nach dem aktuellen Erkenntnisstand spielen die o. g. Fragen bei Wein und beim Automatenvertrieb von Getränken eine empirisch relevante Rolle (bezogen auf die jeweiligen Verpackungssysteme).

Daher schlagen wir vor:

- Beibehaltung der bisherigen Formulierung „Ort der letzten Handelsstufe“.
- Automaten werden wie Groß-Verbraucher (z. B. Kantinen oder Gastrobetriebe) behandelt. Der Transport zur Bestückung dorthin wird ebenfalls nicht erfasst. Daher sind auch diese Transporte nicht zu berücksichtigen.
- Hat der Direktvertrieb vom Abfüller zum Endverbraucher (Gastronomie, institutionelle Abnehmer, private Haushalte) einen Marktanteil von mehr als 3 % am Verbrauch des Getränkesegments, so sind die gleichen Transportentfernungen anzunehmen wie bei der einstufigen Handelsstufe. Es wird also eine virtuelle Handelsstufe unterstellt. Alternativ können die Transportentfernungen aber auch empirisch ermittelt werden.

Definition der funktionellen Einheit für künftige Getränkeökobilanzen

Die funktionelle Einheit ist verbindlich wie folgt festgelegt:

„Bereitstellung von 1000 L Getränk in Gebinden bis zu einer Füllgröße von 10 Litern am Ort der letzten Handelsstufe“.

5.2.3 Mindestanforderungen zur Beschreibung und Auswahl der Verpackungssysteme

Die ISO-Normen stellen keine direkten Anforderungen zur Beschreibung der Spezifikationen eines Produktes. Sie ergeben sich aus dem Konzept des Lebensweg, der funktionellen Eigenschaften des Produktsystems und dem Leitprinzip der Transparenz (ISO 14040:2009-11 4.1.6). Wird ein Verpackungssystem untersucht, ist es demnach erforderlich, die Produktverpackung **umfassend, differenziert und eindeutig** zu beschreiben.

Im Rahmen von Getränkeökobilanzen wird – abgeleitet aus der funktionellen Einheit - für die technische Spezifikation die Summe aller Packmittel und Packhilfsmittel auf allen Verpackungsstufe einbezogen, also einschließlich aller Stufen des Verpackungsprozesse (Primär-, Sekundär, Transportverpackung bis zum Ladungsträger). Dabei geht es nicht nur um die summarische Betrachtung der Einzelkomponente sondern um die Gestaltung auf den verschiedenen Verpackungsstufen (z. B. die Maße der Versandeinheit, das Volumen der Palettenverpackung ist mehr als die Summe der Einzelmengen), die v. a. auf die Distributionslogistik Einfluss hat.

5.2.3.1 Anforderungen an die Abbildung von Verpackungssystemen im Kontext der Ziel- und Rahmendefinition

Die Auswahl und Beschreibung der zu untersuchenden Getränkeverpackungssysteme stellt eine zentrale Aufgabe der Rahmendefinition einer Getränkeökobilanz dar.

Zentrale Anforderungen an die Beschreibung der Getränkeverpackungssysteme sind:

- Die technische Spezifikation der Verpackungssysteme muss umfassend und eindeutig für alle Verpackungsstufen erfolgen. Dazu gehören Informationen wie:
 - Anzahl Hauptpackmittel pro Sekundärpackmittel (z. B. Mehrweg-Glasflaschen je Mehrweg-Kasten)
 - Anzahl Sekundärpackmittel (oder Tertiär-) pro Lage einer Palette
 - Anzahl Lagen pro Palette
- Die Hauptpackmittel sind hinsichtlich Packmitteltyp, Packstoff, Klassifikation, und Füllgröße zu differenzieren und zu beschreiben. Die Faktoren Packmitteltyp, Packstoff und Klassifikation bilden Getränkeverpackungsgruppen ab, innerhalb denen nach Füllgrößen zu differenzieren ist.
- Eine Durchschnittsbildung ist nur hinsichtlich der Masse der jeweils differenzierten Packmittel erlaubt.

5.2.3.2 Anforderungen an die Abbildung von Verpackungssystemen im Rahmen der Sachbilanz

Folgende Anforderungen sind zur Auswahl der zu untersuchenden Verpackungssysteme zu berücksichtigen.

Methode der Auswahl

Die Auswahl der zu untersuchenden Verpackungssysteme muss auf einer Marktanalyse basieren.

Die Marktanalyse bezieht sich auf die Grundgesamtheit der Getränkeökobilanz, die wiederum durch das ausgewählte Getränkesegment bestimmt wird.

Marktabdeckung der Getränkeverpackungssysteme

- Bezugsgröße der Marktmenge ist der Getränkeverbrauch.
- Es sind (unter der zwingenden Berücksichtigung eines Referenzsystems) immer mindestens zwei Getränkeverpackungssysteme zu untersuchen.
- Die Auswahl muss sich entweder auf das gesamte Getränkesegment beziehen oder auf eine Vorauswahl einzelner Getränkegruppen. Im letzten Fall sind dann aber keine Aussagen über das gesamte Getränkesegment möglich.
- Es ist sicherzustellen, dass durch die untersuchten Verpackungssysteme ein Marktanteil von mindestens 80 % des Getränkeverbrauchs der Verpackungsgruppe bzw. des Getränkesegments erfasst werden. Werden durch die beiden nachfolgenden Kriterien keine 80 % abgedeckt, sind weitere Verpackungssysteme einzubeziehen. Dabei ist die Auswahl nach Marktanteilen vorzunehmen.
- Bei der Untersuchung eines Getränkesegments ist jede Getränkeverpackungsgruppe zu untersuchen, die einen Anteil von mindestens 5 % am Füllgutverbrauch des Getränkesegments (\cong Grundgesamtheit) aufweist.
- Für jede Getränkeverpackungsgruppe ist die marktbedeutendste Füllgröße zu untersuchen und zusätzlich diejenigen, die mehr als 25 % des Füllgutverbrauchs der Verpackungsgruppe oder mehr als 5 % des Füllgutverbrauchs des Getränkesegments (\cong Grundgesamtheit) aufweist.

Berücksichtigung von Ausgestaltungsvarianten der Verpackungssysteme

- Liegen bei einem Verpackungssystem verschiedene Varianten hinsichtlich der Nebenpackmittel vor, so ist die zu untersuchende Hauptvariante nach dem Marktanteil auszuwählen.

- Nebenvarianten einer Verpackungskomponente werden nicht berücksichtigt, wenn die Hauptvariante einen Marktanteil von mehr als 80 % bezogen auf das Hauptpackmittel aufweist (Marktbagatellgrenze).
- Weitere Varianten müssen aber nur dann berücksichtigt werden, wenn der Masseanteil dieser Packmittelkomponente an den Getränkeverpackungen einer Palette ein Prozent überschreitet (Massebagatellgrenze).

Aktualität

Es ist sicherzustellen, dass die Daten im Bezugszeitraum der Ökobilanz oder, falls dies nicht möglich ist, später erhoben werden.

5.2.3.3 Anforderungen an die Abbildung von Verpackungssystemen im Rahmen der Wirkungsabschätzung

Keine Mindestanforderungen an die Abbildung der Verpackungssysteme im Rahmen der Wirkungsabschätzung.

5.2.3.4 Anforderungen an die Abbildung von Verpackungssystemen im Rahmen der Auswertung

Sollte eine Vorauswahl von Verpackungsgruppen getroffen werden sind keine Aussagen über Getränkesegmente möglich.

5.2.3.5 Ableitung der Mindestanforderungen hinsichtlich von Verpackungssystemen in Getränkeverpackungsökobilanzen

Beiträge aus dem Begleitkreis zum Thema von Getränkeverpackungssystemen

Nach Vorlage und Aussendung des ersten Zwischenberichtes zum F&E Vorhaben „Prüfung und Aktualisierung der Ökobilanzen für Getränkeverpackungen“ im Sommer 2012 hatten die Teilnehmer des Begleitkreises zum Forschungsvorhaben die Gelegenheit fachliche Stellungnahmen zu den einzelnen im Rahmen des Projektes zu bearbeitenden Themen abzugeben. Zum Thema Verpackungssysteme gingen verschiedene Stellungnahmen ein, die hier in hochverdichteter Form wiedergegeben werden:

- Vorschläge zur Beschreibung der Verpackungssysteme
 - Stärkere Differenzierung bei Mehrweg in Individual- und Poolgebinde
 - Keine Differenzierung bei Mehrweg in Individual- und Poolgebinde
 - Genaue Beschreibung der Verpackungsbestandteile
 - Angemessene Berücksichtigung von Varianteren (z. B. Sixpack im Kasten)
- Vorschläge zum Auswahlverfahren
 - Abbildung marktrelevanter Verpackungen
 - Bezug muss der Gesamtmarkt inkl. Importe sein.
 - Repräsentative Auswahl der Verpackungssysteme
 - Vernachlässigung von Gebinden kleiner 5 % Marktanteil im Getränkesegment, aber Mindestabbildung von 80 % des Marktes.

Merkmale zur Beschreibung der Packmittel

Auf den ersten Blick sind Verpackungssysteme unproblematisch zu bestimmen und zu beschreiben, zumal im Rahmen der Aufgabenstellung einer Ökobilanz eine Vorauswahl getroffen wurde. So wird oft auf hinreichend bekannte Verpackungen (z. B. GDB MW-Glasflasche mit Alu-Anrollverschluss und Kunststoff-Mehrwegkasten) verwiesen, so dass auch der Leser der Ökobilanz einfach nachzuvollziehen kann, welche Verpackung gemeint ist.

Begrifflichkeiten

Für die Klarheit der Beschreibung ist eine einheitliche Begrifflichkeit sinnvoll, die auch weitgehend in den bisherigen Ökobilanzen verwendet wurde. Die Begriffe, wie sie im Folgenden verwendet werden, fußen auf der DIN 55405: 2006-11.

- **Die Primärverpackung** setzt sich aus verschiedenen Verpackungskomponenten (Packmittel und Packhilfsmitteln) zusammen. Sie ist die Verpackung, die im unmittelbaren Kontakt mit dem Füllgut steht.
- Das Packmittel, das als Hauptbestandteil der Primärverpackung zur Aufnahme des Packguts bestimmt ist, also z. B. die 0,5 L PET-Einweg-Flasche wird im Folgenden als **Hauptpackmittel** bezeichnet. Das Hauptpackmittel dient auch zur Bezeichnung des Verpackungssystems.
- Die **Sekundärverpackung** ist zweite Verpackungsstufe und fasst mehrere Primärverpackungen mit Hilfe von Packmitteln und Packhilfsmitteln zusammen. In Einzelfällen kann die Sekundärverpackung auch zweistufig sein (Sixpack im 24er Mehrweg-Kasten).
- Weitere Verpackungsstufen werden als **Transportverpackung** bezeichnet. Sie umfassen neben den Ladungsträgern (hier in der Regel Paletten) auch weitere Packmittel, die für die Bildung einer Ladeinheit notwendig sind.

Klassifizierung und Beschreibung der Packmittel

Packmittel werden oft durch die Kombination eines **Packstoffs** und eines **Packmitteltyps** benannt, wie z. B. Aluminium-Getränkedose, PET-Flasche, Papieretikett, Wellpappentray, Holzpalette. Zur eindeutigen Beschreibung reicht dies aber nicht aus. Daher sollen die Anforderungen zur Beschreibung von Packstoff und Packmitteltyp präzisiert werden und durch den Parameter **Klassifikation** ergänzt werden.

- **Packmitteltyp**
In der DIN 55405: 2006-11 werden Packmittel nach Packmitteltypen gegliedert. Die Systematik ist für diesen Zweck aber nicht ausreichend. Wichtig ist die Unterscheidung in Mehrweg oder Einweg-Gebinde. Weitere Angaben können sich auf den Formgebung beziehen. Beispiele sind Weithals-/Enghalsflasche, quadratischer/rechteckiger Karton, Karton-Dose, Slimline-Dose. Die Differenzierung ist dann sinnvoll, wenn sie hilft, die Lebenswege genauer zu beschreiben oder Einfluss auf das gesamte Verpackungssystem hat (z. B. Stapelhöhe). Sie ist nicht notwendig, wenn die Unterschiede sich lediglich auf das Gewicht auswirken.
- **Packstoff**
Die Packstoffbestimmung ist ein wichtiger Faktor für die Definition der Vorketten im Lebensweg der Verpackung. Die Benennung der Packstoffgruppe, also Aluminium, Glas, Weißblech, Kunststoff, Kartonverbund, Wellpappe ist zu unpräzise. Die Ausprägungen werden daher viel differenzierter dargestellt.³¹ So könnte z. B. zwischen verschiedenen Glasfarben oder Kunst-

³¹ Vgl. hierzu DIN 55405:206-11 4.3.2 materialgebundene Begriffe.

stoffsorten unterschieden werden. Neben möglichen funktionellen Unterschieden hinsichtlich des Füllgutes (Sperrschichteigenschaften) spielt die Modellierung der Lebenswege eine große Rolle. In der Bilanzierung macht es einen Unterschied, ob ein Kartonverbund mit oder ohne Aluschicht oder eine Kunststoffflasche aus HDPE, PET-Mono oder PET-Multilayer hergestellt wird. Auch bei Glasfarben könnte eine Unterscheidung sinnvoll sein, wenn man z. B. die Rücklaufproblematik von Bierflaschen betrachtet: Braune und grüne Longneck-Mehrwegflaschen erfordern getrennte Rückführung. Bei Sammelverpackungen ist z. B. die Unterscheidung in einwellige oder zweiwellige Wellpappe möglich, die Hinweise auf vorgelagerte Prozessketten liefern kann.

- **Klassifikation**

Sie dient der besseren Identifizierung und Klassifizierung des Packmittels, die durch den Packmitteltyp nicht ausreichend beschrieben werden können. Ausprägungen könnten sein: Individualpackmittel, Normpackmittel, normähnliches Packmittel. Diese Einordnung könnte bei der Bestimmung von Packmittelparameter wie das Gewicht oder die Maße nützlich sein. In bisherigen Ökobilanzen findet sich die Klassifikation z. B. bei NRW-Flasche oder GDB-Flasche.

Ein weiterer Aspekt der Klassifikation ist, die Zuordnung der Hauptpackmittel nach logistischen Varianten: geschlossene Mehrweg-Poolsystem, offene Mehrweg-Poolsysteme, Individualmehrweg, Einweg mit Mehrwegkästen und Einweg ohne Mehrwegkästen.³²

- **Füllgröße**

Wird die Füllgröße als Beschreibungsmerkmal genutzt, ist sie als ordinalskalierte Größe zu betrachten: Eine Durchschnittsbildung ist nicht möglich, sondern höchstens eine Rangbildung. Dafür spricht, dass die Zusammenstellung eines Verpackungssystems oft von der Füllgröße des Hauptpackmittels abhängt. Sie ist zudem leicht zu bestimmen. Alle bisherigen Ökobilanzen nutzen die Füllgröße als **Unterscheidungsmerkmal**.

Vor dem Hintergrund, dass die Diversifizierung der Packmittel auch über die Füllgrößen erfolgt ist die Überlegung angebracht, ob Füllgrößen nicht zusammengefasst werden sollten.³³ Dies gilt besonders für Märkte, in denen die unterschiedlichen Füllgrößen auch relevante Mengenanteile aufweisen.

So könnten Füllgrößenklassen mit einer durchschnittlichen, generischen Füllgröße gebildet werden. Ein gravierender Nachteil ist, dass ein solches Verpackungssystem nicht existiert und nicht nur das Hauptpackmittel, sondern unter Umständen auch viele andere Verpackungsbestandteile generiert werden müssten.

Zwischenfazit:

Wir raten von der Zusammenfassung von Füllgrößen ab.

- **Masse**

Die **Masse** ist ein zentraler Verknüpfungparameter in der Stoffstromkette (Stichwort Referenzfluss) und daher eine zwingend notwendige Angabe. Sie ist in der Regel empirisch zu ermitteln, auch wenn über die Spezifikation eines Packmittels Angaben vorliegen. Diese sollte

³² Die genaue Definition bzw. Abgrenzung der drei Varianten von Mehrweggebinden fehlt noch. Nach der DIN 13429:2004 kann man bei Wiederverwendungssystemen mit offenem oder geschlossenem Kreislauf unterscheiden. Damit ist ein möglicher Ansatz zur Differenzierung vorgeschlagen. Weitere Aspekte sind: freie Verwendbarkeit durch Dritte; Regularien zur Poolpflege etc.

³³ So sind für alkoholfreie Getränke allein bei Mehrweg-Glasflaschen nach Nielsen mehr als 12 Füllgrößen zu unterscheiden, bei Einweg-PET-Flaschen heute mehr als 15.

als hypothetische Werte betrachtet werden, die zu überprüfen sind. Bei Individualgebinden erlaubt die empirische Ermittlung der Masse, dass verschiedene Gebinde eines Hauptpackmitteltyps (Packmittelstoff, Packmitteltyp, Spezifikation und Füllgröße) mit einem Wert betrachtet werden können. Die Ermittlung der Masse wird weiter unten behandelt.

Mit den folgenden Merkmalen können die Verpackungskomponenten genauer beschrieben werden. Sie sind nicht zwingend notwendig, erleichtern aber das Verständnis des Verpackungssystems.

- **Fläche** (bei flächigen Packmitteln wie Etiketten, Zwischenlagen, Stretchfolien)
- **Länge** (bei Schnüren oder Bändern)

Trotzdem können diese Angaben auch zu unterschiedlichen Prozessdaten führen. So ist der Leimverbrauch bei Etiketten unterschiedlicher Fläche aber bei gleicher Masse vermutlich ungleich. Solche Unterschiede dürften aber zu vernachlässigen sein.

Die Beschreibung des Verpackungssystems

Packmittelstoff, Packmitteltyp, Klassifikation und die Masse sind zur Identifikation und Beschreibung aller Packmittelkomponenten notwendig. Dies gilt sowohl für die Primärverpackungen (z. B. Papier-Etikett, Aluminium-Anrollverschluss) als auch die anderen Verpackungsebenen (z. B. Kunststoff-Mehrweg-Kasten PETCYCLE, Wellpappe (einwellig)-Tray, Holz-Mehrweg-Europool-Palette). Die Füllmenge ist nur für das Hauptpackmittel erforderlich.

Für die vollständige Beschreibung des Verpackungssystems sind weiterhin folgende Informationen notwendig:

- **Anzahl Hauptpackmittel pro Sekundärpackmittel** (z. B. Mehrweg-Glasflaschen je Mehrweg-Kasten)
- **Anzahl Sekundärpackmittel (oder Tertiär-) pro Lage einer Palette**
- **Anzahl Lagen pro Palette**

In den bisherigen Ökobilanzen wurde bisher immer davon ausgegangen, dass einheitliche Ladebilder je Verpackungssystem verwendet werden. Sie sind auf den Transport und die Lagerbedingungen des Handels (Palettenplätze) abgestimmt. Es stellt insofern ein typisches Szenario dar. Unterschiede in den Ladebildern wurden nur bei der verschiedenen Palettengrößen (Brauereipalette, Europalette) berücksichtigt.

Die folgenden Informationen lassen sich aus den schon erfassten Angaben ableiten, sind daher nicht zwingend notwendig, erleichtern aber die Übersicht:

- Füllvolumen pro Palette
- Anzahl der Verpackungseinheiten Hauptpackmittel/Paletteneinheit
- Gesamtmasse der Paletteneinheit mit und ohne Füllgut, Masse des Füllgutes

Das Problem der Vielfalt

Für die Beschreibung eines Verpackungssystems im Rahmen einer Ökobilanz besteht das Problem, wie aus einer Vielzahl von Varianten ausgewählt werden kann.

Die Zielsetzungen der Ökobilanz spielt dabei eine erhebliche Rolle. Nach den Anforderungen des Umweltbundesamtes sollen in Getränkeökobilanzen die deutschen Verhältnisse repräsentiert werden. Daher sind Aussagen über den ökologischen Stellenwert einzelner Verpackungssysteme nur bedingt nützlich. Logischerweise können wegen der großen Anzahl nicht alle Systeme berücksichtigt werden, sodass sich die Notwendigkeit einer sachgerechten Auswahl stellt.

Es bedarf klarer Auswahlkriterien, die in künftigen Ökobilanzen für das Umweltbundesamt einzuhalten sind.

Horizontale Vielfalt

Unter horizontaler Vielfalt wird die Unterscheidung von Verpackungssystemen auf der Ebene der Hauptpackmittel verstanden.

Dabei sollen folgende Unterscheidungsmerkmale des Hauptpackmittels herangezogen werden. Die benannten Merkmalsausprägungen sind stärker zusammengefasst, wie in den Anforderungen zur Beschreibung der Hauptpackmittel (vgl. 5.1.2.) dargestellt.

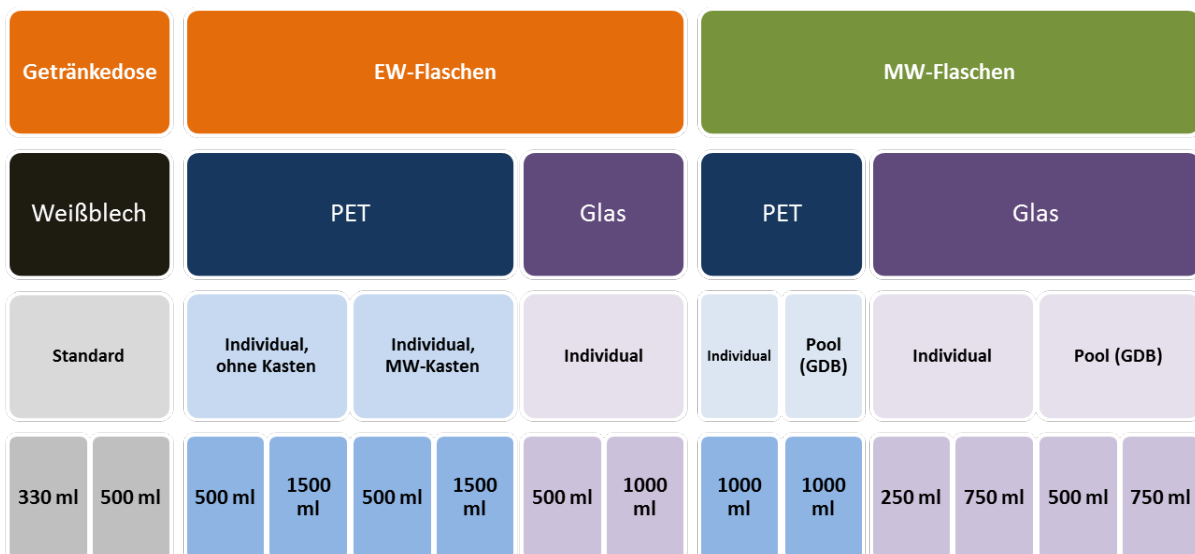
- **Packmitteltyp**³⁴
 - Getränkedosen
 - Blockpackungen
 - EW-Flaschen
 - MW-Flaschen
 - Standbodenbeutel
 - Schlauchbeutel
 - Becher
 - Bag-in-Box
 - ...
- **Packstoff (Monomaterial oder flächige Verbunde)**³⁵
 - Glas
 - Aluminium
 - Weißblech
 - PET
 - PET-Verbunde
 - PE-HD
 - Getränkekarton mit Alu
 - Getränkekarton ohne Alu
 - Kunststoff/Aluminium-Verbunde
 - ...
- **Klassifikation mit mindestens folgenden Ausprägungen**
 - Geschlossenes Mehrweg-Poolsystem
 - Offenes Mehrweg-Poolsystem
 - Individual Mehrweggebinde
 - Einweg mit Mehrwegkasten
 - Einweg mit Einweg-Sekundärpackmittel
- **Füllgrößen**

Formen spielen hingegen keine Rolle und sollen über die Packmittelgewichte zusammengefasst werden.

³⁴ Hier wäre auch eine feinere Unterteilung wie bspw. Slimdose, Weithals-, Enghalsflasche möglich, die aber bei der Frage der Auswahl nicht unbedingt weiterhilft.

³⁵ Auch hier stellt sich die Frage nach einer tieferen Differenzierung wie z. B. Weiß-, Grün-, Braunglas o. ä.

Abbildung 30: Beispiel horizontaler Vielfalt von Hauptpackmitteln



© IFEU/ GVM/ INTEGRAHL 2015

Im Falle der Beispielgrafik führt die horizontale Vielfalt der Hauptpackmittel zu 14 Verpackungssystemen. Tatsächlich ist die Vielfalt der Märkte wesentlich höher. Man kann von je nach Getränkesegment von 20 – 60 Varianten ausgehen, so dass für handhabbare Untersuchungen eine Auswahl stattfinden muss.

Auswahl der untersuchten Verpackungssysteme – Ebene horizontale Vielfalt

Die Auswahl der zu untersuchenden Verpackungssysteme hängt von der Zielstellung der Untersuchung ab.

Spezifische Auswahl einzelner Hauptpackmittel:

Dies ist der typische Ansatz von Unternehmen, die ihre Verpackungssysteme untersuchen und möglicherweise mit Referenzgebinden vergleichen wollen. Die Aussagekraft für den Gesamtmarkt ist dann aber gering, für eine politische Bewertung kommen solche Untersuchungen auf Grund der hohen Spezialisierung weniger in Frage.

Vollständige Betrachtung eines Getränkesegments:

Auf der anderen Seite stehen Ökobilanzen wie UBA 2000a, die ökobilanziellen Überblick über das gesamte Getränkesegment zum Ziel haben. Für solche Studien ist ein statistisches Kriterium zur Auswahl zu empfehlen. In UBA II wurde die Vielfalt durch das Kriterium 5 % Marktanteil reduziert.

Eine ökobilanzielle Untersuchung auf der Getränkesegmentebene ist sehr aufwändig. Daher soll durch eine Gruppenbildung eine Zwischenebene eingeführt werden, die als Basis für verallgemeinerbare ökobilanzielle Aussagen dienen könnte.

In der bisherigen politischen Bewertung spielten lediglich die Packstoffe und die Packmitteltypen eine besondere Rolle, die Getränkesegmente und die Klassifikationen jedoch nicht. Eigentlich wären umfassende Querschnittsuntersuchung über alle Getränkesegmente notwendig, um Aussagen zu den Packstoff/-typen treffen zu können, was aber eine kaum praktikierbare Alternative ist.

Lässt man die Differenzierung nach Getränken zu, dann erlaubt eine weitere Gruppierung auf der Ebene der Klassifikationen, eine zusätzliche sachgerechte Eingrenzung des Untersuchungsgegenstandes. Somit werden einerseits Kriterien zur Auswahl von Verpackungssystemen festgelegt, ande-

rerseits auch überschaubare Gruppen gebildet. Mit dem Bezug auf die o. g. Klassifikationsmerkmale werden zudem reale Marktgruppen betrachtet.

Das heißt beispielsweise,

- dass alle MW-Glas-Flaschen eines Getränkesegementes, die im Pool betrieben werden, eine Getränkeverpackungsgruppe darstellen und
- dass EW-PET-Flaschen, die mit Kasten vertrieben werden, eine Gruppe bilden.

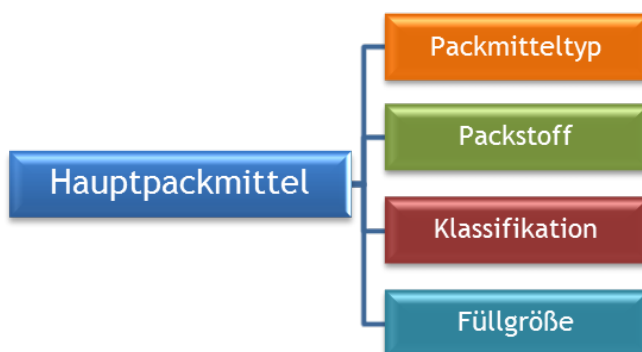
Würden die Gruppen ohne die Klassifikationsmerkmale gebildet, also nur auf Basis der Packmitteltypen und Packstoffe, wäre das Studienfeld weiter gesteckt. Die Untersuchung der Gruppe Mehrweg-Glas würde bspw. eine marktforscherische Auswahl der Füllgrößen aus den Klassifikationen „Pool“ und „Individual“ nach sich ziehen, was den Untersuchungsumfang erheblich vergrößern würde.

Zwischenfazit:

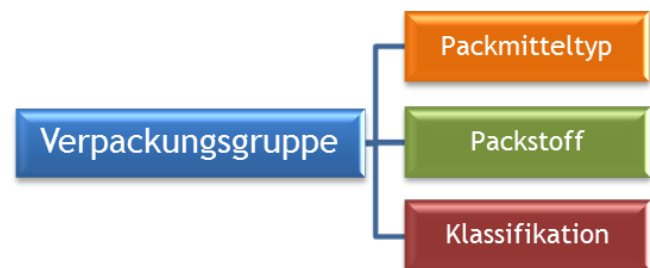
Aus den Faktoren Packmitteltyp, Packstoff und Klassifikation werden die Getränkeverpackungsgruppen als dritte Zielebene gebildet.

Abbildung 31: Definition Hauptpackmittel/Verpackungsgruppe

Ein **Hauptpackmittel** wird durch vier Merkmale beschrieben:



Eine **Verpackungsgruppe** umfasst mehrere Hauptpackmittel mit drei gleichen Merkmalen aber unterschiedlichen Füllgrößen



© IFEU/ GVM/ INTEGRAHL 2015

Betrachtung einer ausgewählten Getränkeverpackungsgruppe:

Da auch innerhalb einer Getränkeverpackungsgruppe eine große Vielfalt an unterschiedlichen Füllgrößen besteht, ist es erforderlich, eine Auswahl zu treffen, die durch eine Marktanalyse belegt werden soll.

Kriterien für Marktuntersuchungen

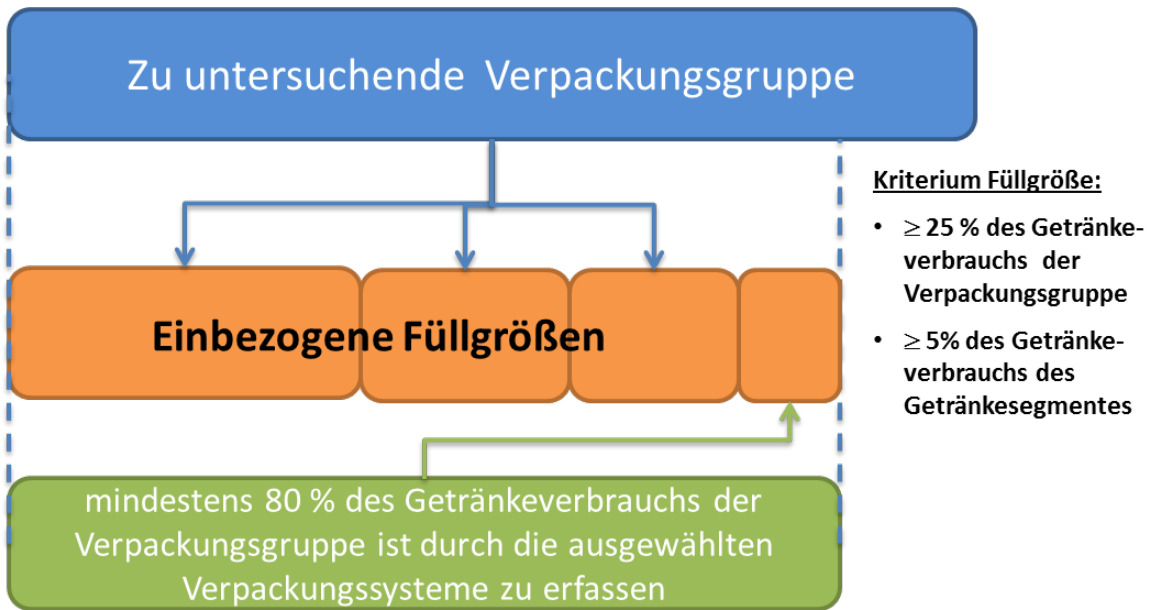
Die Auswahl der Verpackungssysteme eines Getränkesegments oder einer Verpackungsgruppe erfordert eine Marktanalyse, an die Anforderungen zu stellen sind. Diese sind für die Verpackungsgruppe und das Getränkesegment zum Teil unterschiedlich.

Tabelle 20: Anforderungskriterien zur Auswahl von Verpackungssystemen

| Kriterium | Verp.-Gruppe | Segment |
|--|--------------|---------|
| (Eigentlich selbstverständliche) Voraussetzung ist, dass die Marktanalyse zum Getränkesegment der Ökobilanzuntersuchung passt. Das heißt, dass die Grundgesamtheit der Marktanalyse der Grundgesamtheit der Ökobilanz entspricht. Folglich muss die Abgrenzung der Getränkesegmente für die Ökobilanz und der Marktanalyse kompatibel sind. Dies ist zu dokumentieren. ³⁶ | x | x |
| Die Berücksichtigung eines Referenzsystems ist verbindlich. | x | x |
| Es sind mindestens zwei Verpackungssysteme (unter Berücksichtigung des Referenzsystems) aus zwei verschiedenen Verpackungsgruppen zu untersuchen. | | x |
| Es sind mindestens zwei Verpackungssysteme (unter Berücksichtigung des Referenzsystems) zu untersuchen. | x | |
| Es ist sicherzustellen, dass durch die untersuchten Verpackungssysteme ein Marktanteil von mindestens 80 % des Getränkeverbrauchs der Verpackungsgruppe bzw. des Getränkesegments erfasst werden. Werden durch die beiden nachfolgenden Kriterien keine 80 % abgedeckt, sind weitere Verpackungssysteme einzubeziehen. Dabei ist die Auswahl nach Marktanteilen vorzunehmen. | x | x |
| Bei der Untersuchung eines Getränkesegmentes ist jede Getränkeverpackungsgruppe zu untersuchen, die einen Anteil von mindestens 5 % am Füllgutverbrauch des Getränkesegments (\cong Grundgesamtheit) aufweist. | | x |
| Für jede Getränkeverpackungsgruppe ist die marktbedeutendste Füllgröße zu untersuchen und zusätzlich diejenigen, die mehr als 25 % des Füllgutverbrauchs der Verpackungsgruppe oder mehr als 5 % des Füllgutverbrauchs des Getränkesegments (\cong Grundgesamtheit) aufweist. | x | x |

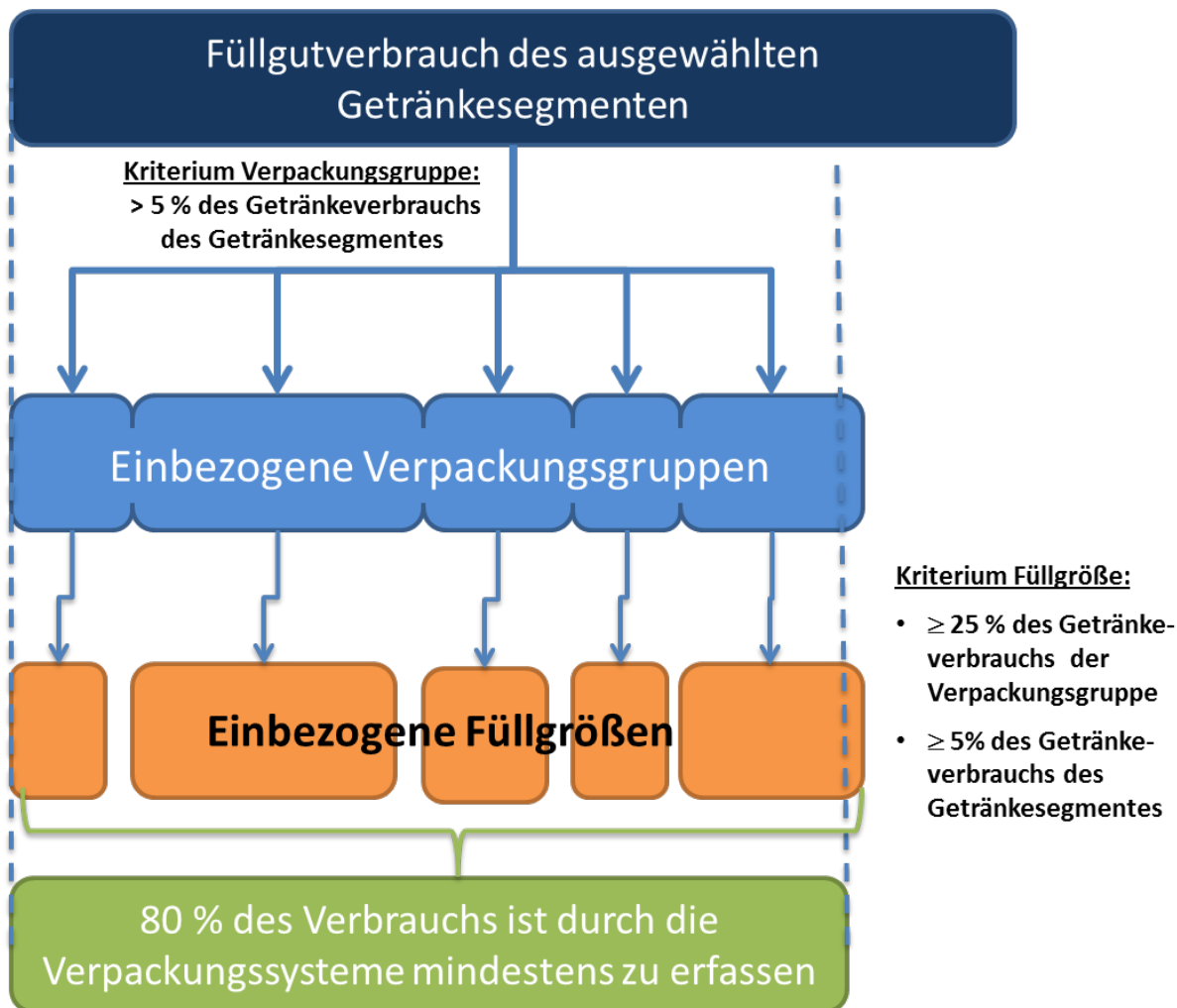
³⁶ Für Erfrischungsgetränke kann der Marktanteil der Hauptpackmittel nicht auf Basis des Haushaltsverbrauchs Limonaden wiedergegeben werden. Haushaltsverbrauch umfasst nicht den gesamten Markt, Limonaden schränkt die Getränkeart unzulässig ein.

Abbildung 32: Auswahlkriterien zur Einbeziehung von Hauptpackmitteln aus einer Verpackungsgruppe



© IFEU/ GVM/ INTEGRAHL 2015

Abbildung 33: Auswahlkriterien zur Einbeziehung von Hauptpackmitteln in der Gesamtdarstellung eines Getränkesegmentes



© IFEU/ GVM/ INTEGRAHL 2015

Vertikale Vielfalt

Unter vertikaler Vielfalt ist die Ausgestaltungen von Getränkeverpackungen zu verstehen, die einem Hauptpackmittel zuzurechnen sind. Folgende Unterschiede können eine Rolle spielen:

- Unterschiedliche Masse der einzelnen Packmittelkomponenten
- Unterschiedliche Packstoffe bei einzelnen Nebenkomponten des Hauptpackmittels³⁷
- Unterschiedliche Verpackungen bei den anderen Verpackungsebenen³⁸
- Unterschiedliche Ausstattungstiefe des Verpackungssystems³⁹

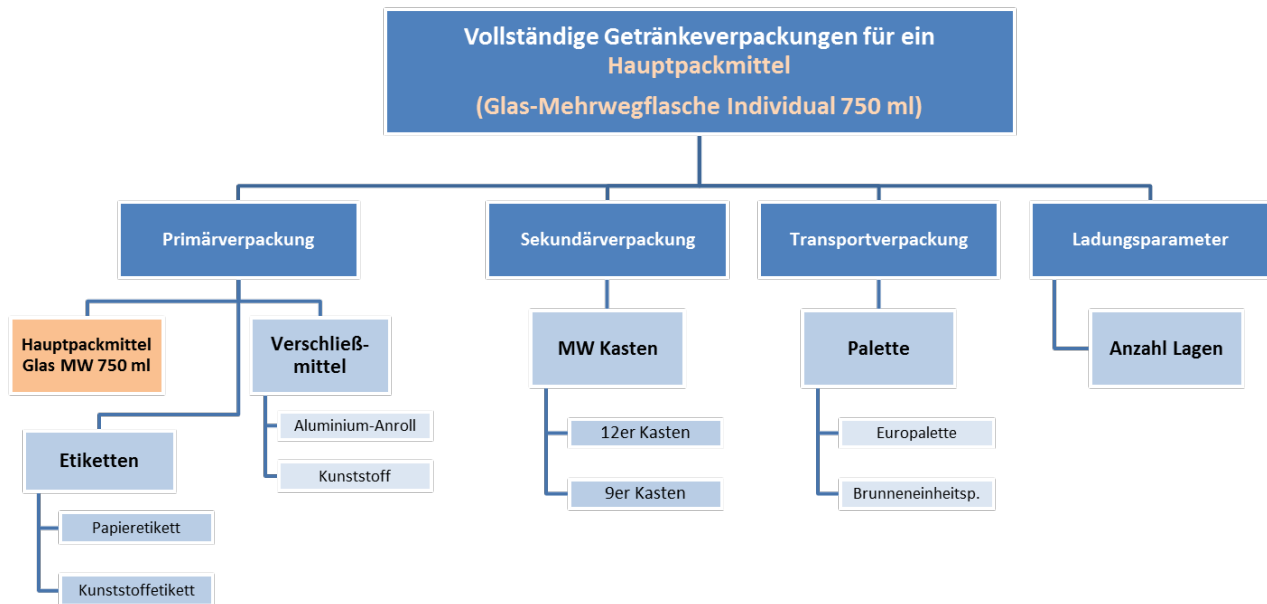
³⁷ Beispiele sind Verschlüsse oder Etiketten, die am Markt in verschiedenen Packstoffen anzutreffen sind: Kunststoffleeve oder Papieretikett, Aluminiumanroll- oder Kunststoffschraubverschlüsse.

³⁸ Beispiele sind Mehrwegkästen für Einweg oder Schrumpffolie; Schrumpfhaube oder Umreifung, Multipack und Trays oder Mehrwegkästen (teils auch mit Multipacks).

³⁹ Die Ausstattungstiefe ist nicht immer zwingend gleich. Beispiele sind Schrumpfkappen oder Folierungen bei Weinflaschen, Sammelpackungen wie Sixpack im Kasten.

- Unterschiedliche Mengenzusammensetzung des Verpackungssystems⁴⁰

Abbildung 34: Beispiel zur Beschreibung einer Getränkeverpackung und der vertikalen Vielfalt



© IFEU/ GVM/ INTEGRAHL 2015

Das Beispiel zeigt die vollständige Getränkeverpackung eines Hauptpackmittels mit jeweils zwei Varianten bei Etiketten, Verschlößmittel, MW-Kasten und Palette. Dies ergibt 16 mögliche Varianten. Tatsächlich kann die Vielzahl sehr viel größer sein.

In der Regel sind die Varianten aber mit unterschiedlicher Bedeutung am Markt vertreten. Eine Ausdifferenzierung aller Varianten ist daher kaum sinnvoll oder praktikabel. Im Prinzip bieten sich also zwei Möglichkeiten:

- Weglassen von Varianten:
Typisches Beispiel könnte sein, dass eine Schrumpffolie für 1,5 L PET-EW-Flaschen zum Teil mit einem angeklebten Tragegriff aus einem andern Material versehen ist. Zur Vereinfachung wird die Variante mit dem Griff weggelassen. Diese Vorgehensweise ist v. a. bei Exoten zu empfehlen. Die Nicht-Berücksichtigung einer Variante sollte die Ergebnisse der Ökobilanz nur unwesentlich beeinflussen.
- Anteilmäßige Berücksichtigung:
Beispiele sind die Anteile Aluminium Anroll-Verschluss und Kunststoff-Verschluss bei MW-Brunnenflaschen. Die Ermittlung der Marktanteile ist in der Regel sehr schwierig. Eine Expertenschätzung dürfte hier in vielen Fällen ausreichend sein, besonders wenn zu erwarten ist, dass der Einfluss auf das Ergebnis gering ist.

⁴⁰ Varianten, die sich aus der Mengenzusammensetzung des Verpackungssystems ergeben können und damit die logistische Kette (bspw. bezüglich der Auslastung der Transportsysteme) beeinflussen können, sind unterschiedliche Anzahl Verpackungen pro Palette, Euro-Palette oder Brunneneinheits-Palette etc.

Für die ausgewählten Hauptpackmittel einer Untersuchung sind zunächst die Verpackungskomponenten auszuwählen, die für das Hauptpackmittel am Markt typisch sind. Ein so beschriebenes Verpackungssystem wäre die Hauptvariante.

Soweit sie am Markt vorkommen, sollen aber auch die weiteren Varianten der einzelnen Verpackungskomponenten dokumentiert werden. Es soll begründet werden, warum eine Variante berücksichtigt oder nicht berücksichtigt wird.

Zwischenfazit:

Die Leitfrage ist, ob durch die Berücksichtigung einer weiteren Variante eine relevante Änderung in den Ökobilanzergebnissen zu erwarten ist.

Folgende Kriterien könnten in der genannten Reihenfolge herangezogen werden:

- Zusammenfassung vergleichbarer Packmittelkomponenten unterschiedlicher Massen:
 - Die unterschiedliche Masse wird unter dem Stichwort Durchschnittsbildung bei Verpackungsgewichten abgehandelt. Daher müssen Varianten, die sich nur in der Masse oder der Fläche niederschlagen und keinen Einfluss auf die Stoffkette im Lebensweg haben, hier einbezogen werden. Beispiele dafür sind Etikettengröße und –anzahl, Verschlussgewichte, Kastenvarianten bei gleichem Volumen und gleichen Gefachen.⁴¹
 - Es ist aber auch denkbar, dass man hier differenziert, z. B. wenn man besonders aufwändige Ausstattungen von einfachen Ausstattungen unterscheiden will.⁴²
- Qualitative Kriterien
 - Ob eine Variante einen signifikanten Einfluss auf die Ergebnisse hat, kann nur mit einer Szenariorechnung wissenschaftlich belegt werden. Allerdings gibt es Erfahrungswerte aus bisherigen Ökobilanzen, die sich übertragen lassen.
 - Je größer die Packstoffunterschiede zur Hauptvariante sind, desto eher sollte eine Nebenvariante in Betracht gezogen werden.
 - Die Unterschiede zwischen Packstoffgruppen wie Kunststoff und PPK sind höher zu bewerten als innerhalb einer Packstoffgruppe. So sind bei Karton und Wellpappe die Vorketten und das Recycling deutlich ähnlicher als bei Wellpappe und Kunststofffolien.
- Quantitative Kriterien - Marktanteile

Die Leitfrage ist, ab welcher Marktbedeutung Nebenvarianten zu berücksichtigen sind.

⁴¹ Nicht nach Masse zusammengefasst sondern als zwei Varianten zu betrachten sind Komponenten, die deutlich unterschiedliche konstruktive Eigenschaften haben. Ein Beispiel sind Blockpackungen mit Verschluss und Blockpackungen mit vollflächigem Kunststoff-Oberteil mit Verschluss.

⁴² Besonders bei den Hauptpackmitteln kann dies Sinn machen. So können Premiumverpackungen von anderen Standardverpackungen unterschieden werden. Dies ist hier aber nicht vorgegeben.

Zwischenfazit:

Unser Vorschlag ist, dass die Hauptvariante nach dem Marktanteil aufgesucht wird und dass Nebenvarianten einer Verpackungskomponente nicht berücksichtigt werden, wenn die Hauptvariante einen Marktanteil von mehr als 80 % bezogen auf das Hauptpackmittel aufweist (Marktbagatellgrenze).

(Bsp.: Weniger als 80 % aller Verschlüsse auf 0,70 L GDB-Mehrweg-Glasflaschen sind Kunststoffschraubverschlüsse, die Aluminium-Anrollverschlüsse sind daher zu berücksichtigen.)

- Mit Hilfe der Marktanteile kann gelöst werden, ob unterschiedliche Zusammenstellungen eines Verpackungssystems berücksichtigt werden sollen. Ein typisches Beispiel aus vergangenen Ökobilanzen ist die Unterscheidung zwischen der Brunneneinheitspalette und der Europalette, die bei gleichen Packmittelkomponenten aber verschiedenen Stückzahlen zu unterschiedlichen Verpackungssystemen führen.
- Das Mengenkriterium kann ebenfalls für Verpackungsvarianten mit zusätzlichen oder weniger Packmitteln gegenüber der Hauptvariante genutzt werden. Ein Beispiel dafür sind Sixpack-Kartenhüllen, die teilweise bei 0,33 Mehrweg-Glas im 24er Kasten für Bier eingesetzt werden.

Quantitative Kriterien – Masseanteile

Der Einfluss der verschiedenen Packmittelkomponenten eines Verpackungssystems auf das ökobilanzielle Ergebnis ist sehr unterschiedlich. Ein wichtiger Einflussfaktor ist dabei der Masseanteil.

Zwischenfazit:

Unser Vorschlag ist, dass neben der Hauptvariante nur dann eine weitere Variante berücksichtigt werden soll, wenn der Masseanteil dieser Packmittelkomponente an den Getränkeverpackungen einer Palette ein Prozent überschreitet (Massebagatellgrenze).

(Bsp. aus UBA II: Die Stretchfolie mit 0,078 kg für eine Euro-Palette mit 1,0 L Getränkekarton mit einer Gesamtmasse aller Packmittel von 53 kg entspricht 0,15 %.)

- Notwendig ist, dass der Massebeitrag bei Mehrwegkomponenten die Umlaufzahlen berücksichtigt. D. h. die Masse der Komponente wird durch die Umlaufzahl dividiert.

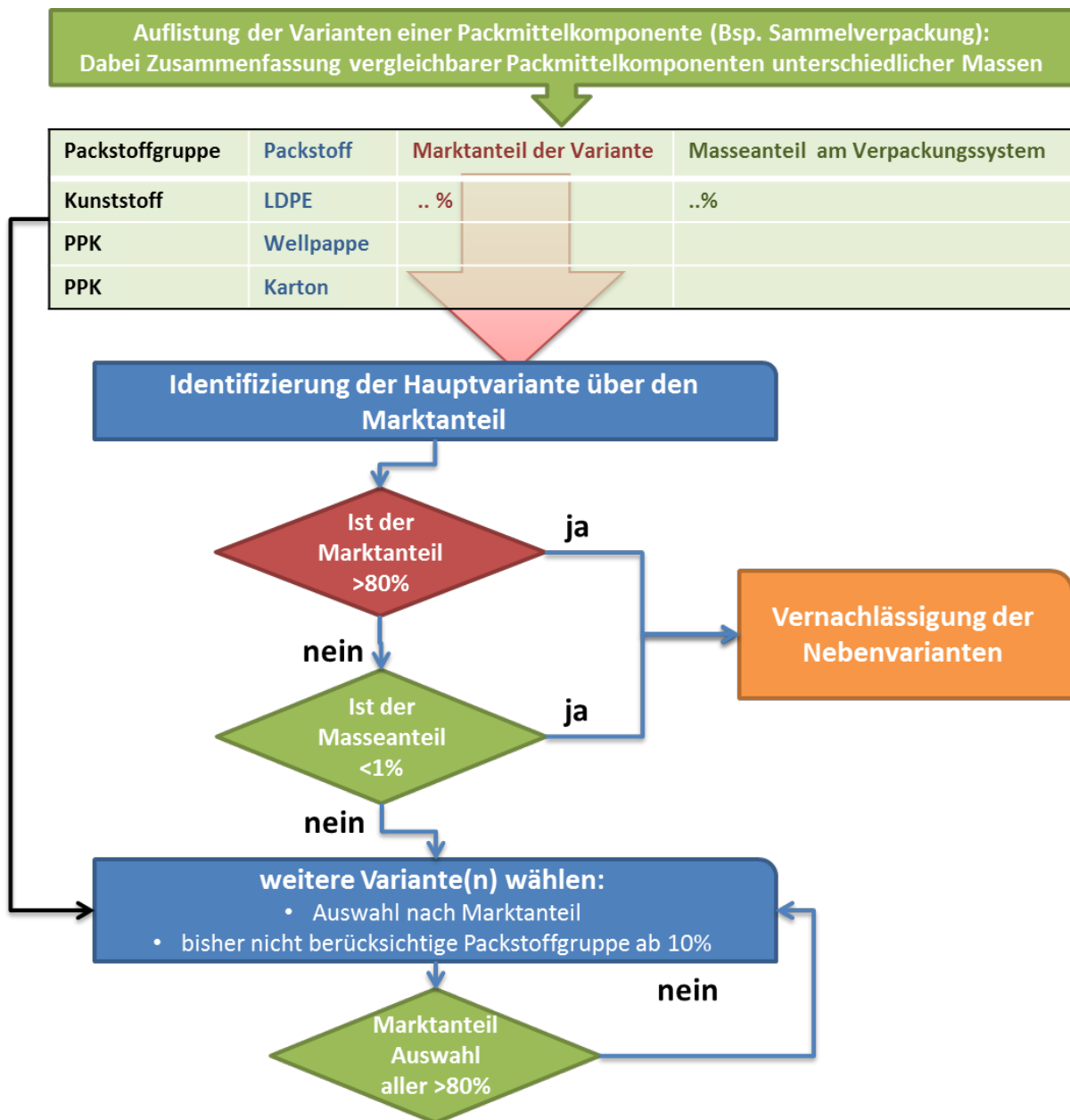
(Bsp. aus UBA II: Die Stretchfolie mit 0,078 kg für eine Euro-Palette (50 Umläufen der Palette) mit 1,0 L Getränkekarton mit einer anteiligen Masse aller Packmittel von etwa 31,4 kg entspricht 0,25 %.)

- Die Relationen würden trotzdem bei schweren Primärpackmittel (EW-Glas) anders aussehen als bei leichten Gebinden (Getränkekarton).

(Bezogen auf das o. g. Beispiel läge der Anteil bei EW-Glas etwa bei 0,02 %.)

- Grundsätzlich spricht für die Massebagatellgrenze, dass die Messprobleme bei der Masseermittlung des Hauptpackmittels zu wesentlich größeren Fehlern führen. Eine Abweichung von einem Prozent ist aus unserer Sicht tolerierbar.
- Fasst man die verschiedenen Kriterien zusammen, so lässt sich daraus nachfolgender Entscheidungsweg darstellen. Hier ist ergänzend zu den genannten Entscheidungskriterien gefordert,
 - dass bei der Auswahl weiterer Varianten die Packstoffgruppe eine Rolle spielen soll und
 - dass die Summe aller ausgewählten Varianten mindestens 80 % Marktanteil abdecken müssen.

Abbildung 35: Auswahl von Varianten aus vertikaler Vielfalt



© IFEU/ GVM/ INTEGRAHL 2015

5.2.4 Mindestanforderungen für die Abbildung der Referenzsysteme in Ökobilanzen

5.2.4.1 Vorgaben des Umweltbundesamtes:

Für die Beurteilung der Umweltauswirkungen unterschiedlicher Verpackungssysteme steht für das Umweltbundesamt die „Repräsentativität für durchschnittliche deutsche Verhältnisse ... im Mittelpunkt“.

Von zentraler Bedeutung ist:

„Als ökologisch vorteilhaft sind dabei Einweg-Getränkeverpackungen eingestuft, die bereits ohne eine Rückführung über ein Pfandsystem keine wesentlichen Nachteile gegenüber dem marktbedeutendsten Mehrwegsystem (Referenzsystem) im gleichen Getränke-segment haben.“

Für Mehrweg-Referenzsysteme steht die Marktbedeutung im Vordergrund.

Vorgehensweise

- Prüfung ob die in den bisherigen Studien ausgewählten Systeme heute noch am Markt relevant sind. Soweit dies nicht der Fall ist, sind alternative Referenzsysteme vorzuschlagen und zu beschreiben.
- Prämisse: „Referenzsysteme sollten nach Möglichkeit Mehrwegsysteme sein. In den Anforderungen kann bspw. dargestellt werden unter welchen Bedingungen ein Verpackungssystem eine Referenzverpackung darstellt. Ein Kriterium könnte die tatsächliche Substitution durch den Verbraucher sein, ein anderes die Marktrelevanz.“

Schlussfolgerung

- Als Referenzsystem ist für das UBA klar Mehrweg priorisiert, **aber nicht zwingend**.
- Nur im Ausnahmefall ist ein anderes ökologisch vorteilhaftes System als Referenzsystem denkbar (z. B. wenn kein Mehrwegsystem verfügbar ist).
- Die Marktrelevanz ist ein zentrales Argument für die Auswahl des Referenzsystems.

5.2.4.2 Anforderungen an die Abbildung von Referenzsystemen im Kontext der Ziel- und Rahmendefinition

Mit dem Referenzsystem wird für jede Getränkeökobilanz eines Getränkesegments ein einheitlicher Bezugspunkt festgelegt. Referenzsysteme sind aber immer auch Verpackungssysteme und daher grundsätzlich in gleicher Weise wie Verpackungssysteme zu bestimmen.

5.2.4.3 Anforderungen an die Abbildung von Referenzsystemen im Rahmen der Sachbilanz

Aktualität der Daten

Diese Anforderung verbietet fiktive Verpackungssysteme oder historische Verpackungssysteme.

Bestimmung der Referenzsysteme

- Für jedes Getränkesegment ist genau ein Referenzsystem festzulegen.
- Die Bestimmung des Referenzsystems erfolgt nach einem Hierarchiesystem. Dabei wird zunächst das Mehrwegsystem mit der größten Marktrelevanz gesucht.
- Bezugsgröße der Marktmenge ist der Getränkeverbrauch.
- Erst wenn kein marktrelevantes Mehrwegverpackungssystem als Mehrweg-Referenzsystem zur Verfügung steht, ist nach einem ökologisch vorteilhaften Einweg (öVE)-Referenzsystem zu suchen.
- Stehen weder ein marktrelevantes Mehrwegverpackungssystem noch ein öVE-Verpackungssystem zur Verfügung, so wird die Untersuchung ohne Referenzsystem durchgeführt. In diesem Fall sind alle relevanten Verpackungssysteme des Getränkesegments einzubeziehen.

5.2.4.4 Ableitung der Mindestanforderungen hinsichtlich von Referenzsystemen in Getränkeverpackungsökobilanzen

Beiträge aus dem Begleitkreis zum Thema von Getränkeverpackungssystemen

Nach Vorlage und Aussendung des ersten Zwischenberichtes zum F&E Vorhaben „Prüfung und Aktualisierung der Ökobilanzen für Getränkeverpackungen“ im Sommer 2012 hatten die Teilnehmer des Begleitkreises zum Forschungsvorhaben die Gelegenheit fachliche Stellungnahmen zu den ein-

zelen im Rahmen des Projektes zu bearbeitenden Themen abzugeben. Zum Thema Referenzsysteme gingen verschiedene Stellungnahmen ein, die hier in hochverdichteter Form wiedergeben werden:

- Übergeordnete Vorschläge zu Referenzsystemen
 - Die Notwendigkeit von Referenzsystemen wird in Frage gestellt.
- Vorschläge zum Auswahlverfahren der Referenzsysteme
 - Definierter ökologischer Maßstab statt realer Verpackung
 - Keine Idealsysteme ohne Marktrelevanz
 - Vorauswahl von Mehrweg-Glas-Verpackungssystemen als Referenzsystem
 - Referenzsysteme sollen im jeweiligen Marktsegment relevant sein.
 - Je Getränke-segment das Mehrwegsystem mit dem größten Marktanteil im Bezugsjahr der Ökobilanz

Aktualität der Daten

In der ökobilanzielle Analyse stellt sich immer auch die Frage nach der Aktualität der Daten. Sie wird grundsätzlich unter dem Stichwort zeitlichen Systemgrenze aufgegriffen. Im Idealfall sollen die Daten eine aktuelle Bestandsaufnahme der Verpackungssysteme auf den verschiedenen Ebenen liefern.

Dieser Grundsatz muss logischerweise auch für das Referenzsystem gelten. Es unterliegt wie jedes andere Verpackungssystem dem Wandel hinsichtlich der technischen und logistischen Prozesse und der wirtschaftlichen Bedingungen unter denen diese stattfinden.⁴³

Für den Vergleich von Verpackungssystemen sollen an alle zu vergleichenden Verpackungssysteme die gleichen Anforderungen an die Aktualität der Daten gestellt werden.

Diese Anforderung verbietet

- fiktive Verpackungssysteme oder
- historische Verpackungssysteme

als Referenzsystem zu nutzen. Ein Vergleich fiktiver oder historischer Daten mit aktuellen Daten würde eine Datenasymmetrie systematisch erlauben und möglicherweise falsche Schlussfolgerungen nach sich ziehen.

Transparente Auswahlkriterien für Referenzsysteme

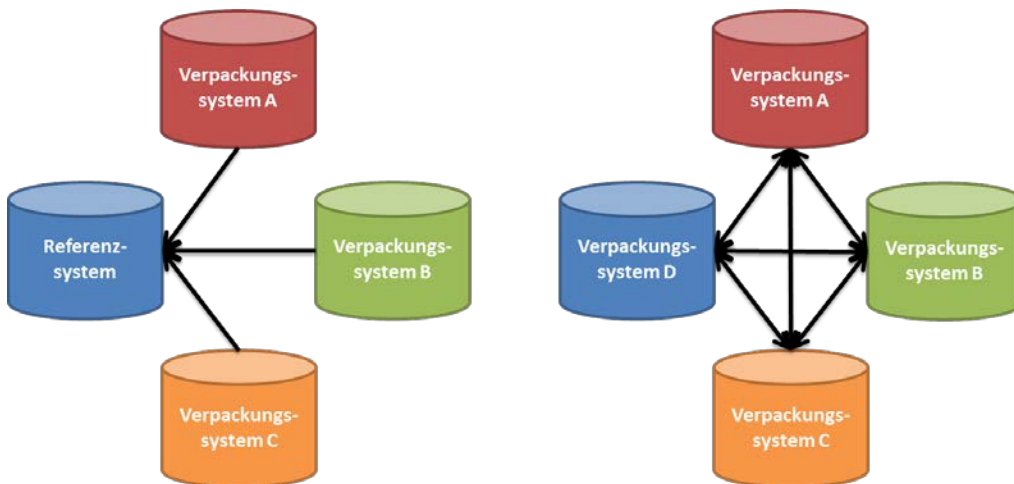
5.2.4.4.1.1 *Welchem Zweck dienen Referenzsysteme?*

In ökobilanziellen Vergleichen sind Referenzsysteme nicht unbedingt notwendig bzw. könnten in jeder Untersuchung neu gewählt werden. Damit können die Ergebnisse aber auch nicht mehr studienübergreifend aufeinander bezogen werden.

Mit dem Referenzsystem wird für jede Produktkategorie ein einheitlicher Bezugspunkt festgelegt. Er ist insofern maßstäblich, dass der Vergleich der untersuchten Systeme mit dem Bezugssystem in den Vordergrund (Bild links) und der Vergleich der verschiedenen Getränkeverpackungen (Bild rechts) untereinander in den Hintergrund tritt.

⁴³ Vor diesem Hintergrund wurden in vergangenen Ökobilanzen auch immer wieder einzelne Parameter des Referenzsystems hinterfragt.

Abbildung 36: Gegenüberstellung der Vorgehensweise Vergleich mit und ohne Referenzsystem



© IFEU/ GVM/ INTEGRAHL 2015

5.2.4.4.1.2 Können Referenzsysteme für künftige Ökobilanzen überhaupt festgelegt werden?

Wie oben beschrieben gelten für Referenzsysteme die gleichen Anforderungen wie für andere untersuchte Verpackungssysteme. D. h. die Prozessmodule mit Elementar- und Produktflüssen müssen genauso und aktuell bestimmt werden. Man kann nur in Ausnahmefälle die Primärdaten aus Vorgängerstudien vollständig übernehmen. Sie sind möglicherweise nicht verfügbar, es bestehen Modellierungsunterschiede oder die Daten sind nicht mehr aktuell.

Da ein Verpackungssystem aber auch durch die Parameter der verschiedenen Prozesse definiert ist, bringt die Neubestimmung der Daten immer auch ein verändertes Verpackungssystem hervor.

Aber auch die Festlegung eines Referenzsystems nur auf die Getränkeverpackung und die Funktionen des Verpackungssystems ist nicht ohne weiteres möglich. So können sich die Massen einzelner Komponenten, die Ausstattungsmerkmale (Anteil Aluminiumanroll- oder Kunststoff-Verschluss) oder der Palettentyp und damit die Ladekapazität ändern.

Die Festlegung auf ein Referenzsystem ist daher nicht als Festschreibung eines Verpackungssystems zu verstehen. Die Festlegung setzt daher immer bei der Beschreibung des **Primärpackmittels an**. Dazu sind verschiedene Parameter zur Beschreibung notwendig, Packmitteltyp, Packstoff, Klassifikation, Füllgröße (z. B. Mehrwegflasche, Glas, Individualgebinde, 500 ml).

5.2.4.4.1.3 Marktrelevanz von Mehrweg-Poolsystemen

In der Historie der Ökobilanzen wurden meist die Verpackungssysteme mit der Primärverpackung Glas-Mehrweg (im Pool geführt) als Referenzsysteme genutzt. In den meisten Fällen hatten bei UBA I und UBA II die Referenzsysteme auch eine gewichtige Rolle am Markt. Dies hat sich in vielen Getränkesegmente grundlegend geändert. Dabei spielen drei Faktoren eine Rolle:

- Der starke Rückgang von Mehrweg insgesamt (Ausnahme Bier)
- Der Auftritt von Mehrweg-PET als marktgewichtige Alternative zu Mehrweg-Glas
- Der starke Trend zu nicht poolgeführten Gebinden und Individualgebinden bei Mehrweg (v. a. Glas)

Tabelle 21: Anteile Mehrweg nach Getränkesystemen

| Getränkesegment | Mehrweg-Glasflaschen | | Mehrweg-Kunststoffflaschen | |
|--|----------------------|---|----------------------------|---|
| | Anteil am Verbrauch | Kommentar zum Thema Poolsystem; Anteil an MW-gesamt - Schätzung der GVM | Anteil am Verbrauch | Kommentar zum Thema Poolsystem; Anteil an MW-gesamt - Schätzung der GVM |
| Bier * | 88,3 % | 500 ml NRW-Flasche ca. 30 % Anteil | | |
| Wasser * | 24,3 % | GDB Pool ca. 42 - 45 % | 18,2 % | GDB Pool ca. 29 - 32 % |
| Erfrischungsgetränke * | 9,4 % | GDB-Pool 9-12 % | 19,6 % | GDB-Pool 9 - 12 % |
| Saft, Nektar | 12,0 % | VdF-Pool 80 - 90 % | 0,2 % | |
| Hier sind nur die Poolanteile gesamt dargestellt ohne Unterscheidung nach Füllgrößen. Für einzelne Füllgrößengruppen ergeben sich deutlich abweichende Anteile (z.B. bis 500 ml bei Wasser, GDB-Anteil sehr gering) | | | | |

* Abgrenzung der Getränke wie VerpackV § 9

Die Tabelle zeigt, dass

- bei Bier das führende Mehrweggebinde nur einen Marktanteil von 30 % aufweist,
- der GDB-Pool bei Wasser deutlich mehr als 70 % Anteil der Mehrwegverpackungen aufweist, aber in PET und Glas gespalten ist,
- bei Erfrischungsgetränken der GDB-Pool auf Grund der hohen Dominanz des Marktführers von nachrangiger Bedeutung ist,
- bei Säften eine hohe Pooldominanz herrscht.

5.2.4.5 Schlussfolgerungen zum Referenzsystem

Wie im Abschnitt Horizontale Vielfalt beschrieben, sollen Mehrwegsysteme genauso wie Einwegsysteme gruppiert betrachtet werden, d. h. Mehrwegsysteme aus dem gleichen Packstoff, mit gleicher Füllgröße und gleicher Mehrwegklassifikation sind zusammengefasst zu untersuchen.

Dies gilt auch für die Bestimmung des Referenzgebindes:

- Sind in einem Getränkesegment zwei Poolssysteme am Markt mit bspw. 1,0 Liter Glas-Mehrweg, so wird der Marktanteil für sie gemeinsam bestimmt und sie werden wie ein Verpackungssystem behandelt.⁴⁴
- Sind in einem Getränkesegment mehrere Mehrweg–Glas-Individualsysteme einer Füllgröße vorhanden (z. B. Bier 0,5 L Mehrweg-Glas), so wird der Marktanteil für sie gemeinsam bestimmt und sie werden wie ein Verpackungssystem behandelt.⁴⁵

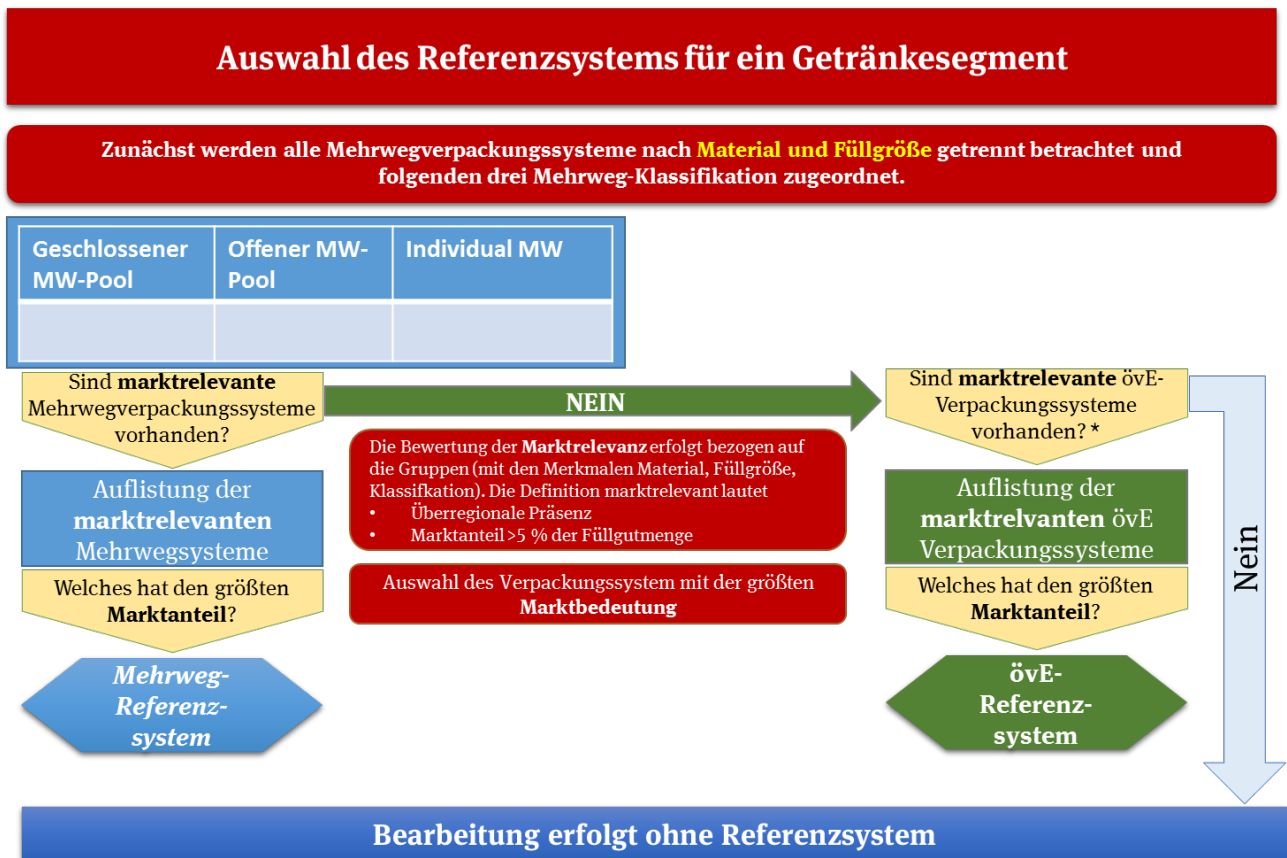
Der nachfolgende Entscheidungsprozess zeigt, wie ein Referenzsystem ausgewählt werden soll. Voraussetzung für ein Referenzsystem ist, dass es aktuell am Markt relevant ist und nach den gleichen Regeln wie alle Verpackungssysteme bearbeitet werden kann.

- Im ersten Schritt wird nach einem **Mehrweg-Referenzsystem** gesucht.
- Erst wenn kein marktrelevantes Mehrwegverpackungssystem als Mehrweg-Referenzsystem zur Verfügung steht, wird nach einem **öVE-Referenzsystem** gesucht. Dazu wird geprüft, ob aus bisherigen Ökobilanzen ökologisch vorteilhafte Einweg (öVE)-Verpackungssysteme zur Verfügung stehen und ob diese marktrelevant sind.
- Stehen weder marktrelevante Mehrwegverpackungssysteme oder öVE-Verpackungssysteme zur Verfügung, so wird die Untersuchung ohne Referenzsystem durchgeführt (vgl. Abb. 37). In diesem Fall ist die Untersuchung des gesamten Marktsegmentes notwendig.

⁴⁴ Unterschiedliche Kastenvarianten oder Verschlüsse müssen wie vertikale Varianten behandelt werden.

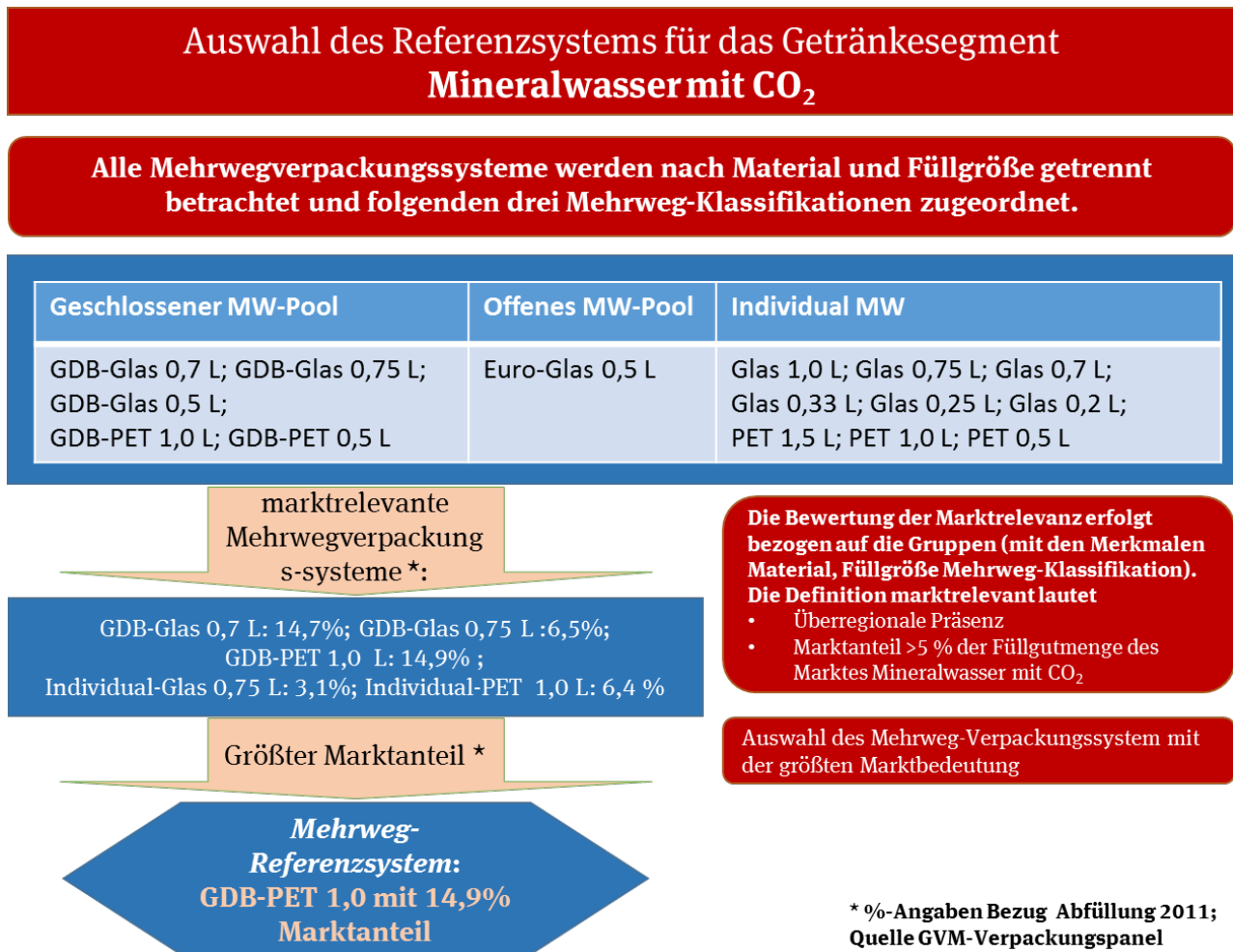
⁴⁵ Dito.

Abbildung 37: Entscheidungsschema zur Auswahl eines Referenzgebindes



* In bisherigen Ökobilanzen als ökologisch vorteilhaft identifiziert ; hier als Verpackungssystem aber neu zu bestimmen.

Abbildung 38: Entscheidungsschema zur Auswahl eines Referenzgebindes - Beispiel



5.3 Thema Packmittelgewichte

5.3.1 Beiträge aus dem Begleitkreis zum Thema Packmittelgewichte

Nach Vorlage und Aussendung des 1. Zwischenberichtes zum F&E Vorhaben „Prüfung und Aktualisierung der Ökobilanzen für Getränkeverpackungen“ im Sommer 2012 hatten die Teilnehmer des Begleitkreises zum Forschungsvorhaben die Gelegenheit fachliche Stellungnahmen zu den einzelnen im Rahmen des Projektes zu bearbeitenden Themen abzugeben. Zum Thema Packmittelgewichte gingen verschiedene Stellungnahmen ein, die hier in hochverdichteter Form wiedergeben werden:

- Vorschläge zur Ermittlung von Packmittelgewichten
 - Keine Vermischung von Füllgrößen
 - Breite Datenbasis zur Ermittlung der Gewichtswerte
 - Bewertung der Daten durch Getränkeverbände
 - Aktualisierung der Gewichtsdaten bei jeder Studie/nach Innovationszyklen
 - Gewichtung Packmittel unterschiedlicher Marktteilnehmer nach Marktrelevanz
- Vorschläge zur Messung von Gewichten
 - Plausibilisierung durch Stichproben auch bei Spezifikationswerten
- Sonstige Forderungen
 - Darstellung von Bandbreiten bei Packmittelgewichten
 - Transparente Methodik
 - Transparente Unternehmensdaten gegenüber dem critical review panel
 - Transparente Beschreibung der Gewichtsermittlung (wer, wann, was)

5.3.2 Ausgangssituation

Ein wichtiger Aspekt der Beschreibung von Verpackungssystemen sind die Gewichte der einzelnen Packmittel und Packhilfsmittel. Die Gewichte der Packmittel wirken als Systemparameter über den Referenzfluss wie ein Hebel auf die Ergebnisse der Ökobilanzen.

Daher kommt der Ermittlung der Gewichte eine große Bedeutung zu. Auch vor dem Hintergrund der Vergleichbarkeit verschiedener Ökobilanzen sollte die Ermittlung der Packmittelgewichte kein Ad-Hoc-Prozess, sondern einer systematischen, standardisierten Vorgehensweise entsprechen.

Daher ist es notwendig hier einen verbindlichen Rahmen zu definieren.

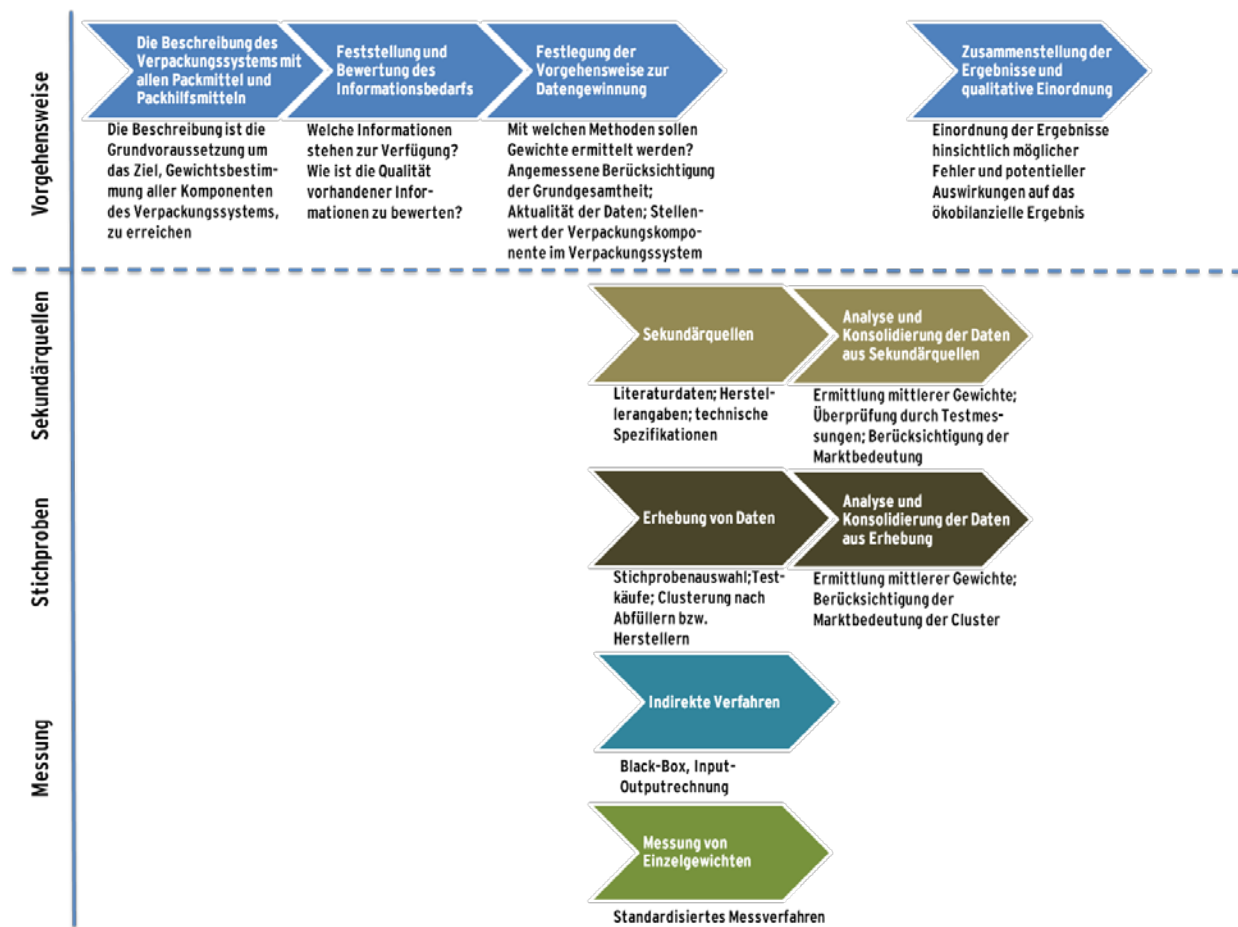
5.3.3 Vorgehensweise zur Ermittlung von Packmittelgewichten

Die Packmittelgewichte können in folgenden Prozessschritten ermittelt werden:

- Beschreibung des Verpackungssystems
- Feststellung und Bewertung des Informationsbedarfs
- Festlegung der Vorgehensweise zur Datengewinnung
- Datengewinnung
- Analyse und Konsolidierung der Ergebnisse aus der Datengewinnung
- Zusammenstellung und qualitative Einordnung der Ergebnisse

Abbildung 39 fasst die Vorgehensweise zusammen. Die einzelnen Arbeitsschritte werden nachfolgend erläutert.

Abbildung 39: Vorgehensweise zur Ermittlung der Packmittelgewichte im Überblick



© IFEU/ GVM/ INTEGRAHL 2015⁴⁶

5.3.3.1 Beschreibung des Verpackungssystems

Ausgangspunkt ist die Beschreibung eines Verpackungssystems mit seinen verschiedenen Packmittelkomponenten. Wie die einzelnen Komponenten empirisch bestimmt werden, ist im Untersuchungsabschnitt Verpackungssysteme ausführlich erörtert worden.

Die folgende Tabelle zeigt die Beschreibung eines Verpackungssystems.⁴⁷

Darin ist ersichtlich, dass jedem Packmittel eine Masse zugeordnet ist. Sie zeigt auch, welchen massenmäßigen Stellenwert die einzelnen Packmittel an einem Verpackungssystem aufweisen. Dazu wird von der Gesamtmasse des Verpackungssystems und seiner Einzelkomponenten pro 1.000 Liter Getränk ausgegangen. Dies erfolgt in zweierlei Hinsicht:

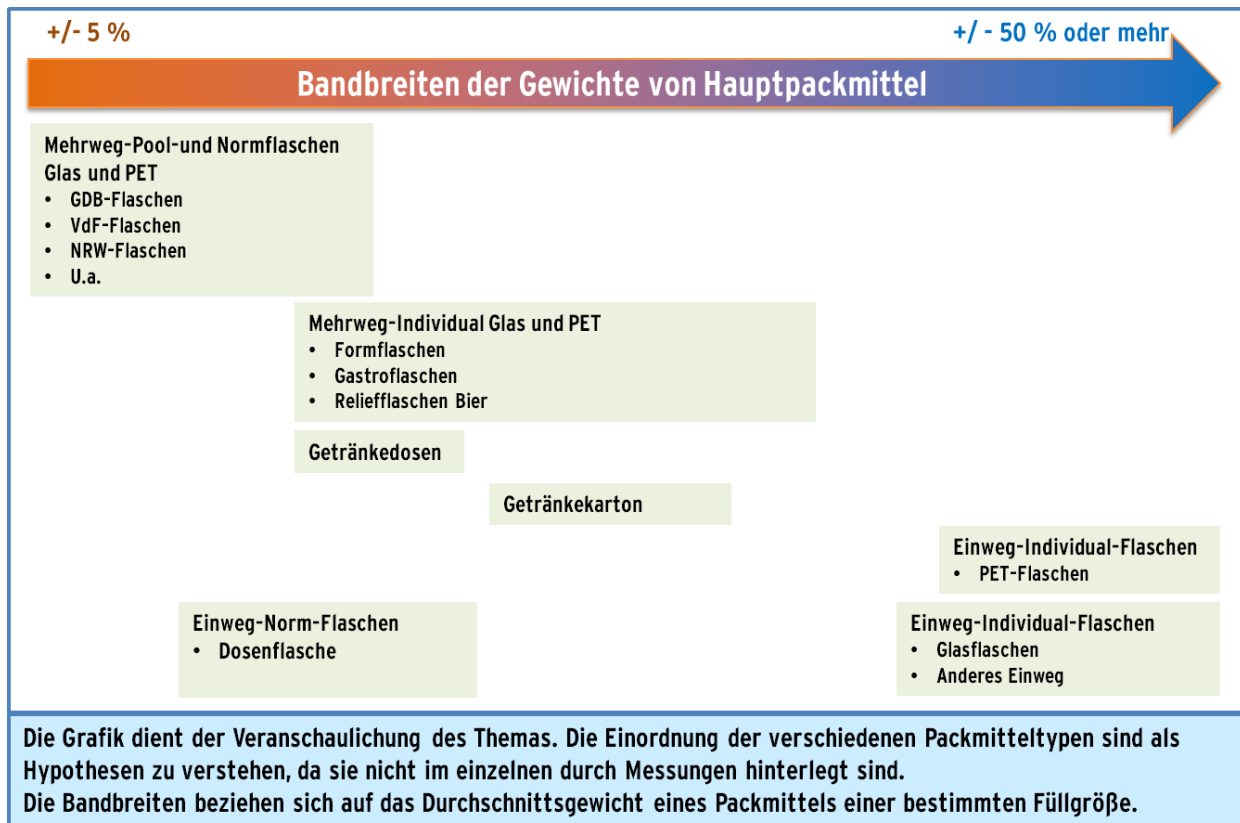
- Die für den Referenzfluss relevante Gesamtmasse der **Vorprozesse und anderer von den Umlaufzahlen abhängiger Prozesse** wird ermittelt.
- Die für den Referenzfluss relevante Gesamtmasse der **Distributions- und anderer von den Umlaufzahlen unabhängigen Prozesse** wird ermittelt.

⁴⁶ Vgl. auch Kap. 5.3.3 zu den verschiedenen Arten der Datengewinnung.

⁴⁷ Die Daten stellen nicht die aktuelle Wirklichkeit dar, sondern dienen nur zur Illustration. Gleichwohl orientieren sie sich aus didaktischen Gründen an bisherigen Ökobilanzen [IFEU 2010a].

Die größte Bandbreite bei Gewichten zeigen PET-Einwegflaschen.

Abbildung 40: Bandbreiten der Gewichte bei verschiedenen Hauptpackmitteln



© IFEU/ GVM/ INTEGRAHL 2015

Die Bestimmung von Gewichten, sei es durch Verwiegung oder technische Spezifikation ist also nur ein Aspekt. Mindestens gleichbedeutend ist die Frage, wie die Marktverhältnisse und damit die Variabilität adäquat abgebildet werden können.

5.3.3.3 Datengenauigkeit

Für die Erfassung des Einzelgewichtes von Packmitteln ist eine Messgenauigkeit von **drei signifikanten Stellen** bezogen auf Gramm ausreichend. Damit wäre eine einheitliche Genauigkeit festgelegt, die unabhängig von der Höhe des Gewichts ist.⁴⁸

Die folgende Tabelle zeigt verschiedene Messwerte und die Umrechnung auf drei signifikante Stellen. Mit Ausnahme von Einzelmesswerten kleiner einem Gramm sind alle anderen Werte mit drei signifikanten Stellen darstellbar. D. h. eine Messung muss höchstens bis zur zweiten Nachkommastelle, also auf 1/100 Gramm genau durchgeführt werden.

Sind mehr als drei Ziffern bei einem Messwert verfügbar, wird ab der vierten Ziffer kaufmännisch gerundet.

⁴⁸ Darin liegt auch der Unterschied zu Messgenauigkeit wie sie im [DIN 55424-1 Entwurf] vorgeschlagen wird, die für Packmittel größer 10 g immer die gleiche Messgenauigkeit in Nachkommastellen fordert.

Tabelle 23: Signifikante Stellen bei der Ermittlung von Packmittelgewichten

| Messwert | Einordnung | Messwert mit drei signifikanten Stellen | Einheitliche Schreibweise der drei signifikanten Stellen mit zwei Nachkommastellen |
|----------|------------------------|---|--|
| 3,75 g | 3 signifikante Stellen | 3,75 g | = 3,75 x 10 ⁰ |
| 27,63 g | 4 signifikante Stellen | 27,6 g | = 2,76 x 10 ¹ |
| 250,4 g | 3 signifikante Stellen | 250 g | = 2,50 x 10 ² |
| 1.855 g | 4 signifikante Stellen | 1.860 g | = 1,86 x 10 ³ |
| 24.000 g | 5 signifikante Stellen | 24.000 g | = 2,40 x 10 ⁴ |

5.3.3.4 Datengewinnung

Häufig werden Ökobilanzen aus einzelnen Industrien oder von Verbänden beauftragt, so dass dort auch eine Vielzahl von Gewichtsdaten vorliegt. Trotzdem kann nicht davon ausgegangen werden, dass die vollständigen Datensets für alle Verpackungssysteme, die untersucht werden, zur Verfügung stehen.

Auch wenn für einzelne Packmittel technische Spezifikationen öffentlich verfügbar sind, ist dies nicht die Regel. Trotzdem sollte am Beginn der Recherche geprüft werden, welche Daten seitens der Auftraggeber und aus der Literatur oder von sonstigen Quellen zur Verfügung stehen. Sie können eine Arbeitshypothese für die weitere Vorgehensweise bilden.

Für die Bestimmung des Einzelgewichtes stehen vier Ansätze zur Verfügung:

- Technische Spezifikationen
- Literaturdaten und andere Quellen
- Eigene Messung bzw. Wiegeung
- Indirekte Verfahren

Technische Spezifikation

Das Packmittel wird in einem technischen Datenblatt seitens des Herstellers ausführlich beschrieben. Dabei werden Verpackungsgewichte angegeben.

Allerdings sind mit diesen Spezifikationen in der Regel auch Toleranzen beschrieben. D. h. die Packmittel am Markt können vom vorgegeben Standardwert abweichen. Eine Ursache bei Glasflaschen scheint zu sein, dass die Formen im Laufe der Jahre abgenutzt sind, so dass der Glasverbrauch pro Flasche etwas angestiegen ist.

Sollen die Daten aus technischen Spezifikationen genutzt werden, sind die Herkunft (Hersteller) und die Verwendung im untersuchten Getränke-segment zu belegen. Ebenfalls muss aufgeführt werden, ob es mehrere Spezifikationen für das Packmittel gibt (vgl. oben Beispiel 750 ml Flasche Wein). Die Spezifikationsdatenblätter sollten öffentlich verfügbar sein.

Liegen mehrere Spezifikationen vor, ist die Marktbedeutung der unterschiedlichen Spezifikationen einzubeziehen. Die Vorgehensweise wird im Abschnitt 5.3.3.5 Stichproben im Absatz „geschichtete Stichproben zur Überprüfung von Packmittelgewichten“ erläutert.

Literaturdaten

Unter Literaturdaten lassen sich Daten zusammenfassen, die aus einer anderen Quelle, z B. einer früheren Ökobilanz, übernommen werden sollen. Neben der Funktion als Arbeitshypothese wird diese Variation nur für weniger wichtige Packmittel in Frage kommen, wie Etiketten und Verschlüsse. Trotzdem sind auch daran Bedingungen geknüpft:

- Es muss plausibel gezeigt werden, dass die Packmittel, für die die Daten genutzt werden, sich kaum verändert haben.
- Die Daten müssen sich auf **Primärquellen** beziehen. Ein permanentes Quellenrecycling über mehrere Studien hinweg führt zu Intransparenz.
- In den Quellen soll die Vorgehensweise zur Datenermittlung dokumentiert sein.

Messung/Wiegung

Das Auswiegen der Packmittel ist der direkte Weg zur Ermittlung von Packmittelgewichten.

Die Wiegung muss standardisiert sein. Für das Thema der Packmittelwiegung wird zurzeit in einem etwas anderen Kontext in einem DIN-Ausschuss ein Normungsverfahren [DIN 55424-1 Entwurf] durchgeführt.⁴⁹

Folgende Punkte sind bei der Wiegung zu beachten.

- Die Packmittel sollten unbenutzt sein.
- Falls dies nicht möglich ist, sollen die Packmittel vollständig, restentleert, gesäubert und getrocknet sein.
- Der Trockengehalt hydrophiler Packmittel (z. B. Papier) ist zu beachten. Nach dem DIN-Entwurf muss dies durch die Beachtung klimatischer Bedingungen gewährleistet werden. So wird dort vorgeschlagen, dass die Raumtemperatur „zwischen 18 °C und 25 °C sowie eine relative Luftfeuchte von 35 % bis 75 %“ einzuhalten sind.⁵⁰
- Die Messgenauigkeit der Waage muss eine Angabe des Grammgewichts mit zwei Nachkommastellen ermöglichen. Damit ist gewährleistet, dass bei allen Packmitteln die mindestens ein Gramm wiegen, die Masse mit drei signifikanten Stellen wiedergegeben werden kann. Für Massen kleiner ein Gramm sollen zwei signifikante Stellen genügen.

Wiegungen eignen sich sowohl zur Gewinnung neuer Gewichtsdaten als auch für Kontrollmessungen durch die Auftragnehmer einer Ökobilanzstudie. Auf die hierzu zwingend notwendigen Stichproben wird im Abschnitt Stichproben eingegangen.

Indirekte Erhebungsverfahren

Unter indirekten Verfahren sind alle Methoden zu verstehen, bei denen das Packmittelgewicht nicht direkt gemessen, sondern aus anderen Parametern berechnet wird. So kann bspw. aus einer Rolle Flüssigkeitskarton, mit der eine Maschine bestückt wird, berechnet werden, wie viel ein Getränkekarton einer bestimmten Spezifikation wiegt.

⁴⁹ Die ersten Ergebnisse dieses Prozesses liegen seit dem 15. April 2013 vor.

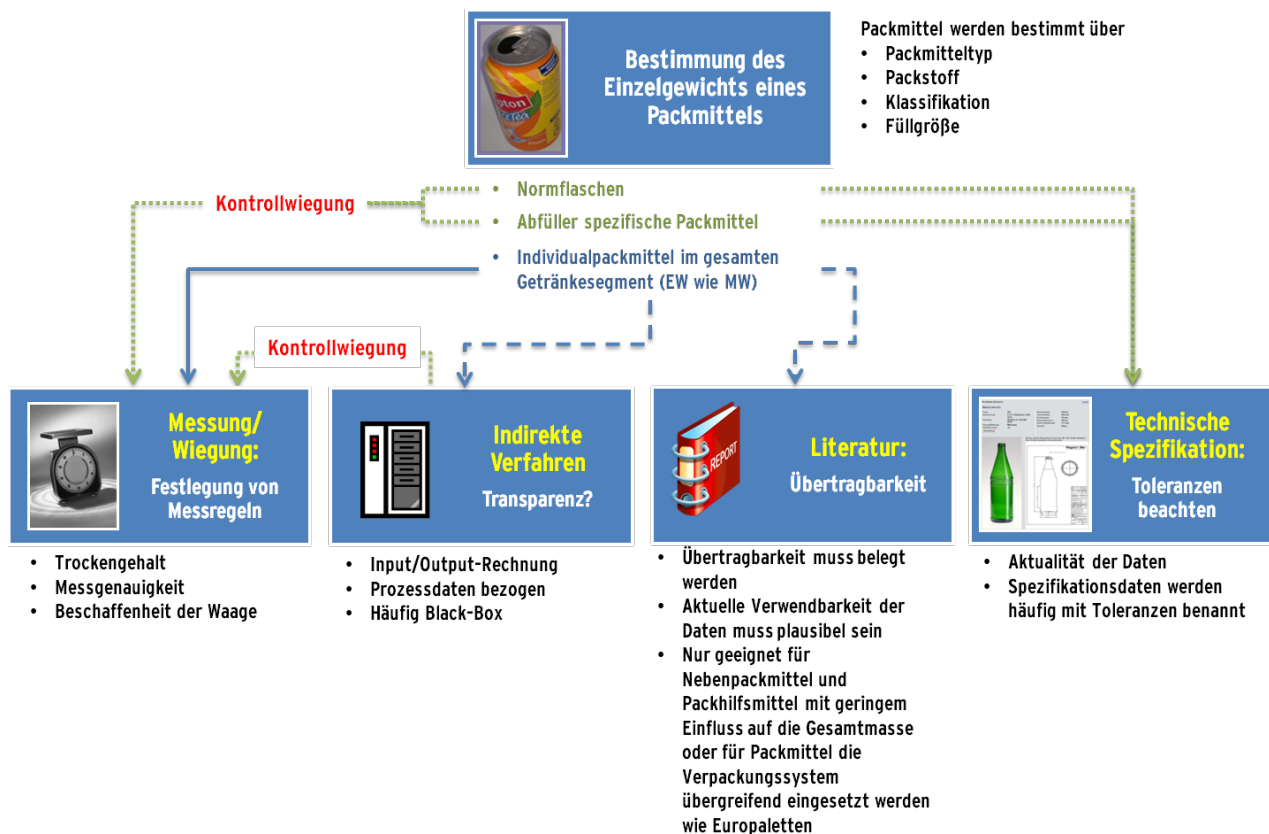
⁵⁰ [DIN 55424-1 Entwurf] S. 5.

Dazu ist es notwendig, dass die Parameter des Prozesses (Inputdaten, Outputdaten, Verluste, Abschnitte) bekannt sind und richtig zugeordnet werden.⁵¹

Entsprechende Daten werden i .d. R von den Unternehmen zur Verfügung gestellt. Sicherzustellen ist, dass die Herstellerangaben sich tatsächlich nur auf das ausgewählte Packmittel beziehen und Mittelwerte verschiedener Varianten darstellen.⁵² Daher muss die Datengenerese zumindest für die Studienbearbeiter und das critical review transparent gemacht werden, soll sie keine Black-Box bleiben.

Die nachfolgende Grafik zeigt die unterschiedlichen Methoden der Datenermittlung zusammengefasst im Überblick.

Abbildung 41: Alternativen zur Ermittlung des Einzelgewichts eines Packmittels



© IFEU/ GVM/ INTEGRAHL 2015

5.3.3.5 Stichproben

Werden Verwiegungen zur Ermittlung von Packmittelgewichten oder als Kontrollmessung durchgeführt, ist eine Stichprobenauswahl der Packmittel notwendig.

Für die Durchführung der Stichprobe sind zwei Aspekte zu berücksichtigen:

- Der Zweck der Stichprobe:

⁵¹ So ist zu beachten, dass die Stückzahlen, die in Relation zum Eingangsgewicht gesetzt werden, alle Packungen inklusive defekte oder Anlaufverluste enthalten.

⁵² So z. B. der Massemittelwert von den verschiedenen Modellen einer Füllgröße, die ein Blockpackungshersteller herstellt.

- Fremd ermittelte Packmittelgewichte (technische Spezifikationen, indirekte Verfahren) werden unter Kontrolle des Auftragnehmers einer Ökobilanz überprüft.
- Die Gewichtsdaten von Packmitteln werden mittels einer Stichprobe neu generiert.
- Die Vergleichbarkeit der zu untersuchenden Packmittel:
 - Packmittelgewichte gleicher Packmittel
 - Packmittelgewichte ähnlicher Packmittel

Zweck der Stichprobe

Der Zweck der Stichprobe bestimmt den Stichprobenumfang.

Werden fremd ermittelte Packmittelgewichte zu Kontrollzwecken überprüft, kann der Umfang der Stichprobe kleiner ausfallen, als wenn Gewichtsdaten neu ermittelt werden sollen.

Vergleichbarkeit der untersuchten Packmittel

Im Abschnitt Verpackungssystem wurde beschrieben, dass Hauptpackmittel durch die Merkmale Packmitteltyp, Packstoff, Klassifikation und Füllgröße beschrieben werden. In ähnlicher Weise gilt dies auch für die anderen Bestandteile eines Verpackungssystems.

Unterhalb dieser vier Merkmale dürfen die Packmittel bezüglich der Ermittlung des Packmittelgewichtes zusammengefasst werden. Trotzdem unterscheiden sie sich z. B. in der konkreten Form oder hinsichtlich des Herstellungsprozesses.

Von **gleichen Packmitteln** kann man immer dann sprechen, wenn sie nach einer eindeutigen Spezifikation hergestellt werden. Die Einzelgewichte werden relativ eng um einen Mittelwert streuen. Oftmals liegen Herstellerwerte (Zeichnungsgewichte oder Normgewichte) vor.

(Bsp. 1: Es wird eine Ökobilanz der 0,5 L Einweg-PET-Flasche eines Abfüllers erstellt. Die Flaschen werden für alle Produkte aus gleichen Preforms hergestellt.)

Bsp. 2: GDB-Mehrweg-Glasflasche 0,7 l. Die Flasche wird nach Vorgabe der GDB hergestellt.

Weitere Beispiele sind: Anrollverschlüsse, Getränkedosen; GDB-Getränkekästen)

Von **ähnlichen Packmitteln** kann man sprechen, wenn nach den oben genannten Kriterien eine Durchschnittsbetrachtung der Massen zulässig ist, aber die Packmittel unterschiedliche Spezifikationen aufweisen.

(Bsp. 1: Es wird eine Ökobilanz für 0,5 L Getränkekarton eines Getränkesegments erstellt. Die Kartons werden von verschiedenen Herstellern oder von einem Hersteller in unterschiedlichen Formen hergestellt.)

Bsp. 2: 0,5 L Individual-Mehrwegglasflaschen unterschiedlicher Abfüller

Weitere Beispiele sind: Unterschiedliche Flaschenkästen bei Biermehrweg; unterschiedlich große Etiketten)

Für die Stichprobe ist eine **Schichtung** nach Abfüllern oder Herstellern des Packmittels notwendig. Auf dieser Grundlage können gewichtete Durchschnittswerte gebildet werden. **Als Schichtungskriterium sind Marktanteile der Spezifikationen heranzuziehen.**

Die vier Varianten lassen sich auch durch folgendes Schema abbilden.

Abbildung 42: Stichprobenvarianten bei der Ermittlung von Packmittelgewichten

| Stichprobenvarianten | Einfache Stichprobe | Geschichtete Stichprobe |
|----------------------|---------------------------------|----------------------------------|
| Geringer Umfang | Überprüfung gleicher Packmittel | Überprüfung ähnlicher Packmittel |
| Großer Umfang | Genese für gleiche Packmittel | Genese für ähnliche Packmittel |

© IFEU/ GVM/ INTEGRAHL 2015

Stichprobengröße

Für die Stichprobengröße ist es schwierig einen adäquaten Umfang zu bestimmen. Das Hauptproblem ist, dass man eine repräsentative Stichprobenziehung nicht durchführen kann, da die Elemente der Grundgesamtheit nicht für eine Zufallsauswahl zur Verfügung stehen, bzw. eine repräsentative Stichprobenziehung technisch nicht durchführbar ist.

Der Mindestumfang einer einfachen Stichprobe zur Überprüfung von Packmitteln darf aus Sicht der Forschungsnehmer für Hauptpackmittel die Mindestanzahl von

- 10 Einzelmessungen bei Überprüfung und
- 30 Einzelmessungen zur Genese der Packmittelgewichte nicht unterschreiten.

Für eine geschichtete Stichprobe ist grundsätzlich die Anzahl der Einzelmessungen für jeden Schichtteil durchzuführen.

Bei geschichteten Stichproben kann für die Neuermittlung von Daten die Anzahl der Einzelmessungen je Schicht auf mindestens 10 reduziert werden, wenn sonst eine Obergrenze von 100 Messungen gesamt überschritten würde. Dabei sollten die marktmäßig bedeutenden Schichten auch mit einer größeren Stichprobe belegt werden.

5.3.3.6 Ergebnisse der Stichprobe - Konsolidierung der Daten

Genese der Gewichtsdaten gleicher Packmittel

Der arithmetische Mittelwert der Stichprobe liefert das Ergebnis. In der Dokumentation muss immer auch die Fehlertoleranz der Stichprobe in Form der Spannweite (größter minus kleinster Stichprobenwert), sowie die Standardabweichung angegeben werden.

Überprüfung gleicher Packmittel

Der klassische Anwendungsbereich ist die Überprüfung der Gewichtsdaten aus technischen Datenblättern. Das Stichprobenergebnis kann durchaus von dem zu überprüfenden Wert (im Folgenden Prüfwert) abweichen.

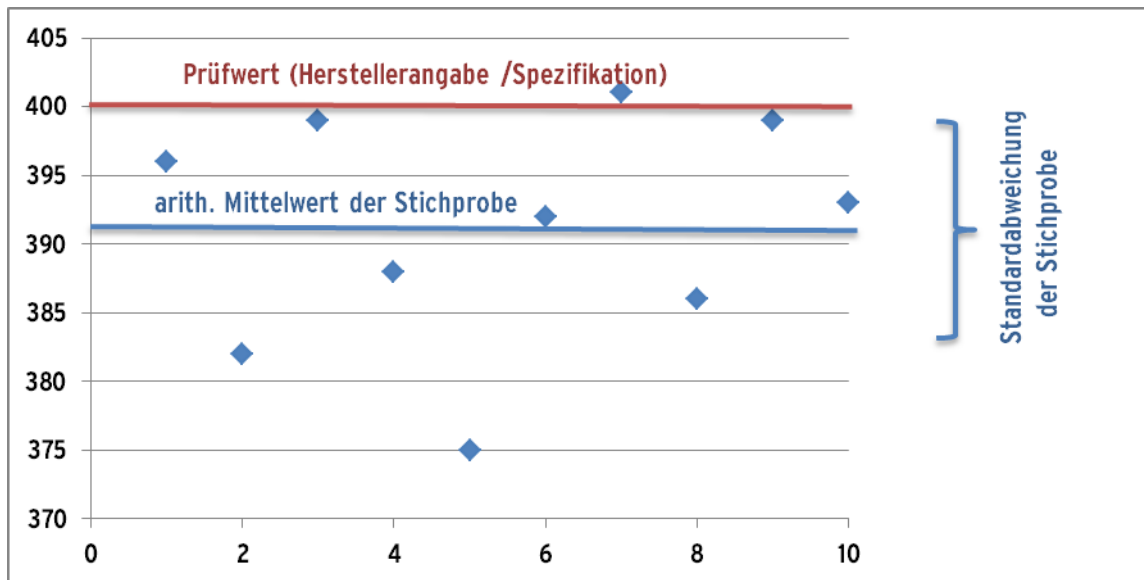
Zur Bewertung der Abweichung schlagen wir folgende Vorgehensweise vor.

Maßstab ist die Standardabweichung der Stichprobe:

- Liegt der Prüfwert innerhalb der Standardabweichung der Stichprobe, ist der Prüfwert als Gewicht des untersuchten Packmittels bestätigt.
- Liegt der außerhalb der Standardabweichung der Stichprobe, so ist die Stichprobe von n=10 auf n=30 (analog zur Genese von Gewichtsdaten) zu erweitern.

- Liegt nun der Prüfwert erneut außerhalb der Standardabweichung der Stichprobe ($n=30$), wird der Mittelwert der Stichprobe als Gewicht des Packmittels genommen.
- Liegt der Prüfwert jedoch innerhalb der Standardabweichung der Stichprobe, ist der Prüfwert als Gewicht des untersuchten Packmittels bestätigt.

Abbildung 43: Überprüfung von Packmittelgewichten in Gramm durch Stichproben – Beispiel mit Stichprobe $n=10$



© IFEU/ GVM/ INTEGRAHL 2015

Die Grafik zeigt das Beispiel einer Stichprobe mit $n=10$ zur Überprüfung eines Packmittelgewichts von 400 g (Prüfwert). Das arithmetische Mittel der Stichprobe liefert ein Ergebnis von 391 g, die Standardabweichung der Stichprobe beträgt ± 8 g. Damit liegt der zu überprüfende Wert außerhalb der Stichprobe. Die Stichprobe muss nun auf 30 erhöht werden.

Geschichtete Stichproben zur Genese von Packmittelgewichten

Zunächst ist hier wie im Fall der Einzelstichprobe vorzugehen, nur dass für alle Varianten die Einzelstichproben durchgeführt werden.

Die so ermittelten Mittelwerte der einzelnen Stichproben bilden die Basis für den über die Marktanteile gewichteten Mittelwert. Stehen keine Marktanteile zur Verfügung, müssen diese geschätzt werden. Je geringer die Unterschiede der ermittelten Mittelwerte sind, desto unbedeutender ist der Fehler aus einer Abschätzung der Marktanteile. Umgekehrt heißt dies, dass je größer die Abweichungen sind, desto wichtiger ist die Ermittlung der Marktanteile bzw. die Begründung für die Schätzung.

Die Vorgehensweise ist zu dokumentieren. Dazu gehören die Vorgehensweise bei der Schichtung, die Ermittlung der Marktanteile der einzelnen Schichten und die Dokumentation aller Stichproben (s. o.).

Geschichtete Stichproben zur Überprüfung von Packmittelgewichten

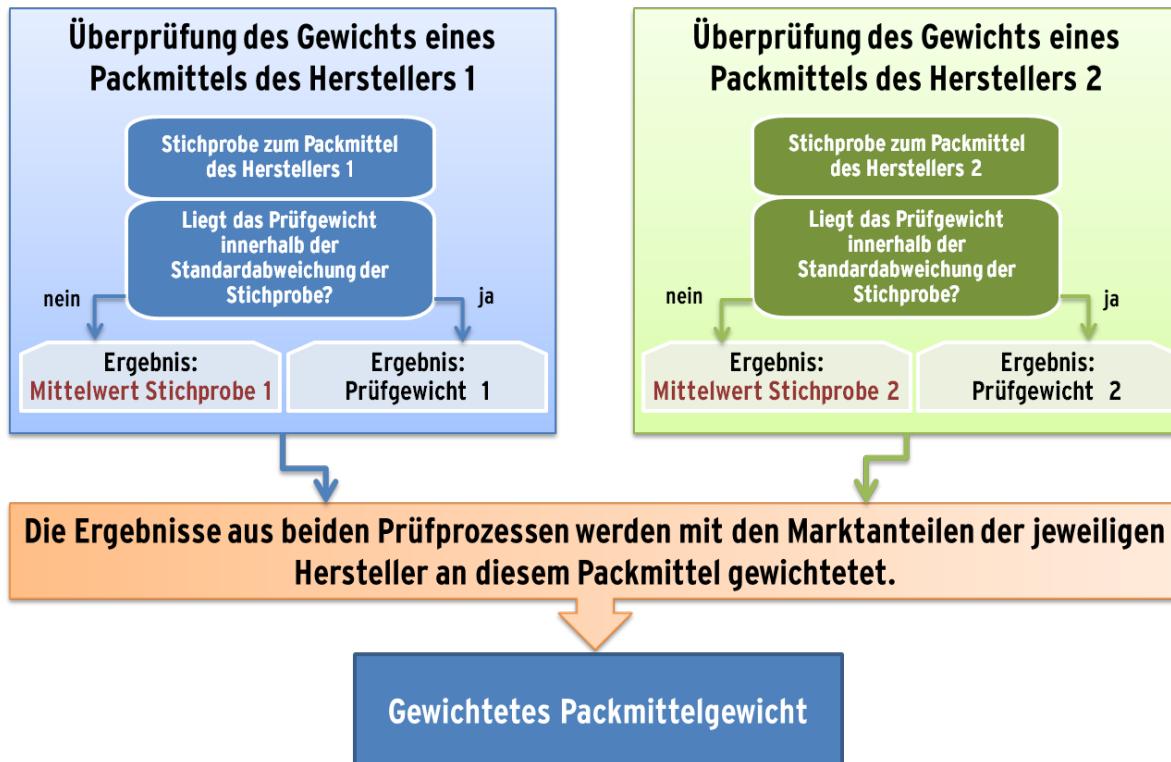
Ein Beispiel sind ähnliche Packmittel, für die technische Datenblätter zur Verfügung stehen.

Auch hier wird für alle Schichtungsstufen wie bei der Einzelstichprobe vorgegangen. Liegt der Herstellerwert innerhalb des Toleranzbereichs der Stichprobe, wird der Herstellerwert genommen, liegt er außerhalb, ist der Mittelwert der Stichprobe zu nehmen. Auch hier gilt, je größer die Unterschiede der

Packmittelgewichte aus den technischen Datenblättern, desto wichtiger ist die Ermittlung der Marktanteile.

Die nachfolgende Grafik zeigt die Vorgehensweise für zwei Hersteller.

Abbildung 44: Überprüfung von Packmittelgewichten unterschiedlicher Hersteller



© IFEU/ GVM/ INTEGRAHL 2015

5.3.4 Schlussfolgerungen

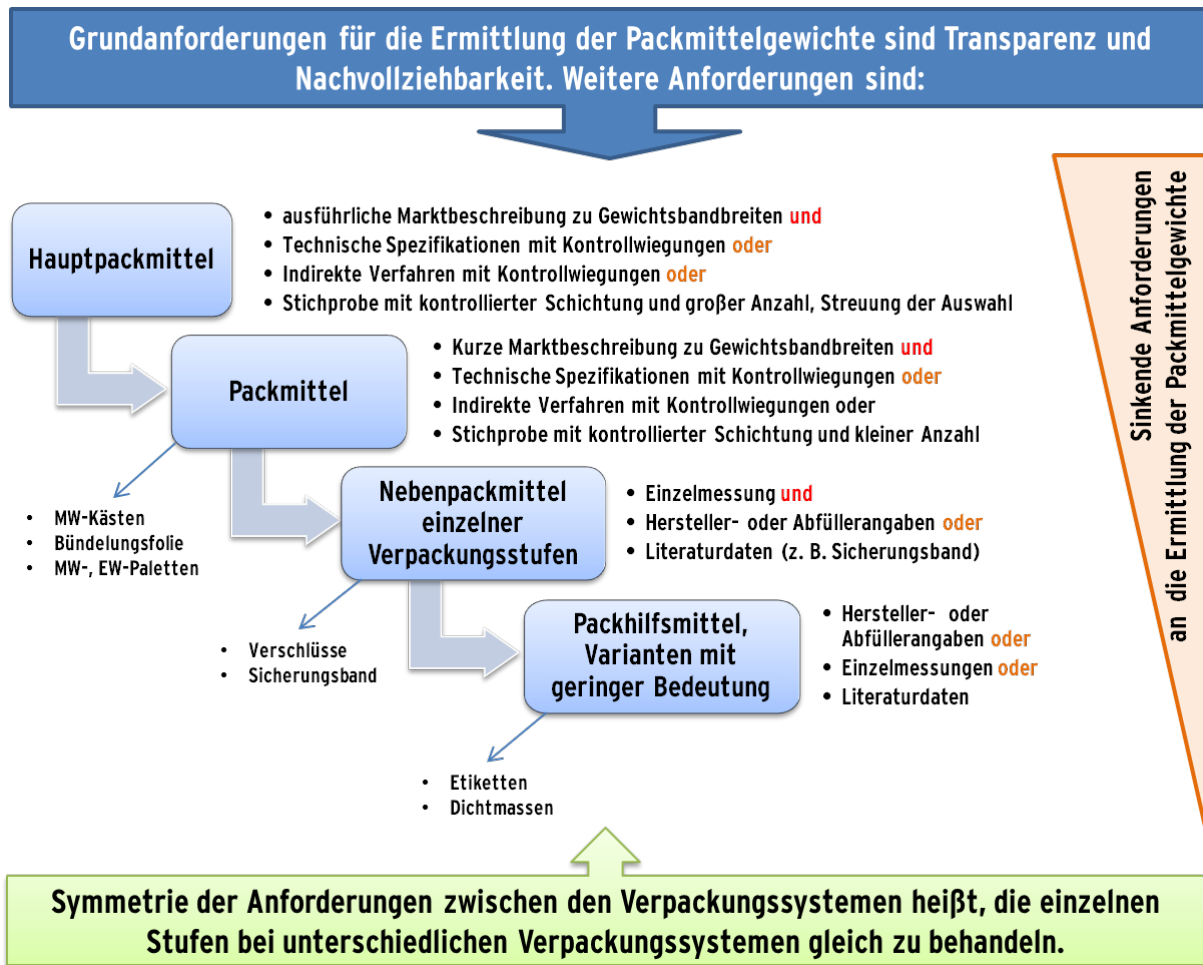
Neben den bisherigen Ausführungen sind zwei weitere Aspekte zu beachten:

- Grundsätzlich sollten bei einer Untersuchung mehrerer Verpackungssysteme für die einzelnen Packmittelkomponenten vergleichbare Anforderungen gestellt werden.⁵³
- Die Anforderungen für die Ermittlung der Packmittelgewichte sollten immer auch in Abhängigkeit vom Beitrag des Packmittels zum Referenzfluss gesehen werden.

Die Schlussfolgerungen daraus sind in der nachfolgenden Grafik zusammengefasst.

⁵³ D.h. die Genauigkeitsanforderungen an Etiketten auf Mehrwegglasflaschen sollten die gleichen sein, wie für Sleeves auf PET-Flaschen.

Abbildung 45: Abstufung der Anforderungen zur Datenerhebung bei unterschiedlichen Packmittelkomponenten



5.4 Thema Entsorgungswege

Die Notwendigkeit der Abbildung eines Entsorgungsmodells in der Ökobilanz mittels Quoten ergibt sich aus der Systematik der ökobilanziellen Modellierung. Die benötigten Quoten liegen in der für die Ökobilanz erforderlichen Form nicht vor und müssen daher gewöhnlich aus Daten, welche in anderen Zusammenhängen erhoben wurden, abgeleitet werden. Die Anwendung in der Ökobilanz macht daher eine Anpassung dieser Quoten notwendig.

5.4.1 Beiträge aus dem Begleitkreis zum Thema Entsorgungswege

Nach Vorlage und Aussendung des 1. Zwischenberichtes zum F&E Vorhaben „Prüfung und Aktualisierung der Ökobilanzen für Getränkeverpackungen“ im Sommer 2012 hatten die Teilnehmer des Begleitkreises zum Forschungsvorhaben die Gelegenheit, fachliche Stellungnahmen zu den einzelnen im Rahmen des Projektes zu bearbeitenden Themen abzugeben. Zum Thema Entsorgungswege gingen die folgenden Stellungnahmen ein, die hier in anonymisierter und hochverdichteter Form wiedergeben werden:

- Vorschläge hinsichtlich genereller Anforderungen an die Methodik bei der Ableitung der Entsorgungswege:
 - Transparenz
 - Anerkannte Methodik
 - Eindeutige Definition der verwendeten Begriffe
 - Berücksichtigung von Fremdstoffen und Anhaftungen in den Verwertungsfractionen
 - Berücksichtigung von Transportwegen innerhalb der Entsorgungswege
- Vorschläge hinsichtlich der bei der Ableitung der Entsorgungswege zu verwendenden Datenquellen:
 - Verwendung von Daten aus qualifizierten Mengenstromnachweisen
 - Ableitung einer/von Quellenhierarchie, -prioritäten
 - Verwendung von Daten aus Schätzungen (bspw. Marktforschung) und/oder Verbandsschätzungen
- Konkrete Vorschläge hinsichtlich der zu betrachtenden Entsorgungswege bepfandeter Einweggetränkeverpackungen:
 - Bepfandete Einweggetränkeverpackungen sind so zu betrachten, als würden sie über die Dualen Systeme erfasst (-> begründet mit der Definition von övE Verpackungen).

5.4.2 Bedeutung des Themas Entsorgungswege

Innerhalb der Lebenszyklusbetrachtung der Verpackungssysteme ist die Entsorgungssituation eine gewichtige Einflussgröße für die Umweltlasten der Systeme. Die eigentlichen Entsorgungsprozesse verursachen zum Teil erhebliche Beiträge zu den untersuchten Wirkungskategorien, außerdem reduzieren - je nach angewandter Allokationsmethode - die aufgrund der Entsorgungssituation zu vergebenden Gutschriften für Rezyklate oder substituierte Komplementärprozesse rechnerisch die Umweltlasten. Tendenziell hat die Entsorgungssituation größeren Einfluss auf das Bilanzergebnis der Einwegverpackungssysteme und der Einwegkomponenten der Mehrwegverpackungssysteme als auf die wiederverwendbaren Bestandteile.

Um die Diskussion über die Anforderungen hinsichtlich der Datengrundlagen für die Modellierung der Entsorgungswege in Ökobilanzen nachvollziehen zu können, sollen die folgenden vier Punkte hier kurz behandelt werden:

1. Analyse des Datenbedarfs für die Abbildung der Entsorgungswege in einer Verpackungsökobilanz
2. Analyse der Struktur der Entsorgungswege von Verpackungsabfällen
3. Analyse der Daten, die aus Abfallwirtschaft (bspw. abfallwirtschaftliche Berichterstattung, im wesentlich aus dem Kontext der VerpackV) zur Verfügung stehen (insbesondere zur Quotenbelegung)
4. Analyse der Datenbereitstellung und -verwendung in bisher durchgeführten Verpackungsökobilanzen

Anschließend werden auf Grundlage der diskutierten Punkte Vorschläge für eine Vorgehensweise in zukünftigen Verpackungsökobilanzen skizziert.

5.4.3 Modellierung der Entsorgungswege in Verpackungsökobilanzen

Die Modellierung im Rahmen der Ökobilanz orientiert sich an den physikalisch kausalen Zusammenhängen innerhalb des Lebensweges der untersuchten Getränkeverpackungen. Alle Prozesse im Bilanzraum des Untersuchungsgegenstandes werden Schritt für Schritt entsprechend ihrer sukzessiven Abfolge in der Wertschöpfungskette bilanziert. Ein Dreh- und Angelpunkt sind dabei die stofflichen Umformungsprozesse:

- Vom Rohstoff zum Material
- Vom Material zum Packstoff
- Vom Packstoff zum Sekundärrohstoff (in Form von aufbereitetem Material zum Wiedereinsatz in einem Produkt) bzw. Sekundärenergie (durch Verbrennung)

Für die Entsorgungswege bedeutet dies, dass sich die Modellierung zwar an der dreistufigen Verwertungskaskade (vgl. [UBA 40/2012]⁵⁴) aus

- Erfassung,
- Sortierung und
- Verwertung

orientiert, dabei jedoch immer die damit verbundenen stofflichen Umformungsprozesse im Fokus behält.

Im Rahmen der Modellierung wird das Kaskadenmodell mittels der folgenden ökobilanziellen Entsorgungsquoten möglichst detailliert abgebildet:

- Ökobilanzielle Erfassungsquote (öEQ)
Verhältnis von Output des Erfassungsprozesses zur Gesamtmenge des Referenzflusses (bestimmt durch Verpackungsspezifikation und funktioneller Einheit)
- Ökobilanzielle Sortierquote (ösQ)
Verhältnis vom Output des Sortierprozesses zum Output des Erfassungsprozesses
- Ökobilanzielle Ausbeutequote (öAQ)
Verhältnis vom Output des Aufbereitungsprozesses (Sekundärrohstoff) zum Output des Sortierprozesses

⁵⁴ UBA Texte 40/2012 Analyse und Fortentwicklung der Verwertungsquoten für Wertstoffe

Mit diesen Quoten können die Stoffströme der Verpackung und insbesondere die auftretenden Materialverluste (bezogen auf den Referenzfluss) an den einzelnen Stellen im Modell hinreichend genau abgebildet werden. Dies ist wichtig, um das Entsorgungsmodell nicht als Black Box darstellen zu müssen.

Die Modellierung einer Ökobilanz folgt einer möglichst realitätsnahen Nachbildung der in der Technosphäre aufeinanderfolgenden Stoffströme. Der Referenzfluss der Modellierung bestimmt sich aus der funktionellen Einheit (FU, Festlegung auf: 1.000 L Getränk in Gebinden bis zur Füllgröße von 10 Liter am Ort der letzten Handelsstufe). Es gilt für den Referenzfluss der Verpackungen folgende Formel:

$$\text{Referenzfluss Verpackung} = \frac{\text{Gewicht der Verpackungskomponenten}}{\text{Füllvolumen Primärpackmittel}} * \text{FU}$$

Anmerkung: Bei Mehrwegpackmitteln ist bei der Bestimmung des Referenzflusses die Umlaufzahl zu berücksichtigen.

Innerhalb der Verpackungsökobilanz besteht der Referenzfluss aus verschiedenen, zumeist material-spezifischen Teilflüssen, die sich aus der jeweiligen, der Bilanzierung zu Grunde liegenden Spezifikation des Verpackungssystems ergeben.

Tabelle 24: Beispiel Bestimmung des Referenzflusses einer 1,5L PET EW Flasche bei einer Funktionellen Einheit von 1.000L am Ort der letzten Handelsstufe

| Packstoff | Masse |
|-----------------------------|----------------|
| PET | 19,8 kg |
| Verschluss | 1,5 kg |
| Etikett (LDPE) | 0,6 kg |
| Wellpappe | 2,0 kg |
| LDPE Folie | 2,2 kg |
| Palette | 26,4 kg |
| Referenzfluss GESAMT | 52,5 kg |

entnommen aus [IFEU 2010a]

Die Umformungsprozesse sind spezifisch für die im Referenzfluss enthalten Packmittel/Packstoffe zu bestimmen.

Im Folgenden soll der grundsätzliche Ablauf der Modellierung der Entsorgungswege in Verpackungsökobilanzen aber der Einfachheit halber nur anhand des Hauptpackmittels (bspw. PET Einwegflasche oder Getränkekarton etc.) beschrieben werden.

Abbildung 46 zeigt eine schematische Übersicht der Modellierung der Entsorgungswege in Verpackungsökobilanzen. Der Ablauf ist wie folgt:

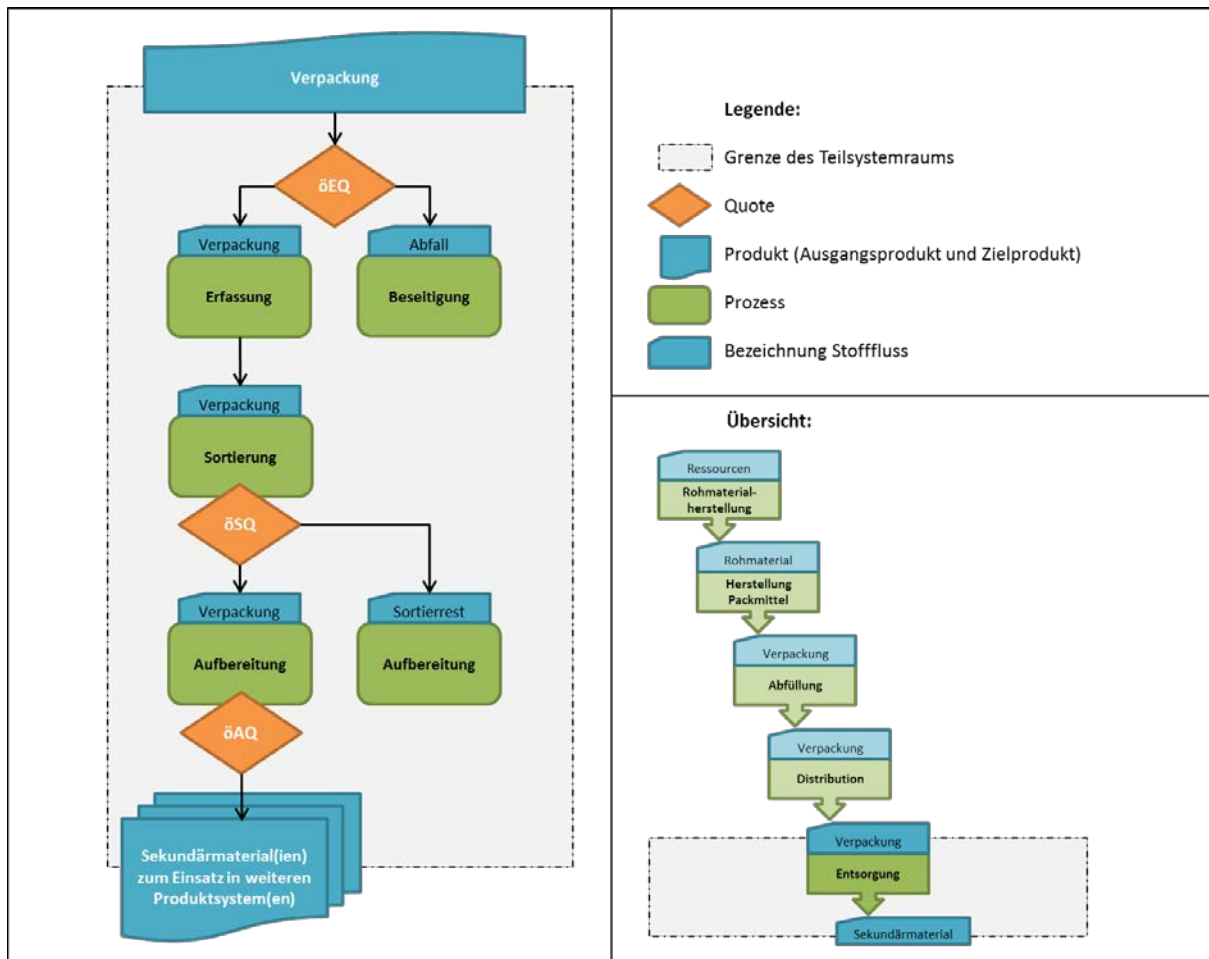
- Auf den Referenzfluss des Hauptpackmittels wirkt an erster Stelle die Erfassungsquote (öEQ) im Sinne von: „Wie viel Prozent des Packmittels werden zur Verwertung erfasst“. Der nicht er-

fasste Teilstrom am Referenzfluss ($1 - \text{öEQ}$) wird mit der Restmüllfraktion entsorgt⁵⁵. Das Problem Littering kann in der Ökobilanz aufgrund der mangelhaften Datenverfügbarkeit nicht entsprechend abgebildet werden. Ebenso wenig lassen sich die Stoffströme in den nicht dafür vorgesehenen Verwertungswegen nachvollziehen. Somit werden alle Restmengen in die Restmüllfraktion subsumiert.

- Der zur Verwertung erfasste Teilstrom der Packmittel (Referenzfluss * öEQ) wird i. d. R. sortiert. Die Sortierquote (öSQ) gibt an, wie viel Prozent der Packmittel dann auch tatsächlich dem Verwertungsprozess wo die stoffliche Umwandlung stattfindet zur Verfügung stehen. Der verbleibende Rest ($1 - \text{öSQ}$) wird als Sortierrest anderen Aufbereitungs- und Verwertungsprozessen bzw. Entsorgungsprozessen zugeführt.
- Der Teilstrom der Packmittel der in der Sortieranlage in die Fraktion zur Verwertung sortiert wurde (Referenzfluss * öEQ * öSQ), wird in der Verwertungsanlage zu Sekundärrohstoffen aufbereitet und weiteren Produktsystemen als Rohstoff zur Verfügung gestellt. Die Ausbeutequote (öAQ) gibt an, wie viel Sekundärrohstoffe (Ausgang Verwertungsanlage) aus den Packmitteln in den Wertstofffraktionen (Eingang Verwertungsanlage) gewonnen werden können.

⁵⁵ Grundsätzlich sind alle relevanten Erfassungswege zu erfassen. Dies kann im Einzelfall jedoch problematisch sein, da bspw. die Erfassung von Weißblech vor oder nach dem Verbrennungsprozess zumindest theoretisch auch als Erfassungsweg definiert werden kann.

Abbildung 46: Schematische Übersicht über die Modellierung der Entsorgungswege in Verpackungsökobilanzen



öEQ: Erfassungsquote/öSQ: Sortierquote/öAQ: Ausbeutequote

© IFEU/ GVM/ INTEGRAHL 2015

Im Systemraum der Verpackungsökobilanz schließt der Lebenswegabschnitt „Entsorgung“ nahtlos an den Lebenswegabschnitt „Distribution“ an. Die eigentliche Nutzungsphase der Verpackung beim Verbraucher wird – i. d. R. - ebenso ausgeblendet (vgl. Abb. 46 „Übersicht“) wie das Füllgut. Das bedeutet, dass Restanhaftungen und Fremdmaterialien im betrachteten Entsorgungssystem nicht berücksichtigt werden, aber die verfügbaren Daten dennoch verfälschen können, falls die Quotenbestimmung mittels Wägung durchgeführt wird:

- öEQ: erhöhende Wirkung durch Restanhaftungen und Fremdmaterialien
- öSQ: erhöhende Wirkung durch Restanhaftungen und Fremdmaterialien
- öAQ: verringernde Wirkung durch Restanhaftungen und Fremdmaterialien

Fremdmaterialien im betrachteten Entsorgungssystem resultieren in der Praxis entweder aus „Fehlern“ des Konsumenten bei der Entsorgung oder durch „Fehler“ in der Sortierung. Exemplarisch seien hier Glasverpackungen in der Leichtverpackungsfraction (LVP Sammlung) als Beispiel für „Fehler“ bei der Entsorgung oder Folienanteile im PET Ballen als Beispiel für „Fehler“ bei der Sortierung angeführt. Nach Möglichkeit sind die Daten zu korrigieren oder zumindest eine qualitative Betrachtung der Auswirkungen vorzunehmen.

5.4.4 Entsorgungswege von Verpackungsabfällen

Der in Kapitel Modellierung der Entsorgungswege in Verpackungsökobilanzen beschriebene grundsätzliche Ablauf der Modellierung von Verwertungswegen ist auf alle Verpackungen und Verpackungsbestandteile übertragbar. Die Struktur der tatsächlich vorhandenen Entsorgungswege ist jedoch komplexer, was anhand der folgenden Faktoren ersichtlich wird:

- Ausgestaltung des Verpackungssystems
 - Mehrweg/Einweg
 - mit Pfand/ohne Pfand
 - mit Kasten/ohne Kasten
- Material des Verpackungsabfalls
 - Glas
 - Kunststoffe
 - Metalle
 - Aluminium
 - Eisenhaltige Metalle (Weißblech)
 - Verbunde
- Anfallstelle des Verpackungsabfalls
 - Privater Endverbraucher
 - Handel
 - Abfüller

Darüber hinaus folgen nicht alle Bestandteile eines Verpackungssystems dem gleichen Entsorgungsweg.

Zwei Beispiele zur Illustration:

Verschlüsse

Die ökobilanzielle Erfassungsquote von Verschlüssen kann deutlich von der des Hauptpackmittels abweichen, da diese als lose Verschlüsse zum Teil ganz andere Entsorgungswege einschlagen.

Beispiel: Im Falle einer bepfandeten PET Einwegflasche (DPG) würden lose Verschlüsse nicht mit der Pfandrücknahme erfasst sondern würden via Restmüllfraktion oder im Rahmen der LVP Sammlung entsorgt werden.

Umverpackung

Umverpackungen, die der Verbraucher mit nach Hause nimmt, werden entsprechend ihrer Materialbeschaffenheit haushaltsnah entsorgt.

Beispiel: Der Verbraucher erwirbt Mineralwasser in bepfandeten PET Einwegflaschen (DPG). Diese werden nur im folienummantelten Six-Pack verkauft. Die PE-LD Folie gibt der Verbraucher in die LVP Sammlung.

Umverpackungen, die der Verbraucher nicht mit nach Hause nimmt, werden entsprechend ihrer Materialbeschaffenheit als Gewerbeabfall entsorgt.

Beispiel: Der Verbraucher erwirbt Fruchtsaft im Getränkekarton. Die Abgabe an den Verbraucher erfolgt zum erheblichen Teil als einzelne Gebinde, so dass dann die Umverpackung aus

Wellpappe im Geschäft verbleibt. Dort wird sie dann als (hausmüllähnlicher) Gewerbeabfall zur Verwertung verbracht (in der Regel abgeholt von einem Vertragsunternehmen).

Die Beispiele machen deutlich, dass die Entsorgungswege der einzelnen Komponenten eines Verpackungssystems individuell gestaltet und in ihrer Ausprägung vielfältig sind.

Dennoch lassen sich die folgenden, übergeordneten Strukturen ableiten:

- Rücknahme bepfandeter Getränkeverpackungen (derzeit für Verpackungen aus PET, Aluminium, eisenhaltigem Metall (Weißblech) und Glas)
- Haushaltnahe Erfassung
 - LVP Sammlung (für Verpackungen aus Kunststoff, Aluminium, eisenhaltigem Metall und Verbund)
 - Altglassammlung
 - PPK Sammlung
 - Erfassung mit der Restmüllfraktion
- Gewerbeabfall, getrennt nach Materialfraktionen

Die Tabelle 25 gibt eine grobe Übersicht über die verschiedenen Entsorgungswege für die einzelnen Verpackungsbestandteile unterteilt nach Ort des Abfallanfalls.

Tabelle 25: Beispielhafte Übersicht über verschiedene Entsorgungswege differenziert nach Ort des Abfallanfalls

| Ort des Abfallanfalls: | privater Endverbraucher | Handel | Abfüller |
|---|----------------------------------|--------------------|--------------------|
| Entsorgungswege für Bestandteile der Primärverpackung | | | |
| Hauptpackmittel mit oder ohne Ausstattung <i>bepfandet</i> | LVP Fraktion Restmüllfraktion | EW Pfandfraktion | MW Pfandfraktion |
| Hauptpackmittel mit oder ohne Ausstattung <i>nicht bepfandet</i> | LVP Fraktion Restmüllfraktion | - | - |
| loser Verschluss | LVP Fraktion Restmüllfraktion | - | - |
| Entsorgungswege für Bestandteile der Umverpackung | | | |
| PE-HD Mehrweg-Kasten | - | - | Kunststofffraktion |
| Wellpappetray/ Kartonumhüllung | PPK Fraktion Restmüllfraktion | PPK Fraktion | - |
| PE-LD Folie | LVP Fraktion Restmüllfraktion | Kunststofffraktion | - |
| Entsorgungswege für Bestandteile der Transportverpackung | | | |
| Mehrweg-Palette | - | Altholzfraktion | Altholzfraktion |

| Ort des Abfallanfalls: | privater Endverbraucher | Handel | Abfüller |
|--------------------------------------|-------------------------|--------------------|----------|
| PET Palettenband/ Palettenfolie | - | Kunststofffraktion | - |
| Pappray Zwischenlage (Graukarton) | - | PPK Fraktion | - |

Erschwerend kommt dazu noch ein in gewissem Umfang stattfindender Austausch zwischen den oben aufgeführten Systemen. So werden bspw. die metallischen Bestandteile der Restmüllfraktion vor und nach der Verbrennung aus der Restmüllfraktion (bzw. der Schlacke) extrahiert und einer weiteren Metallverwertung zugeführt. Auch bei bepfandeten Einweggebinden lässt sich ein Austausch zwischen verschiedenen Entsorgungswegen beobachten. Werden diese Gebinde via LVP Sammlung entsorgt, kann es passieren, dass sie in der LVP Sortieranlage separiert und zwecks Pfandeinlösung dem Entsorgungsweg der Einwegpfandrouten zugeführt werden.

Diese Verknüpfungen und Schleifen bei der Erfassung und Sortierung der Verpackungsabfälle sind bei der ökobilanziellen Modellierung der Entsorgungswege aufgrund der zum Teil vielfältigen Ausprägung der realen Wege nur schwer abbildbar. Die zentralen Fragen in diesem Zusammenhang sind:

- Welche Relevanz haben die unterschiedlichen Formen der Erfassung eines Packmittels?
 - Was ist die „vorgesehene“ Form?
 - Was sind die anderen, in der Realität stattfindenden Formen?
 - Wie stehen die unterschiedlichen Formen der Erfassung prozentual zu einander?
- Werden die an unterschiedlichen Stellen erfassten Mengen zur Verwertung zusammengeführt (wie im Falle der bepfandeten Einweggebinde in der LVP Sammlung) oder begründet sich aus der unterschiedlichen Form der Erfassung auch ein anderer Verwertungsweg?

Exakte Daten zur Beantwortung dieser Fragestellung werden höchstwahrscheinlich nur selten vorliegen, was nicht zuletzt an dem anders gelagerten Fokus der Daten aus der abfallwirtschaftlichen Berichterstattung liegt.

5.4.5 Daten in der abfallwirtschaftlichen Berichterstattung

Im diesem Kapitel sollen nun die Daten, die sich den abfallwirtschaftlichen Berichterstattungen entnehmen lassen, analysiert werden. Denn auch hier werden verschiedene Quoten, insbesondere die Verwertungsquote kommuniziert. Diese Quoten unterscheiden sich hinsichtlich ihrer Ableitung und auch ihrer inhaltlichen Aussagekraft von den oben definierten ökobilanziellen Quoten und können – trotz zum Teil vorhandener Begriffsgleichheit – nicht eins zu eins in das ökobilanzielle Modell übertragen werden.

Diskutiert werden sollen die folgenden beiden Formen der Berichterstattungen:

- Mengenstromnachweis (Bspw. der Dualen Systeme)
- Berichterstattung des BMUB an die EU über Aufkommen und Verwertung von Verpackungsabfällen in Deutschland⁵⁶

⁵⁶ Nach der EU-Richtlinie 94/62/EG über Verpackungen und Verpackungsabfälle vom 20.12.1994 in Verbindung mit der Änderungsrichtlinie 2004/12/EG vom 11.02.2004 sind die EU-Mitgliedstaaten verpflichtet, jährlich über Verbrauch und Verwertung von Verpackungen zu berichten.

Beiden Berichtsformen gemeinsam ist, dass sich die Ermittlung der Verwertungsquoten an den in der VerpackV definierten Materialfraktionen orientiert.

Der große Unterschied besteht in der rechnerischen Ableitung der Verwertungsquoten (VQ):

- Mengenstromnachweis

$$VQ = \frac{\text{Verwertungszuführungsmengen einer Materialfraktion (via Duale Systeme)}}{\text{lizenzierte Menge aller Verpackungen einer Materialfraktion}}$$

- Berichterstattung

$$VQ = \frac{\text{Verwertungszuführungsmengen einer Materialfraktion gesamt}}{\text{Marktmenge aller Verpackungen einer Materialfraktion}}$$

Hinsichtlich der Verwertungszuführungsmengen ist zu beachten, dass es sich bei den beiden oben beschriebenen Verfahren zur rechnerischen Ableitung der Verwertungsquoten nicht um dieselbe Menge handelt:

- Bei der Ableitung nach Mengenstromnachweis werden bei der Bestimmung der Verwertungszuführungsmengen nur bestimmte Entsorgungswege einbezogen, nämlich die, über die der Berichterstattende z. B. ein Duales System Verpackungen erfasst.
- Bei der Ableitung der Verwertungsquoten im Rahmen der Berichterstattung werden zur Bildung der Verwertungszuführungsmengen - aufgrund des Bezuges auf Verwertungsleistung eines Landes – alle Entsorgungswege zusammengefasst.

Datenherkunft und Aussage:

Um die oben genannten Formeln und somit den Aussagegehalt der damit abgeleiteten Verwertungsquoten der beiden Berichtsformate interpretieren zu können, sollen die zugrunde liegenden Variablen kurz benannt und beschrieben werden:

- Verwertungszuführungsmengen
 - Definition: Als Verwertungszuführungsmengen werden grundsätzlich die Mengen einer Materialfraktion bezeichnet, die als Input einen oder mehreren zertifizierten Verwertungsanlagen oder direkt einem Herstellungsprozess zugeführt werden.
 - Datenherkunft: Die Daten zu den Verwertungszuführungsmengen der einzelnen Dualen Systeme sind in der Regel nicht öffentlich verfügbar. Gemäß Umweltstatistikgesetz führen auch die Statistischen Landesämter Erhebungen durch.
- Lizenzierte Menge
 - Definition: Menge der Verpackungen bei deren Inverkehrbringung eine Lizenzgebühr entrichtet wurde. Die Gebühr richtet sich nach Material und Gewicht der Verpackung. Die Auswertung der lizenzierten Menge erfolgt auf Basis der Materialfraktionen.
 - Datenherkunft: die Zahlen zu den lizenzierten Mengen liegen den Dualen Systemen vor. Ermittlungsgrundlage sind die handelsrechtlichen Belege.
- Marktmenge
 - Definition: Als Marktmenge wird hier die in einem Jahr in Deutschland in Verkehr gebrachte Masse an Packmitteln einer Materialgruppe bezeichnet.

- Datenherkunft: Die Daten zur Marktmenge werden i. d. R. durch Marktforschung erhoben.

Probleme:

Die Ableitung einer Verwertungsquote nach den oben genannten Berichtsformaten birgt im Hinblick auf die Ableitung der Entsorgungswege einzelner Verpackungen eine Reihe von Problemen, die hier thematisiert werden sollen:

- Bei der Erhebung der Verwertungszuführungsmengen durch Wägungen werden auch Fremd- und Störstoffe im Material innerhalb einer Sortierfraktion der Materialfraktion zugeordnet. Für die unterschiedlichen Materialfraktionen sind so genannte Reinheitsanforderungen definiert. Diese liegen zwischen 90 % und 94 % (Angaben entnommen aus [UBA 40/2012]). Die Reinheitsanforderungen beziehen sich laut den Produktspezifikationen des Grünen Punktes bei Kunststoffen auf trocken gelagertes Material. Hier werden also nur Restfeuchtegehalte aus Inhaltsresten mitverwogen. Für die übrigen Fraktionen (Metalle und Getränkekartons) ist im Rahmen der Lieferform nichts Entsprechendes vermerkt. Hier werden ggf. auch niederschlagsbedingte Feuchtegehalte mitverwogen.
- Die rechnerisch ermittelten Verwertungsquoten lassen keinen Rückschluss darauf zu, wo im Entsorgungsweg bzw. innerhalb der Entsorgungskaskade die Verluste anfallen (bei der Erfassung oder bei der Sortierung).
- Die Materialfraktionen nach VerpackV sind grundsätzlich Mischmengen, teilweise in Bezug auf die Materialien (Kunststofffraktion), immer in Bezug darauf, dass neben den Getränkeverpackungen auch nicht Getränkeverpackungen in der Fraktion enthalten sind. Der Bezug auf die Materialfraktionen der VerpackV lässt daher keinen direkten Rückschluss auf die tatsächliche Verwertungsquote der verschiedenen Packmittel zu, da diese nur ein Bestandteil der Materialfraktion nach VerpackV sind.
- Die Verwertungsquoten aus den Mengenstromnachweisen der Dualen Systeme beziehen sich nur auf den Teil der lizenzierten Verpackungen. Da der durchschnittliche Lizenzierungsgrad i. d. R. nicht 100 % beträgt ([UBA 40/2012] errechnen bspw. einen Lizenzierungsgrad von unter 60 %), sind daher Verwertungsquoten von über 100 % möglich.

Kleines Zwischenfazit:

Aufgrund der oben unter Punkt D problematisierten Situation der Lizenzierungsgrade von unter 100 % kann an dieser Stelle bereits festgehalten werden, dass die im Rahmen des Mengenstromnachweises der dualen Systeme kommunizierten Verwertungsquoten nicht für die Abbildung der Entsorgungswege von Getränkeverpackungen in Ökobilanzen herangezogen werden können.

Die Quoten aus der EU-Berichterstattung erscheinen prinzipiell als Datengrundlage für die ökobilanzielle Modellierung geeignet. Problematisch bei der Übernahme in die Ökobilanz erscheinen jedoch die folgenden Punkte:

- Die berichteten Quoten sind zur Verwendung in einer Getränkeverpackungsökobilanz nicht spezifisch genug.
 - Getränkeverpackungssysteme (bzw. deren Einzelkomponenten) können nicht grundsätzlich mit Materialfraktionen gem. VerpackV gleichgesetzt werden.

- Die berichteten Verwertungsquoten beziehen sich auf die Verwertungszuführungsmengen, in denen zu nicht dokumentierten Anteilen auch Restfeuchte und Fehlstoffe enthalten sind.
- Die für die Modellierung im Rahmen einer Getränkeverpackungsökobilanz notwendige Quotenabfolge ist nicht dargestellt.
 - Die Verwertungsquote ist eine generelle Quote (in anderen Quellen wie bspw. [UBA 40/2012] auch als kumulierte Quote bezeichnet), die keine direkten Rückschlüsse auf die einzelnen Verluste in der Verwertungskaskade zulässt.

Diese Quoten wären in der ökobilanziellen Modellierung nur mit Einschränkungen verwendbar, da sie den Untersuchungsgegenstand nur mit mehr oder weniger großen Unschärfen abzubilden vermögen.

5.4.6 Datengenerierung zur Quotierung der Entsorgungswege in bisherigen Ökobilanzen

Alle neueren Ökobilanzen für Getränkeverpackungen (seit UBA II) bilden die Entsorgungswege im Rahmen der Modellierung, wie in Kapitel „Modellierung der Entsorgungswege in Verpackungsökobilanzen“ beschrieben, anhand der Verwertungskaskade jeweils bezogen auf die einzelnen Packmittel ab. Dabei werden die ökobilanzielle Erfassungs- und die Sortierquote (öEQ und öSQ) auf den Referenzfluss der jeweiligen Komponente des untersuchten Verpackungssystems angewendet.

Nicht einheitlich gelöst ist in den vorliegenden Studien die Dokumentation der Quoten sowie deren Herkunft bzw. das Prozedere der Ableitung.

Üblicherweise haben in der Vergangenheit die Verbände spezifische Quoten für die Getränkeverpackungen in die Ökobilanzstudien eingespeist. Die Daten wurden auf unterschiedliche Art und Weise ermittelt:

- Rechnerische Modelle (bspw. aus der abfallwirtschaftlichen Berichterstattung vgl. Ausführungen im Kapitel 5.4.5 „Daten in der abfallwirtschaftlichen Berichterstattung“)
- Zählungen/Messungen (zum Teil auch nur Stichproben und/oder Sortierversuche)⁵⁷
- Schätzung von Einzelquoten (bspw. durch Expertenschätzung)

Eine detaillierte Dokumentation zur Quotenermittlung steht in der Regel aber nicht zur Verfügung.

Eine eigene dezidierte Quotenermittlung für spezielle Verpackungssysteme und oder –komponenten ist im Rahmen einer Ökobilanz i. d. R. nicht zu leisten. Die Studienersteller sind deshalb auf vorhandenes Material angewiesen. Allenfalls gibt es die Möglichkeit, dass der Auftraggeber der Studie bei den einschlägigen Akteuren eine Quotenermittlung beauftragt bzw. Quoten ggf. auf Basis von Sortierversuchen ableiten lässt.

Bei den in der Vergangenheit durchgeführten Verpackungsökobilanzen lagen die öEQ und öSQ nur selten exakt passend für das in der Studie untersuchte Verpackungssystem vor. In der Regel wurde durch die Verfasser der Studie auf der Basis von begründeten Schätzungen Anpassungen vorgenommen, mit deren Hilfe aus bekannten bzw. festgelegten Parametern das für die Modellierung notwendige Quotenmodell abgeleitet wurde.

⁵⁷ Für die Modellierung sind möglichst spezifische Sortierquoten anzusetzen. Die SQ von PET-Flaschen in der LVP-Sortierung ist i. d. R. bedingt durch die Sortierlogistik deutlich größer als die Sortierquote von losen Kunststoffverpackungen. Es muss in jedem Fall sichergestellt werden, dass hier keine völlig unrealistischen Quoten für einzelne Stoffströme unterstellt werden, nur weil auf allgemeine Quoten zurückgegriffen wird.

Bei der Modellierung gilt folgende Formel für die spezifischen Materialien/Verpackungskomponenten im Referenzfluss der Verpackungsökobilanz:

$$\text{Referenzfluss}_A * \text{öEQ}_A * \text{öSQ}_A = \text{Verwertungszuführungsmenge}_A$$

Durch die ökobilanzielle Modellierung auf Basis der Spezifikationen des untersuchten Verpackungssystems ist der Parameter „Referenzfluss der einzelnen Materialien/ Verpackungskomponenten“ eindeutig bestimmbar. Um das Quotenmodell rechnerisch ableiten zu können, müssen mindestens zwei weitere Parameter gegeben sein. Ein gegebener Parameter ist in der Regel die Sortierquote (als öSQ), welche sich aus der Literatur oder stichprobenartigen Erhebungen (Sortierversuch) im Rahmen eines Projektes ermitteln lässt. Darüber hinaus müssen entweder

- A. die Verwertungszuführungsmenge, in dem Fall als allg. Verwertungsquote passend für die jeweiligen Verpackungskomponente **oder**
- B. die Erfassungsquote (als öEQ) der einzelnen Verpackungskomponente

gegeben sein. Datengrundlage für A ist i. d. R. ein rechnerisches Modell (bspw. aus der abfallwirtschaftlichen Berichterstattung). Datengrundlage für B ist i. d. R. eine Schätzung.

Nachstehende Tabelle gibt nochmal eine schematische Übersicht über die Möglichkeiten der Quotenberechnung auf Basis der oben angeführten Formel.

Tabelle 26: Ableitung von Ökobilanzquoten

| Parameter | Methode 1 („Vorwärtsrechnung“) | Methode 2 („Rückwärtsrechnung“) |
|----------------------------|-----------------------------------|------------------------------------|
| Referenzfluss | gegeben | gegeben |
| öEQ | gegeben | berechenbar |
| öSQ | gegeben | gegeben |
| Verwertungszuführungsmenge | berechenbar | gegeben |

Für die Berechnung werden die folgenden Parameter benötigt:

- Referenzfluss:
Grundsätzlich gegeben durch Verpackungsspezifikation und Funktionelle Einheit
- Ökobilanzielle Erfassungsquote (öEQ):
 - gegeben
 - durch Messung (auch Zählung)
 - durch Schätzung
 - durch Berechnung
 - berechenbar durch:
 - $\text{öEQ} = \frac{\text{Verwertungszuführungsmenge}}{\text{öSQ} * \text{Referenzfluss}}$
- ökobilanzielle Sortierquote (öSQ):
 - i. d. R. gegeben

- aus durchgeführten Sortierversuchen auf einzelnen Anlagen
- aus Literaturdaten⁵⁸
- Grundsätzlich auch berechenbar, kommt in der Praxis der ökobilanziellen Modellierung jedoch nicht vor
- Verwertungszuführungsmenge:
 - gegeben
 - als Verwertungszuführungsmenge errechnet aus dem Referenzfluss und einer Verwertungsquote aus der abfallwirtschaftlichen Berichterstattung
 - berechenbar durch
 - $Verwertungszuführungsmenge = Referenzfluss * \ddot{o}EQ * \ddot{o}SQ$

Problematisch an diesen beiden Formen der Quotengenerierung sind die Datenquellen und die damit verbundenen Unschärfen bei der Ableitung der gegebenen Parameter. Insbesondere bei einer gegebenen $\ddot{o}EQ$ ist zu beachten, dass die Datenqualität stark von der Form der Generierung abhängig ist. Messungen und auch Schätzungen können mit Unsicherheiten behaftet sein. Zu einem Zirkelschluss kann es kommen, wenn die $\ddot{o}EQ$ bereits an anderer Stelle (also durch den „Datenlieferanten“) durch Rückwärtsrechnung bestimmt wurde. Diese Korrelation kann problematisch sein, da sich bei dieser Vorgehensweise die bestehenden Unsicherheiten bei den einzelnen Parametern multiplizieren.

Grundsätzlich lassen sich also zwei Modelle der Quotenermittlung zur Abbildung der Entsorgungswege in Verpackungsökobilanzen unterscheiden. Diese sollen im Nachfolgenden zur weiteren Präzisierung kurz illustriert und beschrieben werden. Das im Fließbild grün hinterlegte Kästchen zeigt dabei jeweils an, an welcher Stelle innerhalb der dreistufigen Verwertungskaskade die Quotenbestimmung stattfindet. Die Richtung der Blockpfeile gibt die Bilanzierungsrichtung an:

⁵⁸ Abgeleitete $\ddot{o}SQ$ aus Literaturdaten können in dem Zusammenhang in zwei unterschiedliche Klassen eingeteilt werden:

1. Ableitung aus technischen Spezifikationen (bspw. in [IFEU/ HTP 2001])
2. Ableitung aus durchgeführten Sortierversuchen und fachlicher Expertise bspw. auf Grundlage eines Mengestromnachweises (so geschehen bei der Ableitung der Entsorgungsweg für Joghurtbecher aus Polystyrol im Rahmen der „Ökobilanz für Danone Activia-Verpackungen aus Polystyrol und Polylactid“ [IFEU 2011])

1. Bestimmung der ökobilanziellen Erfassungsquote am Punkt der Erfassung bei weiterer Verfolgung des Stoffstroms bis zur Verwertung:

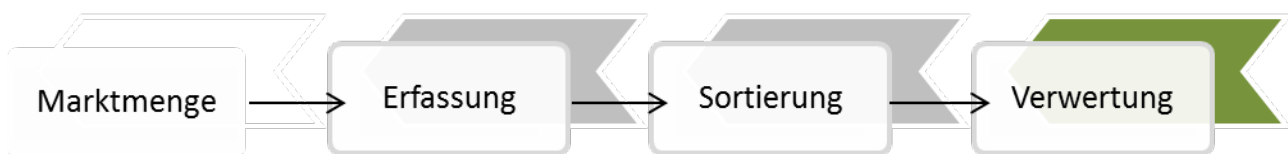


Bei gegebener öEQ wird diese in der ökobilanziellen Modellierung direkt auf den Referenzfluss der einzelnen Packmittel angewendet. Dieser Mengenstrom wird entsprechend der realen Wertschöpfungskette weiterverfolgt und mit entsprechenden Verlustquoten bspw. bei der Sortierung (ökobilanzielle Sortierquoten) belegt. Am Eingang der Verwertungsanlage ist der Mengenstrom somit quantitativ und qualitativ identifizierbar.

Problematisch ist dabei die Ermittlung und Validierung der angesetzten Verlust- und Sortierquoten. Zudem ermöglicht diese Form der Quotengenese keine Differenzierung nach unterschiedlichen Füllgrößen.

Beispiel für auf diese Art und Weise ermittelten Quoten: Erfassungsquote von bepfandeten PET-Einwegflaschen im Rahmen der IK PET Ökobilanz 2010 [IFEU 2010a]

2. Bestimmung der Erfassungsquote durch Registrierung der Verwertungszuführungsmengen (bspw. durch Wägung)



Ist eine aus der abfallwirtschaftlichen Berichterstattung entlehnte Verwertungsquote Startpunkt für die ökobilanzielle Modellierung der Entsorgungswege ist der Ablauf wie folgt:

Auf Basis der gegebenen Verwertungsquote wird aus dem Referenzfluss für das jeweilige Packmittel die spezifische Verwertungszuführungsmenge errechnet. Dieser Mengenstrom wird in der ökobilanziellen Stoffstrommodellierung **entgegen** der Fließrichtung der realen Wertschöpfungskette betrachtet und mit entsprechenden, in der Realität auftauchenden (und auch dort ermittelten) Verlustquoten bspw. bei der Sortierung (Sortierquoten) belegt. Dadurch lässt sich die ökobilanzielle Erfassungsquote berechnen. In der Praxis ist der Mengenstrom der zur Verwertung bereit gestellten Menge an Verpackungsabfällen bezogen auf den ökobilanziellen Untersuchungsgegenstand aber nicht zweifelsfrei quantitativ und qualitativ identifizierbar. Es können nur statistische Angaben zu Fremdstoffen und Feuchtigkeit im zur Verwertung bereitgestellten Verpackungsmaterial (zumeist Ballenformat) gemacht werden.

Beispiel für auf diese Art und Weise ermittelten Quoten: Erfassungsquote von Getränkeverbundkartons und PET-Einwegflaschen in [IFEU 2006a].

5.4.7 Lösungsmöglichkeiten

Im Kapitel Modellierung der Entsorgungswege in Verpackungsökobilanzen wurde dargestellt, welche Quotenangaben es braucht um die Verwertungswege innerhalb einer Ökobilanz sachgerecht abbilden zu können:

- Ökobilanzielle Erfassungsquote (öEQ)

- Ökobilanzielle Sortierquote (öSQ)
- Ökobilanzielle Ausbeutequote (öAQ)

Diese Quoten sind auf die einzelnen Materialien/Verpackungskomponenten des untersuchten Verpackungssystems anzuwenden. Dabei ist für jede Komponente eine spezifische Quote abzuleiten, welche die Parameter

- Getränkesegment
- Packmitteltyp (EW oder MW)
- Packstoff (Material)
- Spezifikation
- Füllgröße und
- Anfallsort

des Verpackungsabfalls reflektiert. Denn im Kapitel Entsorgungswege von Verpackungsabfällen wurde dargestellt, dass nicht alle Komponenten eines Verpackungssystems am gleichen Ort und in der gleichen prozentualen Menge als Abfall anfallen bzw. den gleichen Entsorgungswegen folgen.

Für eine zielgenaue Anwendung in der Ökobilanz sind also Erfassungs- und Sortierquoten zu erheben, welche die spezifische Situation eines Getränkeverpackungssystems inkl. seiner vertikalen Vielfältigkeit als Gegenstand der Untersuchung reflektieren. Dabei kann bei einer diversifizierten Erfassungs- und Entsorgungsstruktur die Ableitung mehrerer Quoten pro Packmittel notwendig sein.

Die unten stehende Tabelle gibt an, wie viele unterschiedliche ökobilanzielle Erfassungs- und Sortierquoten (öEQ und öSQ) für ein beispielhaft herangezogenes Getränkeverpackungssystem zu bestimmen sind (als Beispiel wurde die Verpackung aus dem Kapitel Verpackungssysteme, funktionelle Einheit und Referenzsysteme gewählt).

Für jede Einzelkomponente des Verpackungssystems ist die öEQ separat zu bestimmen. Darüber hinaus sind für einzelne Komponenten möglicherweise weitere Quoten zu bestimmen, wenn durch unterschiedliche Formen der Erfassung (abhängig von Ort und Form der Erfassung vgl. auch Kapitel Entsorgungswege von Verpackungsabfällen) verschiedene Entsorgungswege begründet werden.⁵⁹

Die Bestimmung der öSQ kann dagegen auf einer höher aggregierten Stufe erfolgen. Wichtig ist hier vor allen die Berücksichtigung des Parameters „Packstoff (Material)“ für die Anwendung einer materialspezifischen Sortierquote und des Parameters „Anfallsort“ zur Bestimmung des Sortierprozesses (LVP-Sortierung/händische Sortierung von Pfandgut o. ä.).

Tabelle 27: Beispiel notwendige öEQ und öSQ für eine Getränkeverpackung inkl. der vertikalen Vielfalt (ohne Berücksichtigung möglicherweise verscheidender Entsorgungswege)

| | Primärverpackung | Sekundärverpackung | Transportverpackung |
|-----|--|--|---|
| öEQ | Hauptpackmittel <ul style="list-style-type: none"> ○ Glas MW 750 ml Verschließmittel auf Flasche <ul style="list-style-type: none"> ○ Alu-Anrollverschluss ○ Kunststoffverschluss | MW Kasten <ul style="list-style-type: none"> ○ 12er Kasten ○ 9er Kasten | Palette <ul style="list-style-type: none"> ○ Euro-Palette ○ Brunnenpalette |

⁵⁹ Sind für einzelne Packmittel mehrere unterschiedliche Entsorgungswege von Relevanz (vgl. Kapitel Entsorgungswege von Verpackungsabfällen), so vergrößert sich die Zahl der notwendigerweise zu definierenden Quoten entsprechend.

| | Primärverpackung | Sekundärverpackung | Transportverpackung |
|-----|--|--------------------|---------------------|
| | Verschließmittel lose ○ Alu-Anrollverschluss ○ Kunststoffverschluss Etiketten ○ Papierenetikett ○ Kunststoffetikett | | |
| öSQ | Hauptpackmittel ○ Glasfraktion Verschließmittel auf Flasche ○ Wie öSQ a) Verschließmittel lose ○ Alu-Fraktion ○ Kunststoff-Fraktion Etiketten ○ Wie öSQ a) | MW Kasten | Palette |

Bisher wurde oftmals, wie im Kapitel „Datengenerierung zur Quotierung der Entsorgungswege in bisherigen Ökobilanzen“ beschrieben, auf Daten aus der abfallwirtschaftlichen Berichterstattung zurückgegriffen. Diese sind aufgrund ihrer Errechnungssystematik (beschrieben in Kapitel „Daten in der abfallwirtschaftlichen Berichterstattung“) jedoch nur eingeschränkt verwendbar. Sie bedürfen wie erwähnt einer Anpassung, um die Anforderungen an die Quotensystematik der ökobilanziellen Modellierung zu erfüllen und sind auch dann noch mit erheblichen Unsicherheiten ausgestattet:

- Die berichteten (Verwertungs-) Quoten sind zur Verwendung in einer Getränkeverpackungsökobilanz nicht spezifisch genug:
 - Getränkeverpackungssysteme (bzw. deren Einzelkomponenten) können nicht grundsätzlich mit Materialfraktionen gem. VerpackV gleichgesetzt werden.
 - Die berichteten Verwertungsquoten beziehen sich auf die Verwertungszuführungsmengen, in denen zu nicht dokumentierten Anteilen auch Restfeuchte und Fehlstoffe enthalten sind.
- Die für die Modellierung im Rahmen einer Getränkeverpackungsökobilanz notwendige Quotenabfolge ist nicht dargestellt:
 - Die Verwertungsquote ist eine generelle Quote (in anderen Quellen auch als kumulierte Quote bezeichnet), die keine direkten Rückschlüsse auf die einzelnen Verluste in der Verwertungskaskade zulässt.

Mindestanforderungen hinsichtlich der zu berücksichtigenden Entsorgungswege

In der ökobilanziellen Modellierung sind grundsätzlich alle Verwertungswege, die eine untersuchte Verpackung beschreitet abzubilden:

- Unter der Prämisse, dass unterschiedliche Formen der Erfassung dennoch zu einer gleichen Form der Verwertung führen, können Vereinfachungen in der Modellierung vorgenommen werden, in dem nur die Haupteinfassungssysteme berücksichtigt werden, sofern über das Haupteinfassungssystem mehr als 80 % der zur Verwertung erfassten Abfälle gesammelt werden.

- Unter der Prämisse, dass eine alternative Form der Erfassung oder eine in der Sortierung anfallende Nebenfraktion einen neuen Verwertungsweg begründet, ist dieser entsprechend zu bilanzieren und mit passenden ökobilanziellen Quoten zu versehen.

Als generelle Anforderung wird formuliert, dass im Rahmen der Dokumentation eine Gegenüberstellung zwischen den in der Realität auftretenden Verwertungswegen der Packmittel und den in der ökobilanziellen Modellierung berücksichtigten Verwertungswegen stattfindet. Werden Vereinfachungen (wie unter Punkt 1 beschrieben) vorgenommen sind diese zu begründen.

Mindestanforderungen hinsichtlich der Bestimmung der Quoten:

Für die Genese der ökobilanziellen Quoten zur Modellierung der Entsorgungswege wird daher im Sinne einer Mindestanforderung ein zweistufiges Verfahren vorgeschlagen:

1. Ziel sollte es sein, für die einzelnen Komponenten des zu untersuchenden Verpackungssystems die für die ökobilanzielle Modellierung notwendigen passenden ökobilanziellen Erfassungs- (öEQ) und Sortierquoten (öSQ) zu bestimmen und auf den Referenzfluss anzuwenden. Bei der Bestimmung sind die das Verpackungssystem beschreibenden Parameter und der Anfallsort bzw. das Erfassungssystem des Verpackungsabfalls zu berücksichtigen. Datenquellen und Erhebungsmöglichkeiten für die ökobilanziellen Erfassungs- und Sortierquoten können sein:

ökobilanzielle Erfassungsquote (öEQ):

- Datenquelle: Verbände
- Erhebungsmöglichkeit: repräsentative Primärdatenerhebung

ökobilanzielle Sortierquote (öSQ):

- Datenquelle: Betreiber von Sortieranlagen
- Erhebungsmöglichkeit: repräsentative Primärdatenerhebung

2. Sollte die Bestimmung der ökobilanziellen Erfassungs- (öEQ) und Sortierquoten (öSQ) für das zu untersuchende Verpackungssystem nicht möglich sein (komplett oder auch nur für einzelnen Komponenten), kann auf Daten aus der abfallwirtschaftlichen Berichterstattung zurückgegriffen werden, für die jedoch die im folgenden spezifizierten Anpassungen verpflichtend sind:

Bestimmung des Mindestmaterialgehaltes innerhalb der Verwertungszuführungsmenge mit Hilfe der für die verschiedenen Materialien festgelegten Reinheitsquoten der Sortierfraktionen wie in [UBA 40/2012] dargestellt

Verwendung von Sortierquoten:

- Aus der Literatur bzw. ingenieurtechnischen Schätzungen (bspw. [IFEU/HTP 2001]); hier sind konservative Schätzwerte zu verwenden.
- Aus Messungen/Sortierversuchen

Der Rechenweg, die getroffenen Annahmen und die verwendeten Quellen sind nachvollziehbar zu dokumentieren, bspw. in Form einer Tabelle wie im Folgenden exemplarisch illustriert:

Tabelle 28: Beispiel: Ableitung von Ökobilanzquoten auf Basis von Quoten aus der abfallwirtschaftlichen Berichterstattung

| Materialfraktion | öEQ ökobilanzielle Erfassungsquote | öSQ ökobilanzielle Sortierquote | RQ Reinheitsquote bei Fraktionen aus der LVP Sammlung | VQ Verwertungsquote |
|--------------------|---------------------------------------|------------------------------------|--|--|
| Glas | | | | |
| Kunststoffe | | | | |
| Papier/ Karton | | | | |
| Aluminium | | | | |
| Stahl | | | | |
| Flüssigkeitskarton | | | | |
| Holz | | | | |
| Datenquelle | errechnet | bspw. in [IFEU/HTP 2001] | bspw. in [UBA 40/2012] | bspw. in [UBA 53/2012⁶⁰] |

Der Vorteil dieser Methode ist die sicherlich die Datenverfügbarkeit. Demgegenüber stehen jedoch unserer Ansicht nach folgende evidente Nachteile:

- Datenqualität bei der Ermittlung der Verwertungsquoten und der angesetzten Sortierquoten
- Die Daten passen nicht originär zur Ökobilanz, sondern sind lediglich Ableitungen durch Umrechnung.
- Das Problem der Mischmengen ist nicht gelöst (Materialfraktion nach VerpackV ungleich Menge an Getränkeverpackungsabfällen).
- Problem der Restfeuchte ist nicht gelöst.
- Eine Differenzierung nach Füllgröße oder Getränkesegment ist nicht möglich.

Die Auswirkungen dieser Nachteile auf das Ergebnis der untersuchten Getränkeverpackungen sind im Rahmen der jeweiligen Ökobilanz zu diskutieren.

⁶⁰ Aufkommen und Verwertung von Verpackungsabfällen in Deutschland im Jahr 2010

5.5 Thema Umlaufzahlen

5.5.1 Beiträge aus dem Begleitkreis zum Thema Umlaufzahlen

Nach Vorlage und Aussendung des 1. Zwischenberichtes zum F&E Vorhaben „Prüfung und Aktualisierung der Ökobilanzen für Getränkeverpackungen“ im Sommer 2012 hatten die Teilnehmer des Begleitkreises zum Forschungsvorhaben die Gelegenheit fachliche Stellungnahmen zu den einzelnen im Rahmen des Projektes zu bearbeitenden Themen abzugeben. Zum Thema Umlaufzahlen gingen verschiedene Stellungnahmen ein, die hier in hochverdichteter Form wiedergegeben werden:

- Grundsätzliche Forderungen an Umlaufzahlen
 - Neben Hauptpackmittel sollen auch die Umlaufzahlen von Flaschenkästen empirisch bestimmt werden.
 - Unterscheidung der Umlaufzahlen von Individual- und Poolgebinden
 - Unterscheidung der Umlaufzahl von standortgebunden und standortungebunden Mehrwegsystemen
- Methodische Forderungen
 - Berücksichtigung der eingeschränkten Zuverlässigkeit der Methoden
 - Berücksichtigung des ökobilanziellen Einflussgrades bei den Anforderungen
 - Stichproben zur Bestimmung von Einzelkriterien (z. B. Abnutzung)
 - Verzerrungsfaktoren, die zu berücksichtigen sind
 - Phasen, in der sich ein Mehrwegpackmittel befindet (Aufbau, Abbau, Sondereffekte etc.)
 - unterschiedliche Distributionsformen (Kastenweise, Sixpack, Einzelflaschen, Trays)
 - verschiedene Zielgruppen (Haushalte, HoReGa etc.)
- Sonstige Forderungen
 - Sensitivitätsanalysen zur Einordnung der Ergebnisrelevanz
 - Transparente und verifizierbare Herleitung, Dokumentation der Methodik
 - Transparente Darstellung der Hochrechnung bei Erhebungen
 - Fehlerbeschreibung
 - Aktualisierung der Daten (z. B. alle drei Jahre)

5.5.2 Ausgangssituation

Umlaufzahlen haben einen großen Einfluss auf das Ergebnis von Ökobilanzen für Verpackungssysteme mit Mehrwegpackmitteln, da sie dort den Referenzfluss unmittelbar beeinflussen.

Trotz dieses Umstandes gibt es keine wissenschaftlich abgesicherte Methode zur Ermittlung von Umlaufzahlen.⁶¹ Es ist allerdings auch nicht die Aufgabe dieses Forschungsvorhabens eine neue wissenschaftliche Methodenarbeit vorzulegen.

Ein weiterer Aspekt ist, dass in den letzten 10 Jahren nur sehr wenige empirisch fundierte Daten zu Umlaufzahlen ermittelt worden sind. Trotzdem nähren die Marktveränderungen die Hypothese, dass die Umlaufzahlen sich deutlich geändert haben. Argumente sind die Zunahme der Gebindevielfalt durch Diversifizierung der Füllgrößen und durch Individualgebilde, Veränderungen des Marktvolumens von Mehrwegsystemen u. v. m.

Die Dokumentation des Themas Umlaufzahlen in Ökobilanzen lässt selten eine Diskussion über die eingesetzten Berechnungsmethoden zu, geschweige denn über etwaige Bandbreiten. Darin drückt sich auch der Mangel an empirisch belastbaren Daten aus.

⁶¹ Vgl. [Münch]; dies gilt auch für die technische Regel der CEN 14520.

Die einzelne Fragestellungen und Aufgaben sind:

- Definitive Fragen klären
- Unterschiedliche methodische Ansätze diskutieren
- Notwendige Daten und ihre empirische Ermittelbarkeit
- Einbeziehung dynamischer Markteffekte
- Grenzen der empirischen Bestimmung der Umlaufzahl beschreiben
- Hochrechnung für den Gesamtmarkt

5.5.3 Definitionen

5.5.3.1 Definition wichtiger Parameter

Zugeführte Packmittel (Z)

Zugeführte Packmittel werden definiert als die Summe aller Mehrwegpackmittel die einem Mehrwegkreislauf zur Nutzung zugeführt werden. Die Zuführung umfasst nicht nur den Zukauf neuer Packmittel, sondern auch genutzter Packmittel aus fremden Kreisläufen (z. B.: von außerhalb der Systemgrenzen), die aber von der gleichen Art wie die im Kreislauf verwendeten Packmittel sind (z. B. bei Paletten), aber nie die Wiederverwendung von Gebinden aus dem betrachteten Kreislauf.

In einen offenen Mehrwegpool herrscht ein reger Austausch der Gebinde zwischen den verschiedenen Abfüllern. Daher sollte die Zuführung hier immer für den jeweiligen Pool ermittelt werden. Werden hier unternehmensspezifische Zuführungsmengen ermittelt, so ist darauf zu achten, dass auch hier immer nur die neu zugeführten Gebinde enthalten sind.⁶²

Verluste (V)

Verluste sind definiert als Abgänge aus dem Mehrwegkreislauf unabhängig von der Frage der weiteren Verwendung oder Verwertung außerhalb des Kreislaufs. Damit gehören zu den Verlusten

- der Bruch (beschädigte, zerstörte oder kontaminierte Gebinde),
- die endgültige Fremdverwendung,
- fehlerhafte Zuordnung zur Abfallentsorgung,
- sonstige Aussonderungen im bestehenden Systemen und
- das Ausschleusen bei Aufgabe oder Beendigung eines Mehrwegsystems.

Häufig wird bei den Verlusten aus erfassungstechnischen Gründen zwischen internen Verlusten (V_I) bei Abfüllbetrieb und externen Verlusten (V_E) außerhalb des Abfüllbetriebs unterschieden. Dabei gilt:

Formel 1

$$V = V_I + V_E$$

In einer vollständigen Betrachtung über den gesamten Zyklus eines Mehrwegsystems ist die Anzahl der zugeführten Packmittel gleich der Anzahl der verlorenen Packmittel.

⁶² Eine Ursache ist, dass einige Unternehmen sich aus dem Rücklauf mit Flaschen stärker versorgen, was v. a. dann interessant ist, wenn der Pfandwert deutlich niedriger als der Neuwert eines Gebindes ist. Im Ergebnis führt dies zu einer Verzerrung der unternehmensspezifischen Umlaufzahlen, die dann von geringer Aussagekraft sind.

Formel 2

$$Z = V$$

Verlustquote (v)

Die Verlustquote definiert sich als Quotient aus Verlusten und Füllungen:

Formel 3

$$v = \frac{V}{F}$$

Bestand (B)

Der Bestand bezeichnet die Gesamtheit aller Gebinde eines Mehrwegpackmittels zu einem bestimmten Zeitpunkt. Er umfasst alle leeren und gefüllten/bepackten Gebinde zu diesem Zeitpunkt.⁶³ Der Bestand ist immer mit einer eindeutigen Zeitangabe zu versehen.

Wird ein Jahr genannt, so ist immer der Endbestand eines Jahres gemeint.

Beim Bestand kann zwischen externem und internem Bestand unterschieden werden:

- Der interne Bestand bezieht sich auf das Abfüllunternehmen und ist durch Instrumente wie Lagerbestandsverwaltung oder Inventur relativ einfach zu ermitteln,
- der externe Bestand bezieht sich auf alle Teile des Kreislaufs außerhalb der Abfüllbetriebe und verschließt sich meist einer direkten Erhebung.

Durchschnittsbestand (\bar{B})

Der Durchschnittsbestand ist der arithmetische Mittelwert zweier aufeinanderfolgenden Messzeitpunkte. Mit dem Zeitindex wird der spätere Zeitpunkt benannt.

Formel 4

$$\bar{B}_t = \frac{B_t + B_{t-1}}{2} = B_{t-1} + \frac{\Delta B_t}{2}$$

Der Durchschnittsbestand ist damit gleich dem Ausgangsbestand B_{t-1} + der Hälfte der Veränderungen im Beobachtungszeitraum ΔB_t .

Füllungen (F)

Die Nutzungsphase eines Packmittels beginnt mit der Bereitstellung im Unternehmen, in dem das Packmittel zur Befüllung oder Bepackung von Packgütern genutzt werden soll. Als Begriff für eine Nutzungsphase wird daher hier Füllung verwendet. Eine Nutzungsphase endet dann, wenn das Packmittel vom Packgut getrennt wird und es einem weiteren gleichen Nutzungsprozess oder einem anderen Prozess zugeführt wird.

⁶³ Die Definition entspricht in etwa dem Begriffs Population bei [DIN CEN/TR 14520]. Vgl. Abschnitt 2.3: „Population Gesamtmenge eines Verpackungstyps, entleert oder befüllt, innerhalb dieses ganzen Wiederverwendungssystems“.

Der Begriff Füllungen bezieht sich hier aber nicht auf das einzelne Packmittel sondern auf den gesamten Mehrwegkreislauf. Wird der Begriff ohne einen Zeitindex verwendet, bezieht es sich auf die gesamte Nutzungszeit aller eingesetzten Packmittel des Mehrwegsystems.

Rücklauf (R)

Im Zusammenhang der Verluste wird oft auch von Rücklauf der Mehrweggebinde gesprochen. Unter dem Rücklauf der Gebinde ist die Menge zu verstehen, die zum Abfüllbetrieb zurückkehrt. Der Rücklauf ergibt sich daher als Differenz von Füllungen und externen Verlusten.

Formel 5

$$R = F - V_E$$

Rücklaufquote (r)

Die Rücklaufquote definiert sich als Quotient von Rückläufen und Füllungen.

Formel 6

$$r = \frac{R}{F} = \frac{F - V_E}{F} = 1 - \frac{V_E}{F}$$

Wiederverwendung (W)

Werden vom Rücklauf die V_I abgezogen steht die Menge an Packmittel fest, die wiederverwendet werden können.

Formel 7

$$W = R - V_I = F - V_E - V_I = F - V$$

Umlaufdauer (UD)

Als Umlaufdauer wird der durchschnittliche Zeitraum in Tagen verstanden, den der Durchschnittsbestand (\bar{B}) eines Mehrwegpackmittels benötigt, vom Eintritt in eine Nutzungsphase bis zum Eintritt in die nächste Nutzungsphase. Zur Umlaufdauer gehört daher nicht nur die Verweildauer im Handel oder beim Verbraucher sondern auch in den verschiedenen Lagern beim Abfüller.⁶⁴ Da die Umlaufdauer am Durchschnittsbestand anknüpft, ist sie zwingend auf einen bestimmten Zeitraum zu beziehen.

⁶⁴ Für die Ermittlung der Umlaufdauer ist es wichtig genau zu benennen, an welcher Stelle der Zyklus eines Kreislaufs endet. Bei Mehrwegflaschen bietet sich der Abschluss des Spülvorganges an, da hier Flaschen, die als nicht aufbereitbar für eine Wiederbefüllung gelten, ausgesondert werden.

Umlaufhäufigkeit (UH)

Die Umlaufhäufigkeit bezeichnet die Anzahl der Nutzungen eines Durchschnittsbestand (\bar{B}) für einen festgesetzten Zeitraum, in der Regel ein Jahr.⁶⁵ Da die Umlaufhäufigkeit am Durchschnittsbestand anknüpft, ist sie zwingend mit einem Zeitindex zu versehen.

Formel 8

$$UH = \frac{F_t}{B_t}$$

Auf das gleiche Jahr bezogen gilt folgender Zusammenhang von Umlaufhäufigkeit und Umlaufdauer:

Formel 9

$$UH_t = \frac{365 \text{ Tage}}{UD_t}$$

Gebindealter (G)

Unter dem Gebindealter wird die durchschnittliche Lebensdauer eines Mehrweggebundes verstanden. Das Gebindealter sagt zunächst nichts über die Anzahl der Nutzungsphasen (Füllungen) eines Gebundes aus.

5.5.3.2 Definition Umlaufzahl

Allgemeine Definition der Umlaufzahl

Die Umlaufzahl ist definiert als die durchschnittliche Zahl der Nutzungsphasen eines Mehrwegpackmittels. Sie bezieht sich jeweils auf ein bestimmtes Mehrwegpackmittel eines Verpackungssystems.

Abstrakt definiert sich die Umlaufzahl daher als

Formel 10

$$\text{Umlaufzahl} = \frac{\text{Summe der Nutzungsphasen (Füllungen aller eingesetzten Packmittel)}}{\text{Anzahl der zugeführten Packmittel}};$$

$$U = \frac{F}{Z}$$

Genau genommen kann man die Umlaufzahl eines Mehrwegpackmittels daher erst dann bestimmen, wenn das Mehrweg-Packmittel nicht mehr genutzt wird. Wenn keine weitere Nutzung im Kreislauf stattfindet, müssen eventuell verbleibende Packmittel entsorgt werden.

Dann und nur dann gilt:

⁶⁵ Diese Definition entspricht dem Berechnungsverfahren der DIN CEN/TR 14520 „Berechnung der durchschnittlichen Anzahl der Kreislaufdurchgänge innerhalb eines Systems in der Berechnungszeitraum“, vgl. [DIN CEN/TR 14520] Abschnitt 3.1.2, S. 5 f.

Formel 11

$$Umlaufzahl = \frac{\text{Summe der Nutzungsphasen (Füllungen aller eingesetzten Packmittel)}}{\text{Anzahl der verlorenen Packmittel}};$$

$$U = \frac{F}{V}$$

Mehrwegpackmittel werden allerdings gewöhnlich im Rahmen einer Ökobilanz untersucht, solange sie sich am Markt befinden.

Daher weichen die ermittelbaren Verluste von den Zuführungen in der Regel ab.

Es ist somit notwendig zu kennzeichnen, auf welcher Bezugsbasis die Umlaufzahl ermittelt wird:

- $U_{(V)}$ wird auf der Basis der tatsächlichen Verluste,
- $U_{(Z)}$ wird auf der Basis der tatsächlichen Zuführungen ermittelt.

Die Umlaufzahl als Erwartungswert

Die empirisch ermittelte Umlaufzahl ist ein Erwartungswert, da der reale Wert nicht aktuell bestimmbar ist.⁶⁶

Es liegt in der Natur der Sache eines Erwartungswertes, dass er von der Realität abweicht. Die Umlaufzahl, die für ein aktives Mehrwegsystem bestimmt werden soll, kann sich immer nur auf einen zeitlichen Ausschnitt der Lebensphase der Packmittel beziehen.

Für die Vergangenheit liegen oft keine vollständigen Daten vor, für die Zukunft können bestenfalls Einschätzungen gegeben werden. Dabei wird das Systemende gedanklich selten antizipiert.

Daraus folgt, Verluste, die bei der Beendigung eines Mehrweg-Systems entstehen, bleiben unberücksichtigt.

Dies soll mit Modellrechnungen erläutert werden.

Einfaches stationäres Modell

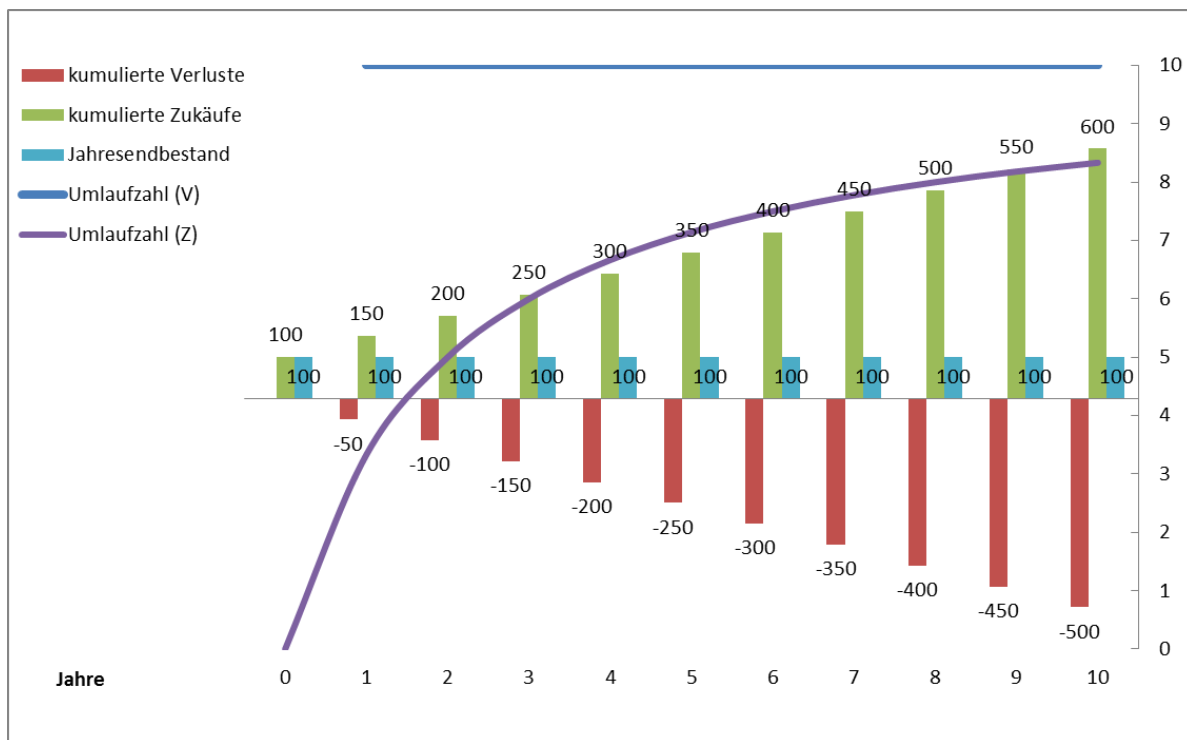
Gegeben sei ein Mehrwegsystem, dass

- zum Zeitpunkt $t=0$ mit einem Zukauf von 100 neuen Flaschen beginnt,
- ab dem Jahr $t=1$ konstant jeweils 5-mal jährlich 100 Flaschen abfüllt und
- pro Umlauf 10 % der Flaschen verliert, die durch Zukauf neuer Flaschen vollständig ausgeglichen werden, sodass am Ende eines Jahres der Anfangsbestand wieder erreicht wird.

Daraus ergibt sich folgendes Bild:

⁶⁶ Die Analogie zur Bevölkerungsstatistik macht dies deutlich. Die Frage nach der Lebensdauer eines Geburtsjahrgangs lässt sich erst abschließend beantworten, wenn alle Menschen des Geburtsjahrgangs verstorben sind. Ist dies nicht der Fall, spricht man von der Lebenserwartung.

Abbildung 47: Modellrechnung 1: Verluste, Zukäufe und Umlaufzahlen in einem statischen Markt



© IFEU/ GVM/ INTEGRAHL 2015

Betrachtet man die Umlaufzahl zum Zeitpunkt $t=10$ so ergibt sich folgender Erwartungswert für die Umlaufzahl:

- ausgehend von den Verlusten: $U_V = \frac{5.000 \text{ Füllungen}}{500 \text{ Verluste}} = 10$
- ausgehend von den Zuführungen: $U_Z = \frac{5.000 \text{ Füllungen}}{600 \text{ Zuführungen}} = 8,3$

Die Umlaufzahl, die über die Zuführungen berechnet wird, nähert sich asymptotisch der Umlaufzahl, die über die Verluste gerechnet wird, an. In der hier vorgestellten Modellrechnung würde erst nach 35 Jahren Laufzeit der berechnete Wert der Umlaufzahl (Z) auf gerundet 10 Umläufe gelangen.

Die Ursache liegt im Bestand von 100 Flaschen am Jahresende. Würde man die kumulierten Zuführungen um diesen Bestand bereinigen, erhielte man für jedes Jahr eine Umlaufzahl von 10. Dies gilt aber nur für Systeme, die über sehr viele Jahre konstant gleiche Packmittel einsetzen.

In der Realität finden bei vielen Mehrwegpackmitteln in vielen kürzeren Zeiträumen Systemwechsel statt. Dann werden aber große Mengen Packmittel ausgeschleust, so dass die reale Umlaufzahl eines solchen Systems niedriger ist als die Errechnung über die Verluste nahelegen würde.

Für unser Beispiel heißt dies: Würde nach 10 Jahren das Mehrwegsystem stillgelegt, wäre die korrekte Umlaufzahl 8,3.

Dieser Zusammenhang ist nicht nur theoretischer Natur, sondern spielt bei Systemwechseln (z. B. bei Flaschenkästen) durchaus eine praktische und messbare Rolle.

Was heißt das für die Erhebung von Umlaufzahlen eines laufenden Systems?

Bezogen auf das Modell soll für das Jahr $t=5$ die Umlaufzahl über die Zukäufe und Verluste bestimmt werden:

- ausgehend von den Verlusten ist $U_{V,5} = \frac{2.500 \text{ Füllungen}}{250 \text{ Verluste}} = 10$

- ausgehend von den Zuführungen ist $U_{z,5} = \frac{2.500 \text{ Füllungen}}{350 \text{ Zuführungen}} = 7,1$

Würde das Mehrwegsystem nach weiteren 5 Jahren (also insgesamt 10 Jahren) stillgelegt führt dies zu folgender Einordnung:

$$U_{(z,5)} [7,1] < \text{Umlaufzahl} [8,3] < U_{(v,5)} [10]$$

Die berechneten Umlaufzahlen weichen je nach Berechnungsansatz deutlich von der realen Umlaufzahl ab.

Die Schlussfolgerung ist, dass der Erwartungswert der Umlaufzahl für das Modell sich im Korridor von $U_{(z)}$ und $U_{(v)}$ befinden muss. Ob er näher bei $U_{(z)}$ oder bei $U_{(v)}$ liegt, hängt von den Annahmen zur künftigen Entwicklung ab.

5.5.4 Rahmensetzung für Umlaufzahlen aus Anforderungen an Getränkeökobilanzen

Wird die Umlaufzahl im Rahmen einer Getränkeökobilanz bestimmt, so müssen die entsprechenden Anforderungen an diese Getränkeökobilanz berücksichtigt werden.⁶⁷

5.5.4.1 Ökobilanzielle richtige Zuordnung der Stoffströme

Die Notwendigkeit zur Beschäftigung mit Umlaufzahlen entspringt der Mehrfachnutzung der Mehrweggebinde. Die im Rahmen der Verpackungsspezifikation ermittelten Referenzflussmengen werden durch Division mit der Umlaufzahl für die der Abfüllung vorgelagerten Vorprozesse angepasst.⁶⁸ D. h. der Mehrfacheinsatz reduziert dort die Stoffströme, die im Referenzfluss für die funktionelle Einheit notwendig sind.

Jeder zusätzliche Umlauf reduziert zwar den Einsatz in den Vorketten des Verpackungssystems, auf Grund der inversen Funktion aber mit sinkender Bedeutung.⁶⁹

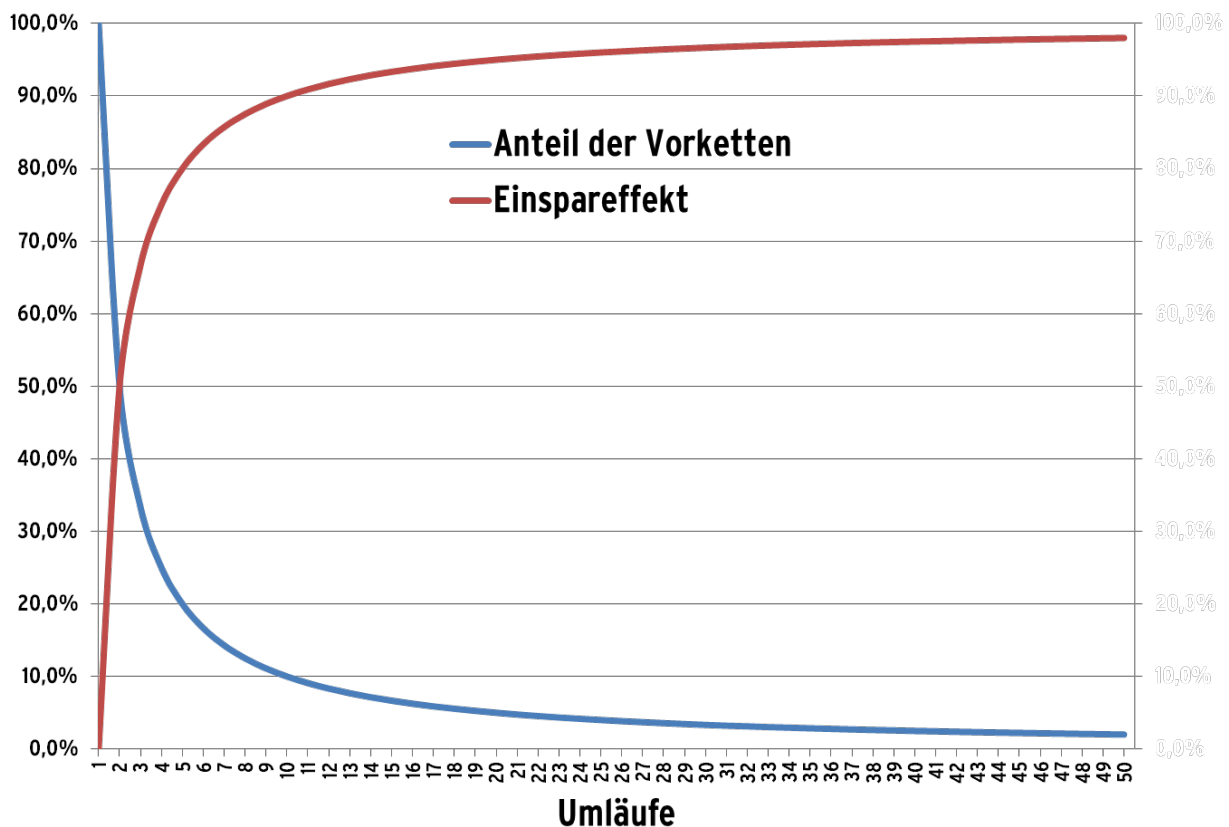
Der Rückgang ist zunächst sehr hoch. Mit der ersten Verdopplung der Umläufe wird eine Halbierung der Ressourcen erreicht. Mit zunehmender Umlaufzahl sinkt der Effekt, so dass bei 10 Umläufen ein Einspareffekt von 90 % erreicht wird, eine weitere Verdopplung der Umlaufzahl jedoch nur noch eine Erhöhung des Einspareffektes um 5 %-Punkte der ursprünglichen Belastung nach sich zieht. Dies bedeutet, dass die nach 20 Umläufen die Belastung durch die Vorketten halb so groß ist wie nach 10 Umläufen.

⁶⁷ Vgl. hierzu auch das Kapitel „Systemparameter und Prozessdaten“, in dem als ein Kriterium die „Gültigkeit für den Untersuchungsrahmen“ aufgeführt wird.

⁶⁸ Die Mehrfachnutzung stellt damit einen closed-loop-Prozess dar; vgl. [Klöpfer/Grahl], S.109 f.

⁶⁹ Vgl. [Bojkow]; dies gilt nicht für die füllungsabhängigen Prozesse.

Abbildung 48: Sinkender Grenznutzen der Umlaufzahl in der ökobilanziellen Betrachtung



© IFEU/ GVM/ INTEGRAHL 2015

Ein Nebenergebnis dieser Betrachtung ist, dass die Anforderungen an die Abbildungsgenauigkeit mit steigender Umlaufzahl sinken können, da der Unterschied dann gegen Null konvergiert.

Die nachfolgende Tabelle zeigt, wie eine mögliche Bandbreite (hier 20 %) der Umlaufzahl sich auf den Referenzfluss auswirkt.⁷⁰

Tabelle 29: Einfluss der Bandbreite einer Umlaufzahl auf den Referenzfluss in Abhängigkeit von der Höhe der Umlaufzahl

| Umlaufzahl | Bandbreite 20% | | Multiplikator Referenzfluss | | | Range |
|------------|----------------|-------|-----------------------------|------------|--------|-------|
| | untere | obere | unterer | Umlaufzahl | oberer | |
| 5 | 4 | 6 | 25,0% | 20,0% | 16,7% | 8,3% |
| 10 | 8 | 12 | 12,5% | 10,0% | 8,3% | 4,2% |
| 20 | 16 | 24 | 6,3% | 5,0% | 4,2% | 2,1% |
| 30 | 24 | 36 | 4,2% | 3,3% | 2,8% | 1,4% |
| 40 | 32 | 48 | 3,1% | 2,5% | 2,1% | 1,0% |
| 50 | 40 | 60 | 2,5% | 2,0% | 1,7% | 0,8% |

⁷⁰ Die Ursachen der Bandbreite stehen hier nicht zur Diskussion, es geht hier nur um die Veranschaulichung des Effekts.

Die gleiche Bandbreite bei der Umlaufzahl führt mit steigender Umlaufzahl zu sinkenden Bandbreiten beim Multiplikator für den Referenzfluss des Mehrwegpackmittels.

Diese Anschauung legt folgende Schlussfolgerungen nahe:

1. Die Anforderungen an die ausgewiesene Genauigkeit der ermittelten Umlaufzahl können mit steigender Umlaufzahl gesenkt werden.
2. Die Anforderungen zur Ermittlung der Umlaufzahl sollten so gestaltet werden, dass ein möglichst gesicherter Korridor bei den Einsparpotenzialen ermittelt wird. Die Ermittlung einer exakten Zahl tritt dagegen in den Hintergrund.⁷¹
3. Die ökobilanzielle Rechenmethode verlangt für den Referenzfluss einen Multiplikatorwert. Es sind daher Anforderungen für die Festlegung dieser Werte auf Basis der verschiedenen ermittelten Umlaufzahlen zu formulieren.

5.5.4.2 Bedingungen aus den Anforderungen an Verpackungssysteme

In den Themenpapieren Verpackungssysteme und Packmittelgewichte ist ausführlich dargestellt worden, wie die Auswahl und Beschreibung von Hauptpackmitteln eines Verpackungssystems erfolgen muss. Folgende Parameter sind relevant:

- Packmitteltyp
- Packstoff (Material)
- Klassifikation
- Füllgröße

Daraus ergibt sich eine notwendige Unterscheidung verschiedener Hauptpackmittel als Kernverpackung eines Verpackungssystems.

Diese Parameter lassen sich ebenfalls auf Sekundär- und Tertiärpackmittel anwenden, mit leichten Modifikationen wie z. B. nach Tragevolumen statt Füllgröße bei Mehrwegkästen, -trays oder – Paletten.

Die Umlaufzahlen sind immer getrennt für die spezifizierten Packmittel zu bestimmen. Insbesondere ist zu unterscheiden zwischen den Umlaufzahlen unterschiedlicher Kreislaufsysteme:

- Individualmehrweggebinde
- Gebinde aus geschlossenen Pools
- Gebinde aus offenen Pools

Eine zusammenfassende Darstellung oder Durchschnittsbildung von Umlaufzahlen verschiedener Hauptpackmittel oder verschiedener Packmittel der sekundären oder tertiären Verpackungsebene ist nicht statthaft.

Somit ist auch die gemeinsame Analyse der Umlaufzahl der GDB-Mehrwegglasflaschen 0,75 L und 0,7 L nicht statthaft.

5.5.4.3 Exkurs: Definition der Kreislaufsysteme

Im Wesentlichen wird hier von den Ausführungen der Materialsammlung zur UBA II Ökobilanz [UBA 2000b] und der DIN EN 13439 „Verpackung – Wiederverwendung“ ausgegangen. Im Anschluss daran werden die o. g. drei Kreislaufsysteme definiert:

⁷¹ Im Abschnitt 5.5.6 wird das Thema nochmals ausführlicher aufgegriffen.

Abbildung 49: Definition Kreislaufsysteme

| | DIN EN 13439 |
|--|---|
| <p>reislaufsystem zeichnet sich es nur einen Abfüller gibt. t es eine Vielzahl von Verbrauchern , die an der Distribution und eiligt sind.“</p> | <p>„3.7 System mit geschlossenem Kreislauf - System, in dem von einer Firma oder einer organisierten Gruppe von Firmen wiederverwendbare Verpackungen im Umlauf gebracht werden.“</p> |
| <p>reislaufsysteme mit mehreren i sich dadurch aus, dass es zwar gibt, die aber alle in einer ertreten sind. Diese Organisation stand des Pools, den Zukauf und g der Packmittel im Pool.“</p> | <p>„3.7 System mit geschlossenem Kreislauf - System, in dem von einer Firma oder einer organisierten Gruppe von Firmen wiederverwendbare Verpackungen im Umlauf gebracht werden.“</p> |
| <p>systeme zeichnen sich dadurch aus, hwegsystem mehrere Abfüller gibt, greifende Poolorganisation . Systeme sind normierte e oder Packmittel, für die enzen notwendig sind, aber keine orhanden ist (NRW-Flaschen). Der an erfolgt dezentral durch die teller.“</p> | <p>„3.8 System mit offenem Kreislauf - System, in dem wiederverwendbare Verpackungen zwischen nicht spezifizierten Firmen im Umlauf sind.“</p> |

© IFEU/ GVM/ INTEGRAHL 2015

Mehrweg-Paletten und Traysysteme wie Logitech werden im Unterschied zu Studie UBA 2000b den offenen Poolssystemen zugeordnet.

5.5.4.4 Bedingungen aus den Anforderungen an Getränkesegmente

Verpackungssysteme werden zumindest auf der Ebene von Getränkesegmenten, möglicherweise auch auf der Ebene von Getränkegruppen untersucht (vgl. hierzu ausführlich im Kapitel Getränke-segmente).

Die Festlegung auf ein Getränkesegment bestimmt ganz wesentlich die Auswahl der zu untersuchen- den Verpackungssysteme. Sie definiert aber auch den empirischen Rahmen der Untersuchung bezüglich der einzubeziehenden Getränkearten.

Daraus ist die Schlussfolgerung zu ziehen, dass Umlaufzahlen nur für die definierten Untersu- chungssegmente zu bestimmen sind.

Dies berücksichtigt aber nicht den Umstand, dass einige Mehrweggebinde die Getränkesegmente übergreifend eingesetzt werden. Wesentlich dabei ist, dass gleiche Gebinde, die in verschiedenen Getränkesegmenten eingesetzt werden, sich vermischen. Es existiert daher in der Realität ein ge- meinsamer Kreislauf mit zwei getränkesegmentspezifischen Teilkreisläufen, zwischen denen ein nicht kontrollierbarer Austausch der Gebinde die Regel ist.⁷²

⁷² Dies gilt besonders für Glasflaschen, bei denen auch minimale Restmengen des vorherigen Getränkes im Spülvorgang relativ sicher entfernt werden können, so dass die sensorischen Qualitäten der nächsten Befüllung nicht negativ beein- flusst werden.

Die Frage bleibt aber, ob unterschiedliche Bedingungen der Teilkreisläufe, was sich z. B. an unterschiedlichen externen Verlusten festmachen könnte, es nicht erforderlich macht, für die Teilkreisläufe auch unterschiedliche Umlaufzahlen zu berücksichtigen.

Dies ist aber höchst problematisch, weil ein kausaler Zusammenhang unterschiedlicher Bedingungen und tatsächlichen Verlusten nur schwer belegbar sein dürfte, da die Populationen sich permanent vermischen. Alle Berechnungsmethoden von Umlaufzahlen setzen an klar zuzuordnenden Stoffströmen und Messwerten an, was hier nicht einlösbar ist.

Die nachfolgende Übersicht zeigt einige typische Beispiele:

Abbildung 50: Beispiele für Getränkesegment übergreifenden Einsatz von Mehrweggebinden

| Gebinde | Getränksegmente |
|--|---|
| GDB Mehrwegglasflasche 0,7 L | Wasser mit und ohne CO ₂ , Erfrischungsgetränke mit und ohne CO ₂ , Säfte |
| Grüne Vichy-Mehrwegglasflasche 0,25 L | Wasser mit CO ₂ , Erfrischungsgetränke mit CO ₂ , Erfrischungsgetränke ohne CO ₂ |
| Braune Euro-Mehrwegglasflasche 0,5 L | Bier, Erfrischungsgetränke mit CO ₂ |
| VdF Glasmehrwegflasche 1,0 L | Saft, Erfrischungsgetränke ohne CO ₂ |
| PETCYCLE 1,0 L Mehrwegkasten 12 Fächer | Wasser mit CO ₂ , Erfrischungsgetränke mit CO ₂ , Erfrischungsgetränke ohne CO ₂ |

© IFEU/ GVM/ INTEGRAHL 2015

Beispiele finden sich im Übrigen auch bei Individual-Mehrweggebinden, die von den Abfüllunternehmen segmentübergreifend eingesetzt werden.

Damit ist der Anspruch, den definierten empirischen Rahmen der Getränkesegmente als Grundlage für die Bestimmung der Umlaufzahl zu übernehmen nicht so ohne weiteres einlösbar.

Zur Lösung bietet sich nur die Erweiterung des Untersuchungsraums an. D. h., die Umlaufzahl wird für die Gebinde in allen Getränkesegmenten ermittelt, in denen es genutzt wird.

5.5.4.5 Gültigkeit für durchschnittliche deutsche Verhältnisse

Dieses Kriterium zieht sich durch alle Anforderungen hindurch. Damit wird klargestellt, dass eine Getränkeverpackungsökobilanz sich nicht auf einen kleinen Marktausschnitt beschränken darf, sondern geographisch ganz Deutschland einbeziehen muss. Es sind die durchschnittlichen Verhältnisse abzubilden. Damit ist es auch für Umlaufzahlen notwendig transparent darzustellen, wie dieser Anspruch eingelöst wird.

Der Bezug auf die deutschen Verhältnisse bedeutet auch, dass Exporte nicht einzubeziehen sind. Dabei stellt sich das Problem, dass auch bei Exporten eine Kreislaufführung der Gebinde nicht unüblich ist, auch wenn die Gebinde vielleicht einem höheren Verlustrisiko ausgesetzt sind. Die tatsächliche Handhabung der Rückführung ist abhängig von der Entfernung des Ziellandes, den logistischen Bedingungen (= Kosten) und der Unternehmenspolitik, so dass Gebinde endgültig verloren gehen oder auf eine systematische Rückführung verzichtet wird.

5.5.4.6 Der Zeithorizont

Hierbei geht es um die Frage, welche Anforderungen an den Zeithorizont aus ökobilanzieller Sicht zu stellen sind. Zwei Positionen sind denkbar:

- Es ist erforderlich, dass die Umlaufzahl vom Systemende her betrachtet wird. Sowohl die Einführungsphase als auch die Schlussphase haben einen starken Einfluss und sind deshalb mit zu berücksichtigen. Nur wenn alle Verluste betrachtet werden ist der Vergleich mit Einweg gerecht.
- Die Umlaufzahl stellt die Leistungsfähigkeit eines Kreislaufsystems zu einem bestimmten Zeitpunkt dar. Daher sind nur die Verluste eines bestimmten Zeitraums zu berücksichtigen.

Gegen die zweite Position spricht, dass die Umlaufzahl „zufälligen“ Entwicklungen ausgesetzt ist und der Charakter einer Durchschnittszahl verloren geht. Darauf wird im Folgenden eingegangen.

5.5.4.7 Einflussfaktoren im Flaschenkreislauf

Die bisherige Darstellung geht von einem sehr einfachen Modell aus, das so in Wirklichkeit nicht vorkommt. Daher sollen im nächsten Schritt die wichtigsten Einflussfaktoren auf die Umlaufzahl beschrieben werden. Dabei sind zwei verschiedene Effekte zu beachten:

Einflüsse, die die Umlaufzahl verändern

Wirkt sich der Einfluss auf die Verluste aus, so ändert sich auch die Umlaufzahl.

- Bruch oder Aussonderungen als Folge technischer Mängel:
Einer der wichtigsten Gründe für die Aussonderung von Gebinden ist, dass sie den technischen Anforderungen nicht mehr entsprechen. Dazu gehören:
 - Beschädigung, die nicht repariert werden können,⁷³ z. B. Flaschenverschleiß oder Flaschenschrumpf bei PET-Gebinden
 - Kontamination, Fremdgeschmack, die/der durch Reinigung nicht entfernt werden kann
 - Bruch im Betriebsablauf
- Die genannten Aspekte werden durch die Bedingungen im Abfüllbetrieb oder im externen Flaschenkreislauf beeinflusst. Dazu gehören z. B.:
 - die Reinigungstechnik (Temperatur, Lauge)
 - die Anforderungen des Füllgutes bezüglich der geschmacklichen Kontamination: (diese ist z. B. bei der Abfüllung von Wasser höher als bei Limonaden)
 - die Abgabe der Gebinde an den Endkunden: Mit dem Einzelverkauf statt dem Kastenverkauf steigt das Beschädigungsrisiko bei Glasgebinden.
 - die Bedeutung der unterschiedlichen Endverbraucher oder Verbrauchssituationen (HoReGa, Unterwegskonsum, private Haushalte etc.)
- Marketinganforderung/optischer Verschleiß:
Die Frage, wann ein Gebinde aktiv durch den abfüllenden Betrieb aus dem Kreislauf entfernt wird, ist nicht nur technisch bedingt, sondern hängt auch im hohen Maße vom Stellenwert der Gebinde im Marketing eines Abfüllbetriebs ab.
- Aussonderungen durch Systemwechsel:
Mit einem Systemwechsel wird der Mehrwegkreislauf eines Packmittels beendet und alle übrigen Packmittel ausgesondert. Sie sind daher als Verluste zu betrachten. Gerade die Einfüh-

⁷³ Gilt nur für Paletten oder ähnliche Packmittel, die reparaturfähig sind.

rung von Individualflaschen bedeutet für viele Abfüllunternehmen ein Systemwechsel. Hier ist aber zu beachten, ob die Altgebilde des Unternehmens im Rahmen eines Pools vom Flaschenkreislauf aufgenommen oder ob sie einer Verwertung zugeführt werden. Der Nachweis der Weiterverwendung im Kreislauf muss geliefert werden. Die Aussonderung stellt bei Flaschenkästen kein seltenes Ereignis dar. Die vorhandenen Flaschenkästen werden meist direkt der Verwertung bei dem Kastenhersteller zugeführt, der neue Kästen für den Abfüller produziert.

- Verluste im externen Teil des Kreislaufs:
Bei den Verlusten im externen Kreislauf spielen folgende Faktoren eine Rolle:
 - Bruch im Handel und beim Verbraucher
 - Fehlerhafte Zuordnung zur Entsorgung oder Wertstoffsammlung (auch bei anderen Abfüllern)
 - Endgültige Fremdverwendung, darunter auch Abgabe an andere Systeme

Einflussfaktoren, die sich auf den Bestand auswirken

Grundsätzlich erfordert der Betrieb eines Mehrwegsystems, dass ausreichend Gebinde zur Befüllung zur Verfügung stehen. Daher ist die durchschnittliche Menge für einen Abfüllbetrieb nicht relevant, sondern die Aufgabe, wie Absatzspitzen abgefangen oder mangelnder Rücklauf kompensiert werden können. Beides beeinflusst die Zuführungen zum System und damit auch den Bestand. Im Einzelnen sind folgende Effekte zu beachten:

- Entwicklungstendenz des Marktes/des Unternehmens:
Je nachdem, ob der Markt expandiert oder schrumpft, steigt oder sinkt der Bedarf an Mehrwegpackmitteln. Gleiches gilt auf der Ebene der Unternehmen.
- Substitutionstendenzen durch andere konkurrierende Packmittel:
Sie wirken in die gleiche Weise wie die Entwicklung des Marktvolumens aus. Wird ein Mehrwegpackmittel durch andere Packmittel, egal ob Mehrweg oder Einweg, verdrängt, sinkt der Bedarf.
- Saisonale Absatzschwankungen:
Sie sind für den Absatz bei Getränken typisch. Im Unterschied zu Einweg, wo saisonale Expansion durch eine Anpassung der Zukäufe einmalig kompensiert werden kann, führen saisonale Absatzschwankungen bei Mehrweg zu einer deutlichen Bestandserhöhung. D. h. die Abfüllbetriebe müssen mehr Mehrweggebilde für die absatzstarken Monate auf Vorrat halten, als der Jahresdurchschnitt nahe legt.⁷⁴
- Umlaufdauer:
Die Umlaufdauer hat einen großen Einfluss auf die Anzahl der Gebinde, die es benötigt, um einen Kreislauf aufrecht zu halten. Je länger die Umlaufdauer, desto mehr Gebinde werden im Bestand benötigt. Die Umlaufdauer selbst ist von verschiedenen Faktoren geprägt:
 - Anzahl der Distributionsstufen
 - Organisation der Redistribution und logistischer Aufwand der Sortierung
 - Lagergröße an allen Stationen des Kreislaufs. Hierzu gehören unfreiwillige Lagerung wegen Flaschen- oder Kastenüberschuss genauso wie Pufferlager für Voll- und Leergut zur Glättung der saisonal unterschiedlichen Nachfrage.
 - Diversifizierung der Getränke

⁷⁴ Der sogenannte Sommerpool

- Diversifizierung von Packmitteln
- Veränderung der räumlichen Durchdringung und Reichweite der Füllgüter (Stichwort: Steigender Anteil national distribuerter Getränke)
- **Ungleichzeitiger Rücklauf:**
Der Rücklauf von Flaschen und Kästen erfolgt nicht im gleichen Rhythmus wie der Absatz, d. h. die Gebinde sind unterschiedlich lange im Kreislauf unterwegs. Daher sind im Bestand eines Unternehmens immer Gebindereserven einzukalkulieren.
- **Altersabhängig steigende Verlustwahrscheinlichkeiten:**
Rein rechnerisch bedeutet eine Umlaufzahl von x , dass je Umlauf $1/x$ der Packmittel verloren gehen, also nach x Umläufen keine der ursprünglichen Packmittel mehr im Kreislauf vertreten sein dürften. Tatsächlich ist die Verlustwahrscheinlichkeit zunächst sehr niedrig und nimmt mit zunehmendem Alter eines Gebindes zu. Die Ursache liegt in den alters- und belastungsabhängigen Risiken. Dazu gehören die Versprödung (z. B. Kunststoffkästen), die Abnutzung bei Flaschen, der steigende Bruch in der Spülung, die Kumulierung von Kleinstbeschädigungen etc.
- **Unterschiedliche Altersperioden der Packmittel:**
Die Packmittel werden nicht in kontinuierlich gleichen Mengen gekauft, sondern in Abhängigkeit von der Marktentwicklung und dem Bedarf für den Kreislauf. In Verbindung mit den steigenden Verlustwahrscheinlichkeiten führt dies zum Bugwellenphänomen. Zukaufswellen führen nach einiger Zeit auch zu Aussonderungswellen, die wiederum zu einem überdurchschnittlichen Bedarf führen.

Fazit:

Die empirische Ermittlung der Umlaufzahl ist ein sehr komplexer Vorgang, da die verschiedenen Einflussfaktoren berücksichtigt werden müssen. Die einzelnen Faktoren sind allerdings nicht voneinander unabhängig, so dass eine kontrollierte Eliminierung der Störfaktoren auf die Bestände und die Zukäufe nur schwer möglich ist.

5.5.5 Methoden - Stand

Seit Mitte der 90er Jahre sind keine grundlegenden Arbeiten mehr zur Methodik von Umlaufzahlen mehr publiziert worden. Im Wesentlichen findet man daher die gleichen oder ähnlichen Ansätze immer wieder:

- Bestandsrechnung
- Produktionsrechnung
- Lebensalterrechnung

Die Methoden werden im Folgenden als Ansätze zur Verrechnungen eines Erwartungswertes der Umlaufzahl vorgestellt, hinsichtlich der Einordnung gegenüber der tatsächlichen Umlaufzahl bewertet und in ihrer praktischen Anwendbarkeit diskutiert.

5.5.5.1 Die Bestandsrechnung

Die Bestandsrechnung geht unmittelbar aus der Basisformel der Umlaufzahl hervor und errechnet die Umlaufzahl auf Basis aller Zuführungen und Nutzungen seit Einführung des Systems.

Sie ist damit eine Bestandsaufnahme für ein Mehrwegsystem zu einem bestimmten Zeitpunkt.

Die Umlaufzahl auf Basis der Bestandsrechnung für Zuführungen für das Jahr n ist daher:

Formel 12

Formel 12

$$U_{B,Z,n} = \frac{\sum_{j=a}^n F_j}{\sum_{j=a}^n Z_j}, \text{ wobei } a \text{ das Anfangsjahr des Mehrwegsystems ist.}$$

Da der Erhebungsperiode in der Regel noch viele Gebinde im Gebrauch sind und auch in Zukunft noch sein werden, unterschätzt der ermittelte Wert die tatsächliche Umlaufzahl U erheblich ($U_{B,Z,n} < U$). Nur wenn das Erhebungsjahr das abschließende Jahr des Mehrwegsystems am Markt darstellt gilt, $U_{B,Z,n} = U$.

Einen alternativen Ansatz bietet die Berechnung über die Verluste. Unter Einbeziehung von Formel 2 wird der Quotient aus Nutzungen und Verlusten bis zum Zeitpunkt n gebildet.

Die Umlaufzahl auf Basis der Bestandsrechnung für Verluste für das Jahr n lautet daher:

Formel 13

$$U_{B,V,n} = \frac{\sum_{j=a}^n F_j}{\sum_{j=a}^n V_j}, \text{ wobei } a \text{ das Anfangsjahr des Mehrwegsystems ist.}$$

Auch hier ist es so, dass die tatsächliche Umlaufzahl von der hier ermittelten Umlaufzahl abweicht. Da die künftige Abbauphase eines Mehrwegsystems nicht erfasst ist, liegt der Schluss naheliegend, dass $U_{B,V,n} > U$. Nur wenn das Erhebungsjahr das abschließende Jahr des Mehrwegsystems am Markt darstellt, gilt $U_{B,V,n} = U$.

Die Verluste eines Mehrwegsystems sind nicht ohne weiteres ermittelbar. Die Ursache ist, dass neben den Aussonderungen und Verlusten im Abfüllunternehmen (V_I), die mehr oder weniger gut erfasst werden können, auch Verluste extern (V_E) auftreten, wo allerdings für den Abfüllbetrieb ungeklärt ist, ob tatsächlich Verluste stattgefunden haben oder die Gebinde nur noch nicht zu ihm zurückgekommen sind.

Die Gesamtverluste müssen somit indirekt ermittelt werden. Dabei geht man davon aus, dass der aktuell am Markt befindliche Bestand (zum Ende des Jahres n) an Gebinden die Differenz aus allen Zukäufen und Verlusten ist, wobei die internen Verluste ein Minimum darstellen.

Formel 14

$$\sum_{j=a}^n Z_j - \sum_{j=a}^n V_j = B_n \Rightarrow \sum_{j=a}^n V_j = \sum_{j=a}^n Z_j - B_n$$

Daraus folgt für die Bestandsrechnung:

Formel 15

$$U_{B,V,n} = \frac{\sum_{j=a}^n F_j}{\sum_{j=a}^n Z_j - B_n}$$

Die Einsetzung der Formel 13 löst aber das Problem nur zum Teil, da die Frage nach der Größe des Bestands nicht gelöst ist.

Dafür wird eine Annäherungsrechnung durchgeführt, die auf folgender Überlegung basiert:

Um die Füllungen eines Jahres erfolgreich durchzuführen, bedarf es einer bestimmten Menge von Gebinden. Diese Menge hängt davon ab, wie häufig die Gebinde im Jahr befüllt werden. Der Bestand am Ende des Jahres n ist also der Quotient aus den Füllungen und der Umlaufhäufigkeit des Jahres.

Formel 16

$$\frac{F_n}{UH_n} = B_n$$

Daraus folgt für die Bestandsrechnung

Formel 17

$$U_{B,V,n} = \frac{\sum_{j=a}^n F_j}{\sum_{j=a}^n Z_j - \frac{F_n}{UH_n}}$$

Aber auch hier besteht das Dilemma, dass die Umlaufhäufigkeit kein leicht verfügbares Datum ist. Im Gegenteil: Die Umlaufhäufigkeit ist anfällig für Fehleinschätzungen, da

- Lagerbestände saisonbedingt stark schwankend sind und
- tautologische Einschätzungen erfolgen können (Schätzung aus einem angenommenen Bestand, der aber erst zu ermitteln ist).⁷⁵

Ermittlung der Umlaufdauer als Basis zur Berechnung Umlaufhäufigkeit

Mittels Erhebungen zur Umlaufdauer kann versucht werden, die Umlaufhäufigkeit einzuschätzen. Eine solche Erhebungen setzt voraus, dass

- Endpunkt des Kreislaufes unmittelbar in der Nähe des Anfangspunktes bestimmt wird und dies entsprechend dokumentiert wird; so darf es nicht passieren, dass die Zeit in internen Lagern nicht oder nur unzureichend erfasst wird⁷⁶,
- eine Markierung des Abfülldatums vorhanden ist oder dieses aus dem Mindesthaltbarkeitsdatum (MHD) berechnet werden kann⁷⁷,
- eine genügend große Zahl an Gebinden erfasst und so eine repräsentative Abbildung der Routen aus verschiedenen Regionen oder von unterschiedlichen Händlern erreicht wird,
- saisonal unterschiedliche Umlaufzeiten erfasst werden, da im Sommer durch den höheren Konsum das Mehrwegsystem schneller dreht als im Winter, wo viele Gebinde zwischengelagert werden.

In der Erhebung des Rücklaufs werden Gebinde mit den unterschiedlichsten Umlaufdauern erfasst, also auch solche, die sehr kurz, aber auch sehr lange unterwegs waren. Auf dieser Basis ist dann eine durchschnittliche Umlaufdauer berechenbar.⁷⁸

⁷⁵ Wenn z. B. die Umlaufhäufigkeit über die Berechnungsformel nach [DIN CEN/TR 14520] ermittelt werden soll.

⁷⁶ So darf die Erfassung nicht beim Eingang des Rücklaufs stattfinden, wenn das Abfülldatum der Bezug ist, sondern sollte an der Zuführung der Abfüllmaschine durchgeführt werden.

⁷⁷ Werden gleiche Gebinde für unterschiedliche Getränke eingesetzt, können die MHDs verschieden sein. Dies ist zu berücksichtigen.

⁷⁸ Die Methode fragt nicht danach, wie lange Gebinde unterwegs sind, die zum Zeitpunkt x in den Kreislauf gegeben wurden, sondern wie lange waren Gebinde unterwegs, die aktuell zurücklaufen.

Die ermittelten Werte sind Schätzung der Umlaufdauer und dürfen in ihrer Genauigkeit nicht überbewertet werden. So sind die Umlaufdauern immer nur für Gebinde feststellbar, die noch im Kreislauf aktiv sind, nicht aber für verloren gegangene.⁷⁹

Für die Anwendung der Ergebnisse ist zu beachten:

Verallgemeinerung der Messungen eines Betriebs

Die Umlaufdauer wird, wie oben ausführlich erläutert, von einer Reihe von Faktoren beeinflusst, die sich von Betrieb zu Betrieb unterschiedlich darstellen. Besonders lokal agierende Abfüller werden eine sehr viel kürzere Umlaufdauer erreichen als national distribuierende Unternehmen. Zur Verallgemeinerung bedarf es geschichteter Hochrechnungen.

Übertragung der Umlaufdauer auf andere Zeiträume

Es ist davon auszugehen, dass bei stabilen Märkten sich die Umlaufdauer nur wenig ändert. Dies gilt aber nicht für Märkte, die im Umbruch sind. Besonders wenn der Mehrwegabsatz zurückgeht, werden überschüssige Gebinde nicht sofort aussortiert, sondern erst einmal zwischengelagert. Dies verlängert aber die Umlaufdauer, so dass die Umlaufhäufigkeit sinkt.

Die Umlaufhäufigkeit des Jahres n wird dann aus der Umlaufdauer des Jahres n berechnet.

Formel 18

$$UH_n = \frac{365 [d]}{UD_n[d]}$$

Umlaufhäufigkeit und Bestand – praktische Plausibilitäten

Sinken die Füllungen für ein Mehrwegsystem so erfordert dies entweder eine Anpassung des Bestands (egal ob über weniger Zuführungen oder mehr Verluste), oder die Umlaufdauer muss länger werden.

Wird daher für ein schrumpfendes Mehrwegsystem eine konstante Umlaufdauer unterstellt, müssen die Bestände abnehmen, also die Zukäufe deutlich sinken und/oder die Verluste ansteigen und zwar v. a. durch Aussortierungen in den Abfüllbetrieben. Daher ist es für die Ermittlung von Umlaufzahlen unbedingt notwendig zu beschreiben, wie sich das untersuchte Mehrwegsystem entwickelt hat und welche Auswirkungen auf die Faktoren Zukäufe, Verluste, Umlaufhäufigkeit und Bestand zu erwarten sind.

Dieser Zusammenhang spiegelt sich z. B. deutlich bei Mehrwegkästen wieder. Hier bewegen sich nach Einschätzung der GVM die Umlaufhäufigkeiten für verschiedene Getränkebereiche zwischen drei und sechs (Stand 2011).

Bewertung der Bestandsrechnung

⁷⁹ Vgl. [Wietbrauk/Biniasch], S. 1451. Der Ansatz der Autoren, die Korrektur über den Besatz zu berechnen, bedarf einer Schätzung über die Mengen, die Gebinde üblicherweise an den verschiedenen Stationen des Kreislaufs (Abfüller, Handelsstufen, Verbraucher) verharren. Die Summe dieser Teilbestände entspricht dem Bestand zu einem bestimmten Zeitpunkt, den man benötigt um den Kreislauf mit den aktuellen Füllungen aufrecht zu erhalten. Diese Vorgehensweise bietet sich zur Plausibilisierung der ermittelten Umlaufdauer an.

Die Bestandsrechnung erfordert eine vollständige Erfassung der Füllungen und Zuführungen zum System.

Die Bestandsrechnung liefert mit zwei unterschiedlichen Berechnungsansätzen auch zwei Erwartungswerte der Umlaufzahl, also einen Korridor, in dem sich die tatsächliche Umlaufzahl wahrscheinlich bewegt.

Die Qualität der Bestandsrechnung auf Basis der Verluste hängt vom Korrekturfaktor der Bestände ab, also von der ermittelten Umlaufdauer. Gerade bei niedrigen Umlaufhäufigkeiten ist der Einfluss relativ groß. So geht der Korrekturfaktor der Zuführungen bei einer Umlaufhäufigkeit von 4 mit 25 % und bei einer Umlaufhäufigkeit von 8 mit 12,5 % ein.

Erhebung der Daten in der Bestandsrechnung und daraus resultierende Schlussfolgerungen

Das Hauptproblem der Bestandsrechnung besteht in der Verfügbarkeit der notwendigen Daten. Schon in der UBA II-Studie hatte sich gezeigt, dass nur für wenige Gebinde ein vollständiges Datengerüst seit Einführung des Mehrwegsystems zur Verfügung stand (z. B. GDB Mehrweg-PET 1,0 L).

Aus diesem Grund ist dieses Verfahren nur für ein geschlossenes Poolsystem anwendbar oder für einzelne Individualgebinde, also auf Unternehmensebene sinnvoll. Für offene Poolssysteme oder die Gruppenbetrachtung von Individualgebinden kommt diese Methode nicht in Frage.

Im Rahmen eines geschlossenen Pools ist die Bestandsrechnung auch immer auf den ganzen Pool anzuwenden und nicht auf einzelne Unternehmen. Das heißt, dass die Parameter Füllungen, Zukäufe und Bestände für den Pool zu bestimmen sind.

5.5.5.2 Produktionsrechnung

Die Produktionsrechnung geht ähnlich wie die Bestandsrechnung aus der Basisformel hervor, nur dass hier die Daten nicht von Beginn des Mehrwegsystems erfasst werden sondern nur für einen Zeitausschnitt.

Die Produktionsrechnung geht von der Annahme aus, dass die Verluste einer Periode repräsentativ für das ganze Mehrwegsystem sind.

Die Umlaufzahl auf Basis der Produktionsrechnung für das Jahr n ist daher:

Formel 19

$$U_{P,V,n} = \frac{F_n}{V_n}$$

Für die Ermittlung werden in empirischen Untersuchungen zwei Ansätze genutzt:

- Die Abschätzung der Verluste durch Erhebungen von Verlusten in den Abfüllbetrieben
- Die Abschätzung der Verluste durch die Zuführungen

Erhebung von Verlusten in Abfüllbetrieben

Die Überlegung setzt bei der Unterscheidung interner und externer Verluste an. Die internen Verluste können unmittelbar in den Betrieben gezählt werden. Aber auch hier stellt sich die Erhebungspraxis deutlich schwieriger dar als man vermuten möchte.

- Die internen Verluste sind über einen längeren Zeitraum dann relativ einfach zu erfassen, wenn im Abfüllbetrieb eine gebindespezifische Zählung installiert ist. Eine Erfassung über die

Entsorgungsmengen ermöglicht dagegen in der Regel keine spezifische Zuordnung zu den einzelnen Gebinden. Die Einordnung der internen Verluste ist nicht unproblematisch, da diese von verschiedenen Effekten abhängen, wie Flaschenalter, Aussonderungswellen etc.

- Für die Erfassung der externen Verluste bietet die Zählung der Leergefache bei Kästen eine Möglichkeit. Für diesen Ansatz sind folgende Faktoren zu beachten und deren Handhabung zu dokumentieren:
 - Fremdfaschen müssen wie Leergefache behandelt werden.
 - Ebenso muss die Vermischung unternehmensinterner Gebinde korrigiert werden, also z. B. weißer und brauner Flaschen oder unterschiedliche Füllgrößen.
 - Eine genügend große Zahl an Rückläufen ist zu erfassen und so eine repräsentative Abbildung der Retouren aus verschiedenen Regionen oder von unterschiedlichen Händlern zu erzielen.
 - Die Zuführung von Leerkästen in den externen Kreislauf ist genauso zu berücksichtigen wie die Rückführung überschüssiger Kästen aus dem Handel.
 - Berücksichtigung nicht kastengestützter Distribution (z. B. Logitech).
 - Saisonale Effekte sind zu berücksichtigen.

Abschätzung der Verluste über die Zuführungen

Der Ansatz geht von der Überlegung aus, dass Verluste durch Zuführungen wieder ausgeglichen werden müssen und dass die Zuführungen ein Näherungswert der Verluste sind. Die Umlaufzahl wird daher auch als $U_{P,Z}$ bezeichnet.

Zuführungen haben aber nicht nur ihre Ursache in den Verlusten, sondern auch in verschiedenen anderen Effekten, insbesondere den Absatzänderungen. Diese Effekte wirken sich auf die Bestände aus, so dass die Bestandsänderungen bereinigt werden.

Formel 20

$$V_n \approx Z_n - \Delta B_n \quad \text{wobei } \Delta B_n = B_n - B_{n-1}$$

Daraus folgt durch Einsetzung in Formel 17:

Formel 21

$$U_{P,Z,n} = \frac{F_n}{Z_n - \Delta B_n} = \frac{F_n}{Z_n - (B_n - B_{n-1})}$$

Da auch hier - analog zur Bestandsrechnung - die Bestände nicht bekannt sind, werden sie mit der dort vorgestellten Näherungsrechnung ermittelt (vgl. Formel 15). Unterstellt man, dass die Umlaufhäufigkeit sich binnen eines Jahres nicht oder nur geringfügig ändert, stellt sich die Formel etwas einfacher dar:⁸⁰

Formel 22

⁸⁰ Vgl. oben die Ausführungen zum Thema Umlaufhäufigkeit und -dauer. Allerdings dürfte der jährliche Unterschied gering ausfallen. Trotzdem sollte in der Dokumentation kurz erläutert werden, warum eine Änderung unwahrscheinlich ist.

Formel 22

$$U_{P,Z,n} = \frac{F_n}{Z_n - \left(\frac{F_n}{UH_n} - \frac{F_{n-1}}{UH_{n-1}} \right)} \approx \frac{F_n}{Z_n - \frac{F_n - F_{n-1}}{UH_n}}$$

Beispiel für die Produktionsrechnung (fiktiv)

Gegeben sei ein Mehrwegsystem in folgender Konstellation:

Tabelle 30: Beispielhafte Parameter für die Produktionsrechnung

| Parameter | Jahr 2008 | Jahr 2009 | Jahr 2010 |
|--|-----------|-----------|----------------|
| Füllungen | 21.400 | 21.500 | 20.000 |
| Zuführungen | k. A. | 1.100 | 800 |
| Umlaufhäufigkeit | k. A. | 4 | These wie 2009 |
| Schätzung Verluste (Erhebung im Betrieb) | k. A. | k. A. | 1.150 |

Unterstellt wird eine Umlaufzahl von 20 wie sie für das Jahr 2009 ermittelt worden ist.

- ausgehend von den Zuführungen $U_{P,Z,2009} = \frac{21.500}{1.100 - \frac{21.500 - 21.400}{4}} = 20$

Die Umlaufzahl U_P wird für das Jahr 2010 ermittelt,

- ausgehend von den Verlusten $U_{P,V,2010} = \frac{20.000}{1.150} = 17$ (vgl. Formel 19),
- ausgehend von den Zuführungen $U_{P,Z,2010} = \frac{20.000}{800 - \frac{20.000 - 21.500}{4}} = 17$, wobei die Umlaufdauer 2009 ermittelt wurde und auch für 2010 genutzt wird (vgl. Formel 22).

Der Absatzrückgang um 1.150 Füllungen führt zu einer rechnerischen Freisetzung von 375 Flaschen. Diese Flaschen müssen entweder entsorgt werden oder sie mindern die Zuführungen neuer Flaschen.

Geht man von der Umlaufzahl 20 aus wäre mit Verlusten in Höhe von 5 % je Umlauf zu rechnen. Bei vier Umläufen und 20.000 Füllungen sind dies 1.000 verlorene Flaschen.

Es wären also nur Zuführungen in Höhe von 625 (= 1.000-375) Flaschen notwendig gewesen. Tatsächlich wurden aber 800 Flaschen eingekauft, also 125 zu viel. Daher sinkt der ausgewiesene Wert der Umlaufzahl.

Nicht zu klären ist, ob die Umlaufzahl für 2009 zu hoch geschätzt worden ist oder ob nicht Umlaufdauer sich in 2010 wegen einem Überbestand hätte verlängern müssen und so der Korrekturfaktor anders ausgefallen wäre.

Es kann mit diesem Beispiel aber gezeigt werden, dass die Bestimmung der Umlaufdauer als jährlicher Wert keineswegs trivial ist. Wäre die kurzfristige Umlaufzahl 20 richtig, dann müsste die Umlaufhäufigkeit 2010 bei 3,865 liegen.

$$U_{P,Z,2010} = \frac{20.000}{800 - \left(\frac{20.000}{3,865} - \frac{21.500}{4} \right)} = 20$$

Der Vergleich mit Zählung der Verluste hilft auch nur bedingt weiter. Der Wert bestätigt den ersten ermittelten Wert für $U_{P,Z,2010}$ und zeigt, dass der Absatzrückgang sich in der Aussortierung überzähli-

ger Flaschen niederschlägt. Bei der Interpretation ist die grobe Abschätzung externer Verluste zu berücksichtigen.

Bewertung der Produktionsrechnung

Mit dem Bezug auf die Verluste bzw. die Zukäufe stehen bei der Produktionsrechnung zwei Berechnungsvarianten zur Verfügung, die zu unterschiedlichen Erhebungsansätzen führen.

Sie können daher als zwei verschiedene Methoden betrachtet werden.

Für beide gilt, dass nur ein Ausschnitt aus dem Gesamtzyklus eines Mehrwegsystems erfasst wird.

Damit stellen sich systematische Fragen, die zu gegenläufigen Auswirkungen führen können:

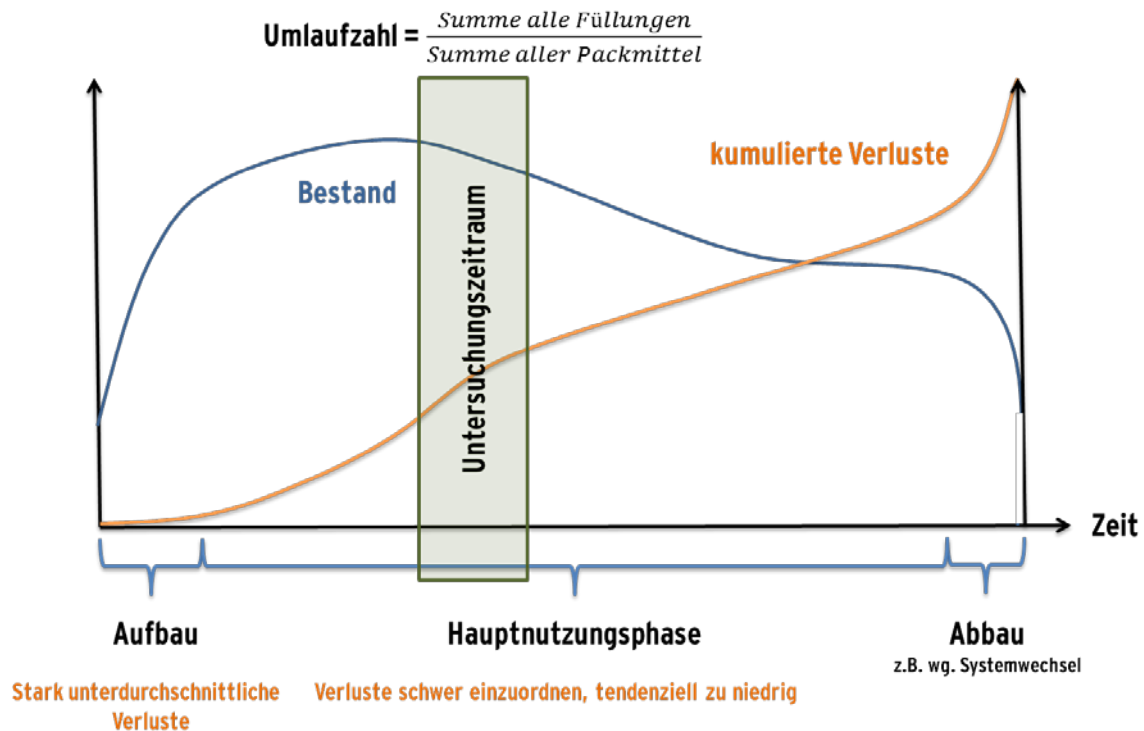
- Auch bei Betrachtung eines längeren Zeitraums gilt, dass ein Mehrweggebinde, das nicht zurückkommt, nicht zwangsläufig verloren ist. Besonders die Ausdehnung des Bestandes kann zu Verzerrungen führen, die mittels der Gefachezählung nur unzureichend erfasst werden können.
- Altersabhängige Verlustwahrscheinlichkeiten und wellenförmige Aussonderungen verzerren bei einer jährlichen Betrachtungsweise das Bild und können zu einer Unter- oder Überschätzung der tatsächlichen Umlaufzahl führen.
- Bei der über die Zukäufe errechnete Umlaufzahl sind zwar die Bestandsänderungen, die auf Absatzschwankungen basieren eliminiert, aber der Bestand ist noch anderen Faktoren unterworfen, die hiervon nicht erfasst werden. Es empfiehlt sich auf jeden Fall auch eine Kontrollrechnung mit $\Delta B_n = 0$ durchzuführen, um den Effekt der Bestandsänderung bewerten zu können.⁸¹
- Die Umlaufhäufigkeit hat einen erheblichen Einfluss auf die Ergebnisse der über die Zukäufe ermittelten Umlaufzahl. Die Unsicherheit bei der Ermittlung wirken sich daher mittelbar auf die Umlaufzahl aus.
- Da die künftige Abbauphase eines Mehrwegsystems nicht erfasst ist, wird die tatsächliche Umlaufzahl überschätzt, da nur die periodenbezogene Verlustquote in die Umlaufzahl eingeht und daher das Systemende nicht berücksichtigt wird.

Je nach der Phase in der sich ein Mehrwegsystem befindet führt dies zu Unter- oder Überschätzung der Umlaufzahl. Die nachfolgende Grafik soll dieses Phänomen veranschaulichen:

⁸¹ Die Erfahrung der GVM mit der Berechnung von Umlaufzahlen zeigt, dass die durch die Bestandsänderung induzierten Zukäufe sehr hoch sein können. Je mehr sich dieser Wert den erfassten Zukäufen nähert, desto größer wird die errechnete Umlaufzahl. Im Extremfall kann der Wert sogar größer als die ausgewiesenen Zukäufe sein. Werden z. B. im November des Vorjahres neue Flaschen in der Erwartung eines Absatzwachstums angeschafft, gehen sie nicht in Zukauf des aktuellen Jahres ein. Die Eliminierung der Bestandsänderung im aktuellen Jahr bezieht sich dann auf das falsche Jahr.

Abbildung 51: Darstellung des Bestandes und der kumulierten Verluste eines Mehrwegsystems

Die in einem Zeitkorridor ermittelte Umlaufzahl liefert einen Erwartungswert der Umlaufzahl, der aus verschiedenen Gründen von der tatsächlichen einmal eintretenden Umlaufzahl abweicht.



© IFEU/ GVM/ INTEGRAHL 2015

Die Überschneidung der verschiedenen Störeffekte macht eine Einschätzung der Umlaufzahl nach der Produktionsrechnung schwierig.

Es bedarf auf jeden Fall einer qualitativen Bewertung der Systemumgebung und der Marktbedingung hinsichtlich der möglichen Einflüsse auf das Ergebnis.

Erhebung der Daten in der Produktionsrechnung und daraus resultierende Schlussfolgerungen

Der Charme der Produktionsrechnung liegt im begrenzten Zeitausschnitt. Damit steigen die Chancen, die notwendigen Daten zu ermitteln.

Daten über Füllungen und Zuführungen stehen in der Regel in den Unternehmen zur Verfügung. Sollen die Verluste erhoben werden, so sind deutlich höhere Aufwendungen notwendig. Das gilt für Erhebungen zu einem Poolsystem genauso wie für Erhebungen zu einem Individualsystem.

Nicht in allen Fällen ist eine jahresweise Betrachtung sinnvoll. Je häufiger wellenförmige Bewegungen im Zukauf erfolgen, desto sinnvoller ist die Ausdehnung auf einen größeren Zeitraum.⁸² Dies gilt besonders für Flaschenkästen.

⁸² So wurde in UBA II neben der einjährigen auch eine zweijährige Betrachtung der Umlaufzahl durchgeführt.

Bei Flaschen hilft die jährliche Betrachtung zwei oder drei aufeinanderfolgender Jahre, die Validität der errechneten Umlaufzahl einzuordnen. Starke Unterschiede sprechen für nicht kontrollierbare und nicht bereinigte Einflüsse, die es zu interpretieren gilt.

Hochrechnung der Daten aus der Produktionsrechnung

Für die Erhebung von Umlaufzahlen eines Mehrwegpools ist die Hochrechnung der einzelnen jährlich auszuweisenden Parametern (Füllungen, Zukäufe, Verluste, Bestandsänderung, Umlaufdauer) der interviewten Unternehmen unter Berücksichtigung ihrer Marktbedeutung am Gesamtpool notwendig und erst abschließend die Ermittlung der Poolumlaufzahl.⁸³ Eine Hochrechnung der Umlaufzahlen ist nicht zulässig.

Die nachfolgende Formel zeigt die Berechnung der Umlaufzahl für einen Pool mit mehreren Unternehmen auf Basis der Daten aus zwei Betrieben. Die Hochrechenfaktoren h_1 und h_2 sind die Marktanteile der beiden interviewten Betriebe.

Formel 23

$$U_{P,Z,n}(\text{Pool}) = \frac{h_1 * F_{n,1} + h_2 * F_{n,2}}{h_1 * \left(Z_{n,1} - \left(\frac{F_{n,1}}{UH_{n,1}} - \frac{F_{n,1-1}}{UH_{n,1-1}} \right) \right) + h_2 * \left(Z_{n,2} - \left(\frac{F_{n,2}}{UH_{n,2}} - \frac{F_{n,2-1}}{UH_{n,2-1}} \right) \right)}$$

Anders gestaltet sich die Zusammenfassung von Umlaufzahlen aus Individualsystemen. Im Kapitel Verpackungssysteme wurde festgelegt, dass ein Verpackungssystem ähnliche Hauptpackmittel des gleichen Packmitteltyps, Packstoffs, gleicher Füllgröße und Klassifikation zusammenfassen kann. D. h. für das Getränkesegment Bier dürfen alle Individualgebinde 0,5 L Glas-Mehrweg zusammen betrachtet werden und damit auch eine gemeinsame Umlaufzahl ermittelt werden. Tatsächlich handelt es sich aber um einzelne Mehrwegkreisläufe, deren Einzelparameter weitgehend unabhängig voneinander sind. Daher ist in diesem Fall die Hochrechnung über die Einzelumlaufzahlen vorzunehmen.

Die nachfolgende Formel zeigt die Berechnung der Umlaufzahl für die Individualsysteme eines Getränkesegments (einer Materialgruppe und Füllgröße) mit mehreren Unternehmen auf Basis der Daten aus zwei Betrieben. Die Hochrechenfaktoren h_1 und h_2 sind die Marktanteile der beiden interviewten Betriebe.

Formel 24

$$U_{P,Z,n}(\text{Individual gesamt}) = h_1 * U_{P,Z,n}(1) + h_2 * U_{P,Z,n}(2)$$

Für beide Hochrechnungen gilt, dass zwei Interviews für die Berechnung eines Pools kaum ausreichen werden.

Die Auswahl sollte eine angemessene Abdeckung der Regionen und der Betriebsgrößen des jeweilig untersuchten Mehrwegsystems gewährleisten.

5.5.5.3 Lebensalterrechnung

Die Lebensalterrechnung zielt im Unterschied zu den beiden anderen Methoden nicht auf die tatsächlichen Zukäufe ab, sondern nur auf die Parameter Gebindealter (G) und Umlaufhäufigkeit (UH). Da-

⁸³ Damit werden auch Effekte, wie überhöhte Bedienung am Rücklauf oder unterschiedliches Aussonderungsverhalten, ausgeglichen.

hinter steckt die plausible Überlegung, dass den Nutzungsphasen eines Mehrweggebundes auch ein konkretes Alter gegenüber steht und daher folgender Zusammenhang besteht:

Formel 25

$$U_L = G \times UH$$

Auch hier ist es so, dass die tatsächliche Umlaufzahl von der hier ermittelten Umlaufzahl abweicht. Da die künftige Abbauphase eines Mehrwegsystems nicht erfasst ist, ist der Schluss naheliegend, dass $U_L > U$ ist.

Die Vorgehensweise wurde neben frühen Berechnungen der Umlaufzahl von Mehrwegflaschen für Milch⁸⁴ in den letzten Jahren bei Getränken v. a. seitens des Fraunhofer-Instituts IML zur Berechnung der Umlaufzahlen für die GDB eingesetzt.⁸⁵

Bestimmung des Gebindealters

Eine wesentliche Aufgabe besteht darin, dass durchschnittliche Gebindealter zu bestimmen. Es geht hier nicht um die Bestimmung des Alters aktiver Gebinde, sondern um das „Sterbe“-Alter, also das Alter, in dem die Gebinde den Kreislauf verlassen.⁸⁶

Ein empirischer Ansatz der Ermittlung des Lebensalters erfordert daher eine Differenzrechnung aus den Gebinden, die dem System zugeführt worden und denen, die noch im System sind.

Erfasst werden bei einer solchen Erhebung das Alter der Gebinde und die Mengenbedeutung. Voraussetzung ist, dass eine Altersangabe auf den Gebinden verfügbar ist. Werden Gebinde gekennzeichnet, dann mit dem Produktionsdatum. Es bedarf daher einer Bereinigung des Zeitraums zwischen Produktion und Zuführung zum Mehrwegsystem. Die Korrektur ist v. a. für Gebinde mit geringer Lebensdauer notwendig.

Das Lebensalter eines Mehrwegsystems soll mittels einer Stichprobe ermittelt werden können. Auch bei einer solchen Stichprobe sind regionale Verteilungen und unterschiedliche Betriebsgrößen mit zu berücksichtigen und zu dokumentieren.

Die Altersverteilung einer solchen Stichprobe liefert aber lediglich Auskunft über das Durchschnittsalter der aktiven Gebinde und nicht über das Alter der ausgesonderten Gebinde.⁸⁷

Mohr/Püschel schlagen für Bierflaschen vor, das Gebindealter aus einer Untersuchung der Aussonderungen zu ermitteln und mit dem Durchschnittsalter zu vergleichen.⁸⁸ Mit einer entsprechenden Simulation ließe sich eine Bestandssimulation erstellen, wenn man die Füllungen und die Umlaufdauer kennen würde. Letztlich bleibt aber dieser Ansatz auch im Dunkeln, sodass insgesamt die Frage einer methodischen Vorgehensweise zur Ermittlung des Lebensalters von Gebinden ungeklärt bleibt.

⁸⁴ Vgl. [Huber]

⁸⁵ Vgl. [IML 2010]

⁸⁶ Auch hier hilft die Analogie zur Bevölkerungsstatistik. Für die Lebenserwartung wird das voraussichtliche Sterbezeitpunkt und nicht das aktuelle durchschnittliche Lebensalter ermittelt.

⁸⁷ In der [IML 2010] wird die aktuelle Entwicklung aus der Gegenüberstellung mit einer 2. Stichprobe, die einige Jahre zuvor erhoben wurde, abgeleitet. Dabei wird aber auf ein Flaschenalter aus der damaligen Stichprobe verwiesen, das selbst in der Ermittlung nicht dokumentiert ist.

⁸⁸ [Mohr/Püschel], S. 1980

Bestimmung der Umlaufhäufigkeit

Bei den IML Berechnungen des Jahres 2010 wurde die Umlaufhäufigkeit praktisch konstant gesetzt, so dass ein linearer Zusammenhang zwischen Umlaufzahl und Lebensalter unterstellt wurde.

Tatsächlich unterliegt die Umlaufhäufigkeit eines Mehrwegsystems Veränderungen, die von der Bestandsentwicklung und verschiedenen Marktfaktoren abhängen (vgl. oben die entsprechenden Ausführungen zur Produktionsmethode). Sie kann daher nur als jahresbezogener Wert ausgedrückt werden.

Für die Bestimmung der Umlaufhäufigkeit bieten sich zwei Wege an:

- Geht man von der Argumentation für die Bestandrechnung aus, so wird die Umlaufhäufigkeit aus der Umlaufdauer geschätzt. So könnten das Abfülldatum bei der Stichprobe des Lebensalters mit erhoben und so eine Umlaufdauer geschätzt werden, aber der Wert ist nur für das aktuelle Jahr gültig. Eine genaue Berechnung setzt voraus, dass die Umlaufhäufigkeit für die einzelnen Beobachtungsjahre bestimmt wird. Die notwendigen Daten stehen in der Regel aber kaum zur Verfügung.
- Den zweiten Ansatz liefert die Berechnungsregel der DIN CEN/TR 14520. Hier wird der durchschnittliche Bestand eines Zeitraums ermittelt und diese in Relation zu den Füllungen gesetzt. Die Argumentation in der DIN weist ausdrücklich darauf hin, dass die Berechnung der durchschnittlichen Kreislaufdurchgänge (\approx der Umlaufhäufigkeit) voraussetzt, dass die Populationszahl (\approx Bestand) „exakt bekannt sein“ muss.⁸⁹ Für offene Systeme würde daher diese Berechnungsweise nicht in Frage kommen. Mit diesem Verfahren könnte die Umlaufhäufigkeit auch für längere Zeiträume als ein Jahr berechnet werden, vorausgesetzt, die Daten über Zukäufe und Abgänge stehen zur Verfügung. Die große Unsicherheit dieser Vorgehensweise liegt in der Abschätzung der externen Verluste und der Ermittlung des Ausgangsbestandes.

Bewertung der Lebensalterrechnung

Grundsätzlich ist auch dieses Berechnungsverfahren historisch orientiert und liefert insofern ebenfalls nur einen Schätzwert der tatsächlichen Umlaufzahl. Im Falle eines schrumpfenden Marktes besteht die Gefahr, dass die Umlaufzahl überschätzt wird, da der künftig notwendige Abbau von Gebinden deutlich größer sein kann, als es das Lebensalter nahelegt.

Da bei der Lebensaltermethode die Nutzung der Gebinde aus vielen Jahren eingeht spielt die Veränderung der Umlaufhäufigkeit eine wichtige Rolle. Eine entsprechende Gesamtbetrachtung von Bestandsentwicklung, Füllungen, Zukäufe und daraus abgeleitete der Umlaufhäufigkeiten ist daher unerlässlich.

Das Hauptproblem der Lebensalterrechnung besteht in der Verfügbarkeit der notwendigen Daten. Aus diesem Grund ist dieses Verfahren nur für ein geschlossenes Poolsystem anwendbar oder für einzelne Individualgebilde, also auf Unternehmensebene, sinnvoll. Für offene Poolsysteme oder die Gruppenbetrachtung von Individualgebilden kommt es nicht in Frage.

Trotzdem bleibt, dass die Ergebnisse von erheblichen Unsicherheiten beeinflusst werden, die in der Datenbasis begründet sind. Die bisher unklare Methode der Gebindealterbestimmung erfordert auf jeden Fall ein hohes Maß an Transparenz der Datenbeschaffung und Berechnungswege.

⁸⁹ [DIN CEN/TR 14520], S. 5

5.5.5.4 Die Zuordnung der Exporte

Die Folgen einer falschen Zuordnung der Exporte sollen durch folgendes Beispiel erläutern werden. Ausgangspunkt ist ein Unternehmen, das 2 % seiner Abfüllung in Mehrweg exportiert und 75 % der Flaschen aus dem Export zurückführt und wieder einsetzt, während der Wiedereinsatz aus dem Inlandsabsatz bei 96 % liegt. Daraus ergeben sich folgende Varianten:

Tabelle 31: Modellbetrachtung über den Einfluss der Exporte auf die Umlaufzahl

| | Gesamt | Inland - richtige Ermittlung | Inland - fehlerhafte Zuordnung Rücklauf | Export |
|---|---|------------------------------------|--|----------------------------|
| Absatzmenge | 1.000 | 980 | | 20 |
| Absatzverteilung | 100 % | 98 % | | 2 % |
| Wiedereinsatz- menge | = $980 * 96 \% + 20 * 75 \%$ = 955,9 | = $980 * 96 \%$ = 940,9 | = $940,9 + 7,5$ = 948,4 | = $20 * 75 \%$ = 15 |
| Verlustquote | 4,1 % | 4 % | 3,22 % | 25 % |
| Umlaufzahl (U _v) (vereinfacht) | ca. 24,4 | 25 | ca. 31 | 4 |
| Zukauf (Z) (vereinfacht) | 44,1 | = $44,1 * 98 \%$ = 43,22 | | = $44,1 * 2 \%$ = 0,882 |
| Umlaufzahl (U _v) (vereinfacht) | ca. 24,4 | ca. 24,4 | | ca. 24,4 |

Der Effekt ist, dass die Exporte die Umlaufzahl negativ beeinflussen, da die Verluste aus den Exporten wesentlich größer sind.

Man kann davon ausgehen, dass der Export durch die Abfüllunternehmen recht gut erfasst wird. Wird bei Berechnung der Umlaufzahl nur der Inlandsabsatz zugrunde gelegt, muss sichergestellt werden, dass der Rücklauf aus den Exporten unberücksichtigt bleibt, bzw. erfasst und abgezogen wird.

Eine fehlerhafte Einbeziehung der Rückläufe aus dem Export führt zu einer deutlichen Überhöhung der Umlaufzahl (U_v). Das Beispiel weist bei einer Exportquote von 2 %, einer Rücklaufquote von 75 % und einer fehlerhaften Zuordnung von 50 % eine Erhöhung der Umlaufzahl um 24 % auf.

Wenn die Umlaufzahl über die Zuführungen berechnet werden soll, bleibt nur die prozentuale Aufteilung nach den Absatzmengen. D. h. der Unterschied zwischen beiden Teilkreisläufen würde wegfallen und in Folge dessen die Umlaufzahl (U_z) des Inlandes tendenziell unterschätzt. Je niedriger die Exportquote und je höher die Rückführung aus den Exporten, desto unbedeutender der Fehler. Im oben gerechneten Beispiel ist der Unterschied nicht mehr relevant.

Für die Berechnung der Umlaufzahl über das Lebensalter ist der Export nicht zu eliminieren, dürfte aber bei den großen Mehrwegpools, für die das Verfahren in Frage kommt, auch nur eine marginale Rolle spielen.

Im Ergebnis lässt sich festhalten,

- dass das Problem nur relevant ist, wenn große Unterschiede bei den externen Verlusten zwischen dem inländischen Kreislauf und dem Export zu erwarten sind und
- dass man dann für Exportquoten bis 2 % davon ausgehen kann, dass der Fehler in der Berechnung der Umlaufzahl des Inlandsabsatzes auf Basis der Aufteilung der Zukäufe kaum ins Gewicht fällt,
- dass für eine Berechnung über die Verluste eine besondere Sorgfalt in der Zuordnung der Rücklaufströme erforderlich ist.

Daher ist es notwendig, dass in der Dokumentation der Exportanteil des jeweiligen Mehrweggebundes beschrieben wird und eine kurze qualitative Bewertung der Rückführung der Gebinde aus dem Export erfolgt.

5.5.5.5 Schlussfolgerungen

Empirisch bestimmte Umlaufzahlen stellen einen Rückblick dar, der die tatsächliche, vom Ende eines Mehrwegsystems gedachte Umlaufzahl häufig **überschätzt**.

Werden die Umlaufzahlen unter Bezug auf aktuelle Zeiträume ermittelt, beeinflussen zudem noch vielseitige kurzfristige Markteffekte.

Je länger der untersuchte Zeitraum ist, desto mehr werden kurzfristige Effekte eliminiert. Dies kann methodisch zu größerer Stabilität führen, vergrößert mit größer werdendem Zeitraum aber den Einfluss „historischer“ Abläufe.

Die Komplexität der Marktbewegungen bei Mehrweggebunden lässt sich aber mittels der vorhandenen Errechnungsmethoden oft nur unzureichend abbilden.

Insbesondere die Multi-Korrelationen zwischen den einzelnen Parametern sind kaum kontrollierbar und führen zu **systematischen Fehlern**, die auch bei einer Wiederholung der Ermittlung nicht aufhebbar sind.⁹⁰

Deutlich wird dies darin, dass die verschiedenen methodischen Ansätze bei gleicher oder ähnlicher Datenlage verschiedene Ergebnisse liefern. Sie geben insofern einen Hinweis auf die Fehlerräume, ohne dass die verschiedenen Werte als statistische Bandbreite anzusehen wären. Sie sind daher auch nicht für eine Mittelwertbildung geeignet.

Neben den methodischen Problemen ergeben sich aber auch weitere systematische Fehler durch die Datenerhebung:

- Angemessenheit der Auswahl: Wie an verschiedenen Stellen genannt, ist es bei Pool-Mehrwegsystemen notwendig, dass die Daten den Pool repräsentieren. Bei einem geschlossenen Pool stehen ein Teil der Daten beim Poolbetreiber zur Verfügung. Andere Daten müssen bei Unternehmen erhoben werden, so dass eine Schichtung nach Marktbedeutung und regionaler Streuung notwendig ist.
- Die Neigung zur Bereitstellung von Daten hat einen großen Einfluss und wird nicht bei allen Ökobilanzen gleich groß sein. Neben dem Auftraggeber der Ökobilanz wird die Bereitschaft zur Mitarbeit auch durch den Arbeitsaufwand für die teilnehmenden Unternehmen, die dortige Verfügbarkeit der gewünschten Daten und v. a. die Haltung des Unternehmens, Einblicke ins Unternehmen zu gewähren, geprägt.

⁹⁰ Ein Beispiel ist die Korrelation zwischen Bestand und Umlaufdauer eines Jahres. Sinkt der Absatz und es werden in Folge dessen weniger Flaschen benötigt, so entsteht ein Überbestand. Dieser führt rechnerisch zu weniger Verlusten, einem reduziertem Nachkauf, Aussonderung und/oder einer Verlangsamung der Umlaufdauer. Wird in der Berechnung nur mit konstanten Umlaufdauern gerechnet, so muss die Veränderung sich in den anderen Parametern niederschlagen.

- Die Auswahl der teilnehmenden Abfüllbetriebe: Nicht bei jeder Erhebung werden sich die gleichen Unternehmen zur Teilnahme bereiterklären. Vergleichende Erhebungen (z. B. in einer Zeitreihe) werden damit erschwert, da das Ergebnis, durch die Besonderheiten der teilnehmenden Abfüllbetriebe beeinflusst wird.
- Die Kosten einer Primärerhebung sind erheblich. Es werden nicht für jede Ökobilanz entsprechende Budgets zur Verfügung stehen. Unterschiedliche Budgets zwingen zur angepassten Vorgehensweise. Die Konsequenzen für die Ergebnisse sind nur schwer einschätzbar.

Für künftige Untersuchungen ist es daher dringend geboten, die Erhebungsbedingungen transparent darzustellen.

Für jeden einzeln erhobenen Wert ist auch von einem **statistischen Fehler auszugehen**, der z. B. von der Untersuchungsgröße abhängt. In bisherigen Untersuchungen wurden solche Fehler ebenfalls nicht thematisiert. Eine qualitative Beschreibung sollte in jeder Untersuchung erfolgen, besser wäre die Darstellung eines Ergebniskorridors.

5.5.6 Umgang mit unterschiedlichen Ergebnissen

- Grundsätzlich verlangt die Umsetzung der Umlaufzahl in den Referenzfluss einen Einzelwert.
- Dem gegenüber steht der Umstand, dass die verschiedenen Methoden zur Ermittlung der Umlaufzahl auch unterschiedliche Ergebnisse liefern.
- Die Unterschiede sind in der Regel nicht auf statistische Fehler zurückzuführen, somit auch nur schwer kontrollierbar.
- Daher kann auch nicht so ohne weiteres gesagt werden, welche Methode die Bessere ist. Entscheidend für die genaue Vorgehensweise für die Anwendung ist oftmals die Datenlage.
- Sollten die hier genannten Berechnungswege modifiziert werden, so ist die Zielsetzung und die Vorgehensweise differenziert zu dokumentieren.
- Praktisch in alle Berechnungsmethoden fließen Annahmen ein. Sie sind transparent darzustellen und in Varianten durchzurechnen. Daraus folgt, dass für jede Berechnungsmethode Ergebniskorridore vorzulegen sind.
- Grundsätzlich sollte zudem immer mit zwei verschiedenen Methoden gerechnet werden, um ein Gefühl für die Bandbreiten der Umlaufzahlen zu gewinnen, eine Methode sollte eine Variante der Produktionsrechnung sein.
- Die Ergebnisse sind ausführlich zu dokumentieren. Auf dieser Grundlage sind verschiedene Arbeitswerte, die die Bandbreite der Ergebnisse abdecken, für die Berechnung des Referenzflusses festzulegen.
- Die verschiedenen Arbeitswerte sind vor dem Hintergrund des sinkenden Einflusses steigender Umlaufzahlen auf den Referenzfluss zu erläutern.

Auch in UBA II wurde die Umlaufzahlen nach zwei verschiedenen Methoden ermittelt. Als Ergebnis wurde ein Korridor möglicher Umlaufzahlen ausgewiesen und aus diesem auf Grundlage einer qualitativen Bewertung ein Arbeitswert für die Berechnungen der Ökobilanz festgelegt. Dieser Arbeitswert „ist kein statistischer Mittelwert, sondern entspringt der Notwendigkeit, für die Berechnung der Ökobilanz konkrete Zahlenwerte festzulegen.“⁹¹ Leider ist dieser Zusammenhang in weiteren Diskussionen und Betrachtungen verlorenen gegangen und der Arbeitswert wurde als tatsächliche Umlaufzahl interpretiert.

⁹¹ Vgl. [UBA 2000a] dort der GVM-Bericht „Umlaufzahlen“ S. 24 und die Diskussion der Ergebnisse für alle Packmittel auf den Seiten 26ff.

5.6 Thema Distribution

5.6.1 Beiträge aus dem Begleitkreis zum Thema Distribution

Nach Vorlage und Aussendung des ersten Zwischenberichtes zum F&E Vorhaben „Prüfung und Aktualisierung der Ökobilanzen für Getränkeverpackungen“ im Sommer 2012 hatten die Teilnehmer des Begleitkreises zum Forschungsvorhaben die Gelegenheit fachliche Stellungnahmen zu den einzelnen im Rahmen des Projektes zu bearbeitenden Themen abzugeben. Zum Thema Distribution gingen verschiedene Stellungnahmen ein, die hier in hochverdichteter Form wiedergegeben werden:

- Grundsätzliche Forderungen an Distributionsentfernungen
 - Für jedes Verpackungssystem soll die Distributionsentfernung gesondert ermittelt werden.
 - Importe sollen (mindestens in einer Sensitivitätsanalyse) einbezogen werden, also auch die tatsächlichen Entfernungen für importierte Getränke.
 - Berücksichtigung systembedingter Unterschiede in der Distribution von Einweg und Mehrweg-Systemen
 - Keine Gleichsetzung der Transportentfernungen bei Einweg und Mehrweg
 - Verzicht auf einen Entfernungsmittelwert, statt dessen Abbildung mehrerer unterschiedlicher Konsumsituationen bzw. unterschiedlicher Entfernungscluster
 - Berücksichtigung der Redistribution bei Mehrweg und Ermittlung der spezifischen Rücktransporte für Poolgebilde
 - Berücksichtigung der Transporte zu Sortierzentren bei Einweg
- Methodische Forderungen
 - Überprüfung des neuen methodischen Ansatzes der GVM zur Ermittlung der Distributionsentfernung
 - Stichprobenbezug erfordert den Ausweis von Bandbreiten und eine Berücksichtigung dieser in Szenarien.
 - Verzerrungsfaktoren sind zu berücksichtigen.
 - Regionale Streuung
 - Unterschiedliche Distributionsformen (Pool-Mehrwegsysteme, Standortgebundene individuelle Mehrwegsysteme und nicht standortgebundene Individualsysteme)
- Sonstige Forderungen:
 - Verweis auf die laufende Untersuchung von Deloitte
 - Transparente und verifizierbare Herleitung, Dokumentation der Methodik
 - Plausibilitätsnachweise

5.6.2 Ausgangssituation

Die Distribution hat einen großen Einfluss auf das Ergebnis von Ökobilanzen für Verpackungssysteme, was sich besonders in der Gegenüberstellung von Mehrweg- und Einweg-Verpackungssystemen zeigt.

Dafür lassen sich zwei Ursachen aus den Verpackungssystemen ableiten:

1. Die Masse-Relation zwischen Verpackung und Füllgut und der Auslastungsgrad der Transporte ist für die Verpackungssysteme unterschiedlich, was sich v. a. zu Lasten von Mehrweg-Verpackungssystemen auswirkt.
2. Mehrwegpackmittel werden zum Abfüller zurückgebracht (Redistribution), was zusätzliche Transportaufwendungen nach sich zieht. Bei Einwegpackmitteln fallen die Transporte der bepfandeten Packmittel zum Zählzentrum (meist im Zentrallager) an.

Die Arbeiten bei Getränkeverpackungsökobilanzen konzentrierten sich auf die Distributionsstruktur und die –entfernung. In den Dokumentationen stand eine plausible Modellierung der Distributions-

struktur im Vordergrund, während viele andere Faktoren wie die Bestimmung der Entfernungen, der Anteil der Leerfahrten u. v. m. oft nur unzureichend dokumentiert wurden.

Dafür gab es verschiedene Gründe. Die Studien orientieren sich an UBA II, so dass nur spezifische Parameter ermittelt wurden. Eine umfassende methodische Aufarbeitung des Themas Distribution fand nicht statt. Die Erhebungsverfahren wurden meist nicht thematisiert.

Zwei weitere Gründe für eine vereinfachte Vorgehensweise liegen auch darin, dass die Erhebung von Distributionsdaten ein kostspieliges Unterfangen ist und die Bereitschaft der Unternehmen an der Ermittlung von Transportdaten mitzuwirken, eher gering ist.

Zwei Studien haben dazu beigetragen, dass die Diskussion in den letzten Jahren erneut aufgenommen wurde.

- Im Zuge der BCME-Studie [IFEU 2010c] wurde der ökobilanzielle Vergleich der Verpackungssysteme ausgehend von gleichen Distributionsentfernungen durchgeführt. Dazu wurden verschiedene Entfernungsszenarien untersucht. Auch wenn die Vorgehensweise durch mangelnde Daten begründet war, wurde damit die Frage aufgeworfen, welche Entfernungsangaben die richtigen für einen ökobilanziellen Vergleich sind.⁹²
- Mit der Veröffentlichung der Studie [GVM 2011] wurde erstmals ein anderer Weg zur Ermittlung der Transportentfernungen vorgestellt. Eine zentrale Aufgabenstellung der Studie war die **repräsentative Erhebung** der Entfernungen.

5.6.3 Grundsätzliche Fragen der Distribution

5.6.3.1 Verpackungsspezifische Unterschiede in der Distribution

Mit UBA II wurde zum ersten Mal eine empirisch gestützte Analyse der Distributionsstrukturen durchgeführt. Eine Zielsetzung war herauszuarbeiten,

- „einerseits typische Unterschiede zwischen den einzelnen Packmitteln mit den zugehörigen Verpackungssystemen,
- andererseits Unterschiede, die nicht auf die Verpackungen zurückzuführen sind, sondern z. B. unternehmens- oder marktbedingt sind.“⁹³

Ein wichtiges Ergebnis der Studie [UBA 2000b] war, dass in den Distanzen zwischen den Distributionspunkten für Einweg und Mehrweg kein Unterschied bestand. Die nachfolgende Tabelle zeigt die Ergebnisse zitiert aus der Studie [IFEU 2008].

⁹² Die Frage ist nicht neu. Sie wurde schon in UBA II aufgegriffen: So „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 „Distribuerfreundlichkeit“, anzulasten. So könnte diese weitere Strecke auch durch einen geringeren Marktanteil dieses Verpackungssystems und infolgedessen einer geringeren Abfüllerichte begründet sein. Eine hierdurch hervorgerufene Mehrbelastung dürfte nicht dem Verpackungssystem angerechnet werden.“ [UBA 2000a] Materialsammlung – Bericht 6, S. 1

⁹³ [UBA 2000a] Materialsammlung – Bericht 6, S. 1

Tabelle 32: Transportparameter für die Distribution von Mineralwasser in der UBA-Ökobilanz II

| Distribution von Mineralwasser in Deutschland 2004 | | | | | | | | | | | |
|--|----------------|--------|--------------|-------------|--------------|-------------|---|---------|---------|---------|--------|
| Distributionswege | Verteilung (%) | | Distanz (km) | | | | LKW-Größen (Vol.-% Getränkemenge differenziert nach zulässigem Gesamtgewicht) | | | | |
| | Mehrweg | Einweg | Mehrweg voll | Einweg voll | Mehrweg leer | Einweg leer | > 32 t | 26-32 t | 20-26 t | 14-20 t | < 14 t |
| Vom Abfüller | | | | | | | | | | | |
| Direktvertrieb | 30% | 15% | 110 | 110 | 110 | 90 | 66 | 3 | 27 | 4 | 0 |
| zum "GFGH" | 62% | 28% | 170 | 170 | 170 | 140 | 88 | 2 | 9 | 1 | 0 |
| zum Zentrallager | 8% | 57% | 210 | 210 | 210 | 170 | 94 | 2 | 4 | 0 | 0 |
| 2. Distributionsstufe | | | | | | | | | | | |
| vom "GFGH" zum POS | 62% | 28% | 50 | 30 | 50 | 30 | 35 | 1 | 35 | 25 | 4 |
| vom Zentrallager zum POS | 8% | 57% | 90 | 60 | 90 | 60 | 77 | 5 | 17 | 1 | 0 |
| Mittelwert Gesamtdistanz | | | 193 | 179 | 244 | 188 | | | | | |

Die Unterschiede in der Gesamtentfernung treten durch die packmittelspezifischen Anteile der unterschiedlichen Distributionswege und durch die Rücktransporte von Mehrweg bzw. die Leertransporte bei Einweg auf.

In verschiedenen IFEU-Studien seit 2004 wurde der Anspruch formuliert, den veränderten Marktbedingungen Rechnung zu tragen, die v. a. durch eine starke Verschiebung des Absatzes in Richtung Discount geprägt waren. Die Erhebungen, die zur Ermittlung der Entfernung durchgeführt wurden, zeigten, dass sich die Entfernungen zum Zentrallager zwischen Einweg- und Mehrweg deutlich unterschieden. So wurde statt bisher 210 km für Mehrweg eine Entfernung von 128 km und für Einweg eine Entfernung von 245 km ermittelt.⁹⁴

Ursachen sind einerseits die unterschiedliche geographische Marktdurchdringung der Getränke, andererseits die sinkende Anzahl der Abfüllbetriebe bei gleichzeitiger Konzentration der Abfüllmenge.

Damit ist aber die Frage nicht beantwortet, ob die veränderten Entfernungen verpackungsspezifisch oder füllgutspezifisch bedingt sind.

5.6.3.2 Was ist die richtige Transportentfernung?

Die Ermittlung der Transportentfernung ist kein Selbstzweck, sondern der ökobilanziellen Zielsetzung untergeordnet. Im Rahmen dieses Projektes stehen Anforderungen an Ökobilanzen im Vordergrund, die beim Umweltbundesamt eingereicht werden und die bundesweite Verhältnisse widerspiegeln sollen.

Es erfordert, wie an vielen anderen Stellen der Ökobilanz, eine durchschnittliche Betrachtungsweise, mit der die Verteilung der Daten in den Hintergrund tritt.⁹⁵

Die Frage ist nun, ob die Durchschnittswerte

- packmittelspezifisch oder
- absatzspezifisch

⁹⁴ [IFEU 2008] S. 39ff

⁹⁵ Zusätzlich zur Durchschnittsbetrachtung sollte daher immer auch die Verteilung der Daten betrachtet werden. Es macht in der Interpretation einen großen Unterschied, ob man es mit einer breiten oder engen Streuung zu tun hat, ob eine linksschiefe oder bimodale Verteilung vorliegt. Mit einer Vorstellung von der Verteilung der Daten lassen sich Szenarien adäquat begründen.

ermittelt werden sollen. Das nachfolgende Beispiel soll den Unterschied aufzeigen. Ausgangspunkt ist die Distribution eines Unternehmens, das ein Getränk mittels zweier Verpackungsvarianten an zwei Absatzorte mit unterschiedlicher Entfernung liefert. Die Gebinde unterscheiden sich hinsichtlich der Gewichte, so dass mit einem 20 Tonnentransport einmal 12 Tonnen und das andere Mal 10 Tonnen Getränke geliefert werden können.

Im Beispiel werden nur die Distributionsentfernungen beschrieben. Die Themen Redistribution, Rückführung oder Leerfahrten sind hierfür zunächst nicht notwendig einzubeziehen.

Tabelle 33: Absatzbezogene Effekte auf die durchschnittliche Distributionsentfernung

| Zwei Packmittel mit unterschiedlicher Auslastung | | | | | |
|---|-------------------|-------------------------------|-----------|--------|--|
| Geg.: Distribution 10.000 t Getränk, 6.000 t an Ort A, 4.000 t an Ort B | | | | | |
| Masse pro Transport in Tonnen | | Gebinde 1 | Gebinde 2 | | |
| Masse Packmittel | | 8 | 10 | | |
| Masse Füllgut | | 12 | 10 | | |
| Zielort | Entfernung | Liefermenge Getränk in Tonnen | | | |
| Var. 1: gleiche Absatzmengen je Packmittel am Zielort | | | | gesamt | |
| Ort A | 50 km | 3.000 | 3.000 | 6.000 | |
| | Anzahl Transporte | 250 | 300 | 550 | |
| | ∅ Tkm Packmittel | 400 | 500 | 455 | |
| Ort B | 100 km | 2.000 | 2.000 | 4.000 | |
| | Anzahl Transporte | 167 | 200 | 367 | |
| | ∅ Tkm Packmittel | 800 | 1.000 | 909 | |
| durchschnittliche Entfernung | | 70 | 70 | 70 | |
| | Anzahl Transporte | 417 | 500 | 917 | |
| | ∅ Tkm Packmittel | 560 | 700 | 636 | |
| Var. 2: unterschiedl. Absatzmengen je Packmittel am Zielort | | | | gesamt | |
| Ort A | 50 km | 2.000 | 4.000 | 6.000 | |
| | Anzahl Transporte | 167 | 400 | 567 | |
| | ∅ Tkm Packmittel | 400 | 500 | 471 | |
| Ort B | 100 km | 3.000 | 1.000 | 4.000 | |
| | Anzahl Transporte | 250 | 100 | 350 | |
| | ∅ Tkm Packmittel | 800 | 1.000 | 857 | |
| durchschnittliche Entfernung | | 80 | 60 | 70 | |
| | Anzahl Transporte | 417 | 500 | 917 | |
| | ∅ Tkm Packmittel | 640 | 600 | 618 | |

Im Ergebnis zeigt sich, dass die durchschnittliche Entfernung von der Liefermenge abhängt. Für den Einzeltransport sind daher die Tonnenkilometer des Packmittels vom Masseanteil des Verpackungssystems abhängig. Gebinde 1 liegt daher um 20 % niedriger als Gebinde 2.

Ist das Verhältnis der Liefermengen zwischen den beiden Verpackungsvarianten je Ort gleich ändert sich daran auch in der Durchschnittsbetrachtung nichts. Ist es jedoch unterschiedlich, dann verschieben sich die durchschnittlichen Entfernungen und auch die durchschnittlichen Tonnenkilometer. Hier steigt der Anteil von Gebinde 1 am weiter entfernten Absatzort B, so dass sich die Tonnenkilometer erhöhen, umgekehrt bei Gebinde 2.

Das Problem ist nun, dass diese Verschiebung zwar absatzverursacht ist, aber auch zu tatsächlichen Lasten bei der Verpackung führt. Andererseits zeigt die Betrachtung, dass die die Verlagerung des

Absatzes zum Ort B auf das transporteffizientere Gebinde 1 eine Verminderung der durchschnittlichen Gesamtlast von 636 auf 618 Tonnen-km nach sich zieht.

D. h. die Verschlechterung beim Gebinde 1 führt zu einer Gesamtverbesserung, da die Lasten, die Gebinde 1 übernimmt geringer sind, als die die Gebinde 2 gewinnt. In der ökobilanziellen Gegenüberstellung der beiden Gebinde geht dies unter.

Zwischenfazit:

Wir schlagen als eine Mindestanforderung vor, dass man neben den gebindespezifischen Durchschnittswerten auch mindestens ein Szenario betrachtet, dass von der durchschnittlichen Distributionsentfernung des Getränkesegments ausgeht und diese für alle Verpackungssysteme zu Grunde legt.

Zur Erinnerung: Ergänzt werden müssen in jedem Fall die Redistributionsentfernungen und die Entfernung aus der Rückführung.

5.6.3.3 Der Transport als Allokationsprozess

Distribution

In der Distribution werden Verpackung und Füllgut gemeinsam und nicht trennbar transportiert. Daher liegt hier ein Koppelprozess vor, der eine Allokation des Inputs und des Outputs erfordert. Die Studie UBA II räumte dem Thema einen breiten Raum ein.⁹⁶

Im Rahmen dieser Studie wird es im Kapitel Allokation aufgegriffen. Sollte das Thema seit UBA II in der ökobilanziellen Diskussion weiterentwickelt worden sein, wird dies dort dargelegt und eine Regelung für künftige Getränkeverpackungsökobilanzen vorgeschlagen.

Redistribution

Die Leerguttransporte sind meist die Rückfahrten der Distributionstransporte und führen deshalb ausschließlich Leergut mit. Sie sind zu 100 % den zurückgeführten Packmitteln zuzurechnen.

Rückführung

Bezüglich der Zuordnung der Transportaufwendungen geht man bisher bei der Rückführung davon aus, dass nur bepfandetes Leergut transportiert wird.

Sollte die Rückführung allerdings ein Mischtransport sein (z. B. mit Paletten anderer Waren, oder Rollcontainern) müsste er als Koppelprodukt angesehen werden und eine Allokation sollte erfolgen.

Leerfahrten

Relevant ist die Allokation im Übrigen nicht nur für die Transportfahrt selbst, sondern auch für die Zurechnung von Leerfahrten. Der bisherige Automatismus, dass auch die Leerfahrten alloziert werden, sollte hinterfragt und begründet werden, da die Distribution durch das Packgut und nicht das Packmittel verursacht wird.

⁹⁶ [UBA 2000a] Endbericht S. 51ff

5.6.3.4 Rücktransport und Leerfahrten

Wie Tab. 32 zeigt werden Rücktransport und Leerfahrten in der tabellarischen Darstellung gerne zusammengefasst.

Es handelt sich aber um zwei unterschiedliche Prozesse, die daher immer getrennt zu behandeln sind und in Tabellen mit den entsprechenden Begriffen richtig zu kennzeichnen sind.

- **Rücktransport** bezeichnet den Transport der Redistribution von Mehrwegpackmitteln. Aus Vereinfachungsgründen wurden häufig
 - die gleichen Stationen und Marktanteile wie in der Distribution zugrunde gelegt,
 - diese mit den gleichen Verpackungsmengen gerechnet und
 - die gleichen Entfernungen verwendet wie in der Distribution.

Die Rückfahrten sind in der ökobilanziellen Betrachtung eindeutig den Verpackungen zuzurechnen.

- **Leerfahrten** beschreiben dagegen den Bereitstellungsaufwand für einen Transport, der keinem anderen Prozess zugeordnet werden kann. Die Leerfahrt hängt u. a. von der Organisation des Transportes ab. Das Verhältnis von Leer- zu Lastfahrten weist auf die Effizienz der Transporte hin.⁹⁷
 - Werden die Transporte im Werksverkehr durchgeführt wurde **bisher** angenommen, dass
 - bei Mehrweg keine Leerfahrt notwendig ist, da immer Leergut mitgenommen wird (\cong Rückfahrt) und
 - bei Einweg die Leerfahrt in gleicher Länge wie die Frachtfahrt notwendig ist.
 - Werden die Transporte im Speditionsverkehr durchgeführt wurde **bisher** angenommen, dass
 - bei Mehrweg keine Leerfahrt notwendig ist, da immer Leergut mitgenommen wird (=Rückfahrt) und
 - bei Einweg die Leerfahrt vom nächsten Ladepunkt einer für das Transportmittel geeigneten Fracht (also nicht nur Getränke) abhängt.
- Die bisherigen Annahmen für Mehrweg bedürfen einer Überarbeitung:
 - Die Entfernungen sind im Rücktransport dann größer als in der Distribution, wenn als weitere Zwischenstufe die Gebindesortierung zu berücksichtigen ist und diese nicht im Zwischenhandel (z. B. durch den GFGH) durchgeführt wird.
 - Die Hin- und Rücktransporte verlaufen bei Mehrweg nicht zwingend synchron. Saisonale und regionale Absatzschwankungen führen zu Ungleichgewichten in der Rückführung. Daher kommt es v. a. im Sommer vor, dass bei einer Getränkelieferung keine oder nicht vergleichbare Mengen an Leergut gegenüberstehen. Daraus folgt in einer Gesamtbetrachtung, dass hier zusätzliche Leertransporte notwendig sind, die als anteilige Leerfahrten in der ökobilanziellen Betrachtung zu berücksichtigen sind.

⁹⁷ [BAG 2009] S. 14.

5.6.4 Mindestanforderungen, die sich aus anderen Themen ergeben

5.6.4.1 Bedingungen aus den Anforderungen an Verpackungssysteme

Die Anforderungen an die Verpackungssysteme wirken sich auf die Distribution unmittelbar aus. Dazu gehört die präzise Beschreibung der Getränkeverpackung einschließlich aller Verpackungsstufen. Da man davon ausgehen kann, dass ein Großteil der Distribution ab dem Abfüller palettenweise durchgeführt wird, stellen die Palettenmaße eine wichtige Information für die Distribution dar. Dazu gehören:

- Die Stellfläche (=Palettengröße): Europalette, Brauereipalette und Düsseldorfer Palette weisen unterschiedliche Fläche aus.
- Die Palettenhöhe: Sie wird durch die Anzahl der Lagen und der Höhe der einzelnen Lagen bestimmt.
- Die Masse des Verpackungssystems bezogen auf eine Palette.
- Die Masse des Füllguts bezogen auf eine Palette.

Die ersten drei Parameter ergeben sich aus der Beschreibung der Getränkeverpackung. Die Masse des Füllguts ergibt sich aus dem Füllvolumen des Getränks und dem spezifischen Gewicht des Getränks (liegt z. B. Apfelsaft bei 1,04-1,05 kg/Liter).

Für die Abfüllunternehmen stellt die Zusammenstellung einer Palette immer eine Optimierungsaufgabe dar, die durch die Anforderungen des Transportmittels (Stellfläche, Zuladung) und die Lagerbedingungen (z. B. Stapelhöhe) beeinflusst werden.

Vor diesem Hintergrund sind die Distributionsstrukturen immer spezifisch für das einzelne untersuchte Verpackungssystem zu ermitteln.

Zwischenfazit:

Distributionsbedingungen prägen die Beschreibung des Verpackungssystems. Wie diese Anforderungen sich auf die Getränkeverpackung auswirken, muss daher in einer Getränkeverpackungsökobilanz immer spezifisch für jedes untersuchte Verpackungssystem dokumentiert werden, und zwar einschließlich der Varianten (z. B. 4 oder 5 Lagen in Abhängigkeit vom Zielort).

5.6.4.2 Bedingungen aus den Anforderungen an Getränkesegmente

Die logistischen Strukturen der Getränkesegmente sind sehr unterschiedlich. Mag es noch große Ähnlichkeiten bei den Wässern und Erfrischungsgetränke geben, so dürften bereits bei Bier auch aus dem historischen Kontext andere Strukturen vorherrschen. Viel deutlicher werden die Unterschiede bei Milchgetränken oder Wein und Sekt sein.

In der Beschreibung der Getränkesegmente ist eine verbindliche Höchstaggregationsstufe festgelegt worden. Diese ist auch in der Distribution verbindlich.

Wird eine Getränkeverpackungsökobilanz aber auf einer niedrigeren Ebene, also der Getränkegruppe durchgeführt dann muss sich dies auch in der Distribution niederschlagen. D. h. die Distributionsstruktur muss für diese Getränkegruppe ermittelt werden.

Es genügt daher nicht die verpackungsspezifische Distribution in einem Betrieb ohne den Bezug auf die Füllgüter zu ermitteln. Zwar wird bspw. die Transportentfernung zu den verschiedenen POS möglicherweise ähnlich sein, aber für die Absatzstruktur der einzelnen Getränke gilt dies noch lange nicht.

Die durchschnittliche Transportentfernung kann in einem Betrieb für verschiedene Getränkesegmente unterschiedlich ausfallen.

5.6.4.3 Gültigkeit für durchschnittliche deutsche Verhältnisse

Dieses Kriterium zieht sich durch alle Anforderungen hindurch. Damit wird klargestellt, dass eine Getränkeverpackungsökobilanz sich nicht auf einen kleinen Marktausschnitt beschränken darf, sondern geographisch ganz Deutschland einbeziehen muss.

Dies bezieht sich vor allem auf den POS. Dort werden ebenfalls importierte Getränke angeboten, so dass diese mit einzubeziehen sind.

Der Bezug auf die deutschen Verhältnisse bedeutet auch, dass Exporte nicht einzubeziehen sind. Dies gilt natürlich auch für die Rückführung von exportiertem Mehrweg.

Es sind die durchschnittlichen Verhältnisse abzubilden. Damit ist es auch für Transportentfernungen notwendig transparent darzustellen, wie dieser Anspruch eingelöst wird.

5.6.4.4 Der Zeithorizont

Grundsätzlich sollte der Zeithorizont für eine Ökobilanz übergreifend festgelegt sein.

Für das Thema Distribution spielen zwei Punkte eine Rolle:

- Aktualisierungsbedarf
 - Für die Transportprozesse sind das Alter und die Modernisierungsprozesse der Transportmittel von großer Bedeutung. Sicher sind sie bei LKWs deutlich kürzer als bei Zügen. Die Anforderung an ein Datenupdate wird im Kapitel Daten behandelt.
 - Die Distributionsstufen selbst sind nur geringen Veränderungen unterworfen. Was sich allerdings ändert sind die Marktanteile der verschiedenen Vertriebswege. Sie spielen nur dann eine Rolle, wenn die durchschnittliche Entfernung auf diesen Daten aufbaut.
 - Transportentfernungen hängen von vielen Faktoren ab, die sich durch Marktbewegungen verändern. Da die regionale Verteilung des Absatzes eine große Rolle spielt sollten diese Daten **nicht älter als drei Jahre** sein.
 - Ein weiterer Aspekt ist die regionale Verteilung der Abfüller. Auch wenn die Masse der Abfüllstandorte sich kaum ändert, verschieben sich die Gewichte zwischen den Abfüllern. Das aber auch Ansiedlungsmaßnahmen einzelner Großabfüller einen Einfluss haben zeigte [IFEU 2010a].⁹⁸
- Bezugszeitraum
 - Bei der Darstellung von Marktdaten werden meist Jahresdaten herangezogen. Dies empfiehlt sich auch für die Abbildung der Distribution. Somit können saisonale Besonderheiten ausgeglichen werden. Sie könnten v. a. bei den durchschnittlichen Transportentfernungen eine Rolle spielen. Nur bei einer jahresbezogenen Ermittlung kann vermieden werden, dass die saisonbedingten Unterschiede der regionalen Absatzmengen die durchschnittliche Transportentfernung verfälschen.

5.6.5 Prozesse

5.6.5.1 Lagerung, Kommissionierung und Kühlung

Lagerung, Kommissionierung und Kühlung sind die wichtigsten standortgebundenen Prozesse der Distribution. Dazu gehören auch innerbetriebliche Transporte (z. B. mit einem Gabelstapler). In allen Fällen sind diese Prozesse weitgehend dem Füllgut zuzurechnen. Die angemessene Zurechnung zum

⁹⁸ [IFEU 2010a], S.196 „Der Ausbau der Zentrallagerstruktur und die zum Teil feststellbare Regionalisierung der Abfüllung haben dazu beigetragen, dass die Distributionsdistanzen im Vergleich zu älteren Datenerhebungen deutlich reduziert wurden.“

Verpackungssystem würde eine Allokationsregel erfordern. Theoretisch könnten auch Unterschiede zwischen den einzelnen Verpackungssystemen auftreten, die z. B. im unterschiedlichen Masseverhältnis Füllgut – Packmittel begründet sind.

In den bisherigen Getränkeverpackungsökobilanzen bestand jedoch der Konsens, dass Lagerung, Kommissionierung⁹⁹ und Kühlung¹⁰⁰ in den Zwischenstufen des Handels und am POS nicht ergebnisrelevant sind. Die dort auftretenden Emissionen oder Verbräuche wurden daher nicht erfasst.

Mit der Zunahme vollautomatischer Kommissionierungssysteme, die v. a. für Einweg-Getränke eine Rolle spielen werden, könnte es aber notwendig sein hier den Prozess zu erfassen.

Zwischenfazit:

Wir empfehlen an der bisherigen Vorgehensweise grundsätzlich nichts zu ändern. Trotzdem soll im Rahmen künftiger Ökobilanzen diese Vorgehensweise vor dem Hintergrund des untersuchten Getränke-segmentes und der Analyse der Distributionsstrukturen überprüft und als angemessen begründet werden.

In jedem Fall werden im Handel die Parameter aus dem Referenzfluss des Verpackungssystems abgebildet. Insbesondere gilt dies für Packmittel, die hier zur Entsorgung anfallen (z. B. Folierungen bei EW-PET-Flaschen oder Zwischenlagen aus Wellpappe).

5.6.5.2 Sortierung in der Redistribution und der Rückführung

Ein wichtiger Aspekt der Redistribution und der Rückführung ist, dass die spezifischen Umweltauswirkungen dieser Prozesse dem Verpackungssystem vollständig zuzurechnen sind.

Zwischenfazit:

Es ist notwendig, für die Sortierung in der Redistribution von Mehrwegpackmitteln und Rückführung von bepfandetem Einweg Prozessmodule mit entsprechenden Daten anzulegen.

5.6.5.3 Transporte

In Ökobilanzen werden die Transporte zwischen zwei Lebenswegabschnitten i. d. R. nicht einzeln ausgewiesen, sondern den jeweiligen Prozessmodulen zugerechnet. Dies ist innerhalb der Distribution bei Ökobilanzen von Getränkeverpackungen anders. Hier wird der Transport als Einzelmodul dargestellt.

Im Rahmen der Distributionsanalyse müssen

- die Transportmittel ausgewählt,
- der Auslastungsgrad,
- die Leerfahrten und
- die Transportentfernungen bestimmt werden.

⁹⁹ Vgl. [UBA 2010a] S. 67

¹⁰⁰ [UBA 1995a], S. B2 „Die Kühlungsprozesse wurden nicht mitberücksichtigt, da sie nicht den Verpackungen, sondern ihrem Inhalt gelten und somit eigentlich außerhalb der Systemgrenze anzusiedeln sind. Da die Art der Verpackung einen Einfluß auf den erforderlichen Kühlaufwand hat, müßte der durch die Verpackung verursachte Anteil genau genommen innerhalb des Untersuchungsrahmens liegen. Dies wurde bei der Festlegung der Systemgrenzen nicht berücksichtigt. Es ist davon auszugehen, daß dieser Fehler keinen wesentlichen Einfluß auf das Gesamtergebnis besitzt.“

Die transportierte Masse und die Transportentfernung werden miteinander multipliziert und ergeben die Tonnenkilometer, die Bezugsgröße der Umweltlasten aus dem Transportprozess.¹⁰¹

Ökobilanzielle Abbildung der Transportprozesse

Für Transportprozesse stehen in der Regel Standardmodule zur Verfügung, die verschiedene Transportmittel abbilden. Eine ausführliche Darstellung der Daten zu diesen Standardmodulen findet sich im Kapitel Daten.

5.6.6 Empirische Abbildung

5.6.6.1 Grundsätzliches

Die Analyse der deutschlandweiten Distribution einer Getränkeverpackung bezieht eine kaum überschaubare Anzahl von Transportbeziehungen zwischen den beteiligten Akteuren (Abfüller, Zwischenhandel, Einzelhandel) ein, der man in allen bisherigen Untersuchungen mit Vereinfachungen entgegentrat.

Dies wird auch in Zukunft so sein. Unabhängig vom methodischen Ansatz zur Ermittlung der einzelnen Parameter wird die Distribution als Modell beschrieben.

Daher sind die modellhaften Vereinfachungen transparent zu machen (was gerade bei der Ermittlung der Transportentfernung kaum erfolgte), um so die Auswirkungen auf die Ergebnisse einschätzen zu können.

5.6.6.2 Analyse der Distributionsstufen

Der Transport zum POS findet nur zu einem kleinen Teil direkt statt. Meist sind Großhändler, Zwischenhändler oder Zentrallager zwischengeschaltet. Hier werden die Warenströme zusammengeführt und an die nächste Distributionsstufe in neu zusammengestellter Form weitergeleitet.

Die empirische Aufgabe besteht darin, für die einzelnen Verpackungssysteme die Transportbeziehungen über alle Distributionsstufen unter Angabe der Mengenrelationen zu ermitteln und zu beschreiben. Dabei ist es von besonderem Interesse, ob sich zwischen den einzelnen Verpackungssystemen Unterschiede in der Beschreibung der Struktur ergeben.

Auf den ersten Blick liegt dies nahe, da Mehrweg bei Erfrischungsgetränken, Wässern und Bier zu einem Großteil über den Getränkefachgroßhandel distribuiert wird, während Einweg v. a. über Zentrallager des LEHs an den POS geliefert wird.

Tatsächlich lässt sich aus dieser Zuordnung noch kein zwingender Schluss über die Transportentfernung ziehen. Auch Einwegprodukte werden von regional aufgestellten Abfüllern genutzt, während Mehrweg ebenso bundesweit distribuiert wird. Selbst bei den Handelsmarken der Discounter ist es nicht mehr selbstverständlich, dass die Getränke nur an einem Standort abgefüllt werden. Auch vor dem Hintergrund des Kostendrucks gewinnt die Verkleinerung der Transportwege durch Diversifizierung der Abfüllstandorte an Bedeutung.

Die verpackungsspezifische Transportentfernung hängt somit von der Netzstruktur der Distribution ab. Je zentraler ein Netz organisiert ist, desto länger sind die Transportwege.

In den Studien der letzten Jahre wurde in Getränkeverpackungsökobilanzen meist nur von ein- oder zweistufigen Distributionsmodellen ausgegangen. Tatsächlich sind am Markt aber weiter verschachtelte Formen zu finden.

¹⁰¹ Vgl. hierzu die ausführliche Beschreibung bei [Klöpper/Grahl].

Anforderungen an die Beschreibung der Distributionsstufen

Der Stellenwert der Beschreibung für die Ökobilanz hängt letztendlich von der Vorgehensweise bei der Bestimmung der Distribution ab.

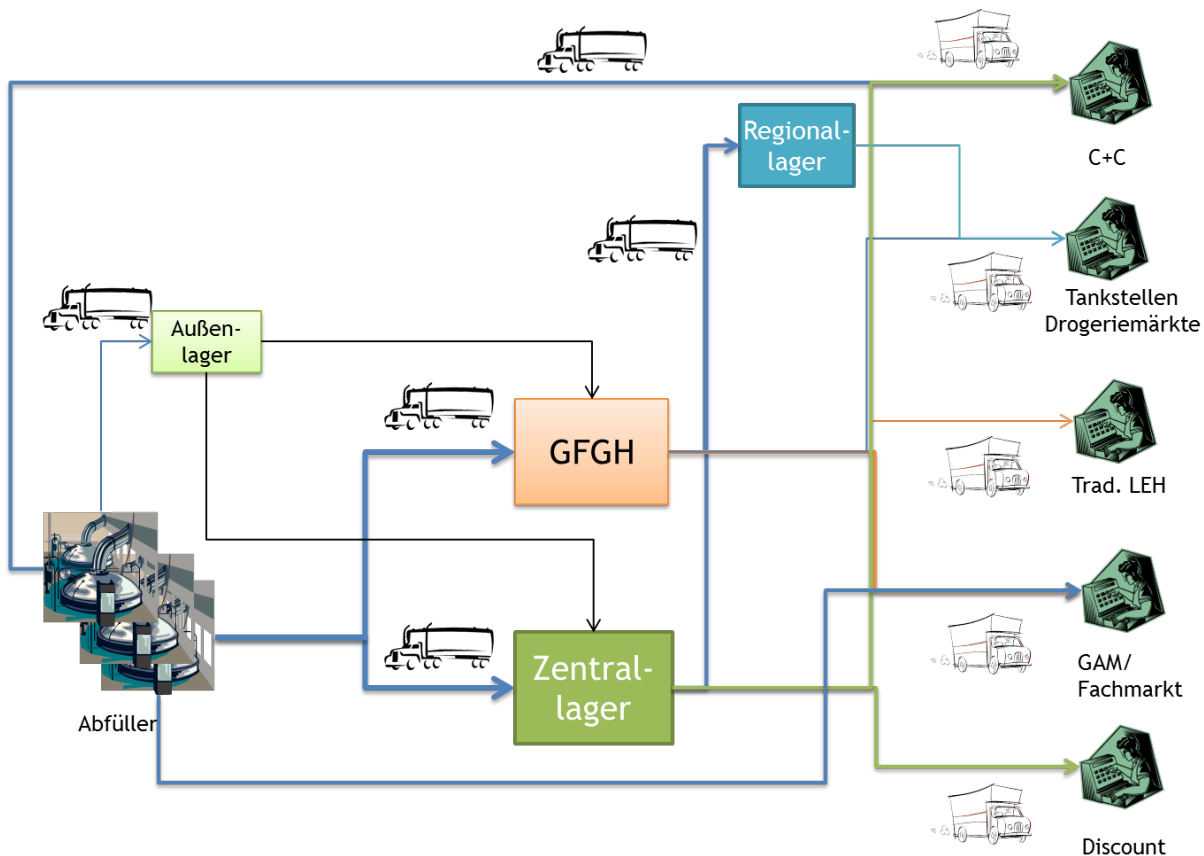
Sollen die Transportentfernungen unter Bezug auf die einzelnen Distributionsstufen ermittelt werden, dann sind diese nicht nur zu identifizieren, sondern es sind ihnen auch die entsprechenden Parameter zuzuordnen. D. h., notwendig ist:

- Die Beschreibung der Distributionsstufen des relevanten Marktes und Verpackungssystems unter Einbeziehung von:
 - Außenlagern der Abfüllbetriebe
 - Zentrallagern des LEHS
 - Getränkefachgroßhandel
 - zusätzlichen Zwischenlagern z. B. Regionallager
- eine grafische Darstellung
- die Zuordnung der Transportmittel zu den einzelnen Streckenverbindungen
- der Ausweis der Marktanteile für das einzelne Verpackungssystem und zwar durchgängig für alle Stufen (Bezug ist der Anteil an der Gesamtmenge) inklusive Dokumentation, wie die Marktanteile ermittelt worden sind.¹⁰²

Wird dagegen die Transportentfernung ohne Bezug auf die Distributionsstufen ermittelt, kann auf die Schritte 3 und 4 verzichtet werden.

¹⁰² Die Marktanteile müssen sich auf die Marktdaten des Getränkesegments beziehen.

Abbildung 52: Beispielhafte Darstellung der Distributionsstufen für ein Verpackungssystem



© IFEU/ GVM/ INTEGRAHL 2015

5.6.6.3 Werks- oder Speditionsverkehr

In den meisten Ökobilanzen nach UBA II wurde davon ausgegangen, dass bei Mehrweg der Werkverkehr vorherrschend ist, da der Transport entweder vom Abfüller oder durch den GFGH geleistet wird. Für Einweg wurde dagegen angenommen, dass der Speditionsbetrieb dominiert.

Ein Automatismus dieser Zuordnung ist jedoch falsch, da dies auch stark vom Getränke-segment (im oben genannten Fall meist Erfrischungsgetränke und Wässer) abhängt.¹⁰³

Zwischenfazit:

Für jeden Transportweg des Distributionsmodells ist daher festzustellen, mit welchem Anteil der Transport als Werks- bzw. Speditionsverkehr durchgeführt wird. Die Datengrundlage ist transparent darzulegen.

5.6.6.4 Auswahl der Transportmittel

Die Auswahl der Transportmittel erfolgt für die einzelnen Distributionsabschnitte und orientiert sich an den zur Verfügung stehenden Standardmodulen.

¹⁰³ Zur Einsatz Werks-/ Speditionsverkehr bei Milch vergleiche: [ARGE PM/PF 2010], S. 1f und S.13.

Anforderungen an Auswahl der Transportmittel

Die Auswahl der Transportmittel ist vor dem Hintergrund der beschriebenen Distributionsstrukturen der Getränkesegmente und Verpackungssysteme darzulegen und zu begründen. Importe sollen dabei gesondert betrachtet werden.

Zunächst steht im Vordergrund, ob unterschiedliche Transportmedien wie Straße, Bahn, Schiff und Luft (z. B. Importe) genutzt werden. Für die einzelnen Medien wird dann nach Transportmittel differenziert. So kommen beim Straßentransport unterschiedliche LKW-Typen zum Einsatz. Sie unterscheiden sich v. a. durch die Ladekapazität, aber auch durch Ausstattungen, die sich durch das Füllgut ergeben (z. B. Kühltransport bei Frischmilch).

Auch bei künftigen Studien könnte zur Vereinfachung für jeden Distributionsabschnitt je ein typisches Transportmittel ausgewählt werden (z. B. 40 Tonnen-LKW für den Transport vom Abfüller zum Zwischenhandel).¹⁰⁴ Es sollte aber trotzdem geprüft werden, ob nicht auch andere Transportmittel eine relevante Rolle spielen.

Zwischenfazit:

Neben einem typischen Transportmittel sollen weitere Transportmittel berücksichtigt werden, wenn das Einzelne den Anteil von 5 % der Tonnenkilometer Packmittel der gesamten Transporte einer Stufe und eines Verpackungssystems überschreitet. Die Abschätzung der Anteile ist marktforscherisch darzulegen.

5.6.7 Bestimmung der Transportentfernung

5.6.7.1 Was soll ermittelt werden?

Wie schon oben dargestellt wurden Distributionsentfernungen bisher durch zwei unterschiedliche Ansätze ermittelt,

- den befragungsorientierter Ansatz (z. B. UBA II und andere Ökobilanzen) und
- den verbrauchsorientierter Ansatz (GVM).

Wir gehen davon aus, dass beide Ansätze ihre Berechtigung haben, aber sich hinsichtlich der Reichweite der Aussagen und der Qualität der Daten unterscheiden. Im Folgenden sollen die Ansätze daher kurz vorgestellt werden und hinsichtlich der folgenden Anforderungen bewertet werden.

- **Grundgesamtheit deutscher Verbrauch:** Die relevante Grundgesamtheit (Getränkeverbrauch in Deutschland) muss angemessen abgebildet werden.
- **Abdeckung der untersuchten Verpackungssysteme:** Es muss sichergestellt werden, dass alle untersuchten Verpackungssysteme angemessen berücksichtigt werden.
- **Zeitliche Streuung:** Der Absatz von Getränken hat eine starke saisonale Komponente, die sich auch auf die Distribution auswirkt. Die Methode muss sicherstellen, dass nicht saisonale Besonderheiten das Ergebnis verfälschen.
- **Betriebsgrößen:** Die Betriebsgröße hat einen Einfluss auf die Marktdurchdringung der Produkte und damit die Entfernung. Das Abfüllvolumen wirkt über die Tonnenkilometer direkt auf eine eventuelle Hochrechnung. Es ist daher sicherzustellen, dass unterschiedliche Betriebsgrößen in der Auswahl angemessen berücksichtigt werden.

¹⁰⁴ Die als Standardmodule zur Verfügung stehenden Transportmittel sollten mit den Getränkeverbänden, der Speditionsbranche, dem GFGH und dem sonstigen Handel auf Richtigkeit und Vollständigkeit abgestimmt werden.

- **Regionale Streuung:** Die geografische Lage eines Abfüllers beeinflusst die Entfernungen. Dies gilt besonders für große Unternehmen in geographischen Randlagen. Es ist daher sicherzustellen, dass die regionale Streuung angemessen berücksichtigt wird. Eine Besonderheit stellen hier die Importe dar: Sie sollen getrennt nach Herkunftsländern betrachtet werden.
- **Identifikation der Distributionswege:** Die Verfahren sollen die Entfernung der Transporte vom Abfüllbetrieb bis zum POS erfassen. Dazu ist es notwendig, dass die Transportwege auch eindeutig zugeordnet werden können und andererseits auch vollständig bis zum POS erfasst werden.
- **Zuordnung Transportmittel:** Für die Umsetzung der Entfernungen in die Transport-Prozesse der Ökobilanz ist eine Zuordnung zu Transportmitteln notwendig.

In einer Gegenüberstellung sollen die Stärken und Schwächen benannt werden. Dabei spielen neben den Anforderungen sowohl methodische Aspekte als auch die empirische Umsetzung eine Rolle. Ein weiterer Aspekt ist die Eignung der Daten für die ökobilanzielle Modellierung.

Hier geht es nicht um ein abschließendes Urteil, da in beiden Varianten Entwicklungspotenzial gesehen wird.

5.6.7.2 Der befragungsorientierte Ansatz – Stufe Abfüllbetrieb

Ausgangspunkt ist die Überlegung, dass die Distributionsentfernungen ausgehend von den Abfüllbetrieben unter Einbeziehung der weiteren Akteure der Distribution (Importeure, Handelsunternehmen, Speditionen) ermittelt werden können.

Voraussetzung für diese Vorgehensweise ist, dass ein differenziertes Bild der Distributionsstruktur ermittelt wird, so dass die verschiedenen Akteure für die jeweilige Distributionsstufe identifiziert werden können und dass eine Bereitschaft zur Mitwirkung seitens der Zielgruppen besteht.

Im Allgemeinen wird der befragungsorientierte Ansatz v. a. für die erste Stufe der Distribution genutzt.

Anforderungen an den befragungsorientierten Ansatz

Die Daten werden meist bei den abfüllenden Betrieben abgefragt. Durch ihre Kundendaten sollten die Distributionswege ihrer Produkte eindeutig nachzuvollziehen sein.

Je nach Getränke-segment ergeben sich deutliche Unterschiede in der Anzahl der zur Auswahl stehenden Betriebe, was die Gestaltung der Befragung (Schichtung, Abdeckungsgrad...) beeinflusst. Grob könnte man unterscheiden:

- Weniger als 100 Betriebe (Milch abfüllende Industrie) in Deutschland zzgl. einer geringen Anzahl ausländischer Abfüllern (Importe),
- mehrere 100 Betriebe (Wässer, Erfrischungsgetränke, Bier, Säfte) in Deutschland zzgl. mit überschaubaren Anzahl von ausländischen Abfüllern und
- mehrere 1000 Betriebe (Wein) in Deutschland zzgl. einer sehr großen Zahl von Importen.

Je größer die Anzahl der Betriebe, desto schwieriger eine Vollerhebung. Sie ist aber auch unrealistisch, weil nur in Ausnahmefällen alle Betriebe an einer Erhebung teilnehmen werden.

Bei der **Auswahl der Abfüllunternehmen für die Befragung** ist auf folgende Faktoren zu achten:

- **Grundgesamtheit deutscher Verbrauch:** In die Auswahl müssen sowohl deutsche als auch ausländische Abfüllbetriebe einbezogen werden. In der Befragung muss sichergestellt werden, dass die Betriebe alle Distributionswege einbeziehen, also auch eine mögliche Direktlieferung an die Gastronomie.

- **Abdeckung der untersuchten Verpackungssysteme:** Es kann nicht davon ausgegangen werden, dass die Verteilung der verschiedenen Packmittel auf die Abfüller gleich ist. D. h. Einzelne Packmittel werden von wenigen Abfüllern eingesetzt, andere von vielen. Eigentlich müsste die Auswahl der Abfüller für jedes Packmittel einzeln erfolgen, um so eine adäquate Abdeckung zu erreichen.
- **Betriebsgrößen:** Üblicherweise werden die Betriebsgrößen durch Schichtbildung vorselektiert. D. h. die Betriebe sind Größenklassen zuzuordnen, für die dann jeweils eine Auswahl stattfindet soll. Unter Bezug auf diese Auswahlen kann dann geschichtet hochgerechnet werden.
- **Regionale Streuung:** Bisher ist in keiner uns bekannten Erhebung dargelegt worden, ob eine regional bezogene Auswahl stattgefunden hat. Entsprechende Verzerrungen in den Auswertungen sind daher gut möglich. Eine Variante zur Lösung des Problems könnte in der Bildung von Regional-Clustern liegen. Dazu gehören auch Importe, die getrennt nach Herkunftsländern betrachtet werden sollten.¹⁰⁵
- **Identifikation der Distributionswege:** Ist mit der Befragung relativ gut gewährleistet, da im Betrieb der Kunde und damit der Zielort bekannt ist.
- **Zuordnung Transportmittel:** Die Transportmittel sollten direkt in der Befragung miterhoben werden.

Für die **Erhebung** sind weitere Randbedingungen zu erfüllen:

- Erhebung **jahresbezogener Daten** (zur Kompensation von saisonalen Effekten)
- Einbeziehung **aller Transporte**, also Speditions- und Werksverkehr
- Einbeziehung **aller Ziele**, auch Außenlager¹⁰⁶ und Direktlieferung

Zu erfassen sind folgende Informationen:

- Transportmittel,
- Entfernungen zur nächsten Distributionsstufe,
- Zuordnung des Zielortes (beim Zwischenhandel unterschieden nach GFGH und Zentrallager);

jeweils getrennt nach Verpackungssystemen und Getränkesegmenten.

Der Erfolg einer solchen Erhebung hängt entscheidend von der Mitwirkungsbereitschaft der Unternehmen ab. Dies ist auch eine entscheidende Schwäche des Ansatzes. Sie ist in der Auswertungsphase transparent zu machen und hinsichtlich des Einflusses auf die Ergebnisse zu bewerten:

- Die Anzahl der erfolgreich befragten Unternehmen und der Anteil (in Anzahl und Getränkevolumen) an den vorgewählten Clustern für die verschiedenen Verpackungssysteme sind darzulegen. Nur so kann beurteilt werden, ob die verschiedenen Verpackungssysteme in gleicher Weise durch die Befragung erfasst worden sind.
- Die Hochrechnungsmethode der Einzeldaten auf den Gesamtmarkt ist darzulegen.
- Die ermittelten Entfernungen werden für die Verpackungssysteme und die unterschiedlichen Transportziele ausgewertet und hochgerechnet.

Für den befragungsorientierten Ansatz ist wegen der erheblichen Unsicherheiten und der Vielzahl möglicher Fehlerquellen eine qualitative Bewertung der Ergebnisse vorzunehmen. Da sich keine statistischen Fehlerbandbreiten ableiten lassen (es fehlt der Stichprobenbezug), sollte eine qualitativ begründete Darstellung von Bandbreiten der ermittelten Entfernungen erfolgen.

¹⁰⁵ Importbetriebe erfolgreich in eine Erhebung einzubinden ist eine besondere Herausforderung. Sie zeigt zugleich die möglichen Grenzen des befragungsorientierten Ansatzes.

¹⁰⁶ Die Entfernung von Außenlagern zum Handel sollte auch an dieser Stelle erfasst werden.

5.6.7.3 Der verbrauchsorientierte Ansatz

Die erstmals von der GVM im Jahre 2011 vorgestellte Methode zur Ermittlung von Distributionsentfernungen versteht sich als Alternative zu den bisherigen befragungsorientierten Ansätzen,¹⁰⁷

- der die Probleme der regional- und betriebsspezifischen Stichprobenauswahl vermeidet,
- mit dem jahresbezogene Daten herangezogen werden können,
- bei dem man nicht auf die Mitwirkung der Akteure der Distribution angewiesen ist und
- bei dem trotzdem eine empirisch fundierte Bestimmung der Transportentfernung stattfindet.

Dazu werden Daten der Verbrauchermarktforschung mit Entfernungsparametern verknüpft.

Ausgangspunkt sind zwei Überlegungen:

1. Mit Hilfe der Verbrauchermarktforschung kann der Getränkekonsum packmittelspezifisch und produktspezifisch in seiner regionalen Streuung sehr differenziert erfasst werden.
2. Durch die Zuordnung Produkt – Abfüller können Verknüpfungen zwischen dem lokalen Konsumenten und den identifizierten Abfüllorten hergestellt werden, die mittels einer Routensoftware in Streckenkilometer Straßentransport transformiert werden können.

Damit wird von einem Zwei-Punkt-Modell ausgegangen. Dabei wird bei diesem Ansatz bewusst davon abstrahiert, dass die Distribution in den meisten Fällen zweistufig erfolgt, auch wenn „die Entfernung Braustätte zum Konsumenten ... im Zwei-Punkte-Modell fast immer kürzer als im Drei-Punkte-Modell“ ist.¹⁰⁸

Anforderungen an den verbrauchsorientierten Ansatz

Die Grundbedingung zur Anwendung des verbrauchsorientierten Ansatzes ist, dass Daten aus der Verbrauchermarktforschung zur Verfügung stehen, die sich verpackungsspezifisch differenzieren lassen.

Dies setzt voraus, dass die Beschreibung der Getränkesegmente, wie sie in der Zielsetzung der Getränkeverpackungsökobilanz dargelegt ist und für die im Zuge dieses Projektes Anforderungen beschreiben worden sind (vgl. Kapitel Getränkesegmente), durch die Daten der Verbrauchermarktforschung abgebildet werden kann.

- **Grundgesamtheit deutscher Verbrauch:** Entscheidend ist, welche Daten die Verbrauchermarktforschung abbilden kann. Diese stehen in der differenzierten Form nach aktuellem Stand v. a. für den Haushaltsverbrauch zur Verfügung. Dafür ist dort sichergestellt, dass zu einem sehr hohen Prozentsatz die verschiedenen Getränke nach Produkt, Marken und Verpackung repräsentativ abgebildet werden. Dies gilt auch für im Ausland abgefüllte Getränke. Die Hochrechnung erfolgt in einem standardisierten Verfahren und ist unabhängig von den Akteuren der Distribution.
- **Abdeckung der untersuchten Verpackungssysteme:** Hier stehen Seitens der Verbrauchermarktforschung i. d. R. sehr differenziert strukturierte Daten zur Verfügung, die eine genaue Unterscheidung nach den Primärpackmittel ermöglicht. Die am Verbrauch orientierte Datengrundlage gewährleistet eine marktadäquate Abbildung der Packmittelstrukturen.
- **Zeitliche Streuung:** Werden die jahresbezogenen Konsumdaten zu Grunde gelegt, sind die saisonalen Effekte irrelevant.

¹⁰⁷ [GVM 2011] S. 5f

¹⁰⁸ [GVM 2011] S. 7

- **Betriebsgrößen:** Da hier keine Stichprobe bei den Unternehmen stattfindet, muss die Betriebsgröße nicht als Auswahlkriterium beachtet werden. Die Erfassung der Konsumdaten beim Konsumenten gewährleistet auch hier eine repräsentative Abbildung der Betriebe.
- **Regionale Streuung:** Der große Vorzug des verbrauchsorientierten Ansatzes ist, dass der Konsum in der Datenaufnahme vollständig erfasst wird und damit automatisch gewährleistet ist, dass fast alle Abfüller einbezogen werden. Dies gilt auch für die Importe. Sie lassen sich getrennt nach Herkunftsländern betrachten.¹⁰⁹
- **Identifikation der Distributionswege:** Die Distributionswege werden durch das Zwei-Punkt-Modell fiktiv erfasst. Trotzdem ist damit ein sehr hohes Maß an authentischer Abbildung gewährleistet, da mit der regionalen Streuung des Konsums auch der entfernteste Konsumort in die Auswertung mit eingeht.
- **Zuordnung Transportmittel:** Die verbrauchsorientierte Datenerfassung lässt keinen Rückschluss auf die Transportmittel zu. Mit der Zuordnung zu Straßenkilometer wurde bei der GVM-Studie der LKW-Verkehr unterstellt.¹¹⁰ Es könnte aber auch für andere Verkehrsmedien die Entfernungen ermittelt werden.

Für die Durchführung des verbrauchsorientierten Ansatzes sind weiterhin folgende Bedingungen zu erfüllen.

- Transparente Darstellung wie die Ausgangs- und Endpunkte der Strecken ermittelt worden sind. Die Daten der Verbrauchermarktforschung sind Flächenverbrauchswerte (z. B. Verbrauch pro Gemeindekreis). Die Streckenberechnung erfordert aber eine Festlegung auf einen Punkt, z. B. den Gemeindemittelpunkt.
- In der Verbrauchermarktforschung werden Restgrößen erfasst. Dies sind Marken, die nicht in der Auswertung enthalten sind. Sie können daher keinem Abfüller zugeordnet werden. Der Anteil am Gesamtvolumen des Marktes ist zwar klein, aber trotzdem sollte auch für diese Mengen eine Entfernung bestimmt werden.¹¹¹
- Es ist ebenso darzustellen, wie die Zuordnung bei Handelsmarken und bei Abfüllern mit mehreren Standorten erfolgt. Bei GVM wurde davon ausgegangen, dass die Lieferung zum Absatzort immer vom nächsten Abfüller erfolgt. Dabei ist aber sicherzustellen, dass an diesem Ort auch die entsprechenden Gebinde abgefüllt werden.

Kommt der verbrauchsorientierte Ansatz zur Anwendung und es liegen nur haushaltsbezogene Verbrauchsdaten vor, dann muss geklärt werden, wie die fehlenden Daten der anderen Endverbraucher generiert werden können. Dabei geht es im Wesentlichen um die Frage, ob die räumliche Verteilung der Getränke ähnlich oder deutlich anders ist.

Wir halten es für möglich, dass die verpackungsspezifischen Entfernungen des Außerhaus-Konsums unter Einbeziehung des Haushaltskonsums mittels Bandbreiten eingeschätzt werden können. Für die Gesamtbewertung spielt der Anteil des Außerhaus-Konsums eine große Rolle, da die Ergebnisse aus dem verbraucherorientierten Ansatz und der Einschätzung integriert werden müssen.

In jedem Fall würde daraus eine Darstellung in Bandbreiten erfolgen, die qualitativ einzuordnen ist.

¹⁰⁹ Importbetriebe erfolgreich in eine Erhebung einzubinden ist eine besondere Herausforderung. Sie zeigt zugleich die möglichen Grenzen des befragungsorientierten Ansatzes.

¹¹⁰ [GVM 2011], S. 12.

¹¹¹ Zur Lösung bei GVM vgl. [GVM 2011], S. 12

5.6.7.4 Die Erfassung der Entfernungen auf den weiteren Distributionsstufen

Grundsätzlich muss unter Bezug auf die Distributionsanalyse für jede weitere identifizierte Stufe die Distributionsentfernung ermittelt werden. Im Folgenden soll v. a. auf die Anforderungen für die Erfassung der Entfernungen vom Zwischenhandel zum POS eingegangen werden.

In Frage kommen die Betriebe des GFGHs, die Zentral- und Regionalläger des LEHs, Importeure mit eigenen Lagern sowie andere Zwischenhändler, die sich aus der Analyse der Distributionsstruktur ergeben.

Im Unterschied zur ersten Distributionsstufe geht man seit UBA II, aber auch in aktuellen Ökobilanzen von der These aus, dass die Entfernungen vom Distributionskanal abhängen und sich im Wesentlichen durch die Standorte ergeben. D. h. es lassen sich spezifische Entfernungen

- für den GFGH und dem von ihm belieferten Kunden,
- die Zentralläger und den LEH
- etc.

ermitteln, die sich weder getränke- noch verpackungsmäßig unterscheiden.

Als Gegenargument ließe sich ins Feld führen, dass gerade der GFGH an sehr unterschiedliche Ziele wie Getränkemarkte, Verbrauchermärkte, Großabnehmer u. v. m. liefert. Ob diese sich alle in einer durchschnittlich gleichen Entfernung befinden erscheint fraglich. Ist dies nicht der Fall, kann es auch verpackungsspezifische Unterschiede geben.

Sind die Unterschiede allerdings relativ klein, ist der Einfluss auf das Ergebnis unbedeutend und man kann ihn vernachlässigen.

Trotzdem empfehlen wir, dass im Rahmen einer Getränkeverpackungsökobilanz die These gleicher Entfernungen überprüft wird. Dabei sind die Besonderheiten des Getränkesegments in Hinblick auf die verschiedenen Getränkekanäle zu erläutern und es ist zu begründen, warum man die Anwendung der These für angemessen hält.

Für die Erhebung der Daten bieten sich auch hier zwei Vorgehensweisen an:

- Die Befragung der Handelsunternehmen:

Hier würden die verschiedenen Handelsunternehmen geschichtet hinsichtlich der Handelskanäle zur durchschnittlichen Entfernungen zwischen Zwischenhandel und POS befragt. Bei einer Befragung ist man stark auf die Mitarbeit der Handelsunternehmen angewiesen. Die Auswahl muss die unterschiedlichen Häuser und die regionale Verteilung berücksichtigen.

Der Vorteil einer Befragung im Handel ist, dass mehr als nur die Entfernung erfragt werden kann. So können auch Informationen zur mehrstufigen Distribution, zum Transportmittel und zur Auslastung erhoben werden.

Um eine einheitliche Ermittlung der Entfernungen in den verschiedenen Unternehmen sicherzustellen werden entsprechende Vorgaben formuliert werden müssen (z. B. Streckenermittlung, Toureenauswertung ...).

- Das Streckenmodell:

Hier würden die Entfernungen zwischen den Standorten des Zwischenhandels und den POS mittels einer Routensoftware ermittelt. Voraussetzung ist, dass die Orte der POS bekannt sind und dass sie den Lagern des Zwischenhandels zugeordnet werden können. Auch hier kann mit einer Auswahl gearbeitet werden.

Bei der **Ermittlung der Daten** ist auf folgende Faktoren zu achten:

- **Grundgesamtheit deutscher Verbrauch**
Die verschiedenen Distributionskanäle sind angemessen zu berücksichtigen. Dabei ist z. B. darauf zu achten, dass neben dem LEH orientierten Absatz auch die Lieferung an Großkunden einbezogen wird.
- **Abdeckung der untersuchten Verpackungssysteme**
Für die einzelnen Handelskanäle ist zu klären, welche Verpackungssysteme distribuiert werden.
- **Betriebsgrößen**
Die Befragung soll nach Handelskanälen geschichtet werden. Bei der Auswahl ist zu beachten, dass nicht einzelne Handelsgruppen außen vorbleiben. Die Auswahl ist daher ausführlich zu dokumentieren.
- **Regionale Streuung**
Die Auswahl der zu befragenden oder auszuwählenden Standorte des Zwischenhandels ist zu ermitteln und zu dokumentieren.
- **Zuordnung Transportmittel**
Die Transportmittel müssen stichprobenhaft ermittelt werden.

5.6.7.5 Stärken und Schwächen der vorgestellten Ansätze

Für die Gegenüberstellung der beiden Ansätze haben wir ausdrücklich beim befragungsorientierten Ansatz nur die Distribution ab dem Abfüller einbezogen. Die Ermittlung der Entfernung für die weiteren Distributionsstufen muss nicht zwingend mit dem gleichen Ansatz erfolgen, zumal die Rahmenbedingungen einer Befragung im Handel auch andere sind.

Tabelle 34: Gegenüberstellung der beiden Ansätze zur Ermittlung der Distributionsentfernung

| | befragungsorientierter Ansatz | verbrauchsorientierter Ansatz |
|--------------------------------|--|--|
| Voraussetzungen | Innerhalb der abfüllenden Unternehmen müssen die Daten verfügbar bzw. auswertbar sein. | Die Daten müssen von der Verbrauchermarktforschung bereitgestellt werden. |
| | Eine Distributionsanalyse ist ein notwendiger erster Schritt. | Identifikation der Marken und der entsprechenden Standorte der Abfüllenden Unternehmen. |
| | Die Grundgesamtheiten müssen identifizierbar sein | |
| Stärken | Vom Ansatz her wird der gesamte Markt erfasst. | Repräsentative Auswertung eines Teilmarktes |
| | Alle Verpackungssysteme können erfasst werden. | Ermöglicht vielfältige Auswertungen in Hinsicht Streuung, Regionalität u. v. m. |
| | Für kleine Segmente kann eine Vollerhebung angestrebt werden. | Eine hohe Abdeckung ist gewährleistet. |
| | Im Rahmen einer Befragung kann mehr als nur die Entfernung abgefragt werden, so z. B. Transportmittel, Zuordnung der Zielorte. | Hochrechnung über standardisiertes Tool innerhalb der Verbrauchermarktforschung, spezifisch für den untersuchten Getränkebereich |
| | Die Daten beziehen sich auf einen definierten Abschnitt der Distribution und können daher direkt in Ökobilanzen einfließen. | Unabhängig von Unternehmen; unabhängig von Störeinflüssen wie Regionalität, Betriebsgröße oder Saisonalität. |
| | Redistributionsdaten ebenfalls erfassbar. | Identifikation der meisten Importe |
| | Verknüpfung der Daten mit Ergebnissen für die weiteren Distributionsstufen | Vorgehensweise standardisierbar |
| Schwächen | Die Auswahl der befragten Unternehmen erfolgt nicht nach Stichprobengesichtspunkten. Sie wird oft ohne Schichtungsmodell durchgeführt. | Nach heutigem Stand sind regionalisierte Verbrauchsdaten nur für private Haushalte verfügbar. Damit fehlt ein wesentlicher Teil des Marktes. |
| | Verzerrung durch mangelnde Abbildung regionaler Standorte | Nicht für alle Verpackungssysteme liegen Daten in ausreichender Qualität vor. Für bestimmte Getränkesegmente könnte eine Identifikation der Abfüllorte neue Herausforderungen nach sich ziehen (z. B. Wein). |
| | Oft keine Differenzierung von packmittel- oder füllgutspezifischen Entfernungen | Hilfslösung für Residualgrößen aus der Verbrauchermarktforschung |
| | Ist von der Bereitschaft der Unternehmen zur Teilnahme abhängig. Ermittlung der Daten in den Betrieben oft eine Black-Box. | Tendenz zur Ermittlung einer (dafür aber relativ sicheren) Minimal-Transportentfernung |
| | Grauzone Importe: Für Importe sind die Erfolgsaussichten einer Befragung deutlich schlechter einzuschätzen. | Bei der Zuordnung nach Transportmitteln wird heute vom Straßenverkehr ausgegangen. Aus den Daten ist keine Zuordnung ableitbar. |
| | Vielzahl von systematischen und statistischen Fehlerquellen möglich, die kaum kontrollierbar sind. | Die Daten beziehen sich auf ein Zwei-Punktmodell. |
| | | |
| Verbesserungspotenziale | Entwicklung von Schichtungsmodellen | Entwicklung eines Modells zur Einbeziehung der Ergebnisse aus der 2. Distributionsstufe, Also eine Transformation aus dem 2-Punkt- in ein 3-Punkt-Modell. |
| | | Einbeziehung anderer Transportmedien in die Routenauswertung |

5.6.7.6 Ermittlung der Leerfahrtenanteile

Wenn die Leerfahrten Teil der Transportprozesse sind, so ist die Entfernung zu bestimmen. Bei UBA II wurde der Leerfahrtenanteil im Speditionsbetrieb für Einweg basierend auf Interviews mit 20 % der Distributionsentfernung für alle Getränkesegmente und Verpackungssysteme angenommen.¹¹²

Diese Annahme war zwar durch Fachgespräche gestützt, die Entfernung wurde aber nicht erhoben.

In den späteren Ökobilanzen des IFEU-Instituts ging man von einem deutlich höheren Anteil der Leerkilometer aus (zwischen 30 und 50 %). Die Anteile sind aber nicht näher erläutert oder quellenmäßig nachvollziehbar. So ist auch unklar, ob es sich hier um Daten aus der Getränkelogistik handelt.¹¹³

Zwischenfazit:

In künftigen Getränkeverpackungsökobilanzen sind nicht nur die Leerkilometer auszuweisen, sondern auch die Datenquelle zu dokumentieren.

Liegen keine getränkesspezifischen Daten vor, so kann für den **Speditionsverkehr** auf die Daten des Bundesamtes für Güterverkehr zurückgegriffen werden. Dort wird zwischen verschiedenen Entfernungsbereichen unterschieden. Danach lag 2013 der Anteil der Leerkilometer im innerdeutschen Fernabsatz (ab 150 km) bei 10,2 %. Die Anteile der Leerkilometer für den Nah- und Regionalbereiche liegen bei 42,2 und 32,7 %. Da hier die durch Bautätigkeit und Abfallentsorgung verursachten Transporte, die regelmäßig leer zurückfahren, die Anteile verzerren, sind diese Angaben für die Getränkedistribution möglicherweise zu hoch.¹¹⁴ So ist für die Versorgungsfahrten zwischen Zentrallager/GFGH und dem POS für Mehrweg oder bepfandetes Einweg in Mehrwegkästen wg. der Redistribution mit vernachlässigbarer Leerfahrt auszugehen. Für die bepfandete Einweggebinde ist zu berücksichtigen, dass statt einer Leerfahrt auch die Rückführung der entleerten Gebinde erfolgt, allerdings wegen der geringen Masse zu einem deutlich niedrigeren Tonnenkilometerwert.

5.6.7.7 Ermittlung der Redistributionsentfernung

Modellhaft gibt es zwei Betrachtungsweisen für die Erfassung der Redistributionsentfernung:

- Man geht davon aus, dass die Redistribution den gleichen Weg wie die Distribution folgt, so dass man die Entfernung nicht mehr erheben muss, wenn die Daten aus der Distributionsanalyse vorliegen.
- Die Redistribution unterscheidet sich doch signifikant von der Distribution, so dass die Entfernungen ebenfalls erhoben werden müssen.

Im Wesentlichen gibt es zwei Überlegungen, die eine Rolle spielen könnten:

- Bei Poolsystemen mit einheitlichen Poolkästen kann das Leergut zum nächsten Abfüller zurückgeliefert werden, so dass ein regionaler Austausch stattfinden und das Transportvolumen deutlich kleiner wird als beim 1:1 Rücktransport. Zu berücksichtigen ist dann aber, dass dem abnehmenden Rücktransport, ein zunehmender Leertransport gegenüberstehen kann.¹¹⁵

¹¹² [UBA 2000a], S. 70.

¹¹³ Zu den Entfernungen der Leerfahrten in den verschiedenen Getränkeverpackungsökobilanzen vgl. Kapitel 4.3.2.3.

¹¹⁴ [BAG 2013] S. 14. Daten ohne Berücksichtigung der Transporte ausländischer Fuhrunternehmen in Deutschland (Kabotage).

¹¹⁵ Der LKW, der in eine andere Region fährt, würde leer zurückfahren, da das Leergut zur Versorgung der Zielregion verwendet wird, unter der Voraussetzung, dass auch aus der Zielregion Getränke in die Ausgangsregion geliefert würden.

Ob solche Daten tatsächlich erhoben werden können, hängt oft nicht von den Forschungsnehmern oder deren Auftraggebern ab, sondern von der Bereitschaft zur Auskunftserteilung bei den Befragten. Daher schlagen wir vor, dass im Falle einer Verweigerung hier alternativ mit Streckenmodellen gearbeitet werden kann.

Dazu sind

- die verschiedenen Standorte zu ermitteln,
- die Anteile der Stoffströme in Anlehnung an die obige Grafik vorzunehmen und
- die Entfernungen durch eine Routenplansoftware zu ermitteln.

5.6.7.8 Ermittlung der Rückführungsentfernung

Die Rückführung ist eine Mischung unterschiedlicher bepfandeter Einweg-Gebinde, meist PET-Flaschen oder Getränkedosen. Eine Unterscheidung nach Packmittel oder nach Getränkesegmenten ist nicht durchführbar. Daher werden Entfernungen einheitlich für alle Getränkesegmente ermittelt, in denen bepfandetes Einweg vorkommt.

Bisher wurde bei der Ermittlung der Rückführungsentfernung unterstellt, dass die Rückführung beim POS beginnt und beim Zählzentrum endet, für das als Standort das Zentrallager angenommen wird. Der Transport wird daher mit dem LKW durchgeführt, der die Ware geliefert hat.

Zwischenfazit:

Die Strecke Zentrallager – POS kann als Entfernung für die Rückführung angenommen werden. Wir empfehlen aber, diese Annahme, z. B. durch Experteninterviews zu überprüfen.

5.6.7.9 Sensitivitätsanalysen

„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.“ [UBA 2000a, S. 129], lautete die Erkenntnis in der UBA II-Studie.

Grundsätzlich sollte das Szenario absatzneutrale Betrachtung durchgeführt werden.

Zwischenfazit:

Für alle Packmittel eines Getränkesegments soll die durchschnittliche Distributionsentfernung ermittelt und diese in der Sensitivitätsberechnung (unter Einbeziehung der weiteren Entfernungsangaben) zu Grunde gelegt werden.

5.7 Thema Prozessdaten

5.7.1 Daten und Datenqualität als Thema der Verpackungsökobilanz

Ausgangspunkt

Dieses Kapitel setzt sich mit dem Aspekt der Datenqualität in Ökobilanzen für Getränkeverpackungen auseinander. Dabei ist zu überlegen, welche Mindestanforderungen an die Daten zu stellen sind, um die Vorgaben des Umweltbundesamts (Vergleichbarkeit von Studien, Belastbarkeit der Ergebnisse für die politische Entscheidungsfindung) zu erfüllen.

Gemäß ISO 14040¹¹⁶ werden mit den Anforderungen an die Datenqualität die Merkmale der Daten festgelegt, die für die Studie benötigt werden. In der ISO 14040 wird weiterhin ausgeführt, dass die Beschreibung der Datenqualität wichtig ist, um die Zuverlässigkeit der Ergebnisse der Studie zu beurteilen und um die Resultate der Studie richtig zu interpretieren. Die Datenqualität ist demzufolge keine absolute Größe.

Mindestanforderungen zur Datenqualität sind daher mit Bezug auf Ziel und Rahmen des laufenden Forschungsvorhabens abzuleiten. Gemäß ISO 14044¹¹⁷ ist bei Studien mit zur Veröffentlichung vorgesehenen vergleichenden Aussagen hinsichtlich der Anforderungen an die Datenqualität eine vorgegebene Liste von Punkten zu berücksichtigen, die jedoch sehr unterschiedliche Aspekte der Datenqualität enthalten. Für eine bessere Handhabung und Zuordnung im laufenden Forschungsvorhaben wird diese „ISO-Liste“ daher im Folgenden weiter strukturiert:

1. Kriterien zur Beschreibung der Repräsentativität der Daten
 - A. der zeitbezogene Erfassungsbereich und dessen Repräsentativität
 - B. der geographische Erfassungsbereich und dessen Repräsentativität
 - C. der technologische Erfassungsbereich und dessen Repräsentativität

Diese Kriterien sind im Forschungsvorhaben mit Bezug auf die UBA-Vorgabe der Berücksichtigung der „durchschnittlichen deutschen Marktverhältnissen“ näher zu bestimmen.

2. Kriterien zur Beschreibung von Konsistenz:
 - A. Vollständigkeit
ISO Definition: prozentualer Anteil eines Flusses, der gemessen oder abgeschätzt wird
 - B. Konsistenz
ISO Definition: qualitative Einschätzung dafür, ob die Methode der Studie auf die verschiedenen Komponenten der Analyse einheitlich angewendet wird

Der Begriff der „Vollständigkeit“ wird in der Regel im Bezug zwischen Sachbilanzdaten und Wirkungsabschätzung gesehen. Die Vollständigkeitsprüfung erfolgt dabei je betrachteter Wirkungskategorie nach folgendem Ablauf:

- a) Welche Stoffflüsse tragen zur betrachteten Umweltwirkung bei?
- b) Welche dieser Stoffflüsse sind in dem zu beurteilenden Prozessinventar zu erwarten?
- c) Welcher Anteil der erwarteten Stoffflüsse wird tatsächlich im Inventar berücksichtigt?

Die Datenqualität hängt hier somit auch mit der Auswahl der betrachteten Wirkungskategorien zusammen. So tragen zur Wirkungskategorie Klimaveränderung eine relativ überschaubare Liste an bekannten Stoffen bei, während bei der Wirkungskategorie Humantoxizität

¹¹⁶ Abs. 5.2.4: Anforderungen an die Datenqualität

¹¹⁷ Abs. 4.2.3.6.1

mehrere Hundert Stoffflüsse bekannt sind. Beim Vergleich zweier Getränkeverpackungen ist hier auf eine angemessene Datensymmetrie zu achten, da ansonsten eine Getränkeverpackung schlicht aufgrund fehlender Stoffflussangaben bevorteilt werden könnte (da ja rein rechnerisch dann weniger Beiträge zu bestimmten Umweltwirkungen ermittelt würden).

Ein weiterer Aspekt der „Vollständigkeit“ ist die Freisetzung spezifischer direkter Prozess-emissionen. Diese ist im Rahmen der Datenerhebung auf der Einzelprozessebene festzustellen.

Der Begriff der „Konsistenz“ hat einen starken Bezug zu methodischen Aspekten, die bei der Erarbeitung bzw. Auswahl von Datensätzen eine Rolle spielen. Beispiele sind:

- der Umgang mit Kuppelprodukten
Hier sind bekanntlich verschiedene Allokationsverfahren möglich oder gar die Anwendung von Gutschriftenverfahren.
- die Verwendung von Daten unterschiedlicher Datengenerierung: Primärdaten; Sekundärdaten; generische Daten; Expertenschätzungen
- die Konsistenz hinsichtlich der Systemgrenzen verwendeter Datensätze

Hier geht es darum sicherzustellen, dass der Vergleich zweier Getränkeverpackungen auf methodisch konsistenten Daten beruht bzw. nicht durch methodische Inkonsistenzen unzulässig beeinflusst wird.

3. Kriterien zur Beschreibung von Genauigkeit bzw. Unsicherheit von Daten:

- A. die Präzision
ISO-Definition: Maß für die Schwankungsbreite der Werte für alle angegebenen Daten (z. B. Varianz)
- B. die Unsicherheit der Information, z. B. Daten, Modelle und Annahmen.

Mit diesen beiden Kriterien wird in der ISO-Norm der Sachverhalt aufgegriffen, dass in der Ökobilanzrechnung einerseits diskrete Daten angesetzt werden, die dann auch zu einem diskreten Ergebniswert führen. Andererseits sind diese Daten quasi immer ein Ausschnitt aus einer in der Realität bestehenden Verteilung.

Beispiel Schwankungsbreite: die in Deutschland verkauften 1,5 L EW PET Flaschen für CO₂-haltige Wässer können je nach Abfüller unterschiedliche Gewichte haben. In der Regel wird im Basisszenario der Ökobilanz mit dem gewichteten Mittelwert aus der erhobenen Stichprobe gerechnet.

Beispiel Unsicherheit: Die durchschnittliche Erfassungsquote von 1,5 L EW PET Flaschen für CO₂-haltige Wässer wird bislang per Expertenschätzung und nicht anhand des realen Mengenertrags rechnerisch ermittelt. Daraus ergibt sich eine Unsicherheit bezüglich der realen Quote.

Die Aspekte Präzision und Unsicherheit können in der Regel nur für wenige Datenpunkte einer Getränkeverpackungsökobilanz mathematisch statistisch bestimmt werden. Damit sind statistische Methoden zur Berechnung der Wahrscheinlichkeitsverteilung ökobilanzieller Ergebnisse wenig praktikabel bzw. von äußerst eingeschränkter Aussagekraft. In den Getränkeverpackungsökobilanzen kommt deshalb das Instrument der Sensitivitätsanalysen zur Anwendung.

4. Kriterien bzgl. der Transparenz:

- A. die Vergleichspräzision
ISO-Definition: qualitative Einschätzung für den Umfang, in dem ein unabhängiger Ersteller mit den Informationen über die Methode und die Datenwerte die in der Studie angegebenen Ergebnisse reproduzieren kann

B. Angabe der Datenquellen

Hier geht es also vor allem um die Transparenz und Nachvollziehbarkeit einer Studie. Entscheidend dafür ist eine ausreichende Dokumentation.

Vorgehen

Aus dem zuvor dargestellten wird ersichtlich, dass einige Kriterien direkt mit Bezug auf einzelne Datensätze bzw. Datenpunkte anwendbar sind. Es handelt sich dabei um die Kriteriengruppe 1 zur Repräsentativität sowie die Kriteriengruppe 4 zur Transparenz. Mindestanforderungen hierzu werden daher in den folgenden Kapiteln abgeleitet.

Das Kriterium 2A ist auf Datensätze (hier gemeint: Prozessinventare) anzuwenden, wobei hier – wie bereits erwähnt – eine Abhängigkeit zur Auswahl der Wirkungskategorien besteht. Andererseits sollte der Aspekt der Vollständigkeit dennoch schon bei der Datenauswahl bzw. –genese unbedingt berücksichtigt werden, da eine Limitierung bzgl. der Vollständigkeit der Daten implizit eine Limitierung bezüglich der auswertbaren Wirkungskategorien zur Folge hat. Einzelne Konsistenzaspekte (z. B. die Konsistenz von Systemgrenzen verwendeter Datensätze) sind bereits auf Datensätze anwendbar, andere eher in der Auswertung. Die in den verbliebenen Datenqualitätskriterien (Kriteriengruppe 3 sowie z. T. Kriterium 2B) angesprochenen Aspekte sind eher im Rahmen der Auswertung der Ökobilanzen von Getränkeverpackungen zu bedienen.

So wird die Notwendigkeit von Sensitivitätsanalysen häufig erst nach einer Auswertung der ersten Ergebnisse bspw. im Zuge einer Beitragsanalyse bzw. der Analyse relevanter Annahmen und Festlegungen ersichtlich.

Auch die Konsistenz einer Studie ist sinnvollerweise erst bei der Auswertung durch den Abgleich von Ziel- und Rahmendefinition mit den verwendeten Daten und den ermittelten (ersten) Ergebnissen umfänglich möglich.

5.7.2 Daten im Kontext von Getränkeverpackungsökobilanzen

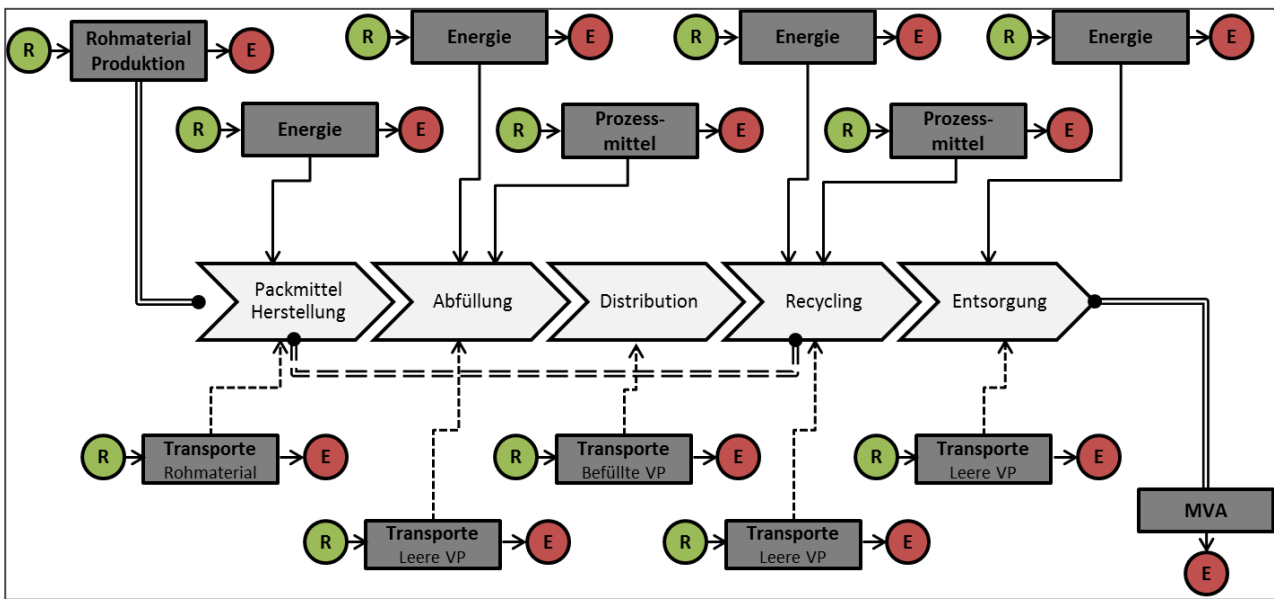
5.7.2.1 Datengruppen und Datenkategorien im Modell der Verpackungsökobilanz

Daten, die in eine Getränkeverpackungsökobilanz einfließen, lassen sich grob in 2 Datengruppen unterteilen:

- Einflussreiche *Systemparameter*, wie z. B. Verpackungsspezifikationen, Umlaufzahlen, Transport/bzw. Distributionsentfernungen, oder die Auswahl an Verwertungswegen etc., die in der Regel singuläre Werte annehmen.
- *Prozessdaten*, die einzelne Abschnitte des Lebenswegs im Systemmodell abbilden. Prozessdaten sind bestimmt durch ein Input-Output Set, z. B. Verarbeitungsprozesse sind definiert durch Materialinput, Produktoutput, Abfalloutput/Materialverluste, Energieinput, freigesetzte direkten Prozessemissionen sowie energiebezogene Emissionen, die on-site oder off-site anfallen können.

Abbildung 54 gibt einen schematischen Überblick über typische Lebenswegabschnitte in Getränkeverpackungssystemen. Diese werden im Ökobilanzmodell durch Systemmodule abgebildet.

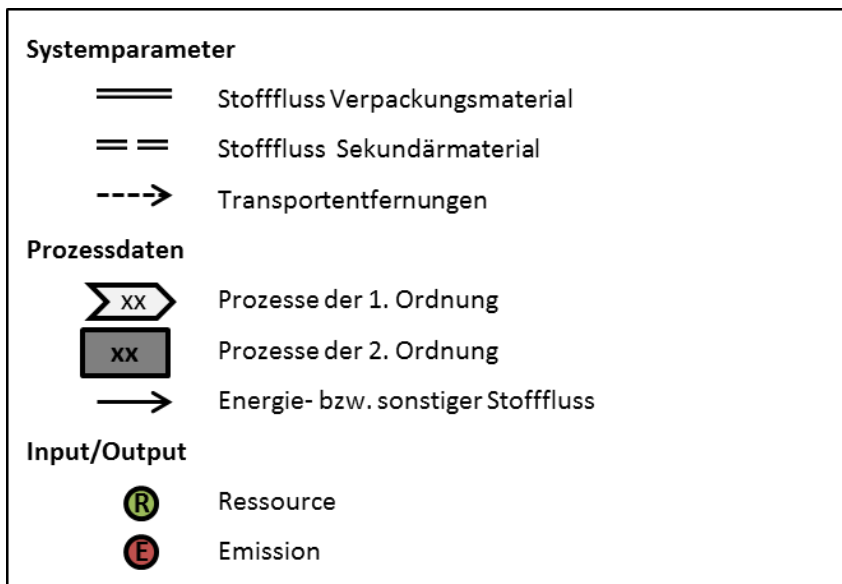
Abbildung 54: Systemmodule Verpackungssystem-Modell, schematisch



© IFEU/ GVM/ INTEGRAHL 2015

Abbildung 55 erläutert die Zuordnung der schematisch dargestellten Systemmodule zu Systemparametern und Prozessdaten:

Abbildung 55: Zuordnung von Systemmodulen zu Datengruppen einer Getränkeverpackungsökobilanz



© IFEU/ GVM/ INTEGRAHL 2015

Die Prozesse der 1. Ordnung (Verarbeitungsprozesse im Verpackungssystem, in Abbildung 54 als Flächenpfeile dargestellt) bedingen i. d. R. keine bzw. massenmäßig untergeordnete direkte Ressourcenverbräuche und Emissionen; sondern verursachen diese vor allem auf indirekte Weise durch den Einsatz von Material, Energie und Prozessmitteln etc.

Die massenmäßig häufig bedeutendsten direkten Ressourcenverbräuche und Emissionen werden durch die Prozesse der 2. Ordnung hervorgerufen (in Abbildung 54 als graue Rechtecke dargestellt).

Im Folgenden wird eine Übersicht über die für Getränkeverpackungsökobilanzen wichtigen Systemparameter und Prozessdatenkategorien gegeben, deren Datenqualitätsanforderungen herzuleiten sind:

1. Systemparameter:

- 1.1. Verpackungsspezifikation Primärverpackung
- 1.2. Verpackungsspezifikation Sekundär- und Tertiärverpackung
- 1.3. Umlaufzahlen
- 1.4. Distributionsdistanzen
- 1.5. Transportentfernungen der Vorprodukte in der Wertschöpfungskette
- 1.6. Entsorgungswege (EOL-Quoten)
- 1.7. Transportmittel für Transporte (Anteile: %LKW, %Zug, % Schiff, bei LKWs: Größenklassenverteilung)

2. Prozessdatenkategorien:

- 2.1. materialspezifische Herstellungsdaten der Ausgangsstoffe (Rohmaterialinventare)
- 2.2. material- bzw. verpackungssystemspezifische Verarbeitungsdaten:
 - 2.2.1. Materialumformungs- und -umwandlungsprozesse (Packmittelherstellung, werkstoffliches und chemisches Recycling)
 - 2.2.2. Handling-Prozesse („Material läuft durch“) (z. B.: Abfüllung, Lagerhaltung, Gebindereinigung)
- 2.3. Hintergrundprozesse, die einerseits von äußeren Randbedingungen (geographischer Bezug, emissionsrechtliche Rahmenbedingungen) abhängen, aber andererseits auch einer materialspezifischen Anpassung bedürfen. Gemeint sind hier *end-of-life* Prozesse, die zu einer Materialumwandlung führen:
 - 2.3.1. MVA
 - 2.3.2. Nutzung von Verpackungsabfällen als Ersatzbrennstoff im Zementwerk
 - 2.3.3. Deponie (nur dann wenn es sich um ein biologisch abbaubares Material handelt)
Hier müssen z. B. Heizwerte, Elementargehalte materialspezifisch angepasst werden
- 2.4. Hintergrundprozesse, die einerseits von äußeren Randbedingungen (geographischer Bezug, emissionsrechtliche Rahmenbedingungen) abhängen, aber andererseits auch einer verpackungssystemspezifischen Anpassung bedürfen:
 - 2.4.1. Transporte, insbesondere Distributionstransporte (Auslastungsgrade müssen hier spezifisch angepasst werden.)
- 2.5. Hintergrundprozesse, die gänzlich unabhängig vom untersuchten VP-System sind. Diese hängen i. d. R. nur von den äußeren Randbedingungen (z. B.: geographischer Bezug, emissionsrechtliche Rahmenbedingungen) ab.
 - 2.5.1. Energiebereitstellung pro Energieeinheit in Deutschland (Strom, Wärme)
 - 2.5.2. Bereitstellung von Energieträgern und Kraftstoffen (zur Verwendung in Deutschland bzw. geographischer Bezug der Wertschöpfungskette einer individuellen Studie)
 - 2.5.3. Deponierung (für inerte Abfälle) in Deutschland

5.7.2.2 Relevanz einzelner Datengruppen

Die Datenpunkte, durch welche das Systemmodell definiert wird lassen sich in die Gruppen Systemparameter und Prozessdaten unterscheiden. Dabei dienen die Systemparameter vorrangig der Definition der Stoffflüsse und der Stoffflusslenkung. Zu unterscheiden sind die Systemparameter mit Multiplikatorwirkung auf den Stofffluss und Systemparameter zur Stoffflusslenkung:

- Systemparameter mit Multiplikatorwirkung:
 - Verpackungsspezifikationen
Die Verpackungsgewichte und das Füllvolumen des Primärpackmittels bestimmen in Verbindung mit der Funktionellen Einheit direkt den Referenzfluss des Modells (also die Menge an Verpackungsmaterialien, die es bedarf um 1.000L Getränk an den Ort der letzten Handelsstufe zu transportieren).
Der Referenzfluss ist die wesentliche Bestimmungsgröße bei der Modellierung. Nahezu alle Stoff- und Energieflüsse werden durch ihn bestimmt.
 - Umlaufzahlen
Umlaufzahlen haben eine direkte Wirkung auf den Referenzfluss im Modell. Die im Rahmen der Verpackungsspezifikation ermittelten Referenzflussmengen werden durch Division mit der Umlaufzahl für die der Abfüllung vorgelagerten Vorprozesse angepasst.
 - Distanzen der Getränkedistribution und Transportentfernungen der Vorprodukte in der Wertschöpfungskette
Die Transportdistanzen haben eine direkte Multiplikatorwirkung auf die Transportmodule im System. Neben den Distanzen trägt aber auch die transportierte Masse, welche sich aus dem Referenzfluss ergibt als Multiplikator bei.
- Systemparameter mit Lenkungswirkung:
 - Entsorgungswege (EOL-Quoten)
Die Entsorgungswege dienen lediglich der Stoffflusslenkung, denn es werden keine neuen Materialflüsse generiert. Die Relevanz für das Ergebnis der Berechnung ist dennoch sehr hoch, da durch den Anteil der Materialien zur Verwertung die Höhe der zu allozierenden Materialgutschriften bestimmt wird.
 - Transportmittel für Transporte
Die Transportmittel spezifizieren die Umweltauswirkungen der Transportmodule und sind somit im direkten Zusammenhang zu den Transportdistanzen zu sehen.

Bei den Prozessdaten wird unterschieden zwischen Prozessen der 1. Ordnung und Prozessen der 2. Ordnung:

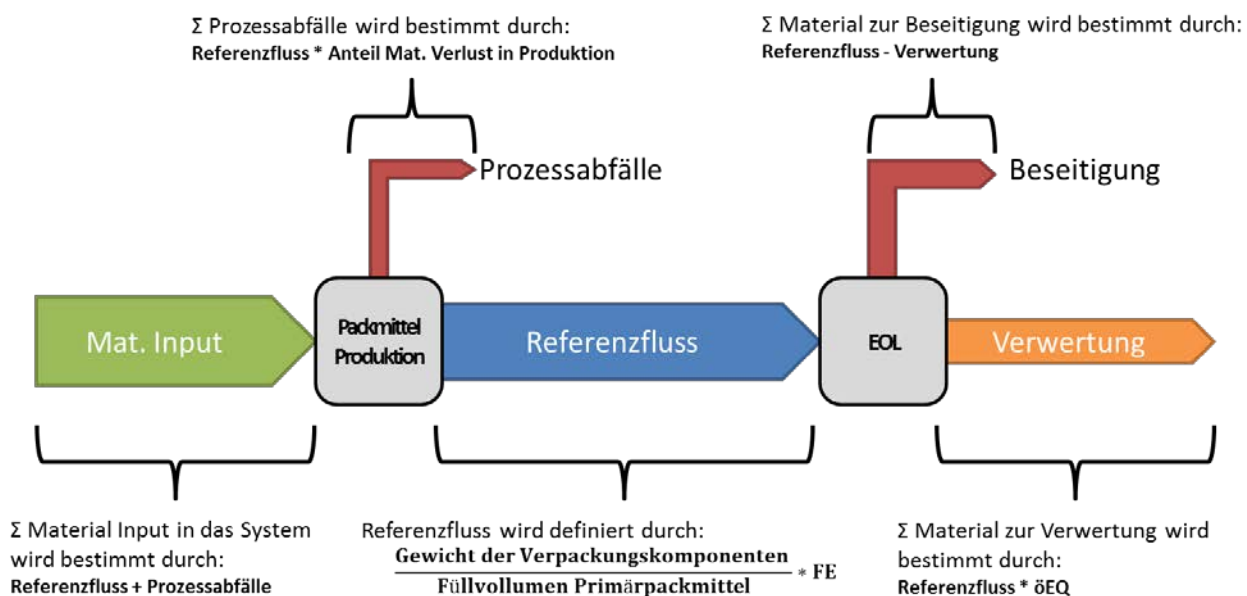
- Prozesse der 1. Ordnung (graue Blockpfeile in Abb. 54) sind die Prozesse, die direkt im Zusammenhang mit dem Materialfluss stehen, sprich Verarbeitungs- oder Handlingprozesse. Auch hier gilt zu unterscheiden, zwischen Prozessen, die der Stoffflussgenese und der Stoffflusslenkung dienen:
 - Verarbeitungsprozesse in der Produktvorkette (also die Herstellungsprozesse) vergrößern aufgrund von Materialverlusten bei der Produktion der Packmittel den Stofffluss bestimmter Materialien im Verpackungssystem.
 - Handlingprozesse dienen der Stoffflusslenkung ohne weiteren Einfluss auf den Referenzfluss zu haben. In diesem Sinne sind auch alle Recyclingprozesse als Handlingprozesse zu verstehen.

Beide Prozessstypen generieren i. d. R. Energieverbräuche. Unter Umständen kann durch Verarbeitungs- und Handlingprozesse auch ein Stofffluss an Hilfs- und Betriebsmitteln generiert werden.

Abbildung 56 zeigt die Determinanten des Materialinputs in das Untersuchungssystem.

- Prozesse der 2. Ordnung sind per Definition die Prozesse die im Hintergrund der Modellierung stehen, dort aber die massenmäßig häufig bedeutendsten direkten Ressourcenverbräuche und Emissionen hervorrufen. Klassische Beispiele für Prozesse der 2. Ordnung sind die Produktion von Rohmaterialien oder Prozesse der Energiebereitstellung. Diese Prozesse werden i. d. R. nicht exklusiv für den Untersuchungsgegenstand betrieben.

Abbildung 56: Determinanten des Materialinputs in das Untersuchungssystem



© IFEU/ GVM/ INTEGRAHL 2015

Die Summe der Ressourcenverbräuche und Emissionen (=Sachbilanz, LCI) eines untersuchten Systems ergibt sich aus

- der Summe des Material Inputs, bestimmt durch den Referenzfluss des Verpackungssystems zzgl. der Materialverluste im Rahmen der Herstellungsprozesse der einzelnen Packmittel,
- der Summe des Energie Inputs, bestimmt durch den Energiefluss,
- der Summe der sonstigen/sekundären Inputs, bestimmt durch den sonstigen/sekundären Stofffluss und
- der Summe der Transportaufwendungen, bestimmt durch die Transporte definiert durch die Transportentfernungen und die Masse der Transportgüter.

5.7.2.3 Arten von Daten

Grundsätzlich besteht in der wissenschaftlichen Praxis die Anforderung in Ökobilanzen bei der Betrachtung definierter Produktsysteme mit spezifischen Daten zu arbeiten. Im engeren Wortsinne bedeutet spezifisch nicht viel mehr als „sich aus den Eigenschaften einer Sache (oder Person) ergebend“. Dies bedeutet, dass die verwendeten Daten die Verpackung als Gegenstand der Untersuchung und den umgebenden Kontext - primär das Getränkesegment indem die Verpackung Anwendung findet

aber auch den zeitlichen, technologischen und geographischen Rahmen der Untersuchung - möglichst „passend“ beschreiben sollen.

Im Rahmen des F&E Vorhabens sind verschiedene Rahmenvorgaben bereits seitens der Auftraggeber definiert worden, wie bspw.

- Aktualität der Randbedingungen und
- Eingrenzung auf durchschnittliche deutsche Marktverhältnisse.

Damit ist bereits ein enger Rahmen hinsichtlich der zeitlichen, technologischen und geographischen Rahmen der Untersuchung gesetzt, anhand dessen sich die verwendeten Daten messen lassen müssen.

Des Weiteren sind die Kriterien

- Vergleichbarkeit und
- methodische Konsistenz.

gegeben, wobei sich Vergleichbarkeit erst durch methodische Konsistenz ergibt. Im vorliegenden Zusammenhang muss „Vergleichbarkeit“ aber auch als Maßgabe „Gleiches mit Gleichem zu vergleichen“ verstanden werden. Dies bedingt eine Vergleichbarkeit hinsichtlich der Produktfunktion, d. h. eine Zuordnung der unterschiedlichen Getränkeverpackungen anhand ihrer Füllgüter in Getränksegmente, die sich u. a. durch unterschiedliche Anforderungen an die Verpackung auszeichnen.

In der ökobilanziellen Praxis zur Anwendung kommende Daten lassen sich nach ihrer Herkunft in drei Kategorien einteilen:

1. Daten, die für einen bestimmten Anwendungsfall aktuell und im Kontext der Untersuchung erhoben wurden (bspw. Verarbeitungsdaten für ein Verpackungssystem)
-> *im Folgenden als **primäre Vordergrunddaten** bezeichnet*
2. Daten, die in einem anderen Anwendungsfall (bspw. ältere Studie) aktuell und kontextspezifisch erhoben wurden (bspw. Verarbeitungsdaten für ein Verpackungssystem). Diese können (je nach Datensatz) z. B. auch aus Datenbanken entnommen sein, sofern diese entsprechend spezifische Daten bereitstellen.
-> *im Folgenden als **sekundäre Vordergrunddaten** bezeichnet*
3. Daten, die einen definierten Sachverhalt beschreiben ohne dabei speziell für den in der Untersuchung aktuell untersuchten Sachverhalt erhoben worden zu sein. Hier sind drei Arten zu unterscheiden:
 - A. Daten die bei einer Teilmenge der zu beschreibenden Prozesse aktuell und kontextspezifisch erhoben wurden
 - B. Daten die anhand von Literaturquellen (bspw. BAT Dokumenten) generiert wurden
 - C. Mischformen von A und B

-> *im Folgenden als **Hintergrunddaten** bezeichnet*

Um die Situation der untersuchten Verpackung in der Studie absolut und zu 100 % spezifisch abbilden zu können, bedürfte es eigentlich einer vollständigen Primärdatenerhebung entlang der gesamten Wertschöpfungskette. In der Praxis kann eine solche aufwändige Datenerhebung i. d. R. aus zwei Gründen nicht stattfinden:

- **Aufwandsgründe:**
Bei stark verästelten Wertschöpfungsketten mit vielen verschiedenen Teilnehmern sprechen Aufwandsgründe gegen eine vollständige Primärdatenerhebung. Dieser Effekt wird noch ver-

stärkt, wenn wie in den bisherigen Verpackungsökobilanzen, die für das UBA im Kontext der Verpackungsverordnung erstellt wurden, Verpackungssysteme diverser Hersteller zu einem System zusammengefasst werden.

- **Mangelnde Bereitschaft seitens der Datenlieferanten:**
Seitens der Industrie ist bisweilen eine mangelnde Bereitschaft festzustellen, eine individuelle und projektspezifische Datenerhebung innerhalb der Rohmaterialherstellungskette durchzuführen. Stattdessen wird auf aggregierte Rohmaterialinventare verwiesen, welche die durchschnittlichen Produktionsprozesse eines bestimmten Werkstoffes innerhalb eines geografisch und zeitlich definierten Rahmens abbilden.

Insofern bedarf es bestimmter Regelungen, welche Datenpunkte mit welchen Datenarten bedient werden können. Da eine umfassende Auflistung aller Datenpunkte einer Verpackungsökobilanz nicht nur zu umfangreich wäre sondern auch nicht im Sinne einer Mindestanforderung, welche ja auch für die Untersuchung zukünftiger, heute noch nicht definierter Verpackungssysteme herangezogen werden können soll, kann die Regelung nur auf Ebene der Datengruppen erfolgen.

5.7.3 Mindestanforderungen an die Dokumentation der verwendeten Daten

Die im Folgenden definierten Mindestanforderungen gelten grundsätzlich sowohl für innerhalb einer individuellen Ökobilanz erhobene Daten (Primärdaten) als auch für Daten, welche aus sekundären Datenquellen stammen.

Mindestanforderungen lassen sich in die folgenden drei Ebenen gliedern, wobei die Anforderungen der Ebenen 1 und 2 für sämtliche Getränkeverpackungsökobilanzen erfüllt werden müssen, die Getränkeverpackungssysteme auf dem deutschen Markt zum Gegenstand haben. Die Mindestanforderungen betreffen hier gewissermaßen die Rahmenbedingungen der Ökobilanz. Anforderungen der Ebene 3 sind hingegen projektspezifisch, da sie vom genauen Untersuchungsgegenstand und der in der individuellen Ökobilanz formulierten Zielstellung (Ziel- und Rahmendefinition) abhängen:

- 1. Kriterium „Gültigkeit für durchschnittliche deutsche Verhältnisse“.** Dies sind Anforderungen, die unabhängig vom Untersuchungsrahmen einer individuellen Ökobilanz für alle Ökobilanzen für Produkte auf dem deutschen Markt erfüllt sein müssen.
- 2. Kriterium „methodische Konsistenz“.** Hierunter fällt a) die Konsistenz zwischen Sachbilanzdaten und Wirkungsabschätzungsmethoden und b) die konsistente Anwendung z. B. von Allokationsmethoden bei Multi-Input oder Multi-Output-Prozessen. Dies sind methodische Anforderungen, die insbesondere die Gruppe der Prozessdaten betreffen. Beispiele wären hier die Berücksichtigung einer „Mindest-Liste“ an Elementarflüssen, die hinterlegt bzw. geprüft werden muss, um eine bestimmte Wirkungsabschätzungsmethode verwenden zu können.
- 3. Kriterium „Gültigkeit für den Untersuchungsgegenstand“.** Der Untersuchungsgegenstand ist festgelegt durch
 - a) das/die ausgewählte/n Getränke-segment/e, sowie
 - b) das/die untersuchte/n Verpackungssystem/e.
 Dies sind Anforderungen, die projektspezifisch, in Abhängigkeit der goal & scope Definition einer individuellen Ökobilanz erfüllt sein müssen.

Aus Transparenzgründen ergeben sich aus den o. g. drei Kriterien außerdem **Dokumentationsanforderungen**, die die Möglichkeit einer Prüfung der Einhaltung der Mindestanforderungen auf Basis des Endberichts einer Getränkeverpackungsökobilanz sicherstellen sollen, und die außerdem die

Berücksichtigung des Erfüllungsgrads der Anforderungen in der Auswertungsphase der Ökobilanz erleichtern sollen.

Im Folgenden werden für jede der genannten Prozessdatenkategorien Mindestanforderungen gemäß der drei formulierten Kriterien dargestellt. Die Mindestanforderungen sind pro Prozessdatenkategorie in tabellarischer Form zusammengefasst. Tabelle 35 gibt eine Übersicht, welche Mindestanforderungstabelle welcher Prozessdatenkategorie zugeordnet ist. Grundsätzlich gilt für alle Anforderungen, sollten diese für verschiedene Inputs/Outputs eines Datensatzes unterschiedlichen Erfüllungsgrad aufweisen, dann muss dies entsprechend dokumentiert sein.¹¹⁸

Tabelle 35: Zuordnung der Mindestanforderungstabellen zu Prozessdatenkategorien

| Prozessdatenkategorie | Klassifikation | zugehörige Mindestanforderungstabelle |
|---|----------------|---------------------------------------|
| materialspezifische Herstellungsdaten der Ausgangsstoffe (Rohmaterialinventare) | 2. Ordnung | Tabelle 36 |
| material- bzw. verpackungssystemspezifische Verarbeitungsdaten | 1. Ordnung | Tabelle 37 |
| Hintergrundprozesse mit materialspezifischer Anpassung | 2. Ordnung | Tabelle 38 |
| Hintergrundprozesse mit verpackungssystemspezifischer Anpassung | 2. Ordnung | Tabelle 39 |
| Hintergrundprozesse gänzlich unspezifisch | 2. Ordnung | Tabelle 40 |

Die Mindestanforderungen enthalten u. a. auch Dokumentationsanforderungen. Aus Gründen der Lesbarkeit sind diese in der den Mindestanforderungstabellen vorangestellten Auflistung der Dokumentationsanforderungen vollständig gelistet. Die einzelnen Anforderungstabellen verweisen dann nur auf bestimmte Dokumentationsanforderungen aus dieser Übersicht:

- a) Herleitung des geographischen Bezugs der Wertschöpfungskette, die für das untersuchte Produkt auf dem deutschen Markt relevant ist
- b) Geographischer Bezug des erhobenen bzw. angewendeten Datensatzes
- c) Im Falle von Abweichungen zwischen a. und b. Dokumentation hinsichtlich der Frage, warum die Verwendung des Datensatzes dennoch gerechtfertigt erscheint.
- d) Die Repräsentativität ist im Sinne einer wirklichkeitsgetreuen Abbildung der Realität qualifiziert zu beschreiben und soweit es möglich ist zu quantifizieren. Die Beschreibung erfordert Kenntnisse über die Homogenität bzw. Heterogenität des Datensatz in der Realität. Davon ausgehend muss eingeordnet werden, wie die verfügbaren Daten sich hier einpassen. Dazu gehört die Einschätzung der Mengenbedeutung der verfügbaren Datensätze (Marktanteile).
- e) Falls die Marktanteile < 50 % sind, ist eine schriftliche Dokumentation erforderlich, warum der Datensatz dennoch die reale Situation hinreichend abbildet. Basis für die quantitative Bestimmung ist dabei die Gesamtheit der jeweiligen Prozesse im Bezugsraum (Bspw. Produktionskapazität eines Rohmaterials im Bezugsraum).

¹¹⁸ (z. B. in Gruppen unterschieden: für Emissionen ins Wasser, Bezugsjahr XY-1, jedoch Energieverbräuche aus aktuellen Messungen mit Bezugsjahr XY-2)

- f) Ergebnisse der Vollständigkeitsprüfung der Elementarflüsse, inkl. Dokumentation. Wo Datenlücken hinsichtlich bestimmter Elementarflüsse bestehen, bzw. wo keine direkten Emissionen im Inventar vorhanden sind, ist eine schriftliche Stellungnahme der Datenlieferanten notwendig, die nachvollziehbar/transparent erläutert, warum keiner der fehlenden Elementarflüsse relevant ist. Falls diese Erklärung fehlt, müssen hier die Datenlücken dokumentiert werden (z. B.: Emissionen ins Wasser aus Prozess XY sind im Datensatz nicht vorhanden). Im Falle über mehrere Prozessschritte hinweg aggregierte Datensätze sind die Elementarflussbeiträge 1. einzelner Prozesse (z. B. durch chemische Reaktionen der eingesetzten Rohmaterialien oder Direktfeuerungsprozesse) sowie 2. der Energiebereitstellung, 3. durch Transportprozesse und 4. durch Chemikalieneinsatz (z. B.: Lösemittel) separat zu dokumentieren.
- g) Die Vorgehensweise und wesentlichen Ergebnisse des spezifischen Input/Output-Mappings sind zu dokumentieren.
- h) Ergebnisse hinsichtlich der Frage nach dem Umgang mit Gruppenparametern in den Datensätzen bzw. im Ökobilanzmodell (d. h. in Originaldaten vorhandene Gruppenparameter auflisten und für jeden davon dokumentieren, ob diese als Gruppenparameter ins Inventar übernommen wurden oder ob sie in Einzelsubstanzen aufgelöst wurden. Falls letzteres der Fall ist muss zudem die Methodik bzw. Datenquelle für die Auflösung in Einzelsubstanzen dokumentiert/genannt werden).
- i) Zeitlicher Bezug des Datensatzes
- j) Falls Abweichungen > 5 Jahre zwischen dem zeitlichen Bezug des Datensatzes und dem Bezugszeitraum der Ökobilanz liegen, ist eine schriftliche Dokumentation (z. B.: seitens der entsprechenden Industrieverbände, die die Rohmaterialinventare bereitstellen) erforderlich, die begründet, warum die Gültigkeit der Daten über 5 Jahre hinaus besteht.
- k) Falls Abweichungen > 3 Jahre zwischen dem zeitlichen Bezug des Datensatzes und dem Bezugszeitraum der Ökobilanz liegen, ist eine schriftliche Dokumentation erforderlich, die begründet, warum die Gültigkeit der Daten über 3 Jahre hinaus besteht.
- l) Werden Datensätze verwendet, für die keine eigene Dokumentation öffentlich zur Verfügung steht, muss die Datenart (primäre Vordergrunddaten, sekundäre Vordergrunddaten, Hintergrunddaten) sowie die Art der Datenerhebung im Datensatz (Messung kontinuierlich, Messung einmalig, Expertenschätzung (unter Nennung der beteiligten Experten), Übernahme von Daten ähnlicher Anlagen etc.), im Idealfall mindestens nach Datentypen aufgeschlüsselt (Energieverbräuche, Materialbilanzen, Energiebilanzen, Luftemissionen, Wasseremissionen etc.) vom Bereitsteller der Daten angegeben werden. Bei geschätzten oder anderweitig nicht durch Messung erhobenen Daten muss die Vorgehensweise transparent dokumentiert werden. Außerdem muss ein Fließbild die Systemgrenzen des Datensatzes dokumentieren. Werden Datensätze eingesetzt, für die eine eigene Dokumentation öffentlich zugänglich ist, muss diese die genannten Informationen enthalten. Sollte dies nicht der Fall sein, muss hierauf im Ökobilanzbericht in Form einer Tabelle, die die Informationslücken zusammenfasst, hingewiesen werden.
- m) Ergebnis der Prüfung auf Konsistenz der Systemgrenzen – z. B.: in einem Rohmaterialdatensatz (Prüffrage: sind *end-of-life* Aspekte im Datensatz enthalten? ¹¹⁹) oder in *end-of-life* Modu-

¹¹⁹ Mögliche *end-of-life* Aspekte, die dieses Kriterium verletzen würden, wären:

Recyclingquoten über gesamten Materialpool sind enthalten (d. h. der Rohmaterialdatensatz wurde durch Verrechnung eines Primärmaterialdatensatzes mit einem Sekundärmaterialdatensatz erzeugt).
Abfallbehandlung von Prozessabfällen ist enthalten.

- len (z. B.: MVA, Deponie mit Deponiegasnutzung – hier dürfen die Gutschriften für rückgewonnene Energie nicht mit eingerechnet sein, denn diese müssen separat im Ergebnis dargestellt werden). Für Rohmaterialdatensätze müssen durch Fließbilder die Systemgrenzen der Datensätze dokumentiert werden.
- n) Wenn die Gültigkeit für Material/Gebindegröße (Füllvolumen/Gewicht)/Verarbeitungstyp (z. B.: Spritzguss) nicht direkt gegeben ist (z. B. Originaldaten Flaschenblasen 0,5 L, wurden auf eine andere Gebindegröße 1,0 L adaptiert), dann muss die Art und Weise der Adaption im Bericht dokumentiert werden (Beispiel: „lineare Regression“).
 - o) Werden Materialien untersucht, deren Materialeigenschaften im Leitfaden nicht dokumentiert sind, sind die verwendeten Materialeigenschaften im Ökobilanzbericht zu dokumentieren.
 - p) Dokumentation der Wirkungsgrade der Energierückgewinnung von MVA und Zementwerkdatensätzen (ggfs. auch der Energierückgewinnung aus Deponiegas)
 - q) Falls Deponie und bioabbaubares Material von Relevanz sind, ist außerdem der verwendete Anteil an Deponien mit Deponiegasfassung zu dokumentieren.
 - r) Dokumentation des Emissionsklassenmix (pro LKW-Größenklasse) für verwendete Bezugsjahre
 - s) Dokumentation der Größenklassenverteilung
 - t) Dokumentation von verpackungssystemspezifischen Kennwerten für die Distribution (z. B. Anzahl gefüllter Verpackungen pro LKW, Gesamtverpackungsgewicht pro LKW und Gesamtfüllgutgewicht pro LKW)
 - u) Energieträgermix der verwendeten Strombereitstellung
 - v) Es sollten wenige zentrale Kenngrößen für verwendete Strombereitstellungsinventare (z. B. CO₂ fossil, CO₂-Äquivalente, SO_x, NO_x pro kWh elektrische Energie) d. h. für Deutschland, und je nach Wertschöpfungskette für weitere relevante Länder im Bericht tabellarisch dokumentiert werden¹²⁰.
 - w) Dokumentation (wenn möglich quantitativ ansonsten qualitativ), warum angewandte Module als hinreichend repräsentativ für die durchschnittliche deutsche Situation eingestuft werden
 - x) Falls über Prozessschritte aggregierte bzw. bereits mit Stromvorketten verknüpfte Datensätze verwendet bzw. seitens der Industrieverbände bereitgestellt werden, müssen für die verknüpften Stromvorketten wenige zentrale Kenngrößen (z. B. CO₂ fossil, CO₂-Äquivalente, SO_x,

Abfallbehandlung der gemäß materialspezifischer Recyclingquote nicht recycelten (d. h. deponierten oder verbrannten) Materialfraktion ist enthalten.

¹²⁰ Generell kann von einer relativ hohen Relevanz der Stromvorketten innerhalb einer Getränkeverpackungsökobilanz ausgegangen werden, da Verarbeitungsschritte häufig von der Strombereitstellung definiert werden. Mit einer Dokumentation ausgewählter Kenngrößen ist „auf einen Blick“ erkennbar, ob aus diesem Grund wesentliche Unterschiede in den Systemmodellen aus unterschiedlichen Bilanzen zu erwarten sind (Dies würde die Vergleichbarkeit der Ergebnisse aus verschiedenen Bilanzen einschränken.).

NO_x pro kWh elektrische Energie) für jeden verwendeten Ländermix tabellarisch dokumentiert werden¹²¹.

Tabelle 36: Mindestanforderungen Prozessdatenkategorie materialspezifische Herstellungsdaten der Ausgangsstoffe (Rohmaterialinventare)

| Klassifikation: | Prozesse 2. Ordnung |
|--|---|
| Prozessdatenkategorie-Titel: | materialspezifische Herstellungsdaten der Ausgangsstoffe (Rohmaterialinventare) |
| Kriterium „Gültigkeit für durchschnittliche deutsche Verhältnisse“ | |
| <p>(1) Geographischer Bezug: Der geographische Bezug für den deutschen Markt ist entsprechend der Marktverhältnisse, d. h. zum Beispiel anhand Importen/Exporten von Rohmaterial abzuleiten (s. a. Abschnitt A-1-1 „Herkunft der Rohmaterialien“).</p> | |
| <p>(2) Repräsentativität: der Anteil der Produktion im Bezugsraum ist qualifiziert zu beschreiben und soweit es möglich ist zu quantifizieren. Damit soll die Passgenauigkeit für technische Spezifikationen (z. B. Emissionsstandards) erreicht werden. Von letzterem ist auszugehen, wenn die Repräsentativität mindestens 50 % der Produktion im entsprechenden Bezugsraum abdeckt.</p> | |
| <p>Beispiele für geographischen Bezug der Rohmaterialdatensätze:</p> <ul style="list-style-type: none"> • PET pellet → Europa • Weißblech-Bänder → Europa • Aluminium-Bänder → Europa • Getränke-Rohkarton → Finnland/Schweden • Behälterglas → Deutschland | |
| Kriterium „methodische Konsistenz“ | |
| <p>(1) Vollständigkeit der Elementarflüsse: muss für die Wirkungsabschätzung geprüft und beachtet werden.</p> | |
| <p>(2) methodische Konsistenz hinsichtlich zutreffender Systemgrenzen in Rohmaterialdatensätzen muss sichergestellt werden. Beispielsweise dürfen in Rohmaterialdatensätzen keine end-of-life Aspekte eingeflossen sein.¹²²</p> | |
| <p>(3) Allokationsmethode bei Multi-Output-Prozessen: Zumindest für Rohmaterialdatensätze, die zum Teil die gleichen Prozessschritte enthalten (z. B. Cracking in der Polymerherstellung), muss die Allokation im Falle von Kuppelprodukten nach einem einheitlichen Kriterium erfolgt sein.</p> | |
| <p>(4) Repräsentativität: muss hinsichtlich Produktionskapazitäten bestimmt werden (Produktionskapazität der durch Daten abgebildeten Anlagen relativ zur gesamten Produktionskapazität im Bezugsraum).</p> | |
| <p>(5) Umgang mit Gruppenparametern: wurden diese von den Bereitstellern der Daten als Gruppenparameter erhoben & dokumentiert? Oder wurden sie als Gruppenparameter erhoben und z. B. über typische Abgaszusammensetzungen o. ä. in spezifische Einzelemissionen umgewandelt?</p> | |

¹²¹ Dies dient zum Auffinden datenseitiger Asymmetrie zwischen Inventardaten verschiedener Getränkeverpackungssysteme. Dies könnte (z. B.: im Falle hoher Relevanz der Stromvorketten in der Rohmaterialherstellung) die Vergleichbarkeit der Ergebnisse verschiedener Verpackungssysteme einschränken.

¹²² Mögliche *end-of-life* Aspekte, die dieses Kriterium verletzen würden, wären:
Recyclingquoten über gesamten Materialpool sind enthalten (d. h. der Rohmaterialdatensatz wurde durch Verrechnung eines Primärmaterialdatensatzes mit einem Sekundärmaterialdatensatz erzeugt).
Abfallbehandlung von Prozessabfällen ist enthalten.
Abfallbehandlung der gemäß materialspezifischer Recyclingquote nicht recycelten (d. h. deponierten oder verbrannten) Materialfraktion ist enthalten.

Für a. gelten die folgenden Kriterien:

- Sind im Inventar alle von der Wirkungsabschätzung geforderten Elementarflüsse vorhanden?
- Wie kann sichergestellt werden, dass die vollständige Liste auch durch spezifische Prozessemissionen zustande kommt, und nicht nur über bestimmte Vorketten durch Aggregation eine lange Liste erscheint, während direkte Prozessemissionen im Inventar fehlen?
- Wenn direkte Prozessemissionen (z. B.: durch Reaktionsprozesse der Ausgangsmaterialien, Direktfeuerungsprozesse, Verarbeitung lösemittelhaltiger Materialien, chemische Aufschlussprozesse etc.) vorhanden sind, müssen diese zwingend erhoben werden und in der Dokumentation auch als separate Beiträge zu Elementarflüssen bzw. input/output-Flüssen dargestellt werden. Zudem muss die Art der Erhebung der Daten zu diesen direkten Prozessemissionen dokumentiert sein (Messung, Jahresdurchschnitt oder Messung, einmalig oder Schätzung?).

Kriterium „Gültigkeit für den Untersuchungsgegenstand“

- (1) Zeitlicher Bezug so nah als möglich am Bezugsjahr der Ökobilanz (maximal 5 Jahre älter als Bezugsjahr Ökobilanz)

Dokumentationsanforderungen (pro Rohmaterialdatensatz)

Hier gelten Dokumentationsanforderungen a, b, c, d, e, f, h, i, j, l, m, x

- l. Werden Rohmaterialdatensätze verwendet, für die keine eigene Dokumentation öffentlich zur Verfügung steht, muss die Art der Datenerhebung im Rohmaterialdatensatz (Messung kontinuierlich, Messung einmalig, Expertenschätzung (unter Nennung der beteiligten Experten), Übernahme von Daten ähnlicher Anlagen etc.), im Idealfall mindestens nach Datentypen aufgeschlüsselt (Energieverbräuche, Materialbilanzen, Energiebilanzen, Luftemissionen, Wasseremissionen etc.) angegeben werden. Werden Rohmaterialdatensätze eingesetzt, die eine eigene Dokumentation öffentlich zugänglich haben, die die genannten Informationen aber nicht enthält, muss hierauf im Ökobilanzbericht in Form einer Tabelle, die die Informationslücken zusammenfasst, hingewiesen werden.

Tabelle 37: Mindestanforderungen Prozessdatenkategorie material- bzw. verpackungssystem-spezifische Verarbeitungsdaten:

| | |
|---|--|
| Klassifikation: | Prozesse 1. Ordnung |
| Prozessdatenkategorie-Titel: | material- bzw. verpackungssystemspezifische Verarbeitungsdaten: |
| Prozessdatenkategorie-Untergruppen: | <ul style="list-style-type: none"> • 2.2.1 Materialumformungsprozesse/ -umwandlungsprozesse (Packmittelherstellung, werkstoffliches und chemisches Recycling) • 2.2.2 Handling-Prozesse (Prozesse, die der VP-Stoffstrom durchläuft, d. h. (Abfüllung, ggf. Lagerhaltung) |
| Kriterium „Gültigkeit für durchschnittliche deutsche Verhältnisse“ | |
| (1) Geographischer Bezug: Wo finden die Umformungs-/Handlingprozesse in der Wertschöpfungskette der auf dem deutschen Markt befindlichen untersuchten VP-Systemen statt? → Datenerhebung soll also je nach Lieferkette in deutschen Unternehmen bzw. in Unternehmen mit zur realen Lieferkette passendem geographischem Bezug erfolgen. | |
| (2) Ableiten der realen (geographischen) Lieferkette kann z. B.: auf Basis eines Vergleichs von Produktionsmengen (Beispiel: produzierte Dosenbodies in Deutschland pro Jahr) versus Verbrauchsmengen (Gesamtverbrauch Getränkedosen in Deutschland) abgeleitet werden. Falls Produktion > Verbrauch kann für Getränkeverpackungsökobilanzen vereinfachend von einer Produktion in Deutschland ausgegangen werden. | |
| (3) Wenn die Materialumformungsprozesse innerhalb Europas stattfinden (und hiervon ist im Kontext Getränkeverpackungen für den deutschen Markt auszugehen), können hier die gesetzlichen Rahmenbedingungen als „Maximalwerte“ bei Standardemissionen herangezogen werden, falls eine Primärdatenerhebung nicht erfolgreich oder lückenhaft ist oder auf eine lückenhafte Sekundärdatenquelle zurückgegriffen wird. | |
| (4) Repräsentativität: der Anteil der Produktionskapazität im geographischen Bezugsraum ist qualifiziert zu beschreiben und soweit es möglich ist zu quantifizieren. Damit soll die Passgenauigkeit hinsichtlich technischer Spezifikationen erreicht werden. | |
| (5) Für die Umformungsprozesse erste Präferenz: spezifische Datenerhebung (d. h. primäre oder sekundäre Vordergrunddaten). Falls dies erfolglos bleibt, ist der technologische Standard in Erfahrung zu bringen, und im Modell mit zum technologischen Standard passenden Energieverbrauchsdaten, Materialeffizienzen (Ausschussquoten, Prozessabfallquoten und Prozessabfallrecyclingquoten, Nebenproduktmengen etc.) und spezifischen Emissionen zu hinterlegen (z. B.: auf Basis von emissionsrechtlichen Randbedingungen im Bezugsraum o. ä.). Stichprobenartige Validierung (z. B.: durch gemessene Stromverbräuche in vergleichbarer Anlage etc.) ist hier wünschenswert. | |
| Kriterium „methodische Konsistenz“ | |
| (1) Mapping mit Blick auf materialspezifische Emissionen ist durchzuführen (z. B.: spezifische Emissionen bei Lackier- und Druckprozessen, beispielsweise diffuse Lösemittlemissionen u. ä.). | |
| (2) Allokationsmethode bei Verarbeitungsprozessen mit mehreren Produkt-Outputs sollte nach Möglichkeit einheitlich sein, falls nicht auf jeden Fall in der Dokumentation drauf hinweisen, ggfs. Ergebnisrelevanz prüfen. | |
| (3) Ableitung der realen Lieferkette muss für alle untersuchten Verpackungen nach gleicher Herangehensweise erfolgen. | |
| (4) Repräsentativität muss hinsichtlich Produktionskapazitäten (bzw. Inputkapazitäten im Falle von werkstofflichen/chemischen Recyclinganlagen) bestimmt werden. | |
| Kriterium „Gültigkeit für den Untersuchungsgegenstand“ | |
| (1) Verpackungsherstellungsprozessdaten müssen spezifisch sein (d. h. primäre oder sekundäre Vordergrunddaten). für Material, Verarbeitungsprozessstyp (z. B.: Spritzguss), Verpackungsgröße (Füllvolumen) bzw. Gewicht. | |
| (2) Recyclingprozessdaten müssen materialspezifisch sein, bei sortenreinem Kunststoffrecycling | |

| |
|--|
| polymerspezifisch. |
| (3) Falls spezifische Primärdaten nicht oder nicht vollständig erhoben werden können, kann bei Recyclingprozessen auch auf sekundäre Vordergrunddaten oder Hintergrunddaten zurückgegriffen werden, soweit Art und Qualität des rezyklierten Materials zum Untersuchungsgegenstand der individuellen Ökobilanz passt. Wünschenswert ist hier eine Validierung, warum die verwendeten Daten als passend eingeschätzt werden. Eine Möglichkeit für eine solche Einschätzung ist die stichprobenhafte Validierung mit (einzelnen) Primärdaten. |
| (4) Stromvorketten müssen spezifisch den Ländermixen der realen Lieferketten/Downstream-Lieferketten (z. B.: Recycling in ausländischen Anlagen) angepasst werden, wenn mehr als 10 % des Materialstromes von ausländischen Anlagen geliefert werden bzw. an ausländische Anlagen zum Recycling gehen. |
| (5) Wenn der geographische Bezug der Lieferkette nicht erhoben werden kann, aber der Importanteil >10 % beträgt, sollte für diesen Anteil zumindest eine europäische Energiebereitstellung ¹²³ angenommen werden. |
| (6) Für Handlingprozesse (z. B.: Abfülldaten, ggf. Aufwendungen zur Lagerhaltung) liegt die Präferenz bei Hintergrunddaten, die für das untersuchte Verpackungssystem/die Gebindegröße/den Abfüllprozess (z. B.: PET-EW, 0,5L, aseptischer oder hot fill Abfüllprozess, etc.) gültig sind, die mit real erhobenen Werten validiert werden. (Hintergrund: Es gibt im Bereich Abfüllung viele Effekte, die nichts mit dem untersuchten Getränkeverpackungssystem zu tun haben, aber dennoch z. B. zu erhöhten Energieverbräuchen in der Abfüllanlage führen. |
| (7) Zeitlicher Bezug: max. 5 Jahre älter als Bezugsjahr Ökobilanz |
| Dokumentationsanforderungen (pro Verarbeitungsdatensatz) |
| Hier gelten Dokumentationsanforderungen a, b, c, d, e, g, i, j, l, n |

¹²³ In diesem Kontext ist europäisch als EU27+Schweiz + Norwegen + Island zu verstehen.

Tabelle 38: Mindestanforderungen Prozessdatenkategorie Hintergrundprozesse mit material-spezifischer Anpassung

| | |
|---|---|
| Klassifikation: | Prozesse2. Ordnung |
| Prozessdatenkategorie-Titel: | Hintergrundprozesse, die einerseits von äußeren Randbedingungen (geographischer Bezug, emissionsrechtliche Rahmenbedingungen) abhängen, aber andererseits auch einer materialspezifischen Anpassung bedürfen: Gemeint sind hier <i>end-of-life</i> Prozesse, die zu einer Materialumwandlung führen. |
| Prozessdatenkategorie-Untergruppen: | <ul style="list-style-type: none"> • 2.3.1 MVA • 2.3.2 Nutzung von Verpackungsabfällen als Ersatzbrennstoff im Zementwerk • 2.3.3 Deponie (gehört zu dieser Prozessdatenkategorie nur unter der Bedingung, dass es sich um ein unter Deponiebedingungen biologisch abbaubares Verpackungs-Material handelt) |
| Kriterium „Gültigkeit für durchschnittliche deutsche Verhältnisse“ | |
| (1) Verwendung einheitlicher Materialeigenschaften ¹²⁴ (unter Materialeigenschaften werden im Folgenden die unteren Heizwerte sowie die Elementarzusammensetzungen von PET, PE, PP, Rohkarton, Alufolie, Aluminiumdosenblech und -deckelblech, Weißblechdosenblech, Behälterglas verstanden) bzw. Begründung warum ein Material in der MVA als inert zu betrachten ist (siehe auch Abschnitt A-1-2 „Materialeigenschaften Verpackungsmaterialien“). Diese Mindestanforderung kann erfüllt werden durch die Verwendung der hier im Leitfaden dokumentierten Materialeigenschaften, oder bei im Rahmen des Leitfadens nicht dokumentierten Materialien müssen die entsprechenden Materialeigenschaften bei der ersten Bilanzierung im Bericht dokumentiert werden. | |
| (2) Emissionslevels müssen mindestens die gesetzlichen Emissionsanforderungen erfüllen. | |
| (3) Wirkungsgrade der Energierückgewinnung (% elektrisch, % thermisch) müssen an die (möglichst aktuelle) deutsche Situation angepasst werden. | |
| (4) Im Falle von Deponien und abbaubarem Material muss die Rate an Deponiegasfassung (in Deutschland bereits 100 %), die Effizienz der Gasfassung sowie die Nutzungsart des Deponiegases (z. B.: Abfackeln ohne Energierückgewinnung, oder Motor etc.) die durchschnittliche deutsche Situation abbilden. | |
| Kriterium „methodische Konsistenz“ | |
| (1) Vollständigkeit der Elementarflüsse für die Wirkungsabschätzung muss geprüft und beachtet werden. | |
| (2) Umgang mit Gruppenparametern ist zu prüfen: wurden diese von den Bereitstellern der Daten als Gruppenparameter erhoben & dokumentiert? Oder wurden sie als Gruppenparameter erhoben und z. B. über typische Abgaszusammensetzungen o. ä. in spezifische Einzelemissionen umgewandelt? | |
| Für (1) gelten die folgenden Kriterien: <ul style="list-style-type: none"> • Sind im Inventar alle von der Wirkungsabschätzung geforderten Elementarflüsse vorhanden? • Wie kann sichergestellt werden, dass die vollständige Liste auch durch spezifische Prozessemissionen zustande kommt, und nicht nur über bestimmte Vorketten durch Aggregation eine lange Liste erscheint, während direkte Prozessemissionen im Inventar fehlen? | |
| Kriterium „Gültigkeit für den Untersuchungsgegenstand“ | |
| (1) Verwenden der einheitlichen Materialeigenschaften, sofern diese Materialien in der individuellen Ökobilanz untersucht werden. | |

¹²⁴ Diese Anforderung gilt explizit für die Stoffflüsse der Verpackungsmaterialien, da diese im Fokus der Getränkeverpackungsökobilanzen stehen und für die Ökobilanzergebnisse von besonders hoher Relevanz sind.

(2) Zeitlicher Bezug der technischen Spezifikationen und der Energierückgewinnungsgrade der modellierten Anlagen (MVA, Zementwerk) maximal 5 Jahre älter als Bezugsjahr der Ökobilanz.

Dokumentationsanforderungen (pro materialspezifischem Hintergrundprozess)

Hier gelten Dokumentationsanforderungen f, h, i, j, l, o, p, q, w.

Tabelle 39: Mindestanforderungen Prozessdatenkategorie Hintergrundprozesse mit verpackungssystemspezifischer Anpassung

| | |
|---|---|
| Klassifikation: | Prozesse2. Ordnung |
| Prozessdatenkategorie-Titel: | Hintergrundprozesse, die einerseits von äußeren Randbedingungen (geographischer Bezug, emissionsrechtliche Rahmenbedingungen) abhängen, aber andererseits auch einer verpackungssystemspezifischen Anpassung bedürfen: |
| Prozessdatenkategorie-Untergruppen: | <ul style="list-style-type: none"> • 2.4.1 Transporte, insbesondere Distributions-transporte |
| Kriterium „Gültigkeit für durchschnittliche deutsche Verhältnisse“ | |
| (1) Transporte in Deutschland müssen z. B. der Zusammensetzung der Emissionsklassen im deutschen Lastverkehr (mit Bezugsjahr XY) entsprechen. | |
| (2) Geographischer Bezug der Datengrundlage (d. h. Emissionen und Kraftstoffverbräuche pro Fahrzeugkilometer) muss Deutschland sein. | |
| Kriterium „methodische Konsistenz“ | |
| (1) Vollständigkeit der Elementarflüsse für die Wirkungsabschätzung muss geprüft und beachtet werden. | |
| (2) Umgang mit Gruppenparametern ist zu prüfen: wurden diese von den Bereitstellern der Daten als Gruppenparameter erhoben & dokumentiert? Oder wurden sie als Gruppenparameter erhoben und z. B. über typische Abgaszusammensetzungen o. ä. in spezifische Einzelemissionen umgewandelt? | |
| Für (1) gelten die folgenden Kriterien: <ul style="list-style-type: none"> • Sind im Inventar alle von der Wirkungsabschätzung geforderten Elementarflüsse vorhanden? • Wie kann sichergestellt werden, dass die vollständige Liste auch durch spezifische Prozessemissionen zustande kommt, und nicht nur über bestimmte Vorketten durch Aggregation eine lange Liste erscheint, während direkte Prozessemissionen im Inventar fehlen? | |
| Kriterium „Gültigkeit für den Untersuchungsgegenstand“ | |
| (1) Datenmodule (d. h. die Emissionen pro Fahrzeugkilometer) müssen an verpackungssystemspezifische Auslastungsgrade angepasst werden können (und auch in der individuellen Ökobilanz angepasst werden), da dies einen systematischen Unterschied zwischen verschiedenen Getränkeverpackungssystemen darstellt. | |
| (2) Die reale Transportsituation hinsichtlich z. B.: der Verteilung der Größenklassen der verwendeten LKWs (z. B.: >28t, >32t etc.) sollte im Modell möglichst gut angenähert werden. | |
| (3) Falls die Informationen hinsichtlich einer Größenklassenverteilung für einen Transportschritt zu lückenhaft bzw. zu wenig belastbar sind, und eine Verbesserung der Datenverfügbarkeit innerhalb der individuellen Ökobilanz nicht möglich ist, sollte für die verschiedenen betrachteten Verpackungssysteme von einer einheitlichen Größenklassenverteilung ausgegangen werden. | |
| (4) Emissionsklassenzusammensetzungen sollten den zeitlichen Bezug möglichst nahe am Bezugsjahr der Ökobilanz haben (max. 3 Jahre älter als Bezugsjahr Ökobilanz?). | |
| Dokumentationsanforderungen (pro materialspezifischem Hintergrundprozess) | |
| Hier gelten Dokumentationsanforderungen f ¹²⁵ , i, k, l, r, s, t. | |

¹²⁵ Hinsichtlich Emissionsklassenmix und LKW-Größenklassenverteilung

Tabelle 40: Mindestanforderungen Prozessdatenkategorie Hintergrundprozesse gänzlich un-spezifisch

| | |
|---|--|
| Prozessdatenkategorie-Nr.: | 2.5. |
| Klassifikation: | Prozesse 2. Ordnung |
| Prozessdatenkategorie-Titel: | Hintergrundprozesse, die gänzlich unabhängig vom untersuchten VP-System sind Diese hängen i. d. R. nur von den äußeren Randbedingungen (z. B.: geographischer Bezug, emissionsrechtliche Rahmenbedingungen) ab. |
| Prozessdatenkategorie-Untergruppen: | <ul style="list-style-type: none"> • 2.5.1 Energiebereitstellung pro Energieeinheit in Deutschland (Strom, Wärme) • 2.5.2 Bereitstellung von Energieträgern und Kraftstoffen (zur Verwendung in Deutschland bzw. geographischer Bezug der Wertschöpfungskette einer individuellen Studie) • 2.5.3 Deponierung (für inerte Abfälle) in Deutschland |
| Kriterium „Gültigkeit für durchschnittliche deutsche Verhältnisse“ | |
| (1) Wirkungsgrade und Abgasreinigungstechnologien etc. müssen den deutschen bzw. den gesetzlichen Anforderungen im Standortland genügen und hinreichend passend die durchschnittliche Situation abbilden. | |
| (2) Geographischer Bezug: Deutschland, bzw. wo die Wertschöpfung oder nachgelagerte Prozesse (Recycling) im Ausland stattfinden, länderspezifischer Bezug oder regionaler Bezug (Europa). | |
| Kriterium „methodische Konsistenz“ | |
| (1) Vollständigkeit der Elementarflüsse für die Wirkungsabschätzung muss geprüft und beachtet werden. | |
| (2) Strommixe: mit nationalen Strommixen zu bilanzieren, nationaler Strom-Verbrauchermix wäre wünschenswert, aber aus Gründen der generellen Datenverfügbarkeit (und damit Vergleichbarkeit) sind hier dennoch nationale Strom-Produktionsmixe anzusetzen. | |
| (3) Aus Gründen der Vergleichbarkeit sollten diese Daten, die nicht spezifisch sind für das untersuchte Verpackungssystem, auf möglichst einheitlicher Datengrundlage beruhen (z. B.: falls verschiedene Länder in der Produktionskette → Energieträgerverteilung nationaler Strommixe z. B.: auf Basis von Eurostat-Daten). | |
| Für (1) gelten die folgenden Kriterien: <ul style="list-style-type: none"> • Sind im Inventar alle von der Wirkungsabschätzung geforderten Elementarflüsse vorhanden? • Wie kann sichergestellt werden, dass die vollständige Liste auch durch spezifische Prozessemissionen zustande kommt, und nicht nur über bestimmte Vorketten durch Aggregation eine lange Liste erscheint, während direkte Prozessemissionen im Inventar fehlen? | |
| Kriterium „Gültigkeit für den Untersuchungsgegenstand“ | |
| (1) Zeitlicher Bezug der Hintergrundprozesse: möglichst nah am Bezugsjahr der Ökobilanz, Strommixe (d. h. die Energieträgerverteilung) maximal 3 Jahre älter als das Bezugsjahr der individuellen Ökobilanz, technische Spezifikationen und Wirkungsgrade/Energieeffizienzen der modellierten Anlagen (Kraftwerke, Heizwerke, Raffinerieanlagen, Deponien) max. 5 Jahre älter als Bezugsjahr Ökobilanz. | |
| (2) Wärmebereitstellung: technische Spezifikationen (z. B.: Größenklasse) müssen zu den typischerweise im Prozess auch eingesetzten Anlagen hinsichtlich der technischen Kriterien passen? | |
| Dokumentationsanforderungen: | |
| Hier gelten Dokumentationsanforderungen i, j ¹²⁶ , k ¹²⁷ u, v. | |

¹²⁶ Alle Prozesse dieser Prozessdatenkategorie mit Ausnahme der Strombereitstellung

5.8 Thema Allokation

5.8.1 Einführung ins Thema

5.8.1.1 Die Allokationsproblematik

Eines der schwierigsten und meist umstrittensten Themen der Ökobilanzierung ist das Thema Allokation. Das Allokationsproblem ist bei einer Systembetrachtung implizit gegeben, da man zur Definition eines Systems immer Grenzen ziehen muss. Grenzt man ein System nicht ab, so endet es potenziell im Weltmodell aller Aktivitäten.

Produktsysteme sind eingebettet in die „Technosphäre“, über die alle Teilsysteme miteinander verknüpft sind. Um ein Teilsystem für sich studieren zu können, müssen zahlreiche (weniger wichtige) Vernetzungsstellen durchtrennt werden [Klöpffer und Grahl 2009]. Die Systemgrenzen charakterisieren diejenigen in die Analyse des Produktsystems einbezogenen Prozesse. Die Durchtrennung der Vernetzungsstellen ist ein Teil der Systemmodellierung und ein wichtiger Bestandteil zur Bestimmung der Systemgrenzen. Die Bestimmung der Trennstellen hängt eng mit der Ziel- und Rahmendefinition einer Ökobilanz zusammen und bedarf einer konsistenten Vorgehensweise.

Vernetzungsstellen auf der Ebene von Prozessen

Diese Vernetzungsstellen kommen besonders auf der Ebene von Herstellungs- und Verarbeitungsprozessen vor, und zwar dann wenn in einem Prozess Koppelprodukte entstehen, von denen jedoch nur eines im betrachteten Produktsystem verwendet wird.

Ein viel zitiertes Beispiel ist die Chloralkalielektrolyse mit den Koppelprodukten Natriumhydroxid, Chlorgas und Wasserstoff. Natriumhydroxid wird etwa beim Recycling von PET-Flaschen eingesetzt, während Chlorgas in der Chlorchemie verwendet wird. Das Produktsystem PET-Flasche wäre dann mit Produktsystemen der Chlorchemie verknüpft.

Zwei grundsätzliche Lösungswege sind nun in der ökobilanziellen Prozessmodellierung möglich:

A. **Allokation** durch Aufteilung der Aufwendungen auf die drei Koppelprodukte

Hierbei geht es darum, die Aufwendungen der Chloralkalielektrolyse sachgerecht zwischen den drei Koppelprodukten aufzuteilen. Dadurch entstehen drei getrennte Datensätze mit jeweils einem eigenen Inventar an Inputs/Outputs. Die Verknüpfungslinien sind damit getrennt und der Datensatz für Natriumhydroxid kann im PET-Flaschensystem verwendet werden, ohne dieses mit den Aufwendungen für Chlorgas bzw. Wasserstoff zu belasten.

Bei einer vergleichenden Produktbetrachtung kann dann das nicht weiter vernetzte Produktsystem PET-Flasche mit anderen funktional gleichwertigen Produktsystemen verglichen werden.

B. **Systemerweiterung** durch Einbeziehung zusätzlichen Nutzens

Hierbei ergänzt man das ökobilanzielle Modell des PET-Flaschensystems um die gesamte Chloralkali-elektrolyse und erhält neben dem unter Verwendung von Natriumhydroxid hergestellten Produkt PET-Flasche zusätzlich die Produkte Chlorgas und Wasserstoff. Man spricht dann von einem Nutzenkorb.

Eine vergleichende Betrachtung der PET-Flasche alleine ist dann nicht mehr möglich. Für einen korrekten Vergleich sind hier vielmehr funktional gleichwertige Nutzenkörbe zu modellieren (Beispiel Ökobilanz Graphische Papiere).

Vernetzungsstellen am Anfang und am Ende eines Produktlebenswegs

Diese Vernetzungsstellen kommen vor, wenn Produktkomponenten in der Nachnutzungsphase so verwertet werden, dass daraus sekundäre Energie- und Materialflüsse entstehen, die in anderen Produktsystemen als Rohmaterial eingesetzt werden können. Man bezeichnet diese - analog zur Prozessallokation - häufig als Koppelprodukte des Systems.

Das betrachtete Produktsystem kann dabei ein aufnehmendes System sein, z. B. beim Einsatz von gebrauchten PET-Flaschen bzw. dem daraus hergestellten PET-Rezyklat, die aus einem vorgeschaltet vernetzten System stammen. Es kann andererseits auch ein abgebendes System sein, in dem z. B. gebrauchte PET-Flaschen bzw. das daraus hergestellte Rezyklat einem nachgeschaltet vernetzten System zur Verfügung gestellt werden. Es handelt sich in beiden Fällen um **offene Produkt- bzw. Materialkreisläufe**.

Die Lösungswege sind im Prinzip analog zu denen der Prozessmodellierung, jedoch ist die Umsetzung komplexer, da die Koppelproduktion auf Systemebene stattfindet.

A. Allokation durch Aufteilung des auf ein Material bezogenen Nutzens

Im oben genannten Fall der PET-Flasche hat der Packstoff PET einen Erstnutzen zur Herstellung der betrachteten PET-Flasche und einen Zweitnutzen etwa als Rezyklat für die Herstellung von PET-Fasern oder auch als sekundärer Brennstoff. Man könnte nun die Aufwendungen der PET-Herstellung zwischen PET-Flaschensystem und PET-Fasersystem bzw. der rückgewonnen Energie aufteilen und die Vernetzungsstellen damit durchtrennen. Darunter würde jedoch die ökobilanzielle Analyse des PET-Flaschensystems insofern leiden als die Information über die reale Umweltlast des PET-Einsatzes im Flaschensystem und deren Beitrag zum Umweltprofil der Flasche verloren ginge (Grund: obwohl ja weiterhin eine genau definierte Menge PET im System verwendet wird, wäre die Umweltlast kleiner als es dieser Menge entspräche, da ja ein Teil schon per Allokation dem Rezyklat zugeordnet würde).

B. Systemerweiterung durch Einbeziehung zusätzlichen Nutzens

Hierbei ergänzt man das ökobilanzielle Modell des PET-Flaschensystems um die Herstellung der Faser aus PET-Rezyklat bzw. um die Energieerzeugung aus gebrauchten PET-Flaschen. Man erhält auch hier wieder einen Nutzenkorb.

C. Kreislaufschließung

Bei der geschlossenen Kreislaufführung ist das abgebende System zugleich auch das aufnehmende System bzgl. eines Materials. Die Vernetzungsstelle liegt dann innerhalb des betrachteten Produktsystems und muss nicht durchtrennt werden. Die Allokationsproblematik stellt sich somit nicht.

Transporte in der Distribution

Hier entsteht eine Vernetzungsstelle dadurch, dass das untersuchte Produkt zusammen mit einem anderen nicht untersuchten Produkt transportiert wird; Beispiel: Getränkeverpackung und Füllgut. Daher liegt hier ein Koppelprozess vor (s.a. Kapitel Distribution).

Auch hier folgen die Lösungswege der schon zuvor genannten Logik.

A. Transportallokation

Bei der transportbezogenen Allokation wird nur der Anteil der Verpackung, nicht aber der Anteil des Füllguts an der Umweltlast der Getränkedistribution erfasst.

B. Systemerweiterung

Hier wird die komplette Last aus Transport der Verpackung inklusive Füllgut bilanziert. Die Einbeziehung des Füllguts muss sich dabei auf den gesamten Lebenszyklus des Füllguts erstrecken, um der ISO-Anforderung zur Einbeziehung eines neuen Nutzens gerecht zu werden.

Ansonsten bestünde die Gefahr, dass die Umweltlasten des Füllguttransports einerseits in Verpackungsbilanzen bilanziert werden und andererseits in Ökobilanzen mit Fokus auf Füllgüter noch einmal bilanziert werden. Eine solche systematische Doppelzählung ist zu vermeiden.

Verpackungsspezifische Unterschiede in der Distribution

Die in UBA II durchgeführte Analyse der Distributionsstrukturen kam zu dem Ergebnis, „dass in den Distanzen zwischen den Distributionspunkten für Einweg und Mehrweg kein Unterschied bestand“. In [IFEU 2008] wurden unterschiedliche Transportentfernungen für Mehrweg (128 km) und Einweg (245 km) ermittelt.

Daraus ließen sich folgende Thesen ableiten:

- Es gibt eine Mindestentfernung (die kleinere der beiden Entfernungen), die verpackungsspezifisch ist und lediglich von der Nachfrage nach dem Füllgut abhängt; und
- die Differenz zwischen den beiden Entfernungen, die als eine zusätzliche Transportstrecke zu verstehen ist, die alleine auf die Verpackung zurückzuführen ist.

Für die Mindestentfernung würden die Transportaufwendungen alloziert, also auf Packmittel und Füllgut verteilt werden, während für die Differenzentfernung die Anrechnung des Füllguts zulässig wäre. Im obigen Beispiel hieße das: 128 km Mindestentfernung; 245 km (EW) – 128 km (MW) = 117 km (EW zusätzlich). Dem EW-Transport wären dann zusätzlich 117 km Transportaufwendungen des Füllguts anrechenbar.

Diese Schlussfolgerung ist jedoch falsch, da die Thesen nur in dem Zusammenhang gelten, dass eine diskrete Distribution von einem Abfüllort A zu einer Verkaufsstelle B durchgeführt wird. In einer durchschnittlichen Marktbetrachtung sind solche diskreten Transportbeziehungen nicht mehr ersichtlich. Die Daten in [IFEU 2008] entsprechen dem zweiten Fall, da sie das Ergebnis einer Betrachtung sind, in die eine Vielzahl von Abfüller, Zwischenlager und POS einbezogen wurde. Dabei werden die Effekte der Durchschnittsbildung (d. h. absatz- und damit füllgutbezogenen Effekte) und verpackungsspezifische Effekte vermischt.

Im Themenpapier Distribution wird aber darauf hingewiesen, dass „die Frage nicht beantwortet (ist), ob die veränderten Entfernungen verpackungsspezifisch oder füllgutspezifisch bedingt sind.“ Eine entsprechende kausale Nachweisführung erscheint in einer durchschnittlichen Marktbetrachtung als nicht möglich (für ein Getränkesegment finden sich sehr vielfältige Lieferbeziehungen, zwischen mehreren hundert Abfüllern über mehrere 1000 Zwischenlager und Großhändler zu einigen 10.000 POS).

Die Auftragnehmer sprechen sich daher für die Beibehaltung der Transportallokation aus wie sie auch schon in UBA II erfolgte (siehe Anhang). Dabei wäre im Rahmen der Distribution auch der Leertransport und der Leerguttransport, der bislang alleine der Verpackung zugerechnet wurde, zwischen Verpackung und Füllgut zu allozieren.

5.8.1.2 Gutschriften

Der Begriff Gutschrift bezeichnet einen ökobilanziellen Modellierungsansatz der versucht, den Umweltnutzen eines Koppelprodukts zu bestimmen, um diesen dem betrachteten System anzurechnen.

Gutschriften als Allokationshilfe

Hier wird nochmal auf das zuvor genannte Beispiel Faserherstellung aus einer gebrauchten PET-Flasche zurückgegriffen. Eine Alternative zu der bereits angesprochenen Systemallokation besteht darin, dem PET-Flaschensystem zunächst die volle Last der PET-Herstellung zuzuordnen und damit auch eine vollständige Information über das PET-Flaschensystem zu erhalten. Nachträglich wird dann der Anteil der Last, der dem Fasersystem zukommt, vom PET-Flaschensystem als Gutschrift abgezogen.

Dieses Vorgehen ist auch auf der Prozessebene anwendbar. Ein gutes Beispiel hierfür ist das Gutschriftenverfahren gemäß Erneuerbare Energien Richtlinie (2009/28/EG). Während als Grundprinzip eine Prozessallokation vorgeschrieben ist, gibt es für den Fall der Koppelproduktion von Strom und Wärme die Möglichkeit eines Gutschriftenverfahrens, wenn Strom im Überschuss produziert und in das Stromnetz zur anderweitigen Nutzung abgegeben wird. Dies kommt bspw. bei der Energieerzeugung aus Bagasse im Zuge der Herstellung von Biomasse basierendem Ethanol (Verpackungsanwendung: Biomasse basiertes PE) aus Zuckerrohr vor. Die Modellierung der Gutschrift muss dann über eine Strommodellierung aus dem gleichen Energieträger, also hier Bagasse, erfolgen. Die Umweltlasten dieser Stromerzeugung können dann, bezogen auf die gleiche Menge des Koppelprodukts Bagasse-Strom von dem Produktsystem Biomasse basierter Ethanol-Herstellung abgezogen werden.

Wichtig ist: In beiden Fällen, wird also Gleiches mit Gleichem bilanziert. Das Ergebnis entspricht dem, das man bei einem Allokationsvorgehen erhalten hätte.

Gutschriften für vermiedene Umweltlasten (Substitutionsverfahren; engl. substitution credits)

Hier geht man davon aus, dass ein Koppelprodukt geeignet ist, andere Produkte zu ersetzen. Die Umweltlasten der ersetzten Produkte würden somit vermieden. Die Umweltlasten, die durch die Herstellung des vermiedenen Produkts entstanden wären, werden von den Umweltlasten des untersuchten Produktsystems abgezogen (also gutgeschrieben).

Zur Modellierung dieses Ansatzes ist es erforderlich, über eine Folgenanalyse eine Kausalkette abzuleiten, die sich über Herstellungsprozesskette des untersuchten Produkts hinaus erstreckt. Dabei ist zunächst zu bestimmen, in welche weiteren Produktlebenswege die Koppelprodukte Eingang finden werden bzw. finden können und welche Produkte damit ersetzt werden bzw. ersetzt werden können.

Die dann in der Modellierungsumsetzung ersetzten Produkte können natürlich völlig andere Materialien und Stoffe sein als das Koppelprodukt.

Beispielhafte Annahme für eine Systemallokation: R-PET wird zur Herstellung von Umreifungsbändern verwendet und ersetzt Umreifungsbänder aus Stahl.

Beispielhafte Annahme für eine Prozessallokation: im Überschuss produzierter Bagasse-Strom wird ins brasilianische Stromnetz eingespeist und ersetzt dort Strom, der sonst in Gaskraftwerken produziert werden würde.

Diese Beispiele verdeutlichen, dass es sich hier um einen fundamental anderen Ansatz als bei der Allokationshilfe handelt. Die beiden wichtigsten Unterschiede sind:

- Das untersuchte System wird unter Einbeziehung systemfremder Prozesse bilanziert.
- Im Gesamtergebnis des untersuchten Systems können negative Umweltlasten vorkommen.
- Veränderungen im ökobilanziellen Ergebnis des untersuchten Systems können wesentlich durch Veränderungen in den Gutschriften bewirkt werden, (ohne dass tatsächlich Veränderungen im untersuchten System stattfinden müssen).

Es wird auch deutlich, dass es sich hierbei NICHT um eine Systemerweiterung im oben beschriebenen Sinn handelt.

Alternativen im Substitutionsverfahren (durchschnittlich oder marginal)

Bei der Bestimmung der durch Koppelprodukte substituierten Produkte sind zwei unterschiedliche Vorgehensweisen möglich:

1. Durchschnittliche Substitution

Hier ist zunächst der am Markt gegebene Mix an Produkten festzulegen, der durch ein bestimmtes Koppelprodukt ersetzt wird. Die Umweltlast, die durch diese Produkte verursacht wird, ist zu berechnen und kann dann dem Koppelprodukt gutgeschrieben werden.

Beispiel: Bei der thermischen Behandlung gebrauchter PET-Flaschen wird Strom generiert. Der Strom wird ins deutsche Stromnetz eingespeist und ersetzt damit den durchschnittlichen Stromerzeugungsmix.

Das Koppelprodukt kann, wenn es sich nicht um ein im untersuchten System gänzlich neu erzeugtes Koppelprodukt handelt, auch schon Bestandteil des durchschnittlichen Produkt-Marktmixes sein und wird dann mit seinem relativen Anteil ebenfalls ersetzt. Die faktische Gutschrift besteht dann allerdings im Gesamtmix abzüglich des schon vorhandenen Anteils des Koppelprodukts im Gesamtmix.

2. Marginale Substitution

Im marginalen Ansatz geht man davon aus, dass nicht der gesamte mögliche Produktmix, sondern vorrangig bestimmte Bestandteile des Produktmixes durch die jeweiligen Koppelprodukte substituiert werden. Im Extremfall könnte sogar ein Produkt substituiert werden, das es noch gar nicht gibt, das aber produziert worden wäre, wenn es das Koppelprodukt nicht geben würde.

Welches Produkt oder welcher Bestandteil eines Produktmixes betroffen sein könnte, hängt von verschiedenen Faktoren ab wie z. B. Kosten des Koppelprodukts und Preiselastizität der anderen Produkte, infrastrukturellen Gegebenheiten (bspw. wird Kohlestrom als Grundlast weniger marginalen Änderungen unterliegen als Strom aus Erdgas), politischen Rahmenbedingungen, etc. Die Bestimmung des Substitutionseffektes beruht hier auf Annahmen und benötigt u. U. sogar ökonomische Marktmodelle oder dezidierte Studien.

Bei der marginalen Substitution spielt häufig die „Zusätzlichkeit“ eine Rolle. Annahme: in der aktuell durchgeführten Ökobilanz wird Strom aus der energetischen Abfallverwertung erzeugt. Dieser Strom steht dem Markt jetzt zusätzlich zur Verfügung und bewirkt, dass dieser MVA-Strom einen anderen definierten Energieträger verdrängt und damit substituiert.

Die „Zusätzlichkeit“ kann jedoch auch in der Vergangenheit stattgefunden haben. Annahme: zusätzlich auf den Markt gekommenes PET Rezyklat hat Stahl als Rohmaterial für Umreifungsbänder verdrängt (der durchschnittliche Produktmix wäre: Umreifungsbänder aus Polypropylen, Stahl, Primär-PET, Sekundär-PET). Es handelt sich dabei um real stattgefundenen Veränderungen, die u. U. anhand statistischer Daten abgeleitet werden können.

5.8.1.3 Attributive und konsequentielle Modellierung - zwei Konzepte

Die bisherigen Ausführungen weisen schon darauf hin, dass es bei der Definition des Systemraums einer Ökobilanz und dem Umgang mit den Systemraum überschreitenden Koppelprodukten durchaus unterschiedliche Sichtweisen geben kann.

Die diesbezüglichen Festlegungen in einer konkreten Ökobilanz sind zum einen abhängig von der gewählten Ziel- und Rahmendefinition. Zum anderen müssen Konventionen herangezogen werden, da eine rein wissenschaftliche Herleitung nicht möglich ist.

In den vergangenen Jahren haben sich zwei Konzepte herausgebildet, die attributive (beschreibende) und die konsequentielle (folgenorientierte) Modellierung, von denen man sich eine Hilfestellung für eine klarere Strukturierung der Sichtweisen erhofft.

Der Begriff „Modellierung“ weist darauf hin, dass es sich um eine Fragestellung handelt, die im Bereich der Sachbilanz angesiedelt ist. Es handelt sich aber – entgegen dem oft vorzufindenden Sprachgebrauch - nicht um eigene Ökobilanzformen, d. h. für beide Ansätze gilt ISO 14044 als Rahmenvorgabe.

Attributive Modellierung

Leider sind auch die Definitionen der attributiven Modellierung in der Literatur nicht ganz einheitlich. Die Forschungsnehmer verstehen die attributive Modellierung wie folgt:

Die attributive Modellierung betrachtet ein Produkt als Teilmenge eines gegebenen Marktvolumens und NICHT als zusätzliche Produktion. Die Inputs/Outputs basieren auf einer durchschnittlichen Situation und das Ökobilanzergebnis gibt diese durchschnittliche Situation wieder [Frischknecht 2006]. Die so bilanzierten Umweltlasten entsprechen den physikalischen durch das betrachtete System verursachten Umweltlasten. Die attributive Modellierung ergibt ein Inventar der tatsächlich entstandenen Umweltlasten [Brander und Wylie 2011].

Ökobilanzielle Fragestellungen, die mit diesem Ansatz beantwortet werden können sind [Brander und Wylie 2011]:

- Welche Umweltlasten sind mit einem gegebenen Produkt A verbunden?
- Wie stellt sich das Umweltwirkungsprofil von Produkt A im Vergleich zu Produkt B dar?

Nach der attributiven Ökobilanzierung müssen bei der Betrachtung eines einzelnen Produktes oder, genauer gesagt einer einzigen Funktionellen Einheit, Koppelprodukte per Allokation aus dem betrachteten System herausgetrennt werden. Eine Einbeziehung der Koppelprodukte führt unweigerlich zur Erweiterung der untersuchten Funktionen und damit zu einer veränderten Funktionellen Einheit. Das Resultat ist ein Nutzenkorb durch Systemerweiterung, was im Rahmen der attributiven Ökobilanzierung durchaus auch zulässig ist, da damit ja nur eine neu definierte (größere) Teilmenge des gegebenen Marktvolumens betrachtet wird.

Da die Schnittstellen der betrachteten Systeme als Teilmengen des Marktvolumens durch die Allokation genau definiert sind, ergibt die Summe der Teilmengen wieder das gesamte Marktvolumen. Eine Doppelzählung wird dadurch vermieden.

Der so verstandene attributive Ansatz kann somit für eine vergleichende Ökobilanzierung eines Produktportfolios aus einem bestehenden Marktvolumens (bspw. Getränkeverpackungen aus dem Produktportfolio des dt. Getränkemarkts) als besonders geeignet angesehen werden.

Konsequentielle Modellierung

Hier geht es um die Frage, welche Veränderungen durch eine Entscheidung bewirkt werden bzw. in der Vergangenheit bewirkt wurden [Frischknecht 2006]. Es handelt sich dabei um eine Folgeabschätzung auf makroökonomischer Ebene.

Die ökobilanzielle Fragestellung kann mit „Was wären die Folgen ...“ eingeleitet werden [Brander und Wylie 2011]:

- Was wären die Folgen aus einer Umstellung des gesamten deutschen PKW-Kraftstoffverbrauchs auf Biomasse basiertes Ethanol und Biomasse basierten Diesel?
(Die Frage danach, wie sich das Umweltprofil von Biomasse basierendem Ethanol aus brasilianischem Zuckerrohr im Vergleich Ethanol aus deutschem Weizen darstellt, gehört aber wiederum in den Komplex der attributiven Bilanzierung.)
- Was wären die Folgen aus einer Umstellung der Verpackung des gesamten dt. Verbrauchs an karbonisierten Erfrischungsgetränken auf 330 ml Getränkedosen und zwar vorrangig auf Aluminiumdosen?

Die Entscheidung, nur noch 330 ml Getränkedosen zu verwenden, hätte selbstverständlich eine Reihe von Folgewirkungen auf dem Markt. Die Gesamtwirkungen wären nun erst zu analysieren und dann im zweiten Schritt zu modellieren.

Daher stellt sich zuerst die Frage, welche anderen Getränkeverpackungen davon betroffen sein werden (Glas-MW, PET-EW, PET-MW, etc.). Es wären zuerst die Umweltlasten der benötigten Menge an 330 ml Aluminiumdosen und dann die der durch diese verdrängten anderen Getränkeverpackungen zu modellieren und bilanzieren, um letztere als Gutschrift von der ersteren abzuziehen.

Die erhöhte Nachfrage nach Aluminiumdosen könnte Auswirkungen auf den Aluminiummarkt haben, indem etwa mehr Primäraluminium produziert werden muss, falls nicht ausreichend Sekundäraluminium zur Befriedigung der Nachfrage zur Verfügung stünde. Zudem könnte auch Aluminium für andere Anwendungen, z. B. in der Automobilindustrie fehlen. Der Karosseriebau würde dann verstärkt auf Stahlbleche oder Kunststoffe zurückgreifen. Dies könnte wiederum Auswirkungen auf den Stahlmarkt haben.

Diese Auswirkungen könnten aber auch schon viel direkter auftreten, wenn eine Zunahme der Aluminiumproduktion kurzfristig nicht ausreicht, könnten Getränkedosen auch vermehrt aus Weißblech hergestellt werden müssen. Es käme dann auch zu einer zusätzlichen Produktion an Stahl.

Umgekehrt ist weiterhin die Frage zu stellen, welche Auswirkungen damit verbunden sind, dass jetzt auch weniger PET und Glas am Markt nachgefragt wird. Steht etwa mehr Rohöl für die Energieerzeugung zur Verfügung und muss daher weniger Brennholz verwendet werden? Und kann das eingesparte Holz jetzt für Bauprodukte verwendet werden und dort den nun am Verpackungsmarkt vermehrt nachgefragten Stahl ersetzen?

Wie man sieht, hat die Fragestellung zwar einen mikroökonomischen Ausgangspunkt (die Betrachtung von 330 ml Aluminiumdosen) geht aber sehr bald in eine makroökonomische Betrachtung über, die in einer konsequent durchgeführten konsequentiellen Modellierung umfassend abzubilden wäre.

Gutschriften für Emissionen, die nicht stattgefunden haben bzw. stattfinden durch Substitution von Produkten die nicht produziert wurden bzw. werden, sind in diesem Ansatz nicht nur zulässig sondern gehören zu dessen methodischem Kern. Es gibt also viele Interaktionen zwischen völlig unterschiedlichen (realen oder hypothetischen) Produktsystemen, da ja Emissionen betrachtet werden, die nicht durch das untersuchte System verursacht werden. Es sind damit auch negative Gesamtergebnisse möglich.

Die mit Gutschriften erhaltenen Ergebnisse geben daher weder die realen Input-/Output-Inventare eines Produktes wieder noch zeigen sie die tatsächlich mit einem Produkt verbundenen Umweltwirkungen. [Brander and Wylie 2011] bezeichnen dies als eine systemische „Anomalie“.

Doppelzählungen sind in der konsequentiellen Modellierung somit zulässig. Ihr Auftreten ist nicht nur möglich, sondern höchst wahrscheinlich, führt aber bei diesem Ansatz nicht zu systemischen Fehlern (im Gegensatz zur attributiven Modellierung).

Die konsequentielle Modellierung erfordert zudem immer einer Vorher-/Nachher Betrachtung und damit zwei Szenarien nebeneinander. Szenario „Vorher“ modelliert die Stoffströme zum Ausgangszeitpunkt. Szenario „Nachher“ modelliert die Stoffströme unter Berücksichtigung der Veränderungen inkl. der sich aus der Differenz beider Szenarien ergebenden Substitutionseffekte.

Insgesamt war die konsequentielle Modellierung in der Praxis bislang von eher untergeordneter Bedeutung. Die im Kontext der Aktivitäten der EU Kommission zur Ökobilanzierung veröffentlichten Methodenpapiere, z. B. [ILCD 2010], lassen vermuten, dass ihr zukünftig ein höherer Stellenwert zu Teil werden könnte.

Beobachtungen hinsichtlich der Praxis

1. Systemtheoretische Aspekte

In der Praxis findet man häufig folgende Fälle:

A. Ökobilanzen für Produktvergleiche, bei denen Koppelprodukte auf Prozessebene alloziert werden, jedoch ein Teil der Koppelprodukte des Systems mit Gutschriften für vermiedene Umweltlasten verrechnet werden.

Sofern diese Gutschriften nicht als Allokationshilfe verwendet werden, sondern zur Verschneidung verschiedener Produktwelten führen, wäre dies systemtheoretisch eigentlich nicht zulässig.

Dieser Fall kommt auch in den UBA-Getränkeverpackungsökobilanzen vor (z. B. rückgewonnene Mischkunststoffe, die als Holzersatz verwendet werden oder PE-Alu-Rejekte, die als Zuschlag-

stoff bei der Zementherstellung zum Einsatz kommen). Die meisten Gutschriften der UBA-Getränkeverpackungsökobilanzen dienen jedoch als Allokationshilfe.

Man könnte diese Modellierung als „überwiegend attributiv“ bezeichnen.

B. Ökobilanzen für Produktvergleiche, bei denen alle Koppelprodukte – sowohl auf Prozess- als auch Systemebene mit Gutschriften für vermiedene Umweltlasten verrechnet werden.

Diese Ökobilanzen folgen diesbezüglich systemtheoretisch dem konsequentiellen Modellierungsansatz. Man könnte daher sagen, dass

- bei diesen Ökobilanzen Fragestellung (Produktvergleich) und Modellierungsansatz nicht zusammen passen
- diese Ökobilanzen dem Anspruch einer makroökonomischen Folgebetrachtung gemäß dem konsequentiellen Modellierungsansatz nicht gerecht werden, da meistens nur eine einfache Substitutionsmodellierung ohne eine detaillierte Betrachtung der Folgewirkungen (z. B. Verdrängungskaskaden am Markt) stattfindet.

Zusätzlich gibt es systemische Brüche, da die für die Vergabe von Gutschriften verwendeten Datensätze häufig per Allokationsverfahren generiert wurden.

2. Anwendungsbezogene Aspekte

Die Vertreter der konsequentiellen Modellierung nehmen für sich in Anspruch, im Gegensatz zur attributiven Ökobilanzierung eine zukunftsorientierte Betrachtung zu ermöglichen. Diese Sichtweise wird seitens der Auftragnehmer nicht gefolgt.

Auch die konsequentielle Modellierung kann rückwärtsgewandt modelliert werden. Beispielsweise wenn man wissen möchte, was die Folgen einer in der Vergangenheit getroffenen Entscheidung waren.

Und die attributive Modellierung kann zukunftsorientierte Fragestellungen in Szenarien einbeziehen. Beispielsweise wenn man wissen möchte, wie sich das Umweltwirkungsprofil eines Elektroautos ändert unter der Annahme eines zukünftig erhöhten Anteils erneuerbarer Energien im Strommix. Im Beispiel der Aluminiumdose könnte man untersuchen, welche Optimierungspotenziale mit einer zukünftigen Gewichtsreduktion zu erwarten wären.

Die Entscheidung bzgl. eines attributiven oder konsequentiellen Modellierungsansatzes macht sich also weniger am zeitlichen Bezug einer Ökobilanz, sondern an der zu beantwortenden Fragestellung fest.

5.8.1.4 Die Allokationsdiskussion

Das Allokationsthema wird in der Fachwelt immer schon sehr grundsätzlich diskutiert, da die Entscheidung über die Methode das Ergebnis oft stark prägt. Hinzu kommt, dass man für das Allokationsproblem mit Konventionen arbeiten muss, die nicht allein wissenschaftlich ableitbar sind.

Die Allokationsdiskussion kann zeitlich in zwei Phasen aufgeteilt werden. Die erste Phase fand zwischen 1995 und Anfang 2000 im Zuge der Methodenentwicklung für Ökobilanzen statt. Die Diskus-

sion im Rahmen der SETAC¹²⁸ sowie insbesondere die Verabschiedung der ISO-Normenreihe 14040-44 Dokumente haben die Grundlagen zu dem Thema Allokation in Ökobilanzen geschaffen.

In das Zeitfenster dieser ersten Phase fällt auch die Methodenentwicklung im Kontext der UBA-Vorhaben aus den Jahren 2000 und 2002 „Ökobilanz Getränkeverpackungen II, Phase 1 [UBA-II/1] und Phase 2 [UBA-II/2]. Die UBA-Methodenentwicklung war stark an den Vorgaben der ISO Dokumente orientiert.

Die ISO Normenreihe wurde im Jahr 2006 aktualisiert und in zwei Normierungsdokumente [ISO 14040] und [ISO 14044] komprimiert. Die Vorgaben zur Allokation wurden dabei nicht verändert.

Die zweite Phase der Allokationsdiskussion wurde um 2009 infolge neuerer Standardisierungsbestrebungen für produktspezifische Bilanzierungsansätze eingeleitet. Hier sind bzgl. des Allokationsthemas aus Sicht der Auftragnehmer die nachfolgenden Leitlinien-Dokumente von Relevanz.

Leitlinien für Kohlenstoff Fußabdrücke von Produkten

PAS 2050: Die Public Available Specification (PAS) 2050 wurde 2008 vom British Standard Institute (BSI) veröffentlicht und soll eine einheitliche Grundlage für die Erfassung der entlang des Lebenszyklus von Waren und Dienstleistungen anfallenden Treibhausgasemissionen (Product Carbon Footprint) schaffen [PAS 2050: 2008]. Mit dem PAS 2050 wurde zum ersten Mal ein offizielles Regelwerk veröffentlicht, das auf den Carbon Footprint als alleinigem Indikator zur Produktbewertung abzielt. Im Jahr 2011 wurde eine aktualisierte Fassung veröffentlicht [PAS 2050: 2011].

THGPP: Das Treibhausgas-Protokoll für Produkte (Product Life Cycle Accounting and Reporting Standard) mit dem die Leitlinien des World Resource Institutes zur Durchführung für Produkt-Kohlenstofffußabdrücke dokumentiert werden [GHG 2011]. Das WRI versucht damit, einen globalen Industriestandard zu schaffen.

ISO/TS 14067: ISO-Dokument zum Product Carbon Footprint [ISO/TS 14067]. Beabsichtigt war, eine international akzeptierte einheitliche Grundlage für die Erfassung der entlang des Lebenszyklus von Waren und Dienstleistungen anfallenden Treibhausgasemissionen zu schaffen. Landesspezifische Standards wie der PAS 2050 würden darin aufgehen. Die ISO 14067 erreichte jedoch aufgrund nicht ausreichender Zustimmung der beteiligten Länder nicht den Stand einer ISO-Norm sondern den einer Technical Specification.

Leitlinien für Umweltfußabdrücke von Produkten

BP X30-323: Die französische Aktivität zur produktbezogenen Umweltdeklaration unter Leitung von ADEME/AFNOR. Die französische Regierung beabsichtigt, eine verpflichtende Umweltdeklaration für Produkte des Massenkonsums einzuführen, begründet (und verankert) in einem Paket von Umweltgesetzen.

Der methodische Rahmen wird in dem Dokument „General principles for an environmental communication on mass market products - general principles and methodological framework“ gesetzt [BP X30-323]. Hinzu kommen spezifische Unterdokumente mit Vorgaben für einzelne Produktgruppe, die derzeit als Entwurf vorliegen bzw. noch im Entstehen begriffen sind.

¹²⁸ Society of Environmental Toxicology and Chemistry

PEFG: Product Environmental Footprint Guide der EU Kommission [PEFG]

Die Europäische Kommission hat 2011 vor dem Hintergrund der Implementierung der Ressourcenschutzstrategie eine Initiative zur Weiterentwicklung und Vereinheitlichung von Bewertungsmethoden von Produkten ergriffen und das Joint Research Center (JRC) beauftragt, hierfür eine Methodik zu erarbeiten. Die Methodik – als Umwelt-Fußabdruck (Environmental Footprint) bezeichnet - wurde im April 2013 im Amtsblatt veröffentlicht.

Die Wissenschaftliche Grundlage von PEFG ist die Methodik für Ökobilanzen entsprechend der Rahmennorm ISO 14040/44. Sie fußt zudem auf dem ILCD Guidebook [ILCD 2010], verkürzt letzteres aber stark mit Zuschnitt auf die vergleichende Umweltbilanzierung und -kommunikation von Produkten und ist daher das relevante Bezugsdokument der JRC für dieses vorliegende Methodenpapier.

Dabei besteht seitens der EU Kommission die Erwartungshaltung, dass vorgegebene Festlegungen getroffen werden, die den Ermessensspielraum der ISO 14044 ausreichend stark einzuengen vermögen, so dass Ergebnisse generiert werden können, die direkt für die Produktkennzeichnung verwendet werden können. Die Ökobilanz-Phase der Interpretation würde dabei eingespart.

Einordnung der ISO 14044 und der Leitlinien-Dokumente

Hier soll daran erinnert werden, dass es sich bei der ISO-Norm um den weltweit einzigen offiziellen Standard für die Durchführung einer lebenswegbezogenen ökologischen Produktbewertung handelt. Sie ist das Ergebnis eines moderierten Prozesses und wurde unter Beteiligung aller Interessensgruppen „ausgehandelt“. Die ISO Norm enthält besondere Anforderungen bzgl. Transparenz und Nachvollziehbarkeit. Die detaillierten Festlegungen von Ziel und Rahmen einer gegebenen Ökobilanz sind bewusst offen gehalten, da Systemgrenzen, Datenqualität, methodische Aspekte, etc. angepasst auf das jeweilige Untersuchungsziel bestimmt werden sollen.

Die genannten Leitlinien beruhen auf „propriären“ Aktivitäten bestimmter Organisationen und Gremien und haben bei weitem nicht die prozedurale Stringenz und konsensurale Reichweite der ISO-Norm.

5.8.1.5 Vorgehen zum Abgleich der bisherigen UBA-Methode mit dem internationalen Stand

Für den Abgleich der bisherigen UBA-Methode mit dem internationalen Stand, werden zunächst die wesentlichen Vorgaben der ISO-Norm dargestellt, da sie nicht nur für die UBA-Methode sondern auch für die zuvor genannten Leitlinien-Dokumente die Hauptreferenz darstellt.

Danach werden in die drei Aspekte der Allokation (Prozessallokation, Systemallokation, Transportallokation) bezüglich ihrer Umsetzung in der UBA-Methode und in den genannten Leitlinien-Dokumenten dargestellt. Darauf aufbauend wird analysiert, ob und in welcher Form Aktualisierungsbedarf besteht. Zudem werden die grundsätzlichen Diskussionslinien und offenen Fragen zum Allokationsthema zusammengestellt. Zudem werden die Stellungnahmen zur Allokation aus dem Begleitkreis zusammengefasst.

Zum Themenkomplex Allokation wird zudem auf die folgenden Anhänge verwiesen:

- Anhang 12: Enthält die in den besprochenen Leitlinien-Dokumenten verwendeten Allokationsformeln und teilweise erläuternden Text.
- Anhang 13: Originalauszüge aus BP X30-323 und PEFG

- Anhang 14: Synopse der Einzelbeiträge aus dem Begleitkreis
- Anhang 15: Rechenvorschrift Allokation nach [UBA 2000]

5.8.2 Allokation nach ISO 14044

5.8.2.1 Grundsätze der Allokation

Allokation bedeutet die Zuordnung der Input- oder Outputflüsse eines Prozesses oder eines Produktsystems zum untersuchten Produktsystem und zu einem oder mehreren anderen Produktsystemen [ISO 14044; 3.17]. Dabei muss die Summe der durch Allokation zugeordneten Inputs und Outputs eines Prozessmoduls gleich den Inputs und Outputs des Prozessmoduls vor der Allokation sein [ISO 14044; 4.3.4.1].

Anmerkung: Hierfür wurde von Stefan Schmitz (UBA) der Begriff „ökobilanzieller Erhaltungssatz“ geprägt. Er stellt damit die Verbindung der ökobilanziellen Modellwelt zur realen Technosphäre her, indem sich die realen Umweltlasten in der Summe der den einzelnen Produktsystemen zugeordneten Umweltlasten wiederfinden müssen.

Die hier als Grundsatz vorgegebene Konsistenz der Gesamtbetrachtung von Inputs und Outputs kann nach Auffassung der Auftragnehmer nur mit der attributiven Ökobilanzierung konsistent erreicht werden.

Für die Behandlung von Koppelprodukten gibt die ISO ein schrittweises Prüfverfahren vor, das häufig als Hierarchisierung interpretiert wird, aber nach Auffassung der Auftragnehmer lediglich eine Hilfestellung zur Wahl des adäquaten Verfahrens zu sehen ist (s. auch Ausführungen weiter unten).

Die ISO-Norm selbst spricht nicht von „Hierarchie“ oder „Priorisierung“.

Schritt 1: Allokationsvermeidung

1. Teilung der betroffenen Prozessmodule in zwei oder mehrere Teilprozesse
2. Erweiterung des Produktsystems durch Aufnahme zusätzlicher Funktionen, die sich auf Koppelprodukte beziehen

Schritt 2: Allokation zwischen den Koppelprodukten nach physikalischen Beziehungen

Wenn eine Allokation nicht vermieden werden kann, soll zuerst geprüft werden, ob physikalische Beziehungen, z. B. Masse oder Energiegehalt, passende Kriterien für die Allokation liefern können.

Die Sachbilanz beruht auf Massenbilanzen zwischen Input und Output. Allokationsverfahren sollten deshalb so genau wie möglich solchen grundlegenden Input-Output-Beziehungen oder –Kennwerten entsprechen.

Schritt 3: Allokation zwischen den Koppelprodukten nach anderen Beziehungen

Wenn physikalische Beziehungen allein nicht aufgestellt oder nicht als Grundlage für die Allokation benutzt werden können, können andere Beziehungen zwischen den Koppelprodukten, bspw. der ökonomische Wert, zur Anwendung kommen.

Die Auseinandersetzung um die richtige Lesart der ISO-Norm¹²⁹ wurde von Stefan Schmitz als ISO-Exegese bezeichnet. So findet sich häufig eine Argumentation dahin gehend, dass die Allokation vermieden werden sollte, weil sie eine qualitativ ungünstigere Lösung als die Systemerweiterung (bzw. der damit fälschlicherweise gleichgesetzten Substitution) darstellt.

Das deutsche Netzwerk Lebenszyklusanalysen weist explizit auf den Irrtum dieser Sichtweise hin [Baitz und Kreisig 2007]:

„Allokation, Teilung der Prozessmodule, Systemraumerweiterung und Substitution stellen gleichberechtigte Möglichkeiten im Rahmen des jeweiligen Ziel und Untersuchungsrahmen dar. Die Überprüfung der Sinnhaftigkeit ist jedoch unterschiedlich aufwendig. Die Norm zielt deshalb vielmehr auf eine konsistente Reihenfolge der Überprüfung der unterschiedlichen Möglichkeiten von Allokation, Teilung der Prozessmodule, Systemraumerweiterung und Substitution.

Ergo: Die Allokation ist keine zweitrangige Methode sondern eine sehr wichtige und extrem hilfreiche Methode im Rahmen einer zielgerichteten Auswertung. Es ist kein Problem, die Einflüsse von verschiedenen Allokationsschlüsseln auf das Ergebnis in Sensitivitätsanalysen transparent, und klar darzustellen. Dies ermöglicht heute eine konsistente und folgerechte Auswertung von Allokationen beinhaltenden Produktsystemen.

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

5.8.2.2 Umgang mit Koppelprodukten auf der Systemebene

Die [ISO 14044] behandelt das Thema unter der Überschrift „Allokationsverfahren für Wiederverwendung und Recycling“ in einem eigenen Abschnitt [ISO 14044; 4.3.4.3], wobei die in den vorangehenden Kapiteln grundsätzlichen Ausführungen zu Allokationsverfahren [ISO 14044; 4.3.4.2] übergeordnet zu berücksichtigen sind. Dabei spielt die Systemgrenze implizit eine wichtige Rolle. Die ISO unterscheidet daher hinsichtlich der Koppelprodukte von Systemen weiter zwischen geschlossenen und offenen Materialkreisläufen.

Closed-Loop

Hierzu zählen nach [ISO 14044]

1. Produktsysteme im geschlossenen Kreislauf und
2. Produktsystemen im offenen Kreislauf, bei denen beim verwerteten Material keine Veränderungen der inhärenten Eigenschaften vorliegen.

Im ersten Fall spricht man häufig von einem „echten Closed-Loop“, im zweiten von einem „Quasi-Closed Loop“. Beim Quasi-Closed-Loop ist das Kriterium der „inhärenten Eigenschaften“ zu überprüfen. Die [ISO 14044] selbst liefert dafür jedoch keine Hilfestellung, z. B. in Form von Prüfverfahren oder -kriterien.

¹²⁹ Siehe dazu auch die Streitgespräche zum Thema auf einer internet-basierten Ökobilanzplattform <http://www.lca-net.com/files/recycling.pdf>

Open-Loop

Hierunter versteht die ISO 14044 „Produktsysteme im offenen Kreislauf, bei denen das Material in anderen Produktsystemen wiederverwertet wird und das Material eine Veränderung der inhärenten Eigenschaften erfährt.“

In aller Regel handelt es sich bei den hier gemeinten Materialien um Sekundärprodukte aus Entsorgungsverfahren, die sich an die (Erst)Nutzung von Produkten anschließen und in einem weiteren (anderen) Produktsystem zur Anwendung kommen.

Bei systembezogenen Allokationsvorgängen im Kontext eines „*open loop*“ Recyclings werden gemäß [ISO 14044; 4.3.4.3.1] die gleichen Allokationsprinzipien wie bei der prozessbezogenen Allokation angewandt. Damit gilt es bei der Allokation bestimmte Eigenschaften der Sekundärprodukte in einer schon besprochenen Prüffolge zu berücksichtigen:

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

Die fundamentale ISO-Anforderung, dass „die Summe der durch Allokation zugeordneten Inputs und Outputs ... (muss) gleich den Inputs und Outputs ... vor der Allokation sein“ muss, bedeutet hier, dass Allokationsregeln sowohl auf Input- als auch auf Output-Seite von Systemen anzuwenden sind.

Die ISO weist darauf explizit hin: „Zusätzlich, und besonders für die Verwertungsverfahren vom ursprünglichen zum späteren Produktsystem, muss die Systemgrenze ausgewiesen und erläutert werden, um sicherzustellen, dass die Grundsätze der Allokation beachtet werden.“

5.8.3 UBA-Methode im Kontext der aktuellen Allokationsdiskussion

5.8.3.1 Umgang mit Koppelprodukten auf der Prozessebene

Bisherige UBA-Methode

In [UBA-II/1] und [UBA-II/2] wurde für Koppelprodukte auf Prozessebene grundsätzlich ein Allokationsverfahren und zwar i. d. R. über die Masse angewendet [UBA-II/1, S. 10. und UBA-II/2, S. 14).

Leitlinien für Kohlenstoff Fußabdrücke von Produkten

In **PAS 2050** wird die Allokationsvermeidung per Systemerweiterung vorgegeben (s. oben: ISO 14044, Schritt 1). Nur wenn dies nicht möglich ist, soll eine Allokation mit Präferenz auf der ökonomischen Allokation durchgeführt werden [PAS2050; Kap. 8.1.1]. Andererseits setzt PAS 2050 den Begriff der „Systemerweiterung“ mit „Gutschriften“ gleich, was nach Auffassung der Auftragnehmer nicht zutreffend/zulässig ist und nicht der Definition nach ISO 14044 hinsichtlich der „Aufnahme zusätzlicher Funktionen“ entspricht (s. ISO 14044, Schritt 1).

Im **GHGPP** wird ebenfalls eine Allokationsvermeidung präferiert. Hinsichtlich der Allokation wird jedoch der physikalischen Allokation der Vorzug gegeben [GHG 2011; Kap. 9.2 und Kap. 9.3]. Auch hier wird der Begriff der „Systemerweiterung“ mit „Gutschriften“ gleichgesetzt. Dies wurde bereits im vorigen Absatz kritisiert.

Nun beruht das **GHGPP** auf dem attributiven Ansatz der Treibhausgasbilanzierung als Grundprinzip [GHG 2011; Kap. 5.1]. Um dieses Grundprinzip aber noch mit dem Gutschriftenverfahren in Einklang bringen zu können, greift das **GHGPP** zu einem konzeptionellen Trick: marginale Gutschriften werden der konsequenten Ökobilanz, durchschnittliche Gutschriften jedoch der attributiven Ökobi-

lanz zugeordnet. Wie bereits angeführt, entspricht eine solche Zuordnung nicht der Sicht der Auftragnehmer.

Die Vorgaben zur Prozessallokation **ISO 14067**¹³⁰ sind identisch zur ISO 14044.

Leitlinien zum Umweltfußabdruck von Produkten

Gemäß **BP X30-323** (BP X30-323, Kap. A.4; §2) hat die physikalischen Allokation Vorrang gegenüber der Systemerweiterung. Obwohl sehr unklar formuliert lässt sich aus BP X30-323 (BP X30-323, Kap. A.4; §3) schließen, dass auch hier eine Gleichsetzung von Gutschriften und Systemerweiterung erfolgt.

PEFG gibt eine Entscheidungshierarchie vor, die auf den ersten Blick aus der Prüffolge der ISO 14044 abgeleitet scheint [PEFG; Kap. 5.10]:

1. Systemerweiterung geht vor Allokation, wobei gefordert wird dass „...*the additional functions shall be included in the analysis with results communicated for the expanded system as a whole rather than on an individual co-product level...*“

Hier schließt sich die PEFG der Sichtweise der Auftragnehmer an, dass die Systemraumerweiterung implizit mehr als eine Produktfunktion (Stichwort „Nutzenkorb“) einschließt.

2. Im Falle einer Allokation (also falls Systemerweiterung nicht möglich ist) sind zuerst physikalische Beziehungen als Allokationskriterien heranzuziehen. Als Allokation anhand physikalischer Beziehungen gilt nach PEFG u. a. auch eine „direkte Substitution“.

Diese Deutung der Substitution als Allokation wird in PEFG neu eingeführt und hat in der ISO 14044 keine Entsprechung. Folgende Voraussetzungen nennt PEFG für eine „direkte Substitution“:

- Es liegt ein direkter, empirisch nachweisbarer Substitutionseffekt vor, UND
 - das Umweltprofil des substituierten Produkts kann repräsentativ abgebildet werden.
3. Falls eine Allokation anhand physikalischer Beziehungen nicht möglich ist, können andere Kriterien, z. B. ökonomische, herangezogen werden.

Als Allokation anhand anderer Beziehungen gilt nach PEFG u. a. auch eine „indirekte Substitution“. Auch dieser Begriff wird in PEFG neu eingeführt. Bei der indirekten Substitution ist nicht bekannt, welches Produkt genau ersetzt wird. Folgende Voraussetzung nennt PEFG für eine „indirekte Substitution“:

- Es liegt ein indirekter, empirisch nachweisbarer Substitutionseffekt vor, und
- das Umweltprofil des substituierten Produkt kann repräsentativ abgebildet werden.

¹³⁰ ISO 14067: Treibhausgase – Carbon Footprint von Produkten – Anforderungen an und Leitlinien für quantitative Bestimmung und Kommunikation

Eine eigenständige Definition der Begriffe „direkte Substitution“ bzw. „indirekte Substitution“ wird in PEFG nicht geliefert. Anstelle dessen wird dort jeweils ein Beispielfall beschrieben:

Direkte Substitution: Eine landwirtschaftliche Stickstoffausbringung über Sekundärrohstoffdünger (Bsp. Mist) ersetzt direkt die äquivalente Menge an mineralischem Düngemittel-Stickstoff (und dessen Feldemissionen), der sonst hätte ausgebracht werden müssen. Der eingesparte Stickstoffdünger wird dem Sekundärrohstoffdünger gutgeschrieben.

Der Begriff „direkt“ ist damit jedoch nicht ausreichend geklärt. Fragen bleiben offen: Welche Art von Stickstoffdünger wird denn ersetzt? Mögliche wären anorganische Verbindungen, wie z. B. Ammoniumsulfat, Ammonsulfatsalpeter, Ammoniumnitrat, Calciumnitrat, Kaliumnitrat, Kalkammonsalpeter und NPK-Dünger sowie organische Verbindungen, wie z. B. Harnstoff, Kalkstickstoff - Calciumcyanamid-Kohlenstoff-Gemisch mit ca. 20 % Stickstoff, oder gar Mischungen daraus. Wie geht man mit einem NPK-Dünger in der Gutschrift um?

Man müsste somit die Forderung erheben, dass der Nachweis des direkt und spezifisch substituierten Düngers gebracht werden muss. Ein „Aussuchen“ von Dünger, für den man gerade einen Datensatz findet, ist jedenfalls nicht zulässig.

Indirekte Substitution: Sekundärrohstoffdünger wird als Handelsware für die heimische Gartenanwendung verkauft und ersetzt den Marktdurchschnitt an Düngermix für die heimische Gartenanwendung (und dessen Feldemissionen).

Auch hier wäre es spannend zu sehen, wie denn die Bestimmung des Marktmixes genau erfolgen soll. In beiden Fällen wären also unbedingt weitere Vorschriften nötig, um eine sachgerechte und einheitliche Umsetzung zu garantieren.

An dem PEFG-Ansatz ist zunächst aus systemtheoretischer Sicht zu kritisieren, dass Allokation und Gutschriftverfahren nicht sauber getrennt sind. Die in PEFG gegebenen Beispiele zeigen, dass die Substitution dort gerade nicht Gleiches mit Gleichem gutschreibt und es sich damit bei der Substitution nach PEFG gerade NICHT um ein Allokationsverfahren handelt.

Zudem steht die Vergabe von Gutschriften nach Ansicht der Auftragnehmer in erheblichem Widerspruch zum Ziel des PEFG, den Umwelt-Fußabdruck von Produkten darzustellen. Wie schon dargestellt, werden die real durch ein Produkt verursachten Umweltlasten mit vermiedenen Umweltlasten aus anderen Material- und Produktwelten verschnitten. Die spezifische Aussage für das zu bewertende Produktsystem geht damit natürlich verloren.

Man könnte hier soweit gehen zu sagen, dass PEFG an dieser Stelle die ISO-Anforderungen, dass die gewählte Methode für das gesetzte Ziel adäquat sein soll, nicht erfüllt.

5.8.3.2 Umgang mit Koppelprodukten auf der Systemebene

UBA-Methode

Die Abgrenzung zwischen Closed-Loop- u. Open-Loop-Recycling erfolgt in [UBA-II/2] wie folgt.

5.8.3.2.1.1 Closed-Loop-Recycling

Für den Fall, dass ein im System entstehender Abfall zur Verwertung zu einem im selben 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.

Anmerkung: dies entspricht der Definition für **Closed-Loop-Recycling** nach ISO; ein Beispiel wäre: Hohlglas wird zu Hohlglas. Allerdings könnte es sich bei ganz enger Ziehung der Systemgrenzen bei diesem Beispiel u. U. auch um einen Quasi-Closed-Loop handeln. Laut Definition wäre nämlich ein Closed Loop nur gegeben, wenn die Flasche eines Abfüllers nach Gebrauch wieder als Altglas in Neufasche des gleichen Abfüllers landet. Wird aus Altglas aus Hohlglasanwendungen wieder Neuglas für Hohlglasanwendungen unabhängig vom Anfallsort und Verbraucher so handelt es sich um einen Quasi-Closed-Loop.

Für den Fall, dass ein im System entstehender Abfall zur Verwertung 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 Sekundärrohstoff-Einsatzquote** zur Herstellung des untersuchten Produktes verwendet und innerhalb des Lebensweges zurückgeführt.

Anmerkung: Der UBA-Ansatz enthält ein implizites (quasi deduktives) Kriterium für den Begriff der inhärenten Eigenschaften: Der Nachweis einer **Sekundärrohstoff-Einsatzquote** im selben System ist folglich die Voraussetzung für den Beleg, dass die **gleichen materialinhärenten Eigenschaften** vorliegen. Kann dieser Nachweis nicht erbracht werden, kann auch nicht von einem Quasi-Closed-Loop-Recycling ausgegangen werden.

Ein Beispiel für den Quasi-Closed-Loop wäre: eine mit Sekundär-PET Anteil hergestellte PET-Flasche gelangt nach Gebrauch über die Wertstoffsammlung zu einem Recycler. Ab dort ist nicht mehr bekannt, ob aus ihr Flaschenmaterial oder Fasermaterial hergestellt wird. Im Prinzip ist das ein Open-Loop. Da aber im betrachteten Flaschensystem ein Sekundär-PET-Anteil vorliegt, ist eine Quasi-Closed-Loop-Bilanzierung unter bestimmten Rahmenbedingungen zulässig. Die Grenzen werden dabei durch die Sekundär-PET Einsatz- und Rückgewinnungsquoten gesetzt. Zudem muss das gebrauchte Flaschenmaterial in einer Qualitätsstufe vorliegen, die ein Bottle-to-Bottle Recycling grundsätzlich ermöglicht (z. B. weiß gefärbte PET-Flaschen erfüllen diese Anforderung nicht).

5.8.3.2.1.2 *Open-Loop-Recycling*

Ein **Open-Loop**-Recycling ist demnach gegeben, wenn

1. **quantitative Differenzen** zwischen **bereitgestellten und angefragten Sekundärrohstoffen** bestehen (d. h. Anwendung auf den Differenzbetrag von Sekundärrohstoff-Einsatzquote zur Recyclingquote) oder
2. offensichtliche **qualitative Differenzen** zwischen bereitgestellten und angefragten Rohstoffen bestehen (meist mit dem Begriff „**Downcycling**“ belegt).

In diesen Fällen muss der **Nutzen des Sekundärrohstoffes per Allokation zwischen abgebendem und aufnehmendem System zugeordnet werden**.

Der **Gesamtnutzen des Recyclings** berechnet sich in [UBA-II/2] als Differenz der Umweltlasten zwischen der Situation vor Recycling und nach Recycling. Sie besteht gemäß [UBA-II/2] aus dem Nutzen durch vermiedene Abfallbeseitigung und vermiedenen Verbrauch von Primärressourcen abzüglich des Aufwandes für die Aufbereitung der vorsortierten Sekundärrohstoffe.

Nach [UBA-II/2], soll der beschriebene **Gesamtnutzen des Recyclings gerecht** auf das **System A**, das den Sekundärrohstoff zur Verfügung stellt und das **System B**, das den Sekundärrohstoff einsetzt, aufgeteilt (also alloziert) werden.

Allokationsverfahren

Für die Allokation auf Systemebene (Allokation für Recycling) werden in [UBA-II/2] zwei Methoden definiert, die **Gutschriftmethode (50/50)** und **Cut-Off**, wobei letztere für die **Beurteilung der Sensitivität** des Gutschriftverfahrens herangezogen werden soll.

5.8.3.2.1.3 Ableitung des 50/50-Gutschriftenverfahrens

Mit diesem Verfahren sollen beide Systeme A und B einen gleichen ökobilanziellen Anreiz zur Aufrechterhaltung des Stoffkreislaufes erhalten. Daher muss nach [UBA II-2] der Nutzen des Recyclings auch gleichmäßig zwischen ihnen aufgeteilt werden (da sowohl System A als auch System B für ein Recycling erforderlich sind). Dieses bietet den Vorteil, dass bei einer (theoretischen) Erstellung von Ökobilanzen für alle Produkte die Umweltnutzen gleich verteilt werden.

Hier wird klar, dass es also neben der Nutzenbestimmung noch der Festlegung bedarf, welches der beiden Systeme A und B den Nutzen in welchem Maße zugeordnet bekommt. Damit unterzieht man die Gutschrift noch einer Verrechnung mit einem Allokationsfaktor. Der Nutzen des Recyclings besteht nach der UBA-Methode in der Differenz zwischen der Summe der Umweltlasten zweier getrennter Produktsysteme zur Summe der Umweltlasten der beiden Produktsysteme bei Berücksichtigung der Kopplung über Recycling (Stichwort „Vorher/Nachher-Rechnung“). Die Differenz wird gleichmäßig auf die beteiligten Systeme aufgeteilt.

In [UBA-II/2] erfolgt die Umsetzung des Prinzips mit zwei Einschränkungen:

1. Die Zuordnung der Gutschriften bleibt auf ein Folgesystem, d. h. auf **2 Nutzungszyklen** beschränkt.
Anmerkung: Bei Bilanzierungen von Produkten, die sowohl Sekundärmaterialeinsatz als auch EOL-Recycling haben, müssen ein vorgeschalteter und ein nachgeschalteter Nutzungszyklus (vor- u. nachgeschaltetes System) betrachtet werden („one step forward one step back“ Prinzip).
2. Der Fokus liegt auf der Einsparung von Primärressourcen. Betrachtet werden daher die vermiedenen Umweltlasten aus der eingesparten Grundstoffherstellung und die Aufbereitung des Sekundärrohstoffes aufgeteilt, **nicht** aber die **vermiedene Abfallbeseitigung in System A**.

In den auf UBA-II folgenden Ökobilanzstudien wurde darüber hinaus gehend die Abfallbeseitigung im 2. Lebensweg ebenfalls zwischen System A und B aufgeteilt. Besonders bei der Bilanzierung von Kunststoffprodukten ist dies nötig, um zu verhindern, dass der Primärmaterialnutzen zwar aufgeteilt wird, Emissionen (z. B. Treibhausgase aus der Abfallverbrennung) jedoch vollständig im System B verbleiben.

Die 50/50-Methode ist schon früh in der Fachliteratur genannt und beschrieben worden [Klöpffer 1996]. *Der 50:50 Ansatz hat den „Vorzug“, dass die Lasten zwischen den beiden Systemen „gerecht“ aufgeteilt werden. Daher wird dieser Ansatz als intuitiv „gerecht“ eingestuft.*

5.8.3.2.1.4 Cut-Off

Im System A **entfällt die Beseitigung des Produktes**. Stattdessen erfolgt eine geeignete **Erfassung und ggf. eine Sortierung**.

Im System B **entfallen** der Verbrauch von Primärressourcen und die Umweltbelastungen aus der Grundstoffherstellung. Stattdessen erfolgt **vor dem Einsatz des Sekundärrohstoffes eine Aufbereitung**.

In [UBA-II/2] werden die Vor- u. Nachteile der Methode beschrieben. Ein Vorteil ist die **gute Umsetzbarkeit**, da keine über das zu bilanzierende System hinausgehenden Informationen zu Stoffkreisläufen bekannt sein müssen. **Zweifel** ergeben sich hinsichtlich der **Gerechtigkeit**, da beim Cut-Off v. a. das System B, in dem die Sekundärrohstoffe eingesetzt werden, profitiert. Der durch die Ökobilanz gegebene „Anreiz“ für System A, hochwertige Sekundärrohstoffe zur Verfügung zu stellen, ist sehr gering.

Anmerkung: Der Cut-Off Ansatz beruht auf einer definierten Festlegung der Systemgrenzen, wobei dann die weitere ökobilanzielle Analyse strikt auf das so abgegrenzte System beschränkt wird. Prozesse und Materialströme außerhalb dieser Systemgrenzen werden nicht weiter berücksichtigt, und somit quasi abgeschnitten; daher die Bezeichnung „Cut-Off“. Es handelt sich somit nicht um ein Allokationsverfahren im eigentlichen Sinne.

Dennoch besteht modellierungstechnisch und ergebnisseitig eine große Nähe des Cut-Off Ansatzes zum Gutschriftenverfahren mit $A/B = 0/100$, bei dem der Einsatz von Sekundärrohstoffen nicht mit Primärmateriallasten aus einem vorgeschalteten Produktsystem belastet wird.

Alternative Terminologie: „Recycled Content Approach“

Leitlinien für Kohlenstoff Fußabdrücke von Produkten

In **PAS 2050** wird die Systemallokation in einem Anhang (PAS 2050, Anhang D) abgehandelt und zwar anhand der Methoden “Closed-loop approximation method” und “Recycled content method”.

Die “closed-loop approximation method” soll verwendet werden, wenn das recycelte Material die **gleichen inhärenten Eigenschaften** aufweist wie das Primärmaterial. Nach Auffassung der Auftragnehmer ist dieser Ansatz identisch zum Quasi-Closed-Loop-Recycling.

Die “Recycled content method” ist ein Verfahren des Open-Loop-Recyclings. Dabei trägt das in einem Produktsystem eingesetzte Sekundärmaterial keine Umweltlasten. Das Produktsystem, das Sekundärmaterial generiert, trägt immer die volle Last der Primärmaterialherstellung (bekommt also keine Umweltentlastung für das Koppelprodukt Sekundärmaterial zugeordnet). Die Methode ist nach [PAS 2050] dann anzuwenden, wenn das recycelte Material **nicht die gleichen inhärenten Eigenschaften** aufweist wie das Primärmaterial.

[PAS 2050] merkt an, dass bei einem Produkt mit vielen Recyclingmaterial Inputs und Outputs eine korrekte Anwendung der “closed-loop approximation method” schwer sein kann. Daher wird in einem solchen Fall die Anwendung der “recycled content method” empfohlen.

Im **GHGPP** wird terminologisch ebenfalls zwischen „closed loop approximation method“ und „recycled content method“ unterschieden (Kapitel 9.3.6).

Die “**closed loop approximation method**“ entspricht laut [GHG 2011] dem “end-of-life approach“ und ist laut [GHG 2011] als eine Art **Systemraumerweiterung** zu verstehen, welche den **Einfluss vom End-of-Life Recycling auf die Rohmaterialherstellung** berücksichtigt. Anwendungsbedingung dieses Ansatzes ist das **Vorliegen gleicher inhärenter Eigenschaften**. Gemäß [GHG 2011] liegen gleiche inhärente Eigenschaften dann vor, wenn die Eigenschaften des Sekundärmaterials denen des Primärmaterials in solchem Maß ähneln, dass sie **austauschbar** sind. Kriterien für die Bestimmung der „Austauschbarkeit“ werden nicht gegeben.

Aus Sicht der Auftragnehmer sind die Ausführungen in [GHG 2011] sowohl konzeptionell als auch terminologisch inkonsistent oder gar unsinnig und für eine schlüssige Methode nicht geeignet.

Die **“recycled content method”** gemäß [GHG 2011] entspricht der gleichnamigen Methode in [PAS 2050].

Für **ISO/TS 14067** gilt die ISO 14044 zwar als normative Referenz, dennoch wird in der ISO 14067 der Versuch einer weiteren Konkretisierung unternommen. Daher wird an dieser Stelle nur auf die Unterschiede der ISO 14067 zur ISO 14044 eingegangen.

5.8.3.2.1.5 *Closed Loop*

Die mathematische Formel der ISO 14067 für den Closed Loop enthält einen Term zur Vergabe von Gutschriften. Das ist natürlich höchst seltsam, da es ja beim Closed-Loop per se keine explizite Vergabe von Gutschriften gibt, sondern lediglich von vorneherein der Primärmaterialaufwand verringert ist, da weniger Primärmaterial eingesetzt werden muss. Die Formel ist daher verwirrend.

5.8.3.2.1.6 *Open Loop*

Die mathematische Formel der ISO 14067 für den Open Loop führt einen Allokationsfaktor A ein. Damit wird zum Ausdruck gebracht, dass ein Verteilungsschlüssel für die Gutschriften zu bestimmen ist.

Leitlinien zum ökologischen Fußabdruck

Gemäß **BP X30-323** (BP X30-323, Kap. A.4; §2) werden für den Fall des open-loop Recyclings zwei Allokationsverfahren vorgegeben:

- Allokation 50/50: findet für das Material Kunststoff Anwendung; und
- Allokation des Nutzens zu 100 % zugunsten der Sekundärprodukt liefernden Systeme (**„impacts du recyclage au matériau fournisseur de la matière recyclable“**): findet für die Materialklassen Stahl, Aluminium, Glas und Karton Anwendung.

Für die Allokationsfrage in der open-loop Situation sollen nach **BP X30-323** die Marktbedingungen des jeweiligen Rohmaterials herangezogen werden. Es wird dabei zwischen den folgenden zwei Situationen unterschieden:

- Wenn der Rohstoffmarkt unausgewogen ist, da die Nachfrage an Sekundärrohstoff höher ist als das Angebot, ist es notwendig, einen Anreiz für Hersteller zu geben, ein recycelbares Produkt auf den Markt zu bringen. Die gesamten Recyclingnutzen werden diesem Produkt zugeteilt.
- Wenn der Rohstoffmarkt sich nicht in einem Ungleichgewicht befindet (Mangel an Sekundärrohstoffen oder keine Verwendung des Sekundärrohstoffes), wird der Nutzen gleichermaßen zwischen dem Erzeuger und dem Verwender des Recyclingmaterials aufgeteilt: Allokation 50/50.

In **BP X30-323** wird auf die damit gegebene inkonsistente Behandlung der einzelnen Produkte je nach eingesetztem Material nicht eingegangen. Unklar bleibt darüber hinaus, wie der Nachweis der Marktbedingungen und die Zuordnung der Allokationsfaktoren je Material erfolgte. Eine diesbezügliche Anfrage des UBA bei ADEME wurde nicht beantwortet. Am französischen Prozess Beteiligte äußerten gegenüber dem Auftragnehmer, dass die Zuordnung der Materialien „per Zuruf“ aus den jeweiligen für die Materialien repräsentativen Industrievereinigungen erfolgte.

Im Annex V des **PEFG** ist eine Formel für die Allokation bei Wiederverwendung, Recycling und energetischer Verwertung angegeben. Die dort beschriebene Formel ist für open-loop und closed-loop Recycling anwendbar (siehe auch Anhang B in diesem Dokument).

Demnach wird in einer Open-Loop Situation die eingesparte Primärlast im Verhältnis 50/50 zwischen abgebendem und aufnehmendem System aufgeteilt. Unklar ist, ob zur Bestimmung der eingesparten Primärlast wieder der Ansatz der „direkten“ und „indirekten“ Substitution anzuwenden ist, da diese Begriffe dann bei [PEFG, Anhang V] nicht mehr verwendet werden.

Weitere Sichtweisen

5.8.3.2.1.7 Konzept der starken und schwachen Nachhaltigkeit

Die Begriffe „recycled content approach“ und „end-of-life recycling“ wurden in den vorangehenden Abschnitten bereits erwähnt.

In [Frischknecht 2010] wird ersteres dem Konzept der starken Nachhaltigkeit zugerechnet, da der Rezyklatgehalt real stattfindet und gemessen werden kann. Der „end-of-life recycling“ Ansatz dient demzufolge dem schwachen Nachhaltigkeitskonzept, da der Rezyklateinsatz hier zukunftsorientiert und damit mit Unsicherheiten verbunden ist.

5.8.3.2.1.8 ILCD Handbook

Für die Bearbeitung des vorliegenden UBA Vorhabens wurde zum Abgleich mit der internationalen Methodendiskussion PEFG und nicht das ILCD Handbuch [ILCD 2010] herangezogen. Beides sind Dokumente, die unter dem Dach der EU Kommission (DG Environment) entstanden sind. PEFG ist eine offizielle EU Empfehlung (Commission Recommendation erschienen im EU Amtsblatt) mit Zugschnitt auf eine umweltbezogene Produktbewertung während das ILCD Handbuch allgemeine Leitlinien für Ökobilanzen gibt.

Der Vollständigkeit halber wird hier dennoch kurz auf das Kapitel 14.4.1.2. im ILCD Handbuch verwiesen. Dort wird als Vorgehensweise bei attributiver Modellierung von Recycling vorgeschlagen, den Allokationsfaktor (für die Systemallokation) unter Berücksichtigung der Anzahl der Recycling-loops, die ein Material (im Open Loop Recycling) durchläuft, zu ermitteln.

Nach Auffassung der Forschungsnehmer handelt es dabei jedoch mehr um eine Materialbilanz als eine Produktbilanz, auch wenn eine möglichst hohe Wertstoffeffassung des initialen Produktes erst die Voraussetzung für eine ökologisch effiziente Materialbilanz darstellt. Der Ansatz ist daher für eine Umsetzung zur Beurteilung von Getränkeverpackungen durch das UBA wenig geeignet.

5.8.3.2.1.9 Pool-Ansatz

Der Poolansatz wird insbesondere in Verbindung mit Metallen diskutiert (betroffene Packstoffe: Aluminium und Weißblech) und findet sich auch in den Studien [TU Berlin 2012] und [Ökoinstitut 2012], die seitens Forum Dose und GDA im Rahmen der Einreichungen durch den Begleitkreis zur Verfügung gestellt wurden.

In [TU Berlin 2012] wurde eine „Methode zur Bewertung des Werkstoffes Stahl aus Materialpoolsicht“ entwickelt. In dem dabei „vorgeschlagenen Multi-Recycling-Ansatz (werden) die Umweltlasten über eine Anzahl von Lebenszyklen aufaddiert und dann gleichmäßig auf alle Lebenszyklen verteilt.“ Die Methode soll „der Recyclingfähigkeit des Werkstoffes Rechnung (tragen) und eine Gesamtbetrachtung des Lebensweges von Stahl zulassen.“ Dies entspricht im Grunde dem weiter oben angesprochenen, im ILCD Handbuch genannten Ansatz.

[Ökoinstitut 2012] geht hier „von einem Materialpool aus, in dem sowohl Primär- als auch Recyclingmaterial gemischt vorliegen. Die Herstellung aller aluminiumhaltigen Produkte wird aus diesem Pool gespeist und das beim Recycling zur Verfügung gestellte Material geht in den Materialpool zurück.....Bilanziell ergibt sich dadurch die Situation eines geschlossenen Kreislaufs, bei dem.....alles Recyclingmaterial innerhalb des Systems wiederverwendet (wird), sei es im gleichen oder in einem anderen Produkt.....Für die Betrachtung eines Produktes.....wird angenommen, dass....gerade so viel Primäraluminiumeinsatz angerechnet werden muss, wie durch Produktion/Nutzung/EoL des Produktes dem Aluminiumkreislauf verloren geht. Eine Berücksichtigung des Recyclinganteils im Produkt erübrigt sich, so dass dieser Parameter für die Bilanzierung nicht mehr erfasst werden muss.“

Beide Ansätze ähneln sich sehr stark und können – wie in [Ökoinstitut 2012] gezeigt – mathematisch ineinander überführt werden.

In [TU Berlin 2012] wird weiter ausgeführt, dass „der gewählte Multi-Recycling-Ansatz nicht unterstellt, dass in Deutschland ein geschlossener Materialkreislauf in Bezug auf Stahl real existiert. Vielmehr ist bei Stahl von einem globalen Materialpool auszugehen, über den die verschiedenen Produkte und Werkstoffe in Verbindung stehen. Nach ISO 14044 ist das Vorhandensein eines real geschlossenen Materialkreislaufs nicht zwingend erforderlich um einen closed-loop Ansatz zu modellieren. Es reicht aus, wenn von einem Erhalt der inhärenten Eigenschaften eines Materials ausgegangen werden kann und so ein quasi-closed-loop besteht....Der gewählte MRA-Ansatz gilt demnach unter der Annahme, dass die inhärenten Materialeigenschaften von Stahl über mindestens 6 Lebenszyklen erhalten bleiben. Diese Annahme ist als konservativ anzusehen, da sich Stahl aufgrund seiner physikalisch-chemischen Eigenschaften praktisch unendlich recyceln lässt.“

Die gute Rezyklierbarkeit und das tatsächlich in großem Ausmaß stattfindende Recycling von gebrauchten Stahl- und Aluminiumprodukten soll hier überhaupt nicht bestritten werden. Im Gegenteil es handelt sich dabei um eine der herausragenden Eigenschaften der Metallwerkstoffe, das im gesamtwirtschaftlichen Materialkreislauf mit einem großen ökologischen Nutzen verbunden ist.

Letztlich handelt es sich aber auch bei den beiden hier vorgestellten Ansätzen in erster Linie um eine Materialbilanz, die für eine Aussage zu einem (abstrakten) mittleren Aluminium- oder Stahlprodukt herangezogen werden kann, jedoch nicht für die Getränkeverpackungsbilanzierung im Sinne des UBA geeignet sind.

5.8.3.3 Transportallokation

Dieses Thema wird in den betrachteten Leitlinien nicht gesondert angesprochen.

5.8.4 Übergreifende Betrachtung

5.8.4.1 Aktualisierungsbedarf

Die ISO-Norm bildet den normativen Bezugspunkt für den Umgang mit Koppelprodukten in Ökobilanzen. Die ISO-Vorgabe ermöglicht unterschiedliche Vorgehensweisen, die je nach Fragestellung und Anwendung einer Ökobilanz kontextspezifisch festzulegen und zu begründen sind.

Die betrachteten proprietären Leitfäden sind auf ausgewählte Ökobilanzanwendungen zugeschnitten (z. B. PAS2050: Kohlenstofffußabdruck von Produkten; PEF: Umweltfußabdruck von Produkten) und dürfen dann auch nur für diese Ökobilanzanwendungen herangezogen werden (im Gegensatz zur ISO-Norm, die eben eine breite Anwendung ermöglicht). Die proprietären Leitfäden versuchen die

ISO-Vorgaben durch vorgegebene Festlegungen einzuengen. Die dafür benötigte Klarheit wird jedoch nicht immer erreicht.

Es zeigt sich auch, dass die betrachteten Leitfäden keine Übereinstimmung bezüglich der methodischen Konvention zur Allokation in Ökobilanzen aufweisen. Es lässt sich aus der internationalen Methodenentwicklung derzeit kein zwingender Anlass ableiten, von der bisherigen Vorgehensweise in den UBA-Ökobilanzen abzuweichen.

Aus Sicht der Auftragnehmer kann die UBA-Methode zur Allokation daher auch weiterhin in Ökobilanzen für Getränkeverpackungen zur Anwendung kommen. Ein paar Konkretisierungen sind dennoch erforderlich und werden in den Mindestanforderungen erörtert.

Es sollte jedoch beachtet werden, dass das UBA derzeit im „Projekt für die Aktualisierung der UBA-Methodik zur Ökobilanzierung“ daran arbeitet, die UBA-Methode zur Bewertung in Ökobilanzen zu aktualisieren [UBA 2013]. Gegenstand sind auch generelle methodische Aspekte wie Allokation. Die Mindestanforderungen an Ökobilanzen für Getränkeverpackungen in Sinne des vorliegenden Projektes sind dann zukünftig ggf. an neue oder geänderte Festlegungen in der UBA-Methodik anzupassen.

Es hat sich gezeigt, dass die Konventionsfindung häufig schon an dem Fehlen einer klaren Konzeption und Begrifflichkeit bzw. einem uneinheitlichen Verständnis derselben scheitert. Im Projekt für die Aktualisierung der UBA-Methodik zur Ökobilanzierung wird es wichtig sein, hier Verbesserungen zu erzielen. Dazu zählt auch die Frage zum Umgang mit Gutschriften für Sekundärprodukte, wie sie auch in der aktuellen UBA-Methode zur Anwendung kommen. Gutschriften sind nach Auffassung der Auftragnehmer mit einer attributiven Ökobilanz aus Gründen der methodischen Konsistenz nicht vereinbar. Es sollte überlegt werden, ob zur Produktbewertung zukünftig rein attributive Modellierungen zur Anwendung kommen sollten, bei denen Koppelprodukte sowohl auf Prozess- als auch Systemebene ausschließlich per Allokation behandelt werden.

5.8.4.2 Klärungsbedarf

Darüber hinaus besteht weiterer konzeptioneller und definatorischer Klärungsbedarf, auf den in diesem Kapitel kurz hingewiesen werden soll, der aber besonders im Projekt für die Aktualisierung der UBA-Methodik zur Ökobilanzierung vertieft bearbeitet werden sollte.

Systemerweiterung– Substitution - Gutschriften

Die Bedeutung des Begriffs der Systemerweiterung liegt darin begründet, dass gemäß der ISO 14044 mit Hilfe der Systemerweiterung eine Allokation vermieden werden kann und zwar durch „die Erweiterung des Produktsystems durch Aufnahme zusätzlicher Funktionen, die sich auf Koppelprodukte beziehen“.

Nach Auffassung der Auftragnehmer führt dies zwangsläufig zur Bilanzierung eines „Nutzenkorbs“. Die parallelen Produktfunktionen eines solchen Nutzenkorbs machen es fast unmöglich, ein einzelnes Produktsystem zu beurteilen.

Andererseits wird die Vergabe von Gutschriften von einigen Ökobilanzpraktikern mit einer Systemraumerweiterung gleichgesetzt. Demnach wäre auch die Gutschriftenmethode ein Vorgehen zur Allokationsvermeidung. Wie beschrieben findet sich diese Sichtweise auch in [GHG 2011] und [PAS 2050].

Hierzu ist aber sehr klar anzumerken, dass die Gleichsetzung von Gutschriften für die Substitutionseffekte von Sekundärprodukten mit dem Begriff der Allokationsvermeidung in der ISO 14044 keineswegs so formuliert ist. Es handelt sich also um eine Interpretation der ISO-Norm, der die Auftragnehmer nicht folgen.

Insgesamt ist die Deutung des Begriffs Systemraumerweiterung in der Ökobilanzfachwelt höchst umstritten. Dies wird sowohl in einschlägigen Fachartikeln, z. B. [Finnveden et al. 2009], wie auch in web-basierten Diskussionsforen deutlich [LCA Discussion Forum].

Inhärente Eigenschaften

Der Begriff der inhärenten Eigenschaften wird als zentraler Begriff durch die [ISO 14044] eingeführt. Seine Relevanz begründet sich darin, dass bei Vorliegen der gleichen inhärenten Eigenschaften offene Materialkreisläufe wie geschlossene Materialkreisläufe behandelt werden dürfen (Quasi-Closed-Loop Recycling).

Die [ISO 14044] definiert jedoch an keiner Stelle, was unter gleichen inhärenten Eigenschaften zu verstehen ist, und wie diese bestimmt werden sollen.

In [UBA 2002] wird der Nachweis gleicher inhärenten Eigenschaften in einer Art deduktivem Ansatz geführt. Als Voraussetzung gilt das Vorliegen einer **Sekundärrohstoff-Einsatzquote** für das untersuchte Produktsystem (bzw. für die Produktklasse). Im Produktsystem rückgewonnene Sekundärstoffe dürfen dann bis zur Höhe der **Sekundärrohstoff-Einsatzquote** als im Kreislauf geführte Materialien bilanziert werden.

In den analysierten Referenzdokumenten wird der Begriff „inhärente Eigenschaften“ wie folgt verstanden:

Nach [GHG 2011] muss das Sekundärmaterial in dem Maße die Eigenschaften (z. B. chemische, physikalische) des Primärmaterials beibehalten, die es ermöglicht, **direkt Primärmaterial zu ersetzen**. Die **Austauschbarkeit** von Primärmaterial durch Sekundärmaterial wird als Kriterium gesetzt.

Nach [PEFG] können die gleichen inhärenten Eigenschaften vorliegen, auch wenn sich die Qualitätsebene verändert. Die Vorgabe ist, dass das Sekundärmaterial die **gleichen technischen Eigenschaften** wie das Primärmaterial aufweisen muss und die **gleiche funktionelle Einheit** abbilden kann.

Nach [ISO/TS 14067] liegt eine Änderung der inhärenten Eigenschaften des Sekundärmaterials bei unterschiedlicher **chemischer Komposition**, unterschiedlicher **Struktur** oder bei einer höheren **Konzentration an gelösten Verunreinigungen** vor.

Dies zeigt, dass es bislang keine einheitliche Definition der inhärenten Eigenschaften gibt. Eine Bestimmung über physikalische, chemische oder technische Materialeigenschaften erscheint erstrebenswert (siehe [GHG 2011], [PEFG 2012], [ISO 14067]). Jedoch liefert keines der Referenzdokumente Hinweise zum Nachweis dieser Eigenschaften.

Konsequentielle und attributive Modellierung im Kontext der Systemraumerweiterung

Es wurde die Sichtweise der Auftragnehmer zum Verständnis von attributiver und konsequentieller Ökobilanz dargestellt und daraus die Empfehlung entwickelt, vergleichende Produktökobilanzen ausschließlich mit einer attributiven Modellierung umzusetzen.

Auf den ersten Blick scheint dies auch von anderen Leitlinien so getragen zu werden. So soll die THG-Bilanz eines Produkts nach [PAS 2050] und [GHG 2011] einem attributiven Ansatz folgen. Jedoch erlauben beide Methoden die Anwendung von Gutschriften, was nach Auffassung der Auftragnehmer nicht mit einer attributiven Ökobilanzierung vereinbar ist (Ausnahme: Gutschriften als Allokationshilfe).

Zur Frage, ob Systemraumerweiterung eine Eigenheit der konsequentiellen Ökobilanz ist, schreibt [GHG 2011], dass „einige Ökobilanzierer“ die Systemraumerweiterung als einen konsequentiellen Ansatz zur Allokation ansehen. Jedoch aus Sicht von [GHG 2011] ist dies nur der Fall, wenn marginale Werte oder Markttrends bei der Identifikation des Substituts des Koppelprodukts (durch das Sekundärmaterial substituierte Primärmaterial) mit einfließen. Bei einem attributiven Ansatz sollte die genaue Verwendung des Koppelproduktes bekannt sein und angewendet werden. Nach [GHG 2011] kann folglich die Systemraumerweiterung bei attributiven und konsequentiellen Ökobilanzen Anwendung finden.

Der konsequentielle Ansatz beinhaltet laut [GHG 2011] Prozesse, die sich als Konsequenz einer Nachfrageänderung vermutlich verändern. Dieser Ansatz reagiert auf Veränderungen in Produktionsvolumen, Technologien, Politik und Verbraucherverhalten. Jedoch werden in [GHG 2011] die nötige Größe dieser Veränderungen und deren Nachweisbarkeit nicht erläutert.

Nach [Finnveden et al., 2009] zeigt sich ein Unterschied zwischen attributiver und konsequentieller Modellierung in der Wahl zwischen einer Verwendung von Durchschnittswerten oder marginalen Werten bei der Modellierung von Subsystemen.

5.8.5 Zusammenfassung der Beiträge aus dem Begleitkreis

Die Rückmeldungen aus dem Begleitkreis sind im Anhang zusammengestellt. Die Anmerkungen werden in diesem Kapitel kurz erläutert.

5.8.5.1 Umgang mit Koppelprodukten auf der Prozessebene

Aussagen aus dem Begleitkreis gibt es hier insbesondere hinsichtlich der Behandlung von Verpackung und Füllgut im Zuge der Distribution.

- Gegen Allokation zwischen Füllgut und Verpackung
 - BV Glas
 - GDB
 - WAFG
- Für Allokation zwischen Füllgut und Verpackung
 - Petcycle

Die Mehrzahl der Stellungnahmen spricht sich gegen eine Allokation zwischen Füllgut und Verpackung aus.

Die Auftragnehmer empfehlen jedoch, eine Allokation durchzuführen.

5.8.5.2 Gutschriftenmethoden bei der Systemallokation

Auch das Meinungsbild zur Systemallokation ist recht heterogen:

- 0:100 Allokationsfaktor zwischen zwei Produktsystemen A und B
- 50:50 Allokationsfaktor zwischen zwei Produktsystemen A und B
 - FKN

- GDB
- BV-Glas
- DUH/ SIM/Getränkeverband/
- BV-GFGH/ Private Brauereien
- WAFG (mit Einschränkungen)
- 100:0 Allokationsfaktor zwischen zwei Produktsystemen A und B
 - Forum Dose
 - GDA
 - IK/AKÖG
- andere Ansätze
 - Petcycle: 75:25
 - WAFG: 80:20

So findet einerseits der 50:50 Ansatz Unterstützung und wird etwa von FKN als zeitgemäßer Ansatz bezeichnet. Die Verbände um DUH und SIM begrüßen die im Ansatz enthaltene Belohnung der Zuerfügungstellung eines Sekundärrohstoffes einerseits und das tatsächlich durchgeführte Recycling andererseits.

Auch die WAFG sieht einen Vorteil in dem gleichermaßen auf Einsatz und Produktion von Rezyklat ausgerichteten Belohnungsmodell, zumal kein einzelnes Verpackungsmaterial bevorzugt würde. Andererseits könnte sich die WAFG statt einer pauschalen 50:50 Betrachtung eine differenzierte Vorgehensweise nach Materialarten als ebenso sachgerechten Ansatz vorstellen (s. Spalte 4 „Andere Ansätze“).

Nach Auffassung von IK/AKÖG sollte der 50:50 Ansatz nur für Sensitivitätsanalysen zur Anwendung kommen.

Ganz anders die Auffassung bei Forum Dose und GDA (beide haben identische Texte geliefert). Sie sehen eine 100:0 Allokation der Gutschrift als sachgerecht für Verpackungssysteme, insbesondere solche aus Metallen. Argumentiert wird damit, dass der Einsatz von Schrotten keiner Bevorzugung bedürfe. „Das wirksame Maß, an dem Metallprodukte gemessen werden können, ist die Menge an Schrott, die nach der Nutzung des Produktes für einen weiteren Nutzungskreislauf zur Verfügung steht.“ Somit bilde eine 100:0 – Allokation den tatsächlichen Verbrauch und nicht die Nutzung von Materialien ab. Dies wäre auch im Sinne der Verpackungsverordnung, mit der Recyclingraten für gebrauchte Verpackungen vorgegeben werden.

IK/AKÖG sehen es aufgrund der hochwertigen Qualität von und Marktnachfrage nach Rezyklaten aller Materialien (Glas, PET, Metall, Papier) als gerechtfertigt an, die Gutschriften grundsätzlich dem abgebenden System zuzuschreiben. Durch die Allokation solle daher der Anreiz an das abgebende System geschaffen werden, möglichst hohe Recyclingraten zu erzielen. Nach Auffassung von IK/AKÖG habe sich diese Allokationsmethode auch international durchgesetzt.

Die Verbände um DUH und SIM dagegen kritisieren, dass bei einer 100:0 Allokation für das betrachtete System kein Anreiz bestünde, auf eine Kreislaufschließung beim Recycling hinzuarbeiten.

PETCYCLE und WAFG bringen als Kompromissvorschlag zur bisherigen Vorgehensweise alternative Allokationsfaktoren ein.

PETCYCLE schlägt eine höhere Zuteilung von Gutschriften bei „abgebenden Systemen“ als bei „aufnehmenden Systemen“ vor, um einen Anreiz in der Produktverantwortung der Verpackungshersteller für „recyclingfreundliche Verpackungen“ und „sortenreine Erfassung“ zu geben. Dafür wird eine 75:25 Allokation in den Basisszenarien vorgeschlagen, wobei in einer Sensitivanalyse auch immer andere Allokationsvarianten berechnet werden sollten.

Die von der WAFG vorgeschlagene Verteilung „80:20“ (anstelle von „50:50“) beruht auf einer ökonomischen Argumentation und berücksichtigt vor allem, welcher Marktteilnehmer laut Recherchen der WAFG den Aufwand hat, um hohe Sammelraten zu erreichen. Dies seien Industrie/Hersteller und Handel.

Das Meinungsbild belegt, dass Festlegungen bezüglich der Aufteilung der Gutschriften für Koppelprodukte des Verpackungssystems nicht ohne Einbezug von Werthaltungen möglich sind und nicht allein anhand wissenschaftlicher Kriterien bestimmbar. Im Meinungsbild aus dem Begleitkreis findet sich zum einen Fürsprecher für einen Ansatz, bei dem Rezyklateinsatz und Rezyklatgenerierung gleichermaßen belohnt werden sollen. Zum anderen sehen sich die Verpackungshersteller aber auch in einer besonderen Verantwortung, dafür zu sorgen, dass gebrauchte Verpackungen wieder dem Wertstoffkreislauf zugeführt werden. Dafür wünschen sie sich einen Allokationsansatz, der dafür Anreize schafft.

5.8.6 Fazit

Es sollte schon in der Ziel- und Rahmendefinition einer Ökobilanz klar gesagt werden, dass eine attributive Modellierung intendiert ist.

Bei Ökobilanzen zu Produktvergleichen sind Gutschriften gemäß der bisherigen Ausführungen nicht zulässig. In der Praxis findet sich dieser Fall jedoch recht häufig. Dies liegt daran, dass die Unterscheidung zwischen attributiver und konsequentieller Modellierung in der Ökobilanzdiskussion noch nicht zu Ende geführt ist. Dies zeigt sich auch an dem Sachverhalt, dass auch in der bisherigen UBA-Methode Gutschriften für Koppelprodukte auf Systemebene zur Anwendung kommen.

Zur Vermeidung von Gutschriften wäre es erforderlich zu bestimmen, wie die Umweltlasten des Verpackungssystems und der Koppelprodukte aufgeteilt werden sollen (Beispiel A: Aufteilung der Umweltlasten der Getränkekartonherstellung zwischen dem Getränkekarton und den Koppelprodukten des Systems Sekundärfasern und Rejekte; Beispiel B: Aufteilung der Umweltlasten der Aluminiumdosenherstellung zwischen der Aluminiumdose und den Koppelprodukten Aluminiumschrott zum Recycling und Aluminiumschrott zur MVA).

Dafür gibt es derzeit keine unmittelbare Lösung, die als Mindestanforderung empfohlen werden könnte. In der aktuellen Methode wird daher die Gutschrift mit einem Allokationsfaktor belegt. Die Entwicklung einer Methode zur Allokation der Umweltlasten von Koppelprodukten auf Systemebene bedarf eines gesonderten Forschungsvorhabens.

Solange seitens der Politik keine Priorisierung des Einsatzes bzw. der Erzeugung von Sekundärprodukten in Getränkeverpackungen oder der Rezyklaterzeugung formuliert wird, gibt aus Sicht der Auftragnehmer keinen Grund für ein Abweichen vom bisherigen 50:50 Ansatz als Basisfall der Modellierung.¹³¹ Eine beliebige Wahl von Allokationsverfahren für Gutschriften wie etwa 100:0, 0:100 oder 50:50 in unterschiedlichen Ökobilanzen oder für unterschiedliche Materialien (s. BP X30-323) ist nicht zulässig, da dann die Gesamtlasten aller untersuchten Produkte in der Technosphäre nicht der physikalischen Realität entsprechen („Makro-Erhaltungssatz“ in Anlehnung an den von Stefan Schmitz (UBA) geprägten „Erhaltungssatz der Ökobilanz“).

¹³¹ 100:0 und 0:100 sind als Sensitivitäten vorzusehen.

5.9 Thema Wirkungsabschätzung

5.9.1 Hintergrund der Ableitung von Mindestanforderungen

Zur Klärung des Aktualisierungsbedarfs der Wirkungsabschätzung und der Ableitung von Mindestanforderungen werden im vorliegenden Kapitel zunächst die Anforderungen an den Normen [ISO 14040] und [ISO 14044] zusammengefasst. Die derzeitigen Rahmenbedingungen unter Berücksichtigung der aktuellen Methodendiskussion werden aufgegriffen. Daraus wird abgeleitet, welche Wirkungskategorien mit welchen Indikatoren einer näheren Analyse unterzogen wurden. Die differenzierte Ableitung der Mindestanforderungen für alle adressierten Wirkungskategorien ist den Anhängen 1-11 zur Wirkungsabschätzung zu entnehmen:

- Anhang 1: Ressourcenbeanspruchung
- Anhang 2: Naturraumbeanspruchung
- Anhang 3: Süßwasserbeanspruchung
- Anhang 4: Klimawandel
- Anhang 5: Stratosphärischer Ozonabbau
- Anhang 6: Photochemische Oxidantenbildung/Sommersmog
- Anhang 7: Eutrophierung und Sauerstoffzehrung
- Anhang 8: Versauerung
- Anhang 9: Human- und Ökotoxizität
- Anhang 10: Toxische Schädigung von Menschen durch Feinstaub
- Anhang 11: Toxische Schädigung von Menschen durch ionisierende Strahlung

Alle Anhänge haben die folgende Basisgliederung, um das Auffinden von Informationen zu erleichtern:

- 1 Das Umweltproblemfeld
- 2 Struktur des erforderlichen Indikators
- 3 Umsetzung in den ausgewählten Referenzen
 - 3.1 [UBA 1995] + Aktualisierungen
 - 3.2 [CML 2002]
 - 3.3 [JRC 2011]
 - 3.4 [ReCiPe 2008]
 - 3.5 [GPPS 2011]
 - 3.6 [Impact 2002+]
- 4 Empfehlungen
- 5 Datenanforderungen in der Sachbilanz
- 6 Mindestanforderungen zur Wirkungskategorie im Leitfaden
- 7 Literatur

5.9.1.1 Die Wirkungsabschätzung als Phase der Ökobilanz¹³²

Die Ökobilanzen zu Getränkeverpackungen, die im Kontext der Verpackungsverordnung beim Umweltbundesamt eingereicht werden, sollen konform sein zu [ISO 14040] und [ISO 14044]. Diese Anforderung liegt dem vorliegenden Kapitel zu Grunde.

¹³² Für weitergehende Informationen siehe: [Klöpper und Grahl 2009] Kapitel 4 „Wirkungsabschätzung“

In der Einleitung von ISO 14040 und 14044 wird klargestellt, dass es sich bei der Ökobilanz um eine Methode handelt, die Umweltwirkungen von Produkten (hierunter werden materielle Produkte und Dienstleistungen gefasst) zu beurteilen:

Weiterhin wird in der Einleitung der beiden Normen ausgeführt:

„Die Ökobilanz bezieht sich auf die Umweltaspekte und potenziellen Umweltwirkungen (z. B. Nutzung von Ressourcen und die Umweltauswirkungen von Emissionen) im Verlauf des Lebensweges eines Produktes von der Rohstoffgewinnung über Produktion, Anwendung, Abfallbehandlung, Recycling bis zur endgültigen Beseitigung (d. h. „von der Wiege bis zur Bahre“).“

Zum Begriff „potenzielle Umweltwirkung“ wird erläutert, dass Aussagen zu Umweltwirkungen immer relative Aussagen sind, da sie sich im Kontext der Methode immer auf die in einer Studie definierte funktionelle Einheit beziehen.

Die wichtigsten Rahmenbedingungen und damit verbundene Einschränkungen unter denen Wirkungen in der Ökobilanz modelliert werden, fassen [Finnveden et al. 2009] folgendermaßen zusammen:

Abbildung 57: Bandbreiten der Gewichte bei verschiedenen Hauptpackmitteln

- The product system is extended in time and space, and the emission inventory is often aggregated in a form which restricts knowledge about the geographical location of the individual emissions (this is further discussed in Section 8.3).
- The LCI results are also typically unaccompanied by information about the temporal course of the emission or the resulting concentrations in the receiving environment.
- The functional unit of the LCA refers to the assessment of an often rather small unit. The emissions to air, water, or soil in the inventory are determined as the functional unit's proportional share of the full emission from each process. The LCIA thus has to operate on mass loads representing a share (often nearly infinitesimal) of the full emission output from the processes.

Methodische Einordnung

Die Wirkungsabschätzung (Life Cycle Impact Assessment - LCIA) ist nach [ISO 14040, ISO 14044] die dritte Phase einer Ökobilanz. Sie folgt der Sachbilanz. Aus der Sachbilanz sind zahlreiche Daten über Massenflüsse (Emissionen, Ressourcenverbrauch¹³³) sowie zum Energieeinsatz vorhanden, die schwierig in übersichtlicher Weise zu handhaben sind und daher Aggregationen wünschenswert erscheinen lassen. Damit werden zusätzliche Informationen zur Unterstützung der Einschätzung von Sachbilanzergbnisse eines Produktsystems bereitgestellt. Die Umweltrelevanz der Sachbilanzergbnisse kann so besser verstanden werden.

[ISO 14040] definiert in § 3.4 die Wirkungsabschätzung folgendermaßen:¹³⁴

¹³³ Unter Ressourcen werden abiotische und biotische materielle Ressourcen sowie Fläche verstanden.

¹³⁴ ISO 2006a

„Bestandteil der Ökobilanz, der dem Erkennen und der Beurteilung der Größe und Bedeutung von potenziellen Umweltwirkungen eines Produktsystems im Verlaufe des Lebensweges des Produktes dient.“

Durch die Formulierung „potenzielle Umweltwirkungen“ wird betont, dass es sich bei der Wirkungsabschätzung nicht um tatsächlich anzutreffende Wirkungen in der Umwelt handelt. Dieser Aspekt wird in [ISO 14040] (§ 4.3i) folgendermaßen spezifiziert:

„Die Ökobilanz bezieht sich auf potenzielle Umweltwirkungen. Die Ökobilanz dient nicht der Voraussage von absoluten oder genauen Umweltwirkungen aufgrund

- *der relativen Aussage von möglichen Umweltwirkungen bezogen auf eine Referenzeinheit;¹³⁵*
- *der Integration von Umweltdaten über Raum und Zeit;*
- *der inhärenten Unsicherheit bei der Modellierung von Umweltwirkungen und*
- *der Tatsache, dass einige mögliche Umweltwirkung eindeutig zukünftige Wirkungen sind.“*

[ISO 14044] stellt in § 4.4.1 zum Verhältnis der Wirkungsabschätzung zu anderen Methoden folgendes klar:¹³⁶

„Die Wirkungsabschätzung unterscheidet sich von andern Methoden wie der Umweltleistungsbewertung, der Umweltverträglichkeitsprüfung und der Risikoabschätzung, da sie einen relativen Ansatz darstellt, der auf einer funktionellen Einheit basiert. Die Wirkungsabschätzung kann Informationen dieser anderen Methoden verwenden.“

Zudem liegen aus der Sachbilanz Daten zum Ressourcen- und Energieeinsatz sowie zu Emissionen i. d. R. in geringer räumlicher und zeitlicher Auflösung vor, die über den gesamten Lebenszyklus des Produktsystems aggregiert werden (s. o. ISO 14040 (§ 4.3i): *„Integration von Umweltdaten über Raum und Zeit“*). Für immissionsbezogene Methoden sind diese Daten nicht geeignet. Neuere Ansätze, die Ausbreitungsmodelle in der Wirkungsabschätzung nutzen, lösen dieses Problem nicht.

Die Struktur der Wirkungsabschätzung nach ISO 14040 und 14044

Die Phase Wirkungsabschätzung nach [ISO 14040] und [ISO 14044] ist gegliedert in verbindliche und optionale Bestandteile:

- **Verbindliche Bestandteile:**
 - Auswahl von Wirkungskategorien, Charakterisierungsmodellen und Wirkungskategorie-Indikatoren
 - Zuordnung der Sachbilanzergebnisse (Klassifizierung)
 - Berechnung der Wirkungsindikatorwerte (Charakterisierung)
- **Optionale Bestandteile:**
 - Berechnung des Betrages von Wirkungsindikatorwerten im Verhältnis zu einem oder mehreren Referenzwerten (Normierung)
 - Ordnung
 - Gewichtung

In den Anhängen zur Wirkungsabschätzung 1-11 werden die verbindlichen Bestandteile für die ausgewählten Wirkungskategorien adressiert.

¹³⁵ Referenzfluss auf Basis der funktionellen Einheit

¹³⁶ ISO 2006 b

5.9.1.1.1.1 Ermittlung von Wirkungsindikatorwerten als Ergebnis der verbindlichen Bestandteile

Die Charakterisierung ist das Kernstück der Wirkungsabschätzung und wird in [ISO 14044] § 4.4.2.4 folgendermaßen erläutert:

„Die Berechnung der Indikatorwerte (Charakterisierung) schließt die Umwandlung der Sachbilanzergebnisse in gemeinsame Einheiten und die Zusammenfassung der umgewandelten Ergebnisse innerhalb derselben Wirkungskategorie ein. Diese Umwandlung verwendet Charakterisierungsfaktoren. Das Resultat der Berechnung ist ein numerischer Indikatorwert.“

Die Charakterisierungsmodelle und Charakterisierungsfaktoren werden in Anlehnung an fachwissenschaftliche Erkenntnisse entwickelt.

Basis der Wirkungsabschätzung sind die Ergebnisse der Sachbilanz, d. h. Material- und Energieeinsatz, Flächennutzung sowie Emissionen, deren Umweltwirkungen mit einem Charakterisierungsmodell quantifiziert werden. Ergebnis sind die Wirkungsindikatorwerte bezogen auf die funktionelle Einheit.

Bezüglich der Wirkungskategorie-Indikatoren werden Midpoint und Endpoint Indikatoren unterschieden. Mit den Endpoint Indikatoren versucht man die Wirkungskette von der Emission bis zur letztendlichen Schadwirkung abzubilden. Die Midpoint Indikatoren liegen zwischen Emission und Schadwirkung. Sie sind damit deutlich enger mit dem Sachbilanzergebnis verknüpft und bilden im Idealfall die Primärwirkung ab (vgl. auch [JRC 2012] und [Finnveden et al. 2009]). Eine allgemeine Definition von Midpoint- und Endpoint-Indikator ist nicht sehr scharf zu fassen, da die Quantifizierungsmöglichkeiten zur Korrelation vom Sachbilanzergebnis mit Umweltwirkungen stark von dem naturwissenschaftlichen Charakter der Wirkung abhängen.

Ein Midpoint-Indikator im Fall der Emissionen ist ein Sammelindikator für eine Gruppe von Substanzen, die eine einzige naturwissenschaftlich ableitbare Eigenschaft haben. So lassen sich beispielsweise unter „Versauerung“ (Acidification Potential, AP) alle Substanzen zusammenfassen, die zusammen mit Wasser Protonen freisetzen; im Fall des Treibhauspotenzials (GWP) liegt ein physikalisch-chemisches Charakterisierungsmodell auf Basis der molekularen Absorption von IR-Strahlung zu Grunde.

Diese Primärwirkungen haben Sekundär- und Tertiärwirkungen. Im Beispiel des GWP wäre die Sekundärwirkung die Erhöhung der mittleren Temperatur der Troposphäre. Mögliche Tertiärwirkungen sind das Abschmelzen von Gletschern und arktischem Eis, Klimainstabilitäten, Verschiebung von Klimazonen, Anstieg des Meeresspiegels, Verbreitung von Krankheiten, Änderungen in den Ökosystemen, Artenverlust usw.

Bei Primärwirkungen handelt es sich noch um gut messbare Phänomene, sie bilden die Wirkungspotenziale ab. Die Sekundärwirkungen lassen sich mit szenarioartigen Annahmen, z. B. unter Einbeziehung der Lebensdauer von Molekülen noch recht gut zu beschreiben, die Tertiärwirkungen hingegen können nur sehr unsicher quantifiziert werden. Derartige Indikatoren werden als Endpoint-Indikatoren bezeichnet.

Die Wahl des Midpoint-Indikators orientiert sich nah am Sachbilanzergebnis. Damit wird das Wirkungspotenzial der Material-, Fläche- und Energienutzung sowie der Emissionen bezogen auf die funktionelle Einheit dargestellt.

Der Aufbau einer linearen Kausalkette von den Sachbilanzergebnissen zu den Tertiärwirkungen ist i. d. R. nicht zu leisten. Daher sind nach Ansicht der Auftragnehmer Midpoint-Indikatoren zu

bevorzugen. Dieser Ansatz wurde auch in [UBA 2000] umgesetzt und ist somit Gegenstand der derzeitigen UBA Methode. In den Anhängen 1 - 11 sind daher Midpoint-Indikatoren der untersuchten Wirkungskategorien adressiert.

5.9.1.1.1.2 Anwendung der optionalen Bestandteile

Das Ergebnis nach Anwendung der optionalen Bestandteile auf die Wirkungsindikatorwerte sind gewichtete Daten. Die Gewichtungskriterien der optionalen Bestandteile lassen sich nicht oder nur bedingt naturwissenschaftlich begründen. Der Arbeitsschritt „Gewichtung“ ist für vergleichende Ökobilanzen, die zur öffentlichen Kommunikation vorgesehen sind, nicht zulässig. Da die Ökobilanzen von Getränkeverpackungen, die im Kontext der Verpackungsverordnung beim Umweltbundesamt eingereicht werden, vergleichende Aussagen enthalten ist hier die Gewichtung nicht zulässig.

Das Umweltbundesamt hat 1999 eine ISO-konforme Methode entwickelt und publiziert sowohl bezüglich der verbindlichen als auch der optionalen Bestandteile in der Wirkungsabschätzung [UBA 1999]. Als optionale Bestandteile wurden „Normierung“ und „Ordnung“ definiert.

Normierung bedeutet, dass Wirkungsindikatorwerte durch einen ausgewählten Referenzwert dividiert werden. Als Referenzwerte lassen sich nationale (z. B. D), überregionale (z. B. EU) und internationale Werte (z. B. OECD) verwenden wobei auf eine näherungsweise Übereinstimmung mit der geographischen Systemgrenze geachtet werden sollte.

In der UBA Methode [UBA 1999] wurde die Normierung als Berechnung des „spezifischen Beitrags“ folgendermaßen behandelt:

„Der spezifische Beitrag wird berechnet, wie in folgender Gleichung beschrieben.

Abbildung 58: Formel zur Berechnung des spezifischen Beitrags

$$\text{spez. Beitrag}_i = \frac{\text{IE}_{i, \text{funktionelle Einheit}}}{\text{IE}_{i, \text{jährlich Deutschland}}} = \frac{\sum_j m_{j, \text{funktionelle Einheit}} \cdot \text{CF}_{ij}}{\sum_j m_{j, \text{jährlich Deutschland}} \cdot \text{CF}_{ij}}$$

IE: Indikatorergebnisse in der Wirkungskategorie i

m_j: Sachbilanzergebnis des Stoffes j

CF_{ij}: Charakterisierungsfaktor des Stoffes j bezüglich der Wirkungskategorie i

Hierbei werden, für jede Wirkungskategorie getrennt, die pro funktioneller Einheit ermittelten Indikatorergebnisse (Ergebnisse der Charakterisierung) durch die - ebenfalls mit Charakterisierungsfaktoren aggregierten - Jahreswerte der entsprechenden Stoffe in Deutschland dividiert.¹³⁷

Ein Indikatorergebnis ist hierbei als umso bedeutender einzustufen, je größer es im Vergleich zu der pro Jahr in Deutschland gemessenen Gesamtbelastung dieser Wirkungskategorie ist.“

Bei der Normierung geht es also um die Identifikation der Relevanz von Umweltwirkungen des betrachteten Produktsystems relativ zu den Umweltwirkungen in einem definierten geographischen

¹³⁷ Um griffigere Ergebniswerte zu erhalten, wurde in den Getränkeverpackungs-Ökobilanzen i. d. R. nicht das Indikatorergebnis pro fE als Bezugsgröße gewählt (z. B. 1000 L), sondern bezogen auf den Gesamtverbrauch des Füllguts im relevanten Getränkesegment.

Bezugsraum. Diese Ergebnisse erleichtern das Erkennen von Schwerpunkten und die Ableitung von Handlungsoptionen.

Der „Ordnung“ genannte optionale Bestandteil der Wirkungsabschätzung bietet eine Möglichkeit, Resultate der vorangegangenen Schritte zusammenzufassen. [ISO 14044] § 4.4.3.1 definiert die Ordnung folgendermaßen:

„Einordnung und eventuelle Rangbildung der Wirkungskategorien“

Es wird in der Norm ausdrücklich darauf hingewiesen, dass die Ordnung auf Werthaltungen beruht und dass daher unterschiedliche Personen, Organisationen und gesellschaftlichen Gruppen zu unterschiedlichen Ergebnissen kommen können.

Die Rangbildung mit dem Ergebnis der „ökologischen Priorität“ der Wirkungskategorien in der Methode des Umweltbundesamtes [UBA 1999] basiert auf folgenden drei Kriterien: ökologische Gefährdung, Abstand zum Schutzziel und spezifischer Beitrag. Dabei fließt der spezifische Beitrag ein, wie oben beschrieben.

Zur Vorbereitung der Rangbildung wurden im Umweltbundesamt von den Fachabteilungen Expertisen zu den 1999 berücksichtigten Wirkungskategorien erstellt und bezüglich der Kriterien „ökologische Gefährdung“ sowie „Abstand zum Schutzziel“ eingeordnet. Ein interdisziplinäres Team im UBA stufte die Wirkungskategorien bezüglich beider Kriterien in eine fünfstufige Skala ein (A: höchste Priorität bis E: niedrigste Priorität).

In [UBA 1999] wird ausdrücklich betont, dass diese Rangbildung auf Werthaltungen des Umweltbundesamtes beruht und zur wissenschaftlichen Aktualisierung regelmäßig überprüft werden muss. Eine Aktualisierung liegt derzeit noch nicht vor, wird aber aktuell erarbeitet.

Die Behandlung der optionalen Bestandteile der Wirkungsabschätzung nach der Methode [UBA 1999] wird im Kapitel „Auswertung“ nochmals aufgegriffen.

5.9.1.2 Auswahl von Wirkungskategorien

In [ISO 14040, ISO14044] werden keine zu behandelnden Wirkungskategorien vorgegeben, diese sind in der ersten Phase der Ökobilanz „Definition von Ziel und Untersuchungsrahmen“ zu definieren.

Das Konzept zur Auswahl der Wirkungskategorien basiert auf der Idee der Umweltproblemfelder (z. B. Globale Erwärmung). Es soll eine möglichst quantitative Verbindung hergestellt werden zwischen den in der Sachbilanz vorhandenen Daten und einer Liste von Umweltproblemfeldern, den Wirkungskategorien.

Die Definition dessen, was als Umweltproblemfeld definiert wird ist im politisch-historischen Kontext zu sehen: Das, was als Umweltproblemfeld definiert wird hängt davon ab, welche Schutzgüter und Schutzziele adressiert werden sollen. Eine Liste von Umweltproblemfeldern ist daher immer unvollständig, da sie nur dem gegenwärtigen Kenntnisstand und der derzeitigen Rezeption der Umweltprobleme in Politik, Unternehmen, NGOs und Öffentlichkeit unter den gegebenen gesellschaftspolitischen Rahmenbedingungen entsprechen kann.

Die Ableitung der zu berücksichtigenden Wirkungskategorien wurde in [UBA 1999] basierend auf den damaligen umweltpolitischen Zielen umgesetzt. Als ökologische Schutzgüter, in deren Rahmen Umweltwirkungen abgeleitet wurden, wurden definiert:

1. Menschliche Gesundheit
2. Struktur und Funktion von Ökosystemen
3. natürliche Ressourcen

Ausgehend davon wurden in [UBA 1999] folgende Wirkungskategorien ausgewählt:

- Direkte Gesundheitsschädigung
- Direkte Schädigung von Ökosystemen
- Aquatische Eutrophierung
- Terrestrische Eutrophierung
- Naturraumbeanspruchung
- Photochemische Oxidantienbildung/Sommersmog
- Ressourcenbeanspruchung
- Stratosphärischer Ozonabbau
- Treibhauseffekt
- Versauerung

Nicht für alle Wirkungskategorien standen zum Zeitpunkt der Methodenentwicklung im UBA [UBA 1999] und der Grundlagenstudie zu Getränkeverpackungs-Ökobilanzen [UBA 2000] Charakterisierungsmodelle zur Verfügung: So wurden die Wirkungskategorien „Direkte Gesundheitsschädigung“ und „Direkte Schädigung von Ökosystemen“ auf Sachbilanzebene behandelt. Für „Naturraumbeanspruchung“ und „Ressourcenbeanspruchung“ wurden in UBA-Projekten entwickelte Indikatoren verwendet. Für die andern Wirkungskategorien wurden Midpoint-Indikatoren nach CML verwendet, die bis in die heutige Zeit mit aktualisierten Charakterisierungsfaktoren in sehr vielen Ökobilanzen verwendet werden¹³⁸. Die Trennung der Wirkungskategorie Eutrophierung in „terrestrisch“ und „aquatisch“ war zum damaligen Zeitpunkt eine Besonderheit der UBA Methode.

5.9.2 Rahmenbedingungen der Entwicklung von Mindestanforderungen hinsichtlich Wirkungsabschätzung

5.9.2.1 Wissenschaftliche und politische Rahmenbedingungen

Seit der Entwicklung der UBA Methode im Jahr 1999 und der Grundlagenstudie zur Anwendung dieser Methode auf Getränkeverpackungs-Ökobilanzen im Jahre 2000 hat es erhebliche Forschungs- und Entwicklungsaktivitäten bezüglich der Charakterisierungsmodelle gegeben. Die wissenschaftliche Diskussion ist daher sehr viel anspruchsvoller geworden und Mindestanforderungen als Vorgaben für Praxisprojekte wie Getränkeverpackungs-Ökobilanzen müssen sich in dieser Diskussion klar verorten.

Eine wichtige politische Rahmenbedingung sind die Bestrebungen des „Institute for Environment and Sustainability in the European Commission Joint Research Centre (JRC)“ die in Ökobilanzen für die EU anzuwendenden Methoden zu vereinheitlichen.¹³⁹ Im ersten Schritt wurde das Handbook of LCA in mehreren Bänden publiziert. Bezüglich der Wirkungsabschätzung wurden 2010 Empfehlungen zu Charakterisierungsmodellen abgeleitet [JRC 2010] und in den Folgejahren spezifiziert [JRC 2011, JRC 2012] Dieses Handbook kann als Handreichung eingeordnet werden.

Im Jahr 2011 hat die Europäische Kommission (DG Environment) vor dem Hintergrund der Implementierung der Ressourcenschutzstrategie eine Initiative zur Weiterentwicklung und Vereinheitli-

¹³⁸ Charakterisierungsfaktoren CML –IA version 4.1 vom Oktober 2012 (Institute of Environmental Sciences Faculty of Science University of Leiden, Netherlands)

¹³⁹ ict.jrc.ec.europa.eu

chung von Bewertungsmethoden von Produkten und Organisationen/Firmen ergriffen und das Joint Research Center (JRC) beauftragt hierfür eine Methodik zu erarbeiten. Die Methodik – als Umwelt-Fußabdruck (Environmental Footprint) bezeichnet und für Produkte (Product Environmental Footprint - PEF) und Organisationen anwendbar - wurde im Oktober 2011 als Entwurf veröffentlicht und mit den Mitgliedsstaaten und weiteren Stakeholdern im November diskutiert. Die aktuelle Version für Produkte (Stand 8/2013) ist in den Empfehlungen der Kommission als Anhang 2 im Official Journal of the European Union publiziert [EU 2013].

Im Frühjahr 2012 hat die Kommission im Rahmen einer öffentlichen Kommunikation die Anwendung der Methodik in verschiedenen Instrumenten des produktbezogenen Umweltschutzes, wie dem Umweltzeichen oder bei der umweltfreundlichen öffentlichen Beschaffung, diskutiert. Zwar gibt es hierzu noch keine konkreten Vorschläge der Kommission, jedoch ist davon auszugehen, dass der Prozess seitens der Kommission weiter vorangetrieben wird.

In dem publizierten PEF-Guide werden bezüglich der Wirkungsabschätzung Vorgaben zur Auswahl von Wirkungskategorien gemacht sowie auch Charakterisierungsmodelle vorgegeben. So verständlich die Bestrebung ist, die anzuwendenden Methoden zu vereinheitlichen und mit dem Ziel der Vergleichbarkeit von Ergebnissen die methodische Rahmenvorgaben der ISO 14044 enger zu fassen, ist es erforderlich die Festlegungen zur Wirkungsabschätzung bezüglich der Tauglichkeit für Ökobilanzen in der Praxis kritisch zu hinterfragen. Das betrifft sowohl die Auswahl der Charakterisierungsmodelle im Kontext des Ziels einer Ökobilanz als auch die Stimmigkeit des Anspruchs in der Wirkungsabschätzung mit den in der Sachbilanz zu erhebenden und somit verfügbaren Daten.

5.9.2.2 Umweltrelevanz im Kontext von Ökobilanzen

Die Wirkungsabschätzung im Kontext der Ökobilanzmethodik dient dazu die Sachbilanzdaten (Inputs und Outputs) im Hinblick auf deren Bedeutung von Wirkungen in der Umwelt zu bündeln. Wie oben ausgeführt ist dabei methodenbedingt die räumliche und zeitliche Auflösung der Daten gering und aufgrund der funktionellen Einheit handelt es sich um relative Maßzahlen. Es ist also wichtig, sowohl die Genauigkeit als auch die Erheblichkeit von Daten und Berechnungen zu reflektieren.

Der Begriff „Umweltrelevanz“ wird in ISO 14044 § 4.4.5 bezüglich der Anforderungen an die Wirkungsabschätzung bei vergleichenden Aussagen, die zur Veröffentlichung vorgesehen sind folgendermaßen adressiert:

„Wirkungsindikatoren ... müssen zumindest ...

umweltrelevant sein, d. h. ausreichend eindeutige Verbindungen mit dem oder den Wirkungsendpunkt(en) aufweisen, der oder die räumliche und zeitliche Charakteristik einschließt/einschließen, aber nicht auf sie beschränkt ist/sind.“

Diese Anforderung impliziert ein hohes Maß an räumlicher und zeitlicher Auflösung der Sachbilanzdaten. Da das aber nicht immer gegeben ist wird im selben Paragraphen darauf hingewiesen, dass inhärente Einschränkungen der Wirkungsabschätzung berücksichtigt werden müssen. Als Beispiele für Einschränkungen werden angeführt:

„Werthaltungen, der Ausschluss von räumlichen und zeitlichen Informationen, Schwellenwert- und Dosiswirkungs-Informationen, der relative Ansatz und die Variation der Präzision der Wirkungskategorien.“

Diese Formulierungen lassen sich so interpretieren, dass als Ziel der Wirkungsabschätzung eine vollständige räumliche und zeitliche Auflösung der Daten angestrebt wird. Diese Entwicklung kann ein interessantes Forschungsfeld sein, ist für Ökobilanzen in der Praxis allerdings aufgrund der Einschränkungen nicht einlösbar. Dennoch wird der Begriff „Umweltrelevanz“ von JRC als Kriterium zur Begründung der Empfehlungen bestimmter Charakterisierungsmodelle verwendet [JRC 2010].

Neuere Entwicklungen in der Forschung zu Charakterisierungsmodellen scheinen sich an diesem Passus der Norm zu orientieren, häufig allerdings ohne hinreichende Diskussion des Umgangs mit Einschränkungen. Aus diesem Grund wird der Forschungsgegenstand „Umweltrelevanz von Wirkungsindikatoren“ nachfolgend kurz reflektiert.

Zur Definition des Forschungsgegenstandes ist es erforderlich den Begriff „umweltrelevant“ genauer zu fassen. Wird als „Umwelt“ alles das definiert, was nicht Technosphäre ist, lässt sich Umweltrelevanz über ökologische und toxikologische Kriterien abbilden. Die zugeordneten Fachgebiete sind also Ökologie (Ökotoxikologie greift auch auf Ökologie zurück) und Humantoxikologie, die eine Sonderstellung einnimmt. Nachfolgend wird der Forschungsgegenstand bezüglich der Relevanz unter Zugrundelegung ökologischer Kriterien als „ökologische Relevanz“ diskutiert, was etliche Wirkungskategorien wie z. B. Versauerung, Eutrophierung, Sommersmog und Landnutzung betrifft.

In der Literatur zur Methodendiskussion wird oft davon ausgegangen, dass immer dann, wenn Ausbreitungsmodelle in einer Methode eine Rolle spielen die ökologische Relevanz größer ist, als wenn das nicht der Fall ist. Bevor die Ergebniserwartung an Ausbreitungsmodelle in der Wirkungsabschätzung in Abschnitt 3.6 diskutiert wird, ist es erforderlich den Begriff „ökologischer Relevanz“ als Kriterium zur Auswahl eines Charakterisierungsmodells einer ausgewählten Wirkungskategorie zu analysieren. Dabei ist die Reflexion der Definition von „Ökologie“ als Fachwissenschaft nützlich. Diese Definition des fachwissenschaftlichen Gegenstands der Ökologie ist nicht trivial. Die Thematik wird in einen Tagungsband der Gesellschaft für Ökologie zur Systemtheorie in der Ökologie im Vorwort folgendermaßen charakterisiert [Mathes et al. 1996]:

Die Ökologie ist eine Naturwissenschaft, die sich mit einem weiten Spektrum unterschiedlicher Fragestellungen und Abstraktionsniveaus beschäftigt. Sie erforscht die Umweltbeziehungen einzelner Organismenarten und ihr Zusammenwirken zu Gesamtsystemen. Die dabei angesprochenen Themen umfassen alle Maßstabebenen, die für Lebensprozesse von Bedeutung sind, von Leistungen einzelner Mikroalgen bis hin zu globalen Prozessen der Biosphäre. Die Untersuchung von Individuen, von Populationen und von ganzen Ökosystemen ist damit Gegenstand der Ökologie; lokale und regionale Zusammenhänge über den Landschaftshaushalt bis hin zu globalen biogeochemischen Kreisläufen bildet ihr Arbeitsfeld.“

Weiterhin wird in der Publikation darauf hingewiesen, dass sich die Ökologie im Wechselspiel zwischen Theorie und Empirie als eigenständige Naturwissenschaft entwickelt hat und auf Defizite des Theoriegebäudes aufmerksam gemacht:

„Wenn es darum geht, Wirkungszusammenhänge auf unterschiedlichen Komplexitätsniveaus bzw. verschiedenen Maßstäben zu vergleichen, ist der Rekurs auf einen theoretischen Rahmen erforderlich. Dies gilt für interdisziplinäre Kommunikation ebenso wie für die Verknüpfung von Ergebnissen innerhalb einer Disziplin. Hier bestehen deutliche Defizite, die weitreichende Konsequenzen für Forschung und Praxis haben; denn die Ökologie ist bisher nicht zu einer theoretisch konsistenten Vereinheitlichung gelangt, auch wenn es immer wieder Anstrengungen gegeben hat, vereinheitlichende Prinzipien als gemeinsames Fundament und Kommunikationsgrundlage innerhalb der Disziplin herauszuarbeiten.“

Diese Ausführungen zeigen, dass es vermessen ist von „ökologischer Relevanz“ im Allgemeinen zu sprechen. Vielmehr erfordert ein Auswahlkriterium für „ökologische Relevanz“ die sorgfältige Definition des Gegenstands und der Komplexitätsebene vor dem Hintergrund der gewählten Forschungsmethode. Dabei hängen Gegenstand und Komplexitätsebene von den gewählten Schutzziele ab. Ohne diese kritische Reflexion fehlt mathematischen Modellen die Basis.

In der Ökobilanz muss also für jede Wirkungskategorie unter Reflexion der methodenbedingten Datenauflösung in der Sachbilanz sorgfältig analysiert werden, welches Charakterisierungsmodell für welche Wirkung in der Umwelt zielführend sein kann. Dabei ist im Kontext der Methodik Ökobilanz

die pragmatische Reduktion der Komplexität der ökologischen Betrachtungsweise erforderlich, allerdings ist es auch zwingend diese Reduktion der Komplexität kritisch zu reflektieren. Nur so können Überinterpretationen von Daten vermieden werden, was ein naturwissenschaftliches Grundprinzip ist. Diese Einordnung ist von den Auftragnehmern für alle diskutierten Wirkungskategorien in den Anhängen 1 - 11 vorgenommen worden.

5.9.2.3 Bedeutung von Schutzzielen für die Wahl des Charakterisierungsmodells

In der UBA-Methode [UBA 1999] wurden Schutzgüter und Schutzziele definiert. Diese dienen sowohl zur Ableitung der zu berücksichtigenden Wirkungskategorien als auch zur Definition des Abstands zum Schutzziel im Kontext der Anwendung der optionalen Bestandteile der Wirkungsabschätzung (vgl. auch Kapitel „Auswertung“).

Allein die Auswahl einer Wirkungskategorie determiniert allerdings heute nicht mehr die Wahl des Charakterisierungsmodells, es sind unterschiedliche Optionen vorhanden. Am Beispiel der Wirkungskategorie Landnutzung (vgl. Anhang 2 für ausführliche Erläuterung) soll das im Folgenden verdeutlicht werden:

Es gibt ein publiziertes Charakterisierungsmodell, das die „Bodenfruchtbarkeit“ als Schutzziel adressiert. Bodenfruchtbarkeit wird zur Reduktion der Komplexität auf den Gehalt an organischem Kohlenstoff reduziert und das Modell darauf aufgebaut. Soll beispielsweise das Schutzgut „Struktur und Funktion von Ökosystemen“ adressiert werden leitet sich daraus das Schutzziel „Erhalt von Naturräumen“ ab und die Naturraumbeanspruchung wäre in einem Charakterisierungsmodell abzubilden. Ein Zahlenwert zur Abbildung der Bodenfruchtbarkeit wäre diesbezüglich nicht sinnvoll.

Schutzziele müssen in der ersten Phase der Ökobilanz (Definition von Ziel und Untersuchungsrahmen) definiert werden und nicht allein die Wirkungskategorien sondern auch die Charakterisierungsmodelle müssen dazu stimmig gewählt und entsprechend begründet werden.

5.9.2.4 Datenverfügbarkeit in der Sachbilanz versus Datenanforderungen von Charakterisierungsmodellen

Werden auf Basis der Schutzziele Wirkungskategorien ausgewählt muss sichergestellt sein, dass die relevanten Daten aus der Sachbilanz verfügbar sind. Folgende Aspekte sind hier zu berücksichtigen:

- In der Ökobilanz werden Produktsysteme von der Rohstoffgewinnung bis zur Entsorgung analysiert. Das bedeutet, dass alle Prozesse (technische und landwirtschaftliche), die im Lebensweg des Produktes bezüglich ihres Ressourceneinsatzes (Input: Materie, Energie, Fläche) sowie ihrer Emissionen (Output: in Luft, in Wasser sowie Abfälle (manchmal als Emissionen in den Boden bezeichnet)) qualitativ und quantitativ erfasst werden müssen. Es müssen also sehr viele Standorte in der Liefer- und Entsorgungskette in die Analyse einbezogen werden. Das ist methodisch kein grundsätzliches Problem, allerdings ist der Aufwand in einer spezifischen Ökobilanz nicht vertretbar. Daher werden heute in Datenbanken für viele Prozesse Datensätze mit gelisteten Input- und Outputdaten bereitgestellt. Diese gelisteten Daten umfassen i. d. R. die aus der Emissionserhebung bzw. –berichterstattung von Unternehmen verfügbaren Daten und berücksichtigen nicht die Erfordernisse definierter Charakterisierungsmodelle. Diese Unternehmensdaten werden zwar häufig durch die Ersteller von Datenbanken ergänzt. Die ergänzten Daten kommen dann aber zumeist aus den generischen Prozessen der Energiebereitstellung und sind von geringerer Qualität. Infolge von Datenaggregation ist die Zuordnung der Emissionsdaten zur ursprünglichen Datenquelle nicht mehr einfach möglich.
- Für viele Prozesse im Lebensweg eines Produktes ist es nicht sinnvoll spezifische Daten von spezifischen Standorten zu verwenden, z. B. für den Einsatz elektrischer Energie. Hier gibt es in Datenbanken z. B. Datensätze zum Strommix Deutschland oder Europa. Diese Datensätze

sind gewichtete Datensätze der Technologien in einem geographischen Raum. Die Gewichtung erfolgt entsprechend des Anteils der Technologie am jeweiligen Strommix. Der Raumbezug von Ressourcenbeanspruchung und Emissionen in diesen Datensätzen ist nicht gegeben.

- Die Inputs und Outputs der Datensätze aller berücksichtigten Prozessmodule werden zum Sachbilanzergebnis addiert, was bedeutet, dass der Raumbezug der Summendaten nicht mehr gegeben ist. Das Sachbilanzergebnis repräsentiert daher nicht die Ressourcenbeanspruchung und Emissionen an einem definierten Ort sondern die Summe der Parameter über alle Prozesse des Lebensweges des Produktes. Aus diesem Grund liegen weder Immissionsdaten für definierte Standorte vor noch sind Immissionen mittels Ausbreitungsrechnungen ableitbar. Der geringe Raumbezug ist ein Grund warum ISO 14040 und 14044 von potenziellen Umweltwirkungen sprechen. Ein Risk Assessment oder eine Umweltverträglichkeitsprüfung ist mit diesem Datentyp nicht möglich.
- Die Datenerhebung für spezifische Prozesse erfolgt i. d. R. über ein Jahr. Das bedeutet, dass bezogen auf das Produkt für die analysierten Prozesse Jahresmittelwerte vorliegen. So kann näherungsweise davon ausgegangen werden, dass die Daten die mittleren Produktionsbedingungen widerspiegeln. Die Daten haben also einen geringen Zeitbezug. Der geringe Zeitbezug ist ein weiterer Grund warum [ISO 14040] und [ISO 14044] von potenziellen Umweltwirkungen sprechen.
- Die Ergebnisse der Sachbilanz sind immer bezogen auf die funktionelle Einheit, die beliebig gewählt werden kann. Die Absoluthöhe der Daten spiegelt demzufolge keine quantitative Ressourcenbeanspruchung oder Emission wider sondern es handelt sich um relative Maßzahlen. Diese sind die Basis für die Quantifizierung der Wirkungsindikatoren, die damit auch relative Maßzahlen sind. Das ist der dritte Grund warum [ISO 14040] und [ISO 14044] von potenziellen Umweltwirkungen sprechen.
- Wird eine Wirkungskategorie ausgewählt, muss sichergestellt sein, dass die für diese Kategorie relevanten Daten in allen Prozessmodulen erhoben wurden. Für einzelne Prozesse können im Rahmen einer spezifischen Ökobilanz durchaus spezifische Daten mit Blick auf die ausgewählten Wirkungskategorien erhoben werden, auch wenn der Aufwand für die beteiligten Unternehmen recht erheblich sein kann. Für Prozessmodule aus Datenbanken, die in jeder Ökobilanz notwendig sind, kann keine Neuerhebung stattfinden. Es ist allerdings sehr genau zu analysieren, ob die verwendeten Datensätze den Anforderungen der ausgewählten Charakterisierungsmodelle genügen.
- Die Behandlung einer Wirkungskategorie führt also nicht zwangsläufig auch zu tragfähigen Ergebnissen. Die Auswertung dient dazu abzuleiten, welche Schlussfolgerungen und Empfehlungen auf Basis der verwertbaren Daten (numerischen und qualitativen Charakters) zu belastbaren Empfehlungen taugen (vgl. Kapitel „Auswertung“). Diese methodenimmanenten Aspekte sind in den Empfehlungen zu zukünftig anzuwendenden Wirkungskategorien in den Anhängen 1 – 11 adressiert und in den Mindestanforderungen berücksichtigt.

5.9.2.5 Indikatoren in Forschung und Praxis

Seit der Entwicklung der UBA Methode zur Normierung und Ordnung von Wirkungskategorien sowie zur Auswertung [UBA 1999] und der grundlegenden UBA-Ökobilanz zu Getränkeverpackungen, in der diese Methode umgesetzt wurde [UBA 2000], hat sich die Forschungsaktivität auf dem Gebiet der Wirkungsabschätzung sehr dynamisch entwickelt. Das liegt u. a. daran, dass das Fachgebiet „Ökobilanz“ heute an vielen Universitäten und Hochschulen etabliert und somit im akademischen Forschungsbetrieb verankert ist.

Aufgabe und Arbeitsweise der akademischen Forschung ist es, grundsätzlich neue Lösungsansätze zu entwickeln, zu erproben, auf Belastbarkeit zu prüfen und weiterzuentwickeln. Die Anwendbarkeit in der Praxis ist der nächste Schritt. Zur Weiterentwicklung eines Fachgegenstandes muss die akademische Forschung also mehr Fragen aufwerfen und Lösungsoptionen anbieten als in der Entwicklung von Praxisprojekten umsetzbar ist. Forschung und Entwicklung sind iterativ miteinander verbunden aber nicht deckungsgleich in Arbeitsweise und Zielen. Praxisprojekte orientieren sich an aktuellen Ergebnissen aus der Forschung, müssen allerdings auf bereits bewährte Lösungen (gute Praxis) zurückgreifen und die Erprobung und ggf. das Verwerfen von Lösungsansätzen der Forschung überlassen.

Ökobilanzen zu Getränkeverpackungen, die beim Umweltbundesamt im Kontext der Verpackungsverordnung eingereicht werden, sind Praxisprojekte. Insofern muss sich auch die Wirkungsabschätzung an bereits bewährten Lösungsansätzen im Sinne von „guter Praxis“ orientieren. In diesem Projekt war es daher sinnvoll, den Blick auf wichtige aktuelle Forschungsansätze zu Charakterisierungsmodellen und daraus abgeleiteten Wirkungsindikatoren zu öffnen und deren derzeitige Tragfähigkeit in der Praxisanwendung der Ökobilanz für Getränkeverpackungen im Kontext Verpackungsverordnung zu analysieren.

Das Spannungsfeld zwischen Ökobilanz-Theorie und –Praxis wurde von einer Gruppe namhafter Ökobilanzfachleute aus Forschung und Praxis in einem Editorial des Int. J. Life Cycle Assess. aufgegriffen [Baitz et al. 2012]. Die Autoren stellen heraus, dass die Anwendung der Ökobilanz in der Praxis die folgenden drei Basiskriterien erfüllen muss. Die Ökobilanzanwendung muss

- zuverlässig sein, um die Glaubwürdigkeit von Informationen und Ergebnissen zu gewährleisten,
- zu den bestehenden Informationsroutinen und -praktiken in der Industrie passen, um die Anwendbarkeit zu gewährleisten und
- quantitative und relevante Informationen für Entscheidungsträger bereitstellen.

Zur Wirkungsabschätzung stellen die Autoren heraus, dass neue Methoden, wie ein neues Charakterisierungsmodell, aber auch eine neue Methodologie als Zusammenstellung mehrerer Methoden nicht automatisch einen Fortschritt in der Ökobilanz darstellt. Neue Ansätze in der Wirkungsabschätzung erfordern eine ausreichende Testphase unter Nachweis des praktischen Nutzens und die Komplexität muss in der Praxis handhabbar sein. Da neue Ansätze in der Wirkungsabschätzung auf Basis derselben Sachbilanzergebnisse zu veränderten Ökobilanzergebnissen führen können, müssen diese Resultate sorgfältig analysiert werden. Die Autoren betonen, dass diese Hinweise keineswegs als Hindernis zur Entwicklung neuer Wirkungsabschätzungsmethoden in der Forschung verstanden werden sollen. Vielmehr sollen sie sicherstellen, dass für Entscheidungsträger Ökobilanzen bereitgestellt werden, die unter Verwendung etablierter und getesteter Methoden und Methodologien erarbeitet wurden.

Ergänzend stellen die Autoren heraus, dass die Wirkungsabschätzung sowohl im Kontext von Ziel und Untersuchungsrahmen verortet sein muss als auch aus der Sachbilanz bedienbar. So erfordert beispielsweise die Regionalisierung in der Wirkungsabschätzung räumlich stark aufgelöste Sachbilanzdaten, was heute i. d. R. nicht über den gesamten Lebenszyklus eines Produktes realisierbar ist. Nur eine sehr sorgfältige Datenanalyse kann Fehlinterpretationen verhindern.

Die Einschätzungen von [Baitz et al. 2012] werden von den Auftragnehmern geteilt. Die Ableitung der Mindestanforderungen für alle adressierten Wirkungskategorien (Anhänge 1-11) reflektiert die Anwendbarkeit von Charakterisierungsmodellen in Praxisökobilanzen. Dabei wird auch der Tatsache

Rechnung getragen, dass Datenanforderungen aus Charakterisierungsmodellen einen Anreiz schaffen, ergänzende Daten bereit zu stellen.

5.9.2.6 Fate-Modelle

Methodenbedingt können als Ergebnis einer Ökobilanz keine belastbaren Immissionsdaten an definierten Standorten abgebildet werden. Das hat folgende Gründe:

- Geringe zeitliche und räumliche Auflösung der Sachbilanzdaten (Input und Output)
- Im Output werden Emissionen ohne Informationen zum zeitlichen Verlauf oder resultierenden Konzentrationen quantifiziert.
- Die Daten sind über den gesamten Lebenszyklus aggregiert, ggf. in der Sektoranalyse gegliedert in Lebenswegabschnitte.
- Die aggregierten Daten sind auf die funktionelle Einheit bezogen.
- Es werden daher in der Wirkungsabschätzung nicht „Wirkungen“ adressiert sondern „Wirkungspotenziale“.

Der Wunsch Wirkungspotenziale der quantifizierten Emissionen im Output näher an der Realität zu orientieren hat in den letzten Jahren zu erheblichen Forschungsaktivitäten geführt. Die dabei verwendeten Ansätze werden oft als „Fate Modelle“ bezeichnet. Diese Modelle sollen das Schicksal (fate) der emittierten Stoffe von der Emissionsquelle bis zum Immissionsort, also dem Wirkort, simulieren. Dabei spielen die folgenden beiden Entwicklungslinien eine Rolle:

1. Chemische Verbindungen haben in der Umwelt aufgrund ihrer **inhärenten Stoffeigenschaften** ein unterschiedliches Schicksal (Fate): Sie unterscheiden sich in ihrer Stabilität (Persistenz), im Verteilungsverhalten (Mobilität) und bezüglich ihrer Anreicherungscharakteristik in Biota und Abiota (Akkumulation). Ein instabiler Stoff mit geringer Mobilität, der sich nicht in der Umwelt anreichert, hat ein geringeres Wirkungspotenzial als ein sehr stabiler Stoff mit großer Mobilität und erheblicher Anreicherung in der Umwelt. Es ist nicht das Ziel, belastbare Immissionsdaten bzw. für Risikoabschätzungen verwertbare Expositionsdaten abzuleiten, sondern Stoffe aufgrund ihrer inhärenten Eigenschaften bezüglich ihres Wirkungspotenzials feiner zu differenzieren. Diese Überlegungen sind in die Modellierung der Charakterisierungsfaktoren bei USEtox eingeflossen (vgl. Anhang 9).
2. Das Wirkungspotenzial von Stoffen kann je **nach regionalen Gegebenheiten** stärker oder weniger stark zur Ausprägung kommen. Hier werden in der Forschung folgende Entwicklungslinien verfolgt:
 - Es werden Ausbreitungsmodelle benötigt (Transportmodelle, teils auch Expositionsmodelle genannt) mit denen die Verteilung von Stoffen unter Berücksichtigung ihrer stoffimmanenten Eigenschaften in unterschiedliche Regionen modelliert wird. Voraussetzung dafür ist die Kenntnis der Emissionsregion, die aufgrund der geringen räumlichen Auflösung der Sachbilanzdaten i. d. R. nicht gegeben ist.
 - Treffen Stoffe auf Gebiete, die durch den Menschen nur schwach besiedelt sind, wird bezüglich der humantoxikologisch relevanten Wirkungskategorien davon ausgegangen, dass sich das Wirkungspotenzial schwächer ausprägt als in stark besiedelten Gebieten. Der Einbezug der Bevölkerungsdichte am Immissionsort ist z. B. zentraler Bestandteil einiger Charakterisierungsmodelle der Wirkungskategorie Feinstaub (vgl. Anhang 10).
 - Sind die regionalen Gegebenheiten geeignet das betrachtete stoffimmanente Wirkungspotenzial von Emissionen durch umweltchemische Reaktionen zu reduzieren,

wird sich dieses schwächer ausprägen (Sensitivität einer Region). Das spielt z. B. beim Versauerungspotenzial eine Rolle (vgl. Anhang 8).

- Je nach regionaler Pufferfähigkeit und Regenerationsfähigkeit kann sich das Wirkungspotenzial von Emissionen unterschiedlich auswirken. Voraussetzung ist die Definition einer Belastungsgrenze (Kritische Belastungsgrenze) von Regionen bezüglich des in der betrachteten Wirkungskategorie erfassten Wirkungspotenzials. Diese Belastungsgrenze hängt einerseits von den umweltchemischen Reaktionsmöglichkeiten in der Region ab, andererseits spielen normative Festlegungen eine Rolle. Das spielt z. B. beim Eutrophierungspotenzial eine Rolle (vgl. Anhang 7).

Beide Entwicklungslinien („inhärente Stoffeigenschaften“ und „Einbeziehung regionaler Gegebenheiten“) werden in den entwickelten Charakterisierungsmodellen in unterschiedlicher Weise miteinander kombiniert. Diese Aspekte sind in den Anhängen 1 - 11 zu den diskutierten Wirkungskategorien analysiert worden. Nachfolgend sind einige grundsätzliche Überlegungen zur Bedeutung der Fate Modelle in attributiven Ökobilanzen in der Praxis zusammengestellt:

- Weder Modelle die stoffimmanente Eigenschaften integrieren noch solche, die Ausbreitungsmodelle auf Basis regionaler Gegebenheiten verwenden noch Kombinationen aus beiden führen aufgrund der methodenbedingten Einschränkungen in der Sachbilanz zu belastbaren Immissions- bzw. Expositionsdaten, die zu Risikoabschätzungen taugen würden. Es führt zu einer Scheingenauigkeit, wenn auf Basis von Emissionen unscharfer geographischer Lage mittels mathematischer Modelle Immissionen definierter geographischer Lage berechnet werden. Gelegentlich wird das Argument verwendet, dass sich die Datenlage in der Sachbilanz entwickeln wird, wenn aus der Wirkungsabschätzung Anforderungen gestellt werden. Hier muss sorgfältig abgewogen werden, welches Ziel die Methodenentwicklung in der Ökobilanz verfolgt. In der Modellierung von Produktsystemen mit umfangreicher geographischer, technischer und zum Teil auch zeitlicher Systemgrenze sind methodenbedingt pragmatische Vereinfachungen erforderlich (z. B. Abschneideregeln) um die Systeme handhabbar zu halten. Soll die Ökobilanz ein Produkt-Risk-Assessment mit geographischer Systemgrenze „Welt“ werden? Sollen nur noch konsequenzielle Ökobilanzen unter ausschließlicher Verwendung belastbarer Primärdaten durchgeführt werden? Es sind Abwägungen zu treffen zwischen Vollständigkeit und Machbarkeit vor dem Hintergrund des Ziels einer Studie.
- Die Herleitung etlicher Charakterisierungsfaktoren für Emissionen in die Luft unter Nutzung von Ausbreitungsmodellen beruht auf der durchschnittlichen europäischen Emissions- und Immissionssituation: Über Ausbreitungsrechnungen werden für definierte geographische Bereiche (Rasterzellen) Vorbelastungsdaten und naturwissenschaftlich begründete Belastungsgrenzen (kritische Belastungsgrenzen – Critical Loads) berechnet. Die Ermittlung der naturwissenschaftlichen Basis der kritischen Belastungsgrenzen ist wie auch die Ableitung von Grenz- und Richtwerten Gegenstand der regulativen Toxikologie [Reichl und Schwenk 2004]. In die Festlegung der Werte fließen i. d. R. politische Kriterien mit ein. Auf dieser Basis werden dann die Charakterisierungsfaktoren entkoppelt von einer speziellen Ökobilanz unter den zugrunde gelegten Modellannahmen für jede Rasterzelle berechnet.
- Das Sachbilanzergebnis einer Ökobilanz ist aufgrund der Komplexität der Lieferketten und Repräsentativität der Prozessmodule (häufig Durchschnittsdaten) i. d. R. nicht regional aufgelöst (oder nur grob, z. B. Emission findet in USA, EU, etc. statt). Diese Sachbilanzdaten werden dann jedoch mit den aus regionalen Ausbreitungs- und Belastungsmodellen (unter europäischen Modellannahmen) abgeleiteten Charakterisierungsfaktoren multipliziert.

- Die Ergebnisse sind nicht gleichzusetzen mit einer Regionalisierung der potentiellen Umweltwirkungen des untersuchten Produktsystems, da nur die Charakterisierungsfaktoren, nicht aber die Emissionen einen regionalen Bezug haben.
 - Allein die Regionalisierung von Charakterisierungsfaktoren führt nicht zu relevanten Informationen in Bezug auf das untersuchte Produktsystem, sondern zu einer Scheingenauigkeit, die in den Naturwissenschaften vermieden werden soll.
 - Die kritische Reflexion der verfügbaren Sachbilanzdaten muss der Anwendung von Regionalisierungsmodellen vorausgehen und die Stimmigkeit von Sachbilanz und Wirkungsabschätzung zur Vermeidung von Über- bzw. Fehlinterpretationen der Daten in der Auswertung aufgegriffen werden.
- Soll sowohl das Verursacherprinzip als auch das Vorsorgeprinzip gelten, muss die Einbeziehung von Vorbelastungsdaten oder Populationsdichten zur Quantifizierung des Wirkungspotenzials kritisch reflektiert werden. In UBA 1999 (S. A 1-6) wird diesbezüglich klargestellt: „...Dabei soll der Schutzgedanke für alle Menschen auf der Erde, unabhängig von Wohnort, Nationalität, Rasse oder Klasse gelten.“

Zur Verwendung von Fate Modellen in attributiven Ökobilanzen in der Praxis ziehen die Auftragnehmer folgende Schlussfolgerungen:

- Die Nutzung inhärenter Stoffeigenschaften zur Abschätzung der Verteilung in der Umwelt (Schicksal – fate) ist sinnvoll. Im USEtox Modell beispielsweise werden so Stoffe bezüglich ihrer Relevanz ein Wirkungspotenzial auszubilden feiner geordnet.
- Die Ableitung von Charakterisierungsfaktoren auf Basis von Transport- und regionaler Sensitivitätsmodellierung ist interessant. Die Anwendung dieser Faktoren führt aber nicht zu relevanten Informationen zum Wirkungspotenzial spezieller untersuchter Produktsysteme, in denen Durchschnittsdaten vor- oder nachgelagerter Prozesse erforderlich sind. Das wäre allenfalls bei sehr geringer Fertigungstiefe in Europa der Fall, z. B.: Bioanbau von Kartoffeln mit eigenem Saatgut, eigenem Kompost, ausschließlich Handarbeit, Lagerung in gegrabenem Keller und Verkauf lose ab Hof. In diesem Fall spielen weder Energieeinsatz noch Verpackungen eine Rolle und somit kann auf vor- und nachgelagerte Prozessmodule verzichtet werden.

5.9.2.7 Attributive und konsequenzielle Ökobilanzen

In der Methodendiskussion zur Ökobilanz spielt seit einigen Jahren die Unterscheidung zwischen attributiven und konsequenziellen Ökobilanzen eine Rolle [Finnveden et al. 2009]. Diese Diskussion ist wichtig, da die Zuordnung einer Studie Auswirkungen auf methodische Randbedingungen hat wie z. B. die Systemgrenze, die Allokationsregeln (vgl. Kapitel „Allokation“) und auch auf die Anforderungen an Charakterisierungsmodelle in der Wirkungsabschätzung.

Ziel der **attributiven** Ökobilanz ist die Beschreibung der umweltrelevanten physikalischen Flüsse (Inputs und Outputs) und den damit verbundenen potenziellen Umweltwirkungen eines Produktsystems.

[Sonnemann und Vigon 2011], definieren die attributive Modellierung folgendermaßen:

“System modelling approach in which inputs and outputs are attributed to the functional unit of a product system by linking and/or partitioning the unit processes of the system according to a normative rule.”

Damit ist die klassische Ökobilanz beschrieben, in der das Produktsystem in Prozessmodule gegliedert wird und die Umweltlasten des Produktsystems in Bezug auf die funktionelle Einheit quantifiziert werden. Datengrundlage in der attributiven Ökobilanz sind durchschnittliche Daten (gemittelt

über unterschiedliche Standorte, Technologien oder die Zeit (Jahresmittelwerte), die die durchschnittlichen Umweltlasten – tatsächliche physikalische Flüsse - der funktionellen Einheit repräsentieren. Über die Variation einzelner Randbedingungen innerhalb des untersuchten Produktsystems können Szenarien behandelt werden und mittels Sensitivitätsanalysen die Belastbarkeit der Daten und der Modellierung überprüft werden.

In Szenarien werden Varianten der Produktsysteme definiert, die diejenige Funktion erfüllen, die für die funktionelle Einheit zugrunde gelegt ist. So können zur Bereitstellung von 1000 L Getränk unterschiedliche Packmittelsysteme definiert werden (Variation des Packmittels, Materials, Einweg-/Mehrweg, Gebindegröße, Sekundär-/Tertiärverpackungen, Entsorgungswege).

In einer **Sensitivitätsanalyse** kann untersucht werden, wie sensibel die Ergebnisse eines Szenarios auf Variationen einzelner Parameter **innerhalb des untersuchten Produktsystems** reagieren. Die Variationen können sich auf Eingangsdaten beziehen (z. B.: Verdopplung der Transportentfernung oder Verwendung eines geänderten Hintergrunddatensatzes) oder auf Variationen der Modellierungsregeln (z. B.: Änderung der Allokationsregel oder des Charakterisierungsmodells einer Wirkungskategorie).

Die Ökobilanzen für Getränkeverpackungen, die im Kontext der Verpackungsverordnung beim Umweltbundesamt eingereicht werden sollen, sind auf Basis der Zielsetzung attributive Ökobilanzen.

Die **konsequenzielle** Ökobilanz hat ein anderes Ziel. Hier wird untersucht, wie sich die umweltrelevanten Flüsse von Produktsystemen als Konsequenz möglicher Entscheidungen zur Veränderungen von Rahmenbedingungen ändern. In dieser Betrachtungsweise werden Rahmenbedingungen **außerhalb des untersuchten Produktsystems** als Variable behandelt. Es wird untersucht welche Rückwirkungen Entscheidungen zur Veränderung der Rahmenbedingungen auf das untersuchte Produktsystem haben können.

Die konsequenzielle Modellierung wird von Sonnemann and Vigon folgendermaßen definiert:

“System modelling approach in which activities in a product system are linked so that activities are included in the product system to the extent that they are expected to change as a consequence of a change in demand for the functional unit.”

Eine zentrale Rahmenbedingung zur konsequenziellen Modellierung ist eine Nachfrageänderung des untersuchten Produktes. Diese Nachfrageänderung kann hervorgerufen werden aufgrund ökonomischer, politischer, sozialer und auch technischer Entwicklungen, denen immer Entscheidungen voran gehen. Ziel ist die Untersuchung von Ursache-Wirkungs-Beziehungen und Rückkopplungseffekten bei Nachfrageänderung und der damit verbundenen Änderungen im Angebot: Das Produkt wird z. B. aufgrund verstärkter Nachfrage vermehrt produziert. Beispielhafte Fragestellungen sind:

- Wenn durch Effizienzsteigerung der Material- und Energieeinsatz im Lebenszyklus eines Produktes reduziert werden, kann im ersten Schritt die Nachfrage steigen (ein anderes Produkt wird vom Markt gedrängt) und im zweiten Schritt das Angebot erhöht werden. Durch die Mehrproduktion des untersuchten Produktes kommt es z. B. bezogen auf die Jahresproduktion zu erhöhtem Material- und Energieeinsatz.
- Ökonomische oder politische Rahmenbedingungen können den Zeithorizont von Investitionen im Kraftwerkspark zur Stromerzeugung beeinflussen, was Auswirkungen auf die zu erwartenden Umweltlasten einer kWh Strom hat.
- Wenn Agrarpflanzen Rohstoffe für die Chemikalienproduktion liefern sollen muss ggf. der extrahierte Stoff in einem lebensmitteltechnologischen Prozess ersetzt werden. Das führt zu Nachfrageänderungen der Ersatzstoffe, die dann vermehrt bereitgestellt werden müssen.

Das untersuchte System kann sich nicht allein auf ein einziges Produktsystem beschränken, sondern muss den Gesamtkontext abbilden.

Im Kontext der Verpackungsverordnung könnte Folgendes eine mögliche konsequenzielle Fragestellung sein: Wie verändert sich die Nachfrage aufgrund von Entscheidungen zur Befandung bestimmter Verpackungen, welche Konsequenz in welchem Zeithorizont hat das auf die Nachfrage und das Angebot, und somit auf den Markt, der Getränkeverpackungen in Deutschland und wie würde sich die Summe der Umweltlasten der involvierten Produktsysteme ändern. Hier wäre eine Systemerweiterung mindestens auf alle involvierten Produktsysteme erforderlich. Das ist nicht das in der Zielsetzung der Ökobilanzen für Getränkeverpackungen intendierte Ziel sondern wäre ein umfangreiches interdisziplinäres Forschungsprojekt.

Es wird in der Literatur darauf hingewiesen, dass bei konsequenziellen Ökobilanzen „marginale Daten (marginal data)“ verwendet werden im Gegensatz zu „Durchschnittsdaten (average data)“ bei attributiven Ökobilanzen [Ekvall und Weidema 2004], [Finnveden et al. 2009]. Der Begriff „marginale Daten“ bezieht sich in diesem Kontext darauf, dass untersucht wird, wie sich geringfügige Änderungen der Annahmen zu Rahmenbedingungen, die als Konsequenz eine Nachfrageänderung zur Folge haben, auf die Ergebnisse des untersuchten Systems auswirken. Geringfügige Änderungen der Ergebnisse sind im Gesamtkontext derartiger Untersuchungen als Trendaussagen durchaus interpretierbar. In attributiven Ökobilanzen, deren Fokus auf der Beschreibung definierter Produktsysteme liegt, wird i. d. R. mit Durchschnittsdaten gearbeitet. Hier sind geringfügige Unterschiede der Ergebnisse untersuchter Systeme i. d. R. nicht interpretierbar, es wird eine Signifikanzschwelle definiert.

Die Fragestellungen der konsequenziellen Ökobilanz haben eine Nähe zu den Fragestellungen der Technikfolgenabschätzung, wobei allerdings der Produktbezug und nicht der Technologiebezug im Vordergrund steht.

In Bezug auf die Wirkungsabschätzung hat die Zielsetzung der Studie – attributiv oder konsequenziell – folgende Auswirkungen:

- Die Systemgrenze unterscheidet sich. In der konsequenziellen Ökobilanz liegen alle Aktivitäten, die zu den umweltbezogenen Konsequenzen beitragen, innerhalb der Systemgrenze, unabhängig davon ob diese innerhalb oder außerhalb der Systemgrenze des untersuchten Produktsystems von der Wiege bis zur Bahre liegen.
- Aufgrund der Fragestellung – prognostizierte Änderungen der Umweltlasten aufgrund veränderter Rahmenbedingungen – sind andere Anforderungen an Charakterisierungsmodelle möglich. Am Beispiel des Indikators „Bodenfruchtbarkeit“ als mögliche Wirkung in der Wirkungskategorie „Landnutzung“ soll das erläutert werden (vgl. Anhang 2): Wird in einer attributiven Ökobilanz die Veränderung des TOC (total organic carbon) aufgrund der Nutzung einer Fläche beispielsweise zum Anbau eines nachwachsenden Rohstoffs als Indikator verwendet, muss das Charakterisierungsmodell einen Bezugswert ausweisen, da der Absolutgehalt an TOC keine sinnvolle Aussage ermöglicht. Eine Möglichkeit ist die Abschätzung des TOC auf der Fläche die sich ergeben würde, wenn entsprechend der klimatischen und geologischen Bedingungen vom Menschen unbeeinflusste Vegetation auf dieser Fläche wachsen würde. In einer konsequenziellen Ökobilanz ist dieser Bezugswert nicht erforderlich, da das System unter Berücksichtigung der veränderten Rahmenbedingungen auf Sachbilanzebene ein zweites Mal modelliert wird und somit eine Differenz im TOC erhalten werden kann.

Die Charakterisierungsmodelle für attributive Ökobilanzen müssen also berücksichtigen, dass sie ohne Modellierung zukünftiger Situationen anwendbar sind. Dieser Aspekt ist in den Anhängen 1 - 11 zu den diskutierten Wirkungskategorien berücksichtigt.

5.9.2.8 Abgrenzung LCA, SLCA, LCC

Zur produktbezogenen Integration der sozialen und ökonomischen Dimension der Nachhaltigkeit in der lebenszyklusbasierten Nachhaltigkeitsanalyse sind ergänzend zur Ökobilanz (LCA) Methoden zur

Lebenszykluskostenrechnung (LCC - Life Cycle Costing) [SETAC 2011] und zur produktbezogene Sozialbilanz (SLCA - social (oder societal) LCA) in der Entwicklung.¹⁴⁰

Die bewusste Beschränkung auf die umweltbezogenen Aspekte in der Ökobilanz (LCA) ist bezüglich der Indikatorenwahl zum Schutzgut „natürliche Ressourcen“ relevant. Bezüglich der Knappheit mineralischer Ressourcen wird i. d. R. kein Begründungszusammenhang zu Umweltwirkungen hergestellt sondern zu Generationengerechtigkeit und ökonomischen Kriterien. Das wären Themen der SLCA oder der LCC Analyse. Dieser Aspekt wird in Anhang 1 (Ressourcenbeanspruchung) im Kontext der Ableitung eines geeigneten Wirkungsindikators und der damit verbundenen Auswahl eines Charakterisierungsmodells reflektiert.

5.9.2.9 Abgrenzung zur Risikoabschätzung

Die Charakterisierung von Stoffen in Bezug auf ihre toxische Wirkung auf definierte Organismen oder Ökosysteme unter Berücksichtigung differenzierter Daten zu Exposition und Wirkung ist Gegenstand der toxikologischen Risikoanalyse [Risikokommission 2003]. Da differenzierte Daten zur Exposition in einer Ökobilanz nicht ermittelt werden ist der Anspruch in der Wirkungsabschätzung über einen Indikator toxikologische Risiken abzubilden nicht einlösbar¹⁴¹ (vgl. Anhang 9).

[Finnveden et al. 2009] führen dazu aus:

The impacts, which can be calculated under such boundary conditions, thus represent the sum of impacts from emissions released years ago, from emissions released today and from emissions released some time in the future. Further, these impacts hit different ecosystems in different parts of the world. In the real world, environmental effects arise at a specific point in time and space and are often a function of the background pollution level. In LCA we have no knowledge about the simultaneous emissions from other processes outside the product system, which expose the same ecosystem/human cohorts, and no information about the background concentration of other substances in the system; LCA is thus no substitute for (Environmental) Risk Assessment. Instead, the results from the LCIA reflect the potential contributions to actual impacts or risks pending on the relevance and validity of the reference conditions assumed in the underlying models (Olsen et al., 2001; Hauschild, 2005; Tiruta-Barna et al., 2007).

5.9.2.10 Abgrenzung zum Vorgehen im Rahmen der Politik zu Luftreinhaltung, Gewässer- und Bodenschutz

Im regulativen Bereich der Luftreinhaltung sowie des Gewässer- und Bodenschutzes wird ein Raum- und Zeitbezug von Emissionen, Immissionen und Wirkungen vorausgesetzt, der von der Ökobilanz nicht intendiert ist. Die regulative Toxikologie leitet auf Basis von Risikoanalysen Werte für Emissionen, Immissionen, Konzentrationen oder Expositionen ab, die im politischen Prozess regulativen Charakter bekommen (z. B. als Grenz- oder Richtwerte oder als Empfehlungswerte bezüglich des Er-

¹⁴⁰ Zum Thema "Life Cycle Sustainability Assessment: From LCA to LCSA" erschien 2013 eine Themenausgabe des International Journal of Life Cycle Assessment (Volume 18, Number 9, November 2013).

¹⁴¹ In Forschungsprojekten kann der Aufwand die Methodik „Ökobilanz“ zu einzelnen Fragen durch die Methodik der „toxikologische Risikoanalyse“ zu ergänzen sehr nützlich sein.

greifens von Maßnahmen). Bezüglich technischer Prozesse werden sowohl der Regelbetrieb als auch Störfälle adressiert.

Neben der Tatsache, dass der Raum-/Zeitbezug der Sachbilanzergebnisse nicht kompatibel ist mit den Anforderungen an Daten im regulativen Bereich ist von Bedeutung, dass Emissionen durch Unfälle in den Sachbilanzdaten nicht berücksichtigt werden. Das führt beispielsweise dazu, dass die Ergebnisse in der Wirkungskategorie „Ionisierende Strahlung“ nur bedingt aussagekräftig sind (vgl. Anhang 11). Dies könnte in Zukunft auch andere Wirkungskategorien betreffen, da die Relevanz der Umweltgefährdung durch schwer zu kontrollierende Technologien insbesondere zur Rohstoffgewinnung zunimmt (z. B. Fracking, Tiefseebohrungen).

5.9.3 Empfehlungen zur Behandlung der Wirkungsabschätzung

5.9.3.1 Verbindliche Bestandteile - Wirkungskategorien, Charakterisierungsmodelle und Indikatoren

Bisher in UBA verwendete Indikatoren

Abbildung 59 sind die in [UBA 1999, UBA 2000] und relevanten Folgestudien bisher berücksichtigten Wirkungskategorien und Sachbilanzparameter zu entnehmen.

Nähere Erläuterungen und Anmerkungen zur Abbildung finden sich auch in Tab. 19 in Kapitel 4.3.3.3.

Abbildung 59: Übersicht Wirkungsabschätzung

| | UBA 1995a (UBA I) | IFEU 1999 (PETCYCLE) | IFEU 2000 (Deutsche StB) | UBA 2000a (UBA II Phase 1) | UBA 2002 (UBA II Phase 2) | IFEU 2003 (PETCYCLE) | IFEU 2004a (FKV) | IFEU 2004b (PETCORE) | IFEU 2005a (FKV) | IFEU 2008 (GDB) | IFEU 2010a (IK PET) | IFEU 2010b (PETCYCLE) | IFEU 2010c (BCME) |
|---|-------------------|----------------------|--------------------------|----------------------------|---------------------------|----------------------|------------------|----------------------|------------------|-----------------|---------------------|-----------------------|-------------------|
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | 13 |
| berücksichtigte Wirkungskategorie | | | | | | | | | | | | | |
| POCP (kg Ethen Äq) | | | | | | 1 | | | | | | | |
| NCPOCP (kg NOx-korrigierte Ethen Äq) | | | | | | | | | | | | | |
| Eutrophierung un spez. (kg PO ₄ ³⁻ Äq) | | | 10 | | | | | | | | | | |
| Terrestrische Eutrophierung (kg PO ₄ ³⁻ Äq) | | | | | | | | | | | | | |
| Aquatische Eutrophierung (kg PO ₄ ³⁻ Äq) | | | | | | | | | | | | | |
| Versauerung (kg SO ₂ Äq) | | | | | | | | | | | | | |
| Treibhauseff./Klimaw. - GWP100(kg CO ₂ Äq) | | | | | | | | | | | | | |
| Energieressourcen (ROÄq) | 6 | 5 | 5 | 2 | 3 | 4 | 2 | 2 | 2 | 6a | 6a | 6a | 6a |
| Naturraumbeanspruchung (Forst/m2*a) | | | | | | | | | | 7b | 7b | 7b | 7b |
| Naturraumbeanspr. (Deponie/m2 bzw. cm2*a) | 7a | | | | | | | | | | | | |
| Naturraumbeanspr.(versiegelte Fläche/cm2*a) | | | | | | | | | | 7c | 7c | 7c | 7c |
| Humantox (Krebsrisikopotenzial/kg As-Äq) | | | | | | | | | | | | | |
| Humantox (Feinstaub/kg PM10 Äq) | | | | | | | | | | | | | |
| ausgewertete Sachbilanzindikatoren | | | | | | | | | | | | | |
| Humantox (Stoffe als Sachbilanzergebnis) | | | | | | | | | | | | | |
| Ökotox (Stoffe als Sachbilanzergebnis) | | | | | | | | | | | | | |
| Lärm LKW-Fahrleistung (Fahrzeug-km) | | | | | | | | | | | | | |
| Lärm LKW Transportleistung (tkm) | | | | | | | | | | | | | |
| KEAgesamt (MJ bzw. GJ) | | | | | | | | | | | | | |
| KEAfossil (MJ bzw. GJ) | | | | | | | | | | | | | |
| KEA nicht erneuerbar (MJ bzw. GJ) | | | | | | | | | | | | | |
| KEA erneuerbar (MJ bzw. GJ) | | | | | | | | | | | | | |
| Holzbedarf (kg) | 8 | | | | | | | | | | | | |
| Prozesswasserverbrauch (L bzw. m3)) | | | | | | | | | | | | | |
| Kernenergie (kWh) | | | | | | | | | | | | | |
| optionale Elemente der WA | | | | | | | | | | | | | |
| Normierung | | | | | | | | | | | | | |
| Ordnung (Rangbildung gemäß UBA 1999) | 9 | | | | | | | 9a | 9b | 9c | 9c | 9c | 9c |

gleich wie UBA 2000 (UBA II) mehr als UBA 2000 (UBA II) weniger als UBA 2000 (UBA II)

© IFEU/ GVM/ INTEGRAL 2012

Diese Indikatoren wurden zur Feststellung des Aktualisierungsbedarfs unter Berücksichtigung folgender Leitfragen dem Stand der Ökobilanzdiskussion gegenüber gestellt:

- Gibt es Gründe die in [UBA 2000] enthaltenen Charakterisierungsmodelle zu den dort adressierten Wirkungskategorien zu revidieren?
- Bildet das Charakterisierungsmodell aus[UBA 2000] und Folgestudien die Wirkungskategorie aus heutiger Sicht für die ökobilanzielle Anwendung ausreichend gut ab?
- Existieren neuere Charakterisierungsmodelle, die einen zusätzlichen Erkenntnisgewinn mit Bezug auf die Auswertung und Schlussfolgerungen der jeweiligen Produktökobilanzen (also beim konkreten Produktbezug) mit sich bringen?
- Sollten die Updates einzelner Charakterisierungsmodelle und Charakterisierungsfaktoren aus wissenschaftlicher Sicht zukünftig die bisherigen Faktoren ersetzen?
- Können die Charakterisierungsmodelle weltweit für globale Lieferketten angewandt werden?
- Sind Charakterisierungsmodelle, die auf Regionalisierung basieren, für die ökobilanzielle Anwendung geeignet?

- aus Sicht der Umweltwissenschaft
- hinsichtlich der Bereitstellung von Daten (Sachbilanz)

Auswahlkriterien für gesichtete Methoden

Zur Identifizierung des Aktualisierungsbedarfs der einbezogenen Wirkungskategorien, Charakterisierungsmodelle und Wirkungskategorie-Indikatoren war die Festlegung der Referenzbasis zur Sichtung möglicher Varianten erforderlich. Folgende Kriterien wurden zur Methodensichtung möglicher Varianten zugrunde gelegt:

- Breite Verbreitung 2012, Meinungsführerschaft
- Midpoint Indikator, um in der Tradition von [UBA 2000] zu bleiben
- Aktuelle Empfehlungen offizieller Institutionen

Auf dieser Basis wurden die Empfehlungen der in Tabelle 41 aufgeführten Institutionen gesichtet. Ergänzend wurden wichtige in der Fachliteratur publizierte Methoden aufgenommen, was in den Hintergrundpapieren zu den aufgenommenen Wirkungskategorien (Anhänge -11) diskutiert wird.

Tabelle 41: Typisierung von Indikatorenlisten unterschiedlicher Institutionen

| Institution | Typ |
|---|--|
| [UBA 1995, UBA 1999, UBA 2000] + Aktualisierungen | Ergebnis einer Methodensichtung durch eine offizielle Institution (D) |
| [CML 2002] Aktualisierungen | Wissenschaft; Breite Verbreitung, Meinungsführerschaft (Holland) |
| [JRC 2011] | Ergebnis einer Methodensichtung durch eine offizielle Institution (EU) |
| [ReCiPe 2008] | Ergebnis einer Methodensichtung durch eine offizielle Institution (Holland) |
| [GPPS 2011] | Industrie; Sichtung und Empfehlung von Indikatoren durch ein industrielles Netzwerk. |
| [Impact 2002+] + Aktualisierungen | Wissenschaft; Breite Verbreitung, Meinungsführerschaft (Schweiz) |

Ergebnis der Methodenprüfungen – Tabellarische Übersicht der Empfehlungen

Nachfolgend sind die Ergebnisse der Methodenprüfungen mit den Empfehlungen der Auftragnehmer zur Behandlung der 11 untersuchten Wirkungskategorien in der Übersicht tabellarisch zusammengestellt.

Die Auftragnehmer empfehlen die Wirkungskategorien über Indikatoren auf Midpoint Ebene abzubilden. Damit wird auch der Tradition der UBA-Methodik gefolgt.

Tabelle 42: Übersicht der zu berücksichtigenden Wirkungskategorien und Sachbilanzparameter

| Wirkungskategorie | Wirkungskategorie-Indikator | Charakterisierungsfaktor | Erläuterung |
|--|---|---|---|
| INPUT Kategorien | | | |
| Ressourcenbeanspruchung | WP „Wasting potential“ gegliedert in WP _{KRA} : Verlustpotenzial Material [kg-e] WP _{KEA} : Verlustpotenzial Energieressourcen [MJ-e] | Verlustgrad von i in der Technosphäre WP _i WP _{KRA i} [kg-e/kg _{Material i}] WP _{KEA i} [MJ-e/MJ Energieressource i] | (Anhang 1) |
| Naturraumbeanspruchung | Naturfernepotenzial NFP [m ² e * 1 a] | Naturfernepotenzial _i NFP _i [m ² e * 1a/m ² Hemerobioklasse _i] | aufbauend auf [Klopffer und Renner 1995] (Anhang 2) |
| Süßwasserbeanspruchung | Wasserverknappungspotenzial WVP [m ³ H ₂ Oe] | Wasserstressindex _i WSI _i [m ³ H ₂ Oe/m ³ _i] | modifiziert nach [Pfister et al. 2009], [Ridoutt und Pfister 2012] (Anhang 3) |
| OUTPUT Kategorien | | | |
| Klimawandel | Global Warming Potential GWP ₁₀₀ [kg CO ₂ e] | Global Warming Potential _i GWP _{100 i} [kg CO ₂ e/kg _{Emission i}] | [IPCC 2013] (Anhang 4) |
| Stratosphärischer Ozonabbau | Ozone Depletion Potential ODP [kg CFC-11e] | Ozone Depletion Potential _i ODP _i [kg CFC-11e/kg _{Emission i}] | [WMO 2010] (Anhang 5) |
| Photochemische Oxidantenbildung/ Sommersmog | Maximum Incremental Reactivity MIR [kg O ₃ e] | Maximum Incremental Reactivity _i MIR _i [g O ₃ -e/g _{Emission i}] | [Carter 2010] Anhang 6 |
| Eutrophierung und Sauerstoffzehrung | Eutrophierungspotenzial EP _{aquatisch} und EP _{terrestrisch} [kg PO ₄ ³⁻ e] | EP _i [kg PO ₄ ³⁻ e/kg _{Emission i}] | [Heijungs et al. 1992] (Anhang 7) |
| Versauerung | Versauerungspotenzial AP [kg SO ₂ -e] | AP _i [kg SO ₂ -e/kg _{Emission i}] | [Heijungs et al. 1992] (Anhang 8) |
| Ökotoxizität | Ecotoxicity freshwater | CF _i freshwater ecotox | [Rosenbaum et al. 2011] |

| Wirkungskategorie | Wirkungskategorie-Indikator | Charakterisierungsfaktor | Erläuterung |
|---|--|---|--|
| | (CF ^{freshwater ecotox}) [CTU _e] | [CTU _e /kg _{Emission i}] | (USEtox) (Anhang 9) |
| Humantoxizität | Human Toxicity Potential non cancer (HTP _{non cancer}) [CTU _h] | HTP _{i non cancer} [CTU _h /kg _{Emission i}] | [Rosenbaum et al. 2011] (USEtox) Anhang 9 |
| | Human Toxicity Potential cancer (HTP _{cancer}) [CTU _h] | HTP _{i cancer}) [CTU _h /kg _{Emission i}] | |
| | Krebsrisikopotenzial (CRP) [kg As-e] | CRP _i [kg As-e/kg _{Emission i}] | basierend auf [IRIS 2006], [WHO 1998] (Anhang 9) |
| Toxische Schädigung von Menschen durch Feinstaub | Aerosol Formation Potential AFP [kg PM _{2,5-e}] | AFP _i [kg PM _{2,5-e} /kg _{Emission i}] | [De Leeuw 2002] (Anhang 10) |
| Toxische Schädigung von Menschen durch ionisierende Strahlung | Potenzial ionisierender Strahlung Nuclear Energie (IRP-NE: Ionizing Radiation Potential Nuclear Energy), [Person-Sv] | AD _i : Absorbierte Dosis : [Person-Sv/kg _{BqEmission i}] | [Frischknecht et al. 2000] (Anhang 11) |

Abgleich der Wirkungskategorien UBA 1995+ Aktualisierungen und heute diskutierten Wirkungskategorien

Die Tabellen 43 und 44 zeigen die Änderungen gegenüber der Vorgehensweise in [UBA 2000].

Bis auf den in etlichen UBA-Studien berücksichtigten Sachbilanzparameter Lärm (LKW Transportleistung) sind alle Parameter in Spalte 1 den heute diskutierten Wirkungskategorien in Spalte 3 zuzuordnen. Der Holzbedarf, der in [UBA 2000] als Sachbilanzparameter gelistet ist, wird über die Wirkungskategorie „Naturraumbeanspruchung“ adressiert.

| | | | |
|----------------|------------------|------------------------|---------------------------|
| keine Änderung | leichte Änderung | entscheidende Änderung | nicht mehr berücksichtigt |
|----------------|------------------|------------------------|---------------------------|

Tabelle 43: Änderungen gegenüber [UBA 2000] und Folgestudien - Input

| Zuordnung UBA 2000 und Folgestudien | Indikator | Benennung Neu | Indikator Neu |
|-------------------------------------|-----------|-------------------------|---|
| Energieressourcen | ROÄq | Ressourcenbeanspruchung | Verlustgrad von i in der Technosphäre WP _i |

| Zuordnung UBA 2000 und Folgestudien | Indikator | Benennung Neu | Indikator Neu |
|--|--------------------------|--------------------------------|--|
| | | | WP _{KRA i} [kg-e/kg Material i] WP _{KEA i} [MJ-e/MJ Energieressource i] |
| Naturraumbeanspruchung (Forst) | m ² | Naturraumbeanspruchung | NFP (m ² e * 1a) (Konzept Hemerobie-klassen weiterentw-ckelt) |
| Naturraumbeanspr. (De-ponie) | m ² | | |
| Naturraumbeanspr. (ver-siegelte Fläche) | m ² | | Sachbilanzebene wird ergänzend wei-terhin in der Auswer-tung reflektiert. |
| Prozesswasserverbrauch (Sachbilanzebene) | (L bzw. m ³) | Süßwasserbeanspruchung | WVP (m ³ H ₂ Oe) |
| KEAgesamt (Sachbilanz-ebene) | MJ | siehe Ressourcenbean-spruchung | siehe WP _{KEA i} unter Ressourcen-beanspruchung |
| KEAfossil (Sachbilanzebe-ne) | MJ | | |
| KEA nicht erneuerbar (Sachbilanzebene) | MJ | | Sachbilanzebene wird ergänzend wei-terhin in der Auswer-tung reflektiert. |
| KEA erneuerbar (Sachbi-lanzebene) | MJ | | |
| Holzbedarf (Sachbilanz-ebene) | kg | - | |

Tabelle 44: Änderungen gegenüber [UBA 2000] und Folgestudien – Output

| Zuordnung UBA 2000 und Folgestudien | Indikator | Benennung Neu | Indikator Neu |
|--|--|--|-------------------------------|
| Treibhausef-fekt/Klimawandel | GWP100 (kg CO ₂ Äq) | Klimawandel | GWP100 (kg CO ₂ e) |
| | | Stratosphärischer Ozon-abbau | ODP (kg CFC-11e) |
| Photochemische Oxidantienbildung/Somme rsmog | POCP/NPOCP (kg NO _x -korrigierte Ethen Äq)(kg Ethen Äq) | Photochemische Oxidantienbildung/Somme rsmog | MIR (kg O ₃ e) |

| Zuordnung UBA 2000 und Folgestudien | Indikator | Benennung Neu | Indikator Neu |
|---|--------------------------------------|---|--|
| Eutrophierung un spez. Terrestrische Eutrophierung Aquatische Eutrophierung | kg PO ₄ ³⁻ -Äq | Eutrophierung und Sauerstoffzehrung (terrestrisch, aquatisch) | EP (kg PO ₄ ³⁻ -e) |
| Versauerung | kg SO ₂ -Äq | Versauerung | AP (kg SO ₂ -e) |
| Krebsrisikopotenzial | kg As-Äq | Krebsrisikopotenzial | CRP (kg As-e) |
| Humantoxizität | Sachbilanzebene | Humantoxizität cancer | HTP (CTUh) |
| Humantoxizität | Sachbilanzebene | Humantox. non cancer | HTP (CTUh) |
| Ökotoxizität | Sachbilanzebene | Ökotoxizität | CF ^{freshwater ecotox} (CTUe) |
| Humantoxizität - Feinstaub | kg PM ₁₀ Äq | Toxische Schädigung von Menschen durch Feinstaub | AFP (kg PM _{2,5} -e) |
| Kernenergie (kWh) Sachbilanzergebnis | Sachbilanzebene | Toxische Schädigung von Menschen durch ionisierende Strahlung | AD (Person-Sv) |
| Lärm LKW-Fahrleistung | (Fahrzeug-km) | | |
| Lärm LKW Transportleistung | (tkm) | | |

5.9.3.2 Optionale Bestandteile

Normierung

Die Auftragnehmer empfehlen den Bestandteil „Normierung“ aus [UBA 1999] unter Bezugnahme auf die Jahresverbrauchsmenge eines Füllguts in Deutschland aus folgenden Gründen beizubehalten:

- Die Normierung ermöglicht die Identifikation der Relevanz von Umweltwirkungen des betrachteten Produktsystems relativ zu den Umweltwirkungen in einem definierten geographischen Bezugsraum. Diese Ergebnisse erleichtern das Erkennen von Schwerpunkten und die Ableitung von Handlungsoptionen zur Reduktion der Umweltwirkungen.
- Die Bezugsdaten der Normierung müssen dem Untersuchungsrahmen entsprechen. Im Falle der Getränkeverpackungs-Ökobilanz wird als geographische Systemgrenze Deutschland gewählt. Daher ist der Bezug auf Deutschland nach wie vor stimmig.
- Zum Erhalt griffiger Zahlenwerte ist der Bezug auf die Jahresverbrauchsmenge des Füllguts im relevanten Segment, anstatt auf die funktionelle Einheit, sinnvoll.
- Die Ergebnisse sind normiert auf „Einwohnerdurchschnittswerte (EDW) anzugeben (Umweltlasten einer Wirkungskategorie, die im Mittel von einem Einwohner Deutschlands verursacht werden). (vgl. auch Kapitel „Auswertung“).

Die Einbindung der Normierung in die Auswertung wird im Kapitel „Auswertung“ aufgegriffen.

Ordnung

Die Auftragnehmer empfehlen den Bestandteil „Ordnung“ auf [UBA 1999] aus folgenden Gründen vorerst nicht beizubehalten.

- Die Einstufung der Wirkungskategorien gemäß ihrer “ökologischer Priorität“ wurde vor 1999 festgelegt. In auf [UBA 1999] wird auf regelmäßigen Aktualisierungsbedarf hingewiesen. Eine Aktualisierung liegt bislang nicht vor.
- Die Rangbildung als Basis der Ordnung wurde in [UBA 1999] nur für einen Teil der hier verbindlich vorgegebenen Wirkungskategorien durchgeführt (vgl. auch Kapitel “Auswertung“).

Die Einstufung der Wirkungskategorien wird derzeit durch das UBA aktualisiert. Sobald eine neue Einstufung vorliegt sollte diese als Basis für die Ordnung verwendet werden.

Gewichtung

Da die Ökobilanzen von Getränkeverpackungen, die im Kontext der Verpackungsverordnung beim Umweltbundesamt eingereicht werden, aufgrund der verpflichtenden Aufnahme eines Referenzsystems immer vergleichende Aussagen enthalten und zur öffentlichen Kommunikation vorgesehen sind, ist die Gewichtung nach [ISO 14040, ISO 14044] nicht zulässig.

5.10 Thema Auswertung

Im Gegensatz zu den Ökobilanzphasen „Sachbilanz“ und „Wirkungsabschätzung“ gibt es zur Phase „Auswertung“ wenig Fachliteratur, die methodische Aspekte reflektiert. Diese Phase der Ökobilanz erfordert allerdings erhöhte Aufmerksamkeit, weil die solide Auswertung von Ergebnissen ein zentraler Arbeitsschritt jeder wissenschaftlichen Arbeit ist, insbesondere wenn, wie im Fall der Ökobilanz, aus diesen Ergebnissen Empfehlungen abgeleitet werden sollen. Etliche LCA-Software-tools fassen die charakterisierten Ergebnisse der Wirkungsabschätzung unter Verwendung von Aggregationsfaktoren zusammen und kommunizieren das Ergebnis als „Auswertung“ (Die Funktion wird oft als „valuation“ bezeichnet). Aus Sicht der Auftragnehmer entspricht dieses Vorgehen nicht den Anforderungen nach [ISO 14044] an die Auswertung für vergleichende Studien, die zur Veröffentlichung vorgesehen sind. Die Verwendung dieser Art von Aggregationsfaktoren ist eine versteckte Gewichtung, da auch ein Faktor von 1, also die Gleichgewichtung, eine subjektive Wahl darstellt. Aus den Normtexten lassen sich wesentliche Arbeitsschritte, die in den Phasen der Ökobilanz in Bezug auf die Auswertung berücksichtigt werden müssen, ableiten.

Das Umweltbundesamt hatte 1999 eine Methode vorgelegt, in der die optionalen Bestandteile der Wirkungsabschätzung und die Auswertung zu einem Procedere zusammengefasst wurden [UBA 1999]. Dieses wurde im Laufe der Zeit in der Praxis modifiziert. Da die Sachbilanz und die Wirkungsabschätzung die Phasen der Ökobilanz sind, die schwerpunktmäßig wissenschaftsbasiert sein sollen, wären die optionalen Elemente der Wirkungsabschätzung von der Methodenlogik eigentlich besser der Auswertung zuzuordnen. Aus der historischen Entwicklung der Normen heraus ist das allerdings nicht erfolgt. Insofern ist das Vorgehen in [UBA 1999] methodisch grundsätzlich stimmig.

5.10.1 Mindestanforderungen für die Behandlung der Auswertung

5.10.1.1 Verbindliche Bestandteile - Wirkungskategorien

Die Mindestanforderungen an die Auswertung der berücksichtigten Wirkungskategorien sind im Kapitel Wirkungsabschätzung ebenfalls aufgenommen. Der Vollständigkeit halber werden sie hier auch dokumentiert. Es sind alle Aspekte zusammengestellt, die in der verbal-argumentativen Auswertung zu adressieren sind. Die Ableitung der Empfehlungen sowie Erläuterungen sind den Anhängen 1 - 11 zum Kapitel Wirkungsabschätzung zu entnehmen.

Ressourcenbeanspruchung

Auswertung:

- Kritische Diskussion der Datenverfügbarkeit, Datenqualität, Datenvollständigkeit und Datensymmetrie
- Kritische Diskussion der Ergebnisse zum KEA auf Sachbilanzebene und zum WP_{KEA} nach Charakterisierung
- Kritische Diskussion generischer KRA-Werte (Sachbilanzdaten) und sobald verfügbar auch zum WP_{KRA} nach Charakterisierung
- Sektoralanalyse bezüglich KEA und KRA
- Verbal-argumentative Reflexion der numerischen Ergebnisse
- Kritische Diskussion der Aussagekraft der über den gesamten Lebenszyklus aggregierten Indikatorergebnisse

Naturraumbeanspruchung

Auswertung:

- Kritische Diskussion der Datenverfügbarkeit, Datenqualität und Datenvollständigkeit (modulare Gliederung zur Abbildung regionaler/lokaler Gegebenheiten)
- Kritische Diskussion der Sachbilanzergebnisse gegliedert nach
 - Flächenbedarf Forst-/Wald, Agrar, Bergbau, Deponie, sonstige
 - Zuordnung zu einer Natürlichkeitsklasse (Hemerobieklassen)
- Aussagekraft der Sachbilanzergebnisse über den gesamten Lebensweg aggregiert und in der Sektoranalyse
- Ergebnisse der Wirkungsabschätzung: Kritische Diskussion des Naturfernepotenzials gegliedert nach Forst-/Wald, Agrar, Bergbau, Deponie, Sonstige)
- Kritisch Diskussion des Naturfernepotenzials gegliedert nach Materialerzeugung und Energieerzeugung.
- Aussagekraft des über den gesamten Lebensweg aggregierten Wirkungskategorie-Indikatorergebnisses und in der Sektoranalyse

Süßwasserbeanspruchung

Auswertung:

- Kritische Diskussion der Datenverfügbarkeit, Datenqualität und Datenvollständigkeit (modulare Gliederung zur Abbildung regionaler/lokaler Gegebenheiten)
- Kritische Diskussion der WSI-Werte bezüglich hinreichender Spezifikation der regionalen Aufschlüsselung
- Kritische Diskussion des Wasserverknappungspotenzials gegliedert nach Reservoirtyp
- Kritische Diskussion des Wasserverknappungspotenzials gegliedert in Prozesswasser und Kühlwasser
- Kritische Diskussion des Einflusses der Wasserrückführung auf das Wasserverknappungspotenzial
- Interpretation der Sektoranalyse
- Aussagekraft des über den gesamten Lebenszyklus aggregierten Indikatorergebnisses
- Kritische Diskussion der volumetrischen Wasserbilanz unter Berücksichtigung des Abwasservolumens (modular und aggregiert)
- Sensitivitätsanalyse „Wasserverbrauch“ unter detaillierter Reflexion der Belastbarkeit der Sachbilanzdaten zur Wasserrückführung (Grundwasser-Einzugsgebiet resp. Oberflächenwasser-Einzugsgebiet (vgl. Beispiele in Abschnitt 2 in Anhang 3 zum Themenpapier „Wirkungsabschätzung“))
- Sensitivitätsanalyse bezüglich der Bewässerungseffizienz in landwirtschaftlichen Systemen wenn relevant (z. B. weil keine spezifischen Daten vorhanden waren und mit Annahmen gearbeitet wurde)
- Diskussion der Auswirkungen der Abwassermenge und -qualität auf die Verfügbarkeit von sauberem Süßwasser für Unterlieger

Klimawandel

Auswertung:

- Kritische Diskussion der Datenverfügbarkeit, Datenqualität, Datenvollständigkeit und Datensymmetrie

- Kritische Diskussion der Ergebnisse hinsichtlich der bei der Bilanzierung von Deponien und Mineralisierungsprozessen am Ende-des-Produktlebensweges (z. B. Kompostierung) und landwirtschaftlichen Systemen getroffenen Annahmen. Ggf. Durchführung einer Sensitivitätsanalyse.
- Kritische Diskussion des Einflusses spezifischer Annahmen bezüglich
 - direkter Landnutzungsänderung
 - Kohlenstoff-Speicherung (Senken)
- Differenzierte Sektoranalyse
- Verbal-argumentative Reflexion der numerischen Ergebnisse

stratosphärischer Ozonabbau

Auswertung:

- Kritische Diskussion der Datenverfügbarkeit, Datenqualität, Datenvollständigkeit und Datensymmetrie
- Kritische Diskussion der Bestimmung von N₂O Emissionen aus landwirtschaftlichen Systemen
- Differenzierte Sektoranalyse
- Verbal-argumentative Reflexion der numerischen Ergebnisse
- Prüfung auf Ergebnisrelevanz von Substanzen für die keine semiempirischen Faktoren vorliegen, Diskussion dieses Sachverhaltes

Photochemische Oxidantienbildung/Sommersmog

Auswertung:

- Kritische Diskussion der Datenverfügbarkeit, Datenqualität, Datenvollständigkeit und Datensymmetrie
- Differenzierte Sektoranalyse
- Separate Darstellung der Ergebnisse gegliedert nach Kohlenwasserstoffen und Stickoxiden (MIR/NMIR)
- Verbal-argumentative Reflexion der numerischen Ergebnisse
- Prüfung auf Ergebnisrelevanz von Summenparametern, Diskussion dieses Sachverhaltes

Eutrophierung und Sauerstoffzehrung

Auswertung:

- Kritische Diskussion der Datenverfügbarkeit, Datenqualität, Datenvollständigkeit und Datensymmetrie
- Differenzierte Sektoranalyse
 - nach Lebenswegabschnitten
 - Anteil CSB am EP_{aquatisch}: Kritische Reflexion der Relevanz der ergänzenden Berücksichtigung der Sekundärwirkung „Sauerstoffzehrung“
 - Anteil Emissionen in die Luft aufgrund von Hochseetransporten am EP_{terrestrisch}: Kritische Reflexion der Relevanz von Überschätzung des EP_{terrestrisch}
- Verbal-argumentative Reflexion der numerischen Ergebnisse

Versauerung

Auswertung:

- Kritische Diskussion der Datenverfügbarkeit, Datenqualität, Datenvollständigkeit und Datensymmetrie
- Differenzierte Sektoranalyse
 - nach Lebenswegabschnitten
 - nach Emissionspfad (Luft, Wasser, Boden): Kritische Reflexion der Relevanz
 - Anteil Emissionen in die Luft aufgrund von Hochseetransporten am AP: Kritische Reflexion der Relevanz
 - „innereuropäische Emissionen“/„außereuropäische Emissionen“ (wenn Sensitivitätsanalyse nach [Posch et al. 2008] durchgeführt wird)
- Verbal-argumentative Reflexion der numerischen Ergebnisse
- Diskussion der Sensitivitätsanalyse nach [Posch et al. 2008] hinsichtlich länderspezifischer Unsicherheiten und mögliche Unterschätzung der Potenziale

Human- und Ökotoxizität

Auswertung:

- Für Humantoxizität: getrennte Auswertung von $HTP_{\text{non cancer}}$, HTP_{cancer} und CRP
- Kritische Diskussion des Einflusses von Datenverfügbarkeit, Datenqualität, Datenvollständigkeit und Datensymmetrie auf die numerischen Ergebnisse der ausgewerteten Indikatoren
- Differenzierte Sektoranalyse
- Kritische Analyse der Aussagekraft der über den gesamten Lebenszyklus aggregierten Indikatorergebnisse
- Verbal-argumentative Reflexion der numerischen Ergebnisse im Hinblick auf mögliche Fehlinterpretationen
- Verbindliche Sensitivitätsanalyse für $HTP_{\text{non cancer}}$, HTP_{cancer} und $CF^{\text{freshwater ecotox}}$:
Die Charakterisierungsfaktoren folgender Stoffe sind einer Sensitivitätsanalyse zu unterziehen:
 - Die 10 Stoffe mit den höchsten Beiträgen zu den Ergebnissen; jeweils unterschieden nach:
 - Humantoxizität: nicht-karzinogen
 - Humantoxizität: karzinogen
 - Ökotoxizität
 - Es sind aber in jedem Fall die Stoffe zu berücksichtigen, die 90 % der Beiträge liefern.
 - Dabei ist jeder Charakterisierungsfaktor jeder dieser Stoffe separat um den Faktor 1000 (für Humantoxizität) bzw. 100 (für Ökotoxizität) zu variieren und der daraus resultierende Ergebniseinfluss für jeden Stoff aufzuzeigen. Kommt es dadurch zur Ergebnisumkehr, ist das Ergebnis als nicht signifikant zu betrachten.

Toxische Schädigung von Menschen durch Feinstaub

Auswertung:

- Kritische Diskussion der Datenverfügbarkeit, Datenqualität, Datenvollständigkeit und Datensymmetrie
- Differenzierte Sektoranalyse
- Verbal-argumentative Reflexion der numerischen Ergebnisse
- Diskussion der Ergebnisse im Zusammenhang mit den Ergebnissen zur Humantoxizität der Wirkungskategorie „Human- und Ökotoxizität“

Toxische Schädigung von Menschen durch Ionisierende Strahlung

Auswertung:

- Hinweis auf die Begrenzung der Aussagekraft der Ergebnisse: Nur Kernbrennstoffindustrie zur Stromerzeugung in Atomkraftwerken im Regelbetrieb, keine Berücksichtigung sonstiger industrieller Prozesse und Unfälle.
- Diskussion der Ergebnisse im Kontext der Wirkungskategorie Klimawandel.
- Diskussion der Relevanz anderer Emissionsquellen unter Reflektion der Datenlage

5.10.1.2 Identifizierung signifikanter Parameter: Signifikanz der Vergleichsergebnisse von Verpackungssystemen

Bei einer vergleichenden Betrachtung erfordern [ISO 14040, ISO 14044] eine gesonderte Beurteilung der Signifikanz der Unterschiede zwischen verglichenen Systemen. Dabei geht es darum, kleine Unterschiede nicht zu überinterpretieren.

- Für auszuwertende Sachbilanzparameter und Ergebnisse der verbindlichen Bestandteile der Wirkungsabschätzung (charakterisierte Daten) wird hierzu ein Vorgabewert von 0,1 als Signifikanzschwelle angesetzt. Die Ergebniswerte des Referenzsystems werden dabei für alle Vergleiche als Nenner gesetzt. Unterschiede von $>0,1$ sind als signifikant anzusehen.
- Zur Absicherung dieser Setzung ist eine Prüfung der Signifikanzschwelle für jede Wirkungskategorie vorzunehmen. Dazu ist die Angemessenheit des Vorgabewertes von 0,1 vor dem Hintergrund der in einer Studie für die untersuchten Produktsysteme vorhandenen Datenlage differenziert zu diskutieren. In begründeten Fällen kann die Signifikanzschwelle höher gesetzt werden.
- Eine Höhersetzung der Signifikanzschwelle darf nicht dazu führen, dass jegliche Vergleichsaussagen insignifikant werden und in der Konsequenz kein Unterschied zwischen Vergleichssystemen konstatiert wird. In einem solchen Fall muss die Datenlage vor Einreichung der Studie beim Umweltbundesamt rekursiv verbessert werden.

5.10.1.3 Beurteilung

Vollständigkeitsprüfung

Im Kapitel Wirkungsabschätzung wurden bereits für jede berücksichtigte Wirkungskategorie Mindestanforderungen an die Auswertung bezüglich der Reflexion von Datenvollständigkeit und Datensymmetrie formuliert.

Sensitivitätsprüfung

Im Kapitel Wirkungsabschätzung wurden bereits für jede berücksichtigte Wirkungskategorie Mindestanforderungen an die Durchführung von Sensitivitätsanalysen formuliert.

Im Kapitel Allokation wurden ebenfalls Mindestanforderungen an die Durchführung von Sensitivitätsanalysen formuliert.

Konsistenzprüfung

Kritische Reflexion der Ergebnisse sowohl innerhalb eines Verpackungssystems als auch unter allen in einer Studie berücksichtigten Verpackungssystemen und Szenarien unter Berücksichtigung der Systemgrenzen (technisch, zeitlich, geographisch).

5.10.1.4 Schlussfolgerungen, Einschränkungen und Empfehlungen

- Berücksichtigung der Normierung (optionaler Bestandteil der Wirkungsabschätzung) auf Basis der Jahresverbrauchsmenge im entsprechenden Getränke-segment, ausgedrückt in EDW und tabellarisch sowie graphisch dargestellt.
- Keine Berücksichtigung der Ordnung (Rangbildung) bis die Überprüfungen und ggf. Anpassungen seitens des UBA erfolgt ist.
- Auf Basis einer sorgfältigen Dokumentation der Ergebnisse aller untersuchten Verpackungssysteme, Szenarien und Sensitivitätsanalysen erfolgt eine verbal-argumentative Auswertung.
- Eine Beurteilung aufgrund des einfachen Abzählens, bei wie vielen Wirkungskategorien ein Produktsystem besser abschneidet als ein anderes, ist nicht zulässig.
- Verdichtete Daten dürfen nicht als Auswerteautomatismus missverstanden werden. Die Verdichtung dient ausschließlich dazu, die Datenfülle so aufzubereiten, dass vor dem Hintergrund von Signifikanzprüfung und Beurteilung nachvollziehbare, transparente und differenzierte Empfehlungen gegeben werden können. Insofern wird der Ansatz aus [UBA 1999] der „verbal argumentativen Auswertung“ beibehalten.
- Alle aus der Signifikanzprüfung und Beurteilung erkannten Einschränkungen sind übersichtlich aufzulisten und ihre Relevanz für die Empfehlungen zu diskutieren.

5.10.2 Die Auswertung als Phase der Ökobilanz

Die Ökobilanzen zu Getränkeverpackungen, die im Kontext der Verpackungsverordnung erstellt werden, sollen konform sein zu [ISO 14040] und [ISO 14044]. Diese Anforderung liegt dem vorliegenden Kapitel zu Grunde.

5.10.2.1 Methodische Einordnung

Die Auswertung ist die Phase einer Ökobilanz, in der aus den Ergebnissen der Sachbilanz und der Wirkungsabschätzung Schlussfolgerungen gezogen und Empfehlungen vor dem Hintergrund der Zielsetzung der Studie ausgesprochen werden. Weiterhin werden Einschränkungen der Interpretationsmöglichkeit diskutiert, die z. B. durch Datenunsicherheit und Datenlücken aber auch durch eine unzureichend gewählte Systemgrenze oder die nicht zielkonforme Auswahl von Wirkungskategorien begründet sein können. In Abschnitt 5.5 Absatz 1 der Rahmennorm [ISO 14040] wird die Auswertung wie folgt beschrieben:

„Die Auswertung ist die Phase der Ökobilanz, bei der die Ergebnisse der Sachbilanz und der Wirkungsabschätzung gemeinsam betrachtet werden, oder, im Fall von Sachbilanz-Studien, nur die Ergebnisse der Sachbilanz herangezogen werden. Die Auswertungsphase sollte Ergebnisse liefern, die mit dem festgelegten Ziel und Untersuchungsrahmen übereinstimmen und die zur Ableitung von Schlussfolgerungen, Erläuterung von Einschränkungen und zum Aussprechen von Empfehlungen dienen.“

Die Erwartungshaltung einer pauschalierten absoluten Aussage zu den untersuchten Produktsystemen im Sinne von „A ist besser als B“ greift vor dem Hintergrund der zitierten Passage zu kurz, wenn gleich genau das in der Öffentlichkeit oft als Anspruch an die Ergebnisse einer Ökobilanz gefordert

wird. Von Bedeutung ist auch, dass die Norm den Begriff „Bewertung“ (valuation) nicht verwendet. In der Frühphase der Normenentwicklung (vor dem Jahr 2000) tauchte dieser Begriff noch auf, wurde dann aber zugunsten von „Auswertung“ (interpretation) und „Beurteilung“ (evaluation) fallen gelassen. Die Ausführungen in [ISO 14044] beschreiben die Auswertung als wissenschaftlich gestützte Beurteilung aller Ergebnisse in der Gesamtschau im Kontext des Ziels der Studie.

Die Auswertung kann durchaus zu dem Ergebnis kommen, dass die vorliegenden, ermittelten bzw. ermittelbaren Daten nicht hinreichend sind, um das gesetzte Ziel zu erreichen. In diesem Fall lässt der iterative Ansatz der Ökobilanz unterschiedliche Vorgehensweisen zu:

- Die Zielsetzung in der Phase „Definition von Ziel und Untersuchungsrahmen“ kann modifiziert werden.
- Arbeiten in der Phase „Sachbilanz“ können nochmals aufgenommen werden, um die Datenvollständigkeit oder Datenqualität zu optimieren.
- Es können weitere Wirkungskategorien einbezogen werden, was ggf. auch ergänzende Erfordernisse in der Sachbilanz mit sich bringt.

[ISO 14040] betont in Abschnitt 5.5 Absatz 2 nochmals die Einschränkungen der Interpretierbarkeit von Ergebnissen aufgrund der methodischen Randbedingungen der Wirkungsabschätzung:

„Die Auswertung sollte die Tatsache widerspiegeln, dass die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung auf einem relativen Ansatz beruhen, dass sie die potenziellen Umweltwirkungen anzeigen und keine tatsächlichen Wirkungen auf Wirkungsendpunkte, Grenzwertüberschreitungen von Schwellenwerten, Sicherheitsspannen oder Gefahren voraussagen.“

Darin ist eine Warnung vor Überinterpretation der Resultate der Wirkungsabschätzung enthalten.

Die fünf Kriterien einer Kritischen Prüfung gemäß [ISO 14044] Ziffer 6.1 geben ebenfalls Hinweise darauf, dass ein belastbarer Bericht in der Auswertung den Gesamtkontext reflektieren muss:¹⁴²

„Das kritische Prüfungsverfahren muss sicherstellen, dass

- *die bei der Durchführung der Ökobilanz angewendeten Methoden mit dieser Internationalen Norm übereinstimmen,*
- *die bei der Durchführung der Ökobilanz angewendeten Methoden wissenschaftlich begründet und technisch gültig sind,*
- *die verwendeten Daten in Bezug auf das Ziel der Studie hinreichend und zweckmäßig sind,*
- ***die Auswertungen die erkannten Einschränkungen und das Ziel der Studie berücksichtigen und***
- *der Bericht transparent und in sich stimmig ist.“*

5.10.2.2 Die Struktur der Auswertung nach [ISO 14044]

Die Arbeitsschritte der Auswertung sind in [ISO 14044] im Abschnitt 4.5. in folgende Unterpunkte gegliedert:

1. Identifizierung signifikanter Parameter auf der Grundlage von Sachbilanz und Wirkungsabschätzung
2. Beurteilung unter Berücksichtigung von Vollständigkeits-, Sensitivitäts- und Konsistenzprüfungen
3. Schlussfolgerungen, Einschränkungen und Empfehlungen

¹⁴² Hervorhebung durch die Autoren dieses Berichtes

Die Auswertung greift nicht nur auf Daten der Sachbilanz und der charakterisierten Wirkungsabschätzungsergebnisse zurück sondern auch auf die Ergebnisse nach Anwendung der optionalen Bestandteile der Wirkungsabschätzung „Normierung“ und „Ordnung“. Die „Gewichtung“ darf nach [ISO 14044] (Abschnitt 4.4.5) in Ökobilanzen, die für die Veröffentlichung vergleichender Aussagen vorgesehen sind, nicht angewendet werden. [ISO 14044] (4.4.3.4.1) definiert „Gewichtung“ folgendermaßen:

„Die Gewichtung ist ein Verfahren zur Umwandlung der Indikatorwerte verschiedener Wirkungskategorien unter Verwendung numerischer Faktoren, die auf Werthaltungen beruhen. Sie kann die Zusammenfassung der gewichteten Indikatoren einschließen.“

Da die Ökobilanzen zu Getränkeverpackungen, die im Kontext Verpackungsverordnung erstellt werden, aufgrund der verbindlichen Berücksichtigung eines Referenzsystems vergleichende Aussagen enthalten, die zur Veröffentlichung vorgesehen sind, kann die Auswertung nicht auf die gewichteten Daten zurückgreifen. Aus diesem Grund enthält die UBA Methode in [UBA 1999] keine numerische Faktoren.

Identifizierung signifikanter Parameter

Für die Identifizierung signifikanter Parameter macht die Norm keine Vorgaben zu Signifikanzschwellen. Jede Studie muss sich daher entsprechend der Qualität der einbezogenen Daten dazu äußern, welche Signifikanzkriterien gelten sollen. Ziel der Identifizierung der signifikanten Parameter ist es, diejenigen Ergebnisparameter zu identifizieren, für die ein quantitativer Unterschied unter Einbeziehung der Datenunsicherheiten tatsächlich besteht (z. B. Ergebnisse zu unterschiedlichen Lebenswegphasen innerhalb eines Produktsystems oder bei vergleichenden Studien Ergebnisse zu unterschiedlichen Produktsystemen). Die sorgfältige Identifikation der signifikanten Parameter soll vor Über- und Fehlinterpretation schützen.

In [ISO 14044] führt in Abschnitt 4.5.2.3 zur Signifikanzprüfung aus:

„Falls befunden wurde, dass die Ergebnisse der bereits abgeschlossenen Phasen (Sachbilanz, Wirkungsabschätzung) den Anforderungen des Ziels und des Untersuchungsrahmens der Studie entsprechen, muss im Folgenden die Signifikanz dieser Ergebnisse bestimmt werden.“

Signifikante Parameter können unterschiedlicher Datenherkunft sein. [ISO 14044] gibt in Abschnitt 4.5.2.2 folgende Beispiele:

- Sachbilanzdaten
- Wirkungskategorien
- Beiträge von Lebenswegabschnitten, z. B. einzelnen Prozessmodulen oder Modulgruppen (z. B. Transporte oder Energieerzeugung)

Weiterhin kann ein Ergebnisunterschied auf wissenschaftlich nicht eindeutig abzuleitenden Randbedingungen der Modellierung begründet sein (z. B. Allokation, optionale Bestandteile der Wirkungsabschätzung).

[ISO 14044] (Abschnitt 4.5.2.3) nennt zur Ableitung der Signifikanz folgende Informationen:

- Die Ergebnisse der bereits abgeschlossenen Phasen Sachbilanz und Wirkungsabschätzung
- Elemente der methodischen Vorgangsweise, z. B. Allokationsregeln und Systemgrenze in der Sachbilanz, Wirkungsindikatoren und Modelle (Charakterisierungsfaktoren) in der Wirkungsabschätzung

- Werthaltungen, die in der Studie verwendet werden, aus der Zielsetzung sowie den Arbeitsschritten Ordnung und Normierung in der Wirkungsabschätzung
- Rolle und Verantwortlichkeit der interessierten Kreise, Ergebnisse des Kritischen Prüfungsverfahrens

Im dritten Anstrich der obigen Liste wird darauf hingewiesen, dass in die Arbeitsschritte Ordnung und Normierung in der Wirkungsabschätzung (optionale Elemente) Werthaltungen eingeflossen sein können.

Beurteilung

Als Zweck der Beurteilung¹⁴³ wird in der Norm die Stärkung des Vertrauens in die Zuverlässigkeit der Ergebnisse der Ökobilanz und in die signifikanten Parameter genannt. Die Beurteilung soll weiterhin einen klaren und verständlichen Überblick über das Resultat der Studie ermöglichen.

Zur Beurteilung werden drei Methoden genannt, deren Anwendung erwogen werden muss¹⁴⁴.

- Vollständigkeitsprüfung
- Sensitivitätsprüfung
- Konsistenzprüfung

Die **Vollständigkeitsprüfung** bezieht sich auf alle relevanten Informationen, besonders auf solche, die für die Ermittlung der „signifikanten Parameter“ zwingend erforderlich sind. Wenn hier Lücken bestehen, sollte im Sinne des iterativen Verfahrens die Sachbilanz und/oder die Wirkungsabschätzung mit verbesserten Fakten wiederholt werden. Alternativ dazu kann auch das Ziel und der Untersuchungsrahmen an die vorhandenen Informationen angepasst werden, d. h. in den meisten Fällen werden die Erwartungen heruntergesetzt werden müssen, um die Konsistenz zu erreichen.

Die **Sensitivitätsprüfung** oder –analyse ist wohl die am häufigsten angewandte quantitative Methode in der Beurteilung. Sie ist nach [ISO 14044] zwingend vorgeschrieben, wenn die Wahl mehrerer Allokationsmethoden möglich ist, was bezüglich der Systemallokation in der Lebenswegphase End-of-Produktlebensdauer (engl.: end-of-life) immer der Fall ist.

Ziel der Sensitivitätsprüfung ist die Einschätzung der Unsicherheit von Ergebnissen einer Ökobilanz, die sich z. B. aufgrund der Datenqualität, der Abschneidekriterien, der Wahl des Allokationsverfahrens, der Auswahl der Wirkungskategorien oder Charakterisierungsmodelle ergeben. Es wird untersucht, wie sich die Ergebnisse unter Variation einzelner Parameter ändern. Mögliche Ergebnisse von Sensitivitätsanalysen sind:

- Der geänderte Parameter ändert das Ergebnis nicht oder nur geringfügig.
- Es sind weitere, detailliertere Sensitivitätsprüfungen erforderlich.
- Die Ergebnisse sind nur innerhalb einer Schwankungsbreite gültig, was bei den Schlussfolgerungen berücksichtigt werden muss.

Die **Konsistenzprüfung** stellt die Verbindung zur ersten Phase der Ökobilanz her. [ISO 14044] (dort Abschnitt 4.5.3.4) stellt dazu fest:

¹⁴³ Die Beurteilung (engl. evaluation) darf nicht mit Bewertung (engl. valuation) verwechselt werden. Das Wertesystem im Bereich der Beurteilung orientiert sich an kritisch-wissenschaftlichen Qualitätsmaßstäben.

¹⁴⁴ Die englische Version ist klarer und liest sich wie folgt: *During the evaluation, the use of the following three techniques shall be considered.*

„Zweck der Konsistenzprüfung ist die Bestimmung, ob sich die Annahmen, Methoden und Daten in Übereinstimmung mit dem Ziel und dem Untersuchungsrahmen befinden.“

Neben der Konsistenz innerhalb eines Produktsystems, ist bei vergleichenden Ökobilanzen insbesondere zu prüfen ob für die verschiedenen Produktsysteme folgende Punkte gleich oder zumindest sehr ähnlich sind:

- Datenqualität
- regionale und zeitbezogene Gültigkeit der Daten
- Allokationsregeln und Systemgrenzen
- Bestandteile der Wirkungsabschätzung

Es gibt einige numerische Analysenarten, die in der Fachliteratur zur Analyse der Datenqualität diskutiert werden, z. B. [Klöpffer und Grahl 2009]:

- Die **Sektoralanalyse** (Beitragsanalyse) dient der Ermittlung der quantitativen Beiträge einzelner Elemente zu einem Gesamtergebnis. In der Ökobilanz kann dies bedeuten, dass der Anteil von Lebenswegabschnitten oder Prozessmodulen zu einem auszuwertenden Sachbilanz- oder Wirkungsabschätzungsergebnis ermittelt wird aber auch der Beitrag einzelner Sachbilanzergebnisse zum charakterisierten Ergebnis einer Wirkungskategorie.
- Die **Perturbationsanalyse** ist mit der Sensitivitätsanalyse verwandt, aber mathematisch exakter definiert. Es wird die Auswirkung sehr kleiner Änderungen in den Inputparametern der Ökobilanz quantitativ verfolgt. Auf diese Weise kann festgestellt werden, wie sensibel die Berechnungsergebnisse auf eine Unsicherheit der Inputparameter reagieren.
- Die **Unsicherheitsanalyse** ist die systematische Analyse der Fortpflanzung von Input-Unsicherheiten (Eingangsdaten) in Output-Unsicherheiten (Ergebnisse). Da derzeit statistisch valide nutzbare Eingangsdaten, die für wissenschaftlich saubere Berechnungen von Datenvarianzen geeignet wären, nicht vorliegen¹⁴⁵, werden hilfsweise von etlichen Autoren Monte-Carlo Simulationen eingesetzt. Diese basieren auf Schätzwerten für Datenvarianzen der Eingangsdaten. Diese Schätzwerte sind nicht naturwissenschaftlich hergeleitet, die Methode kann allerdings Einblick in die Abhängigkeit von Ergebnissen bei unsicheren Eingangsdaten liefern.
- Die **vergleichende Analyse** beinhaltet die systematische, gleichzeitige Auflistung der Ergebnisse von Produktsystemalternativen.
- Die **Unterscheidbarkeitsanalyse** versucht die vergleichende Analyse mit der Unsicherheitsanalyse zu kombinieren. Das wichtigste Werkzeug ist auch hier die Monte-Carlo Simulation für möglichst viele Resultate der verglichenen Ökobilanzen, mit der oben beschriebenen Einschränkung: Die Datenvarianz der Eingangsdaten wird auf Schätzwerte gestützt.

Das Problem numerischer Analysen, die nicht auf statistischen, d. h. anhand von Messwerten errechneten Varianzen beruhen, sondern auf Varianzen auf Basis von Schätzwerten zurückgreifen, besteht darin, dass durch die Schätzwerte ein zusätzlicher Unsicherheitsfaktor eingeführt wird: Die numerische Unsicherheitsanalyse basiert somit auf Daten, in deren Berechnung Werte mit einer Unsicherheit einfließen, was eine besonders kritische und differenzierte Einschätzung der Aussagekraft der Resultate erfordert.

Die angewendeten Methoden zur Datenanalyse müssen entsprechend Ziel und Untersuchungsrahmen der Ökobilanz ausgewählt werden.

¹⁴⁵ In Forschungsprojekten kann es zu einzelnen Eingangsdaten derartige Informationen geben.

Schlussfolgerungen, Einschränkungen und Empfehlungen

Alle Schlussfolgerungen und Empfehlungen müssen vor dem Hintergrund der dokumentierten Informationen inkl. der Einschränkungen transparent und nachvollziehbar abgeleitet und dargestellt werden. [ISO 14044] weist in Abschnitt 4.5.4 auf den iterativen Charakter der Auswertung hin:

„Schlu[ss]folgerungen müssen aus der Studie gezogen werden. Das sollte iterativ mit den anderen Bestandteilen in der Auswertungsphase durchgeführt werden.“

5.10.3 Anforderungen bezüglich der Auswertung in den vier Phasen der Ökobilanz

5.10.3.1 Anforderungen an die Auswertung im Kontext der Definition von Ziel und Untersuchungsrahmen

Da die Auswertung Ziel und Untersuchungsrahmen der Studie reflektieren muss, müssen alle wesentlichen Informationen transparent formuliert sein. Bereits in der Phase „Definition von Ziel und Untersuchungsrahmen“ müssen daher die in der Auswertung vorgesehenen Arbeitsschritte und anzuwendenden Methoden definiert werden. So sind insbesondere folgende Festlegungen zu treffen:

- Definition der funktionellen Einheit, auf die sich die Auswertung beziehen soll
- Ziel oder Ziele der Ökobilanz (die Auswertung muss diese Ziele adressieren und Angaben darüber machen, ob die Studie geeignet ist, belastbare Aussagen zu den im Ziel formulierten Themen zu treffen)
- Definition des Produktsystems inkl. Systemgrenzen von Hauptszenario und Varianten
- Definition der Abschneidekriterien
- Definition und Begründung ausgewählter Wirkungskategorien und Charakterisierungsmodelle
- Festlegung der durchzuführenden Sensitivitätsanalysen (z. B. Prozessallokation oder Allokation am Ende-des-Produktlebensweges, Verwendung unterschiedlicher Charakterisierungsmodelle bei Wirkungskategorien)
- Definition und Begründung einer Signifikanzschwelle
- Gliederung der Lebenswegabschnitte in der Beitragsanalyse
- Anzuwendende Methoden zur Beurteilung
- Anforderungen an die Datenqualität und Datenvollständigkeit; Umgang mit Datenlücken
- Definition des Umgangs mit den optionalen Elementen in der Wirkungsabschätzung (z. B. Basisdaten der Normierung wenn diese durchgeführt wird; Methode der Rangbildung im Arbeitsschritt „Ordnung“)
- Vorgehen zur Darstellung der Ergebnisse und Grundprinzipien der transparenten Ableitung von Schlussfolgerungen (diese berücksichtigen dann Einschränkungen und sind die Basis für Empfehlungen)
- bereits absehbare Einschränkungen
- Art der Kritischen Prüfung sofern vorgesehen
- Art und Aufbau des Berichtes

Es können Korrekturen nach Sichtung der Ergebnisse von Sachbilanz und Wirkungsabschätzung erforderlich sein. In diesem Fall ist entsprechend es iterativen Charakters der Ökobilanz eine Überarbeitung von „Ziel und Untersuchungsrahmen“ erforderlich.

Da die Ökobilanzphasen „Definition von Ziel und Untersuchungsrahmen“ und „Auswertung“ die Klammer um die Phasen „Sachbilanz“ und „Wirkungsabschätzung“ bilden, ist die differenzierte Diskussion in der Auswertung entscheidend für die Transparenz, Nachvollziehbarkeit und somit auch für die Glaubwürdigkeit von Ökobilanzen.

5.10.3.2 Anforderungen im Rahmen der Sachbilanz im Hinblick auf die Auswertung

In der Sachbilanz müssen alle Informationen präzise ausgearbeitet werden, um die in der Auswertung erforderlichen Analysen durchführen und belastbare Schlussfolgerungen ziehen zu können:

- Genaue Beschreibung der technischen Systemgrenze der untersuchten Produktsysteme inkl. aller Szenarien mit ergänzender Visualisierung in einen Systemfließbild
- Beschreibung der verwendeten Prozessmodule und Zuordnung der verwendeten Datensätze unter Angabe der Quellen
- Übersichtliche Charakterisierung aller verwendeten Datensätze bezüglich Datenherkunft, zeitlicher und geographischer Gültigkeitsbereich sowie begründete Einschätzung der Datenqualität
- Produktsystemspezifische Dokumentation wesentlicher Modellierungselemente (z. B. Systemallokation in der Lebenswegphase Ende-des-Produktlebensweges, Nutzung von Sekundärrohstoffen, Kohlenstoff-Bilanz bei nachwachsenden Rohstoffen als Material oder Brennstoff)
- Transparente Darstellung der Ergebnisse auszuwertender Sachbilanzparameter

5.10.3.3 Anforderungen im Rahmen der Wirkungsabschätzung im Hinblick auf die Auswertung

In der Wirkungsabschätzung müssen alle verwendeten Charakterisierungsmodelle beschrieben und die Ergebnisse übersichtlich dokumentiert sein. Im Kapitel „Wirkungsabschätzung“ sind die Anforderungen für alle berücksichtigten Wirkungskategorien zusammengestellt und in den Anhängen 1-11 begründet.

Die verwendeten optionalen Elemente der Wirkungsabschätzung müssen nachvollziehbar dokumentiert sein.

Die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung müssen transparent dargestellt werden.

5.10.3.4 Anforderungen in der Auswertung

Die Auswertung nimmt auf alle drei anderen Phasen der Ökobilanz Bezug und bündelt die Teilergebnisse zu Schlussfolgerungen und Empfehlungen. Eine schematische Auswertung kann es nicht geben, da eine Rückkopplung zu Ziel und Untersuchungsrahmen sowie den erkannten Einschränkungen erforderlich ist.

5.10.4 Bisher in UBA Ökobilanzen verwendete Methoden

Mit [UBA 1999] wurde ein Bericht vorgelegt, in dem die Methode der Auswertung im Zusammenhang mit den anzuwendenden Methoden zu den optionalen Elementen der Wirkungsabschätzung – Normierung und Ordnung – normenkonform ausgearbeitet wurde. Das UBA hat damit die optionalen Elemente der Wirkungsabschätzung in einen sehr engen Zusammenhang mit der Auswertung gestellt. Der Titel der Publikation lautet:

„Bewertung in Ökobilanzen – Methode des Umweltbundesamtes zur Normierung von Wirkungsindikatoren, Ordnung (Rangbildung) von Wirkungskategorien und zur Auswertung nach ISO 14042 und 14043“

Die UBA-Methodik 1999 entstand parallel zur ISO-Normentwicklung (zu dem Zeitpunkt ISO 14040 – ISO 14043¹⁴⁶), und wurde noch vor der Fertigstellung von [ISO 14042] (Wirkungsabschätzung) und [ISO 14043] (Auswertung) veröffentlicht. Der in der UBA-Methode verwendete Begriff „Bewertung“

¹⁴⁶ 2006 wurde das Normenwerk [ISO 14040a], [ISO 14041], [ISO 14042] und [ISO 14043] in anderer Gliederung ohne inhaltliche Änderungen zu zwei Normen zusammengefasst: [ISO 14040:2006] und [ISO 14044:2006].

kam in der Endfassung der Norm [ISO 14043] nicht mehr vor (Begrifflichkeit der ISO-Norm: „Interpretation“).

Die Methode nach [UBA 1999] ist nach wie vor das Grundlegendokument zur Auswertung und wird daher nachfolgend kurz skizziert. Weiterentwicklungen in der Praxis von Ökobilanzen von Getränkeverpackungen werden im Anschluss daran dargestellt und Gründe für durchgeführte Modifizierungen erläutert.

5.10.4.1 Methode gemäß [UBA 1999]

Die Methode des Umweltbundesamtes basiert auf der Prämisse, dass paarweise Vergleiche von Produktsystemen stattfinden. Das bedeutet, für die Gesamtdarstellung von mehr als zwei untersuchten Produktsystemen wurde kein Verfahren entwickelt. Diese Tatsache ist ein wesentlicher Grund dafür, dass sich in der Praxis Modifizierungen der Methode durchgesetzt haben.

optionale Bestandteile der Wirkungsabschätzung

5.10.4.1.1.1 Spezifischer Beitrag

Der spezifische Beitrag aus dem Arbeitsschritt Normierung wird neben den bereits skizzierten Ordnungskriterien zur Rangbildung der Wirkungskategorien verwendet. Die spezifischen Beiträge werden linear in fünf Klassen eingeordnet, wobei der in einem Produktsystem höchste spezifische Beitrag die Bezugsgröße darstellt (A höchste Priorität bis E niedrigste Priorität):

- A. 80-100 % des Maximalwerts
- B. 60-80 % des Maximalwerts
- C. 40-60 % des Maximalwerts
- D. 20-40 % des Maximalwerts
- E. 0-20 % des Maximalwerts

Da nur paarweise Vergleiche vorgesehen sind, wird in [UBA 1999] spezifiziert, dass beim Vergleich zweier Systeme zur Herleitung der Rangfolge des Spezifischen Beitrags für jede Wirkungskategorie das jeweils kleinere der beiden zum Vergleich stehenden Indikatorergebnisse herangezogen wird.

Die Prioritäteneinordnung aufgrund des spezifischen Beitrags ist definitionsgemäß für jeden paarweisen Vergleich variabel.

5.10.4.1.1.2 Ordnung

Die Ordnung ist ein optionaler Bestandteil der Wirkungsabschätzung und wird in [ISO 14044] folgendermaßen definiert:

„Einordnung und eventuelle Rangbildung der Wirkungskategorien“

Die Rangbildung der Wirkungskategorien in der Methode des Umweltbundesamtes orientiert sich an den folgenden drei Kriterien: ökologische Gefährdung, Abstand zum Schutzziel und spezifischer Beitrag.

1. Ökologische Gefährdung

Die Wirkungskategorien wurden vom UBA unter Beteiligung der Fachabteilungen mit Hilfe dieses Kriteriums danach geordnet, wie schwerwiegend die potenziellen Schäden sind. Die berücksichtigten Wirkungskategorien wurden anhand einer fünfstufigen Skala (A: höchste Priorität bis E: niedrigste Priorität) eingeordnet.

2. Abstand zum Schutzziel

Die Wirkungskategorien wurden vom UBA unter Beteiligung der Fachabteilungen mit Hilfe

dieses Kriteriums danach geordnet wie schwerwiegend der Abstand des Ist-Zustands vom gesetzlich bzw. politisch angestrebten Zustand der Umwelt ist. Die Rangbildung der Wirkungskategorien nach dem Kriterium „Abstand zum Schutzziel“ erfolgt analog der für die „ökologische Gefährdung“ beschriebenen Vorgehensweise in einer fünfstufigen Skala (A – E).

Die Prioritäteneinordnung aufgrund der Ordnungskriterien „Ökologische Gefährdung“ und „Abstand zum Schutzziel“ ist für alle nach der Methode [UBA 1999] durchgeführten Ökobilanzen einheitlich festgelegt (vgl. Abbildung 60).

Abbildung 60: Ordnung der Wirkungskategorien

| Berücksichtigte Wirkungskategorien | Rangbildung durch das Umweltbundesamt (A: höchste Priorität; E: niedrigste Priorität) | |
|------------------------------------|--|------------------------|
| | Ökologische Gefährdung | Abstand zum Schutzziel |
| Wirkungskategorie | | |
| Eutrophierung (aquatisch) | B | C |
| Eutrophierung (terrestrisch) | B | B |
| Naturraumbeanspruchung | A | A – C* |
| Photochemische Ozonbildung | D | B |
| Knappheit fossiler Energieträger | C | B |
| stratosphärischer Ozonabbau | A | D |
| Treibhauseffekt | A | A |
| Versauerung | B | B |
| Humantoxizität** | | |
| Ökotoxizität** | | |

* Differenzierung nach Forsttyp

** Die Toxizitätskategorien werden im Einzelfall diskutiert

© UBA 1999

5.10.4.1.1.3 Zusammenführung von „spezifischem Beitrag“ und „Ordnung“ zur „ökologischen Priorität“

Zur endgültigen Rangbildung der Wirkungskategorien werden die Ergebnisse der Einordnung des Spezifischen Beitrags und der beiden Ordnungskriterien nach einem festgelegten Schema gleichgewichtig zur „ökologischen Priorität“ zusammengeführt. Die „ökologische Priorität“ wird verbal beschrieben. Das soll verhindern, dass eine Aggregation zu einer Kennziffer vorgenommen werden kann, was einer Gewichtung gleichkäme. Die Gewichtung (dritter optionaler Bestandteil der Wirkungsabschätzung) ist für Ökobilanzen, die zur Veröffentlichung vorgesehen sind und vergleichende Aussagen enthalten, nach [ISO 14044] Abschnitt 4.4.5 nicht zulässig.

Abbildung 61: Generierung der „ökologischen Priorität“

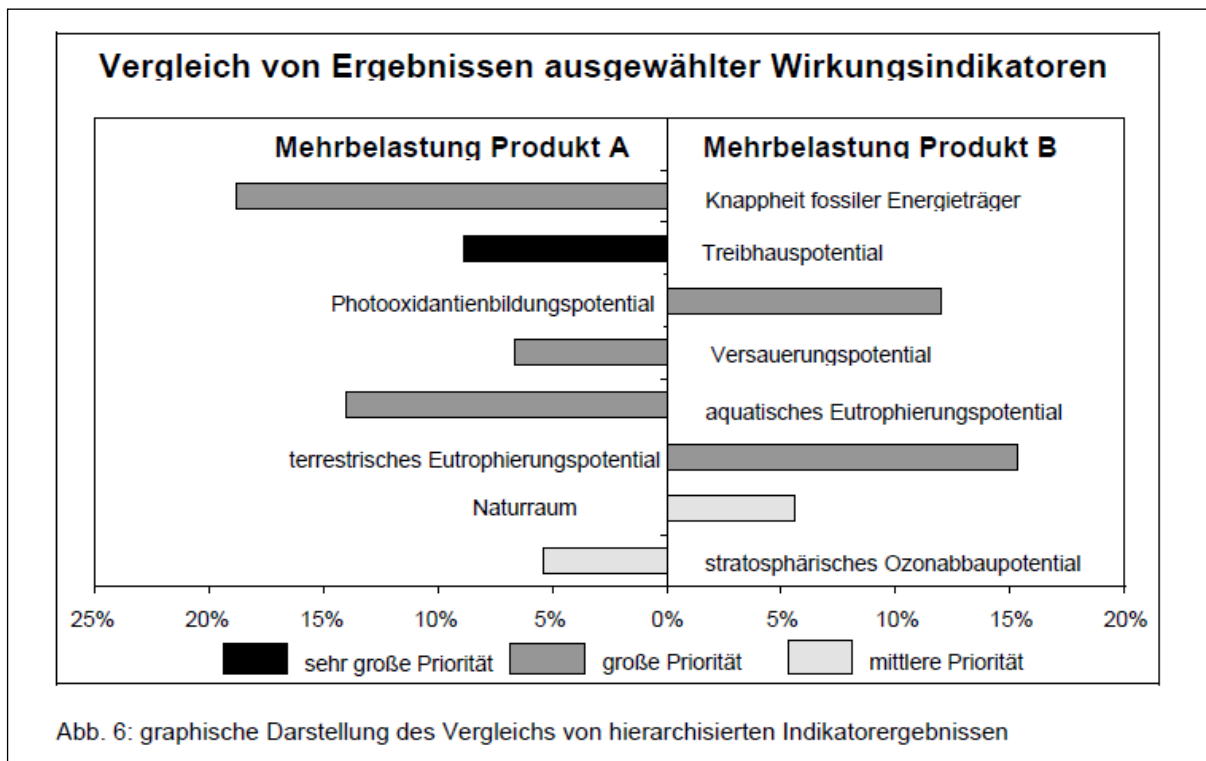
Tab. 1: Zusammenfassung der Einzelbeurteilungen der Kriterien *spezifischer Beitrag*, *Distance-to-Target* und *Ökologische Gefährdung* zum Beurteilungskriterium *Ökologische Priorität*

| Verbale Einzelbeurteilungen der Kriterien <i>spezifischer Beitrag</i> , <i>Distance-to-Target</i> und <i>Ökologische Gefährdung</i> | | | 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 |

© UBA 1999

Die Ergebnisse der optionalen Bestandteile der Wirkungsabschätzung nach der Methode [UBA 1999] sind ausschließlich im paarweisen Vergleich darzustellen, wofür vom UBA sog. T-Diagramme verwendet wurden (Abb. 62). Dargestellt ist die prozentuale Differenz der Indikatorergebnisse jeder Wirkungskategorie. Die verbale Einordnung der ökologischen Priorität wird durch Graustufen kenntlich gemacht.

Abbildung 62: Paarweiser Vergleich von Produktsystemen



© UBA 1999

Auswertung

Die Auswertung erfolgt gemäß [UBA 1999] verbal argumentativ. Die dort definierten Arbeitsschritte werden nachfolgend dokumentiert. Diese Ausführungen zeigen, dass eine differenzierte Analyse der Ergebnisse intendiert ist. Folgende Arbeitsschritte wurden definiert:

5.10.4.1.1.4 Vergleich der hierarchisierten Indikatorenergebnisse¹⁴⁷

„Die abschließende Zusammenfassung aller im Vergleich zweier Systeme ermittelten Indikatorenergebnisse erfolgt durch gegenseitige Abwägung der jeweiligen Mehrbelastungen beider Systeme. Hierbei werden die im T-Diagramm gegenüberstehenden Balken mit ähnlichem Betrag und gleicher ökologischer Priorität (gleiche Grautönung der Balken) als gleichwertig betrachtet und gegeneinander aufgewogen.“

5.10.4.1.1.5 Sensitivitätsanalyse¹⁴⁸

„Bei einer **Sensitivitätsanalyse** werden als potentiell ergebnisrelevant eingeschätzte Parameter variiert und die dadurch induzierte Änderung des Ergebnisses betrachtet. Die Sensitivitätsanalyse folgt den bei jeder Ökobilanz anzuwendenden Verfahrensschritten.“

„Die Berechnung von **Szenarien** mit variierten Parametern kann parallel zum Hauptszenario vorgenommen werden, wenn die zu variierenden Parameter bereits zu Beginn der Studie identifiziert werden konnten. Eine Sensitivitätsanalyse kann aber auch in einem Iterationsschritt nach Abschluss der Berechnungen im Hauptszenario erfolgen.“

¹⁴⁷ [UBA 1999], Kap. 2.3.1.3

¹⁴⁸ [UBA 1999], Kap. 2.3.2

5.10.4.1.1.6 *Signifikanzanalyse*^{149,150}

„Die Signifikanzanalyse dient dem Ziel, die dem untersuchten System anzurechnenden Umweltbelastungen (oder die Differenzen zwischen den untersuchten Systemen) in Relation zur gesamten Umweltsituation oder zu anderen Umweltproblembereichen zu schätzen.

Mit der Signifikanzanalyse soll der mit der Ökobilanz angesprochene (z. B. politische) Entscheidungsträger in die Lage versetzt werden, den Nutzen seiner Entscheidung für den Umweltschutz einzuschätzen, etwa, um diesen Nutzen im Anschluss an die Ökobilanz den mit der Entscheidung verbundenen (z. B. ökonomischen oder sozialen) Kosten gegenüberzustellen. Für die Durchführung der Signifikanzanalyse sind geeignete Referenzdaten zu verwenden (z. B. Jahresemissionen für Deutschland). Die Signifikanzanalyse ist nicht mit der Ermittlung des Spezifischen Beitrags zu verwechseln, auch wenn hierfür die gleichen oder ähnliche Daten verwendet werden: während es beim Spezifischen Beitrag ausschließlich um den quantitativen Vergleich der in einer Ökobilanz ermittelten Wirkungswerte geht, steht bei der Signifikanzanalyse der Vergleich des Systems mit der Gesamtsituation oder mit anderen Systemen im Vordergrund.“

5.10.4.1.1.7 *Gesamteinschätzung*¹⁵¹

„Die Gesamteinschätzung ist derjenige Arbeitsschritt, in dem alle ergebnisrelevanten Informationen aus Sachbilanz und Wirkungsabschätzung zu einer Aussage im Hinblick auf die in der Zieldefinition beschriebene Fragestellung zusammengefasst werden.

Hierfür ist ein zweistufiges Verfahren erforderlich:

1. Zusammenführung der Ergebnisse aus Sachbilanz und Wirkungsabschätzung für jedes untersuchte Szenario
 - a) Hierarchisierte Indikatorergebnisse
 - b) Wesentliche Ergebnisse der Sachbilanz, die nicht in der Wirkungsabschätzung berücksichtigt wurden: Stoffströme, die in der Sachbilanz nicht auf Elementarflüsse reduziert wurden (z. B. Sekundärrohstoffe oder aus Datenmangel nicht weiterverfolgte Stoffströme), Stoffe, die im Rahmen der angewandten Methode der Wirkungsabschätzung nicht aggregierbar sind, weitere, z. B. qualitative Informationen aus der Sachbilanz, räumlich und zeitlich differenzierende Aussagen (je nach Zieldefinition und Informationslage).

2. Zusammenführung der Ergebnisse aller Szenarien

Durch die Zusammenführung aller Szenarien wird die Formulierung differenzierter Ergebnisaussagen ermöglicht wie z. B.:

- a) Parameterabhängige Aussagen (bei statistischen Bandbreiten der Randparameter), z. B. darüber, bei welcher Konfiguration der Randparameter die im Hauptszenario erhaltene Aussage ihre Gültigkeit verliert.
- b) Aussagen über die statistische Wahrscheinlichkeit der erhaltenen Aussage (bei Kenntnis der statistischen Verteilung der Randparameter).
- c) Abhängigkeit von Annahmen: In welchem Maße ändert sich das Ergebnis, wenn die in der Rahmendefinition unterstellten Annahmen variieren?

¹⁴⁹ [UBA 1999], Kap. 2.3.3

¹⁵⁰ Der von [UBA 1999] verwendete Begriff „Signifikanzanalyse“ ist nicht sinnidentisch mit „Identifizierung signifikanter Parameter“ in ISO 14044.

¹⁵¹ [UBA 1999], Kap. 2.3.4

Das Ergebnis der Gesamteinschätzung setzt sich somit zusammen aus

- einer differenzierten verbal-argumentativen Aussage über die relativen Vor- und Nachteile der untersuchten Systeme für die Umwelt in Abhängigkeit von den untersuchten Randbedingungen,
- einer Einschätzung zur Sicherheit dieser Aussage sowie
- einer Einschätzung der Signifikanz der ermittelten Vor- und Nachteile im Vergleich zu anderen Systemgruppen.

5.10.4.2 Anwendung der UBA-Methode in Ökobilanzen zu Getränkeverpackungen

[UBA 2000] und [UBA 2002]

In [UBA 2000] wurde die Methode [UBA 1999] erstmals auf eine UBA-Ökobilanz zu Getränkeverpackungen angewendet, [UBA 2002] war eine Folgestudie ohne Änderungen in der Methodik zu Wirkungsabschätzung und Auswertung.

Die optionalen Elemente der Wirkungsabschätzung wurden in [UBA 2000] und [UBA 2002] so behandelt, wie bereits beschrieben: Der „spezifische Beitrag“ und die „Ordnung (Rangbildung)“ wurden zur „ökologischen Priorität“ der untersuchten Wirkungskategorien zusammengefasst. und die Ergebnisse im Kapitel Auswertung präsentiert. Dieses Vorgehen hat zur Konsequenz, dass in der Auswertung immer nur jeweils zwei Produktsysteme in sog. „T-Diagrammen“ miteinander verglichen werden können. Eine Gesamtdarstellung unter Berücksichtigung der „ökologischen Priorität“ aller untersuchten Produktsysteme in den relevanten Szenarien und Sensitivitätsanalysen ist methodenbedingt nicht möglich.

Wie auch in der grundlegenden UBA-Methodenstudie von 1999 werden die optionalen Bestandteile der Wirkungsabschätzung im Kontext der Auswertung behandelt. Das ist zwar ein formaler Verstoß gegen die Norm, der inhaltlich allerdings keine Bedeutung hat, da die optionalen Bestandteile der Wirkungsabschätzung unter dem Blickwinkel der Methodenlogik in der Auswertung stimmiger angesiedelt wären.

Die Darstellung für mehrere Produktsysteme in einer einzigen Graphik ist nur auf Basis der Sachbilanzergebnisse sowie der Ergebnisse nach Bearbeitung der verbindlichen Bestandteile der Wirkungsabschätzung (Daten nach Charakterisierung – vgl. Kapitel „Wirkungsabschätzung“) möglich.

Die methodischen Eckpunkte der Auswertung sind in [UBA 2000] zusammengefasst, die sich an der Norm [ISO 14043] orientieren¹⁵², die zu diesem Zeitpunkt in der Endfassung vorlag. Betont wird die Bedeutung der Sektoranalyse zur Identifizierung signifikanter Umweltlasten in definierten Lebenswegabschnitten. Zur Veranschaulichung normierter Wirkungsindikatorergebnisse (in UBA-Terminologie: „spezifischer Beitrag“) wurde die jährliche Produktion der untersuchten Produktsysteme berücksichtigt und als Referenzdaten diejenigen Wirkungsindikatorergebnisse verwendet, die im Mittel von einem Einwohner Deutschlands verursacht werden. Diese Referenzwerte wurden „Einwohnerdurchschnittswerte (EDW)“ genannt und das normierte Ergebnis als „Anzahl EDW“ dargestellt. Die Möglichkeit des Bezugs „pro Kopf der Bevölkerung oder ein vergleichbares Maß“ wird in [ISO 14044] erwähnt.

¹⁵² Die Anforderungen haben sich mit der Neuordnung des Normenwerks nicht geändert.

Spätere Modifikationen der Methode

Die Beschränkung auf die Vergleichbarkeit auf jeweils zwei Produktsysteme im paarweisen Vergleich wurde in den Folgestudien aufgegeben. Beibehalten wurden folgende Elemente:

- Die Orientierung an den Auswertekriterien gemäß [ISO 14044] (vormals in [ISO 14043] enthalten)
- Die Normierung (spezifischer Beitrag) unter Verwendung von Einwohnerdurchschnittswerten
- Die studienunabhängige Prioritäteneinordnung aufgrund der Ordnungskriterien „Ökologische Gefährdung“ und „Abstand zum Schutzziel“ aus [UBA 1999]; Die „ökologische Priorität“ wird für die in [UBA 1999] berücksichtigten Wirkungskategorien aus der „ökologischen Gefährdung“ und „Abstand zum Schutzziel“ ohne Berücksichtigung des „spezifischen Beitrags“ sinngemäß zusammengefasst (vgl. Abb. 63).

Abbildung 63: Ableitung der ökologischen Priorität ohne Berücksichtigung des „Spezifischen Beitrags“

Tabelle 1-3: Einstufung der ökologischen Priorität in der Getränkeökobilanz des Umweltbundesamtes [UBA 2000]

| Wirkungskategorie | spezifischer Beitrag | ökologische Gefährdung | Abstand zum Zielwert | Einstufung der ökologischen Priorität in UBA 2000 |
|--|---|------------------------|----------------------|---|
| Klimawandel | wird durch die Ergebnisse der Normierung bestimmt | A (sehr groß) | A (sehr groß) | sehr große ökologische Priorität |
| Fossile Ressourcenbeanspruchung | | C (mittel) | B (groß) | große ökologische Priorität |
| Eutrophierung (terrestrisch) | | B (groß) | B (groß) | große ökologische Priorität |
| Versauerung | | B (groß) | B (groß) | große ökologische Priorität |
| Sommersmog (~ bodennahe Ozonbildung) | | D (gering) | B (groß) | große ökologische Priorität |
| Eutrophierung (aquatisch) | | B (groß) | C (mittel) | mittlere ökologische Priorität |
| Naturraumbeanspruchung -> Versiegelte Fläche | | A (sehr groß) | B (groß) | mittlere ökologische Priorität |
| Naturraumbeanspruchung -> Forstfläche | | D (gering) | A (sehr groß) | mittlere ökologische Priorität |

© IFEU 2010a, IFEU 2010b

- Die Nutzung der Beitragsanalyse einzelner Lebenswegabschnitte (Sektoralanalyse)
- Die Darstellung der Sachbilanzergebnisse und charakterisierten Wirkungsabschätzungsergebnisse (Möglichkeit alle untersuchten Produktsysteme in einer Graphik darzustellen)

5.10.5 Schlussfolgerungen sowie Vorschlag der Auftragnehmer zu zukünftig anzuwendenden Methoden in der Auswertung und Ableitung der Mindestanforderungen

Die Voraussetzung einer nachvollziehbaren und transparenten Auswertung ist die sorgfältige Dokumentation der Ergebnisse. Dazu gehört z. B.:

- Übersichtliche Darstellung normierter Ergebnisse der Wirkungsabschätzung
- Die numerische Darstellung der auszuwertenden Sachbilanzergebnisse und charakterisierten Wirkungsabschätzungsergebnisse in einer Tabelle
- Beitragsanalyse (Sektoralanalyse) der berücksichtigten Lebenswegabschnitte
- Beitragsanalyse der berücksichtigten Sachbilanzdaten zum charakterisierten Ergebnis einer Wirkungskategorie

- Prozentuale vergleichende tabellarische Darstellung und Auswertung der Sektoralanalyse als Dominanzanalyse für alle Wirkungskategorien (Anteil der jeweiligen Lebenswegabschnitte an der Gesamt-Systemlast der untersuchten Systeme)
- Tabellarischer Vergleich der untersuchten Produktsysteme mit farbig unterstützter Darstellung einer geringeren oder höheren Umweltlast aller untersuchten Wirkungskategorien (Vergleichsbasis: Referenzsystem)
- Transparente Ordnungskriterien

Oft wird an die Auswertung der Anspruch gestellt, als Ergebnis eine Maßzahl zu erhalten, die die Gesamtvor- oder Nachteiligkeit von Produktsystemen im Vergleich widerspiegelt. Dieser Wunsch ist nachvollziehbar, allerdings aufgrund der Komplexität der systemanalytischen Methodik „Ökobilanz“ nur unter pragmatischer Setzung von Werthaltungen zu erreichen. Aus diesem Grund enthält [ISO 14044] etliche Hinweise zum Umgang mit Ergebnissen in Studien, die vergleichende Aussagen enthalten und zur Veröffentlichung vorgesehen sind. Abschnitt 4.4.5 in [ISO 14044] spezifiziert den Umgang mit Ergebnissen der Wirkungsabschätzung wie folgt:

„Eine Wirkungsabschätzung darf nicht die einzige Grundlage für zur Veröffentlichung vorgesehene vergleichende Aussagen zur umweltseitig übergreifenden Überlegenheit oder Gleichwertigkeit liefern, da zur Überwindung einiger der inhärenten Einschränkungen der Wirkungsabschätzung zusätzliche Informationen notwendig sind.“

Weiterhin wird im selben Abschnitt klargestellt:

„Für Studien, die für die Verwendung in zur Veröffentlichung vorgesehenen vergleichenden Aussagen bestimmt sind, muss eine Analyse der Ergebnisse auf Sensitivität und Unsicherheit durchgeführt werden.“

Die Auswertung muss die inhärenten Einschränkungen hinreichend reflektieren.

Der Vorschlag der Auftragnehmer zu zukünftig anzuwendenden Methoden in der Auswertung und zur Ableitung der Mindestanforderungen orientiert sich an den in [ISO 14044] genannten Elementen der Auswertung:

- Identifizierung signifikanter Parameter auf der Grundlage von Sachbilanz und Wirkungsabschätzung
- Beurteilung unter Berücksichtigung von Vollständigkeits-, Sensitivitäts- und Konsistenzprüfungen
- Schlussfolgerungen, Einschränkungen und Empfehlungen

5.10.5.1 Identifizierung signifikanter Parameter

Bei vergleichenden Ökobilanzen muss eine Signifikanzschwelle für den Ergebnisvergleich festgelegt werden. In vielen Ökobilanzen wird pauschal eine Signifikanzschwelle von 0,1 angenommen, es wird damit eine 90 %ige Wahrscheinlichkeit unterstellt, dass sich die Daten unterscheiden. In der Praxis wird so verfahren, dass für ausgewertete Sachbilanzparameter, für die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung (charakterisiertes Indikatorergebnis) sowie Beiträge von Lebenswegabschnitten alle Unterschiede von größer als 10 % als signifikant definiert werden. Diese Praxis der Pauschalannahme wird oft kritisiert und ist auch aus Sicht der Auftragnehmer nicht wissenschaftlich zu begründen. Andererseits ist die differenzierte Datenanalyse außerordentlich aufwändig und bietet derzeit keine Basis für eine verlässliche Unsicherheitsanalyse. Es geht bei der Festlegung einer Signifikanzschwelle vor allem darum, kleine Unterschiede nicht zu überinterpretieren. Der Wert von 0,1 ist in diesem Sinne als pragmatische Festlegung zu verstehen.

Die Auftragnehmer empfehlen die folgende pragmatische Vorgehensweise:

- Für auszuwertende Sachbilanzparameter und Ergebnisse der verbindlichen Bestandteile der Wirkungsabschätzung (charakterisierte Daten) wird ein Vorgabewert von 0,1 als Signifikanzschwelle angesetzt.
- Zur Absicherung dieser Setzung ist eine Prüfung der Signifikanzschwelle für jede Wirkungskategorie vorzunehmen. Dazu ist die Angemessenheit des Vorgabewertes vor dem Hintergrund der in einer Studie für die untersuchten Produktsysteme vorhandenen Datenlage differenziert zu diskutieren. In begründeten Fällen kann die Signifikanzschwelle höher gesetzt werden.
- Eine Höhersetzung der Signifikanzschwelle darf nicht dazu führen, dass jegliche Vergleichsaussagen insignifikant werden und in der Konsequenz kein Unterschied zwischen Vergleichssystemen konstatiert wird. In einem solchen Fall muss die Datenlage vor Einreichung der Studie beim Umweltbundesamt rekursiv verbessert werden.

Die Auftragnehmer halten die Anforderung, Monte-Carlo Analysen verpflichtend für Ökobilanzen von Getränkeverpackungen zu fordern, weder für umsetzbar noch für zielführend.

5.10.5.2 Beurteilung**Vollständigkeitsprüfung**

Im Kapitel Wirkungsabschätzung wurden bereits für jede berücksichtigte Wirkungskategorie Mindestanforderungen an die Auswertung bezüglich der Reflexion von Datenvollständigkeit und Datensymmetrie formuliert.

Sensitivitätsprüfung

Im Kapitel Wirkungsabschätzung wurden bereits für jede berücksichtigte Wirkungskategorie Mindestanforderungen an die Durchführung von Sensitivitätsanalysen formuliert.

Im Kapitel Allokation wurden ebenfalls Mindestanforderungen an die Durchführung von Sensitivitätsanalysen formuliert.

Konsistenzprüfung

In der Konsistenzprüfung muss die kritische Analyse erfolgen, inwieweit die Ergebnisse der Studie unter Berücksichtigung der identifizierten signifikanten Parameter mit definierter Signifikanzschwelle, der Ergebnisse der Vollständigkeitsprüfung und den durchgeführten Sensitivitätsanalysen das Ziel der Studie bedienen können.

Die Auftragnehmer empfehlen die Konsistenz sowohl innerhalb eines Produktsystems als auch aller in einer Studie berücksichtigten Produktsysteme und Szenarien unter Berücksichtigung der Systemgrenzen (technisch, zeitlich, geographisch) kritisch zu reflektieren.

5.10.5.3 Schlussfolgerungen, Einschränkungen und Empfehlungen

Schlussfolgerungen müssen transparent abgeleitet werden. Dazu stehen einige Hilfsmittel zur Verfügung. Häufig besteht in der Öffentlichkeit der Wunsch, alle Daten und Informationen, die in den vorherigen Schritten der Auswertung kritisch analysiert und auf ihre Belastbarkeit hin untersucht wurden, zu einer Maßzahl zu verdichten. Mathematische Algorithmen schaffen hier eine Scheinobjektivität, denn Wichtungsfaktoren (absolut oder prozentual) lassen sich nicht objektiv ableiten. Daher müssen im Sinne von [ISO 14040] und [ISO 14044], alle wertenden Schritte bei der Ableitung von Schlussfolgerungen transparent dargestellt werden (s. o.).

Die Auftragnehmer empfehlen zur Aufbereitung der Daten die Normierung als optionalen Bestandteil der Wirkungsabschätzung:

- **Die Normierung soll auf Basis der Jahresverbrauchsmenge im entsprechenden Getränke-segment durchgeführt, in EDW ausgedrückt und tabellarisch sowie graphisch dargestellt werden.** Für jedes untersuchte Produktsystem werden somit diejenigen Lasten dargestellt, die entstehen würden, wenn der gesamte Jahresverbrauch eines Füllguts in Deutschland von einem einzigen Produktsystem bereitgestellt werden würde. Die Ergebnisse aller Produktsysteme und Szenarien sind in einer einzigen Graphik darstellbar. Eine numerische Tabelle soll die Graphik ergänzen.

Grundsätzlich empfehlen die Auftragnehmer die Anwendung der Ordnungskriterien (Rangbildung) als optionalen Bestandteil der Wirkungsabschätzung in folgender Weise:

- **Die Ordnungskriterien (Rangbildung) der Wirkungskategorien, sind einheitlich für alle Produktsysteme anzuwenden und müssen den graphischen und tabellarischen Vergleich aller untersuchten Produktsysteme und Szenarien erlauben.**
- **Es soll keine Beschränkung auf paarweise Vergleiche bestehen, da in diesem Fall in Studien mit mehr als zwei untersuchten Produktsystemen die Transparenz und Nachvollziehbarkeit der Schlussfolgerungen aufgrund der Unübersichtlichkeit leidet.** Insofern empfehlen die Auftragnehmer von der Methode nach [UBA 1999] und [UBA 2000, UBA 2002] abzuweichen, was in Folgestudien auch bereits geschehen ist.
- **Die Rangbildung muss allerdings für alle berücksichtigten Wirkungskategorien vorliegen, damit es nicht zu Verzerrungen kommt.** Die in [UBA 1999] in einer fünfstufigen Skala eingeordneten Ordnungskriterien „Ökologische Gefährdung“ und „Abstand zum Schutzziel“ wurden bislang nicht aktualisiert und liegt nicht für alle im Kapitel „Wirkungsabschätzung“ aufgenommenen Wirkungskategorien vor. Bezüglich der Ableitung und Anwendung der „Ökologischen Priorität“ sind mittelfristig Überprüfungen und ggf. Anpassungen seitens des UBA zu erwarten. Bis diese Aktualisierung unter Berücksichtigung aller Wirkungskategorien vorliegt empfehlen die Auftragnehmer die Rangbildung nicht als Mindestanforderung in der Auswertung zu berücksichtigen.

Unabhängig davon, ob eine Rangbildung erfolgt oder nicht, **empfehlen die Auftragnehmer folgendes Vorgehen als Basis einer nachvollziehbaren Auswertung:**

- **Auf Basis einer sorgfältigen Dokumentation der Ergebnisse aller untersuchter Verpackungssysteme, Szenarien und Sensitivitätsanalysen erfolgt eine verbal-argumentative Auswertung.** Die Dokumentation beinhaltet mindestens:
 - Übersichtliche Darstellung normierter Ergebnisse der Wirkungsabschätzung
 - Die numerische Darstellung der auszuwertenden Sachbilanzergebnisse und charakterisierten Wirkungsabschätzungsergebnisse in einer Tabelle
 - Beitragsanalyse (Sektoralanalyse) der berücksichtigten Lebenswegabschnitte
 - Beitragsanalyse der berücksichtigten Sachbilanzdaten zum charakterisierten Ergebnis einer Wirkungskategorie
 - Prozentuale vergleichende tabellarische Darstellung und Auswertung der Sektoralanalyse als Dominanzanalyse für alle Wirkungskategorien (Anteil der jeweiligen Lebenswegabschnitte an der Gesamt-Systemlast der untersuchten Systeme)
 - Tabellarischer Vergleich der untersuchten Produktsysteme mit farbig unterstützter Darstellung einer geringeren oder höheren Umweltlast aller untersuchten Wirkungskategorien (Vergleichsbasis: Referenzsystem)

Spezifikationen der Mindestanforderungen zu allen Wirkungskategorien sind Abschnitt 1.1 und Begründungen den Anhängen 1-11 zum Themenpapier „Wirkungsabschätzung“ zu entnehmen.

- **Eine Beurteilung aufgrund des einfachen Abzählens, bei wie vielen Wirkungskategorien ein Produktsystem besser abschneidet als ein anderes, ist nicht zulässig:** So sind beispielsweise Humantoxizität, Toxische Schädigung von Menschen durch Feinstaub und ggf. Toxische Schädigung von Menschen durch ionisierende Strahlung verbal-argumentativ zusammen zu diskutieren; ebenso Klimawandel, Ressourcenbeanspruchung (KEA_{nuclear}) und Toxische Schädigung von Menschen durch ionisierende Strahlung. Spezifikationen und Begründungen sind den Anhängen 1 – 11 des Themenpapiers „Wirkungsabschätzung“ zu entnehmen.

Eine Abwägung der Wirkungsabschätzungsergebnisse vor dem Hintergrund gesellschaftlicher Werthaltungen hinsichtlich der Relevanz bestimmter Umweltthemen kann als **Zusatzinformationen** in die Auswertung aufgenommen werden, ist jedoch deutlich von den Schlussfolgerungen auf Basis der Mindestanforderungen abzugrenzen. Eine transparente Diskussion der jeweiligen Werthaltungen und der daraus folgenden Beurteilung der Ergebnisse ist zudem unerlässlich.

Verdichtete Daten dürfen nicht als Auswerteautomatismus missverstanden werden. Die Verdichtung dient ausschließlich dazu, die Datenfülle so aufzubereiten, dass vor dem Hintergrund von Signifikanzprüfung und Beurteilung nachvollziehbare, transparente und differenzierte Empfehlungen gegeben werden können. Insofern wird der Ansatz aus UBA 1999 der „verbal argumentativen Auswertung“ von den Auftragnehmern auch weiterhin empfohlen.

Alle Empfehlungen müssen die Einschränkungen berücksichtigen. Daher sind alle aus der Signifikanzprüfung und Beurteilung erkannten Einschränkungen übersichtlich aufzulisten und ihre Relevanz für die Empfehlungen zu diskutieren. Auf dieser Basis können Empfehlungen transparent abgeleitet werden.

5.10.6 Ergänzend zu adressierende Themen

Die Themen „Kritische Prüfung“ und „Berichterstattung“ werden oft im Zusammenhang mit der „Auswertung“ diskutiert.

5.10.6.1 Kritische Prüfung

Art und Umfang der Kritischen Prüfung sind im Ziel und Untersuchungsrahmen bereits zu definieren. Da die Ergebnisse der Ökobilanzen zu Getränkeverpackungen im Kontext der Verpackungsverordnung zur öffentlichen Kommunikation vergleichender Aussagen vorgesehen sind, ist die Prüfung durch einen Gutachterkreis (Review Panel) aus drei Mitgliedern gemäß [ISO 14040] Ziffer 7.3.3 zu Grunde zu legen. [ISO 14044] definiert in Ziffer 6.1 fünf Prüfkriterien. [ISO/TS 14071] enthält Hilfestellungen zum Vorgehen in einer Kritischen Prüfung.

Die vollständige Überprüfung der Richtigkeit der Datengrundlage (Primärdaten, Sekundärdaten) und aller Berechnungen ist in der Kritischen Prüfung nicht vorgesehen. Aufgrund der zu berücksichtigenden Datenmenge ist das nicht mit akzeptablem Zeitaufwand für eine Kritische Prüfung umzusetzen. Daher wird [ISO 14044] nicht von Verifizierung (verification) der Daten gesprochen. Übliche Praxis in Kritischen Prüfungen ist daher die Überprüfung der Eignung der Daten, deren Konsistenz und Plausibilität. Zu diesen Prüfungen sind unterschiedliche Methoden geeignet.

Es ist nicht Aufgabe der Kritischen Prüfung, das Ziel einer Studie zu hinterfragen sondern zu prüfen, ob die in der Studie genutzten Daten und angewendete Methoden diesem Ziel gerecht werden. Die formulierten Mindestanforderungen müssen also ISO-konform sowie konsistent zum Ziel sein und bilden damit für Kritische Prüfungen die Grundlage.

5.10.6.2 Berichterstattung

[ISO 14044] gibt in Abschnitt 5 Hinweise zur Berichterstattung. In Abschnitt 5.2 werden zusätzliche Anforderungen und Anleitungen für einen Bericht an Dritte formuliert. Die Auftragnehmer legen diese Anforderungen zu Grunde.

6 Definition von Mindestanforderungen für zukünftige Ökobilanzen

Im folgenden Kapitel 6 werden nun die in Kapitel 5 abgeleiteten wissenschaftlichen Erfordernisse an Getränkeverpackungsökobilanzen im Kontext der Verpackungsverordnung in Form von übersichtlich aufbereiteten Mindestanforderungen definiert. Diese Mindestanforderungen bilden das eigentliche Kernstück des F&E Vorhabens und dienen zukünftig den Auftraggebern und Erstellern von Ökobilanzen als Leitfaden bei der Bearbeitung. Für das UBA und das BMUB wiederum sind die hier aufgeführten Mindestanforderungen als Richtschnur bei der Beurteilung der Studien gedacht.

6.1 Allgemeine Aspekte

Die Folgenden adressierten allgemeinen Aspekte müssen spezifiziert werden.

6.1.1 Auftraggeber und Ersteller der Ökobilanz

- Angaben darüber, wer die Studie in Auftrag gegeben hat.
- Angaben darüber, wer die ökobilanziellen Modellierungen und Berechnungen durchgeführt hat.
- Angaben darüber, wer welche Vor- bzw. Detailuntersuchungen (wie zum Beispiel Markt- und Distributionsanalysen) durchgeführt hat.

6.1.2 Datum des Ökobilanz-Berichtes

- Angaben zum Bearbeitungszeitraum der Studie sowie der Vor- und Detailuntersuchungen
- Angaben zum Termin der vom Auftraggeber abgenommen Endfassung
- Angaben zum Zeitpunkt der geplanten Erstveröffentlichung

6.1.3 Konformitätserklärung

- Erklärung, dass die Studie nach den Anforderungen gemäß ISO 14040 und 14044 durchgeführt wurde
- Erklärung, dass die Studie gemäß den Vorgaben dieses Leitfadens durchgeführt wurde

6.1.4 Art der Kritischen Prüfung:

- Da alle Ökobilanz-Studien, die nach diesem Leitfaden erstellt werden, aufgrund der Einbeziehung eines Referenzsystems vergleichende Aussagen zu Packmittelsystemen unterschiedlicher Hersteller enthalten und auch dazu vorgesehen sind, öffentlich kommuniziert zu werden, ist die Prüfung durch einen Gutachterkreis (Review Panel) gemäß ISO 14040 Abschnitt 7.3.3 und ISO 14044 Abschnitt 6.2 erforderlich.
- Die Kritische Prüfung kann begleitend oder nach Abschluss der Ökobilanzstudie durchgeführt werden. Die diesbezügliche Vorgehensweise sowie Namen und institutionelle Zugehörigkeit der Mitglieder des Gutachterkreises sind hier zu nennen.
- Es ist auch darauf hinzuweisen, dass der Gutachterkreis die Kritische Prüfung unter Berücksichtigung der Ausführungen in ISO/TS 14071 durchgeführt hat.¹⁵³ Der Auftraggeber einer Ökobilanz muss den Gutachterkreis entsprechend auswählen.¹⁵⁴

¹⁵³ ISO/TS 14071:2014: Life cycle assessment – Critical Review processes and reviewer competencies – Additional requirements and guidelines to ISO 14044

¹⁵⁴ Wird die Ökobilanz von Wirtschaftsbeteiligten selbst durchgeführt gilt diese Anforderung sinngemäß.

- Die kritische Prüfung umfasst auch die Übereinstimmung der Studie mit den Vorgaben der Mindestanforderungen und bewertet ebenso die evtl. von den Studienautoren herangezogenen Gründe bzgl. möglicher Abweichungen.

6.1.5 Begleitkreis

- Den Auftraggebern der Ökobilanzstudie wird empfohlen, einen Begleitkreis zur Studie einzurichten, der neben den Auftraggebern und –nehmern auch alle relevanten und betroffenen Akteure aus Industrie und Handel umfasst.
- Im Begleitkreis sollen die grundsätzlichen Daten und Festlegungen der Studie vor dem Hintergrund der Mindestanforderungen möglichst offen und transparent diskutiert werden.

6.1.6 Frühzeitige Einbeziehung des UBA

Den Auftraggebern der Ökobilanzstudie wird empfohlen das Umweltbundesamt frühzeitig über die Erstellung der Studie zu informieren. Gründe dafür sind:

- A. die Möglichkeit, Hinweise und Anregungen seitens der Politik (vertreten durch das UBA) in der Erstellung oder gar Konzeption der Studie aufgreifen zu können.
- B. die Chance, dass das UBA unter Umständen Kontakte zu anderen Wirtschaftsbeteiligten vermitteln und als neutrale Stelle im Rahmen der Datenerhebung fungieren kann.

6.2 Ziel der Studie

Das Ziel der Untersuchung ist von den Autoren der jeweiligen Studie in Abstimmung mit den Auftraggebern (sofern nicht in Personalunion) darzulegen und entlang der folgenden dargelegten Kriterien zu beschreiben.

Da sich der Untersuchungsrahmen sowie alle weiteren Arbeitsschritte der Ökobilanz daran orientieren müssen, die Ziele der Studie umzusetzen und die Auswertung ebenfalls auf die Ziele Bezug nehmen muss, ist die transparente Beschreibung der Ziele essentiell.

6.2.1 Gründe für die Durchführung der Studie

- Dazu gehören, die Hintergründe und Motive, die zur Initiierung und Durchführung der Studie führen, offen darzulegen.
- Eine Abgrenzung zu nicht verfolgten Zielen ist sinnvoll um Missbrauch vorzubeugen.

6.2.2 Vorgesehene Verwendung

- Die Ökobilanz-Studie ist dazu vorgesehen, dem Umweltbundesamt (UBA) und dem Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB) im Kontext Verpackungsverordnung (VerpackV) vorgelegt zu werden.
- Weitere vorgesehene Verwendungen sind hier zu beschreiben.

6.2.3 Zielgruppen

- Prinzipiell sind alle Zielgruppen der Ökobilanz-Studie zu benennen.
- Wenn UBA und BMUB in den Adressatenkreis der Studie gehören ist dies entsprechend zu kennzeichnen.
- Ist die Kommunikation in weitere Zielgruppen vorgesehen sind diese zu nennen.

6.2.4 Angaben zur Veröffentlichung der Ökobilanz-Studie

- Es ist ein Hinweis aufzunehmen, dass die Ökobilanz-Studie als Grundlage für zur Veröffentlichung vorgesehene vergleichende Aussagen bestimmt ist, die UBA/BMUB im Kontext VerpackV vornehmen.
- Alle Ökobilanz-Studien, die nach diesem Leitfaden erstellt werden, enthalten aufgrund der verbindlichen Einbeziehung eines Referenzsystems vergleichende Aussagen. Dem Auftraggeber bleibt es unbenommen, über die Mindestanforderungen hinauszugehen und z. B. weitere Verpackungssysteme in die Studie aufzunehmen.

6.3 Untersuchungsrahmen der Studie

Die Beschreibung des Untersuchungsrahmens erfordert

- Angaben zu den untersuchten Produktsystemen sowie
- Beschreibungen methodischer Eckpunkte der Ökobilanz-Studie.

Die im Rahmen dieses Leitfadens berücksichtigten Produktsysteme sind Getränkeverpackungssysteme. Getränkeverpackungssysteme werden durch folgende produktspezifische Parameter charakterisiert, die den Untersuchungsrahmen der Ökobilanz-Studie bestimmen:

- Getränkesegment
- Packmitteltyp (Primärverpackung, Sekundärverpackung, Tertiärverpackung)
- Packstoff (Material)
- Klassifikation (z. B. Individualmehrweg, geschlossener Pool, offener Pool)
- Füllgröße
- Distributionsstruktur
- Umlaufzahlen bei Mehrwegsystemen

Nachfolgend sind die verbindlichen Festlegungen des Untersuchungsrahmens zusammengestellt sowie Hinweise gegeben, wie wählbare Festlegungen dokumentiert werden müssen. Im Bericht der Ökobilanz-Studie sind alle Festlegungen, auch die verbindlichen, vollständig zu dokumentieren. Der Bericht der Ökobilanz-Studie muss für sich allein alle relevanten Informationen enthalten.

Zur Unterstützung der Ersteller der Ökobilanz werden Verweise auf Kapitel gegeben, in denen die Mindestanforderungen abgeleitet sind.

Aufgrund des iterativen Charakters der Ökobilanz-Methodik nach ISO 14040/44 sind einige Informationen zum Untersuchungsrahmen erst dann in den Bericht zu integrieren, wenn die entsprechenden Untersuchungen in der Phase „Sachbilanz“ bereits durchgeführt wurden.

6.3.1 Funktionelle Einheit

(vgl. Kapitel „Verpackungssysteme, funktionelle Einheit und Referenzsysteme“)

- Die funktionelle Einheit ist verbindlich wie folgt festgelegt:

„Bereitstellung von 1000 L Getränk in Gebinden bis zu einer Füllgröße von 10 Litern am Ort der letzten Handelsstufe (POS: Point of Sale)“

- „Getränk“ meint hier die Füllgüter derjenigen Getränkesegmente, die gemäß dem Kapitel „Definition des Getränkesegments“ präzise charakterisiert werden.
- Der „Ort der letzten Handelsstufe“ ist folgendermaßen definiert:

Alle Arten von stationären Betrieben mit Handelsfunktion, die Getränke abgeben (z. B. Lebensmitteleinzelhandel (LEH), Getränkeabholmärkte, Drogeriemärkte, Tankstellen und Kioske, aber auch Cash + Carry (C+C) oder Getränkefachgroßhandel (GFGH)).

- Dabei gilt:
 - Automaten werden wie Groß-Verbraucher (z. B. Kantinen oder Gastrobetriebe) behandelt.
 - Hat der Direktvertrieb vom Abfüller zum Endverbraucher (Gastronomie, institutionelle Abnehmer, Private Haushalte) einen Marktanteil von mehr als 3 % am Verbrauch des Getränkesegments, so sind die gleichen Transportentfernungen anzunehmen wie bei der einstufigen Handelsstufe. Es wird also eine virtuelle Handelsstufe unterstellt. Alternativ können die Transportentfernungen aber auch empirisch ermittelt werden.
- Die füllgutbezogene Differenzierung wird durch die Definition nach Getränkesegmenten gelöst. Dabei wird auch ein wesentlicher Aspekt der Verpackungsfunktion mit gelöst, der durch die funktionelle Einheit nicht beantwortet ist, die Unterscheidung zwischen kohlenstoffhaltigen und kohlenstofffreien Getränken und zwischen gekühlten und nicht gekühlten Milchgetränken.
- Die Leistungsmerkmale der untersuchten Getränkeverpackungssysteme (Funktion) sind genau zu beschreiben.
 - Die Funktion der Verpackungssysteme muss beschrieben werden. (z. B. Transport und Lagerung von Getränken, Hygiene, Schutz vor Verderb). Die Auslassung von für die Ökobilanz wesentlicher zusätzlicher Funktionen (z. B. Werbeträger, Imageform bei Individualgebinden)¹⁵⁵ ist zu nennen und zu begründen.
 - Da es sich um eine vergleichende Ökobilanz handelt muss die funktionale Äquivalenz aller untersuchten Primärverpackungen in dem adressierten Getränkesegment verdeutlicht werden.

6.3.2 Definition des Getränkesegments

Die Definition der Getränkesegmente stellt einen Kernpunkt in der Beschreibung des Untersuchungsrahmens von Getränkeverpackungsökobilanzen dar.

- Wird in der funktionellen Einheit nur pauschal auf 1.000 L Getränke verwiesen, grenzt die Festlegung der Getränkesegmente die einzubeziehenden Getränke ab. Die Grundgesamtheit wird definiert. Durch die Unterscheidung von kohlenstoffhaltig/kohlenstofffrei und gekühlt/ungekühlt werden funktionelle Aspekte außerhalb der Definition der funktionellen Einheit umgesetzt.
- Die Beschreibung der untersuchten Getränkearten ist eine zwingende Voraussetzung zur Durchführung von Getränkeverpackungsökobilanzen. Um die Vergleichbarkeit verschiedener Ökobilanzen zu ermöglichen, soll mit der Beschreibung verbindlicher Getränkesegmente eine klare und transparente Zuordnung der Getränkearten zu Getränkesegmenten erfolgen.
- Dies wird durch ein hierarchisches Konzept eingelöst. Getränkesegmente stellen dabei die oberste Ebene der einzubeziehenden Getränkearten dar, die verbindlich für alle Untersuchungen vorgegeben wird, die beim UBA eingereicht werden sollen. Unterhalb dieser Aggre-

¹⁵⁵ Eine abschließende Auflistung der Verpackungsfunktionen findet sich im Kapitel Verpackungs- Referenzsysteme Verpackungsfunktionen.

gationsebene können verschiedene Getränkearten zu einer Getränkegruppe zusammengefasst werden.

- D. h., im Rahmen einer Getränkeverpackungsökobilanz muss künftig transparent dargelegt werden,
 - zu welchem Getränkesegment die Untersuchung durchgeführt wird.
 - ob dieses Getränkesegment vollständig oder nur teilweise (Untersuchung von Getränkegruppen) betrachtet wird.
 - welche Marktbesonderheiten die gesonderte Betrachtung nur einer Getränkegruppe rechtfertigen.
 - welche der genannten Getränkearten enthalten sind und welche nicht.
- Da die abstrakte Abgrenzung der Getränkesegmente vorgegeben ist stellt die marktforschende Beschreibung der Getränkesegmente die eigentliche Herausforderung dar. Daher ist hier in besonderem Maße eine genaue und transparente Darstellung gefordert, wie die Daten generiert wurden.
- Im Rahmen der Festsetzungen zur funktionellen Einheit wurde dargelegt, dass die Schnittstelle Handel – Verbraucher konstitutiv ist. Daraus folgt zwingend, dass der Getränkeverbrauch, also der Inlandsabsatz deutscher Unternehmen zuzüglich der Importe die Grundgesamtheit definiert.
- Dabei ist es erforderlich, dass alle privaten Endverbraucher (i. S. d. VerpackV) einzubeziehen sind, unabhängig vom Ort des Konsums.
- Eine Auflistung der Getränkesegmente mit den hinterlegten Getränkearten bietet Abbildung 64.

Abbildung 64: Übersicht über Getränkesegmente und Getränkearten

| | | |
|---|---|--|
| Ungekühlte Milch- und Milchmodigetr. - H-Milch - H-Milchmischgetränke - Sterilmilch - Sterilmilchmischgetränke | Bier - Bier - Alkoholfreies Bier - Malzbier - Biermischgetränke (auch alkoholfrei) | Wässer ohne CO₂ - Mineralwasser ohne CO ₂ - Quellwasser ohne CO ₂ - Tafelwasser ohne CO ₂ - Sonstige Wässer im Sinne der Min/TafelWV ohne - Heilwasser ohne CO ₂ |
| Gekühlte milchbasierte Getränke - Gekühlte Konsummilch und - Enthaltene Getränkearten - Pasteurisierte Konsummilch - ESL-Milch - Pasteurisierte Milchmischgetränke | Perlwein, Schaumwein (mit CO₂) - Perlwein, Secco (auch alkoholfrei) - Weinähnliche Perlweine (auch alkoholfrei) - Schaumweine (auch alkoholfrei) - Weinähnliche Schaumweine (auch | Erfrischungsgetränke ohne CO₂ - Limonaden ohne CO ₂ - Cola- und Colamischgetränke ohne CO ₂ - Isotonische oder Sportgetränke ohne CO ₂ - Energiegetränke ohne CO ₂ inkl. Shots - Trinkfertige Teegetränke auch mit Saft - Fruchtsaftgetränke ohne CO ₂ - Near Water Produkte ohne CO ₂ - Wasser Plus ohne CO ₂ - Aromatisierte, aber ungesüßte Wässer - Sojamilchgetränke - Sojamilchmischgetränke - Milchhaltige Getränke, die nicht zu Milchgetränken - Sonstige alkoholfreie Getränke wie Brottrunke, - Sonstige Erfrischungsgetränke ohne CO ₂ |
| Sonstige gekühlte Milchgetränke - Molkegetränke - Molkemischgetränke - Buttermilchgetränke - Buttermilchmischgetränke - Sauermilchgetränke - Sauermilchmischgetränke - Sonstige Getränke auf Milchbasis | Alkoholische Mischgetränke mit CO₂ - Weinmischgetränke, Weinschorlen mit - Weinähnliche Mischgetränke, - weinähnliche - Weincocktails mit CO ₂ - Alkopops mit CO ₂ - Andere Spirituosenmischgetränke mit CO ₂ - Sonstige alkoholische Mischgetränke mit | |
| Wässer mit CO₂ - Mineralwasser mit CO ₂ - Quellwasser mit CO ₂ - Tafelwasser mit CO ₂ - Sonstige Wässer im Sinne der Min/TafelWV - Heilwasser mit CO ₂ | Wein und weinähnliche Getränke (ohne CO₂) - Stillwein (auch alkoholfrei) - Dessertwein (auch alkoholfrei) - Fruchtwein (auch alkoholfrei) - Kernobstwein (auch alkoholfrei) - Andere weinähnliche Getränke (auch | |
| Erfrischungsgetränke mit CO₂ - Limonaden mit CO ₂ - Cola- und Colamischgetränke mit CO ₂ - Brausen mit CO ₂ - Bittergetränke mit CO ₂ - Isotonische oder Sportgetränke mit CO ₂ - Energiegetränke mit CO ₂ - Trinkfertige Teegetränke auch mit Saft mit - Fruchtsaftgetränke mit CO ₂ - Schorlen mit CO ₂ - Near Water Produkte mit CO ₂ - Wasser Plus mit CO ₂ - Aromatisierte, ungesüßte Wässer mit CO ₂ - Fruchtnektare mit CO ₂ - sonstige Erfrischungsgetränke mit CO ₂ | alkoholische Mischgetränke ohne CO₂ - Aromatisierter Wein - Weinmischgetränke ohne CO ₂ - Weinähnliche Mischgetränke ohne CO ₂ - Weincocktails ohne CO ₂ - Alkopops ohne CO ₂ - Andere Spirituosenmischgetränke mit CO ₂ - Sonstige alkoholische Mischgetränke ohne | Säfte und Nektare - Fruchtsaft - Frucht-Smoothies - Fruchtnektar, - Gemüsesaft und -trunke |
| | Spirituosen - Spirituosen - Likör - Branntwein - Sonstige alkoholische Getränke im Sinne der | |

© IFEU/ GVM/ INTEGRAHL 2015

6.3.3 Auswahl und Beschreibung der untersuchten Getränkeverpackungssysteme

(vgl. Kapitel „Verpackungssysteme, funktionelle Einheit und Referenzsysteme“)

6.3.3.1 Untersuchte Systeme der Wirtschaftsbeteiligten im Kontext VerpackV

Die Auswahl und Beschreibung der zu untersuchenden Getränkeverpackungssysteme stellt eine zentrale Aufgabe der Rahmendefinition einer Getränkeverpackungsökobilanz dar. Die ausgewählten Verpackungssysteme sind zu beschreiben.

- Die technische Spezifikation der Verpackungssysteme muss umfassend und eindeutig für alle Verpackungsstufen erfolgen. Dazu gehören Informationen wie
 - Anzahl Hauptpackmittel pro Sekundärpackmittel (z. B. Mehrweg-Glasflaschen je Mehrweg-Kasten),
 - Anzahl Sekundärpackmittel (oder Tertiär-) pro Lage einer Palette,

- Anzahl Lagen pro Palette.
- Die Hauptpackmittel sind hinsichtlich Packmitteltyp, Packstoff, Klassifikation und Füllgröße zu differenzieren und zu beschreiben. Die Faktoren Packmitteltyp, Packstoff und Klassifikation bilden Getränkeverpackungsgruppen ab innerhalb denen nach Füllgrößen zu differenzieren ist.
- Eine Durchschnittsbildung ist nur hinsichtlich der Masse und nicht hinsichtlich der Füllgrößen der jeweils differenzierten Packmittel erlaubt.
- Zur Veranschaulichung sind Abbildungen der untersuchten Primärverpackungen wünschenswert, aus denen auch Etikettierung und Verschlusstechnik hervorgeht.
- Sollten unterschiedliche Varianten der Etikettierung und Verschlusstechnik berücksichtigt werden, sind diese Varianten zu beschreiben und bezüglich ihrer Marktrelevanz zu charakterisieren.

6.3.3.2 Auswahl und Beschreibung des Referenzsystems

- Die Berücksichtigung eines Referenzsystems ist verbindlich.
- Mit dem Referenzsystem wird für jede Getränkeverpackungsökobilanz eines Getränkesegments ein einheitlicher Bezugspunkt festgelegt. Referenzsysteme sind aber immer auch Verpackungssysteme und daher grundsätzlich in gleicher Weise wie die sonstigen untersuchten Verpackungssysteme zu bestimmen und zu beschreiben.

6.3.3.3 Auswahl und Beschreibung weiterer Getränkeverpackungssysteme

- Es ist den Wirtschaftsbeteiligten unbenommen in einer Ökobilanz-Studie neben den auf der Grundlage dieser Mindestanforderungen ausgewählten Getränkeverpackungssystemen und dem entsprechenden Referenzsystem weitere Getränkeverpackungssysteme zu berücksichtigen.
- Die weiteren in die Untersuchung einbezogenen Getränkeverpackungssysteme sind grundsätzlich in gleicher Weise wie die sonstigen untersuchten Verpackungssysteme zu bestimmen und zu beschreiben.

6.3.4 Beschreibung der Distributionsstrukturen

(vgl. Kapitel „Distribution“)

- Die Distribution muss die spezifische Situation eines Getränkeverpackungssystems als Gegenstand der Untersuchung reflektieren. Die Distributionsstrukturen werden durch die folgenden, ohnehin in der Ziel- und Rahmendefinition einer Ökobilanz festzulegenden Parameter bestimmt:
 - Getränkesegment
 - Packmitteltyp (Primärverpackung, Sekundärverpackung, Tertiärverpackung)
 - Packstoff (Material)
 - Klassifikation (z. B. Individualmehrweg, geschlossener Pool, offener Pool)
 - Füllgröße
- In der Distribution werden die Entfernungen immer für alle Verpackungsstufen der Getränkeverpackung bestimmt. D. h. man geht davon aus, dass die mit der Getränkeverpackung definierte Palettengröße bis zum POS transportiert wird. Daher ist zu berücksichtigen, dass unter-

schiedliche Systemvarianten gewürdigt werden. So macht es einen Unterschied, ob eine Mehrwegflasche im 20er Kasten, im 11er Kasten oder im Tray distribuiert wird.

- Zusammengefasste Distributionsdarstellungen für Getränkeverpackungen verschiedener Verpackungssysteme (z. B. GDB Mehrweg Glas 0,75 L und Mehrweg Individual Glas 0,75 L) sind zu vermeiden. Gerade bei sehr ähnlichen Verpackungssystemen kommt es darauf an, die Unterschiede herauszustellen.
- Die Distributionsstruktur und die Transportentfernungen werden in hohem Maße durch das verpackte Produkt bestimmt. Damit gewinnt die segmentspezifische Ermittlung der Distributionsverhältnisse eine herausragende Bedeutung.

6.3.5 Ermittlung und Dokumentation der Umlaufzahlen für Mehrwegsysteme

(vgl. Kapitel „Umlaufzahlen“)

- Die Umlaufzahlen müssen die spezifische Situation eines Getränkeverpackungssystems als Gegenstand der Untersuchung reflektieren. Die Umlaufzahlen werden durch die folgenden, ohnehin in der Ziel- und Rahmendefinition festzulegenden Parameter bestimmt:
 - Getränkesegment
 - Packmitteltyp (Primärverpackung, Sekundärverpackung, Tertiärverpackung)
 - Packstoff (Material)
 - Klassifikation (z. B. Individualmehrweg, geschlossener Pool, offener Pool)
 - Füllgröße
- Umlaufzahlen sind immer für alle Mehrwegbestandteile eines Verpackungssystems zu bestimmen. Zusammengefasste Umlaufzahlen für Packmittel verschiedener Verpackungssysteme (z. B. GDB Mehrweg Glas 0,75 L und GDB Mehrweg Glas 0,70 L) sind unzulässig.
- Wird das gleiche Mehrwegpackmittel in verschiedenen Verpackungssystemen genutzt, ist eine zusammengefasste Bestimmung zulässig, wenn die Kreisläufe sich nicht trennen lassen. Beispiel dafür sind Mehrwegpaletten oder Mehrwegkästen, die für unterschiedliche Flaschentypen genutzt werden. Das Gleiche gilt für Mehrwegpackmittel, die in verschiedenen Getränkesegmenten genutzt werden. So werden GDB-Mehrwegglasflaschen 0,70 L sowohl für Erfrischungsgetränke mit und ohne CO₂ als auch für Wasser mit und ohne CO₂ oder Nektare eingesetzt.

6.3.6 Darstellung der Entsorgungswege

(vgl. Kapitel „Entsorgungswege“)

- Die Beschreibung der Entsorgungssituation im Rahmen der Ziel- und Rahmendefinition soll kurz und deskriptiv im Rahmen der Beschreibung der untersuchten Getränkeverpackungssysteme erfolgen. Detailliertere Ausführungen hinsichtlich der in der Ökobilanz betrachteten Entsorgungswege, der verwendeten Quoten und deren Ableitungen sind im Abschnitt Sachbilanz enthalten.
- Die bilanzierten Entsorgungswege müssen die spezifische Situation eines Getränkeverpackungssystems inkl. seiner Vielfältigkeit als Gegenstand der Untersuchung reflektieren. Die Entsorgungswege werden durch die folgenden, ohnehin in der Ziel und Rahmendefinition zu definierenden Parameter bestimmt:
 - a) Getränkesegment
 - b) Packmitteltyp (EW oder MW)

- c) Packstoff (Material)
- d) Klassifikation
- e) Füllgröße
- Darüber hinaus ist die Beschreibung der zu untersuchenden Verpackungssysteme um folgenden Angaben bzgl. der Entsorgungswege zu ergänzen:
 - Anfallort der Packmittel
 - Vorgesehene Entsorgungswege (ergeben sich aus den Parametern a-e)
 - Tatsächlich stattfindende Entsorgungswege

6.3.7 Referenzfluss

(vgl. Kapitel „Systemparameter und Prozessdaten“)

Aufbauend auf der präzisen Beschreibung der untersuchten Getränkeverpackungssysteme und der funktionellen Einheit ist der Referenzfluss zu quantifizieren:

- In einer Tabelle sind Massen und Materialspezifikation aller Komponenten der Primär-, Sekundär- und Tertiärverpackung darzustellen. Die Datenbasis zur Ermittlung der Packmittengewichte ist anzugeben.
- Sollte aus mehreren spezifischen Verpackungen eine generische Verpackung abgeleitet werden (z. B. Unterschiedliche Etikettierung und Verschlusstechnik bei der Primärverpackung oder Unterschiede in der Sekundär- bzw. Tertiärverpackung) ist die Berechnungsgrundlage vor dem Hintergrund der Marktrelevanz genau zu beschreiben.
- In der Auswertung sind die Spannbreiten bezüglich der Ergebnisrelevanz zu diskutieren und ggf. ist eine Sensitivitätsanalyse (worst case) durchzuführen.

6.3.8 Systemgrenzen

Nachfolgend sind die grundsätzlichen verbindlichen Randbedingungen der Systemgrenzen zusammengestellt. Bezüglich einzelner Wirkungskategorien sind weitere Spezifikationen erforderlich. Diese sind den Anhängen zum Themenpapier Wirkungsabschätzung zu entnehmen.

Die Systemgrenzen werden bestimmt durch den Untersuchungsgegenstand, das Bezugsjahr der Studie sowie durch die verwendeten Daten.

6.3.8.1 technische Systemgrenze

- Die Ökobilanz-Studie muss alle Prozesse (technischen Prozesse sowie Agrar- und Forstprozesse) des gesamten Lebensweges des Getränkeverpackungssystems umfassen.
- Bei der Quantifizierung müssen folgende Lebenswegabschnitte einer Getränkeverpackung berücksichtigt werden:
 - Rohstoffgewinnung (primäres und sekundäres Material)
 - Packstoffproduktion
 - Packmittelproduktion
 - Abfüllung
 - Nutzung (nur bezüglich der Quantifizierung von Abfallströmen ausgehend vom Verbraucher relevant)
 - Ende-des-Produktlebensweges (EoL)

- Transporte generell
- Distributionssystem des Produktes
- Die berücksichtigten Prozessmodule der Modellierung des Getränkeverpackungssystems sind unter Reflexion der Prozesse innerhalb der technischen Systemgrenze transparent darzustellen.
- Der Ausschluss von Prozessen muss unter Berücksichtigung der Vorgaben zu Abschneidekriterien transparent begründet werden.
- Die Herstellung der Infrastruktur (Gebäude, Maschinen, Straßen) liegt außerhalb der Systemgrenze. Bei der Verwendung von Datensätzen aus Datenbanken ist Infrastruktur teilweise berücksichtigt, was in der Sachbilanz kritisch zu reflektieren ist.
- Zur Veranschaulichung ist das untersuchte Getränkeverpackungssystem unter Berücksichtigung aller Verpackungsstufen in einem aussagekräftigen Prozessdiagramm (Systemfließbild) darzustellen. Hier ist ein Übersichtsbild gemeint, das im Kapitel Sachbilanz als detailliertes Prozessdiagramm inkl. Referenzflüsse dokumentiert wird.

6.3.8.2 geographische Systemgrenze

- Die geographische Systemgrenze ist Deutschland. Die funktionelle Einheit definiert als Bezugsebene den Ort der letzten Handelsstufe. Damit liegen Inlandsabsatz und Importe innerhalb der geographischen Systemgrenze. Die Summe aus Inlandsabsatz und Importen wird als Verbrauch bezeichnet.
- Exporte werden nicht erfasst (Produktion – Export = Inlandsabsatz)
- Vorketten, Abfüllung, Transporte und Entsorgungsmodule können je nach Sachlage eine abweichende geographische Systemgrenze haben. Diese, wie alle anderen Prozessmodule auch, sind in der Sachbilanz transparent zu beschreiben und die Sinnhaftigkeit der Auswahl von Datensätzen ist dort zu begründen.

6.3.8.3 zeitliche Systemgrenze

- Die zeitliche Systemgrenze beschreibt den zeitlichen Gültigkeitsbereich der Daten.¹⁵⁶
- Die zeitliche Systemgrenze der Verpackungsspezifikation ist zu definieren. Ausgangspunkt ist der Zeitraum, für den die Daten derjenigen Verpackungsspezifikationen gelten, für die ein Marktbeteiligter dem UBA/BMUB Informationen im Kontext VerpackV übermitteln möchte.
- Der Zeitbezug, der den verwendeten Umlaufzahlen zugrunde liegt, muss sinnvoll sein im Kontext der sonstigen Festlegungen.
- Alle Vordergrunddaten¹⁵⁷ sollten nicht älter als 2 Jahre sein, im Vergleich zum Zeitraum für den die Verpackungsspezifikation gilt.
- Es ist zu beschreiben, für welchen Zeitraum die Ergebnisse der Studie gültig sein sollen.

¹⁵⁶ Einzelne Wirkungskategorien erfordern eine erweiterte zeitliche Systemgrenze. So wird beim GWP ein 100 Jahre Horizont zugrunde gelegt. Das bedeutet allerdings nicht, dass die zeitliche Systemgrenze als 100 Jahre definiert werden kann.

¹⁵⁷ Zur Definition „Vordergrunddaten“ sei an dieser Stelle auf Kap. 4.7 verwiesen.

6.3.9 Abschneidekriterien

- Die Abschneidekriterien bezüglich Masse, Energie und Umweltrelevanz sind entsprechend ISO 14044 Absatz 4.2.3.3.3 anzuwenden:
 - Bezüglich des Massekriteriums gilt folgende Mindestanforderung: 1 % pro Prozessmodul; maximal 5 % kumulierend.
 - Bezüglich Energie gilt folgende Mindestanforderung: 1 % pro Prozessmodul; maximal 5 % kumulierend.
 - Bezüglich Umweltrelevanz gilt folgende Mindestanforderung: Nachvollziehbare Beschreibung der Vorgehensweise.
- Spezifische Festlegungen zu davon abweichenden Abschneideregeln sind in den Mindestanforderungen an den entsprechenden Stellen spezifiziert.
- Es muss im Bericht präzise beschrieben werden, an welcher Stelle Abschneideregeln angewendet wurden und wie die Umsetzung der Abschneidekriterien in der Ökobilanz-Studie gewährleistet wurde.
- Die Relevanz der Abschneidekriterien auf die untersuchten Verpackungssysteme ist in der Auswertung zu diskutieren und ggf. eine Sensitivitätsanalyse durchzuführen.

6.3.10 Allokation

(vgl. Kapitel „Allokation“)

- Getränkeverpackungsökobilanzen nach diesem Leitfaden folgen der attributiven Ökobilanzierung. Eine Systemraumerweiterung mit Nutzenkörben ist nicht zulässig.
- In Kapitel 5.8 nebst seiner Unterkapitel sind die verbindlichen Allokationsregeln zusammengestellt. Sie sind in einer Studie schon in der Rahmendefinition zu benennen. Ihre studien-spezifische Umsetzung erfolgt jedoch im Rahmen der Sachbilanz und ist transparent und nachvollziehbar im Ökobilanzbericht darzustellen.

6.3.11 Anforderungen an die Datenqualität

(vgl. Kapitel „Systemparameter und Prozessdaten“)

- Innerhalb der Ziel und Rahmendefinition ist zu benennen an welcher Stelle primäre und sekundäre Vordergrunddaten sowie Hintergrunddaten verwendet werden.
- Bei der Verwendung von Vordergrunddaten ist deutlich zu machen,
 - an welcher Stelle die Datenerhebung durch den Ökobilanzierer/Studiensteller durchgeführt wurde und
 - an welcher Stelle auf Primärdatenerhebungen anderer zurückgegriffen wurde (Bsp. Marktbetrachtungen oder dezidierte Distributionsanalysen).

6.3.12 Wirkungskategorien und Wirkungsindikatoren

(vgl. Kapitel „Wirkungsabschätzung“ mit Anhängen 1 – 11)

Getränkeverpackungsökobilanzen, die dazu vorgesehen sind im Kontext VerpackV für UBA/BMUB Informationen bereit zu stellen sind attributive Praxisökobilanzen. Die Methodik für UBA-Getränkeverpackungs-Ökobilanzen muss daher robuste Indikatoren enthalten, deren Sachbilanzbasis mit akzeptablem Aufwand in Regelökobilanzen erhebbar ist. Vor diesem Hintergrund sind die methodischen Elemente nachfolgend zusammengestellt.

6.3.12.1 Verbindliche Bestandteile - Wirkungskategorien

Die in Tabelle 45 aufgeführten Wirkungskategorien sind zu adressieren. Die für jede Wirkungskategorie relevanten Arbeitsschritte und Dokumentationsanforderungen sind in diesem Leitfaden den vier Phasen der Ökobilanz zugeordnet. Die Ableitung der Empfehlungen sowie Erläuterungen sind den Anhängen zum Themenpapier Wirkungsabschätzung zu entnehmen.

Tabelle 45: Übersicht zu berücksichtigten Wirkungskategorien

| Wirkungskategorie | Wirkungskategorie-Indikator | Charakterisierungsfaktor | Erläuterung |
|--|---|---|---|
| INPUT Kategorien | | | |
| Ressourcenbeanspruchung | WP „Wasting potential“ gegliedert in WP _{KRA} : Verlustpotenzial Material [kg-e] WP _{KEA} : Verlustpotenzial Energieressourcen [MJ-e] | Verlustgrad von i in der Technosphäre WP _i WP _{KRA i} [kg-e/kg Material i] WP _{KEA i} [MJ-e/MJ Energieressource i] | Anhang 1 Ergänzend: KEA _{gesamt} gegliedert in KEA _{strömend} KEA _{fossil} KEA _{nuklear} KEA _{biotisch} |
| Naturraumbeanspruchung | Naturfernepotenzial NFP [m ² e * 1 a] | Naturfernepotenzial _i NFP _i [m ² e * 1a/m ² Hemerobieklasse _i] | aufbauend auf [Klopffer und Renner 1995] (Anhang 2) |
| Süßwasserbeanspruchung | Wasserverknappungspotenzial WVP [m ³ H ₂ Oe] | Wasserstressindex _i WSI _i [m ³ H ₂ Oe/m ³] | modifiziert nach [Pfister et al. 2009], [Ridoutt und Pfister 2012] (Anhang 3) |
| OUTPUT Kategorien | | | |
| Klimawandel | Global Warming Potential GWP ₁₀₀ [kg CO ₂ e] | Global Warming Potential _i GWP _{100 i} [kg CO ₂ e/kg Emission _i] | [IPCC 2013] (Anhang 4) |
| Stratosphärischer Ozonabbau | Ozone Depletion Potential ODP [kg CFC-11e] | Ozone Depletion Potential _i ODP _i [kg CFC-11e/kg Emission _i] | [WMO 2010] (Anhang 5) |
| Photochemische Oxidantenbildung/Sommersmog | Maximum Incremental Reactivity MIR [kg O ₃ e] | Maximum Incremental Reactivity _i MIR _i [g O ₃ -e/g Emission _i] | [Carter 2010] Anhang 6 |
| Eutrophierung und Sauerstoffzehrung | Eutrophierungspotenzial EP _{aquatisch} und EP _{terrestrisch} [kg PO ₄ ³⁻ e] | EP _i [kg PO ₄ ³⁻ e/kg Emission _i] | [Heijungs et al. 1992] (Anhang 7) |
| Versauerung | Versauerungspotenzial AP [kg SO ₂ -e] | AP _i [kg SO ₂ -e/kg Emission _i] | [Heijungs et al. 1992] (Anhang 8) |
| Ökotoxizität | Ecotoxicity freshwater (CF ^{fresh}) | CF _i freshwater ecotox | [Rosenbaum |

| Wirkungskategorie | Wirkungskategorie-Indikator | Charakterisierungsfaktor | Erläuterung |
|---|--|--|--|
| | water ecotox) [CTUe] | [CTUe/kg _{Emission i}] | et al. 2011] (USEtox) (Anhang 9) |
| Humantoxizität | Human Toxicity Potential non cancer (HTP _{non cancer}) [CTU _h] | HTP _{i non cancer} [CTU _h /kg _{Emission i}] | [Rosenbaum et al. 2011] (USEtox) Anhang 9 |
| | Human Toxicity Potential cancer (HTP _{cancer}) [CTU _h] | HTP _{i cancer}) [CTU _h /kg _{Emission i}] | |
| | Krebsrisikopotenzial (CRP) [kg As-e] | CRP _i [kg As-e/kg _{Emission i}] | basierend auf [IRIS 2006], [WHO 1998] (Anhang 9) |
| Toxische Schädigung von Menschen durch Feinstaub | Aerosol Formation Potential AFP [kg PM _{2,5-e}] | AFP _i [kg PM _{2,5-e} /kg _{Emission i}] | [De Leeuw 2002] (Anhang 10) |
| Toxische Schädigung von Menschen durch ionisierende Strahlung | Potenzial ionisierender Strahlung Nuclear Energie (IRP-NE: Ionizing Radiation Potential Nuclear Energy), [Person-Sv] | AD _i : Absorbierte Dosis : [Person-Sv/kg _{Emission i}] | [Frischknecht et al. 2000] (Anhang 11) |

Ressourcenbeanspruchung - Ziel und Untersuchungsrahmen

- Definition des Schutzziels: Erhalt von Sachgütern bzw. im weiteren Sinne von Energie- und Materialressourcen

Naturraumbeanspruchung - Ziel und Untersuchungsrahmen

- Definition des Schutzziels: Naturnähe
- Beschreibung und Begründung der untersuchten Arten von Flächennutzung (z. B. Wald/Forst, Agrar, Deponie, Bergbau) gliedert in:
 - Materialproduktion
 - Energieproduktion (z. B. Anteil Agrargas)
- Erhebung der Flächen gliedert in Hemerobieklassen und klassenweise Aggregation auf Sachbilanzebene [m² * 1a]
- Charakterisierung genutzter Flächen entsprechend der Hemerobiekategorie für Wald/Forst-, Agrarsysteme, Deponie, Bergbau, sonstige
- Folgende Charakterisierungsfaktoren werden für das Naturfernepotenzial der definierten Hemerobieklassen (NFPI) verwendet:
 - Hemerobiekategorie VII => 1,0 [m²e * 1a/m²]

- Hemerobiekategorie VI => 0,5 [m²e * 1a/m²]
 - Hemerobiekategorie V => 0,25 [m²e * 1a/m²]
 - Hemerobiekategorie IV => 0,125 [m²e * 1a/m²]
 - Hemerobiekategorie III => 0,0625 [m²e * 1a/m²]
 - Hemerobiekategorie II => 0,0313 [m²e * 1a/m²]
- Differenzierte Darstellung und Begründung der Normierungsbasis
 - Detaillierungsgrad der regionalen und damit modularen Aufschlüsselung im Kontext der Systemgrenzen
 - Procedere der spezifischen Datenerhebung zur Flächennutzung
 - Bedarf an und Umgang mit Angaben in Datensätzen aus Datenbanken
 - Bedarf an und Umgang mit generischen Daten zur Flächennutzung
 - Allokationsregeln zur Ermittlung des Flächenbedarfs für eine definierte Biomasseproduktion in der Einheit [kg/m² * 1 Jahr]

Süßwasserbeanspruchung - Ziel und Untersuchungsrahmen

- Definition des Schutzziels: Geringe Süßwasserbeanspruchung (volumetrisch-quantitativ) unter dem Aspekt vielfältiger ökologischer Wirkungen aufgrund von Wasserverknappung.
- Qualitative Aspekte werden in anderen Wirkungskategorien abgebildet. Hier sind die studienspezifisch relevanten und berücksichtigten Wirkungskategorien zu nennen. Die Auswirkungen von Qualitätsveränderungen auf die Süßwasserverfügbarkeit können nach derzeitigem Stand der Wissenschaft im Kontext der Wirkungsabschätzung in der Ökobilanz noch nicht adäquat adressiert werden.
- Quantifizierung der Süßwasserbeanspruchung: Berücksichtigt wird "Blaues Wasser": Süßwasser aus Oberflächengewässern (Fluss, See etc.), aus regenerierbarem und fossilem Grundwasser.
- Berücksichtigung regionaler Verfügbarkeit von Süßwasser
- Detaillierung der regionalen und damit modularen Aufschlüsselung im Kontext der Systemgrenzen ist erforderlich. Das muss bei der spezifischen Datenerhebung berücksichtigt werden sowie im Umgang mit Angaben in Datensätzen aus Datenbanken.

Klimawandel - Ziel und Untersuchungsrahmen

- Schutzziel ist die Vermeidung vielfältiger Folgewirkungen aufgrund globaler Erwärmung.
- Der Wirkungskategorie-Indikator ist das Treibhauspotenzial GWP100 kg CO₂e.
- Zeitlichen Systemgrenze: Alle Getränkeverpackungen (alle Verpackungsstufen) werden als kurzlebige Produkte (Lebensdauer < 10 Jahre) behandelt.
- Zeitliche Systemgrenze: Jede direkte Landnutzungsänderung nach 1990 wird vollumfänglich im untersuchten Produktsystem berücksichtigt. (1990 ist eine pragmatische Setzung, vgl. auch in Anhang 4 Kapitel 5 zum Thema Wirkungsabschätzung).

Stratosphärischer Ozonabbau- Ziel und Untersuchungsrahmen

- Schutzziel ist die Vermeidung vielfältiger Folgewirkungen aufgrund abnehmender Ozonkonzentration in der Stratosphäre.
- Der Wirkungskategorie-Indikator ist das Ozonabbaupotenzial (Ozone Depletion Potential) ODP [kg CFC-11e].
- Einordnung der zu berücksichtigenden Substanzen vor dem Hintergrund der geographischen und zeitlichen Systemgrenze.

Photochemische Oxidantenbildung/Sommersmog - Ziel und Untersuchungsrahmen

- Schutzziel ist die Vermeidung vielfältiger Folgewirkungen durch Bildung von Photooxidantien.
- Als Hauptverursacher gelten leichtflüchtige organische Verbindungen (VOC), die den durch Stickstoffoxide bedingten Zyklus von Bildung und Abbau bodennahen Ozons unterbrechen.
- Der Wirkungskategorie-Indikator ist die maximale inkrementelle Reaktivität (Maximum Incremental Reactivity) MIR ausgedrückt in Ozonbildung [kg O₃-e].

Eutrophierung und Sauerstoffzehrung - Ziel und Untersuchungsrahmen

- Schutzziel ist die Aufrechterhaltung des standortangepassten aeroben Zustands in Gewässern und der standortangepassten Nährstoffsituation in terrestrischen Ökosystemen. Betrachtet wird das Eutrophierungspotenzial.
- Die Wirkungskategorie wird unterteilt in
 - Eutrophierungspotenzial_{aquatisch} (EP_{aquatisch})
 - Eutrophierungspotenzial_{terrestrisch} (EP_{terrestrisch})
- Grundlage der Ermittlung des EP_{aquatisch} ist die Primärwirkung „Wachstum pflanzlicher Biomasse“ und die Sekundärwirkung „Sauerstoffzehrung“. Berücksichtigt werden Emissionen von P- und N-Verbindungen ins Wasser (vgl. Anhang 7). Zur worst-case Abschätzung der Sekundärwirkung „Sauerstoffzehrung“ wird der CSB herangezogen.
- Grundlage der Ermittlung des EP_{terrestrisch} ist die Primärwirkung „Wachstum pflanzlicher Biomasse“. Berücksichtigt werden Emissionen von N-Verbindungen in die Luft (vgl. Anhang 7).

Versauerung - Ziel und Untersuchungsrahmen

- Schutzziel ist die Verhinderung der fortschreitenden Versauerung von terrestrischen und aquatischen Ökosystemen. Betrachtet wird das maximale Versauerungspotenzial.
- Es werden Emissionen in Luft, Wasser und Boden berücksichtigt.
- Der Wirkungskategorie-Indikator ist das maximale Protonenbildungspotenzial bzw. Versauerungspotenzial (AP: Acidification Potential) [kg SO₂-e/kg_{Emission i}]
- Einordnung der zu berücksichtigenden Substanzen vor dem Hintergrund der geographischen und zeitlichen Systemgrenze

Human- und Ökotoxizität - Ziel und Untersuchungsrahmen

- Definition von Symmetriekriterien bezüglich der berücksichtigten Emissionen

- Umgang mit der Nutzungsphase – Abgrenzung zur Risikoanalyse – Klarstellung, dass keine differenzierte Risikoanalyse durchgeführt wird
- Detaillierungsgrad der modularen Aufschlüsselung insbesondere im Hinblick auf spezifische Herstellungsprozesse

Toxische Schädigung von Menschen durch Feinstaub - Ziel und Untersuchungsrahmen

- Definition von Symmetriekriterien bezüglich der berücksichtigten Emissionen
- Umgang mit der Nutzungsphase – Abgrenzung zur Risikoanalyse – Klarstellung, dass keine differenzierte Risikoanalyse durchgeführt wird
- Detaillierungsgrad der modularen Aufschlüsselung insbesondere im Hinblick auf spezifische Herstellungsprozesse

Toxische Schädigung von Menschen durch Ionisierende Strahlung - Ziel und Untersuchungsrahmen

- Es wird ausschließlich der Regelbetrieb der Kernbrennstoffindustrie zur Stromerzeugung in Atomkraftwerken adressiert.

6.3.12.2 Optionale Bestandteile – Normierung, Ordnung, Gewichtung

- Eine Normierung unter Bezugnahme auf die Jahresverbrauchsmenge eines Füllguts in Deutschland soll durchgeführt werden. Die Festlegung der Normierungsbasis ist für alle ausgewerteten Ergebnisse nachvollziehbar zu dokumentieren.
- Die Rangbildung als Basis der Ordnung wurde in [UBA 1999] nur für einen Teil der hier verbindlich vorgegebenen Wirkungskategorien durchgeführt und eine Aktualisierung der Einordnung der „ökologischen Priorität“ der in [UBA 1999] berücksichtigten Wirkungskategorien liegt bislang nicht vor. Daher kann das methodische Element „Ordnung“ gemäß [UBA 1999] nicht angewendet werden (vgl. auch Kapitel „Auswertung“).
- Da die Ökobilanzen von Getränkeverpackungen, die im Kontext der Verpackungsverordnung beim Umweltbundesamt eingereicht werden, aufgrund der verpflichtenden Aufnahme eines Referenzsystems immer vergleichende Aussagen enthalten und zur öffentlichen Kommunikation vorgesehen sind, ist die Gewichtung nicht zulässig.

6.3.13 Szenarien

- Die Abbildung der verschiedenen zu untersuchenden Verpackungssysteme erfolgt in Szenarien. Für jedes Verpackungssystem ist dabei ein Basisszenario zu bilanzieren, mit dem die jeweilige Situation im definierten Bezugsraum (zeitlich, geographisch und technisch) repräsentativ abgebildet wird.
- Darüber hinaus sind **Sensitivitätsanalysen** durchzuführen:
 - Sensitivitätsanalysen mit dem Ziel die Ergebnisrelevanz von **Datensätzen** und **Annahmen innerhalb der Modellierung** in den Basisszenarien zu überprüfen, sind in Form einer eigenständigen Modellierung durchzuführen. Es wird im Rahmen der Mindestanforderung festgelegt, dass die Sensitivitätsanalysen grundsätzlich getrennt voneinander durchzuführen sind.
 - Sensitivitätsanalysen innerhalb der **Wirkungsabschätzung** bedürfen keiner eigenständigen Modellierung sondern werden als separate Auswertung der Ergebnisse für alle Basis- und Sensitivitätsszenarien dargestellt.

- Die Bilanzierung **fiktiver Varianten** (wie bspw. Best Case oder Worst Case Analysen, was wäre wenn Betrachtungen etc.) ist im Rahmen der Mindestanforderung begrenzt auf den Fall der bepfandeten Einwegsysteme, bei denen eine Einstufung als ökologisch vorteilhaft angestrebt wird: Hier ist eine **Sensitivitätsanalyse** unter der Annahme einer Erfassung über die gemischte LVP Sammlung zu bilanzieren.
- Werden aus **eigenen Erwägungen** der Auftraggeber oder Autoren einer Studie weitere Sensitivitätsanalysen in der Ökobilanz-Studie untersucht, ist deren Auswahl bezüglich des Erkenntnisinteresses zu begründen und wie bei den verbindlichen Sensitivitätsanalysen die variierten Randbedingungen zu spezifizieren.
- Die Durchführung der Sensitivitätsanalysen ist wie folgt definiert:
 - **verbindliche Sensitivitätsanalysen:**
Im Rahmen der Mindestanforderungen sind an verschiedenen Stellen verbindliche Sensitivitätsanalysen festgelegt, die in der Auswertung adressiert werden müssen.
 - **Sensitivitätsanalysen nach Einzelfallprüfung:**
 - A. Die Sensitivitätsanalyse ist nur dann verbindlich durchzuführen wenn spezielle Materialien zu bilanzieren sind oder bestimmte Arten von Daten verwendet werden.
 - B. Die Sensitivitätsanalyse ist nur dann verbindlich durchzuführen wenn im Rahmen der Auswertung mittels definierter Prüfung die Ergebnisrelevanz einer bestimmten nicht oder nur eingeschränkt validen Festlegung festgestellt wurde.
- Eine Übersicht über die gem. der Mindestanforderungen zu bilanzierenden Szenarien findet sich in Tabelle 46.

Tabelle 46: Übersicht der Szenarien der Sensitivitätsanalysen

| Art der Analyse | Status | Thema | Beschreibung | Verweise |
|-----------------|---------------|-------------------------|--|-------------------------|
| Basis | verpflichtend | generell | für jedes in der Studie untersuchte Verpackungssystem ist ein Basisfall nach Maßgabe dieses Leitfadens abzuleiten und zu bilanzieren | |
| Sensitivität | verpflichtend | Distributionsentfernung | Durchschnittliche Entfernung des Getränkesegments anstatt gebindespezifischer Durchschnittswerte | Distribution |
| Sensitivität | verpflichtend | Umlaufzahl | Randwerte aus dem Ergebniskorridor anstatt des Arbeitswert aus dem Ergebniskorridor abgeleitet | Umlaufzahl |
| Sensitivität | verpflichtend | Allokation | 100:0 anstatt 50:50 | Allokation |
| Sensitivität | verpflichtend | Allokation | 0:100 anstatt 50:50 | Allokation |
| Sensitivität | verpflichtend | Süßwasserbeanspruchung | „Wasserverbrauch“ unter detaillierter Reflexion der Belastbarkeit der Sach- | Anhang 3 zum Thema Wir- |

| Art der Analyse | Status | Thema | Beschreibung | Verweise |
|-----------------|------------------------|---|---|---|
| | | | bilanz-daten zur Wasserrückführung anstatt Auswertung Wassernutzung | kungs- abschätzung |
| Sensitivität | verpflichtend | Human- und Ökotoxizität | Variation der Charakterisierungsfaktoren des USEtox Modells | Anhang 9 zum Thema Wirkungs- abschätzung |
| Sensitivität | nach Einzelfallprüfung | Allokation | Prozessallokation in vorgefertigten Datensätzen | Thema Allokation |
| Sensitivität | nach Einzelfallprüfung | Klimawandel | GWP: Zeithorizonte 20 Jahre und 500 Jahre | Anhang 2 zum Thema Wirkungs- abschätzung |
| Sensitivität | nach Einzelfallprüfung | Klimawandel | Spezifischen Emissionen „Grünen Stroms“ | Anhang 2 zum Thema Wirkungs- abschätzung |
| Sensitivität | nach Einzelfallprüfung | Klimawandel | Annahmen zu Mineralisierungsprozessen (Deponien, EoL Prozesse, landwirtschaftliche Systeme) | Anhang 2 zum Thema Wirkungs- abschätzung |
| Sensitivität | nach Einzelfallprüfung | Süßwasserbeanspruchung | Datenunschärfe des WSLi an Grenzen von Wassereinzugsgebieten | Anhang 3 zum Thema Wirkungs- abschätzung |
| Sensitivität | nach Einzelfallprüfung | Süßwasserbeanspruchung | Bewässerungseffizienz in landwirtschaftlichen Systemen | Anhang 3 zum Thema Wirkungs- abschätzung |
| Sensitivität | nach Einzelfallprüfung | Photochemische Oxidantienbildung/ Sommersmog | Im Europäischer Kontext: [ReCiPe 2008] | Anhang 5 zum Thema Wirkungs- abschätzung |
| Sensitivität | nach Einzelfallprüfung | Versauerung | Differenzierung nach innereuropäischen/außereuropäischen Emissionen [Posch et al. 2008] | Anhang 8 zum Thema Wirkungs- abschätzung |
| Sensitivität | nach Einzelfallprüfung | Erfassungsquote | Überprüfung der Quoten durch eine Reduktion der verwendeten Quoten um 10 % | Thema Entsorgungswege |
| Sensitivität | nach Einzelfallprüfung | Packmittelgewichte | Überprüfung der Spannbreiten der Packmittelgewichte (worst case) | Thema Prozessdaten |

- Die relevanten Informationen zu allen untersuchten Szenarien sind im Rahmen der Studie gem. der hier definierten Mindestanforderungen übersichtlich in einer Tabelle darzustellen.

6.3.14 Methode der Auswertung

- Die Auswertung orientiert sich an den in ISO 14044 genannten Elementen:
 - Identifizierung signifikanter Parameter auf der Grundlage von Sachbilanz und Wirkungsabschätzung
 - Beurteilung unter Berücksichtigung von Vollständigkeits-, Sensitivitäts- und Konsistenzprüfungen
 - Schlussfolgerungen, Einschränkungen und Empfehlungen
- Die Auswertung erfolgt verbal-argumentativ.

6.3.14.1 Festlegung der Signifikanzschwelle

Bei einer vergleichenden Betrachtung erfordern ISO 14040, ISO 14044 eine gesonderte Beurteilung der Signifikanz der Unterschiede zwischen den verglichenen Systemen. Dabei geht es darum, kleine Unterschiede nicht zu überinterpretieren.

- Für auszuwertende Sachbilanzparameter und Ergebnisse der verbindlichen Bestandteile der Wirkungsabschätzung (charakterisierte Daten) wird hierzu ein Vorgabewert von 0,1 als Signifikanzschwelle angesetzt. Die Ergebniswerte des Referenzsystems werden dabei für alle Vergleiche als Nenner gesetzt. Unterschiede von $>0,1$ sind als signifikant anzusehen.
- Zur Absicherung dieser Setzung ist eine Prüfung der Signifikanzschwelle für jede Wirkungskategorie vorzunehmen. Dazu ist die Angemessenheit des Vorgabewertes von 0,1 vor dem Hintergrund der in einer Studie für die untersuchten Produktsysteme vorhandenen Datenlage differenziert zu diskutieren. In begründeten Fällen kann die Signifikanzschwelle höher gesetzt werden.
- Eine Höhersetzung der Signifikanzschwelle darf nicht dazu führen, dass jegliche Vergleichsaussagen insignifikant werden und in der Konsequenz kein Unterschied zwischen Vergleichssystemen konstatiert wird. In einem solchen Fall muss die Datenlage vor Einreichung der Studie beim Umweltbundesamt rekursiv verbessert werden.

6.3.14.2 Konsistenzprüfung

- In der Konsistenzprüfung muss die kritische Analyse erfolgen, inwieweit die Ergebnisse der Studie unter Berücksichtigung der identifizierten signifikanten Parameter mit definierter Signifikanzschwelle, der Ergebnisse der Vollständigkeitsprüfung und den durchgeführten Sensitivitätsanalysen das Ziel der Studie bedienen können.

6.3.15 Aufbau des Berichtes

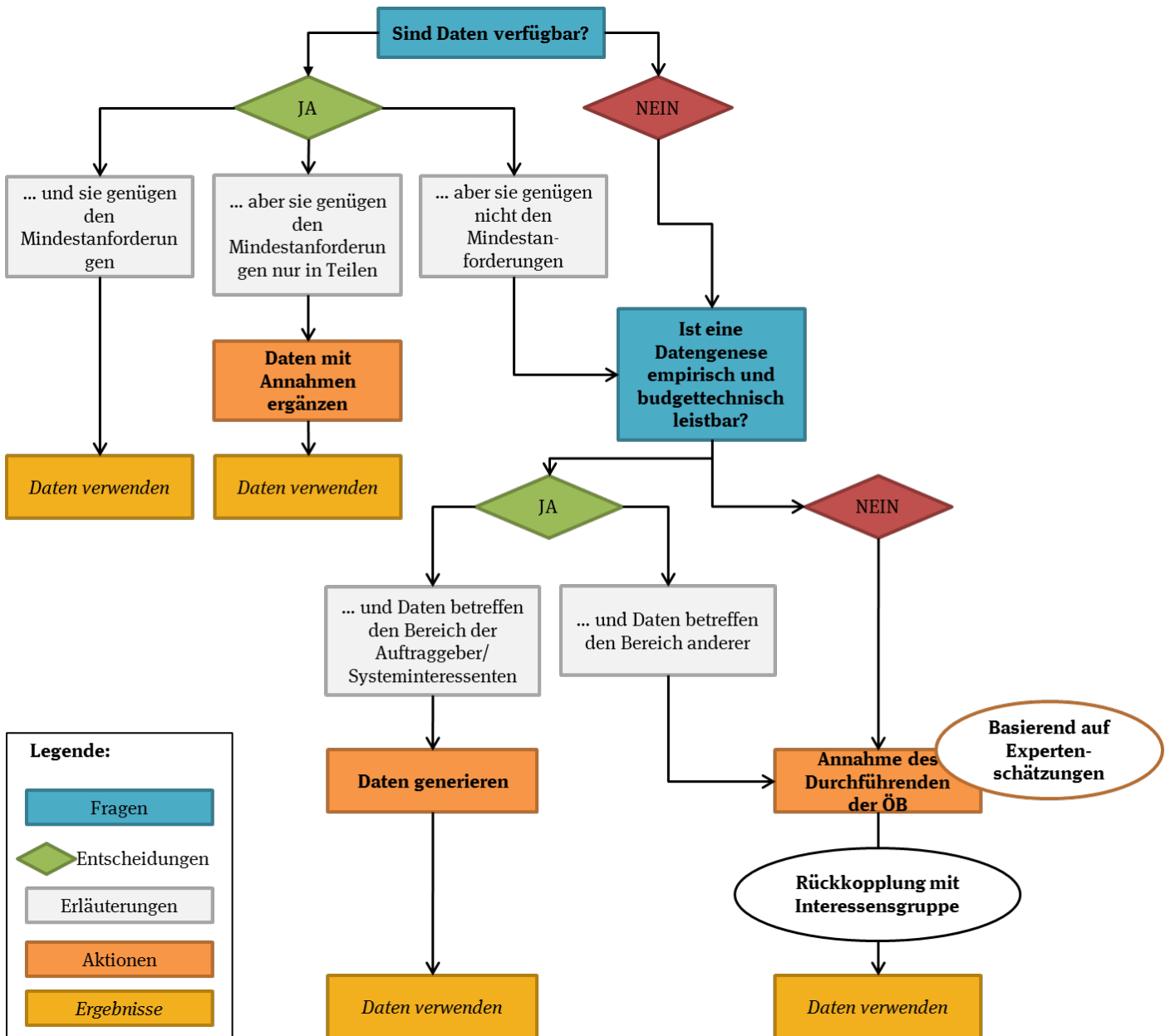
- Der Aufbau des Berichtes folgt der Gliederung dieses Leitfadens.

6.4 Sachbilanz

6.4.1 Auswahl von Daten und Behandlung fehlender Daten

Die Mindestanforderungen an Auswahl der zu untersuchenden Verpackungssysteme und die Genese der Systemparameter und Prozessdaten ist in den folgenden Kap. 6.4.2 bis 6.4.4 definiert. Die Auswahl und die Behandlung fehlender bzw. unzureichender Systemparameter und Prozessdaten (unzureichend im Sinne der Mindestanforderungen) werden nach folgendem Entscheidungsmuster durchgeführt:

Abbildung 65: Entscheidungsschema zur Auswahl und die Behandlung fehlender bzw. unzureichender Systemparameter und Prozessdaten



Erläuterungen zu Abbildung 65:

- Verfügbare Daten, welche den Mindestanforderungen in allen Belangen entsprechen werden aller Voraussicht nach im Studienkontext entweder durch den Studiersteller oder durch Externe erarbeitet worden sein.
- Zum Teil lassen die Mindestanforderungen die teilweise Ergänzung unzureichender Daten mit Annahmen zu. An den entsprechenden Stellen wird darauf hingewiesen.
- Die Entscheidung, ob eine Datengenese budgettechnisch leistbar ist, wird immer im Einzelfall und vor dem Hintergrund des kompletten Studiendesigns zu entscheiden sein.
- Durch den Ersteller der Ökobilanz-Studie getroffene Annahmen sind stets zu begründen und in ihrer Ableitung nachvollziehbar zu dokumentieren. Es empfiehlt sich die iterative Rückkopplung mit den entsprechenden Interessengruppen, um späteren Diskussionen vorzubeugen.
- Generell kann eine frühzeitige Beteiligung des Umweltbundesamtes im Rahmen der Studierstellung vorteilhaft sein.
 - Ziel der frühzeitigen Beteiligung wäre zum einen eine Ersteinschätzung des Umweltbundesamtes zur Studie und zum anderen ggf. die Hilfestellung bei der Vermittlung entsprechender Kontakte zu den einzelnen Interessensgruppen.
 - Als geeigneter Zeitpunkt für die frühzeitige Einbeziehung des Umweltbundesamtes erscheint daher die Bearbeitungsphase, in der die Ziel und Rahmendefinition weit fortgeschritten ist und in der Sachbilanz bereits für alle Systemparameter und Prozessdaten die Auswahl der Daten und die Behandlung fehlender Daten festgelegt wurde.

6.4.2 Auswahl der Verpackungssysteme

6.4.2.1 Ermittlung der Getränkesegmente

(vgl. Kapitel „Getränkesegmente“)

- Die Auswahl der Verpackungssysteme, die Bestimmung der Referenzgebilde und die Abbildung der gesamten Liefer- und Entsorgungsketten hängen von der Auswahl der Getränkearten ab.
- Dabei ist auf jeder Stufe der vor- bzw. nachgelagerten Prozesse zu reflektieren, ob und wie die ermittelten, generierten oder verwendeten Daten tatsächlich der Abgrenzung der Grundgesamtheit entsprechen (z. B. wird die Distribution von Wässern mit CO₂ abgebildet oder von Wässern gesamt).

6.4.2.2 Ermittlung der Getränkeverpackungssysteme

(vgl. Kapitel „Verpackungssysteme, funktionelle Einheit und Referenzsysteme“)

Methode der Auswahl

- Die Auswahl der zu untersuchenden Verpackungssysteme muss auf einer Marktanalyse basieren.
- Die Marktanalyse bezieht sich auf die Grundgesamtheit der Getränkeverpackungsökobilanz, die wiederum durch das ausgewählte Getränkesegment bestimmt wird.

Marktabdeckung der Getränkeverpackungssysteme

- Bezugsgröße der Marktmenge ist der Getränkeverbrauch.
- Es sind (unter der zwingenden Berücksichtigung eines Referenzsystems) immer mindestens zwei Getränkeverpackungssysteme zu untersuchen.
- Die Auswahl muss sich entweder auf das gesamte Getränkesegment beziehen oder auf eine Vorauswahl einzelner Getränkegruppen. Im letzten Fall sind dann aber keine Aussagen über das gesamte Getränkesegment möglich.
- Es ist sicherzustellen, dass durch die untersuchten Verpackungssysteme ein Marktanteil von mindestens 80 % des Getränkeverbrauchs der Verpackungsgruppe bzw. des Getränkesegments erfasst werden. Werden durch die beiden nachfolgenden Kriterien keine 80 % abgedeckt, sind weitere Verpackungssysteme einzubeziehen. Dabei ist die Auswahl nach Marktanteilen vorzunehmen.
- Bei der Untersuchung eines Getränkesegments ist jede Getränkeverpackungsgruppe zu untersuchen, die einen Anteil von mindestens 5 % am Füllgutverbrauch des Getränkesegments (entspricht Grundgesamtheit) aufweist.
- Für jede Getränkeverpackungsgruppe ist die marktbedeutendste Füllgröße zu untersuchen und zusätzlich diejenigen, die mehr als 25 % des Füllgutverbrauchs der Verpackungsgruppe oder mehr als 5 % des Füllgutverbrauchs des Getränkesegments (entspricht Grundgesamtheit) aufweist.

Berücksichtigung von Ausgestaltungsvarianten der Verpackungssysteme

- Liegen bei einem Verpackungssystem verschiedene Varianten hinsichtlich der Nebenpackmittel vor, so ist die zu untersuchende Hauptvariante nach dem Marktanteil auszuwählen.
- Nebenvarianten einer Verpackungskomponente werden nicht berücksichtigt, wenn die Hauptvariante einen Marktanteil von mehr als 80 % bezogen auf das Hauptpackmittel aufweist (Marktbagatellgrenze).
- Weitere Varianten müssen aber nur dann berücksichtigt werden, wenn der Masseanteil dieser Packmittelkomponente an den Getränkeverpackungen einer Palette ein Prozent überschreitet (Massebagatellgrenze).

Aktualität

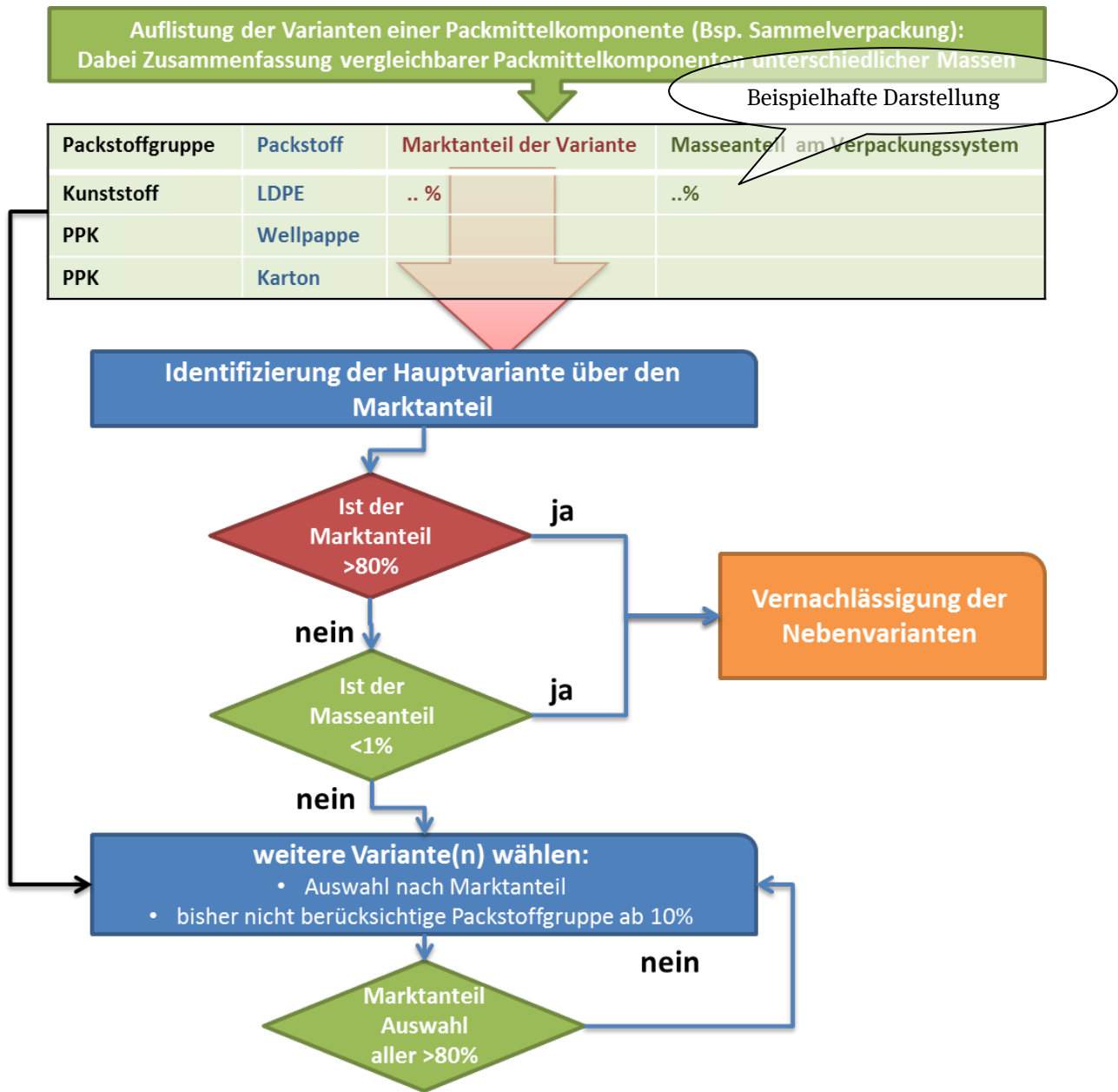
- Es ist sicherzustellen, dass die Marktdaten sich auf den Bezugszeitraum der Ökobilanz beziehen. Daher ist es im Planungsprozess einer Ökobilanz sinnvoll, die Verfügbarkeit von aktuellen Marktdaten zu überprüfen.

Tabelle 47: Anforderungskriterien zur Auswahl von Verpackungssystemen

| Kriterium | Verp.-Gruppe | Segment |
|---|--------------|---------|
| (Eigentlich selbstverständliche) Voraussetzung ist, dass die Marktanalyse zum Getränke-segment der Ökobilanzuntersuchung passt. Das heißt, dass die Grundgesamtheit der Marktanalyse der Grundgesamtheit der Ökobilanz entspricht. Folglich muss die Abgrenzung der Getränke-segmente für die Ökobilanz und der Marktanalyse kompatibel sind. Dies ist zu dokumentieren. ¹⁵⁸ | x | x |
| Die Berücksichtigung eines Referenzsystems ist verbindlich. | x | x |
| Es sind mindestens zwei Verpackungssysteme (unter Berücksichtigung des Referenzsystems) aus zwei verschiedenen Verpackungsgruppen zu untersuchen. | | x |
| Es sind mindestens zwei Verpackungssysteme (unter Berücksichtigung des Referenzsystems) zu untersuchen. | x | |
| Es ist sicherzustellen, dass durch die untersuchten Verpackungssysteme ein Marktanteil von mindestens 80 % des Getränkeverbrauchs der Verpackungsgruppe bzw. des Getränke-segments erfasst werden. Werden durch die beiden nachfolgenden Kriterien keine 80 % abgedeckt, sind weitere Verpackungssysteme einzubeziehen. Dabei ist die Auswahl nach Marktanteilen vorzunehmen. | x | x |
| Bei der Untersuchung eines Getränke-segmentes ist jede Getränkeverpackungsgruppe zu untersuchen, die einen Anteil von mindestens 5 % am Füllgutverbrauch des Getränke-segments ($\hat{=}$ Grundgesamtheit) aufweist. | | x |
| Für jede Getränkeverpackungsgruppe ist die marktbedeutendste Füllgröße zu untersuchen und zusätzlich diejenigen, die mehr als 25 % des Füllgutverbrauchs der Verpackungsgruppe oder mehr als 5 % des Füllgutverbrauchs des Getränke-segments ($\hat{=}$ Grundgesamtheit) aufweist. | x | x |

¹⁵⁸ Für Erfrischungsgetränke kann der Marktanteil der Hauptpackmittel nicht auf Basis des Haushaltsverbrauchs Limonaden wiedergegeben werden. Haushaltsverbrauch umfasst nicht den gesamten Markt, Limonaden schränkt die Getränkeart unzulässig ein.

Abbildung 66: Entscheidungsschema zur Ermittlung der berücksichtigten Getränkeverpackungssysteme



© IFEU/ GVM/ INTEGRAHL 2015

6.4.2.3 Ermittlung des Referenzverpackungssystems

(vgl. Kapitel „Verpackungssysteme, funktionelle Einheit und Referenzsysteme“)

Aktualität der Daten:

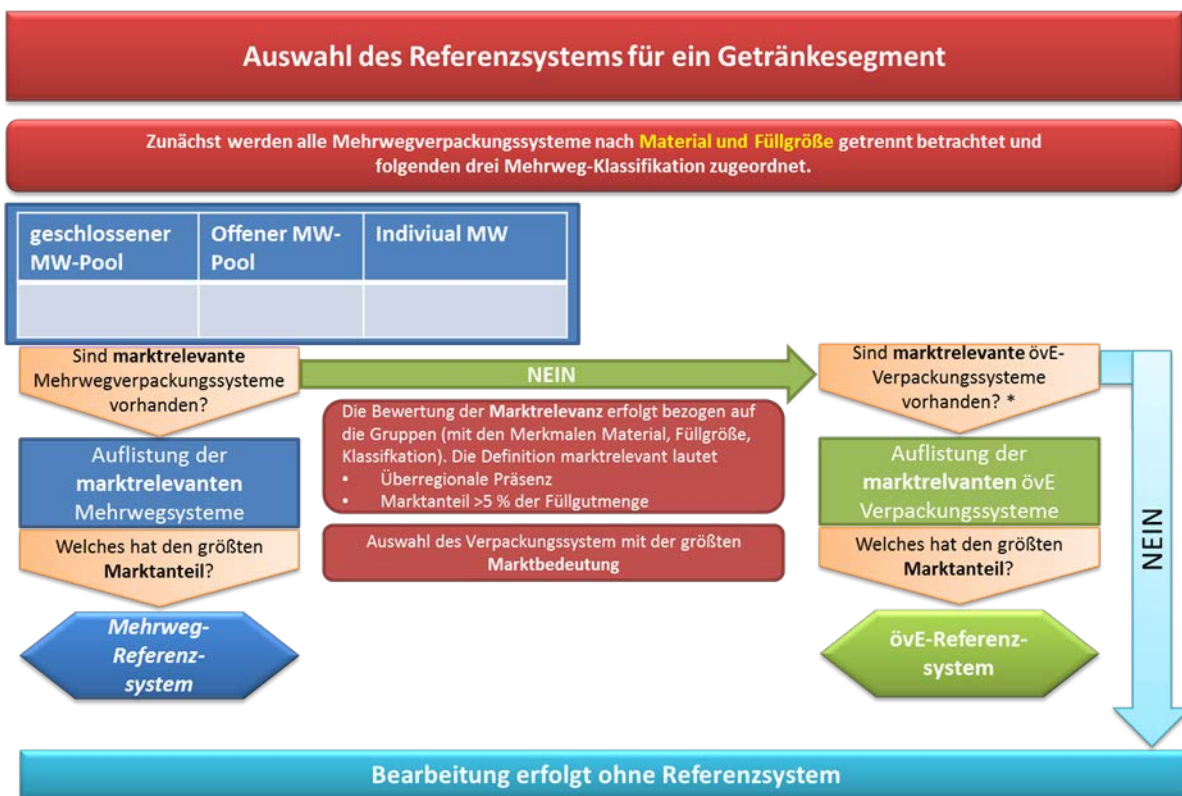
Diese Anforderung verbietet fiktive Verpackungssysteme oder historische Verpackungssysteme

Bestimmung der Referenzsysteme:

- Für jedes Getränkesegment ist genau ein Referenzsystem festzulegen.
- Die Bestimmung des Referenzsystems erfolgt nach einem Hierarchiesystem. Dabei wird zunächst das Mehrwegsystem mit der größten Marktrelevanz gesucht.

- Bezugsgröße der Marktmenge ist der Getränkeverbrauch.
- Erst wenn kein marktrelevantes Mehrwegverpackungssystem als Mehrweg-Referenzsystem zur Verfügung steht, ist nach einem ökologisch vorteilhaften Einweg (öVE)-Referenzsystem zu suchen.
- Stehen weder ein marktrelevante Mehrwegverpackungssystem noch ein öVE-Verpackungssystem zur Verfügung, so wird die Untersuchung ohne Referenzsystem durchgeführt. In diesem Fall sind alle relevanten Verpackungssysteme des Getränkesegments einzu-beziehen.

Abbildung 67: Entscheidungsschema zur Auswahl eines Referenzgebindes



* In bisherigen Ökobilanzen als ökologisch vorteilhaft identifiziert ; hier als Verpackungssystem aber neu zu bestimmen.

© IFEU/ GVM/ INTEGRAHL 2015

6.4.3 Ableitung der Systemparameter

6.4.3.1 Entsorgungswege

Ableitung der zu betrachtenden Entsorgungswege

- Grundsätzlich sind alle stattfindenden Entsorgungswege auch in der Modellierung zu berücksichtigen. Jedoch dürfen unter den im folgenden definierten Randbedingungen Vereinfachungen getroffen werden:
 - Unter der Prämisse, dass unterschiedliche Formen der Erfassung dennoch zu einer gleichen Form der Verwertung führen, können Vereinfachungen in der Modellierung vorgenommen werden, in dem nur die Haupterfassungssysteme berücksichtigt wer-

den, sofern über das Haupterfassungssystem mehr als 80 % der zur Verwertung erfassten Abfälle gesammelt werden.

- Unter der Prämisse, dass eine alternative Form der Erfassung oder eine in der Sortierung anfallende Nebenfraktion einen neuen Verwertungsweg begründet, ist dieser entsprechend zu bilanzieren und mit passenden ökobilanziellen Quoten zu versehen.
- Unter der Prämisse, dass über einen Erfassungsweg weniger als 1 % der zur Verwertung erfassten Abfälle gesammelt werden, kann dieser Weg in der Modellierung vernachlässigt werden.
- Als generelle Anforderung wird formuliert, dass im Rahmen der Dokumentation eine Gegenüberstellung zwischen den in der Realität auftretenden Verwertungswegen der Packmittel und den in der ökobilanziellen Modellierung berücksichtigten Verwertungswegen stattfindet. Werden Vereinfachungen vorgenommen sind diese zu begründen.

Definition der Quoten, für eine Modellierung der Entsorgungswege

- Für die Modellierung der Entsorgungswege der untersuchten Getränkeverpackungssysteme sind die folgenden Quoten zu definieren:
 - Ökobilanzielle Erfassungsquote (öEQ)
Verhältnis von Output des Erfassungsprozesses zur Gesamtmenge des Referenzflusses (bestimmt durch Verpackungsspezifikation und Funktioneller Einheit)
 - Ökobilanzielle Sortierquote (öSQ)
Verhältnis vom Output des Sortierprozesses zum Output des Erfassungsprozesses
- Diese Quoten sind für alle Komponenten und alle Entsorgungswege der zu untersuchenden Getränkeverpackungssysteme separat zu bestimmen und nachvollziehbar zu dokumentieren.
- Ableitung der für die Modellierung notwendigen Quoten
- Die Ableitung der Quoten für die Modellierung der Entsorgungswege der untersuchten Getränkeverpackungssysteme ist wie folgt durchzuführen:
 - Die Quoten sind in Form einer für das untersuchte Getränkeverpackungssystem spezifischen Datenerhebung zu ermitteln.
 - Sollte die Bestimmung der Quoten mittels Datenerhebung nicht möglich sein, kann auf Daten aus der abfallwirtschaftlichen Berichterstattung zurückgegriffen werden.
- Wird auf Daten der abfallwirtschaftlichen Berichterstattung zurückgegriffen ist die folgende Anpassung verpflichtend:
 - Bestimmung des Mindestmaterialgehaltes innerhalb der Verwertungszuführungsmenge mit Hilfe der für die verschiedenen Materialien festgelegten Reinheitsquoten der Sortierfraktionen wie bspw. in [UBA 40/2012]¹⁵⁹ dargestellt.
- Bei der Bestimmung der Quoten sind in beiden Durchführungsoptionen (basierend auf spezifischen Daten bzw. auf abfallwirtschaftlicher Berichterstattung) zu berücksichtigen:

¹⁵⁹ [UBA 40/2012] Dehoust, G. und Christiani, J.: Analyse und Fortentwicklung der Verwertungsquoten für Wertstoffe - Sammel- und Verwertungsquoten für Verpackungen und stoffgleiche Nichtverpackungen als Lenkungs-instrument zur Ressourcenschonung. Freiburg, Aachen, Berlin, Mai 2012

- Füllgutanhaftungen in Getränkeverpackungen
- und Restfeuchte im Material
- Sortierquoten werden mittels Messungen/ Sortierversuchen ermittelt oder aus Literaturdaten bzw. ingenieurtechnischen Schätzungen übernommen.
- Bei Verwendung von Sortierquoten aus Literaturdaten bzw. ingenieurtechnischen Schätzungen (bspw. [IFEU/HTP 2001]¹⁶⁰) sind konservative Schätzwerte zu verwenden.
- Die maximal mögliche Erfassungsquote ist 99 %. Ergeben sich durch die rechnerische Ableitung der Erfassungsquote Werte größer als 99 % so sind diese entsprechend nach unten zu korrigieren.
- Die Übernahme von Literaturdaten muss an hohe Standards geknüpft werden, besonders dann wenn es zu einem Mix aus speziellen und allgemeinen Daten kommt. Dazu gehört, dass nicht nur die Ergebnisdaten einbezogen werden, sondern auch auf Basis der gesamtverfügbaren Informationen der Datenquelle eigene Berechnungen angestellt werden.
- Für Packmittel der Um- und Transportverpackung kann der vereinfachte Ansatz unter Rückgriff auf Daten aus der abfallwirtschaftlichen Berichterstattung mit spezifizierten Anpassungen gewählt werden, sofern diese nicht mehr als 20 % der Masse des Referenzflusses des untersuchten Verpackungssystems ausmachen.

Ableitung der für die Modellierung notwendigen Quoten bepfandeter Einweggetränkeverpackungen

- Bepfandete Einwegsysteeme sind grundsätzlich unter Berücksichtigung der Quoten und Entsorgungswege zu bilanzieren, die sich aufgrund der Bepfandung ergeben. Die Ableitung der Quoten für die Modellierung der Entsorgungswege bepfandeter Einweggetränkeverpackungen ist wie oben beschrieben durchzuführen.
- Für bepfandete Einwegsysteeme, deren Freistellung von der Pfandpflicht angestrebt wird, ist zusätzlich eine Situation zu untersuchen, in dem eine Nicht-Bepfandung zugrunde gelegt wird. Aufgrund des Mangels an spezifischen Daten für die Ableitung der Entsorgungswege unter Annahme einer Nichtbepfandung können folgende Formen der Datengenese praktiziert werden:
 - Rückgriff auf Daten aus der abfallwirtschaftlichen Berichterstattung (s. o.)
 - Rückgriff auf Daten aus der Zeit vor der Bepfandung der Packmittel
 - Analogieschlüsse auf Basis der Daten anderer nicht bepfandeter Einwegpackmittel

Dokumentation

- Die modellierten Entsorgungswege und die bei der Modellierung verwendeten Quoten sind für die einzelnen Packmittel tabellarisch zu dokumentieren.
- Aus der Aufstellung muss zudem die Form der Quotenableitung ersichtlich werden, wenn Quoten durch Rückgriff auf Daten aus der abfallwirtschaftlichen Berichterstattung abgeleitet werden. Die durchgeführten Anpassungen sind darzulegen und mittels Quellenangaben zu dokumentieren.

¹⁶⁰ [IFEU/ HTP 2001] Christiani, J et al.: Grundlagen für eine ökologisch und ökonomisch sinnvolle Verwertung von Verkaufsverpackungen. Arbeitsgemeinschaft aus HTP, Ingenieures. f. Aufbereitungs-technik und Umweltverfahrenstechnik, Aachen und IFEU, Heidelberg. Im Auftrag des Umweltbundes-amtes, FZK 298 33 719, Berlin 2001.

6.4.3.2 Ermittlung der Packmittelgewichte

(vgl. Kapitel „Packmittelgewichte“)

Vollständigkeit

- Die Massen sämtlicher Bestandteile der untersuchten Verpackungssysteme sind zu ermitteln. Im Kapitel „Packmittelgewichte“ zeigt die Tab. 22 eine Musterdarstellung der tabellarischen Beschreibung eines Verpackungssystems.

Aktualität

- Es ist sicherzustellen, dass die erhobenen Daten sich auf den Bezugszeitraum der Ökobilanz beziehen.
- Sollten Einzelgewichte durch Verwiegung ermittelt werden, kann es sein, dass nur aktuelle Gebinde zur Verfügung stehen, der Bezugszeitraum aber z. B. ein Jahr zurückliegt.

Angemessenheit

- Die Datenauswahl muss die Grundgesamtheit angemessen abbilden. Sollen bspw. die Daten für ein Verpackungssystem aus einem Getränkesegment ermittelt werden, das von mehreren Abfüllern genutzt wird, reicht es nicht aus, wenn die Daten nur eines Unternehmens herangezogen werden.

Nachvollziehbarkeit

- Die Art der Datenermittlung muss hinreichend erläutert werden. Dazu gehören drei Aspekte,
 - die Datenerhebung
 - die Messung der Massen und
 - die weitere Datenbearbeitung.

Transparenz

- Die Herkunft der verwendeten Daten (Quelle), der Zeitpunkt der Datenfeststellung und die Methoden der Datengenerierung müssen für alle Verpackungsbestandteile transparent dokumentiert werden.

Bedeutungsrelevanz

- Die verschiedenen Packmittel eines Verpackungssystems liefern einen sehr unterschiedlichen Mengenbeitrag zum Verpackungssystem. Dies ist bei der Ermittlung der Daten zu berücksichtigen (vgl. hierzu auch Abb. 68).

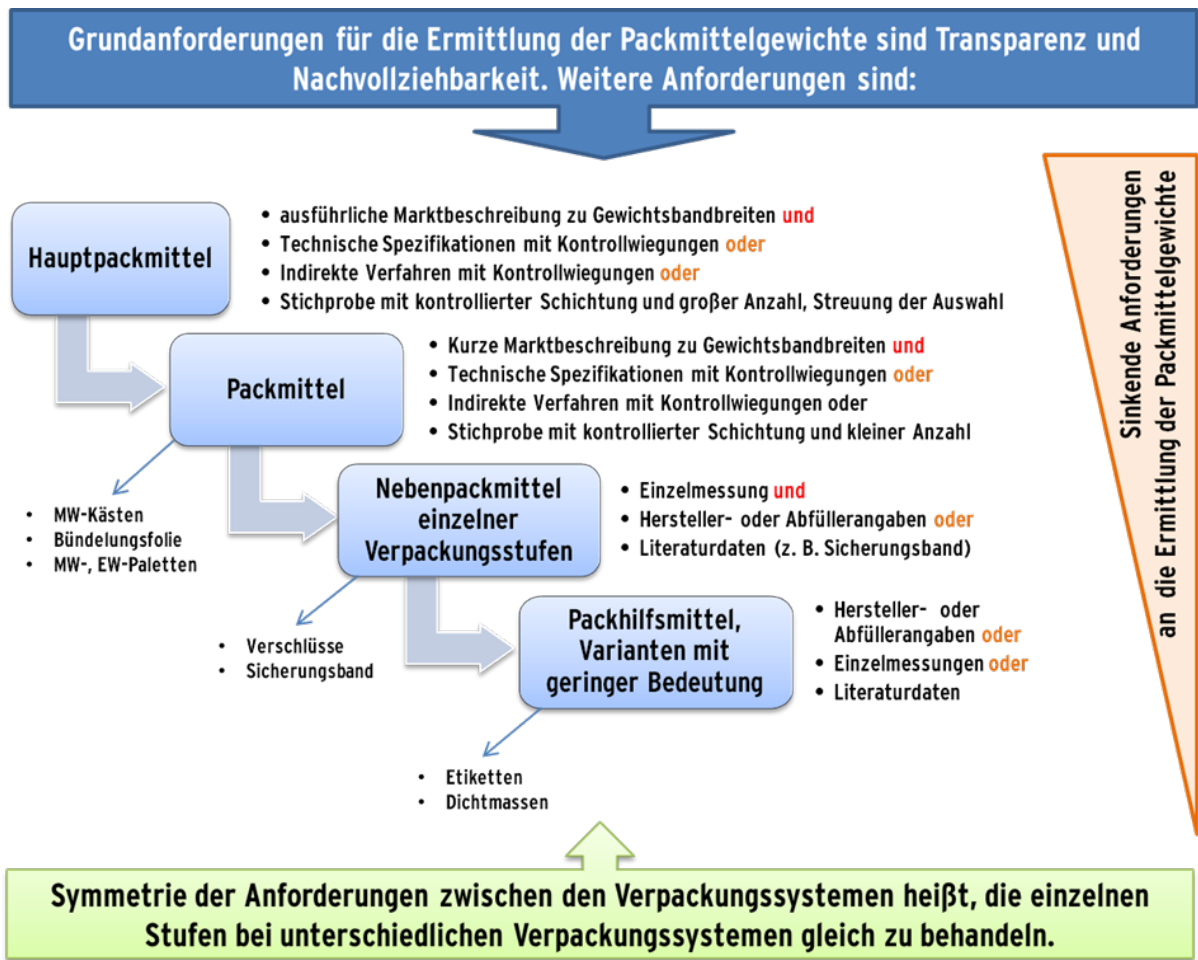
Datengenauigkeit

- Für die Erfassung des Einzelgewichtes von Packmitteln ist eine Messgenauigkeit von drei signifikanten Stellen bezogen auf Gramm ausreichend. Damit wird eine einheitliche Genauigkeit festgelegt, die unabhängig von der Höhe des Gewichts ist.

Methoden der Datenermittlung

- Folgende vier Methoden sind zur Ermittlung der Packmittelgewichte zulässig:
 1. Technische Spezifikation unter Berücksichtigung der Marktbedeutung bei mehreren Spezifikationswerten
 2. Literaturdaten und andere Quellen, nur für Nebenpackmittel wie Verschlüsse und Etiketten und nur wenn Primärquellen zitierbar und transparent sind
 3. Auswiegen der Packmittel mit einem standardisierten Verfahren als der direkte Weg zur Ermittlung der Packmittelgewichte, v. a. wenn keine anderen Daten zur Verfügung stehen, aber auch als Kontrollinstrument
 4. Indirekte Verfahren wie eine Input-Output-Rechnung, wenn die Datengenesse für die Studierersteller und das Critical Review transparent sind
- Grundsätzlich ist für die Methoden 1, 2 und 4 eine Kontrollwiegung für alle Packmittel mit Ausnahme der Packhilfsmittel notwendig.
- Bei einer Überprüfung genügt eine Stichprobenanzahl von 10, für die Genese von Packmittelgewichten (Methode 3) ist eine Stichprobengröße von 30 notwendig. Für ähnliche Packmittel ist eine geschichtete Stichprobe notwendig.

Abbildung 68: Abstufung der Anforderungen zur Datenerhebung bei unterschiedlichen Packmittelkomponenten



6.4.3.3 Ermittlung der Umlaufzahlen bei Mehrwegsystemen

Übergeordnete Anforderungen zur Ermittlung der Umlaufzahlen

- Für alle Berechnungsverfahren ist der Zeitbezug auszuweisen.
- Es ist ausführlich zu erläutern, welche Konsequenzen die Auswahl des Zeitraums auf die ermittelte Umlaufzahl hat. Dabei ist sowohl auf kurzfristige wie langfristige Effekte einzugehen.

Repräsentativität

- Bei Datenerhebungen ist darauf zu achten, dass die Grundgesamtheit angemessen abgebildet wird (Getränksegmente, Inlandsverbrauch) und die regionale und betriebsbezogene Streuung der Abfüller berücksichtigt wird. Im Rahmen von Stichproben ist eine Hochrechnung auf die Grundgesamtheit erforderlich.

Anforderung an die Methode

- Es stehen vier verschiedene Berechnungsmethoden zur Verfügung: die Bestandsrechnung, die Produktionsrechnung auf Basis der Zukäufe, die Produktionsrechnung auf Basis der Verluste und die Lebensalterrechnung.
- Grundsätzlich sollten zwei Berechnungen durchgeführt werden, eine davon mit der Produktionsrechnung.
- Die Anwendung der jeweiligen Methoden erfordert dazu passende Daten. Es ist daher darzustellen, welche Daten zur Verfügung stehen und wie diese in die Berechnung eingehen.

Anforderungen an die Dokumentation

- Qualitative Beschreibung wie sich das untersuchte Mehrwegsystem entwickelt hat und welche Auswirkungen auf die Parameter Zukäufe, Verluste, Umlaufhäufigkeit und Bestand zu erwarten sind.
- Dokumentation der Erhebungsmethode:
 - Methodische Beschreibung der Erhebung (Stichprobengröße, Einzeldaten, Zählung, ...). Hier ist besonderer Wert auf die Stichprobenauswahl zu legen.
 - Auflistung der Parameter, die erhoben werden (Absatz, Rücklauf, Aussonderung, ...)
- Transparente Dokumentation der Erhebung: Wer führte sie wann durch, welche Unternehmen wurden einbezogen (Anzahl, Größenklasse, geographische Schichtung, Marktbedeutung), wie gut wird durch die teilnehmenden Unternehmen der Markt repräsentiert?
- Die Handhabung der Exporte ist zu erläutern, mögliche Störeinflüsse zu benennen und die Auswirkungen zu skizzieren.
- Transparente Darstellung von Schätzungen:
 - Klare Differenzierung zwischen erhobenen und geschätzten Daten
 - Datenbasis der erhobenen Daten erläutern (Stichprobe; Übertragbarkeit)
 - Ableitung der Schätzdaten dokumentieren (wer, auf welcher Grundlage, Begründung)
- Transparenz der Errechnungsmethoden:

- Offenlegung des Berechnungsverfahrens, insbesondere hinsichtlich ergänzender Annahmen (z. B. Umläufe pro Jahr).
- Sollten die hier genannten Berechnungswege modifiziert werden, so ist dies die Zielsetzung und die Vorgehensweise differenziert abzuleiten und zu dokumentieren.
- Bei einer Hochrechnung aus einer Stichprobe sind die Datengrundlagen und Berechnungsverfahren darzustellen. Bei einer geclusterten Stichprobe sind die Marktanteile der Cluster angemessen zu berücksichtigen.
- Ergebnisse:
 - Für die einzelnen Berechnungsverfahren sollen Bandbreiten ausgewiesen werden.
 - Das Thema Beendigung eines Mehrwegsystems ist in die Bewertung der Umlaufzahlen mit einzubeziehen.
 - Die errechneten Ergebnisse nach den unterschiedlichen Verfahren sind gegeneinander zu erörtern und vor dem Hintergrund der grundlegenden methodischen Problematik eines Erwartungswertes qualitativ zu bewerten.
 - Die Ergebnisse aller Berechnungen sind in Korridoren darzustellen.
 - Die Ableitung der Arbeitswerte für den Referenzfluss ist zu dokumentieren. Die Ergebniskorridore sind dabei zu berücksichtigen.
 - Die Notwendigkeit einer Sensitivätsbetrachtung soll vor dem Hintergrund des geringeren werdenden Einflusses einer steigenden Umlaufzahl reflektiert werden.

6.4.3.4 Distribution

Ergänzende Beschreibung der Verpackungssysteme

- Distributionsbedingungen prägen die Beschreibung des Verpackungssystems. Wie diese Anforderungen sich auf die Getränkeverpackung auswirken, muss daher in einer Getränkeverpackungsökobilanz immer spezifisch für jedes untersuchte Verpackungssystem dokumentiert werden, und zwar einschließlich der Varianten (z. B. 4 oder 5 Palettenlagen in Abhängigkeit vom Zielort). Dazu gehören:
 - Die Stellfläche (=Palettengröße): Europalette, Brauereipalette und Düsseldorfer Palette weisen unterschiedliche Fläche aus.
 - Die Palettenhöhe: Sie wird durch die Anzahl der Lagen und der Höhe der einzelnen Lagen bestimmt.
 - Die Masse des Verpackungssystems bezogen auf eine Palette
 - Die Masse des Füllguts bezogen auf eine Palette

Übergeordnete Anforderungen zur Ermittlung der Distributionsentfernung

- Für alle Darstellungen und Berechnungsverfahren ist der Zeitbezug auszuweisen.
- Wenn verschiedene Parameter mit unterschiedlichen Zeitbezügen ermittelt wurden ist dies zu dokumentieren. (z. B. Distributionsstruktur Jahreswerte; Entfernungsangaben auf Stichprobenbasis). Es ist zu erläutern, welche Konsequenzen dies auf die ermittelten Entfernungen hat.

Repräsentativität

- Bei Datenerhebungen ist darauf zu achten, dass die Grundgesamtheit angemessen abgebildet wird (Getränkesegmente, Inlandsverbrauch).
- Für die Ermittlung der Entfernungen ist die regionale und betriebsbezogene Streuung der Abfüller gebührend zu berücksichtigen.
- Da Importe eine Teilmenge des Inlandsverbrauchs sind und einen großen Einfluss auf das Ergebnis haben können, gehört zu einer repräsentativen Darstellung, dass die spezifischen Distributionsstrukturen und –entfernungen ebenfalls erfasst werden.

Anforderungen an Ermittlung der Distributionsentfernungen

- Abbildung des Verbrauchs in Deutschland
- Abdeckung der untersuchten Verpackungssysteme
- Erhebung jahresbezogener Daten zur Kompensation saisonaler Effekte
- Abdeckung der unterschiedlichen Betriebsgrößen
- Berücksichtigung regionaler Streuung bei den Standorten der Abfüllbetriebe
- Identifikation der Distributionswege
- Zuordnung der Transportmittel
- Die o. g. Anforderungen werden in den verschiedenen Methoden zur Ermittlung der Distributionsentfernungen unterschiedlich und nach dem heutigen Stand in keiner Methode vollständig umgesetzt.

Anforderungen an Ermittlung der Leerkilometer

- Die Leerkilometer sind immer auszuweisen, also sowohl für Einweg- als auch für Mehrweggetränkeverpackungssysteme.
- Die Datenquelle ist zu dokumentieren. Bezug müssen auch hier deutsche Verhältnisse sein.
- Anforderungen an die Ermittlung der Redistributionsentfernung
- Grundsätzlich sollte für Mehrwegverpackungssysteme bezüglich der Redistribution die gleiche Modellierung wie in der Distribution angenommen werden.
- Lediglich bei Poolsystemen mit einheitlichen Poolkästen kann die Entfernung niedriger sein. Die Relevanz ist für das entsprechende Verpackungssystem aber empirisch zu belegen. Dabei ist auch der Umstand ggf. erhöhter Leertransporte zu berücksichtigen.
- Allerdings bedarf es weiterer Erhebungen zur Abschätzung der zusätzlichen Entfernungen, die durch die Sortierung entstehen. Dabei sind die verschiedenen Wege zur Sortierung einzubeziehen, da sich daraus unterschiedliche Entfernungen ergeben können.

Anforderungen an die Ermittlung der Rückführungsentfernungen

- Grundsätzlich kann zunächst davon ausgegangen werden, dass die Strecke Zentrallager – POS die Entfernung für die Rückführung abbildet.
- Es wird allerdings empfohlen, diese Annahme z. B. durch Experteninterviews zu überprüfen.

Anforderungen an die Erhebung von Daten

- Einbeziehung aller Transporte, also sowohl Speditions- und Werksverkehr; Dokumentation der Anteile Werks- bzw. Speditionsverkehr.
- Einbeziehung aller Distributionsziele, auch Außenlager und Direktlieferung
- Neben einem typischen Transportmittel je Streckenabschnitt sollen weitere Transportmittel berücksichtigt werden, wenn das Einzelne den Anteil von 5 % der Tonnenkilometer Packmittel der gesamten Transporte einer Stufe und eines Verpackungssystems überschreitet. Die Abschätzung der Anteile ist marktforscherisch darzulegen.

Anforderungen an die Dokumentation:

- Dokumentation der Erhebungsmethode:
 - Auswahl der Methode begründen
 - Darlegung der methodischen Vorgehensweise und ggf. Besonderheiten gegenüber bisherigen Ansätzen
 - Einordnung der unter Bezug auf die in diesem Papier genannten Anforderungen
- Transparente Dokumentation der Erhebung:
 - Wer führte sie wann durch, welche Unternehmen wurden einbezogen (Anzahl, Größenklasse, geographische Schichtung, Marktbedeutung), wie gut wird durch die teilnehmenden Unternehmen der Markt repräsentiert.
- Transparente Darstellung von Schätzungen:
 - Klare Differenzierung zwischen erhobenen und geschätzten Daten (gilt auch hinsichtlich der Frage, wie die Daten bei einer Befragung in den Unternehmen gewonnen werden)
 - Datenbasis der erhobenen Daten erläutern (Stichprobe; Übertragbarkeit)
 - Ableitung der Schätzdaten dokumentieren (wer, auf welcher Grundlage, Begründung)
- Transparenz der Errechnungsmethode:
 - Transparente Darstellung, wie die Entfernungen zustande kommen
 - Entfernungen für Distribution, Redistribution und Rückführung sind packmittelspezifisch und einzeln abzuleiten.
 - Für die Distribution des Zwischenhandels zum POS kann bei entsprechender Begründung auf die verpackungsspezifische Darstellung verzichtet werden. Eine Unterscheidung nach Handelskanälen ist zu berücksichtigen.
- Ergebnisse
 - Ausführliche Beschreibung der Distributions- und Redistributions-strukturen inkl. packmittel-spezifischer Marktanteile der Handelskanäle (bei befragungsorientierter Methode). Die Marktanteile müssen sich auf die Marktdaten des Getränkesegments beziehen.
 - Getrennte Darstellung der Entfernungen und der packmittelbezogenen Tonnenkilometer Distribution, Redistribution von Mehrweg und die Rückführung von bepfandetem Einweg.

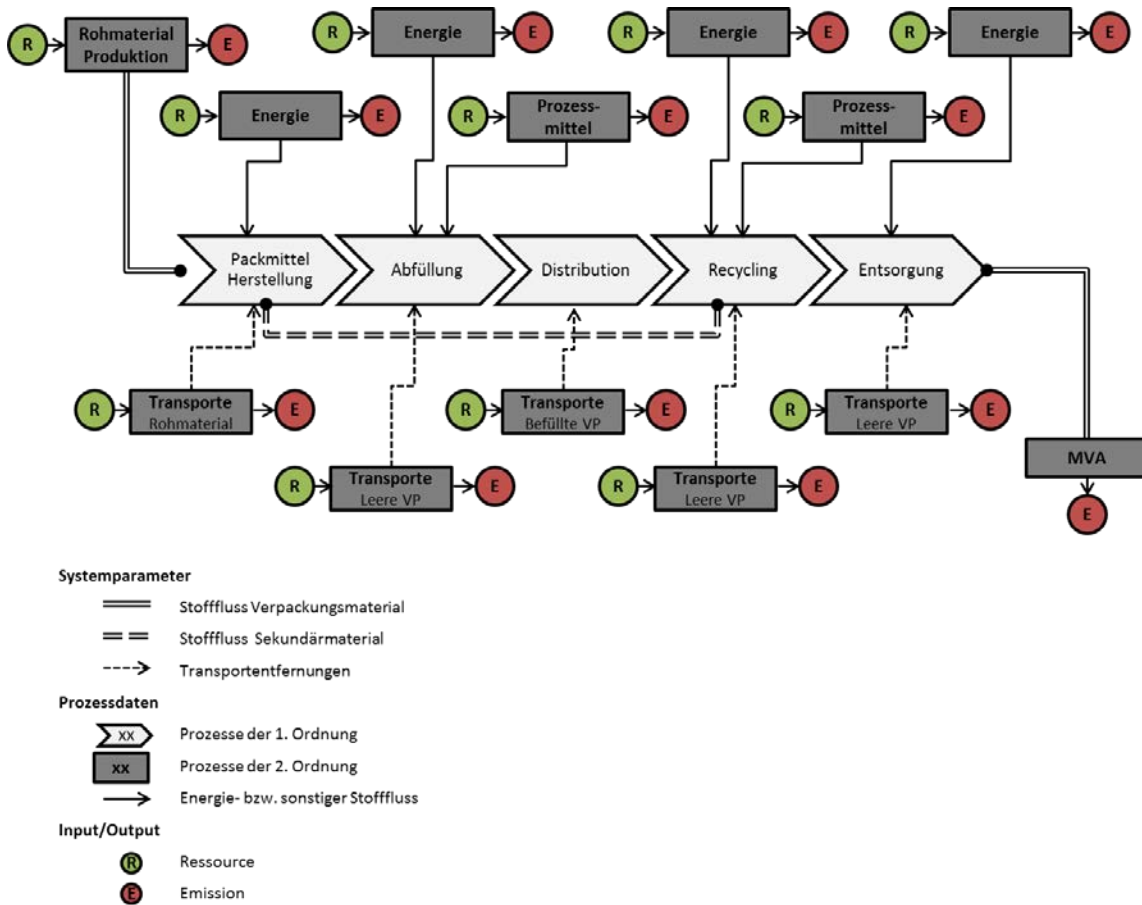
- Ausweisung der Leerfahrtenanteile inkl. transparenter Datengrundlage. Auch für Mehrweg sind realistische Marktsituationen zu berücksichtigen.
- Szenarien
 - Neben gebindespezifischen Durchschnittswerten ist auch mindestens eine Situation zu betrachten, die von der durchschnittlichen Distributionsentfernung des Getränke-segments ausgeht und diese für alle Verpackungssysteme zu Grunde legt.

6.4.4 Qualitative und quantitative Beschreibung der Prozessmodule

6.4.4.1 Datentypen

- Die im Rahmen der Studie zu verwendenden Prozessdaten sind zu unterscheiden nach Prozessen der 1. Ordnung und Prozessen der 2. Ordnung.
- Prozesse der 1. Ordnung sind diejenigen Prozesse, die direkt im Zusammenhang mit dem Material-fluss stehen, sprich Verarbeitungs- oder Handlingprozesse. Auch hier gilt zu unterscheiden, zwischen Prozessen, die der Stoffflussgenese und der Stoffflusslenkung dienen:
 - Verarbeitungsprozesse in der Produktvorkette (also die Herstellungsprozesse) vergrößern auf-grund von Materialverlusten bei der Produktion der Packmittel den Stofffluss bestimmter Materialien im Verpackungssystem.
 - Handlingprozesse dienen der Stoffflusslenkung ohne weiteren Einfluss auf den Referenzfluss zu haben. In diesem Sinne sind auch alle Recyclingprozesse als Handlingprozesse zu verstehen.
- Prozesse der 2. Ordnung sind per Definition die Prozesse die im Hintergrund der Modellierung stehen, dort aber die massenmäßig häufig bedeutendsten direkten Ressourcenverbräuche und Emissionen hervorrufen. Klassische Beispiele für Prozesse der 2. Ordnung sind die Produktion von Grundmaterialien oder Prozesse der Energiebereitstellung. Diese Prozesse werden i. d. R. nicht exklusiv für den Untersuchungsgegenstand betrieben sondern sind Teil einer gesamtwirtschaftlichen Wertschöpfungskette.
- Abbildung 69 gibt einen schematischen Überblick über typische Lebenswegabschnitte in Getränkeverpackungssystemen. Diese werden im Ökobilanzmodell durch Datenmodule abgebildet.

Abbildung 69: Systemmodule Verpackungssystem-Modell, schematisch



© IFEU/ GVM/ INTEGRAHL 2015

6.4.4.2 Datenquellen für Modellierung von Prozessdaten

- Grundsätzlich ist bei der Bearbeitung zwischen den folgenden Arten von Daten zu unterscheiden:
 - Primäre Vordergrunddaten: Daten, die für einen bestimmten Anwendungsfall aktuell und im Kontext der Untersuchung erhoben wurden (bspw. Verarbeitungsdaten für ein Verpackungssystem)
 - Sekundäre Vordergrunddaten: Daten, die in einem anderen Anwendungsfall (bspw. ältere Studie) aktuell und kontextspezifisch erhoben wurden (bspw. Verarbeitungsdaten für ein Verpackungssystem). Diese können (je nach Datensatz) z. B. auch aus Datenbanken entnommen sein, sofern diese entsprechend spezifische Daten bereitstellen.
 - Hintergrunddaten: Daten, die einen definierten Sachverhalt beschreiben ohne dabei speziell für den in der Untersuchung aktuell untersuchten Sachverhalt erhoben worden zu sein. Hier sind drei Arten zu unterscheiden:
 - A. Daten, die bei einer Teilmenge der zu beschreibenden Prozesse aktuell und kontextspezifisch erhoben wurden

- B. Daten, die anhand von Literaturquellen (bspw. BVT Merkblätter¹⁶¹) generiert wurden
 - C. Mischformen von A und B
- In der unten stehenden Auswahlmatrix ist festgelegt, welche Datentypen mit welchen Datenarten zu bedienen sind.

Tabelle 48: Auswahlmatrix: Datentypen und Datenarten

| Datentypen | Datenquellen | | |
|--|---|---|-------------------------------|
| | primäre Vordergrunddaten | sekundäre Vordergrunddaten | Hintergrunddaten |
| Prozessdaten für Prozesse der 1. Ordnung | <i>Ja</i> | <i>Ja</i> | <i>Einzelfallentscheidung</i> |
| Prozessdaten für Prozesse der 2. Ordnung | <i>möglich aber i. d. R. nicht zu leisten</i> | <i>möglich aber i. d. R. nicht zu leisten</i> | <i>Ja</i> |

6.4.4.3 Dokumentation und Validierung von Prozessdaten

- Die in der Sachbilanz berücksichtigten Prozesse sind zu beschreiben. Die im Rahmen der Studie verwendeten Prozessdaten sind anhand der folgenden drei Kriterien zu beschreiben, zu validieren und zu dokumentieren:
 - Kriterium „Gültigkeit für durchschnittliche deutsche Verhältnisse“:

Dies sind Anforderungen, die unabhängig vom Untersuchungsrahmen einer individuellen Ökobilanz für alle Ökobilanzen für Produkte auf dem deutschen Markt erfüllt sein müssen.
 - Kriterium „methodische Konsistenz“:

Hierunter fällt

 - die Konsistenz zwischen Sachbilanzdaten und Wirkungsabschätzungsmethoden. Dies sind methodische Anforderungen, die insbesondere die Gruppe der Prozessdaten betreffen. Beispiele wären hier die Berücksichtigung einer „Mindest-Liste“ an Elementarflüssen, die hinterlegt bzw. geprüft werden muss, um eine bestimmte Wirkungsabschätzungsmethode verwenden zu können.
 - die konsistente Anwendung z. B. von Allokationsmethoden bei Multi-Input oder Multi-Output-Prozessen.
 - Kriterium „Gültigkeit für den Untersuchungsgegenstand“:

Dies sind Anforderungen, die projektspezifisch, in Abhängigkeit der Ziel- und Rahmendefinition einer individuellen Ökobilanz erfüllt sein müssen. Der Untersuchungsgegenstand ist festgelegt durch:

¹⁶¹ BVT: beste verfügbare Technik gem. Richtlinie 2010/75/EU. Seit Inkrafttreten der Industrieemissionsrichtlinie am 7. Januar 2013 haben die BVT-Merkblätter und die darin genannten, mit den besten verfügbaren Techniken verbundenen Emissionsbandbreiten, einen verbindlichen Stellenwert erhalten.

- das/die ausgewählte/n Getränke-segment/e, sowie
 - das/die untersuchte/n Verpackungssystem/e.
 - Dabei gelten die zum Thema „Systemparameter und Prozessdaten“ im Kap 5.7.3 festgelegten Dokumentationsanforderungen a bis x.
- Zur besseren Übersicht sind die Mindestanforderungen an die Dokumentation und Validierung für die einzelnen Datentypen und Datengruppen in den Tabellen 36 – 40 im Kapitel 5.7.3 näher spezifiziert. Die unten stehende Auflistung gibt eine Übersicht.

Tabelle 49: Übersicht der Mindestanforderungen an die Dokumentation und Validierung für die einzelnen Datentypen und Datengruppen

| Prozessdaten-kategorie | Klassifikation Prozess | zugehörige Mindestanforderungstabelle im Themenpapier |
|---|------------------------|---|
| materialspezifische Herstellungsdaten der Ausgangsstoffe (Rohmaterialinventare) | 2. Ordnung | Tabelle 36 |
| material- bzw. verpackungssystemspezifische Verarbeitungsdaten | 1. Ordnung | Tabelle 37 |
| Hintergrundprozesse mit materialspezifischer Anpassung | 2. Ordnung | Tabelle 38 |
| Hintergrundprozesse mit verpackungssystem-spezifischer Anpassung | 2. Ordnung | Tabelle 39 |
| Hintergrundprozesse gänzlich unspezifisch | 2. Ordnung | Tabelle 40 |

6.4.5 Allokation

- Die Allokation in der Sachbilanz ist nach den nachfolgend spezifizierten Anforderungen durchzuführen und zu dokumentieren.

6.4.5.1 Prozessallokation durch die Studienbearbeiter

- Koppelprodukte sind zu allokalieren; eine Vergabe von Gutschriften ist nicht zulässig.
- Bezüglich der Allokationskriterien ist das schrittweise Verfahren gemäß der ISO 14044 Absatz 4.3.4.2 anzuwenden.
- Die Wahl der Allokationskriterien ist zu begründen und zu dokumentieren.

6.4.5.2 Prozessallokation in vorgefertigten Datensätzen

- In der Datenqualitätsbewertung von verwendeten Literaturdatensätzen ist die Behandlung von Koppelprodukten im Hinblick auf implizite Gutschriften zu analysieren. Bei Datensätzen mit großem Einfluss auf das Ergebnis ist dies auch im Bereich der Sachbilanzbeschreibung der Studie zu dokumentieren.
- Falls eine entsprechende Analyse aufgrund mangelnder Transparenz oder sehr aufwändiger Nachverfolgung in den gegebenen Datensätzen nicht möglich ist, so ist dieser Sachverhalt ebenfalls zu dokumentieren.

- Gegebenenfalls sind alternative Datensätze zu recherchieren und in der Ökobilanz anzuwenden, bei denen keine impliziten Gutschriften verwendet wurden.

6.4.5.3 Transportallokation

- Bei der transportbezogenen Allokation wird nur der Anteil der Verpackung, nicht aber der Anteil des Füllguts an der Umweltlast der Getränkedistribution berücksichtigt.
- Die Allokation der Lasten zwischen Verpackung und Füllgut erfolgt nach Masse.

6.4.5.4 Handhabung von Koppelprodukten auf Systemebene

Mindestanforderungen bzgl. der Allokationsfaktoren:

- Basisansatz: 50-50 Allokation zur Zurechnung der Umweltlasten für alle Produktsysteme (Makro-Erhaltungssatz)
- Sensitivitätsanalysen: Beide Extremmodelle 100:0 und 0:100 Allokation sind zu berechnen.
- Alle Verwertungsprozesse ab dem ersten Sortierschritt (bei Restmüll ab Verbraucher) sind der Allokation zu unterziehen.

Mindestanforderungen bzgl. der Substitutionsfaktoren:

- Stoffgleiche Substitution (Bsp.: rPET ersetzt Primär-PET; rAlu ersetzt primäres Aluminium)
 - Es ist zusätzlich ein Substitutionsfaktor zu bestimmen und zu begründen.
 - Bei einem Recycling unter Erhalt der Wertigkeit des Materials ist der Substitutionsfaktor = 1
 - Bei einem Recycling ohne Erhalt der Wertigkeit des Materials ist der Substitutionsfaktor < 1
 - der Substitutionsfaktor wird mit dem Allokationsfaktor multipliziert
- Nicht stoffgleiche Substitution (Bsp.: rPET ersetzt Stahl; Mischkunststoff (MKS) ersetzt Holz)
 - Die Annahmen zu den ausgewählten Substitutionsprozessen und damit zusammenhängenden Gutschriften sind zu begründen.
 - Es ist zusätzlich ein Substitutionsfaktor zu bestimmen und zu begründen.
 - Der Substitutionsfaktor wird mit dem Allokationsfaktor multipliziert.

6.4.6 Anforderungen an die Daten zur Berechnung der Wirkungsindikatoren

- Bereits in der Sachbilanz ist kritisch zu reflektieren, ob die erforderlichen Daten zur Berechnung der Wirkungsindikatoren in hinreichender Qualität zu Verfügung stehen.
- Insbesondere bei vergleichenden Ökobilanzen ist die Symmetrie der Datenverfügbarkeit eine zentrale Anforderung.
- Nachfolgend sind in Kapitel 6.4.6.1 ff für alle berücksichtigten Wirkungskategorien die Datenanforderungen zu deren sinnvoller Behandlung zusammengestellt.

6.4.6.1 Ressourcenbeanspruchung - Sachbilanz

- Getrennte Ausweisung nach Art der Rohstoffe
 - Für den KRA (soweit möglich):
 - mineralisch

- metallisch
- fossil
- biotisch
- Ergänzend auszuwertender Sachbilanzparameter:
 - KEA_{gesamt} gliedert in:
 - KEA_{strömend} (Wasser, Wind, Geothermie, etc.)
 - KEA_{fossil}
 - KEA_{biotisch}
 - KEA_{nuklear}
- Transparentes Ableiten der verwendeten KRA- und KEA- Werte. Dieses Ableiten betrifft insbesondere die Bestimmung der Metallgehalte in Erzen insbesondere bei polymetallischen Erzen.

6.4.6.2 Naturraumbeanspruchung - Sachbilanz

- Differenzierte Darstellung spezifischer und generischer Daten, d. h.:
 - Angaben der genutzten Flächengröße [m²]
 - Typ der genutzten Fläche (Wald/Forst-, Agrarsysteme, Deponie, Bergbau, sonstige)
 - Bei Biomasseproduktion Angabe des Flächenbedarfs für den Output eines definierten Produkts: Biomasseproduktion [kg/m² * 1Jahr] mit Umrechnung auf fE [m² * 1Jahr/fE] gegliedert wie in „Ziel und Untersuchungsrahmen“ definiert.
- Transparente Ableitung der Zuordnung zu einer Natürlichkeitsklasse (Hemerobieklasse) der genutzten Fläche. Diese Ableitung erfolgt anhand der Kriterien- und Messgrößenraster für Wald-/Forst- [Giegrich und Sturm 1996] und Agrarflächen [Fehrenbach 2000]. Wenn keine Zuordnung möglich ist, Kennzeichnung als Datenlücke.
- Deponie- und Bergbauflächen werden immer in Kategorie VII eingeordnet.
- Klarstellung von Abschätzungen, Schätzbasis, Spezifikation von Experten, wenn diese an Abschätzungen beteiligt waren

Anmerkung:

- Ohne eine umfangreiche Datensammlung generischer Fallsituationen im globalen Maßstab (Forschungsbedarf, s. o.) kann der Aufwand in einer spezifischen Ökobilanz recht groß sein.

6.4.6.3 Süßwasserbeanspruchung - Sachbilanz

- Das genutzte Süßwasser in der Region i wird als Volumen [m³] erhoben: (V_{Süßwasser genutzt, i}).
- Das anfallende Abwasser (Rückführung) in der Region i wird als Volumen [m³] erhoben.
- Die Elementarflüsse des genutzten Süßwassers und Abwassers sind modular unter Angabe der geographischen Länge und Breite und des Wassereinzugsgebiets der Entnahme- und Rückführungsstelle auszuweisen (definiert die Region i).
- Für Module aus Datenbanken: Rückgriff auf die dort genannte geographische Systemgrenze, wenn möglich
- Art und Umfang spezifischer Primärdatenerhebung sind zu dokumentieren.

- Differenzierte Darstellung spezifischer und generischer Daten
- Folgende Reservoirtypen sind in der Sachbilanz aufzuführen:
 - See
 - Fluss
 - regeneratives Grundwasser
 - fossiles Grundwasser
 - Oberflächenwasser unspezifiziert
 - Grundwasser unspezifiziert
 - Reservoir unspezifiziert
- Folgende Nutzungsarten sind modular in der Sachbilanz zu unterscheiden:
 - Prozesswasser (technische und landwirtschaftliche Systeme)
 - Kühlwasser
 - unbekannt
- Sind für Agrarsysteme bezüglich Bewässerung keine spezifischen Daten erhältlich soll eine Abschätzung mit dem Programms CROPWAT/AQUACROP unter den in Kapitel 5.9 genannten Annahmen erfolgen.
- Zur Ausweisung einer geschlossenen Wasserbilanz sind modular andere Wasserinputs (z. B. Meerwasserentsalzung) sowie der Output an Abwasser zu quantifizieren. Ist die Volumenbilanz unausgeglichen gelten folgende Regeln:
 - Ist der Input kleiner als der Output ist zu prüfen und zu dokumentieren, ob dieses Ergebnis aufgrund von Regenwasser-Input (Grünes Wasser) plausibel ist. Ansonsten wird unterstellt, dass der Input ebenso groß sein muss wie der Output.
 - Ist der Output kleiner als der Input (z. B. bei landwirtschaftlichen Systemen zu erwarten) ist der ermittelte Input das genutzte Wasser.
- Zur Ausweisung einer geschlossenen Wasserbilanz und zur Vorbereitung der Sensitivitätsanalyse „Wasserverbrauch“ müssen ergänzend zum Abwasser folgende Outputs quantifiziert werden: Evaporation, Evapotranspiration, Wasser im Produkt, Oberflächenablauf.
- Datenlücken sind als solche zu kennzeichnen.
- Klarstellung von Abschätzungen, Schätzbasis, Spezifikation von Experten, wenn diese an Abschätzungen beteiligt waren.

6.4.6.4 Klimawandel - Sachbilanz

- Alle THG-Emissionen und THG-Entzüge müssen berücksichtigt werden.
- Die Anrechnung von vermiedenen Emissionen durch „Carbon Offsetting“ ist nicht zulässig.
- Biogener und fossiler Kohlenstoff müssen getrennt ausgewiesen werden.
- Kohlenstoffflüsse in Verbindung mit der Gewinnung und Nutzung von Torf sind den fossilen Kohlenstoffflüssen zuzuordnen. Demzufolge sind Emissionen aufgrund von Verbrennung oder Zersetzungsprozessen wie Emissionen anderer fossiler Materialien, die bei Zersetzung Treibhausgase freisetzen, zu behandeln.

- Es ist auf eine geschlossene C-Bilanz zu achten: Prüfung und Dokumentation der verwendeten Datensätze im Hinblick auf symmetrische Behandlung des biogenen und nicht-biogenen Kohlenstoffdioxids hinsichtlich Entzug und Freisetzung am Ende-des-Produktlebensweges
- Überprüfung und Dokumentation von Konventionen und Annahmen hinsichtlich der Bestimmung von Methan/Lachgasemissionen aus der Landwirtschaft
- Dokumentation der getroffenen Annahmen für Senken (z. B. Deponien)
- Berücksichtigung von bei direkter Landnutzungsänderung (dLUC) entzogenen bzw. emittierten Treibhausgasen sowie Dokumentation der getroffenen Annahmen
- Grundsätzlich ist im Basisszenario für alle Daten- und Prozessmodule der jeweils zutreffende nationale Strommix (Graustrom) zu verwenden. Datensätze, die aus Datenbanken entnommen werden, sind auf ihre Stimmigkeit mit dieser Anforderung zu überprüfen.

6.4.6.5 Stratosphärischer Ozonabbau - Sachbilanz

- Angabe des Referenzjahres und Herkunftslandes von Summenparametern (wie z. B. Kältemittel)
- Dokumentation zum Umgang mit NMVOC-Summenparametern
- Dokumentation der Bestimmung von N₂O Emissionen aus landwirtschaftlichen Systemen
- Dokumentation des Vorkommens chemischer Prozesse mit relevanten N₂O Emissionen in den untersuchten Produktlebenswegen (z. B. bei der Herstellung von PA6)
- Dokumentation und kritische Analyse der Datensätze hinsichtlich Vollständigkeit und Datensymmetrie

6.4.6.6 Photochemische Oxidantenbildung/Sommersmog - Sachbilanz

- Dokumentation zum Umgang mit VOC-Summenparametern und Spezifizierung der unspezifizierten VOC-Emissionen entsprechend Anwendungen
- Dokumentation zur prozessspezifischen Aufspaltung von NO_x in die Einzelsubstanzen NO/NO₂
- Dokumentation und kritische Analyse der Datensätze hinsichtlich Vollständigkeit und Datensymmetrie

6.4.6.7 Eutrophierung und Sauerstoffzehrung - Sachbilanz

- Dokumentation und kritische Analyse der Datensätze auf Informationsgehalt in Bezug auf Vollständigkeit, Symmetrie
- Überprüfung und Dokumentation, ob eine Doppelzählung von N/P-Emissionen existiert, wenn Nährstoffverbindungen und N-/P-gesamt in Inventaren parallel gelistet sind. Bei Intransparenz ist vom Worst-case auszugehen.
- Emissionen in Luft und Wasser aufgrund von Düngemiteleinsetz sowie Elementarflüsse in den Boden (z. B. aus generischen Datensätzen) werden in den entsprechenden Prozessmodulen in der Sachbilanz ermittelt.
- Ermittlung des Anteils an Stickstoffemissionen aus Hochseetransporten

6.4.6.8 Versauerung - Sachbilanz

- Dokumentation und kritische Analyse der Datensätze auf Informationsgehalt in Bezug auf Vollständigkeit, Symmetrie

- Ermittlung der Daten nach Emissionspfad (Luft, Wasser, Boden)
- Ermittlung des Anteils an Säurebildnern aus Hochseetransporten
- Zur Ableitung der Relevanz einer möglichen Sensitivitätsanalyse: Analyse (ggf. begründete Schätzung) der Emissionsorte nach „innereuropäische Emissionen“/“außereuropäische“ Emissionen
 - Verwendung europäischer Datensätzen aus Datenbanken als Proxys für nicht vorhandene Datensätze aus außereuropäischen Regionen: Emissionen sind nicht als europäische Emissionen im Sinne der Sensitivitätsanalyse anzusehen.
 - Globalen Vorketten in europäischen Datensätzen: Emissionen sind nicht als europäische Emissionen im Sinne der Sensitivitätsanalyse anzusehen.

6.4.6.9 Human- und Ökotoxizität - Sachbilanz

- Dokumentation und kritische Analyse der Datensätze auf Informationsgehalt in Bezug auf toxische Emissionen (Vollständigkeit, Symmetrie)
- Kritische Diskussion der Datenlage in unterschiedlichen Lebenswegphasen

6.4.6.10 Toxische Schädigung von Menschen durch Feinstaub - Sachbilanz

- Dokumentation und kritische Analyse der Datensätze auf Informationsgehalt in Bezug auf Vollständigkeit, Symmetrie
- Überprüfung der Datensätze auf Doppelzählung von Partikeln kleiner 2,5µm, wenn PM2,5 und PM10 parallel gelistet sind

6.4.6.11 Toxische Schädigung von Menschen durch ionisierende Strahlung - Sachbilanz

- Datengrundlage sind die Datensätze zur Stromerzeugung aus relevanten Datenbanken, in denen in der Aufschlüsselung radioaktive Emissionen des Regelbetriebs der Kernbrennstoffindustrie gelistet sind.

6.4.7 Durchführung der Sensitivitätsanalysen

6.4.7.1 Durchführung der verbindlichen Sensitivitätsanalysen

- Die gemäß Tabelle 46 in Kapitel 6.3.13 verbindlichen Sensitivitätsanalysen sind durchzuführen.

6.4.7.2 Durchführung der Sensitivitätsanalysen nach Einzelfallprüfung

- Je nach Ausgang der in den Mindestanforderungen definierten Einzelfallprüfungen sind die gemäß Kapitel 6.3.13 verbindlichen Sensitivitätsanalysen nach Einzelfallprüfung durchzuführen.

6.4.7.3 Durchführung weiterer Sensitivitätsanalysen

- Neben den obligatorischen Sensitivitätsanalysen steht es frei, weitere durchzuführen. Sie sind zu begründen und ausführlich zu beschreiben.

6.4.8 Darstellung der Ergebnisse/Dokumentationspflichten

- Die Dokumentation der Sachbilanzdaten ist eine Grundanforderung an die Studien. Sie dient der Transparenz und Nachvollziehbarkeit der Studienergebnisse.
- Alle im Rahmen der Ökobilanz umfassten Prozesse sind zu beschreiben. Die verwendeten Prozessdaten sind zu dokumentieren. Sollten vertrauliche Prozessdaten zur Anwendung

kommen sind diese im Rahmen der kritischen Prüfung zu qualifizieren. Diese Qualifizierung ist in der Beschreibung zu dokumentieren.

- In das Kapitel Sachbilanz ist eine Übersichtstabelle zu integrieren, die zu jedem Datenpunkt eine Kurzangabe bzgl. der folgenden Informationen enthält:
 - umfasster Prozess
 - Datenquelle inkl. Angabe des Datums der Publikation
 - abgebildeter Referenzzeitraum
- In Rahmen des Kapitels Sachbilanz ist für jedes untersuchte Verpackungssystem ein differenziertes Systemfließbild zu erstellen, welches eine Übersicht liefert über:
 - die im System umfassten Prozesse
 - den Stoffstrom (ausgehend von den Materialien des Referenzflusses)

6.5 Wirkungsabschätzung

6.5.1 Verbindliche Bestandteile - Berechnung der Wirkungskategorie-Indikatoren und Darstellung der Ergebnisse

- Für alle verbindlichen Wirkungskategorien sind nachfolgend verbindliche Eckpunkte zur Klassifizierung und Charakterisierung aufgeführt. Die Ableitung der Empfehlungen sowie Erläuterungen sind den Anhängen zum Kapitel Wirkungsabschätzung zu entnehmen.

Hinweis:

- Derzeit findet auf UBA-Ebene ein Vorhaben statt, in welchem auch die im Rahmen der hier vorgelegten Mindestanforderungen verbindlich vorgegebenen Wirkungskategorien diskutiert werden. Nach Vorlage der Ergebnisse dieses Vorhabens werden die Mindestanforderungen ggf. zu ergänzen sein. Die Publikation einer neuen Version der Mindestanforderungen wird durch das Umweltbundesamt kommuniziert.

6.5.1.1 Ressorcenbeanspruchung - Wirkungsabschätzung

- Charakterisierung der KRA-Werte (sobald entsprechende Faktoren zur Verfügung stehen): WP_{KRA}
- Charakterisierung der KEA-Werte nach destruktiver (CF=1) bzw. nicht destruktiver (CF=0) Nutzung: WP_{KEA}

6.5.1.2 Naturraumbeanspruchung - Wirkungsabschätzung

- Charakterisierung der in Hemerobieklassen eingeordneten Sachbilanzdaten zum Naturfernepotenzial [$m^2e \cdot 1 a$):
- Die Flächenkategorien bekommen numerische Faktoren zugewiesen von der naturfernsten Klasse VII absteigend, um die Nutzung naturnäherer Fläche weniger stark in die Wirkung einzubeziehen.
- Verwendet werden die Charakterisierungsfaktoren, wie unter „Ziel und Untersuchungsrahmen“ definiert.
- Normierung, wie unter „Ziel und Untersuchungsrahmen“ definiert

6.5.1.3 Süßwasserbeanspruchung - Wirkungsabschätzung

- Berechnung des regionalen Wasserverknappungspotenzials (WVP):

$$WVP_i [\text{m}^3 \text{H}_2\text{Oe}] = \sum_i \text{m}^3 \text{genutztes Wasser}_i * WSI_i$$

- Dazu: Modular aufgeschlüsselte Charakterisierung der in der Sachbilanz ermittelten Daten mittels der Charakterisierungsfaktoren nach Pfister (WSI_i), verfügbar als Google Earth layer unter <http://www.ifu.ethz.ch/ESD/downloads/EI99plus>
- Liegt die Region i an der Grenze von Wassereinzugsgebieten mit signifikant unterschiedlichem WSI_i und ist aufgrund der Datenunschärfe eine exakte Zuordnung nicht möglich ist eine entsprechende Sensitivitätsanalyse durchzuführen.
- Fossiles Grundwasser wird grundsätzlich mit dem Charakterisierungsfaktor von 1 [m³ H₂Oe/m³i] berücksichtigt: Es ist nicht am Wasserkreislauf beteiligt, damit nicht regenerierbar, stellt allerdings in einer Region ein Wasserreservoir für Lebensprozesse dar.
- Aggregation zum Wasserverknappungspotenzial des Produktsystems (WVP):

$$WVP [\text{m}^3 \text{H}_2\text{Oe}] = \sum WVP_i$$
- Getrennte Darstellung von Prozesswasser und Kühlwasser

6.5.1.4 Klimawandel - Wirkungsabschätzung

- Charakterisierungsfaktor: Global Warming Potential GWP₁₀₀ [kg CO₂e/kg Emission_i]
- GWP-Faktoren der WMGHGs (Well-mixed greenhouse gases) aus dem aktuellsten IPCC-Sachstandsbericht (derzeit [IPCC 2013]) mit dem Zeithorizont: 100 Jahre

6.5.1.5 stratosphärischer Ozonabbau - Wirkungsabschätzung

- Charakterisierungsfaktor: ODP [kg CFC-11e/kg Emission_i]
- Aktuellste semiempirische ODP-Faktoren aus den WMO/UENEP-Berichten (derzeit [WMO 2010])
- Folgende Ergänzungen, wenn Faktoren in der aktuellsten WMO-Publikation nicht gelistet sind:
 - Ergänzung durch die Charakterisierungsfaktoren aus [WMO 1998] für HBFC-2401, HBFC-1201, HBFC-2311 und HBFC-2402, solange keine aktuelleren WMO-Faktoren publiziert sind
 - Für HFC-134a; HFC-23, HFC-125 Höchstwerte aus [WMO 2002] gelistet („upper limits“) (Worst-Case-Ansatz)
 - Hinsichtlich folgender Substanzgruppen wird der höchste Charakterisierungsfaktor der jeweiligen Gruppe genutzt:
 - CFC, un spezifiziert: 1 kg CFC-11-e/kg (entspricht dem Wert für CFC-11)
 - HCFC, un spezifiziert: 0,12 kg CFC-11-e/kg (entspricht dem Wert für HCFC-141b)
 - Kältemittel un spezifiziert: 4x10⁻⁴ kg CFC-11-e/kg (entspricht dem Wert für HFC-23)

6.5.1.6 Photochemische Oxidationbildung/Sommersmog - Wirkungsabschätzung

- Aktuellste MIR-Faktoren entsprechend California Code of Regulations, derzeit: [Carter 2010]
- Charakterisierungsfaktor: [g O₃-e/g Emission_i]
 - MIRs für organische Verbindungen
 - NMIRs für Stickoxide

- Optionale Sensitivitätsanalyse im Europäischen Kontext: [ReCiPe 2008]
 - LOTOS-EUROS für Summenparameter NMVOC und NO_x
 - POCP gewichtete OFPs für NMVOCs als Einzelsubstanzen sowie CO und CH₄

6.5.1.7 Eutrophierung und Sauerstoffzehrung - Wirkungsabschätzung

- Berechnung des Eutrophierungspotenzials (EP_{aquatisch} und EP_{terrestrisch}) nach [Heijungs et al. 1992]: EP_i [kg PO₄³⁻-e/kg Emission_i]
- EP_{terrestrisch} : Einbezug aller luftseitige Emissionen
- EP_{aquatisch} : Einbezug aller wasserseitigen Emissionen

6.5.1.8 Versauerung - Wirkungsabschätzung

- Berechnung des maximalen Versauerungspotenzials (AP) nach [Heijungs et al. 1992]: AP [kg SO₂-e/kg Emission_i](Charakterisierungsfaktoren gemäß Anhang II)
- Wenn Sensitivitätsanalyse nach [Posch et al. 2008]: Charakterisierungsfaktor: CAE [mol H⁺/kg Emission_x]

6.5.1.9 Human- und Ökotoxizität - Wirkungsabschätzung

- Humantoxizität nach USEtox (gegliedert in cancerogen, nicht cancerogen):
 - Human Toxicity Potential non cancer (HTP_{non cancer}) [CTU_h/fE]
 - Human Toxicity Potential cancer (HTP_{cancer}) [CTU_h/fE]
- Humantoxizität Ergänzung: As-Äquivalente für Schwermetalle und Summenparameter (Dioxine, PCB), solange diese in USEtox nicht zufrieden stellend integriert sind.
 - Krebsrisikopotenzial (CRP) [As-e/fE]
- Ökotoxizität: Aquatische Toxizität (Süßwasser) nach USEtox
 - Ecotoxicity freshwater (CF^{freshwater ecotox}) [CTU_e/fE]

6.5.1.10 Toxische Schädigung von Menschen durch Feinstaub - Wirkungsabschätzung

- Charakterisierungsfaktoren basierend auf [De Leeuw 2002]: Partikel < 2,5 µm (PM_{2,5}) [kg PM_{2,5}-e/kg Emission_i]

6.5.1.11 Toxische Schädigung von Menschen durch ionisierende Strahlung - Wirkungsabschätzung

- Charakterisierungsfaktoren nach [Frischknecht et al. 2000] mit dem Zeithorizont 100.000 Jahre: ADi: Absorbierte Dosis: [Person-Sv/kBq Emission_i]

6.5.2 Optionale Bestandteile - Normierung

- Für alle Wirkungskategorien und berücksichtigten Sachbilanzparameter sind die normierten Ergebnisse zu berechnen und in geeigneter Weise im Bericht darzustellen.

6.5.3 Anforderung an die Darstellung der Wirkungsabschätzungsergebnisse

- Die Ergebnisse aller Wirkungskategorien und auszuwertenden Sachbilanzparameter werden in geeigneter Weise graphisch und tabellarisch unter Ausweisung der numerischen Ergebnisse für alle untersuchten Verpackungssysteme dargestellt.
- Die Darstellung muss eine Sektoranalyse bezüglich folgender Lebenswegabschnitte enthalten.
 - Rohstoffgewinnung (primäres und sekundäres Material)

- Packstoffproduktion
- Packmittelproduktion
- Abfüllung
- Ende-des-Produktlebensweges (EoL)
- Transporte
- Lasten aus der Verwertung
- Lasten aus der Beseitigung
- ggf. Allokation von Sekundärnutzen von Verwertungsprozessen
- ggf. Allokation von Sekundärnutzen von Beseitigungsprozessen

6.6 Auswertung

- In der Auswertung sind alle untersuchten Szenarien und Sensitivitätsanalysen zu berücksichtigen

6.6.1 Identifizierung signifikanter Parameter

- Diskussion der Ergebnisse unter Berücksichtigung der unter 5.3.14 definierten Signifikanzschwelle

6.6.2 Beurteilung

6.6.2.1 Vollständigkeitsprüfung

- Diskussion der Datenvollständigkeit und Datensymmetrie zu allen Wirkungskategorien nach 5.6.10

6.6.2.2 Sensitivitätsanalysen

- Diskussion aller Durchgeführten Sensitivitätsanalysen gemäß 5.3.13

6.6.2.3 Konsistenzprüfung

- Kritische Reflexion der Ergebnisse sowohl innerhalb eines Verpackungssystems als auch unter allen in einer Studie berücksichtigten Verpackungssystemen und Szenarien unter Berücksichtigung der Systemgrenzen (technisch, zeitlich, geographisch).

6.6.3 Getränkesegmente

- Sollten bei der empirischen Umsetzung der Abgrenzung der Getränkesegmente für die einzelnen Prozessebenen Schwierigkeit entstehen sind diese zu erläutern und hinsichtlich der Auswirkungen auf die Ergebnisse der Ökobilanz zu diskutieren.

6.6.4 Packmittelgewichte

- Im Rahmen der Auswertung ist insbesondere darauf einzugehen, welchen Einfluss mögliche Erhebungsfehler auf das Ergebnis haben können. Die Gewichtsdaten können mit unterschiedlichen Methoden ermittelt werden.
- Daher stellt sich die Anforderung nach der Datensymmetrie. D. h.: Bei der Betrachtung unterschiedlicher Verpackungssysteme sollten die Anforderungen an die Gewichtsermittlung vergleichbar sein.
- In der Auswertung sind die Spannbreiten bezüglich der Ergebnisrelevanz zu diskutieren und ggf. ist eine Sensitivitätsanalyse (worst case) durchzuführen.

6.6.5 Umlaufzahlen

- Mit der verbindlichen Einbeziehung von Korridoren und unterschiedlichen Arbeitswertender Umlaufzahl sind wichtige Voraussetzungen für die Abbildung der Umlaufzahlen in der Auswertung festgelegt. Eine einseitige Festlegung auf einen Wert ist nicht zielführend.

6.6.6 Entsorgungswege

- Im Rahmen der Auswertung ist die ergebnisseitige Bedeutung des Lebenswegabschnittes „Entsorgung“ unter Bezugnahme auf evtl. bestehende Unsicherheiten bei der Datengrundlage der Modellierung folgender, mehrstufiger Prüfung zu unterziehen:
 - Stufe 1: Ist der Lebenswegabschnitt Entsorgung (und die evtl. damit verbundene Anrechnung von Sekundärnutzen) ergebnisrelevant?
 - a) Wenn Nein: Prüfung beendet
 - b) Wenn Ja: Prüfstufe 2
 - Stufe 2: Wie valide ist die Datengrundlage der Modellierung?
 - c) Wenn valide: Prüfung beendet
 - d) Wenn nicht oder nur eingeschränkt valide: Überprüfung der Quoten mittels Sensitivitätsanalyse
 - Stufe 3: Sensitivitätsanalyse:
- Überprüfung der Quoten durch eine Reduktion der verwendeten Quoten um 10 % (Bsp.: Läge die öEQ im Basisszenario bei 80 %, so wäre diese in der Sensitivitätsanalyse auf 72 % (-10 %) zu reduzieren.)
- Die Ergebnisse aus der Quotenermittlung unter Verwendung von Daten aus der abfallwirtschaftlichen Berichterstattung zeigten, dass eine Plausibilisierung und Qualifizierung der erhaltenen Quoten erforderlich sowie deren Bewertung/weiteres Vorgehen zu dokumentieren ist. Das betrifft:
 - Die für die Material- bzw. Verpackungsgruppe spezifischen Daten der abfallwirtschaftlichen Berichterstattung sind hinsichtlich ihrer Passgenauigkeit für die ökobilanziell untersuchten Verpackungen zu untersuchen. Dabei ist die Prüffrage: Wie gut passen beide zusammen? Wie groß sind die Abweichungen? Wodurch sind diese bedingt?
 - Plausibilisierung der errechneten Quoten, z. B. durch Analogieschlüsse
- Auch hier gilt die Sorgfaltspflicht des Studienerstellers zu Anwendung einer begründeten, der Fragestellung angemessenen ökobilanziellen Quote und ggf. die Korrektur bzw. Weiterbearbeitung des vorgefundenen Zahlenmaterials auf der Basis von Expertenschätzungen.

6.6.7 Distribution

- Neben gebindespezifischen Durchschnittswerten ist auch ein Szenario zu betrachten, dass von der durchschnittlichen Distributionsentfernung des Getränke-segments ausgeht und diese für alle Verpackungssysteme zu Grunde legt.

6.6.8 optionale freiwillige Zusatzauswertungen

- In der Auswertung kann ergänzend zu den im Rahmen der Mindestanforderungen definierten Aspekten der Auswertung eine differenzierte Analyse entsprechend eines oder mehreren im Rahmen der Ziel- und Rahmendefinition festgelegten Erkenntnisinteresses erfolgen.

- Eine solche Zusatzauswertung käme bspw. zur Anwendung, um dezidierte Einzelergebnisse für unterschiedliche Konsumsituation wie Vorratshaltung oder Sofortverzehr abzuleiten oder um das Thema Regionalität zu adressieren.

6.6.9 Allokation

- Es ist eine Gesamteinschätzung vorzunehmen und zu dokumentieren; hinsichtlich der Konsistenz der Behandlung von Koppelprodukten in den in der Ökobilanz verwendeten Datensätzen.
- Liegen Abweichungen von der UBA-Mindestanforderung vor (z. B. wurden in Datensätzen aus Datenbanken Gutschriften verwendet) ist eine Einschätzung der Ergebnisrelevanz der Abweichungen vorzunehmen.
- Bei vermuteter Ergebnisrelevanz dieser Abweichungen sind Sensitivitätsanalysen durchzuführen. Dabei sollen bewusst konservative Daten oder Annahmen herangezogen werden. Möglich wäre hier ein allgemeiner prozentueller Aufschlag auf alle Inputs und Outputs des Datensatzes.
- Gegebenenfalls sind – in Rekursion zur Sachbilanz – alternative Datensätze zu recherchieren und in der Ökobilanz anzuwenden, bei denen keine impliziten Gutschriften verwendet wurden.

6.6.10 Auswertung der Ergebnisse gegliedert nach Wirkungskategorien

- Für alle verbindlichen Wirkungskategorien nach Tabelle 46 sind nachfolgend die Aspekte zusammengestellt, die in der verbal-argumentativen Auswertung zu adressieren sind (vgl. auch Kapitel „Auswertung“). Die Ableitung der Empfehlungen sowie Erläuterungen sind den Anhängen zum Thema Wirkungsabschätzung zu entnehmen.

6.6.10.1 Ressourcenbeanspruchung - Auswertung

- Kritische Diskussion der Datenverfügbarkeit, Datenqualität, Datenvollständigkeit und Datensymmetrie
- Kritische Diskussion der Ergebnisse zum KEA (KEA_{gesamt} gegliedert in KEA_{strömend}, KEA_{fossil}, KEA_{biotisch}, KEA_{nuklear}) auf Sachbilanzebene und zum WP_{KEA} nach Charakterisierung
- Kritische Diskussion generischer KRA-Werte (Sachbilanzdaten, gegliedert in KRA_{mineralisch}, KRA_{metallisch}, KRA_{fossil}, KRA_{biotisch}) und sobald verfügbar auch zum WP_{KRA} nach Charakterisierung
- Sektoralanalyse bezüglich KEA und KRA
- Verbal-argumentative Reflexion der numerischen Ergebnisse
- Kritische Diskussion der Aussagekraft der über den gesamten Lebenszyklus aggregierten Indikatorergebnisse

6.6.10.2 Naturraumbeanspruchung - Auswertung

- Kritische Diskussion der Datenverfügbarkeit, Datenqualität und Datenvollständigkeit (modulare Gliederung zur Abbildung regionaler/lokaler Gegebenheiten)
- Kritische Diskussion der Sachbilanzergebnisse gegliedert nach
 - Flächenbedarf Forst-/Wald, Agrar, Bergbau, Deponie, Sonstige)
 - Zuordnung zu einer Natürlichkeitsklasse (Hemerobieklassen)

- Aussagekraft der Sachbilanzergebnisse über den gesamten Lebensweg aggregiert und in der Sektoralanalyse
- Ergebnisse der Wirkungsabschätzung: Kritische Diskussion des Naturfernepotenzials gegliedert nach Forst-/Wald, Agrar, Bergbau, Deponie, Sonstige)
- Kritische Diskussion des Naturfernepotenzials gegliedert nach Materialerzeugung und Energieerzeugung
- Kritische Diskussion der Aussagekraft des über den gesamten Lebensweg aggregierten Wirkungskategorie-Indikatorergebnisses

6.6.10.3 Süßwasserbeanspruchung - Auswertung

- Kritische Diskussion der Datenverfügbarkeit, Datenqualität und Datenvollständigkeit (modulare Gliederung zur Abbildung regionaler/lokaler Gegebenheiten)
- Kritische Diskussion der WSI-Werte bezüglich hinreichender Spezifikation der regionalen Aufschlüsselung
- Kritische Diskussion des Wasserverknappungspotenzials gegliedert nach Reservoirtyp
- Kritische Diskussion des Wasserverknappungspotenzials gegliedert in Prozesswasser und Kühlwasser
- Kritische Diskussion des Einflusses der Wasserrückführung auf das Wasserverknappungspotenzial
- Interpretation der Sektoralanalyse
- Aussagekraft des über den gesamten Lebenszyklus aggregierten Indikatorergebnisses
- Kritische Diskussion der volumetrischen Wasserbilanz unter Berücksichtigung des Abwasservolumens (modular und aggregiert)
- Sensitivitätsanalyse „Wasserverbrauch“ unter detaillierter Reflexion der Belastbarkeit der Sachbilanzdaten zur Wasserrückführung (Grundwasser-Einzugsgebiet resp. Oberflächenwasser-Einzugsgebiet)
- Sensitivitätsanalyse bezüglich der Bewässerungseffizienz in landwirtschaftlichen Systemen wenn relevant (z. B. weil keine spezifischen Daten vorhanden waren und mit Annahmen gearbeitet wurde)
- Diskussion der Auswirkungen der Abwassermenge und -qualität auf die Verfügbarkeit von sauberem Süßwasser für Unterlieger

6.6.10.4 Klimawandel - Auswertung

- Kritische Diskussion der Datenverfügbarkeit, Datenqualität, Datenvollständigkeit und Datensymmetrie
- Kritische Diskussion der Ergebnisse hinsichtlich der bei der Bilanzierung von Deponien und Mineralisierungsprozessen am Ende-des-Produktlebensweges (z. B. Kompostierung) und landwirtschaftlichen Systemen getroffenen Annahmen. Ggf. Durchführung einer Sensitivitätsanalyse.
- Kritische Diskussion des Einflusses spezifischer Annahmen bezüglich:
 - direkter Landnutzungsänderung
 - Kohlenstoff-Speicherung (Senken)

- Differenzierte Sektoranalyse
- Verbal-argumentative Reflexion der numerischen Ergebnisse

6.6.10.5 Stratosphärischer Ozonabbau - Auswertung

- Kritische Diskussion der Datenverfügbarkeit, Datenqualität, Datenvollständigkeit und Datensymmetrie
- Kritische Diskussion der Bestimmung von N₂O Emissionen aus landwirtschaftlichen Systemen
- Differenzierte Sektoranalyse
- Verbal-argumentative Reflexion der numerischen Ergebnisse
- Prüfung auf Ergebnisrelevanz von Substanzen für die keine Semiempirischen Faktoren vorliegen, Diskussion dieses Sachverhaltes

6.6.10.6 Photochemische Oxidantienbildung/Sommersmog - Auswertung

- Kritische Diskussion der Datenverfügbarkeit, Datenqualität, Datenvollständigkeit und Datensymmetrie
- Differenzierte Sektoranalyse
- Separate Darstellung der Ergebnisse gegliedert nach Kohlenwasserstoffen und Stickoxiden (MIR/NMIR)
- Verbal-argumentative Reflexion der numerischen Ergebnisse
- Prüfung auf Ergebnisrelevanz von Summenparametern, Diskussion dieses Sachverhaltes

6.6.10.7 Eutrophierung und Sauerstoffzehrung - Auswertung

- Kritische Diskussion der Datenverfügbarkeit, Datenqualität, Datenvollständigkeit und Datensymmetrie
- Differenzierte Sektoranalyse
 - nach Lebenswegabschnitten
 - Anteil CSB am EP_{aquatisch}: Kritische Reflexion der Relevanz der ergänzenden Berücksichtigung der Sekundärwirkung „Sauerstoffzehrung“
 - Anteil Emissionen in die Luft aufgrund von Hochseetransporten am EP_{terrestrisch}: Kritische Reflexion der Relevanz von Überschätzung des EP_{terrestrisch}
- Verbal-argumentative Reflexion der numerischen Ergebnisse

6.6.10.8 Versauerung - Auswertung

- Kritische Diskussion der Datenverfügbarkeit, Datenqualität, Datenvollständigkeit und Datensymmetrie
- Differenzierte Sektoranalyse
 - nach Lebenswegabschnitten
 - nach Emissionspfad (Luft, Wasser, Boden): Kritische Reflexion der Relevanz
 - Anteil Emissionen in die Luft aufgrund von Hochseetransporten am AP: Kritische Reflexion der Relevanz

- „innereuropäische Emissionen“/“äußereuropäische Emissionen“ (wenn Sensitivitätsanalyse nach [Posch et al. 2008] durchgeführt wird)
- Verbal-argumentative Reflexion der numerischen Ergebnisse
- Wenn relevant: Diskussion der Sensitivitätsanalyse nach [Posch et al. 2008] hinsichtlich länderspezifischer Unsicherheiten und mögliche Unterschätzung der Potenziale

6.6.10.9 Human- und Ökotoxizität - Auswertung

- Für Humantoxizität: getrennte Auswertung von $HTP_{\text{non cancer}}$, HTP_{cancer} und CRP
- Kritische Diskussion des Einflusses von Datenverfügbarkeit, Datenqualität, Datenvollständigkeit und Datensymmetrie auf die numerischen Ergebnisse der ausgewerteten Indikatoren
- Differenzierte Sektoralanalyse
- Kritische Analyse der Aussagekraft der über den gesamten Lebenszyklus aggregierten Indikatorergebnisse
- Verbal-argumentative Reflexion der numerischen Ergebnisse im Hinblick auf mögliche Fehlinterpretationen
- Verbindliche Sensitivitätsanalyse für $HTP_{\text{non cancer}}$, HTP_{cancer} und $CF^{\text{freshwater ecotox}}$
- Die Charakterisierungsfaktoren folgender Stoffe sind einer Sensitivitätsanalyse zu unterziehen:
 - Die 10 Stoffe mit den höchsten Beiträgen zu den Ergebnissen; jeweils unterschieden nach:
 - Humantoxizität: nicht-karzinogen
 - Humantoxizität: karzinogen
 - Ökotoxizität
 - Es sind aber in jedem Fall die Stoffe zu berücksichtigen, die 90 % der Beiträge liefern.
 - Dabei ist jeder Charakterisierungsfaktor jeder dieser Stoffe separat um den Faktor 1000 (für Humantoxizität) bzw. 100 (für Ökotoxizität) zu variieren und der daraus resultierende Ergebniseinfluss für jeden Stoff aufzuzeigen. Kommt es dadurch zur Ergebnisumkehr, ist das Ergebnis als nicht signifikant zu betrachten.

6.6.10.10 Toxische Schädigung von Menschen durch Feinstaub - Auswertung

- Kritische Diskussion der Datenverfügbarkeit, Datenqualität, Datenvollständigkeit und Datensymmetrie
- Differenzierte Sektoralanalyse
- Verbal-argumentative Reflexion der numerischen Ergebnisse
- Diskussion der Ergebnisse im Zusammenhang mit den Ergebnissen zur Humantoxizität der Wirkungskategorie „Human- und Ökotoxizität“

6.6.10.11 Toxische Schädigung von Menschen durch ionisierende Strahlung - Auswertung

- Hinweis auf die Begrenzung der Aussagekraft der Ergebnisse: Nur Kernbrennstoffindustrie zur Stromerzeugung in Atomkraftwerken im Regelbetrieb, keine Berücksichtigung sonstiger industrieller Prozesse und Unfälle
- Diskussion der Ergebnisse im Kontext der Wirkungskategorie Klimawandel

- Diskussion der Relevanz anderer Emissionsquellen unter Reflektion der Datenlage

6.6.11 Berücksichtigung optionaler Bestandteile der Wirkungsabschätzung

- Berücksichtigung der Normierung (optionaler Bestandteil der Wirkungsabschätzung) auf Basis der Jahresverbrauchsmenge im entsprechenden Getränke-segment, ausgedrückt in EDW (Einwohnerdurchschnittswert) und tabellarisch sowie graphisch dargestellt
- Keine Berücksichtigung der Ordnung (Rangbildung) bis die Überprüfungen und ggf. Anpassung seitens des UBA erfolgt ist
- Auf Basis einer sorgfältigen Dokumentation der Ergebnisse aller untersuchter Verpackungssysteme, Szenarien und Sensitivitätsanalysen erfolgt eine verbal-argumentative Auswertung
- Eine Beurteilung aufgrund des einfachen Abzählens, bei wie vielen Wirkungskategorien ein Produktsystem besser abschneidet als ein anderes, ist nicht zulässig.

6.6.12 Schlussfolgerungen, Einschränkungen und Empfehlungen

- Verdichtete Daten dürfen nicht als Auswerteautomatismus missverstanden werden. Die Verdichtung dient ausschließlich dazu, die Datenfülle so aufzubereiten, dass vor dem Hintergrund von Signifikanzprüfung und Beurteilung nachvollziehbare, transparente und differenzierte Empfehlungen gegeben werden können. Insofern wird der Ansatz aus UBA 1999 der „verbal argumentativen Auswertung“ beibehalten.
- Alle aus der Signifikanzprüfung und Beurteilung erkannten Einschränkungen sind übersichtlich aufzulisten und ihre Relevanz für die Empfehlungen zu diskutieren.
- Nicht intendierte Anwendungen der Ergebnisse sind zu benennen.

7 Exemplarische Überprüfung der Mindestanforderungen

Im Rahmen des Arbeitspaketes 4 „Erkenntnisse aktualisieren“ wurden anhand ausgewählter Gebinde die Auswirkungen der Umsetzung der Mindestanforderungen exemplarisch überprüft.

Diese Überprüfung dient der Evaluation der Praktikabilität der Mindestanforderungen und der Identifizierung von Aktualisierungsbedarf. Es war nicht Inhalt und Zweck des Arbeitspaketes 4 einen ökobilanziellen Vergleich zwischen den Packmitteln durchzuführen.

Der zukünftige Umgang mit den Veränderungen aus dem Feld der allgemeinen Ökobilanzmethodik und aus dem Feld der Methodik der Datengenerierung und Datenqualität werden beispielhaft dargestellt.

7.1 Mindestanforderungen an die Auswahl von Verpackungssystemen

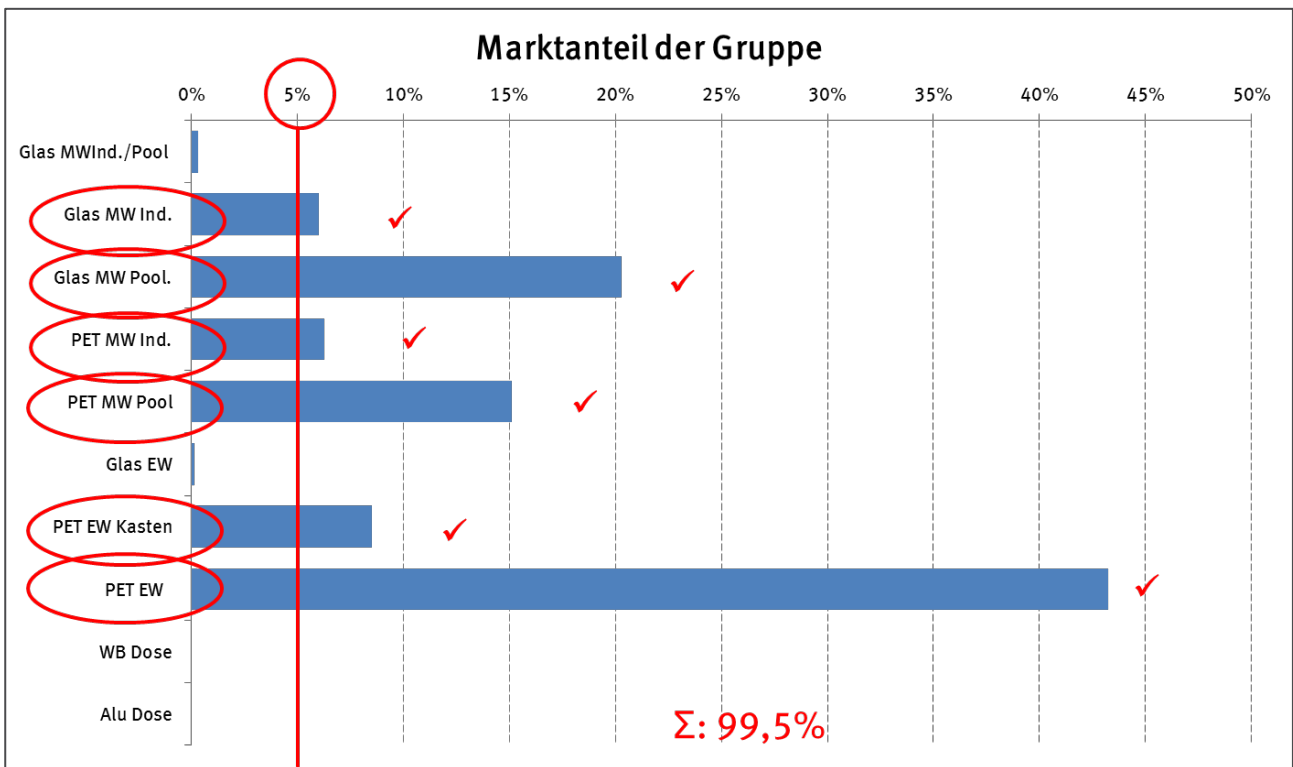
Im Rahmen der Mindestanforderungen sind verbindliche Kriterien an die Auswahl von Getränkeverpackungen, die in einer Ökobilanzstudie zu berücksichtigen definiert. Damit wird einem der Hauptkritikpunkte der seit 2004 vorgelegten Studien, die Willkürlichkeit bei der Auswahl der untersuchten Verpackungen begegnet.

Die Mindestanforderungen für die Auswahl sind wie folgt definiert:

- Bezugsgröße der Marktmenge ist der Getränkeverbrauch.
- Es sind immer mindestens zwei Getränkeverpackungssysteme zu untersuchen.
- Es wird entweder das gesamte Getränkesegment untersucht oder eine Vorauswahl in Form einzelner Getränkegruppen getroffen.
- Es ist sicherzustellen, dass ein Marktanteil von mindestens 80 % des Getränkeverbrauchs der Verpackungsgruppe bzw. des Getränkesegments erfasst werden.
- Bei der Untersuchung eines Getränkesegmentes ist jede Getränkeverpackungsgruppe zu untersuchen, die einen Anteil von mindestens 5 % am Füllgutverbrauch des Getränkesegments aufweist.
- Für jede Getränkeverpackungsgruppe ist die marktbedeutendste Füllgröße zu untersuchen und zusätzlich diejenigen, die mehr als 25 % des Füllgutverbrauchs der Verpackungsgruppe oder mehr als 5 % des Füllgutverbrauchs des Getränkesegments (\cong Grundgesamtheit) aufweist.

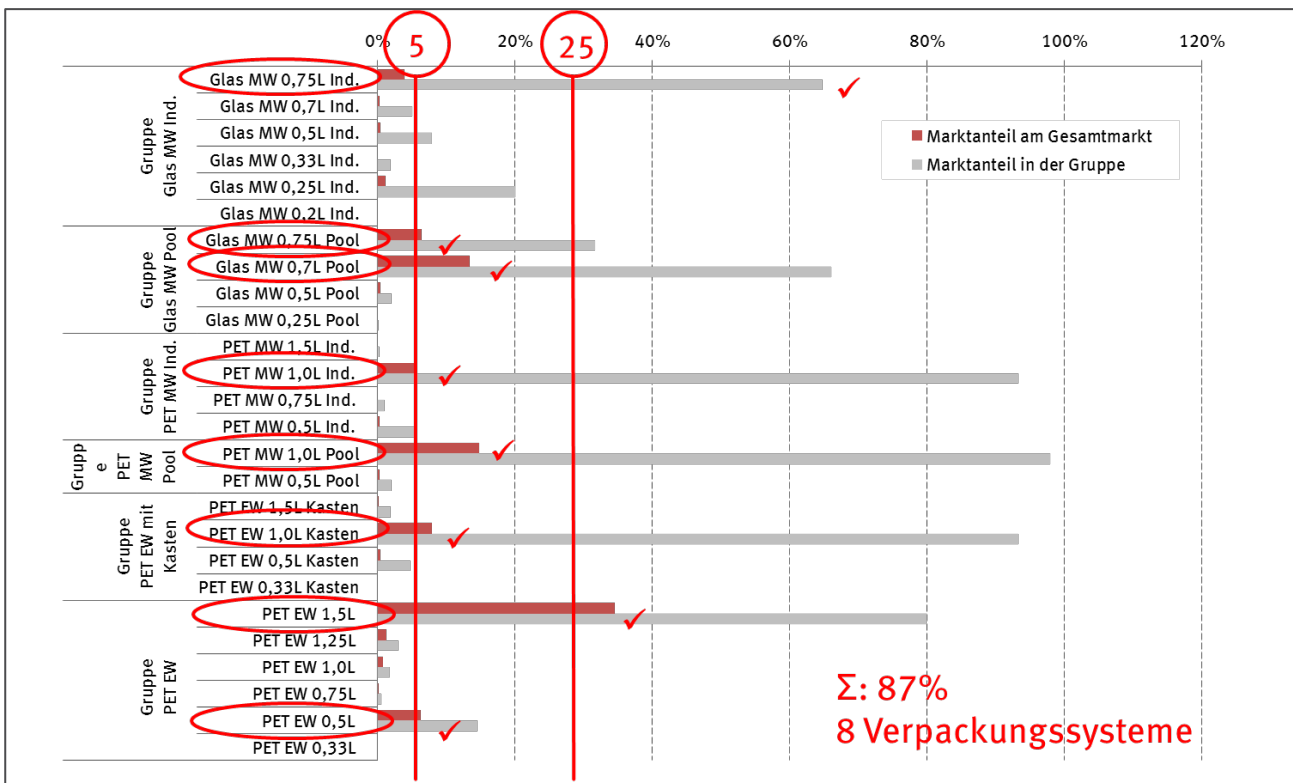
Die exemplarische Überprüfung wird anhand von Zahlenmaterial für die Getränkesegmente kohlen-säurehaltige und stille Mineralwässer durchgeführt.

Abbildung 70: Wässer mit CO₂ – Auswahl der Getränkeverpackungsgruppen



© IFEU/ GVM/ INTEGRAHL 2015

Abbildung 71: Wässer mit CO₂ – Auswahl der Getränkeverpackungen



© IFEU/ GVM/ INTEGRAHL 2015

Die definierten Auswahlkriterien funktionieren in dem Sinne, dass eine Auswahl aus dem Gesamtmarkt getroffen wird aber dennoch eine hohe Marktabdeckung von min. 80 % gewährleistet wird. Eine (freiwillige) Erweiterung der Auswahl durch Auftraggeber oder Autoren einer Studie ist jederzeit möglich.

Im Getränkesegment der kohlenensäurehaltigen Mineralwässer wären demnach in einer Getränkeverpackungsökobilanz entsprechend der hier definierten Mindestanforderungen die folgenden 8 Gebinde zu untersuchen:

- 1) 0,75L Glas MW Ind.
- 2) 0,75L Glas MW Pool
- 3) 0,7L Glas MW Pool
- 4) 1,0L PET MW Ind.
- 5) 1,0L PET MW Pool
- 6) 1,0L PET EW Kasten
- 7) 1,5L PET EW
- 8) 0,5L PET EW

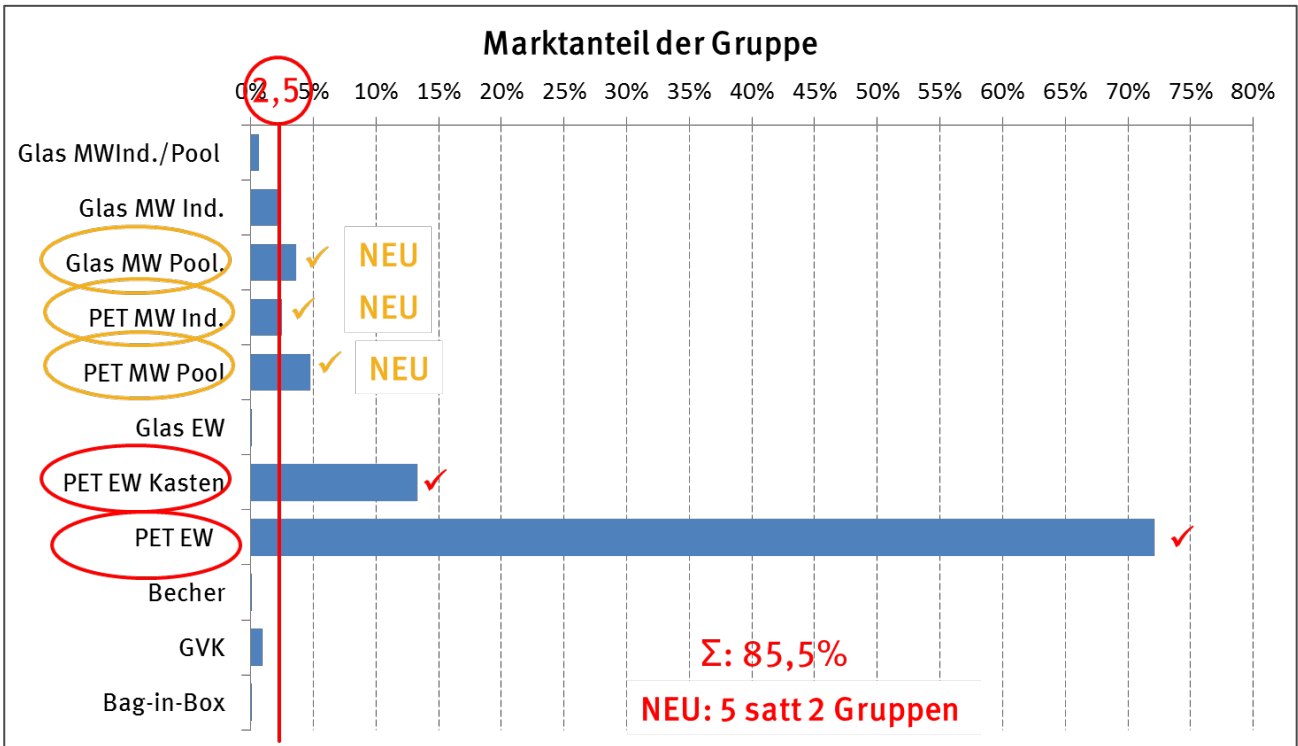
Die getroffene Auswahl bildet ein zu großen Teilen vollständiges Bild der derzeitigen deutschen Verpackungslandschaft im Bereich der Mineralwässer ab. Alle großen Diskussionlinien der letzten Jahren, EW vs. MW, PET vs. Glas, Pool vs. Ind. würden im Rahmen dieser Ökobilanz berührt.

Im Getränkesegment der Wässer ohne CO₂ zeigt sich ein abweichendes Bild, da in diesem Getränke-segment einzelne Verpackungssysteme eine annähernd marktdominierende Stellung erreicht haben. Somit ist die Auswahl anhand der definierten Kriterien stark selektiv, nur vier Einweggetränkeverpackungen (1,0L PET EW Kasten sowie 0,5L, 1,5L und 2,0L PET EW sind in der Untersuchung zu analysieren. Darüber hinaus wäre lediglich ein MW System aufgrund der Referenzsystemregel integriert. Vor dem Hintergrund wurde eine Anpassung (im Sinne einer Verschärfung) der Mindestanforderung überlegt:

- Kriterium zur Gruppenauswahl: 2,5 % statt 5 %
- Kriterium Marktanteil am Gesamtmarkt: 2,5 % statt 5 %
- Kriterium Marktanteil in der Gruppe: 20 % statt 25 %

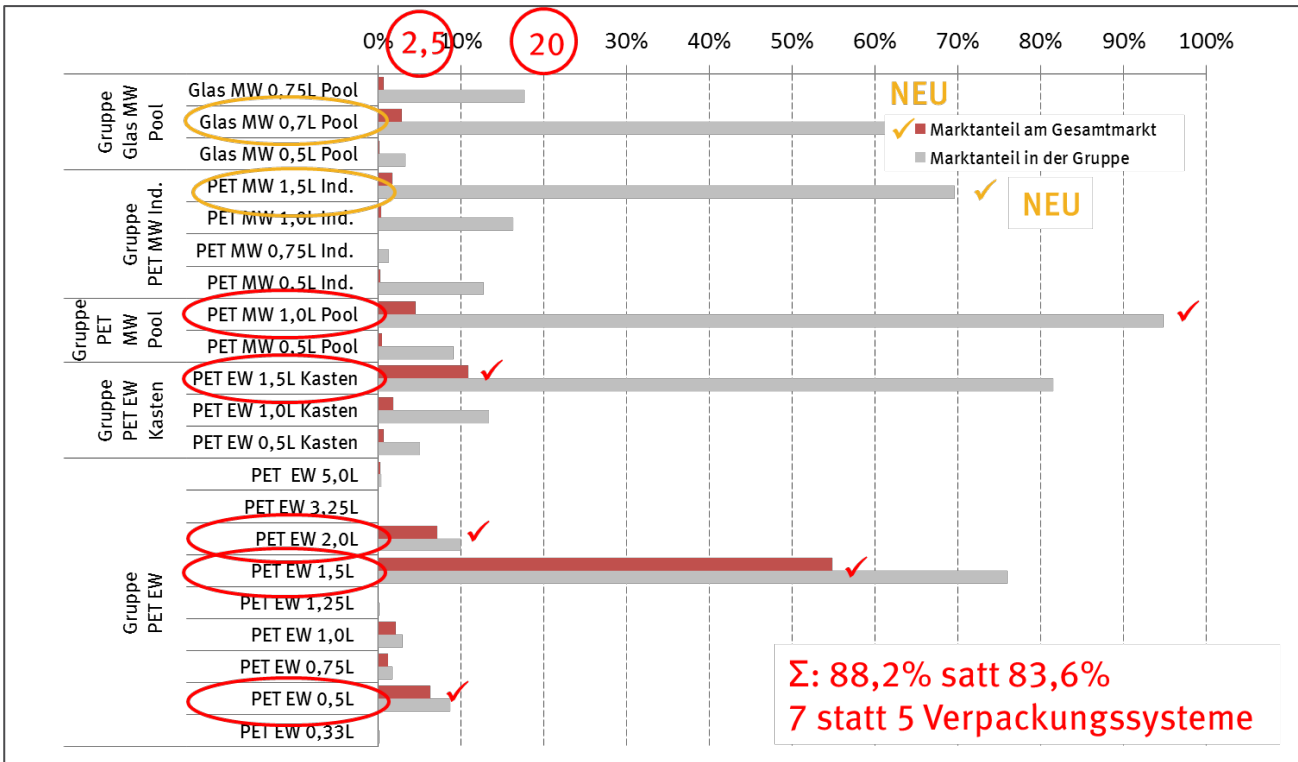
Im Ergebnis wären nun drei weitere Getränkeverpackungsgruppen in die Analyse mit einzustellen. Dies führt trotz der verschärften Gruppenkriterien dazu, dass nur zwei weitere Verpackungssysteme flankierend zu untersuchen sind und zwar die 0,7L Glas MW Pool und die 1,5L PET MW Ind. Gebinde.

Abbildung 74: Wasser ohne CO₂ – Auswahl der Getränkeverpackungsgruppen - Alternative



© IFEU/ GVM/ INTEGRAHL 2015

Abbildung 75: Wasser ohne CO₂ – Auswahl der Getränkeverpackungen - Alternative



© IFEU/ GVM/ INTEGRAHL 2015

Dieser Vorschlag und das damit verbundene Ergebnis wurden im Rahmen der 5. Sitzung des Begleitkreises sehr kontrovers diskutiert. Insbesondere die wissenschaftlich nicht ableitbare Senkung der Schwellenwerte und der sich daraus ergebenden Erweiterung des Untersuchungsumfangs einer Ökobilanz erscheinen vor der ebenso im Begleitkreis wiederholt geforderten Aufwandsminimierung problematisch.

Daher wurde die Frage aufgeworfen, ob es Zusatzkriterien für die Auswahl der Verpackungssysteme geben sollte, etwa ein Mindestkriterium hinsichtlich der Anzahl der umfassten Verpackungsmaterialien (der Vorschlag aus dem Begleitkreis: mindestens 2 verschiedene Materialien bei der Primärverpackung).

Die Fragestellung wurde im Begleitkreis nicht abschließend behandelt. Eine - unter Einbeziehung aller vorgebrachten Argumente - im Nachgang getroffene Entscheidung lautet dahingehend, dass die vorgeschlagenen Auswahlkriterien als geeignet angesehen werden die Zielstellung des Vorhabens zu erfüllen. Die Mindestanforderungen zur Auswahl der Getränkeverpackungen werden deshalb nicht erweitert. Damit wird auch dem Anspruch an Aufwandsbeschränkung Rechnung getragen. Eine freiwillige Erweiterung der Auswahl durch Auftraggeber oder Autoren einer Studie bleibt weiterhin jederzeit möglich.

Dazu wurde ergänzend der folgende Verfahrensvorschlag erarbeitet, dass die Auswahl der Verpackungssysteme in einer dezidierten Studie sollte möglichst frühzeitig mit UBA/BMUB rückgekoppelt werden, um die Eignung für die politische Entscheidungsfindung sicherzustellen.

Verwiesen wird zudem auf die Sorgfaltspflicht des Studienerstellers zu einer sachgerecht reflektierten Anwendung der Mindestanforderungen und möglicher Studierweiterungen.

7.2 Mindestanforderungen an die Ableitung der Rechenparameter

Im Rahmen des Arbeitspaketes 4 sollen die Auswirkungen untersucht werden, die sich durch die Genese der Systemparameter ergeben. Zu diesem Zweck waren die Teilnehmer des Begleitkreises zum F&E Vorhaben aufgerufen Daten entlang der Mindestanforderungen (als Testlauf dieser) zu generieren und einzureichen. Alternativ bestand die Möglichkeit vorhandene Daten bzw. bereits durchgeführte Untersuchungen in den Prozess einzuspeisen. Diese wurden anhand der Mindestanforderungen auf ihre Verwendbarkeit überprüft.

7.2.1 Übersicht über die zu bilanzierenden Systeme

Im Vorfeld des AP 4 wurde eine Auswahl an Systemen getroffen, für die Daten zu generieren waren. Diese Systeme wurden auch der Validierungsrechnung (siehe Kap. 7.3) unterzogen. Gründe für die Auswahl waren:

- das System wurde (mit Stand 2014) innerhalb der letzten 5 Jahre in einer dem UBA vorlegten Ökobilanz betrachtet (gilt nicht für den GVK, dessen letzte ISO konforme Bilanz stammt aus dem Jahr 2006)
- ein für das System „vertretungsberechtigter Sprecher“ ist Teilnehmer des Begleitkreises zum Vorhaben
- allg. Erkenntnisinteresse

Abbildung 76 zeigt die Übersicht über die 9 im AP4 zu untersuchenden Gebinde. Die Individualgebäude werden dabei nur als Varianten der Poolgebäude betrachtet, da im Rahmen des F&E Vorhabens keine eigenständige Datenerhebung durchgeführt wurde.

Abbildung 76: Übersicht über die 9 im Arbeitspaket 4 zu untersuchenden Gebinde

| | | | | | | | | | |
|----------------|------------|------|------------|--------|-------------|------------|-----------|----------|----------|
| Packstoff | Glas | | PET | | | | Weißblech | Alu | GVK |
| Packmitteltyp | Mehrweg | | Mehrweg | Einweg | | Einweg | Einweg | Einweg | |
| Klassifikation | Pool (GDB) | Ind. | Pool (GDB) | Ind. | ohne Kasten | mit Kasten | Standard | Standard | Standard |

© IFEU/ GVM/ INTEGRAHL 2015

Nachfolgende Tabelle gibt an, in welcher Studie die zu bilanzierenden Systeme letztmalig untersucht wurden.

Tabelle 50: Übersicht Systeme in AP 4

| System | Getränkesegment | letztmalig bilanziert in |
|-----------------------------------|-----------------|--------------------------|
| 0,7L Glas MW Pool (GDB) | Wässer | IK 2010 (GDB 2008) |
| 0,75 L Glas MW Ind. | Wässer | |
| 1,0L PET MW Pool (GDB) | Wässer | IK 2010 (GDB 2008) |
| 1,0L PET MW Ind. | Wässer | |
| 1,5L PET EW ohne Kasten | Wässer | IK 2010 |
| 1,0L PET EW mit Kasten (PETCYCLE) | Wässer | PETCYCLE 2010 |
| 0,5L Weißblech Dose | Bier | BCME 2010 |
| 0,5L Aluminium Dose | Bier | BCME 2010 |
| 1,0L Getränkeverbundkarton | Saft | FKN 2006 |

7.2.2 Einreichungen aus dem Begleitkreis

Folgende Informationen, Daten und Studien wurden seitens des Begleitkreises zur Ableitung der Eingangsparameter in die Berechnungen des AP 4 eingereicht:

- Studien und Stellungnahmen:
 - [Deloitte 2013]: Umlaufzahlen und Transportentfernungen in der Getränkeindustrie Studie im Auftrag der Bundesvereinigung der Deutschen Ernährungsindustrie e. V. (BVE) und des Handelsverbands Deutschland e. V. (HDE)

- [AKÖG 2013]: AKÖG ÖKO Index 2012 Ergebnisse des Pilotvorhabens - Berichtsjahr 2012 – (Vertraulich)
- [Cyclos, HTP 2011] UBA Texte 8/2011 Planspiel zur Fortentwicklung der Verpackungsverordnung Teilvorhaben 1: Bestimmung der Idealzusammensetzung der Wertstofftonne
- [PackForce 2010] Distributionsentfernungen für Säfte Nektare und Eistee in Verpackungen aus Karton , PET und MW-Glas in den Gebindegrößen 1,0 und 1,5 L 2009
- Informationen:
 - [Apeal 2012] “Tinplate - Apeal - with and without RR credit” europäischen Datensatz für Weißblech
 - [EAA 2013] “Environmental Profile Report for the European Aluminium Industry April 2013-Data for the year 2010” europäischen Datensatz für Aluminium
 - [IML 2010] Stellungnahme zur Berechnung der durchschnittlichen Gesamt-Umlaufzahlen des Mehrweggebinde-Pools an 0,7 l/0,75 l Brunneneinheitsflaschen (BEF) aus Glas der Genossenschaft Deutscher Brunnen eG inkl. Anlagen
 - GDB: Diverse Unterlagen zu Verpackungsspezifikationen der GDB 0,7L Glas und 1,0L PET MW Flaschen sowie Abfülldaten für zwei 0,7L Glas MW Abfüllanlagen
 - PETCYCLE: neue Informationen zu Verpackungsspezifikationen; bzgl. Distributionsdistanzen, Entsorgungswege und Prozessdaten Verweis auf die Petcycle Ökobilanz Sachstand 2009 [IFEU 2010b]
 - FKN: Informationen zu Verpackungsspezifikationen und Prozessdaten
 - BV Glas: Aktualisierte Wannendaten für die Behälterglasherstellung Stand 2011 inkl. direkter Feuerungsemissionen
 - GDA: Informationen zum Rezyklatgehalt in den Verpackungskomponenten der Aluminiumdosen

Die untenstehende Tabelle zeigt eine Übersicht der eingereichten Informationen, Daten und Studien, differenziert nach den einzelnen Datenpunkten (Eingangsparameter für die Berechnung in AP 4).

Tabelle 51: Übersicht über Einreichungen aus dem Begleitkreis

| System | Verpackungsspezifikationen | | Distributionsentfernungen | Entsorgungswege | Prozessdaten |
|-------------------------|-----------------------------------|-------------------|---------------------------|-----------------|----------------------------------|
| | Verpackungsgewichte/ -materialien | Umlaufzahlen | | | |
| 0,7L Glas MW Pool (GDB) | Informationen GDB | [IML 2010] | [Deloitte 2013] | keine Angaben | Neues Inventar von BV Glas |
| | | [Deloitte 2013] | | | Informationen GDB zu Abfülldaten |
| 0,75 L Glas MW Ind. | keine Angaben | [Deloitte 2013] | [Deloitte 2013] | keine Angaben | Neues Inventar von BV Glas |
| 1,0L PET MW Pool (GDB) | Informationen GDB | Informationen GDB | [Deloitte 2013] | keine Angaben | keine Angaben |

| System | Verpackungsspezifikationen | | Distributions-entfernungen | Entsorgungswege | Prozessdaten |
|-----------------------------------|------------------------------------|-------------------------------------|--------------------------------|-------------------------------------|------------------------|
| | Verpackungs-gewichte/ -materialien | Umlaufzahlen | | | |
| 1,0L PET MW Ind. | keine Angaben | [Deloitte 2013] [Deloitte 2013] | [Deloitte 2013] | keine Angaben | keine Angaben |
| 1,5L PET EW ohne Kasten | [AKÖG 2013] | - | [AKÖG 2013] [Deloitte 2013] | keine Angaben | keine Angaben |
| 1,0L PET EW mit Kasten (PETCYCLE) | Informationen PETCYCLE | Informationen PETCYCLE (nur Kasten) | Informationen PETCYCLE | Informationen PETCYCLE | Informationen PETCYCLE |
| 0,5L Weißblech Dose | keine Angaben | - | [Deloitte 2013] | keine Angaben | [APEAL 2012] |
| 0,5L Aluminium Dose | Informationen GDA | - | [Deloitte 2013] | keine Angaben | [EAA 2013] |
| 1,0L Getränke-verbundkarton | Informationen FKN | - | [PackForce 2010] | keine Angaben [Cyclos, HTP 2011] | Informationen FKN |

Ob und in wie weit die eingereichten Daten den Mindestanforderungen entsprechen, wird nun in den folgenden Kapiteln diskutiert.

7.2.3 Ableitung der Rechenparameter

7.2.3.1 Gewichte und Materialien

Einreichungen:

- Bzgl. der GDB MW Systeme:
 - Herstellerspezifikationen der 0,7L Glas MW Flasche (Sollgewicht: 550 g, Mindestgewicht 536 g)
 - Herstellerspezifikationen Materialzusammensetzung der 1,0L PET MW Flasche (Flasche besteht zu 10 % aus PET Rezyklat)
 - Herstellerspezifikationen Verschluss der 1,0L PET MW Flasche aus PP (Gewicht: 2,3 g)
 - Herstellerspezifikationen Brunnen-Einheitskasten 1 c für 12 x 0,7 l Brunnen-Einheitsflaschen (Gewicht: 1880 g Toleranz: 1842 – 1918 g)
 - Informationen zum Stapelplan des neuen Brunnen-Einheitskasten 1 c
 - Daten zur Ableitung der Marktdurchdringung der neuen Flaschen und Kästen
- Bzgl. 1,5L PET EW ohne Kasten:
 - Daten zu den Verpackungsgewichten und dem Rezyklateinsatz der 1,5L PET EW Flaschen könne dem vertraulich eingereichten AKÖG ÖKO Index entnommen werden. Die Daten wurden bei verschiedenen Abfüllern (Markenartikler und Produzenten von Handelsmarken) erhoben. Bezugsjahr 2012:
 - Gewicht (P-Körper): 29,65 g (Bandbreite: 27,5 bis 35 g)

- Rezyklateinsatz: 37 % (Bandbreite: 0 bis 55 %)
- Bzgl. 1,0L PET EW mit Kasten (PETCYCLE):
 - Gew. Mittelwert gebildet aus Abfüllerspezifikationen der eingesetzten Gebinde bei neun PETCYCLE Abfüllern. Die verwendeten Werte mit dem Bezugsjahr 2013 sind:
 - Gewicht P-Körper: 27,14 g (Bandbreite zw. 25 g und 31 g)
 - Gewicht Verschluss (HDPE): 2,37 g (Bandbreite zw. 1,98 g und 2,8 g)
 - Gewicht Etikett: Papier: 0,88 g (Papier) oder 0,28 g (PP)
 - Rezyklateinsatz: 55 %
 - Durch PETCYCLE erstellte Wiegeprotokolle eingekaufter Produkte (Kästen) der neun PETCYCLE Abfüller
- Bzgl. 1,0L Getränkeverbundkarton:
 - Gew. Mittelwert gebildet auf Basis einer Datenerhebung bei Herstellern von Getränkeverbundkartons. Die verwendeten Daten mit dem Bezugsjahr 2009 sind:
 - Gewicht P-Körper: 30,12g
 - Gewicht Verschluss: 2,09 (HDPE) zzgl. 0,65 (PP)
- Bzgl. der 0,5L Aluminium Getränkedose:
 - Angabe eines prozentualen Anteils an Sekundäraluminium im Dosenkörper (79 %) und im Dosendeckel (30 %)
- Zu folgenden Systemen liegen keine Daten vor:
 - Glas MW Individual - Wässer
 - PET MW Individual - Wässer
- Zu folgenden Systemen liegen keine oder nur unvollständig aktualisierten Daten vor:
 - Weißblech Dose
 - Aluminium Dose (keine Verpackungsgewichte)

Diskussion:

Die Dateneinreichungen bzgl. der Verpackungsgewichte sind Hersteller- oder Abfüllerspezifikationen. Im Sinne der Mindestanforderung sind diese Daten einer stichprobenartigen Überprüfung zu unterziehen. Lediglich für die PETCYCLE Falschen wurde eine Dokumentation zur Stichprobe eingereicht. Die übermittelten Angaben zur Materialzusammensetzung (Anteil rPET im Flaschenkörper) entziehen sich für alle PET EW Systeme der Überprüfbarkeit im Rahmen der exemplarischen Überprüfung.

Unten stehende Tabelle 52 kommentiert ob die eingereichten Unterlagen und Daten grundsätzlich zu den betrachteten Getränkesegmenten passen und ob bzw. in wie weit die Mindestanforderungen erfüllt werden.

Tabelle 52: Bewertung der eingereichten Informationen bzgl. der Verpackungsspezifikationen

| System | passen die übermittelten Daten zum untersuchten Getränkesegment? | Importe in Daten berücksichtigt? | erfüllen die übermittelten Daten die Mindestanforderungen? | | Verwendbarkeit für Modellierung in AP 4 |
|-------------------------|--|----------------------------------|--|------------------|---|
| | | | | fehlende Punkte | |
| 0,7L Glas MW Pool (GDB) | Ja | Nicht relevant | teilweise | Stichprobe fehlt | Ja |

| System | passen die übermittelten Daten zum untersuchten Getränkesegment? | Importe in Daten berücksichtigt? | erfüllen die übermittelten Daten die Mindestanforderungen? | | Verwendbarkeit für Modellierung in AP 4 |
|-----------------------------------|--|----------------------------------|--|--|---|
| | | | | fehlende Punkte | |
| 0,75 L Glas MW Ind. | | | | | ? |
| 1,0L PET MW Pool (GDB) | Ja | Nicht relevant | teilweise | <i>Stichprobe fehlt</i> | Ja |
| 1,0L PET MW Ind. | | | | | ? |
| 1,5L PET EW ohne Kasten | Nein Angaben beziehen sich auf versch. Getränkesegmente | Ja soweit in AKÖG vertreten | teilweise | <i>nicht getränkesegmentspezifisch Stichprobe fehlt</i> | Ja mit Anmerkungen |
| 1,0L PET EW mit Kasten (PETCYCLE) | Ja | Nicht relevant | Ja | - | Ja |
| 0,5L Weißblech Dose | <i>keine neuen Daten</i> | keine Angabe | <i>keine neuen Daten</i> | | Nein Rückgriff auf BCME 2010 |
| 0,5L Aluminium Dose | <i>keine neuen Gewichtsdaten</i> Angaben zur Materialzusammensetzung ohne Angabe eines Getränke-segmentes | keine Angabe | teilweise | <i>Ableitung der Materialzusammensetzung nicht transparent und nachvollziehbar</i> | Nein Rückgriff auf BCME 2010 Ja mit Anmerkungen |
| 1,0L GVK | Ja | keine Angabe | teilweise | <i>Stichprobe fehlt Bezugsjahr veraltet</i> | Ja |

Bzgl. der durch die GDB mitgeteilten neuen Spezifikationen der 0,7L Glas MW und 1,0L PET MW Flaschen sollte die Bilanzierung mit den neuen Werten erfolgen, dass diese die derzeitige Flaschenneueinspeisung abbilden. Dieser Punkt ist allerdings hinsichtlich der Bestimmung des Auslastungsgrades beim Transport (Abhängig vom Stapelplan) sowie des Allokationsfaktors für die Distribution kritisch zu hinterfragen. Daher wurden bei der GDB weitere Informationen zur Marktdurchdringung der neuen Verpackungskomponenten angefragt. Mitte Mai bezog die GDB zu diesen Punkten wie folgt Stellung: „Unter Berücksichtigung der Verkäufe bis Ende April 2014 besitzt die 1l Mineralwasserflasche aus PET mit 10 % Recyclat einen Anteil von ca. 25 % am Gesamtbestand. Bei der 0,7l Glas-Perlenflasche mit 550 g beträgt der Anteil am Gesamtbestand ca. 5 %.“ Die Werte sind relativ grob und eher als begründete Schätzung zu interpretieren (Abschätzung aufgrund der Kenntnis der neu eingespeisten Flaschen in Bezug zum Gesamtpool).

Wo Verpackungsspezifikationen fehlen wären diese, wie in der Mindestanforderung definiert durch eine geschichtete Stichprobe zu ermitteln. Bzgl. der MW Individualsysteme müsste zu diesem Zweck aber vorab eine Festlegung erfolgen, welche Füllgrößen untersucht werden sollen.

Hinsichtlich der Dosen besteht die Möglichkeit die Verpackungsgewichte aus der BCME Studie von 2010 Stichprobenartig zu überprüfen. Diese Überprüfung wird im Rahmen des AP 4 aus Aufwands-

gründen nicht durchgeführt. Im Rahmen einer Ökobilanz entsprechend der definierten Mindestanforderungen wären diese Stichproben jedoch unbedingt nötig.

7.2.3.2 Umlaufzahlen der Mehrwegkomponenten

Einreichungen:

- [Deloitte 2013] mit Informationen zu:
 - Umlaufzahlen der 0,7L Glas MW Gebinde der GDB: 38 Bandbreite: 30 bis 51
 - Umlaufzahlen der 0,75L Glas MW Individual Gebinde: Bandbreite: 20 bis 37
 - Umlaufzahlen der 1,0L PET MW Gebinde der GDB: 20 Bandbreite: 16 bis 24
- [IML 2010] mit Informationen zu:
 - Umlaufzahlen der 0,7L und 0,75L Glas MW Gebinde der GDB: 59
- Informationen der GDB zu:
 - Umlaufzahlen der 1,0L PET MW Gebinde der GDB: 19
- Zu folgenden MW Komponenten in verschiedenen Systemen liegen keine neuen Informationen bzgl. der Umlaufzahl vor:
 - MW Kästen (PETCYCLE: Verweis auf [IFEU 2010b])
 - MW Paletten

Diskussion:

[Deloitte 2013] und [IML 2010] sind keine vergleichbaren Einreichungen. Während [Deloitte 2013] eine umfangreich angelegte Untersuchung darstellt, die eine ausführliche methodische Ableitung der Vorgehensweise enthält, ist [IML 2010] eher als Diskussionsbeitrag zu werten, der aber hinsichtlich der Dokumentation völlig unzureichend ist.

Gleichwohl erfüllen beide Beiträge die geforderten Mindestanforderungen in ihrer derzeitigen Form nicht, was auch nicht verwundert, da diese zum Zeitpunkt der Erstellung den Autoren nicht verfügbar waren.

So fehlt in beiden Unterlagen die geforderte Alternativmethode zur Bestimmung einer Bandbreite (die in [Deloitte 2013] gezeigten Bandbreiten bilden Min/Max Werte ab). [IML 2010] berechnet die Umlaufzahlen anhand der Lebensalterrechnung. Im Rahmen des Kapitels Umlaufzahlen ist festgestellt worden, dass diese Methode für geschlossene Pool Systeme durchaus eingesetzt werden kann. Die wesentliche Schwäche dieses Papiers ist die mangelnde Transparenz der Datenentstehung und der Berechnungsverfahren. So werden Messwerte mit Schätzwerten ohne hinreichende Diskussion vermengt. Gerade aber die Methode der Gebindealtersbestimmung sollte methodisch abgeleitet und begründet werden.

Problematisch ist auch die Ableitung der Umlaufhäufigkeit pro Jahr. Dieser kommt in der Lebensalterrechnung eine große Bedeutung zu. Im Rahmen von [IML 2010] ist die Ableitung der Umlaufhäufigkeit pro Jahr nicht nachvollziehbar dokumentiert. Gerade in einem rückläufigen Markt kann es leicht zu Überbeständen kommen, die zu einer niedrigeren Umlaufhäufigkeit führen. Nicht akzeptabel ist die Zusammenveranlagung der 0,7L und 0,75L Glas MW Flasche im Rahmen von [IML 2010]. Laut Mindestanforderung ist die Umlaufzahl für jedes Gebinde einzeln zu bestimmen. Dies erfolgt hier nicht.

[Deloitte 2013] berechnet die Umlaufzahlen anhand der Produktionsmethode. Die verwendete Methode entspricht, von kleineren Abweichungen abgesehen in etwa dem in den Mindestanforderungen definierten Stand der Wissenschaft. Positiv ist die Beschreibung des methodischen Unterbaus der

Studie hervorzuheben. Zu kritisieren ist v. a., dass die Daten aus den Stichproben nicht geschichtet (unter Berücksichtigung Stichprobenverteilung der Unternehmensgrößen in Relation zur Verteilung des Gesamtmarktes) hochgerechnet wurden. Dies spielt allerdings bei Poolsystemen wie GDB eine untergeordnete Bedeutung.

Aus diesem Grund werden die Umlaufzahlen aus [Deloitte 2013] als Erwartungswerte im Basisszenario eingesetzt und die Umlaufzahlen aus [IML 2010] als oberes (Glas) bzw. unteres (PET) Ende der Bandbreite im Rahmen einer Sensitivität betrachtet. Somit ergeben sich die folgenden Bandbreiten und Erwartungswerte für Umlaufzahlen:

- 0,7 L Glas Glas-MW GDB: Erwartungswert: 38, Bandbreite: 38 bis 59
- 1,0 L Glas PET-MW GDB: Erwartungswert: 20, Bandbreite: 19 bis 20

Für die MW Individualgebinde werden die Zahlen aus [Deloitte 2013] als Erwartungswerte eingesetzt. Sensitivitäten zu Umlaufzahlen entfallen. Für die übrigen MW Komponenten in den untersuchten Verpackungssystemen werden die Werte aus den vorhandenen Modellen übernommen.

Im Rahmen der Auswertung der Ergebnisse werden die Umstände der Ableitung der Umlaufzahlen hinsichtlich ihrer Ergebnisrelevanz zu beurteilen sein.

7.2.3.3 Ableitung der Distributionsentfernungen

Einreichungen:

- [Deloitte 2013] mit Informationen zu:
 - Gesamtdistributionsentfernung von Glas MW Flaschen (GS MiWa und CSD): 242 km
 - Gesamtdistributionsentfernung von PET Pool MW Flaschen (GS MiWa und CSD): 235 km
 - Gesamtdistributionsentfernung von Glas MW Individual Flaschen (GS MiWa und CSD): 347 km
 - Gesamtdistributionsentfernung von PET MW Individual Flaschen (GS MiWa und CSD): 368 km
 - Gesamtdistributionsentfernung von PET EW Flaschen (GS MiWa und CSD): 265 km (inkl. Leerfahrten)
 - Gesamtdistributionsentfernung von Dosen (GS Bier): 327 km (inkl. Leerfahrten)
- [PackForce 2010] mit Informationen zu:
 - Gesamtdistributionsentfernung von 1,0L GVK (GS Saft): 310 km (ohne Leerfahrten)
- [AKÖG 2013] mit Informationen zu:
 - Gesamtdistributionsentfernung von PET EW Flaschen (GS MiWa und CSD): 182 km (nur Abfüller an Zentrallager ohne Leer- und Verteilungsfahrten)
- Informationen von PETCYCLE zur Gesamtdistributionsentfernung von kastengestützten PET EW Flaschen (GS MiWa und CSD): 212 km

Diskussion:

[Deloitte 2013] errechnet die Distributionsdistanzen in einen 2 Punkt Modell vom Abfüller direkt zum POS. Methodisch entspricht dieses Vorgehen dem verbrauchsorientierten Ansatz. Die Ergebnisse

werden als Summenwerte von Distribution und Redistribution kommuniziert. Folgende Parameter liegen der Summenbildung zu Grunde:

- Für MW Systeme gilt, dass die Distanz der Distribution gleich der Distanz der Redistribution ist.
- Für MW Systeme gilt weiterhin, dass 1 % der Distanz der Redistribution als Leergut Austauschfahrt bzw. Umweg über Sortierzentren addiert wird.
- Für EW System gilt, dass eine Rückfahrtpauschale von 35 km angesetzt wird, die die Distanz POS zum ZL abbildet. Diese Fahrt ist notwendig, da die gebrauchten EW Systeme i. d. R. erst ab dem ZL einer Verwertung zugeführt werden.
- Es erfolgt keine nähere Betrachtung von Leerfahrten der Distributions-LKWs, weder für EW noch für MW.
- Es erfolgt keine Zuschätzung für die Unterschätzung der Transportentfernung durch den Einsatz des 2-Punkte-Modells.

Zwei-Punkt Modelle werden im Rahmen der Mindestanforderung kritisch gesehen, da sie die realen Distributionsstrukturen nur unzureichend abbilden. Darüber hinaus sind die getroffenen Annahmen und Festlegungen zumindest in Teilen zu hinterfragen. Es wäre wünschenswert gewesen, dass auch die tatsächlich durch das Zwei-Punkt Modell ermittelten Werte vom Abfüller zum POS ohne die weiteren Berechnungen zu den Rück- und Sortierfahrten in [Deloitte 2013] dokumentiert wären. Denn diese Rohdaten ermöglichen ein höheres Maß an Transparenz und Nachvollziehbarkeit und erscheinen somit geeigneter für die Anwendung in den Distributionsmodellen einer Getränkeverpackungsökobilanz. Eine solche Darstellung findet sich bspw. in [GVM 2011]¹⁶². Eine weitere Intransparenz entsteht durch die Aggregation der Ergebnisse auf die Verpackungssystemebene (bspw. Glas MW Pool als unterste Ebene der Differenzierung). Diese lässt keine Unterscheidung mehr auf die einzelnen Gebindetypen oder der Füllgrößen zu.

Ein weiterer Nachteil des verbrauchsorientierten Ansatzes ist, dass die Datenlage nur die Marktabbildung der Transportentfernungen für ein Teilsegment des Marktes ermöglicht, nämlich den Haushaltsverbrauch. Insbesondere der Unterwegskonsum und der Gastronomieabsatz sind damit nicht berücksichtigt.

Auf Basis der verfügbaren Informationen aus [Deloitte 2013] wird daher versucht die direkten Distanzen vom Abfüller zum POS nachzukalkulieren und den einzelnen in AP 4 untersuchten Verpackungssystemen zuzuordnen:

¹⁶² GVM Gesellschaft für Verpackungsmarktforschung mbH: Distributionsentfernung von Bier und Biermischgetränken in Mehrweg-Flaschen von Brauereien zu privaten Haushalten, Mainz Oktober 2011

Tabelle 53: Rekalkulation der der Distributionsdistanzen vom Abfüller zum POS auf Basis von [Deloitte 2013]

| | 0,7L Glas MW Pool (GDB) | 1x L Glas MW Ind. | 1,0L PET MW Pool (GDB) | 1,0L PET MW Ind. | 1,5L PET EW ohne Kasten | 1,0L PET EW mit Kasten (PETCYCLE) | 0,5L Weibfaser Dose | 0,5L Aluminium Dose | 1,0L Getränkeverbundkarton |
|--|-------------------------|-------------------|------------------------|------------------|-------------------------|-----------------------------------|---------------------|---------------------|----------------------------|
| Gesamtdistributionsentfernung nach [Deloitte 2013] in km | 242 | 347 | 235 | 368 | 265 | k.A. | 327 | 327 | k.A. |
| davon Hinfahrt in km | 120,5 | 172,5 | 117 | 183 | 230 | | 292 | 292 | |
| davon Rückfahrt in km | 121,5 | 174,5 | 118 | 185 | 35 | | 35 | 35 | |
| davon Redistribution in km | 120 | 172,5 | 117 | 183 | 35 | | 35 | 35 | |
| davon Austausch in km (Annahme 1% der Redistribution) | 1,50 | 2,00 | 1,00 | 2,00 | | | | | |

Die übrigen eingereichten Unterlagen basieren auf dem befragungsorientierten Ansatz und ähneln mehr oder weniger dem Vorgehen bei der Ermittlung der Distributionsmodelle der alten UBA Ökobilanzen. [AKÖG 2013] beschränkt sich im Gegensatz zu den anderen beiden Unterlagen auf die Distributionsentfernung vom Abfüller zum POS, erhebt aber auch nicht den Anspruch einer vollständigen Distributionsanalyse. Im Zusammenhang mit den Daten des AKÖG ÖKO Index wird diese Distanz mit den weiteren Daten des Distributionsmodells aus der IK PET Ökobilanz 2010 [IFEU 2010a] zu einem vollständigen Modell verwoben. Die Gesamtdistanz beträgt dann 296 km (Hinfahrt: 225 km).

Im Sinne der Ableitung eines Distributionsmodells für die Bilanzierung im Rahmen des AP 4 ist demnach ein eigenständiges Distributionsmodell zu kreieren, welches die grundlegenden Anforderungen an Vollständigkeit, Transparenz und Nachvollziehbarkeit erfüllt. Dabei werden der verbrauchsorientierte und der befragungsorientierte Ansatz gleichermaßen verwendet. Dies ist hier nur zulässig, da kein Vergleich der untersuchten Verpackungen durchgeführt wird. Im Rahmen einer Ökobilanz entsprechend der definierten Mindestanforderungen wäre bei der Interpretation der Ergebnisse dieser Punkt entsprechend kritisch zu würdigen.

Das Modell geht von folgenden Grundannahmen aus:

- Die Hinfahrt beschreibt die Distanz vom Abfüller bis zum POS. Wo immer möglich wird der verbrauchsorientierte Ansatz aus [Deloitte 2013] bevorzugt, da er die neusten Werte und die größtmögliche Marktabdeckung beinhaltet.
- als Arbeitshypothese wird für die MW Systeme an der Annahme, dass die Distanz der Rückfahrt gleich der Distanz der Hinfahrt ist, festgehalten.
- Aufgrund dieser Hypothese wird den MW Systemen keine Leerfahrt zugerechnet.
- Für bepfandete EW Systeme muss eine Rückfahrt vom POS zum ZL bilanziert werden. Diese Fahrt ist notwendig, da die gebrauchten EW Systeme i. d. R. erst ab dem ZL einer Verwertung zugeführt werden. Mangels passenderer Informationen wird hier auf den Wert aus [Deloitte 2013] zurückgegriffen.
- Die Distanz der Leerfahrten (nur EW Systeme) wird über einen Faktor gebildet. Diese beträgt 18 % der Hinfahrt. Dieser Faktor beruht auf dem Wert der durchschnittlichen Leerfahrten in Deutschland, ermittelt von der Bundesanstalt für Güterverkehr.
- Austauschfahrten für MW werden nicht berücksichtigt. Der in [Deloitte 2013] abgeleitete Faktor von 1 % sowohl für Pool als auch für Individual MW Systeme im Getränke-segment Wässer und/oder Erfrischungsgetränke erscheint nicht schlüssig und ist nicht hinreichend begründet.

Tabelle 54: Distributionsmodelle für die Bilanzierung in AP 4

| | 0,7 L Glas MW Pool (GDB) | xx L Glas MW Ind. | 1,0 L PET MW Pool (GDB) | 1,0 L PET MW Ind. | 1,5 L PET BW ohne Kästen | 1,0 L PET BW mit Kästen (PETCYCLE) | 0,5 L Weißblech Dose | 0,5 L Aluminium Dose | 1,0 L Getränkeverbundkarton | Auslastungsgrad |
|------------------------------|-------------------------------|-------------------------------|-------------------------------|-------------------------------|-------------------------------|------------------------------------|-------------------------------|-------------------------------|-------------------------------|------------------------------------|
| Distribution zum POS in km | 120,5 | 172,5 | 117 | 183 | 230 | 106 | 292 | 292 | 310 | VOLL (Allokation zw. Verp. Und FG) |
| Quelle: | [Deloitte 2013] | [Deloitte 2013] | [Deloitte 2013] | [Deloitte 2013] | [Deloitte 2013] | [PETCYCLE] | [Deloitte 2013] | [Deloitte 2013] | [PackForce 2010] | |
| Methodik | verbrauchsorientierter Ansatz | verbrauchsorientierter Ansatz | verbrauchsorientierter Ansatz | verbrauchsorientierter Ansatz | verbrauchsorientierter Ansatz | befragungsorientierter Ansatz | verbrauchsorientierter Ansatz | verbrauchsorientierter Ansatz | befragungsorientierter Ansatz | |
| Redistribution Leergut in km | 120,5 | 172,5 | 117 | 183 | | 106 | | | | Nur Verpackung |
| Annahme: | Rück = Hin | Rück = Hin | Rück = Hin | Rück = Hin | | Rück = Hin | | | | |
| Rückführung Einweg | | | | | 35 | | 35 | 35 | 0 | Nur Verpackung |
| Annahme: | | | | | [Deloitte 2013] | | [Deloitte 2013] | [Deloitte 2013] | keine Rückfahrt | |
| Leerfahrt | | | | | 41,4 | | 52,56 | 52,56 | 55,8 | Leer |
| Annahme: | keine Leerfahrt da Rück = Hin | keine Leerfahrt da Rück = Hin | keine Leerfahrt da Rück = Hin | keine Leerfahrt da Rück = Hin | 18% Hinfahrt (Wert der BfG) | keine Leerfahrt da Rück = Hin | 18% Hinfahrt (Wert der BfG) | 18% Hinfahrt (Wert der BfG) | 18% Hinfahrt (Wert der BfG) | |
| Austauschfahrt (nur MW) | 0 | 0 | 0 | 0 | - | - | - | - | - | Nur Verpackung |
| Annahme: | nicht bestimmbar | nicht bestimmbar | nicht bestimmbar | nicht bestimmbar | - | - | - | - | - | |
| SUMME in km | 241 | 345 | 234 | 366 | 306 | 212 | 380 | 380 | 366 | |

Auch dieses Modell arbeitet mit Annahmen die sich im Rahmen des F& E Projektes einer wissenschaftlich basierten Überprüfung entziehen. Die Mindestanforderungen sehen vor in diesem Fall die hinsichtlich der fehlenden Daten getroffenen Annahmen mittels einer Sensitivitätenbetrachtung auf ihre Ergebnisrelevanz hin zu untersuchen.

Im Rahmen der Sensitivitätsanalyse werden daher folgende Parameter des Distributionsmodells entsprechend variiert:

1. Mittels 2 Punkt-Modellen ermittelte Distributionsdistanzen werden mit einem 10 % Aufschlag versehen, um mögliche durch Logistikprozesse bedingte Mehrfahrten abzubilden.
2. Die Rückführungsdistanzen der Pool Mehrweggebinde sind um 30 % kürzer als die Distributionsdistanzen.
3. Annahme 2 bedingt einen Leerfahrtanteil bei den LKWs der Mehrwegrückführung. Dieser Anteil wird mit 2 % der Rückführungsdistanz angesetzt.
4. Annahme 2 bedingt ebenso einen Gebindeaustausch zw. den Abfüllern, der nicht im Rahmen der Gebinderückführung vom POS zum Abfüller stattfindet. Für diese Austauschfahrt wird ein Aufschlag von 5 % auf die Rückführungsdistanz vorgenommen.

Tabelle 55: Annahmen für die Sensitivitätsanalyse bzgl. der Distributionsmodelle

| Szenario | 0,7L Glas MW Pool (GDB) | xx L Glas MW Ind. | 1,0L PET MW Pool (GDB) | 1,0L PET MW Ind. | 1,5L PET EW ohne Kästen | 1,0L PET EW mit Kästen (PETCYCLE) | 0,5L Weißblech Dose | 0,5L Aluminium Dose | 1,0L Getränkeverbundkarton |
|--------------------------|-------------------------|-------------------|------------------------|------------------|-------------------------|-----------------------------------|---------------------|---------------------|----------------------------|
| Aufschlag 3-Pkt-Modell | 10% | 10% | 10% | 10% | 10% | | 10% | 10% | |
| Reduktion Redistribution | 30% | | 30% | | | 30% | | | |
| Leerfahrt Pool | 2% | | 2% | | | 2% | | | |
| Austauschfahrt | 5% | 5% | 5% | 5% | | | | | |
| SUMME in km | 233 | 388 | 226 | 412 | 329 | 182 | 409 | 409 | 366 |

Die Parameter der Sensitivitätsbetrachtung sind reine Rechenwerte. Sie dienen, wie erwähnt der Überprüfung der Festlegungen des Distributionsmodells. Es handelt sich dabei um grobe, jedoch aus der Sache heraus begründbare Schätzwerte. Die Sensitivitätsbetrachtung dient der Abschätzung der Einflüsse der einzelnen Parameter und der Ableitung der daraus resultierenden Bandbreiten der Distributionsdistanzen.

Unter Anwendung der für die Sensitivitätsanalyse definierten Parameter ergibt sich das folgende Distributionsmodell:

Tabelle 56: Distributionsmodelle für die Bilanzierung in AP 4 Sensitivitätsanalyse bzgl. der Distributionsmodelle

| | 0,7L Glas MW Pool (GDB) | xx L Glas MW Ind. | 1,0L PET MW Pool (GDB) | 1,0L PET MW Ind. | 1,5L PET EW ohne Kästen | 1,0L PET EW mit Kästen (PETCYCLE) | 0,5L Weißblech Dose | 0,5L Aluminium Dose | 1,0L Getränkeverbundkarton | Auslastungsgrad |
|------------------------------|--|--|--|--|--|---|--|--|--------------------------------|------------------------------------|
| Distribution zum POS in km | 132,55 | 189,75 | 128,7 | 201,3 | 253 | 106 | 321,2 | 321,2 | 310 | VOLL (Allokation zw. Verp. Und FG) |
| Quelle: | [Deloitte 2013] | [Deloitte 2013] | [Deloitte 2013] | [Deloitte 2013] | [Deloitte 2013] | [PETCYCLE] | [Deloitte 2013] | [Deloitte 2013] | [PackForce 2010] | |
| Methodik | verbrauchs-orientierter Ansatz+Aufschlag | verbrauchs-orientierter Ansatz+Aufschlag | verbrauchs-orientierter Ansatz+Aufschlag | verbrauchs-orientierter Ansatz+Aufschlag | verbrauchs-orientierter Ansatz+Aufschlag | befragungs-orientierter Ansatz | verbrauchs-orientierter Ansatz+Aufschlag | verbrauchs-orientierter Ansatz+Aufschlag | befragungs-orientierter Ansatz | |
| Redistribution Leergut in km | 92,785 | 189,75 | 90,09 | 201,3 | | 74,2 | | | | Nur Verpackung |
| Annahme: | Redistribution - 30% | | Redistribution - 30% | | | Redistribution - 30% | | | | |
| Rückführung Einweg | | | | | 35 | | 35 | 35 | 0 | Nur Verpackung |
| Annahme: | | | | | [Deloitte 2013] | | [Deloitte 2013] | [Deloitte 2013] | keine Rückfahrt | |
| Leerfahrt | 1,8557 | | 1,8018 | | 45,54 | 1,484 | 57,816 | 57,816 | 55,8 | Leer |
| Annahme: | 2%iger Leerfahrtanteil bezogen auf die Redistribution | 2%iger Leerfahrtanteil bezogen auf die Redistribution | 2%iger Leerfahrtanteil bezogen auf die Redistribution | 2%iger Leerfahrtanteil bezogen auf die Redistribution | 18% Hinfahrt (Wert der BfG) | 2%iger Leerfahrtanteil bezogen auf die Redistribution | 18% Hinfahrt (Wert der BfG) | 18% Hinfahrt (Wert der BfG) | 18% Hinfahrt (Wert der BfG) | |
| Austauschfahrt (nur MW) | 6,6275 | 9,4875 | 6,435 | 10,065 | - | - | - | - | - | Nur Verpackung |
| Annahme: | 5%iger Aufschlag auf die Distribution wg. Flaschentausch | 5%iger Aufschlag auf die Distribution wg. Flaschentausch | 5%iger Aufschlag auf die Distribution wg. Flaschentausch | 5%iger Aufschlag auf die Distribution wg. Flaschentausch | - | - | - | - | - | |
| SUMME in km | 234 | 389 | 227 | 413 | 334 | 182 | 414 | 414 | 366 | |
| Differenz zum Basis Modell | -7 | 44 | -7 | 47 | 27 | -30 | 34 | 34 | 0 | |

7.2.3.4 Ableitung der Entsorgungswege

Einreichungen:

- [Cyclos, HTP 2010] mit Informationen zu Oberflächenverunreinigungen und Restinhalten in der Verwertungsfraction Getränkeverbundkarton: 5 %

- Informationen von PETCYCLE aus der internen Mengenstrombetrachtung zur Erfassungsquote gebrauchter PETCYCLE Flaschen: 97 % im Kasten und 2 % über Einzelflaschenrücknahme (betrachtet als 99 % im Kasten -> Vereinfachung im Sinne der Mindestanforderung)

Diskussion:

Die eingereichten Daten lassen mit Ausnahme der PETCYCLE Systeme keine Ableitung der ökobilanziellen Erfassungs- und Sortierquoten zu. Somit ist für die Mehrzahl der Systeme (insbesondere der EW Systeme) eine Ableitung im Sinne der Defaultmethode notwendig. Dafür werden die folgenden Literaturstellen direkt oder indirekt herangezogen:

- [UBA 53/2012]: Aufkommen und Verwertung von Verpackungsabfällen in Deutschland im Jahr 2010
- [DSD 2003]: Produktspezifikationen Grüner Punkt
- [IFEU/HTP 2001]: Grundlagen für eine ökologisch und ökonomisch sinnvolle Verwertung von Verkaufsverpackungen

Darüber hinaus werden interne Daten und technische Schätzungen für die Ableitung der Quoten herangezogen. Im Sinne der Mindestanforderung wäre für eine Ökobilanz zu prüfen ob sich die nicht dokumentierbaren Quellen mit Hilfe von Sortierversuchen oder externen Stellungnahmen validieren lassen.

Die Übernahme von Literaturdaten muss an hohe Standards geknüpft werden, besonders dann wenn es zu einem Mix aus speziellen und allgemeinen Daten kommt. Dazu gehört, dass nicht nur die Ergebnisdaten einbezogen werden, sondern auch auf Basis der gesamtverfügbaren Infos der Datenquelle eigene Berechnungen angestellt werden.

Bzgl. der aus [UBA 53/2012] entnommen allgemeinen Quoten waren rechnerische Anpassungen vorzunehmen:

- Für Verpackungen aus Kunststoff wird eine allg. Verwertungsquote von 75 % ausgewiesen (stofflich und energetisch). In diesem Wert ist aber auch die Quote für bepfandete Kunststoffeinwegflaschen inkludiert, der mit 94,2 % angegeben ist. Wenn diese Teilmenge für bepfandete Einwegpackmittel aus PET genutzt werden soll, ist für die anderen Packmittel aus Kunststoff die Quote entsprechend rechnerisch anzupassen.

Auf Grund des hohen Masseanteils und der hohen ausgewiesenen Rücklaufquote bei PET ist die Quote der verbleibenden Kunststoffe entsprechend niedriger:

- 2690,1 kt Kunststoff-Verbrauch, davon bepfandetes PET $460 \text{ kt} / 0,942 = 488,3 \text{ kt}$, verbleibt 2201,8 kt
- 2016,7 kt-Verwertung, davon bepfandetes PET 460 kt, verbleibt 1.556,7 kt
- Die Verwertungsquote die sich aus diesen beiden Werten errechnet beträgt dann $1.556,7 / 2201,8 = 70,7 \%$ (stofflich und energetisch)

Eine genaue Auswertung der Daten, die in der [UBA 53/2012] genannt wurden, würde es ermöglichen, diesen Wert durch Abzug weiterer Teilmengen wie z. B. Mehrweg noch weiter zu spezifizieren.

- Die Quote für Packmittel aus Aluminium von 87,8 % enthält auch Aluminium aus MBA und MVA [UBA 53/2012], also den Entsorgungsrouten, welche die nicht von der öEQ erfassten Packmittel beschriftet werden. Entsprechend ist hier die Verwertungsmenge für die Ableitung der öEQ rechnerisch zu korrigieren:

- 90,6 kt beträgt der Verpackungsverbrauch,
- 79,5 kt die Verwertungsmenge minus 1,7 kt aus MBA, MVA = 77,8 kt
- Daraus folgt eine Quote von 85,9 %

Problematisch erscheint die Ableitung der öEQ für bepfandete Aluminiumverpackungen. Im Gegensatz zu den Verpackungen aus Weißblech ist für die Alu Dosen kein eigener Wert für bepfandete Einwegpackmittel ausgewiesen. Die über den allgemeinen Wert ermittelte öEQ liegt mit 77 % um 9 % niedriger als die öEQ der WB Dose und somit um ganze 19 % niedriger als in der letztmaligen Bilanzierung in [IFEU 2010c]. An dieser Stelle erscheint es gerechtfertigt der Alu Dose eine weitere Sensitivität hinsichtlich der öEQ zur Seite zu stellen in der der Wert der öEQ der Weißblechdose (86 %) erneut aufgegriffen wird. Ziel ist es die Ergebnisrelevanz der öEQ für das Verpackungssystem Aluminium Dose zu beleuchten.

Ebenso problematisch erscheinen die Situationen in den die öEQ rechnerisch über 100 % liegt (in Abbildung 57 gelb markiert). Dies ist bei der hier durchgeführten Ableitung der Fall bei den losen Verschlüssen und den Palettensicherungsbändern. Die hohe öEQ ergibt sich aus der mehrfachen Multiplikation der zum Teil sehr allgemein gehaltenen Quoten. Insofern wird die reale Situation hier überschätzt. Daher muss für die Bilanzierung das errechnete Quotenregime kritisch überprüft und ggf. mittels begründeter Änderungen angepasst werden. Zudem sind die Mindestanforderungen auf diese Situation anzupassen.

Im Falle der losen Verschlüsse und Palettensicherungsbänder bedeutet dies, dass die öEQ mindestens auf 99 % zu reduzieren ist (Laut ergänzter Mindestanforderung ist eine Erfassung größer 99 % technisch unrealistisch). Die detaillierte Diskussion der Daten zeigt, dass insbesondere die Sortierquote für sonstige Kunststoffe für die kleinteiligen Packmittel wie Verschlüsse und Palettensicherungsbänder überschätzt ist. Die Fraktion der sonstigen Kunststoffe setzt sich zusammen aus Tuben, gespritzten Dosen, Kästen/Steigen, Paletten, Einweggeschirr und sonstigen großformatigen Kunststoffverpackungen aber eben auch Verschlüssen, Blistern und Strohhalmen. Die Diversität dieser Fraktion offenbart, dass die dokumentierte Quote zu allgemein ist. In Kenntnis der technischen Ausstattung der Sortieranlagen (Siebanalgen) bleibt zu vermuten, dass kleinere Objekte aussortiert werden und somit in den Sortierrest gelangen.

Da der Anteil der losen Verschlüsse und Palettensicherungsbänder am Gesamtmenstrom der Packmittel jedoch nur gering ist, reicht die Reduktion der öEQ auf 99 % aus um die Verwertungswege sachgerecht abzubilden.

Tabelle 57: Ableitung der EOL Quoten für die Bilanzierung in AP 4

| Verpackungskomponente | vorgesehenes Erfassungssystem <i>(System in das der Anteil Verpackungen die von ÖEQ erfasst werden geleitet wird)</i> | Entsorgungsrouten | ökobilanzielle Erfassungsquote (ÖEQ) <i>Verhältnis von Output des Erfassungsprozesses zur Gesamtmenge des Referenzflusses (bestimmt durch Verpackungsspezifikation und Funktioneller Einheit)</i> Wert | ökobilanzielle Sortierquote (ÖSQ) <i>Verhältnis vom Output des Sortierprozesses zum Output des Erfassungsprozesses</i> Wert | Verwertungsmerkmale <i>ge korrigiert</i> | Ableitung | | | | | | | | |
|--|--|-------------------|--|---|---|---|---------------|--|-----------------------|---------------|-------------|----------------------|--------------|----------------------|
| | | | | | | Verwertungsquote aus abfallwirtschaftlicher Berichterstattung | | | Mindestmaterialgehalt | | Restfeuchte | | Sortierquote | |
| | | | | | | Wert | Quelle | Kommentar | Wert | Quelle | Wert | Quelle | Wert | Quelle |
| Primärverpackung (P-Körper, Verschluss auf Gebinde und Etikett) | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Haushalt/ Haushaltsnah</i> | | | | | | | | | | | | | | |
| Glas MW | Rücklauf zum Abfüller | MVA | 99% | | | | | | | | | | | |
| PET MW | Rücklauf zum Abfüller | MVA | 99% | | | | | | | | | | | |
| PET EW | DPG PET Recyclingroute | MVA | 92% | 99% | 91% | 94,20% | [UBA 53/2012] | spez. Für DPG | 98% | [DSD 2003] | 1% | Technische Schätzung | 99% | Technische Schätzung |
| PET EW kastengestützt | Rücklauf zum Abfüller | MVA | 97% | 99% | 96% | 98,80% | [UBA 53/2012] | spez. Für DPG | 98% | [DSD 2003] | 1% | Technische Schätzung | 99% | Technische Schätzung |
| WB Dose | DPG WB Recyclingroute | MVA | 86% | 99% | 86% | 93,00% | [UBA 53/2012] | spez. Für DPG | 93% | [DSD 2003] | 1% | Technische Schätzung | 99,00% | Technische Schätzung |
| Alu Dose | DPG Alurecyclingroute | MVA | 77,3% | 99% | 76,5% | 85,90% | [UBA 53/2012] | Allg. Quote abzgl. Alu aus MVA und MBA | 90% | [DSD 2003] | 1% | Technische Schätzung | 99,00% | Technische Schätzung |
| GVK | Wertstoffsammlung | MVA | 70% | 89% | 62% | 72,50% | [UBA 53/2012] | spez. Für GVK | 90% | [DSD 2003] | 5% | [UBA 08/2011] | 88,80% | [IFEU/ HTP 2001] |
| <i>Gewerbe (nur MW)</i> | | | | | | | | | | | | | | |
| Glas MW | Alteglas | MVA | Bestimmt durch ULZ | | | | | | | | | | | |
| PET MW | PET Fraktion | MVA | Bestimmt durch ULZ | | | | | | | | | | | |
| Verschluss (lose) | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Haushalt/ Haushaltsnah</i> | | | | | | | | | | | | | | |
| Kunststoffverschluss | Wertstoffsammlung | MVA | 106% | 61% | 65% | 70,70% | [UBA 53/2012] | allg. Quote abzgl. DPG Route | 92% | [DSD 2003] | | | 61,40% | [IFEU/ HTP 2001] |
| WB Verschluss | Wertstoffsammlung | MVA | 82% | 98% | 80% | 86,00% | [UBA 53/2012] | Quote spez. für Verschlüsse | 93% | [DSD 2003] | | | 97,80% | [IFEU/ HTP 2001] |
| Alu Verschluss | Wertstoffsammlung | MVA | 96% | 81% | 77% | 86,00% | [UBA 53/2012] | Quote spez. für Verschlüsse | 90% | [DSD 2003] | | | 81,00% | [IFEU/ HTP 2001] |
| <i>Gewerbe (nur MW)</i> | | | | | | | | | | | | | | |
| Kunststoffverschluss | Kunststofffraktion (sortenrein) | MVA | 106% | 61% | 65% | 70,70% | [UBA 53/2012] | allg. Quote abzgl. DPG Route | 92% | [DSD 2003] | | | 61,40% | [IFEU/ HTP 2001] |
| WB Verschluss | WB Fraktion | MVA | 82% | 98% | 80% | 86,00% | [UBA 53/2012] | Quote spez. für Verschlüsse | 93% | [DSD 2003] | | | 97,80% | [IFEU/ HTP 2001] |
| Alu Verschluss | Alu Fraktion | MVA | 96% | 81% | 77% | 86,00% | [UBA 53/2012] | Quote spez. für Verschlüsse | 90% | [DSD 2003] | | | 81,00% | [IFEU/ HTP 2001] |
| Sekundärverpackung | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Haushalt/ Haushaltsnah</i> | | | | | | | | | | | | | | |
| Schrumpffolie | Wertstoffsammlung | MVA | 70% | 93% | 65% | 70,70% | [UBA 53/2012] | allg. Quote abzgl. DPG Route | 92% | [DSD 2003] | | | 92,70% | [IFEU/ HTP 2001] |
| Wellpappe (Papptrey) | Wertstoffsammlung | MVA | 93% | 90% | 83% | 92,60% | [UBA 53/2012] | allg. Quote PPK Fraktion | 90% | [UBA 40/2012] | | | 90% | interne Quelle |
| <i>Gewerbe</i> | | | | | | | | | | | | | | |
| Schrumpffolie | Kunststofffraktion (sortenrein) | MVA | 70% | 93% | 65% | 70,70% | [UBA 53/2012] | allg. Quote abzgl. DPG Route | 92% | [DSD 2003] | | | 92,70% | [IFEU/ HTP 2001] |
| Wellpappe (Papptrey) | PPK Fraktion | MVA | 93% | 90% | 83% | 92,60% | [UBA 53/2012] | allg. Quote PPK Fraktion | 90% | [UBA 40/2012] | | | 90% | interne Quelle |
| Graukarton (Zwischlage auf Palette) | PPK Fraktion | MVA | 93% | 90% | 83% | 92,60% | [UBA 53/2012] | allg. Quote PPK Fraktion | 90% | [UBA 40/2012] | | | 90% | interne Quelle |
| Mehrwegkiste | Kunststofffraktion (sortenrein) | MVA | Bestimmt durch ULZ | | | 70,70% | [UBA 53/2012] | allg. Quote abzgl. DPG Route | 92% | [DSD 2003] | | | 61,40% | [IFEU/ HTP 2001] |
| Transportverpackung | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Gewerbe</i> | | | | | | | | | | | | | | |
| Palette | Palettenrecycling | MVA | Bestimmt durch ULZ | 0% | 0% | | | | | | | | | |
| Stretchfolie | Kunststofffraktion (sortenrein) | MVA | 70% | 93% | 65% | 70,70% | [UBA 53/2012] | allg. Quote abzgl. DPG Route | 92% | [DSD 2003] | | | 92,70% | [IFEU/ HTP 2001] |
| Palettensicherungsbänder | Kunststofffraktion (sortenrein) | MVA | 106% | 61% | 65% | 70,70% | [UBA 53/2012] | allg. Quote abzgl. DPG Route | 92% | [DSD 2003] | | | 61,40% | [IFEU/ HTP 2001] |

LITERATUR:
 [UBA 53/20 Aufkommen und Verwertung von Verpackungsabfällen in Deutschland im Jahr 2010
 [UBA 08/20 Planspiel zur Fortentwicklung der Verpackungsverordnung
 [DSD 2003] Produktspezifikationen Grüner Punkt
 [IFEU/ HTP : Grundlagen für eine ökologisch und ökonomisch sinnvolle Verwertung von Verkaufsverpackungen
 [UBA 40/20 Analyse und Fortentwicklung der Verwertungsquoten für Wertstoffe

7.2.3.5 Verwendung eingereicherter Prozessdaten

Einreichungen:

- [Apeal 2012] “Tinplate - Apeal - with and without RR credit” europäischen Datensatz für Weißblech
- [EAA 2013] “Environmental Profile Report for the European Aluminium Industry April 2013- Data for the year 2010” europäischen Datensatz für Aluminium
- GDB: Abfülldaten für zwei 0,7L Glas MW Abfüllanlagen
- PETCYCLE: Prozessdaten Verweis auf die Petcycle Ökobilanz Sachstand 2009 [IFEU 2010b]
- FKN: Informationen zu Prozessdaten (Produktion von GVK)
- BV Glas: Aktualisierte Wannendaten für die Behälterglasherstellung Stand 2011 inkl. direkter Feuerungsemissionen

Diskussion:

- Bei dem eingereichten Datensatz der europäischen Weißblechproduktion handelt es sich um ein bereits seit längerem auf Anfrage verfügbares Umweltinventar. Als hochkondensiertes „Cradle-to-Factory gate“ Inventar sind nur die Input und Outputströme über die gesamte Pro-

duktionskette dokumentiert.

Damit ist der Datensatz für Anwender nicht transparent, insbesondere hinsichtlich der Vorketten. Unklar ist, welche Emissionen aus Primärdatenerhebungen stammen und welche möglicherweise nachkalkuliert sind. Somit ist eine Auswertung der USEtox Kategorien erschwert.

Der Datensatz repräsentiert die europäische Situation. Aufgrund der über die dt. Landesgrenzen hinaus gehenden Wertschöpfungsketten der Packmittel aus Weißblech kann der Datensatz hinsichtlich seiner geographischen Repräsentativität als passend eingestuft werden.

-> **Datensatz kann verwendet werden.**

- Die von der GDB übermittelten Abfülldaten sind nicht repräsentativ für dt. Verhältnisse, sondern stellen einen Best Case für Glas Mehrwegabfüllanlagen dar (da es sich um Neuanlagen handelt). Die neuen Daten sind Garantiewerte der Anlagenbauer und daher nicht vergleichbar mit bereits vorliegenden Messwerten.
-> **Daten werden im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse verwendet.**
- Die von PETCYCLE referenzierten Prozessdaten sind bereits in die Rechenmodelle implementiert und wurden bereits in [IFEU2010b] einem Review unterzogen.
-> **Daten können verwendet werden.**
- Die durch den FKN übermittelten Prozessdaten bilden das Bezugsjahr 2009 ab und sind somit hinsichtlich der zeitlichen Repräsentativität veraltet. Hinsichtlich der geographischen und technischen Repräsentativität sind die Daten als passend zu klassifizieren. Für die Autoren sind die Daten plausibel und nachvollziehbar. Die Daten wurden noch nicht im Rahmen einer ISO-konformen Studie gereviewt. Aus Vertraulichkeitsgründen können die Daten nicht publiziert werden und entziehen sich somit einer externen Überprüfung.
-> **Daten können mit Einschränkungen verwendet werden.**
- Die neuen von BV Glas übermittelten Wannendaten weisen neben den Brennstoff- und Materialeinsätzen nun auch die Emissionen der Direktfeuerungsprozesse aus. Die Einschätzung der zeitlichen, geographischen und technischen Repräsentativität ist für Verwender des Datensatzes schwer nachvollziehbar. Eine detaillierte Dokumentation fehlt, es wird lediglich die Angabe gemacht, dass die Daten von Unternehmen geliefert wurden, die 72 Prozent der Getränkeflaschen produzieren. Unklar bleibt ob es sich dabei nur um deutsche Glashütten handelt und ob der 72 %ige Anteil sich auf die inländische Gesamtproduktion oder den inländischen Gesamtabsatz bezieht.
-> **Datensatz kann verwendet werden.**

7.3 Ergebnisse Validierungsrechnung

Bzgl. der Ökobilanzmethodik ergeben sich nur wenige Änderungen, die entweder aus dem durchgeführten Abgleich mit dem Stand der Wissenschaft oder mit Praktikabilitätsgründen begründet sind:

1. Allokation

- Erweiterung der 50:50 Allokation auf alle Verwertungsprozesse (NEU: inkl. MVA)
- Distribution: keine Veränderung gegenüber UBA II bzgl. Allokation zw. Verpackung und Füllgut aber Erweiterung der Allokation auf die Leerfahrt

2. Wirkungsabschätzung:

- Ergänzung um folgende Indikatoren:
 - Wasserverbrauch

- Stratosphärischer Ozonabbau
- Toxische Schädigung des Menschen und von Organismen

Die Details sind in den jeweiligen Kapiteln ausführlich abgeleitet und begründet dargelegt.

Die Validierungsrechnungen werden für die neun in Kapitel 7.2 diskutierten Systeme durchgeführt um neben den Auswirkungen der methodischen Änderungen auch die Auswirkungen der neu ermittelten Parametern und Prozessdaten zu visualisieren.

Tabelle 58 zeigt noch einmal die wesentlichen Eingangsparameter der zu bilanzierenden Systeme.

Tabelle 58: Zusammenstellung der Eingangsparameter in die Validierungsrechnung

| | 0,7L Glas MW Pool (GDB) | 0,75L Glas MW Ind | 1,0L PET MW Pool (GDB) | 1,0L PET MW Ind. | 1,5L PET EW | 1,0L PET EW (Pet- cycle) | 0,5L Getränke- dose (WB) | 0,5L Getränke- dose (Alu) | 1,0L Getränke- karton |
|---------------------------|-------------------------------|----------------------|------------------------------|---------------------|----------------|-------------------------------------|--------------------------------|---------------------------------|-----------------------------|
| Packmittelgewicht | | | | | | | | | |
| P-Körper | 587,5 g | 586,3 g | 62 g | 59,9 | 29,6 g | 27,1 g | 27,8 g | 12,9 g | 30,1 g |
| Rezyklatgehalt | - | - | 10 % ¹ | - | 37 % | 55 % | 30 % ² | 79 % ³ 30 % | - |
| Verschluss | 2,18 g | 1,7 g | 2,3 g | 3,0 g | 2,3 g | 2,37 g | 2,7 g | 2,7 g | 2,8 g |
| Etikett/Lack | 1 g | 0,9 g | 0,6 g | 1,3 g | 0,9 g | 0,8 g | 0,8 g | 0,4 g | |
| Umlaufzahl | | | | | | | | | |
| Basis | 38 | 31 | 20 | 10 | - | - | - | - | - |
| Sensitivität | 59 | 37 | 19 | - | - | - | - | - | - |
| Entsorgungswege | | | | | | | | | |
| öEQ | - | - | - | - | 92 % | 97 % | 86 % | 77 % 86 % ⁴ | 70 % |
| öSQ | - | - | - | - | 99 % | 99 % | 99 % | 99 % | 89 % |
| Distributionsdis- tanz | | | | | | | | | |
| Basis | 241 km | 345 km | 234 km | 366 km | 306 km | 212 km | 380 km | 380 km | 366 km |
| Sensitivität | 234 km | 389 km | 227 km | 413 km | 334 km | 182 km 227 km ⁴ | 414 km | 414 km | |

¹ nur Neufascheneinspeisung, ² im Dosendeckel, ³ im Dosenbody, ⁴ Sensitivität

Es werden unterschiedliche Szenarien bilanziert. Diese sind wie folgt definiert:

- A. Methodik der letztmaligen Bilanzierung- Daten/Parameter der letztmaligen Bilanzierung – „alte Ergebnisse“
- B. **neue** Methodik - Daten/Parameter der letztmaligen Bilanzierung – „Ergebnis Update“
- C. **neue** Methodik – **neue** Daten/Parameter – „neue Ergebnisse“

Darüber hinaus werden Sensitivitätsanalysen bilanziert:

- Sensitivitäten hinsichtlich der Wirkungsabschätzung für Szenarien B und C
- Sensitivitäten hinsichtlich Daten/Parameter **nur** für Szenarien C hinsichtlich:
 - Distribution
 - Umlaufzahl
 - Erfassungsquote

Die Darstellung erfolgt relativ und für jedes Verpackungssystem einzeln. Szenario B ist die 100 % Marke.

Ergebnisse der Glas Mehrwegsysteme

Tabelle 59: Ergebnisse der Validierungsrechnung für 0,7L Glas MW Pool (GDB) Gebinde

| 0,7L Glas MW Pool (GDB) | A alte Methodik - alte Daten/ Parameter | B neue Methodik - alte Daten/ Parameter | C neue Methodik – neue Daten/ Parameter | C Sens Dis | C Sens ULZ |
|--------------------------------------|---|---|---|---------------|---------------|
| KEA erschöpflich | 114% | 100% | 111% | 111% | 106% |
| KEA nachwachsend | n.B. | 100% | 142% | 142% | 141% |
| Ressourcenbeanspruchung (KRA) | n.B. | 100% | 108% | 107% | 101% |
| Flächenverbrauch (ohne CFs) | n.B. | 100% | 126% | 126% | 125% |
| Flächenverbrauch (mit CFs) | n.B. | 100% | 112% | 112% | 111% |
| Kühlwasser | n.B. | 100% | 101% | 101% | 100% |
| <i>Sens. Kühlwasser-Verbrauch</i> | <i>n.B.</i> | <i>100%</i> | <i>479%</i> | <i>479%</i> | <i>474%</i> |
| Prozesswasser | n.B. | 100% | 90% | 90% | 89% |
| <i>Sens. Prozesswasser-Verbrauch</i> | <i>n.B.</i> | <i>100%</i> | <i>56%</i> | <i>56%</i> | <i>55%</i> |
| Klimawandel (GWP) | 117% | 100% | 109% | 108% | 102% |
| stratosphärischer Ozonabbau (ODP) | n.B. | 100% | 113% | 112% | 103% |
| Sommersmog (POCP) Recipe | 20% | 100% | 106% | 105% | 98% |
| <i>Sens. Sommersmog (POCP) MIR</i> | <i>n.B.</i> | <i>100%</i> | <i>166%</i> | <i>166%</i> | <i>163%</i> |
| Eutrophierung terrestrisch | 136% | 100% | 104% | 103% | 96% |
| Eutrophierung aquatisch | 100% | 100% | 297% | 297% | 291% |
| Versauerung | 127% | 100% | 106% | 105% | 96% |
| Feinstaub PM 2,5 Äquiv | 133% | 100% | 104% | 103% | 95% |
| <i>Sens. Humantox Carcino IFEU</i> | <i>n.B.</i> | <i>100%</i> | <i>42%</i> | <i>42%</i> | <i>41%</i> |
| Usetox Humantox Carcino | n.B. | 100% | 641% | 640% | 638% |
| Usetox Humantox Non-Carcino | n.B. | 100% | 197% | 197% | 194% |
| Usetox Ecotox | n.B. | 100% | 472% | 471% | 464% |

Tabelle 60: Ergebnisse der Validierungsrechnung für 0,7L Glas MW Ind. Gebinde

| 0,75L Glas MW Ind. | A alte Methodik - alte Daten/ Parameter | B neue Methodik - alte Daten/ Parameter | C neue Methodik - neue Daten/ Parameter | C Sens Dis | C Sens ULZ |
|--------------------------------------|---|---|---|---------------|---------------|
| KEA erschöpflich | 0,0% | 0,0% | 100,0% | 102,7% | 97,2% |
| KEA nachwachsend | 0,0% | 0,0% | 100,0% | 100,0% | 99,4% |
| Ressourcenbeanspruchung (KRA) | 0,0% | 0,0% | 100,0% | 101,8% | 96,4% |
| Flächenverbrauch (ohne CFs) | 0,0% | 0,0% | 100,0% | 115,6% | 115,1% |
| Flächenverbrauch (mit CFs) | 0,0% | 0,0% | 100,0% | 101,4% | 99,3% |
| Kühlwasser | 0,0% | 0,0% | 100,0% | 100,0% | 98,8% |
| <i>Sens. Kühlwasser-Verbrauch</i> | 0,0% | 0,0% | 100,0% | 100,0% | 99,3% |
| Prozesswasser | 0,0% | 0,0% | 100,0% | 100,0% | 99,3% |
| <i>Sens. Prozesswasser-Verbrauch</i> | 0,0% | 0,0% | 100,0% | 100,0% | 99,4% |
| Klimawandel (GWP) | 0,0% | 0,0% | 100,0% | 103,0% | 96,7% |
| stratosphärischer Ozonabbau (ODP) | 0,0% | 0,0% | 100,0% | 102,9% | 95,6% |
| Sommersmog (POCP) Recipe | 0,0% | 0,0% | 100,0% | 105,4% | 96,1% |
| <i>Sens. Sommersmog (POCP) MIR</i> | 0,0% | 0,0% | 100,0% | 102,5% | 98,8% |
| Eutrophierung terrestrisch | 0,0% | 0,0% | 100,0% | 105,6% | 96,0% |
| Eutrophierung aquatisch | 0,0% | 0,0% | 100,0% | 100,0% | 98,7% |
| Versauerung | 0,0% | 0,0% | 100,0% | 104,3% | 95,1% |
| Feinstaub PM 2,5 Äquiv | 0,0% | 0,0% | 100,0% | 104,7% | 95,4% |
| <i>Sens. Humantox Carcino IFEU</i> | 0,0% | 0,0% | 100,0% | 102,8% | 98,8% |
| Usetox Humantox Carcino | 0,0% | 0,0% | 100,0% | 100,6% | 99,7% |
| Usetox Humantox Non-Carcino | 0,0% | 0,0% | 100,0% | 100,2% | 99,2% |
| Usetox Ecotox | 0,0% | 0,0% | 100,0% | 100,5% | 99,0% |

Der Anstieg der Ergebnisse innerhalb der Glassysteme zwischen den Szenarien B und C (nur sichtbar für die 0,7L Glas MW Poolgebinde) erscheint erklärungsbedürftig, da sich die grundlegenden und üblicherweise ergebnisentscheidenden Parametrisierungen wie Distributionsentfernung, Umlaufzahl und Flaschengewichte nicht ungünstig entwickelt haben.

Insofern müssen die höheren Ergebnisse mit der Verwendung eines neuen Glasdatensatzes zusammenhängen. Ein Blick auf die vom BV Glas bereit gestellten Daten zeigt eine Erhöhung der ausgewiesenen direkten CO₂ Emission gegenüber dem Stand von 1998. Dies erscheint jedoch mit Blick auf die Inputströme als nicht schlüssig, haben sich diese doch im Jahr 2012 gegenüber dem alten Berichtsstand größtenteils verringert.

Fraglich ist somit, ob die aktuell gelieferten Daten noch zur Logik von 1998 passen. Vermutlich ist dem nicht so. In 1998 wurden im Rahmen der Bilanzierung lediglich Angaben zu den Oxiden in den Restgemengen übermittelt. Die aktuellen Daten und die fernmündlichen Ausführungen von BV Glas legen die Vermutung nahe, dass die weiteren Zuschlagstoffe bei der Glasherstellung (Soda, Kalkstein etc.) nun als Carbonate angegeben sind. Dieser Unterschied ist sehr wichtig, denn:

- 1998 wurden die direkten CO₂e Emissionen auf Basis der Oxid-Mengen im Rechenmodell der Ökobilanz nachkalkuliert, sprich die für 1998 in den Daten von BV Glas angegebenen Direktmissionen sind aller Wahrscheinlichkeit nach ohne die Mengen aus den Zuschlagstoffen. Diese wurden erst im Rahmen unserer Umsetzung dazu modelliert.
- In den Daten von 2012 sind nach Angaben von BV Glas die direkten CO₂e Emissionen der Zuschlagstoffe während der Glasherstellung bereits integriert. Dies erklärt einerseits die höheren Direktmissionen in den Daten – andererseits bedeutet dies aber auch, dass diese Direktmissionen aus den Zuschlagstoffen im Rechenmodell doppelt kalkuliert werden, da das Berechnungsmodell der Ökobilanz diese ja wie bisher in der Logik von 1998 als Oxide wertet und entsprechend berücksichtigt.

An dieser Stelle wird offensichtlich, wie wichtig eine nachvollziehbare und transparente Dokumentation und Beschreibung übermittelter Rohdaten ist. Ohne die im Nachgang der Bilanzierung bilateral zw. dem Auftragnehmern und dem BV Glas generierten Informationen wäre dieser Sachverhalt nicht aufzulösen gewesen. Die Modelle wurden im Rahmen der Endberichtserfassung nicht nachkalkuliert um diesen Aspekt als ein Ergebnis der AP 4 beleuchten zu können.

Ergebnisse der PET Mehrwegsysteme

Tabelle 61: Ergebnisse der Validierungsrechnung für 1,0L PET MW Pool (GDB) Gebinde

| 1,0L PET MW Pool (GDB) | A alte Methodik - alte Daten/ Parameter | B neue Methodik - alte Daten/ Parameter | C neue Methodik - neue Daten/ Parameter | C Sens Dis | C Sens ULZ |
|--------------------------------------|--|--|--|---------------|---------------|
| KEA erschöpflich | 117,3% | 100,0% | 72,0% | 71,8% | 72,7% |
| KEA nachwachsend | 0,0% | 100,0% | 137,1% | 137,1% | 138,1% |
| Ressourcenbeanspruchung (KRA) | 0,0% | 100,0% | 80,8% | 80,7% | 81,6% |
| Flächenverbrauch (ohne CFs) | 0,0% | 100,0% | 101,7% | 101,6% | 90,7% |
| Flächenverbrauch (mit CFs) | 0,0% | 100,0% | 128,8% | 128,5% | 129,1% |
| Kühlwasser | 0,0% | 100,0% | 81,5% | 81,5% | 82,4% |
| <i>Sens. Kühlwasser-Verbrauch</i> | <i>0,0%</i> | <i>100,0%</i> | <i>92,4%</i> | <i>92,4%</i> | <i>94,2%</i> |
| Prozesswasser | 0,0% | 100,0% | 84,8% | 84,8% | 85,3% |
| <i>Sens. Prozesswasser-Verbrauch</i> | <i>0,0%</i> | <i>100,0%</i> | <i>48,4%</i> | <i>48,4%</i> | <i>48,6%</i> |
| Klimawandel (GWP) | 123,6% | 100,0% | 76,0% | 75,8% | 76,9% |
| stratosphärischer Ozonabbau (ODP) | 0,0% | 100,0% | 50,5% | 50,4% | 52,0% |
| Sommersmog (POCP) Recipe | 48,0% | 100,0% | 71,0% | 70,4% | 71,6% |
| <i>Sens. Sommersmog (POCP) MIR</i> | <i>0,0%</i> | <i>100,0%</i> | <i>107,5%</i> | <i>107,3%</i> | <i>108,5%</i> |
| Eutrophierung terrestrisch | 170,6% | 100,0% | 77,6% | 76,9% | 78,2% |
| Eutrophierung aquatisch | 100,0% | 100,0% | 300,0% | 300,0% | 300,8% |
| Versauerung | 145,1% | 100,0% | 68,9% | 68,5% | 69,6% |
| Feinstaub PM 2,5 Äquiv | 155,7% | 100,0% | 72,9% | 72,4% | 73,6% |
| <i>Sens. Humantox Carcino IFEU</i> | <i>101,8%</i> | <i>100,0%</i> | <i>9,0%</i> | <i>9,0%</i> | <i>9,3%</i> |
| Usetox Humantox Carcino | 0,0% | 100,0% | 650,6% | 650,3% | 651,6% |
| Usetox Humantox Non-Carcino | 0,0% | 100,0% | 253,3% | 253,3% | 254,4% |
| Usetox Ecotox | 0,0% | 100,0% | 108,1% | 108,0% | 109,7% |

Tabelle 62: Ergebnisse der Validierungsrechnung für 1,0L PET MW Ind. Gebinde

| 1,0L PET MW Ind. | A alte Methodik - alte Daten/ Parameter | B neue Methodik - alte Daten/ Parameter | C neue Methodik - neue Daten/ Parameter | C Sens Dis |
|---|--|--|--|---------------|
| KEA erschöpflich | 0,0% | 0,0% | 100,0% | 101,0% |
| KEA nachwachsend | 0,0% | 0,0% | 100,0% | 100,0% |
| Ressourcenbeanspruchung (KRA) | 0,0% | 0,0% | 100,0% | 100,7% |
| Flächenverbrauch (ohne CFs) | 0,0% | 0,0% | 100,0% | 100,1% |
| Flächenverbrauch (mit CFs) | 0,0% | 0,0% | 100,0% | 100,8% |
| Kühlwasser | 0,0% | 0,0% | 100,0% | 100,0% |
| <i>Sens. Kühlwasser-Verbrauch</i> | 0,0% | 0,0% | 100,0% | 92,8% |
| Prozesswasser | 0,0% | 0,0% | 100,0% | 100,0% |
| <i>Sens. Prozesswasser- Verbrauch</i> | 0,0% | 0,0% | 100,0% | 100,0% |
| Klimawandel (GWP) | 0,0% | 0,0% | 100,0% | 101,2% |
| stratosphärischer Ozonabbau (ODP) | 0,0% | 0,0% | 100,0% | 100,5% |
| Sommersmog (POCP) Recipe | 0,0% | 0,0% | 100,0% | 103,1% |
| <i>Sens. Sommersmog (POCP) MIR</i> | 0,0% | 0,0% | 100,0% | 100,6% |
| Eutrophierung terrestrisch | 0,0% | 0,0% | 100,0% | 103,5% |
| Eutrophierung aquatisch | 0,0% | 0,0% | 100,0% | 100,0% |
| Versauerung | 0,0% | 0,0% | 100,0% | 102,5% |
| Feinstaub PM 2,5 Äquiv | 0,0% | 0,0% | 100,0% | 102,8% |
| <i>Sens. Humantox Carcino IFEU</i> | 0,0% | 0,0% | 100,0% | 100,5% |
| Usetox Humantox Carcino | 0,0% | 0,0% | 100,0% | 100,2% |
| Usetox Humantox Non-Carcino | 0,0% | 0,0% | 100,0% | 100,0% |
| Usetox Ecotox | 0,0% | 0,0% | 100,0% | 100,1% |

Ergebnisse der PET Einwegsysteme

Tabelle 63: Ergebnisse der Validierungsrechnung für 1,5 L PET EW Systeme

| 1,5L PET EW | A alte Methodik - alte Daten/ Parameter | B neue Methodik - alte Daten/ Parameter | C neue Methodik - neue Daten/ Parameter | C Sens Dis |
|--------------------------------------|--|--|--|---------------|
| KEA erschöpflich | 117,1% | 100,0% | 91,9% | 92,0% |
| KEA nachwachsend | 0,0% | 100,0% | 90,0% | 90,0% |
| Ressourcenbeanspruchung (KRA) | 0,0% | 100,0% | 87,5% | 87,6% |
| Flächenverbrauch (ohne CFs) | 0,0% | 100,0% | 61,9% | 61,9% |
| Flächenverbrauch (mit CFs) | 0,0% | 100,0% | 49,5% | 49,5% |
| Kühlwasser | 0,0% | 100,0% | 111,7% | 91,9% |
| <i>Sens. Kühlwasser-Verbrauch</i> | <i>0,0%</i> | <i>100,0%</i> | <i>101,2%</i> | <i>101,2%</i> |
| Prozesswasser | 0,0% | 100,0% | 104,3% | 104,3% |
| <i>Sens. Prozesswasser-Verbrauch</i> | <i>0,0%</i> | <i>100,0%</i> | <i>130,1%</i> | <i>130,1%</i> |
| Klimawandel (GWP) | 124,9% | 100,0% | 90,5% | 90,6% |
| stratosphärischer Ozonabbau (ODP) | 0,0% | 100,0% | 89,0% | 89,0% |
| Sommersmog (POCP) Recipe | 63,0% | 100,0% | 92,8% | 93,2% |
| <i>Sens. Sommersmog (POCP) MIR</i> | <i>0,0%</i> | <i>100,0%</i> | <i>194,6%</i> | <i>194,7%</i> |
| Eutrophierung terrestrisch | 182,9% | 100,0% | 93,9% | 94,4% |
| Eutrophierung aquatisch | 100,0% | 100,0% | 180,9% | 180,9% |
| Versauerung | 145,4% | 100,0% | 86,9% | 87,2% |
| Feinstaub PM 2,5 Äquiv | 159,9% | 100,0% | 90,5% | 90,9% |
| <i>Sens. Humantox Carcino IFEU</i> | <i>100,9%</i> | <i>100,0%</i> | <i>15,4%</i> | <i>15,4%</i> |
| Usetox Humantox Carcino | 0,0% | 100,0% | 209,5% | 209,6% |
| Usetox Humantox Non-Carcino | 0,0% | 100,0% | 184,9% | 184,9% |
| Usetox Ecotox | 0,0% | 100,0% | 107,3% | 107,3% |

Tabelle 64: Ergebnisse der Validierungsrechnung für 1,0L PET EW (PETCYCLE) Systeme

| 1,0L PET EW Kasten (PETCYCLE) | A alte Methodik - alte Daten/ Parameter | B neue Methodik - alte Daten/ Parameter | C neue Methodik - neue Daten/ Parameter | C Sens Dis | C Sens Dis. 2 |
|--------------------------------------|--|--|--|---------------|---------------------|
| KEA erschöpflich | 111,4% | 100,0% | 90,8% | 90,4% | 91,1% |
| KEA nachwachsend | 0,0% | 100,0% | 122,7% | 122,7% | 122,7% |
| Ressourcenbeanspruchung (KRA) | 0,0% | 100,0% | 92,3% | 92,0% | 92,5% |
| Flächenverbrauch (ohne CFs) | 0,0% | 100,0% | 134,9% | 134,8% | 134,9% |
| Flächenverbrauch (mit CFs) | 0,0% | 100,0% | 109,4% | 108,9% | 109,6% |
| Kühlwasser | 0,0% | 100,0% | 89,3% | 89,3% | 89,3% |
| <i>Sens. Kühlwasser-Verbrauch</i> | <i>0,0%</i> | <i>100,0%</i> | <i>99,0%</i> | <i>99,0%</i> | <i>99,0%</i> |
| Prozesswasser | 0,0% | 100,0% | 111,2% | 111,2% | 111,2% |
| <i>Sens. Prozesswasser-Verbrauch</i> | <i>0,0%</i> | <i>100,0%</i> | <i>101,8%</i> | <i>101,8%</i> | <i>101,8%</i> |
| Klimawandel (GWP) | 112,7% | 100,0% | 91,5% | 91,0% | 91,8% |
| stratosphärischer Ozonabbau (ODP) | 0,0% | 100,0% | 91,3% | 91,2% | 91,4% |
| Sommersmog (POCP) Recipe | 49,4% | 100,0% | 95,8% | 94,4% | 96,7% |
| <i>Sens. Sommersmog (POCP) MIR</i> | <i>0,0%</i> | <i>100,0%</i> | <i>119,5%</i> | <i>119,0%</i> | <i>119,7%</i> |
| Eutrophierung terrestrisch | 143,5% | 100,0% | 100,0% | 98,4% | 101,1% |
| Eutrophierung aquatisch | 100,0% | 100,0% | 186,7% | 186,7% | 186,7% |
| Versauerung | 125,2% | 100,0% | 92,3% | 91,3% | 92,9% |
| Feinstaub PM 2,5 Äquiv | 131,5% | 100,0% | 95,8% | 94,6% | 96,5% |
| <i>Sens. Humantox Carcino IFEU</i> | <i>100,8%</i> | <i>100,0%</i> | <i>15,7%</i> | <i>15,7%</i> | <i>15,7%</i> |
| Usetox Humantox Carcino | 0,0% | 100,0% | 274,7% | 274,1% | 275,1% |
| Usetox Humantox Non-Carcino | 0,0% | 100,0% | 176,9% | 176,9% | 176,9% |
| Usetox Ecotox | 0,0% | 100,0% | 106,1% | 106,1% | 106,2% |

Ergebnisse für die Dosensysteme

Tabelle 65: Ergebnisse der Validierungsrechnung für 0,5L Weißblechdosensysteme

| 0,5L Dose (WB) | A alte Methodik - alte Daten/ Parameter | B neue Methodik - alte Daten/ Parameter | C neue Methodik - neue Daten/ Parameter | C Sens Dis |
|--------------------------------------|--|--|--|---------------|
| KEA erschöpflich | 109,3% | 100,0% | 85,7% | 85,8% |
| KEA nachwachsend | 99,8% | 100,0% | 100,5% | 100,5% |
| Ressourcenbeanspruchung (KRA) | 0,0% | 100,0% | 99,8% | 99,8% |
| Flächenverbrauch (ohne CFs) | 0,6% | 100,0% | 56,5% | 55,5% |
| Flächenverbrauch (mit CFs) | 866,4% | 100,0% | 58,3% | 58,2% |
| Kühlwasser | 193,1% | 100,0% | 96,0% | 96,0% |
| <i>Sens. Kühlwasser-Verbrauch</i> | <i>-376,3%</i> | <i>100,0%</i> | <i>-16,1%</i> | <i>-16,1%</i> |
| Prozesswasser | 0,0% | 100,0% | 131,2% | 131,2% |
| <i>Sens. Prozesswasser-Verbrauch</i> | <i>315,3%</i> | <i>100,0%</i> | <i>170,7%</i> | <i>170,7%</i> |
| Klimawandel (GWP) | 110,1% | 100,0% | 92,1% | 92,1% |
| stratosphärischer Ozonabbau (ODP) | 13,2% | 100,0% | 112,6% | 112,7% |
| Sommersmog (POCP) Recipe | 41,0% | 100,0% | 97,2% | 97,3% |
| <i>Sens. Sommersmog (POCP) MIR</i> | <i>0,0%</i> | <i>100,0%</i> | <i>103,2%</i> | <i>103,2%</i> |
| Eutrophierung terrestrisch | 133,5% | 100,0% | 94,5% | 94,6% |
| Eutrophierung aquatisch | 100,0% | 100,0% | 85,0% | 85,0% |
| Versauerung | 115,7% | 100,0% | 92,1% | 92,1% |
| Feinstaub PM 2,5 Äquiv | 125,9% | 100,0% | 93,4% | 93,5% |
| <i>Sens. Humantox Carcino IFEU</i> | <i>100,8%</i> | <i>100,0%</i> | <i>27,0%</i> | <i>27,0%</i> |
| Usetox Humantox Carcino | 0,0% | 100,0% | 315,8% | 315,8% |
| Usetox Humantox Non-Carcino | 0,0% | 100,0% | -10,3% | -10,3% |
| Usetox Ecotox | 0,0% | 100,0% | 40,1% | 40,1% |

Tabelle 66: Ergebnisse der Validierungsrechnung für 0,5L Aluminiumdosensysteme

| 0,5L Dose (Alu) | A alte Methodik - alte Daten/ Parameter | B neue Methodik - alte Daten/ Parameter | C neue Methodik - neue Daten/ Parameter | C Sens Dis | C Sens öEQ |
|--------------------------------------|--|--|--|---------------|---------------|
| KEA erschöpflich | 109,6% | 100,0% | 63,5% | 63,5% | 59,9% |
| KEA nachwachsend | 99,9% | 100,0% | 48,0% | 48,0% | 41,7% |
| Ressourcenbeanspruchung (KRA) | 0,0% | 100,0% | 56,3% | 56,3% | 50,9% |
| Flächenverbrauch (ohne CFs) | 0,5% | 100,0% | 60,1% | 60,1% | 60,1% |
| Flächenverbrauch (mit CFs) | 869,2% | 100,0% | 60,4% | 60,4% | 60,4% |
| Kühlwasser | 191,6% | 100,0% | 100,5% | 100,5% | 100,5% |
| <i>Sens. Kühlwasser-Verbrauch</i> | - 15369,5% | 100,0% | -8,6% | -8,6% | -8,6% |
| Prozesswasser | 0,0% | 100,0% | 42,5% | 42,5% | 37,6% |
| <i>Sens. Prozesswasser-Verbrauch</i> | 229,2% | 100,0% | 35,9% | 35,9% | 30,1% |
| Klimawandel (GWP) | 111,3% | 100,0% | 62,2% | 62,2% | 58,1% |
| stratosphärischer Ozonabbau (ODP) | 18,6% | 100,0% | 72,5% | 72,5% | 69,7% |
| Sommersmog (POCP) Recipe | 38,3% | 100,0% | 110,5% | 110,6% | 106,7% |
| <i>Sens. Sommersmog (POCP) MIR</i> | 0,0% | 100,0% | 99,3% | 99,3% | 98,8% |
| Eutrophierung terrestrisch | 132,7% | 100,0% | 70,7% | 70,8% | 66,0% |
| Eutrophierung aquatisch | 100,0% | 100,0% | 106,3% | 106,3% | 103,1% |
| Versauerung | 111,5% | 100,0% | 47,5% | 47,5% | 42,4% |
| Feinstaub PM 2,5 Äquiv | 122,3% | 100,0% | 52,0% | 52,1% | 47,1% |
| <i>Sens. Humantox Carcino IFEU</i> | 100,3% | 100,0% | 6,5% | 6,5% | 5,0% |
| Usetox Humantox Carcino | 0,0% | 100,0% | 49,8% | 49,8% | 45,3% |
| Usetox Humantox Non-Carcino | 0,0% | 100,0% | 36,8% | 36,8% | 32,0% |
| Usetox Ecotox | 0,0% | 100,0% | 24,8% | 24,8% | 21,4% |

Ergebnisse für Getränkeverbundkartonsysteme

Tabelle 67: Ergebnisse der Validierungsrechnung für 1,0L Getränkeverbundkartonsysteme

| 1,0L GVK | A alte Methodik - alte Daten/ Parameter | B neue Methodik - alte Daten/ Parameter | C neue Methodik - neue Daten/ Parameter |
|--------------------------------------|--|--|--|
| KEA erschöpflich | 94,3% | 100,0% | 98,5% |
| KEA nachwachsend | 99,8% | 100,0% | 60,0% |
| Ressourcenbeanspruchung (KRA) | 0,0% | 100,0% | 53,2% |
| Flächenverbrauch (ohne CFs) | 0,0% | 100,0% | 163,7% |
| Flächenverbrauch (mit CFs) | 804,7% | 100,0% | 180,3% |
| Kühlwasser | 0,2% | 100,0% | 12,2% |
| <i>Sens. Kühlwasser-Verbrauch</i> | <i>6,0%</i> | <i>100,0%</i> | <i>7,7%</i> |
| Prozesswasser | 78,0% | 100,0% | 36,9% |
| <i>Sens. Prozesswasser-Verbrauch</i> | <i>0,0%</i> | <i>100,0%</i> | <i>-7,0%</i> |
| Klimawandel (GWP) | 97,3% | 100,0% | 93,4% |
| stratosphärischer Ozonabbau (ODP) | 0,0% | 100,0% | 225,6% |
| Sommersmog (POCP) Recipe | 24,8% | 100,0% | 109,2% |
| <i>Sens. Sommersmog (POCP) MIR</i> | <i>0,0%</i> | <i>100,0%</i> | <i>806,2%</i> |
| Eutrophierung terrestrisch | 99,8% | 100,0% | 121,5% |
| Eutrophierung aquatisch | 96,3% | 100,0% | 132,0% |
| Versauerung | 94,2% | 100,0% | 94,7% |
| Feinstaub PM 2,5 Äquiv | 29,0% | 100,0% | 107,3% |
| <i>Sens. Humantox Carcino IFEU</i> | <i>100,1%</i> | <i>100,0%</i> | <i>35,0%</i> |
| Usetox Humantox Carcino | 0,0% | 100,0% | -408,7% |
| Usetox Humantox Non-Carcino | 0,0% | 100,0% | -212,2% |
| Usetox Ecotox | 0,0% | 100,0% | -626,8% |

Bewertung der Ergebnisse

Die vorstehenden Tabellen zeigen die Ergebnisse der Validierungsrechnungen. Im Rahmen des AP 4 soll nun keine detaillierte Beschreibung und Interpretation der jeweiligen Einzelergebnisse folgen, stattdessen werden die sichtbaren Megatrends dieser Ergebnisse aufgelistet und hinsichtlich ihrer Implikationen auf die finale Abfassung der Mindestanforderungen beleuchtet.

Vorab erfolgen an dieser Stelle noch drei Hinweise die bei der Interpretation der Ergebnisse auf jeden Fall zu berücksichtigen sind:

- An vielen Stellen sind für das Szenario A keine Ergebnisse generiert. Dies ist immer dann der Fall wenn es für eine neu vorgeschlagene Methode keine alten Ergebnisse gibt. An diesen Stellen ist selbstverständlich eine Bewertung der Änderungen innerhalb der Ökobilanzmethodik hinfällig.
- Ebenso gibt es für Systeme, die bislang nicht Gegenstand ökobilanzieller Untersuchungen waren keine Ergebnisse für die Szenarien A und B. In dieser Situation wird automatisch das Szenario C die 100 % Bewertungsbasis. Die Analyse ist in diesen Fällen eingeschränkt auf die Bewertung der Variation der Einzelparameter in den Sensitivitätsanalysen.
- Die hier gezeigten Zahlen sind das Ergebnis der durchgeführten Trendanalysen. Die Ergebnisse erheben keinen Anspruch auf Vollständigkeit und sind auch keiner kritischen Begutachtung unterzogen. Die Ableitung ökobilanzieller Vergleichswerte aus diesem Zahlenmaterial entspricht nicht dem intendierten Verwendungszweck. Erkannte Fehler werden zum Teil beibehalten um auf wesentliche Aspekte bei der Umsetzung der Mindestanforderungen hinzuweisen (Bsp. Ergebnisse der Glassysteme).

In der Gesamtschau der Ergebnisse lassen sich die folgenden Trends ableiten:

- Bei allen untersuchten Verpackungssystemen führen die methodischen Änderungen (A zu B) in der Mehrzahl der festgesetzten Umweltwirkungskategorien und Sachbilanzparameter zu einer Verbesserung der Ergebnisse.
- Die Ergebnisvarianz bei Einsatz neuer Daten/Parameter (B zu C) ist stark abhängig davon, wie sehr sich die Parameter der Verpackungssysteme bzw. die verwendeten Datensätze verändert haben.
- Bei ausgewählten Umweltwirkungskategorien zeigen die Sensitivitätsanalysen bzgl. der Charakterisierungsmethoden innerhalb der Wirkungsabschätzung gegenläufige Ergebnisse (Bsp. Sommersmog). Hier ist im Rahmen der Auswertung besondere Sorgfalt hinsichtlich der Erläuterung und Interpretation walten zu lassen.
- Die Ergebnisse der Wirkungskategorien, die das Umweltproblemfeld Toxizität beschreiben sind die Ergebnisse nicht ohne weiteres interpretierbar (negative Nettoergebnisse und gegenläufige Ergebnismuster). Hier muss im Rahmen der Auswertung besondere Augenmerk auf die Ableitung und Vollständigkeit der Inventarlisten zu legen.

Ergebnisseitig lässt sich die Notwendigkeit festhalten, die in den Ökobilanzen verwendeten Parameter und Datensätze aufgrund ihrer großen Wirkung auf die Ergebnisse gewissenhaft zu erheben und/oder vor der Verwendung einer detaillierten kritischen Prüfung zu unterziehen. Auch wird offensichtlich, dass im Rahmen der Auswertung ein großes Augenmerk auf die Validität der Ergebnisse gelegt werden muss. Diese Aspekte sind bei der Interpretation der Resultate der Berechnungen zu berücksichtigen. Die Entsprechenden Punkte und Sicherheitsabfragen sowie Regeln für ggf. notwendige Sensitivitätsanalysen sind in die Mindestanforderungen, wie sie in Kapitel 6 niedergeschrieben sind ergänzt worden.

8 Schlussfolgerungen

Mit dem vorliegenden Abschlussbericht des Vorhabens „Prüfung und Aktualisierung der Ökobilanzen für Getränkeverpackungen“ (FKZ: 3711 92 315) werden Mindestanforderungen hergeleitet und dokumentiert. Diese sind zukünftig für die Durchführung von Ökobilanzen bei einer beabsichtigten Vorlage beim Umweltbundesamt zur Prüfung im Kontext der Verpackungsverordnung zu beachten.

Die Ergebnisse der Arbeitspakete 1 und 2 zeigen, dass solche Mindestanforderungen für das UBA hinsichtlich der Bewertung von Ökobilanzergebnissen erforderlich sind, da die unmittelbare Vergleichbarkeit der vorliegenden Getränkeverpackungsökobilanzen mit Bezug auf Deutschland nur mit Einschränkungen möglich ist. Dies liegt nicht zuletzt daran, dass die Zielstellungen der einzelnen Ökobilanzen und die Auswahl der betrachteten Verpackungssysteme im Detail individuell auf das jeweilige Erkenntnisinteresse zugeschnitten waren. Das ist nicht nur zulässig sondern zur Erfüllung der Vorgaben der ISO 14040/44 zunächst sogar erforderlich.

Eine auf die Anforderungen aus der Verpackungsverordnung bezogene Beurteilung dieser Ökobilanzen durch das Umweltbundesamt ist dadurch jedoch erschwert. Für eine bessere Vergleichbarkeit wurden daher im Arbeitspaket 3 Rahmenvorgaben entwickelt. Wesentliche ökobilanzielle Stellgrößen wie die Umlaufzahl von Mehrwegsystemen, die Auswahl der untersuchten Getränkeverpackungen, die Zusammensetzung und Gewichte von Verpackungskomponenten oder die Erfassungs- und Verwertungsquoten sind zukünftig nach einer vorgegebenen Methodik für durchschnittliche deutsche Marktverhältnisse zu ermitteln und nachvollziehbar zu dokumentieren.

Dafür wurden zunächst die seit der UBA I Ökobilanz von 1995 vorgelegten Studien miteinander verglichen und Aktualisierungsbedarfe identifiziert. Diese wurden dann in einzelnen Themenpapieren systematisch aufgearbeitet und mit dem aktuellen Stand der Wissenschaft abgeglichen. Diese inhaltliche Auseinandersetzung mündete dann in der Formulierung der jeweiligen Mindestanforderungen. Der zum Projekt einberufene Begleitkreis lieferte wichtigen Input, der durch die Gutachter im transparenten Verfahren, Diskussionen und Dokumentationen beachtet wurde. Von der Analyse des Aktualisierungsbedarfs in Arbeitspaket 2 waren auch der aktuelle Stand der wissenschaftlichen Diskussion um die methodischen Festlegungen zu Allokation und Wirkungsabschätzung umfasst. Dazu wurden unter anderem die im Zusammenhang mit den Arbeiten der EU bezüglich ILCD und PEF veröffentlichten Dokumente herangezogen.

Danach ist insbesondere die Frage zum sachgerechten Umgang mit Kuppelprodukten unter den Ökobilanzexperten weiterhin in der Diskussion. So gab es auch im Begleitkreis zum Projekt eine große Bandbreite von Vorschlägen zur Allokation. Im Ergebnis bleibt es weiterhin bei der Position aus UBA I und II und der Konvention 50:50, die in den Mindestanforderungen nun auch klar dokumentiert sind. Dabei ist zukünftig für Ökobilanzen von Getränkeverpackungen die Allokation von Kuppelprodukten aus Produktionsprozessen vorgeschrieben. Beim Allokationsfaktor für die Anrechnung des Sekundärnutzens gebrauchter Verpackungsmaterialien bleibt mit der 50:50 Regel im Prinzip alles wie bisher.

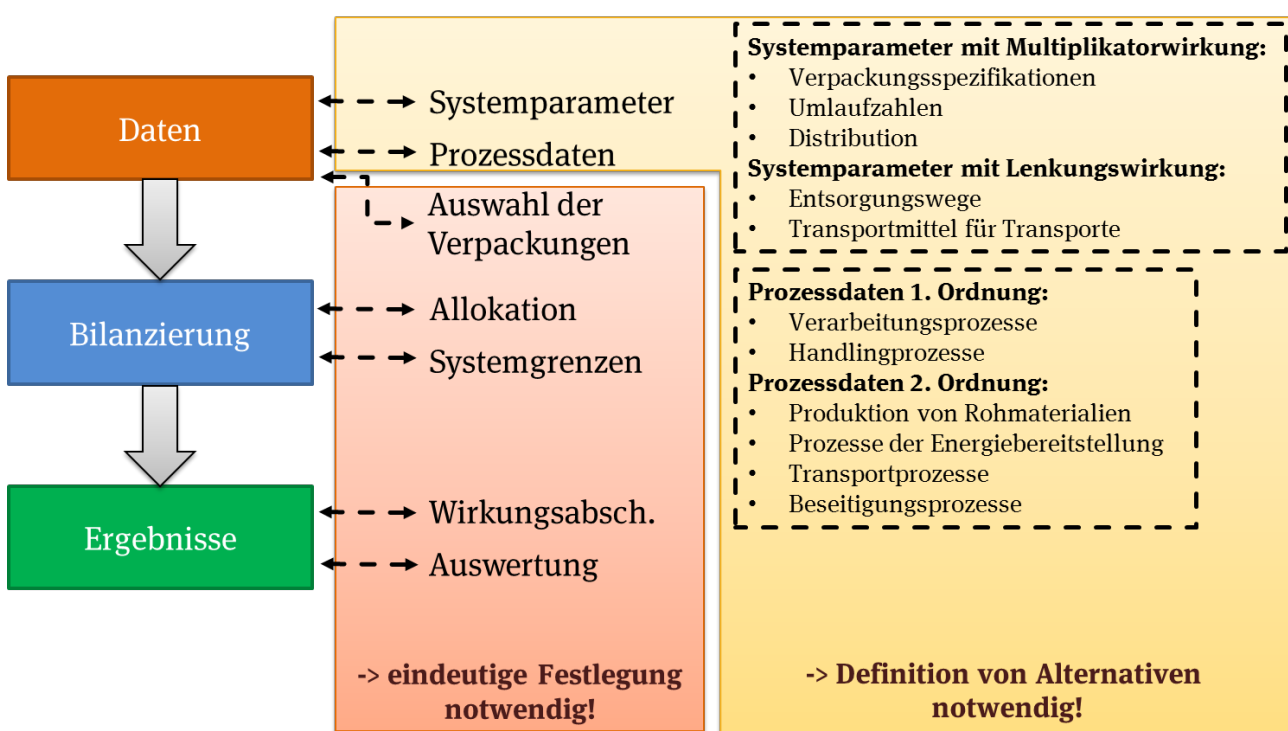
Bezüglich der Wirkungsabschätzung haben sich die Einwände, dass die UBA-Methode veraltet und deutlich hinter dem wissenschaftlichen Fortschritt zurückgeblieben sei, nicht bestätigt. Die Analyse der Methodenvorschläge in ILCD und PEF haben ergeben, dass auf akademischer Ebene reichlich Forschung zu diesem Thema stattfindet, aber die vorgeschlagenen Charakterisierungsmethoden häufig nicht ausreichend ausgereift sind, um für Ökobilanzen belastbare entscheidungsrelevante Ergebnisse liefern zu können. Die Gutachter weisen darauf hin, dass es ein konzeptionelles Missverständnis ist, wenn die für die Ökobilanzierung charakteristische Ermittlung potenzieller Umweltwirkungen eng mit den methodischen Elementen der Risikoabschätzung verknüpft wird. Die erarbeiteten Mindestanforderungen basieren deshalb auf begründeten Erkenntnissen und bilden akademisch-methodische Versuche nicht ab. Diese Mindestanforderungen adressieren weiterhin die Kriterien an

die Auswahl der zu untersuchenden Verpackungssysteme. Sie geben zudem klare Regeln für die Ableitung der Annahmen und Festlegungen der Modellierung vor und definieren Mindestansprüche an zu verwendende Prozessdaten.

Dies alles geschieht vor dem Hintergrund einer Repräsentativität für die durchschnittlichen deutschen Marktverhältnisse im Bereich der Getränkeverpackungen.

Gerade diese Anforderung, dass die Abbildung von zu untersuchenden Verpackungssystemen in zukünftigen Getränkeverpackungsökobilanzen repräsentativ für die durchschnittlichen deutschen Verhältnisse darzustellen ist, ist ausgesprochen wichtig für die politische Relevanz der Ergebnisse. Sie ist für die Ersteller von Ökobilanzen in der Zukunft anspruchsvoll. Dabei hilft die verpflichtende Marktanalyse bei der Auswahl der zu untersuchenden Verpackungssysteme in einem Getränkesegment und verhindert eine Beeinflussung auf die Auswahl der Vergleichsgruppen das Studienergebnis. Verpackungssysteme mit geringem Marktanteil - z. B. wegen ausschließlich regionaler Verfügbarkeit oder erst kürzlich erfolgtem Markteintritt - sind nicht zwangsläufig zu berücksichtigen. Hier ist zukünftigen Auftraggebern und Autoren von Ökobilanzen zu raten, die nach den Mindestkriterien erstellte Auswahl anhand weiterer definierter Untersuchungsziele zu erweitern. Die Mindestanforderungen geben den dafür notwendigen Raum und leisten auch Hilfestellungen für den weiteren Umgang mit zusätzlichen Szenarien und weiteren Analysen im Rahmen der Studien.

Abbildung 77: Systematik der Mindestanforderungen

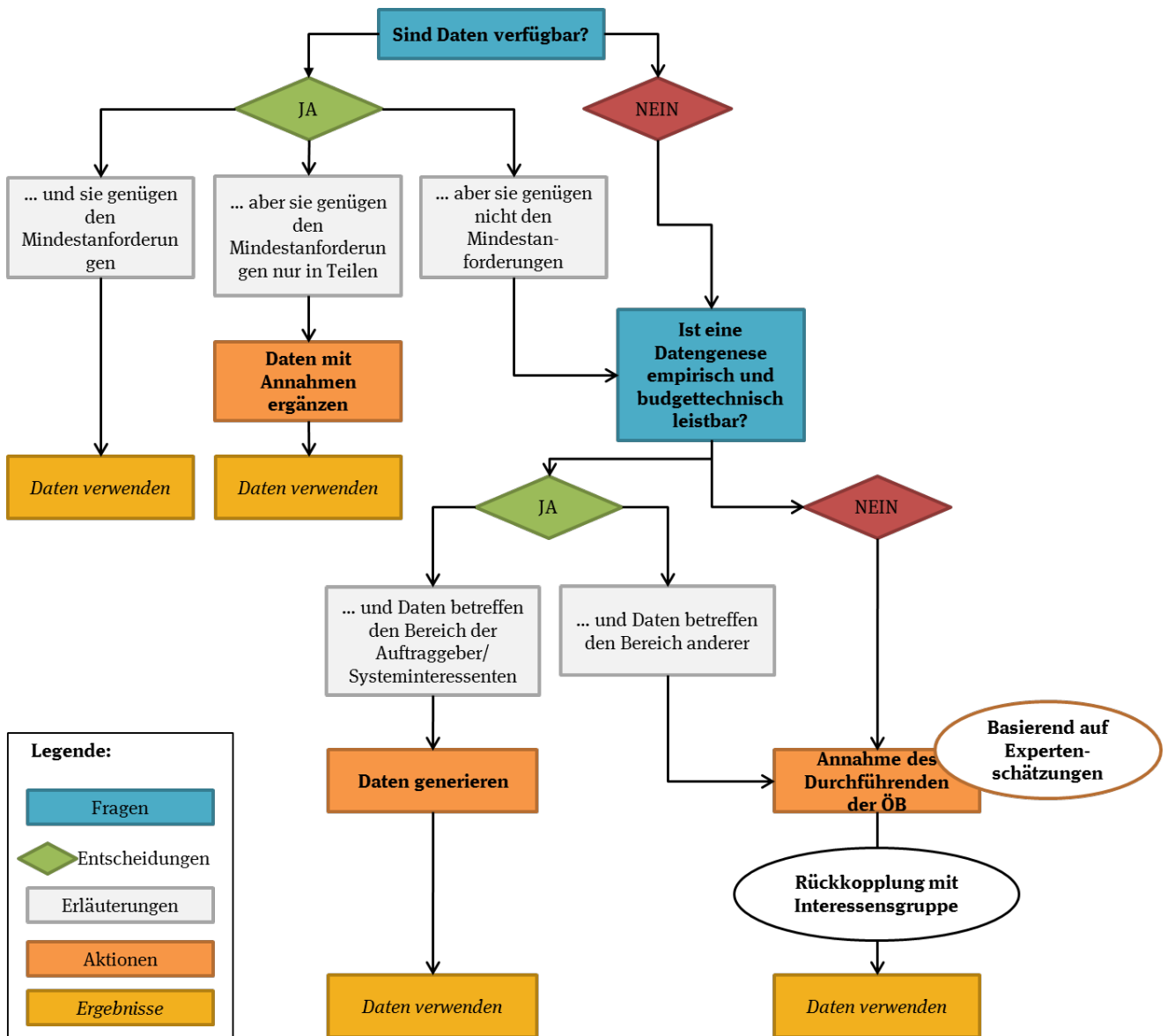


© IFEU/ GVM/ INTEGRAHL 2015

Die Anforderung verschiedener Getränkeverpackungen ökobilanziell zu vergleichen, führt zwangsläufig zur Frage der Datenverfügbarkeit. Insbesondere die für die Modellierung notwendigen Annahmen und Festlegungen für die Verpackungssysteme anderer (u. U. konkurrierender) Marktteilnehmer stellen die Auftraggeber in der Regel vor Hindernisse, da die Datenverfügbarkeit auch von der Bereitschaft der Marktteilnehmer zur Datenbereitstellung abhängt. Somit waren die Themenfelder „Anforderungen an Datenerhebung und Machbarkeit“ und „Umgang mit Datenlücken und Datenbedarf“ Gegenstand kontroverser Diskussionen im Begleitkreis. Bei der Abfassung der Mindestan-

forderungen wurde daher für diese Bereiche ein alternativer Weg der Datengenerierung aufgezeigt, während in methodischen Fragen die Harmonisierung des Vorgehens im Fokus stand (vgl. auch Abb. 77). Die Erwartungen an die Vergleichbarkeit der Ergebnisse und deren Verwertbarkeit im politischen Kontext erfordert die Definition von genauen und spezifischen Anforderungen an die Auswahl der Verpackungssysteme sowie die Ableitung der Annahmen und Festlegungen der Modellierung.

Abbildung 78: Entscheidungsschema zur Auswahl und die Behandlung fehlender bzw. unzureichender Systemparameter und Prozessdaten



© IFEU/ GVM/ INTEGRAHL 2015

Die hier definierten Regelungen werden mittels eines Entscheidungsbaumes (Abb. 78) visualisiert. Dieser stellt einen Mittelweg zwischen dem erforderlichen Datenniveau und einer praktischen Handhabbarkeit der Rahmenvorgaben dar. In diesem Entscheidungsbaum ist die Frage der Datengenerierung empirisch und budgettechnisch essentiell und wird grundsätzlich nur unter Berücksichtigung der Datenverfügbarkeiten sowie des zu erwartenden Erkenntnisgewinns bei Umsetzung zu beantworten sein. An dieser Stelle sei noch einmal darauf hingewiesen, dass es sich für die Auftraggeber und Ers-

teller zukünftiger Ökobilanzen mit Fokus auf die Verpackungsverordnung empfiehlt, das UBA und das BMUB zu einem frühzeitigen Zeitpunkt in die Studie einzubeziehen.

So wie es in der politischen Entscheidungsfindung keinen Ökobilanz-Automatismus gibt, so sind auch die Mindestanforderungen für die Studienersteller nicht als Liste zum Abhaken zu verstehen. An vielen Stellen geben die Mindestanforderungen Hilfestellungen und Denkanstöße zu Entscheidungen im Prozess der Bilanzierung. Die Mindestanforderungen ersetzen somit nicht die wissenschaftliche Auseinandersetzung der Autoren mit den einzelnen Themen und erst recht nicht die notwendige kritische Reflexion der eigenen Tätigkeit.

Viele Anforderungen stellen zudem nur einen Mindeststandard dar, der berücksichtigt, dass die Anforderungen auch finanzierbar sein müssen. Freiwilligen Mehr-Leistungen steht jedoch nichts im Wege. Bei einem erweiterten Erkenntnisinteresse seitens der Auftraggeber einer Ökobilanz ist es zum Beispiel jederzeit möglich,

- mehr Getränkesysteme und Füllgrößen zu untersuchen als gefordert.
- mehr Varianten bei den Distributionsentfernungen zu untersuchen als gefordert.
- mehr Varianten bei Umlaufzahlen zu untersuchen als gefordert.
- mehr Varianten bei der Auswertung von Füllgrößencluster zu untersuchen als gefordert.

Ökobilanzen waren in der Vergangenheit oftmals Grundlage politischer Entscheidungen. Daher empfehlen die Gutachter den betroffenen Wirtschaftskreisen die grundlegenden Primärdaten, die für die Ableitung der Annahmen und Festlegung der Modellierung entlang der hier definierten Mindestanforderungen erforderlich sind, zusammenzutragen. Selbst wenn keine eigenen vergleichenden Ökobilanzen geplant sind, kann es ggf. sinnvoll sein, die „eigenen Systeme“ im direkten Umfeld der jeweiligen Wirtschaftsbeteiligten zu untersuchen.

Die Gutachter empfehlen weiterhin den politischen Entscheidungsträgern und deren Vorbereitern die Ökobilanzen unter Bezug auf die Anforderungen der Verpackungsverordnung anhand der hier vorgelegten Mindestanforderungen zu beurteilen und auf dieser Grundlage in den entsprechenden Entscheidungsprozessen zu berücksichtigen.

9 Quellenverzeichnis

[85/339/EWG] Richtlinie 85/339/EWG des Rates vom 27. Juni 1985 über Verpackungen für flüssige Lebensmittel. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft Nr. L 176/18 vom 6.7.1985

[ARGE PM/PF 2010], ARGE Pack-Marketing / Pack Force: Distributionsentfernungen für Frisch-/ESL-Milch und H-Milch in Kartonverpackungen und MW-Glas-Flaschen in der BRD, Exklusivuntersuchung für den (Fachverband Kartonverpackungen für flüssige Nahrungsmittel (FKN) Berlin, Frankfurt, Oberursel Mai 2010

[BAG 2014] Bundesamt für Güterverkehr: Marktbeobachtung Güterverkehr. Jahresbericht 2013, Köln November 2014

[Baitz et al. 2012] Baitz M, Albrecht S, Brauner E, Broadbent C, Castellan G, Conrath P, Fava J, Finkbeiner M, Fischer M, Fullana I, Palmer P, Krinke S, Leroy C, Loebel O, McKeown P, Mersiowsky I, Möglinger B, Pfaadt M, Rebitzer G, Rother E, Ruhland K, Schanssema A, Tikana L (2012) LCA's theory and practice: like ebony and ivory living in perfect harmony? Int J Life Cycle Assess. doi:10.1007/s11367-012-0476-x

[Baitz und Kreisig 2007] Baitz, M. und Kreisig, J. 2006: Allokation des AK Methodik. Netzwerk Lebenszyklusdaten, Arbeitskreis Methodik. Hrsg.: Forschungszentrum Karlsruhe. 2007

[Bojkow] Bojkow, E. Getränkeverpackung und Umwelt; Wien 1989.

[BP X30-323] Afnor normalisation: Affichage environnemental des produits grande consommation. BP X30-323; Normalisation française. Numéro du document: N 066, 2011

[Brander and Wylie 2007] Brander, M. and Wylie, C. 2011: The use of substitution in attributional life cycle assessment. Greenhouse Gas Measurement & Management 1 | 2011 | 161–166.

[Carter 2010] Carter, W. P. L.: Development of the SARC-07 Chemical Mechanism and Updated Ozone Reactivity Scales. Updated Chemical Mechanisms for Airshed Model Applications. Supplementary Material. California Air Resources Board, 11. Mai 2012

[CML 2002] Guinée, J.B. (final editor); Gorée, M.; Heijungs, R.; Huppes, G.; Kleijn, R.; Koning, A.de; Oers, L.van; Wegener Sleswijk, A.; Suh, S.; Udo de Haes, H.A.; Bruijn, H.de; Duin, R.van; Huijbregts, M.A.J.: Handbook on Life Cycle Assessment - Operational Guide to the ISO Standards. ISBN 1-4020-0228-9. Kluwer Academic Publ., Dordrecht.

[De Leeuw 2002] Leeuw, F.D.: A set of emission indicators for long-range transboundary air pollution. Environmental Science & Policy 5, 135-145, 2002

[DIN 55434-1 Entwurf]: DIN 55434-1 Entwurf, Verpackung – Gewichtsermittlung von Verkaufsverpackungen – Teil 1: Physikalische Verwiegung, Beuth Verlag Berlin, 2013, S. 6.

[DIN CEN/TR 14520] Deutsches Institut für Normung e. V. (DIN): Verpackung – Wiederverwendung – Verfahren zur Einschätzung der Leistungsfähigkeit eines Wiederverwendungssystems; Deutsche Fassung CEN/TR 14520:2007.

[DIN EN 13429] Deutsches Institut für Normung e. V. (DIN): Verpackung – Wiederverwendung; Deutsche Fassung EN 13429:2004.

[DIN EN ISO 14040] International Standard (ISO); Norme Européenne (CEN): Environmental management - Life cycle assessment: Principles and framework. Prinzipien und allgemeine Anforderungen. ISO EN 14040 (1997).

[DIN EN ISO 14041]: International Standard (ISO); Norme Européenne (CEN): Environmental management - Life cycle assessment: Goal and scope definition and inventory analysis. Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens sowie Sachbilanz. ISO EN 14041 (1998).

[DIN EN ISO 14042]: International Standard (ISO); Norme Européenne (CEN): Environmental management - Life cycle assessment: Life cycle impact assessment. Wirkungsabschätzung. ISO EN 14042 (2000).

[DIN EN ISO 14043]: International Standard (ISO); Norme Européenne (CEN): Environmental management - Life cycle assessment: Interpretation. Auswertung. ISO EN 14043 (2000).

[EG 178/2002] VERORDNUNG (EG) Nr. 178/2002 DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 28. Januar 2002 zur Festlegung der allgemeinen Grundsätze und Anforderungen des Lebensmittelrechts, zur Errichtung der Europäischen

- Behörde für Lebensmittelsicherheit und zur Festlegung von Verfahren zur Lebensmittelsicherheit. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft L 31/1 vom 1.2.2002
- [Ekvall und Weidema 2004] Tomas Ekvall and Bo P. Weidema. System Boundaries and Input Data in Consequential Life Cycle Inventory Analysis. *Int J LCA* 9 (3) 161 – 171 (2004)
- [EU 2013] Commission Recommendation of 9 April 2013 on the use of common methods to measure and communicate the life cycle environmental performance of products and organisations. *Official Journal of the European Union* L 124; 4.5.2013
- [Finnveden et al. 2009] Göran Finnveden, Michael Z. Hauschild, Tomas Ekvall, Jeroen Guinée, Reinout Heijungs, Stefanie Hellweg, Annette Koehler, David Pennington, Sangwon Suh. Recent developments in Life Cycle Assessment. *Journal of Environmental Management* 91 (2009) 1–21
- [Finnveden et al. 2009]: Finnveden, G., et al.: Recent developments in Life Cycle Assessment, *Journal of Environmental Management*, doi:10.1016/j.jenvman.2009.06.018, 2009
- [Frischknecht 2006] Frischknecht, R. 2006: Modelling of product systems in life cycle inventory analysis: Synopsis of Attributional and Consequential LCI Models – Properties and Differences. *Netzwerk Lebenszyklusdaten, Arbeitskreis Methodik*. Hrsg.: Forschungszentrum Karlsruhe. 2006
- [Frischknecht 2010]: Frischknecht, R.: LCI modelling approaches applied on recycling of materials in view of environmental sustainability, risk perception and eco-efficiency. *Int J Life Cycle Assess*, 2010
- [Frischknecht et al. 2000] Frischknecht, R.; Braunschweig, A., Hofstetter P., Suter P. et al.: Human health damages due to ionising radiation in life cycle impact assessment. *Environmental Impact Assessment Review*, 20[2], pp.159–189. 2000
- [GHG 2011]: World Resources Institute, World Business Council for Sustainable Development (wbcSD): Product Life Cycle Accounting and Reporting Standard, Greenhouse Gas Protocol. 2011
- [GPPS 2011] The Consumer Goods Forum (Hrsg.). *Global Protocol on Packaging Sustainability 2.0*. Molineaux. www.theconsumergoodsforum.com
- [GVM 1996] GVM: Umlaufzahlen für NRW-Flaschen. Im Auftrag des Fraunhofer ILV, GVM Wiesbaden November 1996.
- [GVM 2009] GVM: Entwicklung des Biermarktes. Bewertung der Auswirkungen auf wichtige Parameter der Ökobilanz von Mehrweg-Flaschen. Im Auftrag der DAVR Deutsche Aluminium Verpackung Recycling GmbH, GVM Wiesbaden, März 2009.
- [GVM 2009] GVM: Entwicklung des Biermarktes. Bewertung der Auswirkungen auf wichtige Parameter der Ökobilanz von Mehrweg-Flaschen. Im Auftrag der DAVR Deutsche Aluminium Verpackung Recycling GmbH, GVM Wiesbaden, März 2009.
- [GVM 2010] GVM: Umlaufzahlen von Kunststoffmehrweg-Kästen für Frischobst und –gemüse. Im Auftrag des Verbandes Vollpappe Karton e. V. (VVK). GVM-Mainz, Mai 2010.
- [GVM 2011] GVM: Distributionsentfernung von Bier und Biermischgetränken in Mehrweg-Flaschen von Brauereien zu privaten Haushalten – Endbericht. Im Auftrag des Gesamtverband der Aluminiumindustrie e. V., GVM Mainz, Oktober 2011.
- [GVM/Wietbrauk 1996]; GVM, Wietbrauk, H.: Umlaufzahlen von 1,0 L Mehrweg-Glasflaschen für pasteurisierte Konsummilch. Im Auftrag des FKN, Wiesbaden 1996.
- [Heijungs et al. 1992] Heijungs, R.; Guinée, J. B.; Huppes, G.; Lamkreijer, R. M.; Udo de Haes, H. A.; Wegener Sleeswijk, A.; Ansems, A. M. M.; Eggels, P. G.; van Duin, R.; de Goede, H. P.: *Environmental Life Cycle Assessment of Products. Guide (Part 1) and Backgrounds (Part 2)* October 1992, prepared by CML, TNO and B&G, Leiden. English Version 1993.
- [Huber] Huber, A.: Zur Schätzung der Umlaufzahl von Mehrwegflaschen. *DMZ Lebensmittelindustrie und Milchwirtschaft* Ausgabe 22/1990.
- [IFEU 1999]: Ostermayer A. et al. (IFEU): Ökobilanz der PET-Stoffkreislaufflasche und anderer Verpackungssysteme. Endbericht und Anhänge. Im Auftrag der PETCYCLE Arbeits- und Entwicklungsgemeinschaft GmbH Co. KG. IFEU-Heidelberg August 1999
- [IFEU 2000]: Ostermayer A. et al. (IFEU) Ökobilanz für Fruchtsaftgetränke Verbund-Standbodenbeutel 0,2 l MW-Glasflasche 0,2 l. Im Auftrag der Deutsche SiSi-Werke GmbH & Co. Betr. KG. IFEU-Heidelberg, Dezember 2000

- [IFEU 2003]: Detzel A. et al. (IFEU): Ökobilanzielle Berechnungen zur PET-Stoffkreislaufflasche Sachstand 2003. Im Auftrag der PETCYCLE E.A.G. GmbH & Co. KG. IFEU-Heidelberg, Mai 2003.
- [IFEU 2004a] Detzel, A. Böß, A.: Ökobilanzieller Vergleich von Getränkekartons und Glas-Mehrwegflaschen. Im Auftrag des FKN, Wiesbaden. IFEU-Heidelberg, 2004
- [IFEU 2004b]: Detzel, A. et al. (IFEU): Ökobilanz PET-Einwegverpackungen und sekundäre Verwertungsprodukte. Im Auftrag von PETCORE, Brüssel. IFEU-Heidelberg, August 2004.
- [IFEU 2006a] Detzel, A., Böß, A.: Ökobilanzieller Vergleich von Getränkekartons und PET-Einwegflaschen. Im Auftrag des FKN, Wiesbaden. IFEU-Heidelberg, August 2006
- [IFEU 2008] Kauertz, B., Wellenreuther, F., Busch, S., Krüger, M., Detzel, A.: Ökobilanz der Glas- und PET-Mehrwegflaschen der GDB im Vergleich zu PET-Einwegflaschen, Heidelberg Oktober 2008.
- [IFEU 2010a] Kauertz, B., Detzel, A., Döhner, A.: PET Ökobilanz 2010. Ökobilanzielle Untersuchung verschiedener Verpackungssysteme für kohlenensäurehaltige Mineralwässer und Erfrischungsgetränke sowie stille Mineralwässer. Im Auftrag der Industrievereinigung Kunststoffverpackungen. IFEU-Heidelberg, April 2010
- [IFEU 2010b] Kauertz, B., Detzel, A., Döhner, A.: PETCYCLE Ökobilanz 2010. Ökobilanzielle Betrachtung der PET-Stoffkreislaufflasche Sachstand 2009. Im Auftrag der PETCYCLE GmbH. IFEU-Heidelberg, April 2010
- [IFEU 2010c] Krüger, M., Theis, S., Kunze, S., Detzel, A.: Ökobilanzielle Untersuchung verschiedener Verpackungssysteme für Bier. Im Auftraggeber des europäischen Verbands der Dosenhersteller BCME (Beverage Can Makers Europe), Brüssel. IFEU-Heidelberg, April 2010
- [IFEU 2010d] Detzel, A et al.: Einweg und Mehrweg Aktuelle Ökobilanzen im Blickpunkt Handreichung des IFEU. Heidelberg 2010
- [IFEU 2011] Kauertz, B. et al.: Ökobilanz von Danone Activia-Verpackungen aus Polystyrol und Polylactid im Auftrag der Danone GmbH. Heidelberg 2011
- [IFEU, GVM, INTEGRAHL 2012] Detzel, Andreas; Kauertz, Benedikt; Heinisch, Jürgen; Grahl, Birgit: Forschungskennzahl (UFOPLAN) 3711 92 315: Prüfung und Aktualisierung der Ökobilanzen für Getränkeverpackungen: Bewertung der vorliegenden Ökobilanzen bezüglich Methodik, Repräsentativität, Aktualität und der abgeleiteten Schlussfolgerungen. Zwischenbericht an das UBA, Arbeitspaket 1 (April 2012)
- [IFEU/ HTP 2001] Christiani, J et al.: Grundlagen für eine ökologisch und ökonomisch sinnvolle Verwertung von Verkaufsverpackungen. Arbeitsgemeinschaft aus HTP, Ingenieures. f. Aufbereitungstechnik und Umweltverfahrenstechnik, Aachen und IFEU, Heidelberg. Im Auftrag des Umweltbundesamtes, FZK 298 33 719, Berlin 2001.
- [ILCD 2010] European Commission - Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability: International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - General guide for Life Cycle Assessment - Detailed guidance. First edition March 2010. EUR 24708 EN. Luxembourg. Publications Office of the European Union; 2010
- [IML 2010] Lange V., Hoffmann, J. (Fraunhofer IML): Stellungnahme zur Berechnung der durchschnittlichen Gesamt-Umlaufzahlen des Mehrweggebinde-Pools an 0,7 l / 0,75 l Brunneneinheitsflaschen (BEF) aus Glas der Genossenschaft Deutscher Brunnen eG. Dortmund, Februar 2010.
- [IML 2012] Lange V., Hoffmann, J. (Fraunhofer IML): Stellungnahme zur Berechnung der durchschnittlichen Gesamt-Umlaufzahl von Mehrweggebinden. Dortmund, August 2012
- [IMPACT 2002+] Humbert, S.; Margni, M.; Joliet, O. (2011): Impact 2002+: User Guide. Draft for Version 2.1. Industrial Ecology & Life Cycle Systems Group, GECOS, Swiss Federal Institute of Technology Lausanne (EPFL).
- [IPCC 2013] Stocker, T.F.; Qin, D.; Plattner, D.-K.; Tignor, M.; Allen, S.K.; Boschung, J.; Nauels, A.; Xia, Y.; Bex, V.; Midgley, P.M. (eds.): Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- [IRIS 2006] Environmental Protection Agency (US-EPA): Environmental and Risk Assessment. Software, Washington D.C., 1996

- [ISO 14040] Environmental management - Life cycle assessment – Principles and framework (ISO 14044:2006); German and English version EN ISO 14040:2006
- [ISO 14040] ISO 14040: 2006 Environmental management – Life cycle assessment – Principles and framework.
- [ISO 14041] ISO 14041:1998 Environmental management - Life cycle assessment: Goal and scope definition and inventory analysis.
- [ISO 14042] ISO 14042:2000 Environmental management - Life cycle assessment: Life cycle impact assessment.
- [ISO 14043] ISO 14043:2000 Environmental management - Life cycle assessment: Interpretation.
- [ISO 14044] Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines (ISO 14044:2006); German and English version EN ISO 14044:2006
- [ISO TS 14067]: Carbon footprint of products – Requirements and guidelines for quantification and communication. ISO TS 14067, 2013.
- [ISO/TS 14071] ISO/TS 14071:2014 Life cycle assessment – Critical Review processes and reviewer competencies – Additional requirements and guidelines to ISO 14044
- [IVV 1999]: Ökobilanz für Frischmilchverpackungen. Im Auftrag des Fachverband Kartonverpackungen für flüssige Nahrungsmittel e. V. (FKN). Fraunhofer Institut für Verfahrenstechnik und Verpackung, 1999
- [JRC 2010] European Commission-Joint Research Centre – Institute for Environment and Sustainability: ILCD Handbook: Framework and requirements for Life Cycle Impact Assessment (LCIA) models and indicators. 2010
- [JRC 2011] European Commission-Joint Research Centre – Institute for Environment and Sustainability (2011): International Life Cycle Data System (ILCD) Handbook – Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context. First Edition November 2011. EUR 24571 EN. Luxembourg. Publications Office of the European Union.
- [JRC 2012] European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability. Characterisation factors of the ILCD Recommended Life Cycle Impact Assessment methods. Database and Supporting Information. First edition. February 2012. EUR 25167. Luxembourg. Publications Office of the European Union; 2012
- [Klöpffer und Renner 1995] Klöpffer, W.; Renner, I.: Methodik der Wirkungsbilanz von Produkt-Ökobilanzen unter Berücksichtigung nicht oder nur schwer quantifizierbarer Umwelt-Kategorien; in: Methodik der produktbezogenen Ökobilanzen - Wirkungsbilanz und Bewertung-; Umweltbundesamt; UBA-Texte 23/95; Berlin, 1995
- [Klöpffer, Grahl 2009]: Klöpffer, W. und Grahl, B.: Ökobilanz (LCA) Ein Leitfaden für Ausbildung und Beruf. Weinheim, 2009
- [Krüger] Krüger, R.: Umlaufgeschwindigkeit und Umlaufhäufigkeit von Bierflaschen. Brauwelt Nr. 16/1980.
- [Mathes et al. 1996] Mathes, K., Breckling, B., Ekschmitt, K. (1996). Systemtheorie in der Ökologie. Beiträge zu einer Tagung des Arbeitskreises „Theorie“ in der Gesellschaft für Ökologie: Zur Entwicklung und aktuellen Bedeutung der Systemtheorie in der Ökologie. Schloß Rauschholzhäuser im März 1996. ecomed Verlag, Landsberg
- [Mohr/Püschel] Mohr, W., Püschel, F.: 21:1 für die Mehrweg-Bierflasche. Neue Methode zur Berechnung der Umlaufhöhe. Brauwelt Nr. 42/43 1996.
- [Münch] Münch, M.: Verfahren zur Berechnung von Umlaufzahlen am Beispiel von Mehrweg-Fruchtsaftflaschen. Hrsg: Verein zur Förderung des Instituts für Wasserversorgung, Abwasserbeseitigung und Raumplanung an der Technischen Universität Darmstadt, Darmstadt 1996.
- [Ökoinstitut 2012] Methodischer Ansatz zur Bilanzierung des Aluminium-Recyclings in Ökobilanzen. Dehoust, Günter (Ökoinstitut). und Merz, Cornelia (Ökoinstitut) im Auftrag des Gesamtverbands der Deutschen Aluminiumindustrie (GDA), Düsseldorf. Endbericht, Darmstadt, Januar 2012.
- [PAS 2050]: PAS 2050: Specification for the assessment of the life cycle greenhouse gas emissions of goods and services, publicly available specification. Defra (Department for Environment, Food and Rural Affairs, UK), DECC (Department of Energy and Climate Change, UK), BIS (Department for Business, Innovation and Skills, UK), 2011
- [PEFG] 2013/179/EU: Commission Recommendation of 9 April 2013 on the use of common methods to measure and communicate the life cycle environmental performance of products and organisations

- [Pfister et al. 2009] Pfister, S.; Koehler, A. & Hellweg, S. (2009). Assessing the Environmental Impacts of Freshwater Consumption in LCA Environmental Science & Technology, 2009, 43, 4098-4104
- [ReCiPe 2008] Goedekoop, Mark; Heijungs, Reinout; Huijbregts, Mark; De Schryver, An; Struijs, Jaap; van Zelm, Rosalie (2009). ReCiPe 2008 - A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at midpoint and endpoint level. First edition. Report I: Characterisation.
- [Reichl und Schwenk 2004] Reichl, F.-X., Schwenk, M. (Hrsg.): Regulatorische Toxikologie. ISBN: 3-540-00985 Springer-Verlag, Berlin (2004)
- [Ridoutt und Pfister 2012] Ridoutt, B.G., Pfister, S. (2012). A new water footprint calculation method integrating consumptive and degradative water use into a single stand-alone weighted indicator. Int J. Life Cycle Assess. published online 23.6.2012, Volume 18 Issue 1, pages 204-207. Jan 2013
- [Risikokommission 2003] Ad hoc-Kommission „Neuordnung der Verfahren und Strukturen zur Risikobewertung und Standardsetzung im gesundheitlichen Umweltschutz der Bundesrepublik Deutschland“. Abschlußbericht der Risikokommission. Risikokommission Geschäftsstelle c/o Bundesamt für Strahlenschutz, Salzgitter.
- [Rosenbaum et al. 2011] Rosenbaum, Ralph K.; Huijbregts, Mark A. J.; Henderson, Andrew D.; Margni, Manuele; McKone, Thomas E.; van de Meent, Dik; Hauschild, Michael Z.; Shaked, Shanna; Li, Ding Sheng; Gold, Lois S.; Jolliet, Oliver. USEtox human exposure and toxicity factors for comparative assessment of toxic emissions in life cycle analysis: sensitivity to key chemical properties. Int J Life Cycle Assess (2011) 16 (8): 710-727
- [SETAC 2011] Swarr, T.E.; Hunkeler, D.; Klöpffer, W.; Pesonen, H.-L.; Ciroth, A.; Brent, A.C.; Pagan, R.: Environmental Life Cycle Costing: A Code of Practice. SETAC Press, Pensacola (Florida)
- [Sonnemann und Vigon 2011] Sonnemann G, Vigon B (eds.) (2011) Global Guidance Principles for Life Cycle Assessment Databases. Paris/Pensacola: UNEP/SETAC Life Cycle Initiative: <http://lcinitiative.unep.fr/includes/file.asp?site=lcinit&file=E8C5CAD7-D1AC-49BE-BBFF-7AA6D25F1DA4> (see pages 132-133)
- [Strecker/Berndt] Strecker, A., Berndt, D.: Kommentar zur Verpackungsverordnung, Heidelberg 1992
- [TU Berlin 2012] ÖKOBILANZ NACH ISO 14040/44 FÜR DAS MULTIRECYCLING VON STAHL. Sabrina Neugebauer (TU Berlin) und Prof. Dr. Matthias Finkbeiner (TU Berlin) im Auftrag von Wirtschaftsvereinigung Stahl / Stahlinstitut VDEh, Düsseldorf. Finaler Abschlussbericht 21.06.2012
- [UBA 1995a] Schmitz, S., Oels, H.-J., Tiedemann, A.: Ökobilanz für Getränkeverpackungen, Teil B: Vergleichende Untersuchung der durch Verpackungssysteme für Frischmilch und Bier hervorgerufenen Umweltbeeinflussungen. UBA Texte 52/95. Berlin 1995
- [UBA 1999] Schmitz, Stefan; Paulini, Inge: Bewertung in Ökobilanzen; Methode des Umweltbundesamtes zur Normierung von Wirkungsindikatoren, Ordnung (Rangbildung) von Wirkungskategorien und zur Auswertung nach ISO 14042 und 14043. Version 99. UBA Texte 92/99.
- [UBA 2000a] Umweltbundesamt, Berlin Hrsg. Ökobilanz für Getränkeverpackungen II, Materialsammlung. UBA-Texte 37/00, Berlin, 2000.
- [UBA 2000b] Umweltbundesamt, Berlin Hrsg. Ökobilanz für Getränkeverpackungen II, Material-sammlung. UBA-Texte 37/00, Berlin, 2000.
- [UBA-2000c] „Ökobilanzen für graphische Papiere“. IFEU Institut, Heidelberg; im Auftrag des Umweltbundes-amtes, Berlin. UBA Texte 22/00.
- [UBA 2001] Grundlagen für eine ökologisch und ökonomisch sinnvolle Verwertung von Verkaufsverpackungen. Arbeitsgemeinschaft aus HTP, Ingenieurges. f. Aufbereitungstechnik und Umweltverfahrenstechnik, Aachen und IFEU, Heidelberg. Im Auftrag des Umweltbundesamtes, FZK 298 33 719, Berlin 2001.
- [UBA 2002]: Umweltbundesamt, Berlin (Hrsg.): Ökobilanz für Getränkeverpackungen II/2. UBA-Texte 51/02, Berlin, 2002.
- [UBA 2012] Umweltbundeamt, Berlin (Hrsg.): Prüfung und Aktualisierung der Ökobilanzen für Getränkeverpackungen - 1. Zwischenbericht Berlin 2012

[UBA 2012] Umweltbundesamt, Berlin (Hrsg.): Prüfung und Aktualisierung der Ökobilanzen für Getränkeverpackungen - 1. Zwischenbericht Berlin 2012

[UBA 2013] Projekt für die Aktualisierung der UBA-Methodik zur Ökobilanzierung (UBA-Projekt-Nr.: 23128)

[UBA 40/2012] Dehoust, G. und Christiani, J.: Analyse und Fortentwicklung der Verwertungsquoten für Wertstoffe - Sammel- und Verwertungsquoten für Verpackungen und stoffgleiche Nichtverpackungen als Lenkungsinstrument zur Ressourcenschonung. Freiburg, Aachen, Berlin, Mai 2012

[UBA 53/2012] Schüler, K.: Aufkommen und Verwertung von Verpackungsabfällen in Deutschland im Jahr 2010, Mainz, Berlin 2012

[UBA-II/1]: Ökobilanz Getränkeverpackungen II, Phase 1. Texte 37/00; Prognos AG, Basel; IFEU-Institut, Heidelberg; im Auftrag des Umweltbundesamtes. Forschungsbericht 103 50 504, Berlin, 2000

[UBA-II/2]: Ökobilanz Getränkeverpackungen II, Phase 2. Texte 51/02; Prognos AG, Basel; IFEU-Institut, Heidelberg; im Auftrag des Umweltbundesamtes. Forschungsbericht 103 50 504, Berlin, 2002

[WHO 1998] WHO-International Programme on chemical safety. Environmental Health Criteria. 202 Selected non-heterocyclic polycyclic aromatic hydrocarbons. Geneva, 1998.

[Wietbrauk/Biniasch] Wietbrauk, H. Biniasch, A.: Zur Bestimmung der Umlaufhäufigkeit von Mehrwegflaschen – eine Methodendiskussion. DMZ Lebensmittelindustrie und Milchwirtschaft Ausgabe 46-48/1991.

[WMO 2010] World Meteorological Organization: Scientific Assessment of Ozone Depletion: 2010. Global Ozone Research and Monitoring Project – Report No. 52, Geneva, publiziert März 2011

10 Anhänge

