

Methodenvergleich und Methodenentwicklung
zur Lösung der Bewertungsproblematik
in produktbezogenen Ökobilanzen

Vom Fachbereich Produktionstechnik

der

UNIVERSITÄT BREMEN

zur Erlangung des Grades

Doktor-Ingenieur

genehmigte

Dissertation

von

Dipl. Ing. Dipl. Soz. Wiss. Beate Stahl

Gutachter:

Prof. Dr. Alexander Wittkowsky

Prof. Dr. Otto-Diedrich Hennemann

Tag der mündlichen Prüfung: 02.12.1998

Danksagung

Die vorliegende Arbeit entstand während meiner Tätigkeit als wissenschaftliche Mitarbeiterin am Fraunhofer-Institut für Systemtechnik und Innovationsforschung (Fh-ISI) in Karlsruhe.

Herrn Prof. Dr.-Ing. Alexander Wittkowsky danke ich für die Betreuung und Förderung dieser Arbeit. Herrn Prof. Dr.-Ing. O.-D. Hennemann danke ich für sein Interesse an der Arbeit. Ebenso gilt mein Dank Herrn Dr. rer. pol. Rainer Walz für seine Unterstützung und die Bereitschaft zur kritischen Diskussion.

Weiterhin danke ich allen Kolleginnen und Kollegen des Fh-ISI, die dazu beigetragen haben, daß ich diese Arbeit beenden konnte und die Promotionszeit in guter Erinnerung behalte.

Ein spezieller Dank gilt meiner Wohngemeinschaft in Karlsruhe, den Frauen der Kongreßvorbereitungsgruppe "Frauen in Naturwissenschaft und Technik", meiner Mutter und insbesondere Ralf Hübner, die in unterschiedlicher Weise mich in dieser Zeit unterstützt haben.

Inhaltsverzeichnis

| | |
|---|-----------|
| Tabellenverzeichnis..... | V |
| Abbildungsverzeichnis..... | X |
| Abkürzungsverzeichnis..... | XI |
| 1 Einleitung..... | 1 |
| 2 Einführung und theoretische Grundlagen..... | 3 |
| 2.1 Ökobilanz - Instrument ökologischer Produktpolitik..... | 3 |
| 2.1.1 Geschichte der Ökobilanz..... | 3 |
| 2.1.2 Anwendungsfelder von Ökobilanzen..... | 4 |
| 2.1.3 Aufbau von Ökobilanzen..... | 11 |
| 2.1.4 Zielgruppen von Ökobilanzen..... | 14 |
| 2.1.5 Anforderungen an die Weiterentwicklung der Methodik im Kontext Ökobilanzen..... | 15 |
| 2.2 Struktur von Bewertungsprozessen..... | 16 |
| 2.2.1 Ansätze der Technik- und Produktbewertung..... | 16 |
| 2.2.2 Charakteristika eines Bewertungsprozesses..... | 23 |
| 2.2.3 Anforderungen an die Weiterentwicklung der Methodik im Kontext Technikbewertung..... | 25 |
| 3 Analyse der vorhandenen Bewertungsmethoden..... | 26 |
| 3.1 Bereich Ökobilanzen..... | 27 |
| 3.1.1 Verbale Bewertung am Beispiel der ABC-Methode..... | 28 |
| 3.1.2 Bewertung von Sachbilanzdaten..... | 30 |
| 3.1.2.1 Immissionsgrenzwertmethode..... | 30 |
| 3.1.2.2 Ansatz der ökologischen Knappheit: Stoffflußmethode..... | 32 |
| 3.1.2.3 EPS Enviro-Accounting Methode..... | 34 |
| 3.1.2.4 Tellus-Methode..... | 35 |
| 3.1.3 Bewertung von Wirkpotentialen..... | 37 |

| | | |
|------------|---|-----------|
| 3.1.3.1 | CML-Methode | 37 |
| 3.1.3.2 | Bewertung von Wirkpotentialen mit Ökopunkten | 40 |
| 3.1.3.3 | Vorgehen des UBA in der Verpackungsbilanz | 41 |
| 3.1.3.4 | IKP Methodik..... | 44 |
| 3.1.3.5 | C.A.U.-Methodik | 46 |
| 3.1.4 | Orientierung an einer Leitgröße | 48 |
| 3.1.4.1 | MIPS (Material-Intensität pro Serviceeinheit) | 48 |
| 3.1.4.2 | Kumulierter Energieaufwand (KEA)..... | 49 |
| 3.1.4.3 | Methode des Münchner Kreises | 51 |
| 3.2 | Übertragungsmöglichkeiten aus anderen Feldern..... | 52 |
| 3.2.1 | Technikfolgenabschätzung (TA)..... | 52 |
| 3.2.2 | Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP)..... | 55 |
| 3.2.3 | Sozialbilanz | 58 |
| 3.3 | Konsequenzen für die Weiterentwicklung..... | 59 |
| 4 | Weiterentwicklung der Methodik..... | 63 |
| 4.1 | Konzeption des Verfahrens | 63 |
| 4.2 | Entwicklung und Auswahl spezifischer Umwelt- und Wirkkategorien..... | 66 |
| 4.3 | Aggregation innerhalb der Wirkkategorien..... | 71 |
| 4.3.1 | Wirkkategorie Treibhauseffekt | 72 |
| 4.3.2 | Wirkkategorie Ozonzerstörung | 73 |
| 4.3.3 | Wirkkategorie Versauerung | 74 |
| 4.3.4 | Wirkkategorie Eutrophierung | 75 |
| 4.3.5 | Wirkkategorie Ökotoxizität..... | 77 |
| 4.3.6 | Wirkkategorie Ressourcen | 79 |
| 4.3.7 | Wirkkategorie Abfall..... | 80 |
| 4.3.8 | Zusammenfassung | 81 |
| 4.4 | Beschreibung der Umweltbelastung innerhalb den Wirkkategorien - Normalisierung | 81 |
| 4.4.1 | Wirkkategorie Treibhauseffekt | 88 |
| 4.4.2 | Wirkkategorie Ozonzerstörung | 88 |

| | | |
|------------|--|------------|
| 4.4.3 | Wirkkategorie Versauerung | 89 |
| 4.4.4 | Wirkkategorie Eutrophierung | 89 |
| 4.4.5 | Wirkkategorie Ökotoxizität..... | 89 |
| 4.4.6 | Wirkkategorie Ressourcen | 90 |
| 4.4.7 | Wirkkategorie Abfall..... | 91 |
| 4.4.8 | Zusammenfassung | 92 |
| 4.5 | Ableitung von Gewichtungen zwischen den Wirkkategorien..... | 93 |
| 4.5.1 | Überblick, Auswahl..... | 93 |
| 4.5.2 | Ableitungen der Gewichtungen aus Kriterien des Leitbilds Sustainable development..... | 94 |
| 4.5.2.1 | Ansatz..... | 94 |
| 4.5.2.2 | Vorgehensweise | 96 |
| 4.5.2.3 | Ergebnis | 105 |
| 4.5.3 | Ableitung der Gewichtungen aus umweltpolitischen Zielen..... | 106 |
| 4.5.3.1 | Ansatz..... | 106 |
| 4.5.3.2 | Vorgehensweise | 108 |
| 4.5.3.3 | Ergebnis | 114 |
| 4.5.4 | Ableitungen der Gewichtungen aus Einschätzungen der Bevölkerung | 116 |
| 4.5.4.1 | Ansatz..... | 116 |
| 4.5.4.2 | Vorgehensweise | 116 |
| 4.5.4.3 | Ergebnis | 119 |
| 4.5.5 | Expertenbefragung | 120 |
| 4.5.5.1 | Ansatz..... | 120 |
| 4.5.5.2 | Vorgehensweise | 122 |
| 4.5.5.3 | Ergebnis | 123 |
| 4.5.6 | Vergleich der Ansätze zur Ableitung von Gewichtungen | 126 |
| 4.6 | Verknüpfung der Einflußgrößen der Bewertung | 129 |
| 4.7 | Ergebnisdarstellung und Verfahrensaspekte | 133 |
| 5 | Überprüfung an Beispielen..... | 143 |
| 5.1 | Tenside..... | 143 |
| 5.2 | Fenster | 146 |

| | | |
|----------|--|------------|
| 6 | Zusammenfassung | 150 |
| 7 | Literatur | 153 |
| 8 | Anhang..... | 174 |
| | 8.1 Daten zur Normalisierung..... | 174 |
| | 8.1.1 Wirkkategorie Treibhauseffekt | 174 |
| | 8.1.2 Wirkkategorie Ozonzerstörung | 177 |
| | 8.1.3 Wirkkategorie Versauerung | 177 |
| | 8.1.4 Wirkkategorie Eutrophierung | 180 |
| | 8.1.5 Wirkkategorie Ökotoxizität..... | 181 |
| | 8.1.6 Wirkkategorie Ressourcen | 182 |
| | 8.1.7 Wirkkategorie Abfall..... | 186 |
| | 8.2 Beispiel für die Auswertung mit AHP-Methode | 189 |
| | 8.2.1 Abfrage mit der AHP-Methode..... | 189 |
| | 8.2.2 Zusammenstellung der Beurteilung mit AHP..... | 190 |
| | 8.3 Ergebnisse der Delphi-Befragung | 196 |

Tabellenverzeichnis

| | | |
|-------------|--|----|
| Tabelle 1: | Übersicht "Instrumente der Umweltbewertung" | 10 |
| Tabelle 2: | Bewertungsschritte in der Ökobilanz | 14 |
| Tabelle 3: | Anwendungsgebiete und Zielgruppen von Ökobilanzen | 14 |
| Tabelle 4: | Methoden der Technikbewertung | 21 |
| Tabelle 5: | Begriffseinordnung | 26 |
| Tabelle 6: | Überblick über Bewertungsmethoden | 28 |
| Tabelle 7: | Beispiele für Vermeidungskosten für Schadstoffe | 36 |
| Tabelle 8: | Zusammenstellung der Gewichtungsfaktoren (CML) | 39 |
| Tabelle 9: | Zusammenstellung der Gewichtungsfaktoren (Eco-Indicator)..... | 41 |
| Tabelle 10: | Ökologische Bedeutung der Wirkkategorien (UBA)..... | 43 |
| Tabelle 11: | TA-Methoden zur Bewertung | 54 |
| Tabelle 12: | Zusammenfassung der Bewertungsmethoden | 60 |
| Tabelle 13: | Bewertung der Methoden | 61 |
| Tabelle 14: | Zusammenstellung von Umweltproblemfeldern..... | 67 |
| Tabelle 15: | Kriterien für die Auswahl der Wirkkategorien | 69 |
| Tabelle 16: | Auswahl der Wirkkategorien..... | 70 |
| Tabelle 17: | Beispiele für Äquivalenzfaktoren für die Kategorie Treibhauseffekt | 73 |
| Tabelle 18: | Beispiele für Äquivalenzfaktoren für die Kategorie Ozonzerstörung | 74 |
| Tabelle 19: | Beispiele für Äquivalenzfaktoren für die Kategorie Versauerung | 75 |
| Tabelle 20: | Beispiele für Äquivalenzfaktoren für die Kategorie Eutrophierung | 76 |
| Tabelle 21: | Betrachtungsebenen bei der Kategorie Ökotoxizität..... | 78 |
| Tabelle 22: | Beispiele für Äquivalenzfaktoren für die Kategorie Ökotoxizität | 78 |
| Tabelle 23: | Beispiele für Heizwerte für die Unterkategorie Energie | 80 |

| | | |
|-------------|--|-----|
| Tabelle 24: | Aggregation bei der Kategorie Ressourcen..... | 80 |
| Tabelle 25: | Aggregation bei der Kategorie Abfall | 81 |
| Tabelle 26: | Zusammenfassung der berücksichtigten Wirkkategorien | 81 |
| Tabelle 27: | Beispiel für ein Ergebnis der Wirkungsanalyse | 82 |
| Tabelle 28: | Ansätze zur Normalisierung | 84 |
| Tabelle 29: | Personenäquivalente, BIP-Äquivalente..... | 85 |
| Tabelle 30: | Vorgehen bei der Extrapolation an Hand des Energieverbrauchs (EU) | 87 |
| Tabelle 31: | Vorgehen bei der Extrapolation an Hand des Energieverbrauchs (OECD)..... | 87 |
| Tabelle 32: | Normalisierungsdaten Kategorie Treibhauseffekt | 88 |
| Tabelle 33: | Normalisierungsdaten Kategorie Ozonzerstörung | 88 |
| Tabelle 34: | Normalisierungsdaten Kategorie Versauerung | 89 |
| Tabelle 35: | Normalisierungsdaten Kategorie Eutrophierung..... | 89 |
| Tabelle 36: | Normalisierungsdaten Kategorie Ökotoxizität..... | 90 |
| Tabelle 37: | Normalisierungsdaten Kategorie Ressourcen | 91 |
| Tabelle 38: | Vergleich der Normalisierungsgrößen (Ressourcen) | 91 |
| Tabelle 39: | Normalisierungsdaten Kategorie Abfall..... | 92 |
| Tabelle 40: | Zusammenfassung der Normalisierungsdaten | 92 |
| Tabelle 41: | Einordnung der Wirkkategorien mit dem Kriterium "Räumliche Betroffenheit" | 100 |
| Tabelle 42: | Einordnung der Wirkkategorien mit dem Kriterium "Einbettung in Zeitskalen"..... | 100 |
| Tabelle 43: | Einordnung der Wirkkategorien mit dem Kriterium "Ausmaß der Wirkungen" | 101 |
| Tabelle 44: | Einordnung der Wirkkategorien mit dem Kriterium "Grad der Irreversibilität" | 101 |
| Tabelle 45: | Einordnung der Wirkkategorien mit dem Kriterium "Überschreitung von Nachhaltigkeitsschwellen" | 102 |
| Tabelle 46: | Einordnung der Wirkkategorien mit dem Kriterium "Steigerung des Problemdrucks" | 102 |

VII

| | | |
|-------------|--|-----|
| Tabelle 47: | Skala für die Beurteilung..... | 104 |
| Tabelle 48: | Aufstellung der Matrix | 104 |
| Tabelle 49: | Gewichtungsfaktoren aus dem Leitbild Sustainable Development..... | 105 |
| Tabelle 50: | Umweltpolitische Ziele für die Wirkkategorie Treibhauseffekt | 109 |
| Tabelle 51: | Umweltpolitische Ziele für die Wirkkategorie Ozonzerstörung..... | 109 |
| Tabelle 52: | Umweltpolitische Ziele für die Wirkkategorie Versauerung | 110 |
| Tabelle 53: | Umweltpolitische Ziele für die Wirkkategorie Eutrophierung und Ökotoxizität (Wasser)..... | 110 |
| Tabelle 54: | Umweltpolitische Ziele für die Wirkkategorie Ökotoxizität (Luft)..... | 110 |
| Tabelle 55: | Umweltpolitische Ziele für die Wirkkategorien Ressourcen und Abfall | 111 |
| Tabelle 56: | "Distance-to-target"- Funktionen | 112 |
| Tabelle 57: | Zielgrößen für die Kategorie Treibhauseffekt..... | 112 |
| Tabelle 58: | Zielgrößen für die Kategorie Versauerung..... | 113 |
| Tabelle 59: | Zielgrößen für die Kategorie Eutrophierung..... | 113 |
| Tabelle 60: | Zielgrößen für die Kategorie Abfall..... | 113 |
| Tabelle 61: | Gewichtungsfaktoren aus politischen Umweltzielen..... | 115 |
| Tabelle 62: | Zusammenstellung der Ergebnisse der IPOS-Studie | 117 |
| Tabelle 63: | Zusammenstellung der Ergebnisse der Eurobarometer- Studie 1992 | 118 |
| Tabelle 64: | Zusammenstellung der Ergebnisse der Eurobarometer- Studie 1995 | 118 |
| Tabelle 65: | Vergleich der Eurobarometer-Studien..... | 119 |
| Tabelle 66: | Gewichtungsfaktoren aus den Bevölkerungsumfragen..... | 119 |
| Tabelle 67: | Gewichtungsfaktoren aus der Delphi-Expertenbefragung..... | 124 |
| Tabelle 68: | Räumliche Reichweite | 124 |
| Tabelle 69: | Wichtigkeit der Umweltwirkungen | 125 |

VIII

| | | |
|-------------|--|-----|
| Tabelle 70: | Kriterien für die Bewertung..... | 125 |
| Tabelle 71: | Resultate der 2. Runde..... | 126 |
| Tabelle 72: | Zusammenfassung der abgeleiteten Gewichtungsfaktoren..... | 128 |
| Tabelle 73: | Arbeitsschritte der Nutzwertanalyse | 131 |
| Tabelle 74: | Beispiel für die nutzwertanalytische Verknüpfung..... | 132 |
| Tabelle 75: | Vergleich der Normalisierungsgrößen | 136 |
| Tabelle 76: | Ergebnisse der Wirkungsanalyse am Beispiel Tenside..... | 144 |
| Tabelle 77: | Ergebnis der Normalisierung (OECD) am Beispiel Tenside | 144 |
| Tabelle 78: | Vergleich Aluminium- und Stahlfensterkonstruktion..... | 146 |
| Tabelle 79: | Ergebnisse der Wirkungsanalyse am Beispiel Fenster | 147 |
| Tabelle 80: | Ergebnis der Normalisierung (BRD) am Beispiel Fenster..... | 147 |
| Tabelle 81: | Daten für Deutschland (Treibhauseffekt)..... | 174 |
| Tabelle 82: | Daten für EU (Treibhauseffekt)..... | 175 |
| Tabelle 83: | Daten für OECD (Treibhauseffekt)..... | 176 |
| Tabelle 84: | Daten für Deutschland (Ozonzerstörung) | 177 |
| Tabelle 85: | Daten für EU (Ozonzerstörung) | 177 |
| Tabelle 86: | Daten für OECD (Ozonzerstörung)..... | 177 |
| Tabelle 87: | Daten für Deutschland (Versauerung)..... | 177 |
| Tabelle 88: | Daten für EU (Versauerung) | 178 |
| Tabelle 89: | Daten für OECD (Versauerung)..... | 179 |
| Tabelle 90: | Daten für Deutschland (Eutrophierung)..... | 180 |
| Tabelle 91: | Daten für EU (Eutrophierung)..... | 180 |
| Tabelle 92: | Daten für OECD (Eutrophierung) | 180 |
| Tabelle 93: | Daten für Deutschland (Ökotoxizität)..... | 181 |
| Tabelle 94: | Daten für EU (Ökotoxizität)..... | 181 |
| Tabelle 95: | Daten für OEC (Ökotoxizität) | 181 |
| Tabelle 96: | Daten für Deutschland (Ressourcen)..... | 182 |
| Tabelle 97: | Daten für EU (Ressourcen) | 182 |
| Tabelle 98: | Daten für OECD (Ressourcen)..... | 183 |

| | | |
|--------------|-------------------------------------|-----|
| Tabelle 99: | Daten für Deutschland (Abfall)..... | 186 |
| Tabelle 100: | Daten für EU (Abfall)..... | 187 |
| Tabelle 101: | Daten für OECD (Abfall)..... | 188 |

Abbildungsverzeichnis

| | |
|--|-----|
| Abbildung 1: Bestandteile einer Ökobilanz in Anlehnung an ISO 14 040..... | 13 |
| Abbildung 2: Grundmodell der Bewertung | 24 |
| Abbildung 3: Die Ganzheitliche Bewertung | 44 |
| Abbildung 4: Teilschritte der Ganzheitlichen Nutzwert-Analyse | 45 |
| Abbildung 5: Beispiel für ein Hasse-Diagramm | 47 |
| Abbildung 6: Vorgehen bei der Bewertung | 65 |
| Abbildung 7: Vorgehen bei der Klassifizierung von Emissionen | 71 |
| Abbildung 8: Vorgehen bei der Charakterisierung | 71 |
| Abbildung 9: Hierarchische Struktur | 104 |
| Abbildung 10: Leitbildorientierte Entwicklung von Umweltindikatoren | 107 |
| Abbildung 11: Darstellung differenziert nach Wirkkategorien | 134 |
| Abbildung 12: Darstellung differenziert nach Teilbilanzen | 135 |
| Abbildung 13: Sensitivitätsbetrachtung bei unterschiedlicher Gewichtung..... | 137 |
| Abbildung 14: Sensitivitätsbetrachtung bei dem Ergebnis der Wirkungsanalyse | 138 |
| Abbildung 15: Bilanzbewertung am Beispiel Tenside..... | 145 |
| Abbildung 16: Bilanzbewertung am Beispiel Tenside..... | 145 |
| Abbildung 17: Bilanzbewertung am Beispiel Fenster..... | 148 |
| Abbildung 18: Bilanzbewertung am Beispiel Fenster..... | 148 |

Abkürzungsverzeichnis

| | |
|-----------------|--|
| AHP | Analytical Hierarchy Process |
| AP | Versauerungspotential |
| AS-CNO | Alcohol sulphates based on coconut oil |
| AS-PC | Alcohol sulphates based on petrochemical |
| AS-PKO | Alcohol sulphates based on palm kernel oil |
| BIP | Bruttoinlandsprodukt |
| BMBF | Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie |
| BMFT | Bundesministerium für Forschung und Technologie |
| BMU | Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit |
| BMZ | Bundesministerium für wirtschaftliche Zusammenarbeit |
| BUWAL | Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft Schweiz |
| BUS | Bundesamt für Umweltschutz Schweiz |
| C.A.U. | Gesellschaft für Consulting und Analytik im Umweltbereich |
| Cd | Cadmium |
| CH ₄ | Methan |
| CO | Kohlenmonoxid |
| CO ₂ | Kohlendioxid |
| CML | Centre of Environmental Science Leiden Niederlande |
| DIN | Deutsches Institut für Normung |
| DOC | Dissolved Organic Carbons |
| DtT | Distance to target |
| EEA | European Environment Agency |
| EEPF | Ökotoxisches Effektpotential |
| EMPA | Eidgenössische Materialprüfungs- und -forschungsanstalt |
| EP | Eutrophierungspotential |
| EPA | Environmental Protection Agency USA |
| EPS | Environmental Priority Strategies |
| EU | Europäische Union |
| FCKW | Fluorchlorkohlenwasserstoff |
| Fh-ILV | Fraunhofer-Institut für Lebensmitteltechnologie und Verpackung |
| Fh-ISI | Fraunhofer-Institut für Systemtechnik und Innovationsforschung |
| Fh-ITA | Fraunhofer-Institut für Toxikologie und Aerosolforschung |
| Fh-IUCT | Fraunhofer-Institut für Umweltchemie und Ökotoxikologie |
| FIPS | Flächenintensität pro Serviceeinheit |
| GVM | Gesellschaft für Verpackungsmarktforschung |

| | |
|------------------|---|
| GWP | Global Warming Potential |
| H-C | Kohlenwasserstoff |
| HCL | Chlorwasserstoff |
| H-FCKW | teilhalogenierte Fluorchlorkohlenwasserstoffe |
| HF | Fluorwasserstoff |
| Hg | Quecksilber |
| IFEU | Institut für Energie- und Umweltforschung |
| IKP | Institut für Kunststoffprüfung u. Kunststoffkunde Stuttgart |
| IPCC | International Panel for Climate Change |
| IPOS | Institut für praxisorientierte Sozialforschung |
| IÖW | Institut für ökologische Wirtschaftsforschung |
| ISO | International Organization for Standardization |
| KEA | Kumulierter Energieaufwand |
| LCA | Life Cycle Assessment |
| LfU | Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg |
| MET | Material use, Energy use, Toxic emissions |
| MIPS | Materialintensität pro Serviceeinheit |
| N | Stickstoff |
| NAGUS | Normenausschuß Grundlagen des Umweltschutzes |
| N ₂ O | Stickstoffdioxid |
| NH ₃ | Ammoniak |
| NO _x | Stickoxide |
| NO ₃ | Nitrat |
| NEPP | National Environmental Policy Plan Niederlande |
| NEL | No Effect Level |
| NOEL | No Observed Effect Level |
| NSAEL | No Significant Adverse Effect Level |
| NMVOC | Non Methane Volatile Organic Compounds |
| ODP | Ozone Depletion Potential |
| OECD | Organisation for Economic Cooperation and Development |
| OTA | Office of Technology Assessment/USA |
| PAH | Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe |
| Pb | Blei |
| PJ | Petajoule |
| PO ₄ | Phosphat |
| P | Phosphor |
| R11 | FCKW 11 Trichlorfluormethan |
| REPA | Resource and Environmental Profile Analysis |
| RIVM | Nationales Institut für Gesundheit und Umweltschutz Niederlande |

XIII

| | |
|-----------------|---|
| SETAC | Society for Environmental Toxicology and Chemistry |
| SO ₂ | Schwefeldioxid |
| SRU | Rat von Sachverständigen für Umweltfragen |
| TA | Technische Anleitung (Verwaltungsvorschrift) |
| TA | Technikfolgenabschätzung |
| TAB | Büro für Technikfolgen-Abschätzung |
| UBA | Umweltbundesamt |
| UBP | Umweltbelastungspunkte |
| UGR | Umweltökonomische Gesamtrechnung |
| UN-ECE | United Nations - Economic Commission for Europe |
| UVP | Umweltverträglichkeitsprüfung |
| VDI | Verein Deutscher Ingenieure |
| VNCI | Verband der chemischen Industrie Niederlande |
| VOC | Volatile Organic Compounds |
| WISA | Wirtschaftsorientierte Strategische Allianz der Fraunhofer-Gesellschaft |
| WMO | World Meteorological Organization |
| WRI | World Resources Institute |

„Wir müssen sehr erfinderisch werden,
um alle unsere Erfindungen zu überleben!“
(Ropohl 1996, S. 356)

1 Einleitung

Erst Ende der 80er Jahre hat sich angesichts der wachsenden Umweltprobleme (Abfallmengen, Luft-, Boden-, Wasserbelastungen, Energieverschwendung etc.) die Forderung nach einer insgesamt umweltorientierten Produktgestaltung, die über eine medienspezifische Einzelbetrachtung hinausreicht, durchgesetzt. Maßnahmen mit Hilfe von nachsorgendem technischen Umweltschutz ("End-of-pipe-Technologien") und dem produktionsintegrierten Umweltschutz wurden ersetzt bzw. ergänzt durch die produktbezogene Umweltpolitik (UBA 1992; Spiller 1996, S. 32ff).

Die Ökobilanz ist ein Verfahren zur Erfassung und Bewertung von Umweltauswirkungen von Produkten, Prozessen, Dienstleistungen etc. über den gesamten Lebensweg (Cradle-to-grave). Damit werden nicht nur Teilaspekte erfaßt, sondern die umfassende Betrachtung soll verhindern, daß es zu Verlagerungen von Umweltproblemen von einem Umweltmedium in ein anderes oder beispielsweise von der Produktion zur Entsorgung kommt.

Mit der Hilfe von Ökobilanzen werden Schlußfolgerungen zu den ökologischen Optimierungsmöglichkeiten (Schwachstellenanalyse) oder der ökologischen Einordnung eines Produktes/Prozesses im Vergleich zu möglichen Alternativen getroffen. Ökobilanzen bestehen im wesentlichen aus den Schritten Sachbilanz, Wirkungsanalyse und Bewertung.

In der Sachbilanz werden Energie- und Stoffströme, die über den Lebensweg eines Produktes anfallen, ermittelt. Die Ergebnisse werden in der Wirkungsanalyse Umweltproblemfeldern (Wirkkategorien) zugeordnet und mit Hilfe von Äquivalenzfaktoren innerhalb der einzelnen Kategorien aggregiert, so daß je Kategorie ein Wirkungspotential vorliegt. Aufgabe der Bewertung ist es, die unterschiedlichen Umweltwirkungen der bilanzierten Objekte in ihrer Bedeutung zueinander zu gewichten, um eine Basis für die Interpretation von Ökobilanzen und die daraus zu ziehenden Schlußfolgerungen zu bieten.

Unterschiedliche Beurteilungen zu den Zielsetzungen einer Ökobilanz und der Bedeutung für umweltgerechtes Handeln gibt es noch immer (Bantel 1995; FAZ vom 26.01.1995 u. 20.08.1997), aber durch die Normungsaktivitäten bei ISO und SETAC konnten viele Aspekte und Fragen geklärt werden (Marsmann 1998; Saykowski, Marsmann 1997; Klöpffer 1997; Curran 1996). Stand am Anfang der Methodenentwicklung überwiegend der Teilschritt Sachbilanz im Mittelpunkt - vgl. hierzu insbesondere den Wandel der Themen des UTECH Seminars Produktbezogene Ökobilanzen (FGU 1993 - 1998) -, hat sich die Diskussion hin zur Wirkungsanalyse und Bewertung verschoben. Während sich bei der Wirkungsanalyse weitgehend bis auf die methodischen Schwierigkeiten bei den Kategorien Öko- und Humantoxizität ein Konsens abzeichnen wird (vgl. Abschnitt 4.2 und 4.3), ist der

Bewertungsschritt noch sehr umstritten, und unterschiedliche Methodenansätze sind in der Diskussion (Neitzel 1998; Ankele, Meyerhoff 1997; Ankele, Rubik 1997; Troge 1997; Böhler, Kottmann 1996; Lindeijer 1996; Grahl, Schmincke 1995).

Ziel dieser Arbeit ist es daher, den bisherigen Diskussionsstand in der Ökobilanz, soweit hilfreich auch der Technikbewertungsdebatte, zu analysieren und daraus schlußfolgernd eine Weiterentwicklung der Methodik - eine Anleitungshilfe zur Gesamtbewertung von Ökobilanzen - zu liefern. Da Bewertungen abhängig sind vom soziokulturellen Rahmen (siehe Abschnitt 2.2), kann diese Weiterentwicklung nur eine Momentaufnahme sein und hat keinen Anspruch auf Dauerhaftigkeit.

Diese Arbeit besteht im wesentlichen aus den Kapiteln: Grundlagen, Analyse bestehender Methoden und die Weiterentwicklung der Methodik. In dem Kapitel über die Grundlagen der Bewertung (2. Kapitel) soll erstens eine Übersicht über den methodischen Stand bei Ökobilanzen gegeben werden. Zweitens werden die Erfahrungen aus der Technik- und Produktbewertung beschrieben und die Charakteristika des Bewertungsprozesses herausgearbeitet. Im dritten Kapitel werden vorhandene Methoden analysiert.

Ausgehend von diesen Überlegungen wird im vierten Kapitel eine Methode entwickelt, in die neben den Ergebnissen der Wirkungsanalyse die Gewichtung der Kategorien und der Bezug zur tatsächlichen Umweltbelastung (Normalisierung) einfließen. Dabei werden für die Gewichtung der Wirkkategorien unterschiedliche Herangehensweisen erschlossen, so daß mehrere Gewichtungsfaktoren für jede Wirkkategorie vorliegen.

Ergänzt wird dies durch eine Überprüfung an Beispielen, in denen exemplarisch das Vorgehen bei der Bewertung beschrieben wird (Kapitel 5).

Im sechsten Kapitel werden die wesentlichen Ergebnisse zusammengefaßt.

2 Einführung und theoretische Grundlagen

Im folgenden Kapitel sollen der derzeitige Stand bei Ökobilanzen und Strukturmerkmale der Bewertung bzw. Erfahrungen aus der Technik- und Produktbewertung kurz dargestellt werden, um daraus Anforderungen für eine Weiterentwicklung der Methodik abzuleiten.

2.1 Ökobilanz - Instrument ökologischer Produktpolitik

Der folgende Abschnitt dient als Einstieg in die Fragestellung und Thematik. Es werden Begriffe geklärt und definiert, um eine einheitliche Terminologie als Basis für die folgenden Kapitel zu haben. Erstens erfolgt eine kurze Einführung in die Geschichte der Ökobilanz. Zweitens sollen Ökobilanzen gegenüber anderen Verfahren der Bewertung von Umweltverträglichkeit abgegrenzt und ihre Anwendungsfelder und Untersuchungsgegenstände beschrieben werden. Drittens sollen der Aufbau von Ökobilanzen erläutert und Bewertungsschritte innerhalb von Ökobilanzen benannt werden. Als vierter Punkt werden mögliche Zielgruppen und Akteure des Bewertungsprozesses erörtert und abschließend Anforderungen an Ökobilanzen und die Gesamtbewertung entwickelt.

2.1.1 Geschichte der Ökobilanz

Ende der 60er Jahre wurden unter der Bezeichnung "Resource and Environmental Profile Analysis" (REPA) in den USA lebenswegübergreifende Analysen von Produkten durchgeführt (Hunt, Franklin 1996). Vor allem Getränkeverpackungen standen im Mittelpunkt des Interesses. Die ersten Studien wurden vor allem vom Midwest Research Institute und den Franklin Associates für Unternehmen erarbeitet (Curran 1996). Sie wurden jedoch nicht veröffentlicht. Auf Initiative der EPA (Environmental Protection Agency), des amerikanischen Umweltamtes, wurde daraufhin eine Studie vergeben, Verpackungsvarianten zu untersuchen und die Methodik weiterzuentwickeln. Nach weiteren Studien beschloß jedoch die EPA 1975, daß der Ökobilanzansatz zu komplex und nicht praktikabel ist, und der Schwerpunkt verlagerte sich von spezifischen Produkten zu mehr übergreifenden Themen. Gleichzeitig verschob sich durch die Ölkrise die Aufmerksamkeit auf Fragen der rationellen Energienutzung. Von 1975 bis Anfang der 90er Jahre war ein geringes öffentliches Interesse an Ökobilanzen vorhanden und staatliche Umweltaktivitäten in den USA bezogen sich überwiegend auf Fragen des Abfalls und der Toxizität (Hunt, Franklin 1996). Erst mit Beginn der 90er Jahre wurde die ganzheitliche Produktbewertung unter dem Begriff Life Cycle Assessment wieder dis-

kutiert und der erste Workshop der SETAC zu diesem Thema fand im August 1990 in Vermont statt. Die SETAC hat seither eine führende Rolle bei der Diskussion, und zahlreiche Arbeiten, u. a. der "Code of Practice" (SETAC 1993a), prägten die Methodenentwicklung. Eine Liste von weiteren Studien in den USA findet sich in der Veröffentlichung von M. A. Curran (Curran 1996).

Die Entwicklung in Europa verlief ähnlich. Der Verpackungsbereich war am Anfang (und z. T. noch immer) das bestimmende Thema. Aber erst Ende der 80er Jahre hatten lebenswegübergreifende Analysen ihren Durchbruch (Klöpffer 1997), obwohl auch schon früher Studien - Arbeiten in der Schweiz vom Bundesamt für Umweltschutz und der Eidgenössischen Materialprüfungs- und -forschungsanstalt, aber auch Studien aus Österreich, England u.s.w. (Klöpffer 1997; Fink 1997) - und methodische Arbeiten (beispielsweise die Arbeit von Müller-Wenk) vorlagen. In den 90er Jahren bestimmten vor allem die niederländischen Arbeiten am Centrum voor Milieukunde in Leiden (CML) die Diskussion und beeinflussten die Arbeiten der SETAC in Europa (Gabathuler 1997).

In Deutschland wurde der Lebenswegansatz vor allem durch das Konzept der Produktlinienanalyse (vgl. Abschnitt 2.1.2) bekannt, obwohl auch dieser Vorstoß Vorläufer hatte (beispielsweise die Produktfolgeabschätzung bzw. den Ansatz der Stoff- und Energiebilanzen an der TU Berlin). Eine Bibliographie zu Studien und methodischen Arbeiten im Bereich Ökobilanzen bietet einen Einblick in die Entwicklung und die Aktivitäten (Grotz, Rubik 1997). Ferner gibt es Materialien zu den Initiativen des deutschen Umweltbundesamtes (UBA 1997a).

Im November 1993 setzten, vorbereitet durch die Arbeiten der SETAC, die internationalen Normungsarbeiten ein, und Ökobilanzen sind inzwischen als notwendiges Instrument des Umweltschutzes bei vielen gesellschaftlichen Akteuren anerkannt.

Während in den USA der Begriff REPA durch den in Europa geprägten Begriff LCA verdrängt wurde, setzte sich im deutschsprachigen Raum der Begriff Ökobilanz durch, obwohl die Bezeichnung Bilanz (Bestandsrechnung an einem Stichtag) nicht zutreffend ist.

2.1.2 Anwendungsfelder von Ökobilanzen

Spielten am Anfang der Umweltschutzdiskussionen technische Lösungen (End-of-pipe-Technologien) und rechtliche Auflagen eine große Rolle, rückten danach produktionsintegrierte Lösungen in den Mittelpunkt, um heutzutage ergänzt zu werden durch produktbezogene Umweltpolitik. "Ende der 80er Jahre hat sich angesichts wachsender Abfallmengen, Boden- und Gewässerbelastungen und unter dem Druck notwendiger Energiesparmaßnahmen die Forderung nach einer insgesamt umweltorientierten Produktgestaltung durchgesetzt mit einer über Einzelaspekte

hinausreichenden ganzheitlichen Betrachtung der von Produkten verursachten Umweltbelastungen" (UBA 1992, S. 6). Die Grenzen des medial ausgerichteten, emissions-, anlagen- bzw. einzelstoffbezogenen Umweltschutzes und die Forderung nach einer ganzheitlichen Betrachtung der von Produkten verursachten Umweltbelastungen ließen nach neuen Instrumenten der Umweltbewertung suchen, die eine medien- und systemübergreifende Betrachtungsweise ermöglichen (Troge 1997). Die Ökobilanz ist ein solches Verfahren. Sie analysiert den gesamten Lebensweg eines Produktes oder Prozesses, erfaßt die im Lebensweg auftretenden Stoff- und Energieströme (Ressourcenverbräuche, Emissionen), ermittelt die daraus resultierenden potentiellen Umweltbelastungen und bewertet sie. Eine Ökobilanz setzt als ersten Schritt eine genaue Zieldefinition und die Festlegung des Untersuchungsgegenstandes (Bilanzraum) voraus. Daran schließen sich in der Regel als nächste Schritte die Sachbilanz, die Wirkungsabschätzung mit Bilanzbewertung und die Auswertung (Interpretation) an (Marsmann 1998; DIN 1997a).

Im betriebswirtschaftlichen Kontext sind Ökobilanzen ein Instrument des Umweltmanagements zur Vorsorge und Ressourcenschonung ("weniger ist besser"). Mit ihrer Hilfe werden Schlußfolgerungen zu den ökologischen Optimierungsmöglichkeiten (Schwachstellenanalyse) bzw. der ökologischen Einordnung eines Produktes oder eines Produktionsprozesses im Vergleich zu möglichen Alternativen getroffen und unternehmerische Entscheidungen unterstützt. Primärer Untersuchungsgegenstand von Produktökobilanzen kann nicht die Einhaltung von gesetzlichen Bestimmungen bzw. sonstigen Regelungen sein, da der zentrale Wirkungszusammenhang die Betrachtung des Lebensweges ist, für Produkte nach ihrer Distribution aber in der Regel keine zeitlichen und räumlichen Angaben vorliegen. Das Fehlen dieser orts- und zeitabhängigen Dimension der Sachbilanzdaten führt dazu, daß in der Wirkungsanalyse potentielle Wirkungen erfaßt werden müssen und raumbezogene Vorbelastungen nicht berücksichtigt werden können. Aufgrund dieses Zuschnitts sind die Produktökobilanzergebnisse eher für übergreifende, systembezogene Fragestellungen geeignet, da standortspezifische Bedingungen in der Regel nur unzureichend repräsentiert werden (Udo de Haes 1996, S. 7ff).

Neben Produktökobilanzen unterscheidet man je nach gewähltem Bilanzraum und Untersuchungsgegenstand folgende Typen von Ökobilanzen:

- **Prozeßökobilanzen** erfassen die Input-Output-Ströme einzelner Fertigungsstufen innerhalb des Betriebes oder vergleichen alternative Verfahren, beispielsweise zur Müllentsorgung (Schön et al. 1996), miteinander.
- **Betriebs- bzw. Standortbilanzen** beschränken sich auf eine unternehmensspezifische oder räumlich definierte Betrachtung (betrieblicher Ansatz) und berücksichtigen vor- und nachgelagerte Stufen des Lebenszyklus', z. B. Rohstoffgewinnung oder Gebrauchsphase, nicht. Eine betriebliche bzw. unternehmensbezogene Ökobilanz betrachtet alle Stoff- und Energieströme, die in einen Betrieb bzw. ein Unternehmen ein- und ausfließen, und ist nicht unbedingt an einen Standort ge-

bunden. Eine Standortbilanz bezieht dagegen alle übrigen umweltrelevanten, standortbezogenen Wirkungen eines Unternehmens ein, z. B. Flächennutzung, Verkehrsmittel, Gebäude, Dienstleistungen etc. (Stahlmann 1993). Diese Art von Bilanzen sind oft Grundlage für ein Öko-Audit oder einen Umweltbericht.

- **Ökobilanzen für Regionen** betrachten für definierte regionale oder lokale Gebiete die Input- und Outputströme, z. B. Verkehrsströme, und können darüber hinaus durch den konkreten Raumbezug Veränderungen in Natur und Landschaft berücksichtigen.

Die Ökobilanz ist eines von mehreren Instrumenten des Umweltmanagements und ist nicht für jede Fragestellung geeignet (DIN 1997a; Udo de Haes 1996; Saykowski, Marsmann 1997). Ökonomische, technische und soziale Aspekte werden von Ökobilanzen nicht erfaßt. Im folgenden werden kurz Umweltmanagementinstrumente beschrieben, die im Vergleich zu Ökobilanzen andere Zielrichtungen und Fragestellungen verfolgen. Zielsetzung dieser Beschreibung ist es, Ökobilanzen gegenüber anderen Instrumenten abzugrenzen, um ihre Grenzen und Möglichkeiten der Anwendung zu verdeutlichen.

Die **Produktlinienanalyse (PLA)** beurteilt zusätzlich zu den ökologischen auch ökonomische und soziale Wirkungen entlang des Lebensweges der Produkte. Produktlinienanalysen erfassen, analysieren und bewerten auch den Nutzen eines Produktes in einer Kosten-Nutzen-Abwägung (Projektgruppe Ökologische Wirtschaft 1987; Enquete 1994).

Die **Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP)** soll nach dem UVP-Gesetz die potentiellen Umweltauswirkungen konkreter Bauvorhaben auf Menschen, Tiere, Pflanzen, Boden, Grundwasser, Gewässer, Luft, Lokalklima und Landschaft sowie Kultur- und Sachgüter einschließlich der Wechselwirkungen frühzeitig und umfassend ermitteln, beschreiben und werten. Die UVP ist der unselbständige Teil eines bestehenden verwaltungsbehördlichen Verfahrens. Bei der UVP ist der räumliche Bezug durch die konkrete, standortspezifische Planung eines Projektes, z. B. Bau einer Straße, gegeben. Die UVP besteht aus der Umweltverträglichkeitsuntersuchung (UVU) und der sich anschließenden Entscheidung des Planungsträgers. In der Umweltverträglichkeitsuntersuchung, die häufig von Planungsbüros durchgeführt wird, werden die Umweltwirkungen geplanter Projekte, z. B. hinsichtlich der Fragen des Landschaftschutzes, analysiert. Der Planungsträger hat dann die Aufgabe, die Ergebnisse der UVU mit anderen Bewertungsgrößen (z. B. wirtschaftliche Notwendigkeit des Vorhabens) abzuwägen (Bechmann, Jörisen 1992; Storm, Bunge 1988).

Unter **Technikfolgenabschätzung (TA)** versteht man das planmäßige Vorgehen, das den Stand einer Technik und ihre Entwicklungsmöglichkeiten analysiert und technische, wirtschaftliche, gesundheitliche, ökologische, humane, soziale und andere Folgen dieser Technik abschätzt. Ziel der TA ist es, die Rationalität von Ent-

scheidungen zu erhöhen, Chancen, Nutzen und Risiken im Vorfeld zu erkennen und damit eine Frühwarnfunktion zu erfüllen. TAs können für einzelne Technologiebereiche (z. B. Wasserstofftechnologie), Umweltbereiche (z. B. Grundwasser), aber auch für Produktgruppen durchgeführt werden (VDI 1991a; Hennen 1995).

Das **Umwelt-Audit** überprüft das gesamte Umweltmanagementsystem eines Betriebes (Einhaltung der Umweltgesetzgebung, firmeninterner Standards und Zielsetzungen für die Verbesserung der Umweltsituation im Unternehmen) (LfU 1994; DIN 1997b und 1996a). Ziel eines Umwelt-Audits ist es festzustellen, ob das Unternehmen die Umweltgesetzgebung und firmeninterne Standards (Umweltziele) einhält (Managementkontrollsystem) und kontinuierlich verbessert. Durch die Verordnung der EU zur Durchführung von Audits hat dieses Instrumentarium besondere Bedeutung erhalten (EWG 1993). Der Ablauf des Umwelt-Audits nach der EU-Verordnung setzt sich aus den folgenden Schritten zusammen:

- Umweltprüfung,
- Entwicklung und Implementierung eines Umweltschutzinstrumentariums (Umweltziele, Umweltmanagementsystem, Umweltprogramm),
- Umweltbetriebsprüfung (Überprüfung und Verbesserung des Umweltschutzinstrumentariums),
- Umwelterklärung,
- Validierung durch Umweltprüfer und
- Recht zur Abgabe einer Teilnahmeerklärung.

Das Umwelt-Audit zielt damit auf die Überprüfung des gesamten Umweltmanagementsystems eines Betriebes, das sich neben Umweltcontrolling auch aus den Umweltgrundsätzen der Unternehmen, der Umweltweiterbildung und der betrieblichen Organisation des Umweltschutzes zusammensetzt. Neben dieser EU-Verordnung gibt es auch eine ISO-Richtlinie 14 001 zu Umweltmanagementsystemen (DIN 1996a).

Das **Stoffstrommanagement** ist das zielorientierte, verantwortliche, ganzheitliche und effiziente Beeinflussen von anthropogenen Stoffströmen oder Stoffsystemen, wobei die Zielvorgaben aus dem ökologischen und dem ökonomischen Bereich kommen. Gleichzeitig sollen auch soziale Aspekte berücksichtigt werden. Die Ziele werden auf betrieblicher und staatlicher Ebene unter Beteiligung der relevanten Akteure entwickelt (Enquete 1994; FGU 1997b).

Die **Risikoanalyse** ist ein Verfahren zur Abschätzung und Quantifizierung eines Risikos durch Ermittlung des Ausmaßes der Exposition (Notwendigkeit von zeitlichen und räumlichen Angaben), der Wirkung und der Eintrittswahrscheinlichkeit einer negativen Veränderung (Hulpke 1993).

Aufgrund der Verordnung des Rates der Europäischen Gemeinschaft zur Vergabe eines **Umweltzeichens** (Verordnung EWG Nr. 880/92) kann dieses Produkten verliehen werden, die während ihrer gesamten Lebensdauer einschließlich der Entwicklung, Herstellung, dem Vertrieb und der Verwendung geringere Umweltauswirkungen als vergleichbare herkömmliche Produkte haben. Für die Durchführung der ganzheitlichen Produktprüfung werden die soeben genannten Phasen des Lebenszyklus' in Hinblick auf die Umweltaspekte: Abfallaufkommen, Bodenverschmutzung und -schädigung, Wasserverschmutzung, Luftverschmutzung, Lärm, Energieverbrauch, Verbrauch von natürlichen Ressourcen sowie Auswirkungen auf Ökosysteme untersucht. Für verschiedene Produktgruppen werden Umweltkriterien festgelegt, wobei verschiedene EU-Mitgliedsstaaten als "Lead Countries" fungieren. Bisher bearbeitete Produktgruppen (z. B. Deutschland: Wasch- und Reinigungsmittel) kommen insbesondere aus dem Bereich der Konsumgüter sowie der Haushaltsgeräte; also der Massenproduktion (UBA 1996).

Umweltberichte von Unternehmen werden meistens jährlich herausgegeben und sollen die Öffentlichkeit über Umweltschutzmaßnahmen des Unternehmens aufklären. Sie dienen daher eher zur Kommunikation. Für die Ausgestaltung und den Inhalt eines Umweltberichts gibt es (bisher) keine Mindestanforderungen, so daß Umweltberichte je nach Unternehmen unterschiedlich ausfallen. Zusammen mit den betrieblichen Umweltinformationssystemen (Umweltmonitoring) bildet die Umweltberichterstattung das wesentliche Instrument des Umweltcontrollings (BMU 1995, S. 579ff).

Umweltindikatorensysteme sind ein Instrument zur Beschreibung der Umweltsituation, um die Vielfalt von Umweltdaten zu verdichten und in politisch relevante Informationen umzusetzen. Ihre Zielsetzung besteht in der Bereitstellung komprimierter Daten, die bei der Politikformulierung und -evaluierung sowie in der Bereitstellung von Informationen für die Öffentlichkeit genutzt werden. International am anerkanntesten sind derzeit die Ansätze der OECD, die die belastenden Emissionen (pressure), Zustand (state) und Maßnahmen zum Schutz der Umwelt (response) nach dem sogenannten pressure-state-response Ansatz einordnen. Zudem arbeiten die Umweltindikatorenansätze mit einer Klassifizierung nach Umweltbereichen, die annähernd der Einteilung nach Wirkkategorien bei Produktökobilanzen entspricht. Auch das derzeit für Deutschland sich in Entwicklung befindende Umweltindikatorensystem folgt in wesentlichen Teilen diesem OECD-Ansatz (Walz et al. 1995; Walz et al. 1996b).

Tabelle 1 zeigt eine Übersicht der beschriebenen Instrumente zur Darstellung und Bewertung von Umweltwirkungen. Dabei wird deutlich, daß einige Verfahren ähnliche Charakteristika besitzen bzw. aufeinander aufbauen. Insgesamt können die meisten Instrumente zu einem der folgenden Cluster zusammengefaßt werden.

Instrumente zur Analyse von (Umwelt)Auswirkungen von Produkten. Produktökobilanzen, Produktlinienanalyse und Technikfolgenabschätzung haben Produkte als Untersuchungsobjekt, jedoch deckt jedes Verfahren mit seiner Methodik unterschiedliche Auswirkungsbereiche ab. Die Produktökobilanz hat den Bereich der Umweltwirkungen von Produkten als Kerngegenstand ihrer Bilanzierung, während diese Fragestellung von den Instrumenten PLA und TA um soziale und ökonomische Auswirkungen erweitert wird.

Instrumente zur Analyse betrieblicher Umweltauswirkungen. Umwelt-Audit, betriebliche Umweltberichterstattung und betriebliche Ökobilanzen betrachten die Umweltauswirkungen des Betriebes als Ganzes. Gegenstand der Bilanzierung ist damit der Betrieb bzw. das Unternehmen. Dabei kann eine Betriebsökobilanz Teil einer Umwelt-Auditprüfung sein oder Datenmaterial für einen betrieblichen Umweltbericht liefern.

Instrumente zur Analyse räumlich abgegrenzter Gebiete. Unter dieses Cluster fallen die Ökobilanzen für Regionen bzw. Standorte und Umweltverträglichkeitsprüfungen. Bei ihnen spielen der räumliche Bezug und damit Veränderungen in der Landschaft und Natur eine größere Rolle als bei den anderen Instrumentarien.

Einen besonderen Stellenwert haben nationale Umweltindikatorensysteme. Sie können als die Aggregation von Umweltwirkungen aller Wirtschaftseinheiten in einem Land bzw. als Aggregation aller Umweltwirkungen der räumlichen Teileinheiten eines Landes interpretiert werden. Sie können jedoch nicht als die Umweltwirkungen der Summe aller Produktökobilanzen der in einem Land hergestellten Güter aufgefaßt werden, da in diese auch Vorleistungen aus anderen Ländern mit einfließen.

Tabelle 1: Übersicht "Instrumente der Umweltbewertung"

| Instrument | Wirkungsbereich | Anwendungsbereich | Zweckfunktion | Adressat | Ortsbezug |
|----------------------|------------------------------------|--|---|--|--------------------|
| Ökobilanz Produkte | Umwelt | Produkt Dienstleistung | Produktvergleich strategische Entscheidungen Schwachstellenanalyse | Öffentlichkeit Unternehmen | global |
| Ökobilanz Prozesse | Umwelt | Prozesse Verfahren | s. o. | Öffentlichkeit Unternehmen | lokal (global) |
| Ökobilanz Standorte | Umwelt | betriebliche Standorte | s. o. | Öffentlichkeit Unternehmen | lokal/ regional |
| Ökobilanz Betriebe | Umwelt | Betriebe | s. o. | Öffentlichkeit Unternehmen | lokal |
| PLA | Umwelt Ökonomie Gesellschaft | Produkt Dienstleistung | Produktvergleich unter Einbezug des gesellschaftlichen Nutzens | Öffentlichkeit Unternehmen | global |
| Umweltzeichen | Umwelt | Produkte (Konsumgüter) | Vergleich | Öffentlichkeit | global |
| UVP | Umwelt | Vorhaben Projekte | Entscheidungsvorbereitung | Zulassungsbehörde | regional, lokal |
| TA | Umwelt Ökonomie Gesellschaft | Technik Produkte Prozesse Verfahren | Entscheidungsvorbereitung | Politik | global |
| Umwelt-Audit | Umwelt | Betrieb | Umweltbetriebsprüfung analog Rechnungsprüfung | Unternehmen Öffentlichkeit | lokal |
| Umweltbericht | Umwelt | Unternehmen | Umweltbericht- erstattung | Öffentlichkeit | lokal |
| Umweltindikatoren | Umwelt Ökonomie Gesellschaft | Länder | Umweltbericht- erstattung | Politik Öffentlichkeit | regional |
| Stoffstrommanagement | Umwelt Ökonomie Gesellschaft | Stoffe | Steuerung und Erfassung von Stoffströmen | Politik Unternehmen Öffentlichkeit | global |

Neben den beschriebenen Differenzierungen bestehen Unterschiede zwischen den Instrumentarien darin, daß einige dieser Verfahren bereits in einen gesetzlichen Rahmen eingebettet sind, der konkrete Handlungsabläufe und Anforderungen bedingt. Dazu zählen:

- Vergabe eines Umweltzeichens (Verordnung EWG Nr. 880/92)
- EU Umweltaudit (Verordnung EWG Nr. 1836/93)
- Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP Gesetz 1990).

In dieser Arbeit sollen produktbezogene Ökobilanzen und ihre Gesamtbewertung betrachtet werden. Die Problematik bei Ökobilanzen für Betriebe, Standorte und Prozesse wird bearbeitet, insoweit sie methodisch gleich zu behandeln sind. Ökobilanzen für Dienstleistungen werden produktbezogenen Ökobilanzen zugeordnet.

Die Funktion von Ökobilanzen kann sich auf drei verschiedene Zwecke beziehen:

- Produktvergleich,
- strategische Entscheidungen für Produktentwicklung und
- Schwachstellenanalyse.

Der Vergleich von Produkten wird in der Verbraucherberatung und bei der Produktkennzeichnung benötigt und steht mehr oder weniger in einem öffentlichen Interesse. Produkthaftung, mögliche Rücknahmeverordnungen und die Verantwortung für die Produkte auch außerhalb der Werkstore fordern von Unternehmen eine ganzheitliche Betrachtung der von zukünftigen Produkten ausgehenden Umweltbelastungen und möglichst deren Beseitigung, ohne andersartige Belastungen zu erzeugen. Aber auch heutige Produkte können durch Ökobilanzen auf Schwachstellen untersucht werden. Diese mehr innerbetrieblichen Anwendungen von Ökobilanzen als Entscheidungs-, Analyse- oder Optimierungsinstrument können jedoch ergänzt werden durch das Interesse von Unternehmen, Ökobilanzen als Marketinginstrument einzusetzen. Als Dialog- bzw. Kommunikationsinstrument können Ökobilanzen zur gesellschaftlichen Verständigung über produktbezogenen Umweltschutz dienen (DIN 1994), aber auch die Diskussion über Umweltziele und den gewünschten Zustand unserer Umwelt unterstützen.

Ob allerdings diese vielfältigen Funktionen von Ökobilanzen unterschiedliche Bewertungsmethoden benötigen und welche Akteure und Zielgruppen beteiligt sind, muß noch geklärt werden. Im nächsten Abschnitt sollen das Grundkonzept und der Aufbau von Ökobilanzen beschrieben und die möglichen Bewertungsschritte identifiziert werden.

2.1.3 Aufbau von Ökobilanzen

Die Ökobilanz ist ein Verfahren zur Erfassung und Bewertung von Umweltauswirkungen eines Produktes über den gesamten Lebensweg (Cradle-to-grave). Zur Zeit liegt für Ökobilanzen noch kein allgemein anerkanntes Standardverfahren vor. Nach der Diskussion in der Fachöffentlichkeit und entsprechenden DIN/ISO-Gremien (Marsmann 1998; DIN 1997a; Klöpffer 1997; Udo de Haes 1996; SETAC 1993) scheint man sich auf folgendes Vorgehensmodell für eine Produktökobilanz zu einigen:

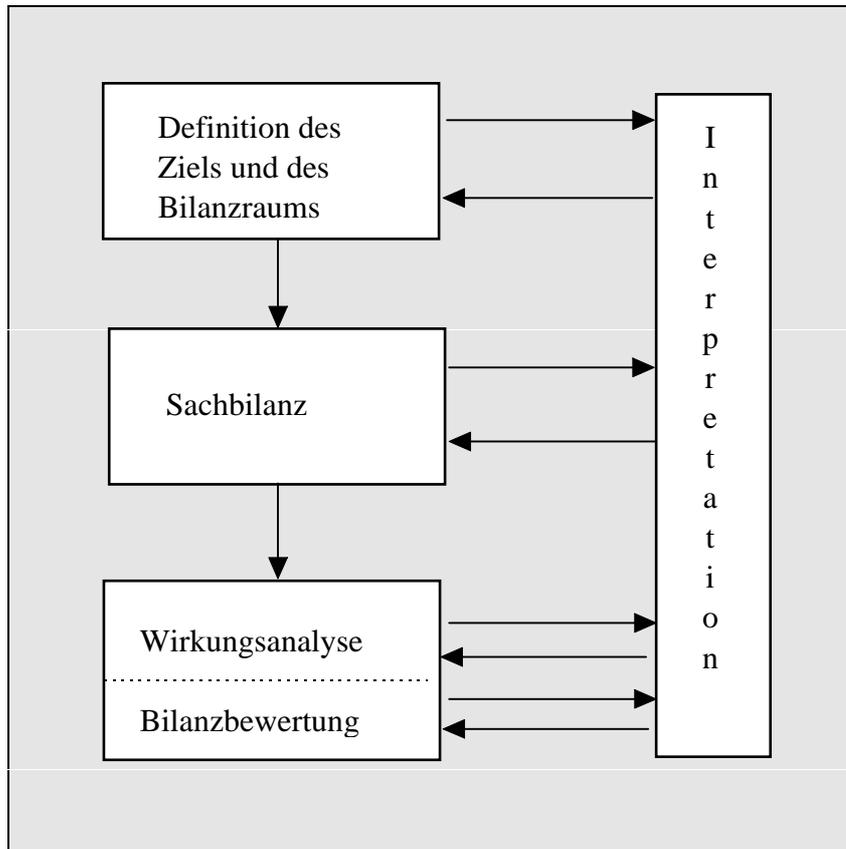
- (1) Festlegung des Ziels und Untersuchungsrahmens (Goal and scope definition),
- (2) Sachbilanz (Inventory analysis),
- (3) Wirkungsabschätzung (Impact assessment) und
- (4) Auswertung (Interpretation).

Nach ISO 14 040 (DIN 1997a) müssen bei der **Festlegung des Ziels und Untersuchungsrahmens** vor allem die sogenannte funktionelle Einheit und die Systemgrenzen beschrieben werden. Eine funktionelle Einheit ist ein Maß für den Nutzen des Produktsystems. Auf die gewählte funktionelle Einheit werden dann die erhobenen Daten bezogen. Außerdem muß dargestellt werden, ob es sich um einen Vergleich handelt, welche Anforderungen an die Datenqualität zu stellen sind und ob eine kritische Begleitung (Critical Review) erfolgt. Ein kritisches Begleitverfahren ist vorgeschrieben bei zur Veröffentlichung vorgesehenen vergleichenden Studien.

In der **Sachbilanz** werden die Stoff- und Energieströme (Ressourcenverbräuche, Emissionen) innerhalb einer festgelegten Systemgrenze analysiert und quantifiziert. Nach dem 1. Hauptsatz der Thermodynamik und dem Gesetz der Massenerhaltung kann Energie und Materie weder erzeugt noch vernichtet sondern nur umgewandelt werden, d. h. die Summe der Masse aller zugeführten Stoffe oder Energien ist gleich der Summe der Masse der abgeführten Stoffe (Produkte) oder Energie (Nutzenergie) und den jeweiligen Stoff- und Energieverlusten (Vauck, Müller 1992, S. 43-46). In den Ingenieurwissenschaften - insbesondere in der Verfahrenstechnik - werden die Stoffbilanzen (Energiebilanzen) benutzt, um Verfahren nach ihrer Ausbeute (Wirkungsgrad) und Durchsatzleistung (Energieaufwand), d. h. nach ihrer Effizienz zu beurteilen. Diese quantitative Betrachtung der Input- und Outputgrößen ist für eine Umweltbewertung nicht ausreichend, weil keine Verbindung zu den Umweltauswirkungen hergestellt werden kann.

Deshalb schließt sich nach der Sachbilanz die **Wirkungsabschätzung** an, in der die resultierenden potentiellen Umweltbelastungen ermittelt werden, indem die Ergebnisse der Sachbilanz Umweltproblemfeldern (Wirkkategorien) zugeordnet (Klassifizierung) und mit Hilfe von Äquivalenzfaktoren (z. B. Global Warming Potential Factor) innerhalb der einzelnen Kategorien aufaggregiert werden (Charakterisierung). Ein weiterer Schritt innerhalb der Wirkungsabschätzung ist die Bewertung (Weighting). Aufgabe der Bewertung ist es, die unterschiedlichen Umweltwirkungen der bilanzierten Objekte in ihrer Bedeutung zueinander zu gewichten. Die Bewertung ist abzugrenzen gegenüber der Interpretation, in der eine Gesamtauswertung der Ökobilanzergebnisse unter Einbeziehung der Zieldefinition und des Bilanzrahmens erfolgen soll.

Abbildung 1: Bestandteile einer Ökobilanz in Anlehnung an ISO 14 040



Eine Besonderheit in der Diskussion in Deutschland ist es, daß der Schritt Bewertung als eigenständiger Teil in einer Ökobilanz gesehen wird (UBA 1992), während in der internationalen Diskussion, wie bereits erwähnt, die Bewertung als letzter Schritt des "Impact Assessment" erfolgt. In der folgenden Arbeit wird daher innerhalb des "Impact Assessment" zwischen Wirkungsanalyse (Auswahl der Umweltproblemfelder, Klassifizierung und Charakterisierung) und Bewertung (Gewichtung) getrennt. Beide Teilschritte ergeben zusammen das "Impact Assessment", das in der deutschen Sprachfassung oft als Wirkungsabschätzung bezeichnet wird (vgl. Abbildung 1).

Thema dieser Arbeit ist die Bewertung. Dies bedeutet jedoch nicht, daß nur in diesem Baustein der Ökobilanz Bewertungsschritte vorgenommen werden. So gehen in jeden Arbeitsschritt Annahmen, Vereinfachungen und Modellierungen ein, die auf subjektiven Kriterien und Festlegungen beruhen. Für die Transparenz der Ökobilanz ist es jedoch notwendig, daß diese Schritte explizit genannt und dokumentiert werden. In Tabelle 2 sind Beispiele für Bewertungsschritte genannt.

Tabelle 2: Bewertungsschritte in der Ökobilanz

| Bestandteile der Ökobilanz | Beispiele für Bewertungsschritte |
|-----------------------------------|---|
| Zieldefinition | Festlegung des Systems, betrachteter Zeitraum |
| Sachbilanz | Tiefe und Umfang des Lebensweges, Abschneidekriterien |
| Wirkungsanalyse | Auswahl der Wirkkategorien, Modellbildung bei der Aggregation |
| Gesamtbewertung | Wahl der Gewichtung zwischen den Wirkkategorien |

Der Teilschritt Gesamtbewertung gliedert sich dabei in einen methodischen Teil und, bestimmt durch den subjektiven Charakter des Bewertungsprozesses, in die Ausgestaltung (Procedere) und Festlegung eines Rahmens (wer wird wo und wann beteiligt?). In den folgenden Abschnitten soll dies näher erläutert werden. Zuerst sollen die Zielgruppen einer Ökobilanz und damit auch Akteure in einem Bewertungsprozeß identifiziert werden.

2.1.4 Zielgruppen von Ökobilanzen

In den vorangegangenen Abschnitten wurde ausgeführt, daß Ökobilanzen für unterschiedliche Anwendungen konzipiert wurden, d. h. die Zielgruppen einer Ökobilanz können je nach Anwendung verschieden sein. Dies ist besonders für den Bewertungsschritt wichtig, da durch den subjektiven Charakter des Bewertungsprozesses die involvierten Personen besondere Bedeutung bekommen. Auftraggeber bzw. Initiator einer Ökobilanz sind vor allem Unternehmen und Wirtschaftsvereinigungen, gefolgt von öffentlichen Institutionen (Rubik 1997). Bei der Anwendung von Ökobilanzen kann grob in einen externen und internen Gebrauch unterschieden werden.

In Tabelle 3 sind die Anwendungen und die entsprechenden Zielgruppen zusammengestellt.

Tabelle 3: Anwendungsgebiete und Zielgruppen von Ökobilanzen

| Anwendungsgebiet | | Zielgruppen |
|-----------------------------|--------|---|
| Produktvergleich | extern | Verbraucher, Einkauf (Betrieb), Handel, Staat |
| Marketing | extern | Verbraucher, Verkauf (Betrieb) |
| Information, Analyse | intern | einzelne Abteilungen (Entwicklung, Fertigung, ...) |
| Dialog, Kommunikation | extern | Staat, Verbraucher, Unternehmen |
| strategische Entscheidungen | intern | Unternehmen (Vorstand, Aktionäre, Betriebsrat, Beschäftigte etc.) |
| Schwachstellenanalyse | intern | einzelne Abteilungen (Entwicklung, Fertigung, ...) |

Deutlich wird, daß kein Anwendungsgebiet bei der Gesamtbewertung von einer homogenen Gruppe mit gleichen Einstellungen, Wissen, Interessen und Hintergrün-

den ausgehen kann. Dies gilt gleicherweise für externe, aber auch interne Anwendungen im Betrieb, da Forschungsergebnisse aus der Organisations- und Industrie-soziologie zeigen, wie heterogen die Interessen einzelner Abteilungen bzw. Gruppen im Unternehmen sein können (Türk 1992). Auch kann die Nachfrage nach umweltrelevanten Daten im Betrieb je nach Abteilung unterschiedlich sein. Dies hat für die Gesamtbewertung Konsequenzen, da die Form (Aggregationshöhe, Aufbereitung, etc.) und die Akzeptanz der Ergebnisse von den Zielgruppen abhängig ist. So benötigt ein Verbraucher beim Einkauf eine andere Aufbereitung der Ergebnisse als ein Fertigungsingenieur bei einer Prozeßoptimierung. Auch betriebliche Entscheidungsträger benötigen verdichtete und bewertete Informationen, um überhaupt die ökologische Dimension in den betrieblichen Entscheidungsprozeß einzubinden (Ankele, Rubik 1997).

2.1.5 Anforderungen an die Weiterentwicklung der Methodik im Kontext Ökobilanzen

Das Ziel von Ökobilanzen ist es, Entscheidungsprozesse zu unterstützen. Erfahrungen mit Ökobilanzen zeigen, daß man ohne eine Verdichtung und Ergebnisaufbereitung angesichts der Menge an Informationen aus der Sachbilanz nicht auskommt (vgl. insbesondere die Studie zu Getränkeverpackungen (UBA 1995c) bzw. Studie zur Verwertung von Kunststoffverpackungen bzw. Studie zu Tensiden (Saykowski, Marsmann 1997)). Wichtig ist jedoch dabei, daß keine wesentlichen Informationen verloren gehen.

Zusätzlich müssen im Entscheidungsprozeß auch noch andere Dimensionen (wirtschaftliche, technische, soziale) berücksichtigt werden, d. h. die Frage stellt sich, wie derartig komplexe Informationsmengen bearbeitet werden können, damit sie noch kommunizierbar bleiben. Hinzu kommt, daß Entscheidungen oft in kurzer Zeit und unter Unsicherheiten gefällt werden müssen. Berücksichtigt man diese Rahmenbedingungen und besteht der Wunsch, daß die Ergebnisse von Ökobilanzen in die betriebliche Praxis, umweltpolitische Maßnahmen, Verbraucherverhalten etc. einfließen und nicht nur in der Fachöffentlichkeit zirkulieren, müssen Methoden zur Informationsverdichtung und Bewertung zur Verfügung gestellt werden. Dies gilt vor allem für Untersuchungen, die keinen riesigen Personen- und Zeitaufwand zur Verfügung haben, aber trotzdem ökologische Fragestellungen berücksichtigen wollen. Der Spagat zwischen methodischen Unsicherheiten und der Praktikabilität darf nicht so gelöst werden, daß ökologische Kriterien nicht in Entscheidungsprozesse - und hier sind nicht nur die großen Grundsatzentscheidungen gemeint - einfließen, weil die Ergebnisse von Ökobilanzen für Nichtökologen, wie beispielsweise Ingenieure in der Produktentwicklung, schwer zugänglich und unüberschaubar sind. Das heißt, es muß je nach Anwendungsfall differenziert werden, welche Struktur des Ergebnisses benötigt wird.

Als wesentliche Kriterien für die Weiterentwicklung lassen sich daher die Nachvollziehbarkeit und Verständlichkeit (auch über Disziplingrenzen hinweg), die Handhabbarkeit und Praktikabilität (vor allem unter Zeit- und Kostenaspekten), die Vollständigkeit, d. h. der Einbezug der wesentlichen Umweltprobleme und die Übertragbarkeit, d. h. konkrete Hilfestellung bei der eigenen Problematik, identifizieren.

2.2 Struktur von Bewertungsprozessen

Im folgenden soll als Grundlage für die weiteren Arbeiten ein Überblick der Ansätze der Technik- und Produktbewertung gegeben werden, denn nicht nur bei Ökobilanzen spielen Fragen der Bewertung eine große Rolle (vgl. Abschnitt 2.2.1). Es wird insbesondere auf die VDI-Richtlinie 3780 zur Technikbewertung Bezug genommen. Technikbewertung wird dort als Oberbegriff gesehen, deren Ausgestaltung je nach Fragestellung unterschiedlich ausfällt, beispielsweise als Technikfolgenabschätzung, Umweltverträglichkeitsprüfung oder Ökobilanz.

In einem weiteren Abschnitt werden die Charakteristika eines Bewertungsprozesses herausgearbeitet. Im letzten Abschnitt werden dann die Anforderungen an die Weiterentwicklung der Methodik aus der Diskussion um Technikbewertung zusammengefaßt.

2.2.1 Ansätze der Technik- und Produktbewertung

Lange Zeit war das Paradigma des technologischen Determinismus vorherrschend, d. h. der Technikentwicklung wurde eine Wertneutralität und Eigengesetzlichkeit zugeschrieben (Mai 1994, S. 115; Ropohl 1996, S. 19ff).

Grundlage für das Bild von einem technologischen Determinismus war die Vorstellung von

- der Eigenständigkeit der Technik,
- der one best way Lösung und
- der Wissenschaftlichkeit der Technik (VDI 1991b, S. 15f).

Zugrunde liegt die Annahme, daß die technische Entwicklung nicht von außertechnischen Faktoren beeinflusst wird und es immer eine technisch optimale Lösung gibt, die quasi aus Naturgesetzen abgeleitet werden kann. In diesem Technikbild haben unterschiedliche Wertpräferenzen und damit Konflikte keinen Platz. "Durch die objektive, aus der Naturwissenschaft entlehnte Begriffswelt und Fach-

sprache der Ingenieure herrscht bei ihnen die Überzeugung, daß Konflikte über Technologien entweder auf Mißverständnissen, auf Unkenntnis (der naturwissenschaftlichen Gesetze) oder auf "Ideologie" beruhen" (Mai 1994, S. 181) oder anders gesagt "wenn die Leute nur wüßten, was Techniker wissen und wie sie denken, wären sie beruhigt - oder sind eben hoffungslos irrational" (Beck 1993, S. 305).

Erst das Schwinden der Technikakzeptanz in breiten Bevölkerungskreisen, die Auseinandersetzung um Techniklinien (z. B. Kernkraft), die negativen Folgen der Technik und damit der Zweifel an der Formel "Technik gleich Fortschritt" verstärkten die Diskussion um Alternativen in der Technikentwicklung. Zwar gab es schon früher immer wieder Warnungen und Auseinandersetzungen um Technikfolgen, beispielsweise die Einführung der automatischen Spinnmaschinen und mechanischen Webstühle (Landes 1983, S. 115ff) oder die Hinweise auf Schäden durch den Bergbau für die Umwelt durch Agricola im 16. Jahrhundert (Ropohl 1996, S. 20), aber der "technische Fortschritt" wurde nicht wesentlich in Frage gestellt.

Anfang der 70er Jahre wurden die negativen Folgen hinsichtlich sozialer (Arbeitsplatzverlust, Fließbandarbeit etc.) und vermehrt auch ökologischer Auswirkungen der Technik verstärkt thematisiert. "Daß es überhaupt Alternativen im Technisierungsprozeß gibt, die keinem Sachzwang, sondern einer wertenden Wahl unterliegen: diese Einsicht hat die Atomenergie- und Ökologiedebatte einer breiten Öffentlichkeit klar gemacht. Statt, wie die frühere Kulturkritik, Technik schlechthin zu verteufeln, haben Bürgerinitiativen und ökologische Gruppierungen die Gestaltungsoffenheit der Technik demonstriert, indem sie gegen abgelehnte Projekte konstruktive Alternativvorschläge machten" (Ropohl 1996, S. 28).

Gleichzeitig waren die 70er Jahre durch Planungseuphorie und einen Steuerungsoptimismus geprägt, so daß wissenschaftliche Politikberatung und damit Instrumente zur Planungs- und Entscheidungsunterstützung einen Aufschwung erfuhren (Marz, Dierkes 1997, S. 15; Zweck 1993, S. 215ff).

Diese zwei Aspekte begünstigen die Diskussion um eine formelle Technikbewertung - eine informelle Technikbewertung fand immer schon statt, da die Wertneutralität und Eigengesetzlichkeit von Technik nur Ideologie war (Ropohl 1996, S. 159ff). Es werden nun verstärkt die Gestaltungsfähigkeit der Technikentwicklung und Handlungsspielräume erörtert.

Bei der weiteren Diskussion kann also von einem aufgeklärten Technikverständnis ausgegangen werden, "das die technische Entwicklung als einen sozialen Prozeß begreift, der in weiten Grenzen gestaltungsfähig ist" (VDI 1991b, S. 39).

Bei der Technikbewertung handelt es sich auch nicht um ein rein kognitives Problem, das mit Verbesserung der Wissensgrundlage gelöst werden kann, sondern vielmehr um ein Wertproblem. Die Diskussion um Wertfreiheit in der Wissenschaft

- beispielsweise in der Soziologie (Werturteilsstreit, Positivismusstreit) - taucht immer wieder auf und ist häufig dahingegen verkürzt worden, daß in wissenschaftlichen Untersuchungen nur Sachaussagen (deskriptiv) und keine Wertungen (normativ) vorgenommen werden dürfen (Ropohl 1996, S. 31ff; Hubig 1995a, S. 26ff). Oder anders ausgedrückt: "Ob Wale als Lebewesen erhalten bleiben sollen, kann nicht aus der Ökosystemforschung abgeleitet werden, sondern ist Ausdruck der gesellschaftlichen Bewertung, daß menschliches Leben ohne die Existenz eines beeindruckendes Großsäugetiers ärmer wäre" (Spiller 1996, S. 73). Wird keine Bewertung durchgeführt, verfällt man einem naturalistischen Fehlschluß, d. h. aus einer deskriptiven Aussage (Wale sind vom Aussterben bedroht) wird eine normative Aussage (Wale sollen geschützt werden) entwickelt, ohne das Warum und Wieso offenzulegen (Ropohl 1996, S. 32; Wittkowsky 1997).

Vor allem zwei Konzepte werden diskutiert, um die negativen Auswirkungen der Technik zu verringern:

- die ethisch angeleitete Techniksteuerung und
- die wissenschaftliche Politikberatung durch Technikfolgenabschätzung (Ropohl 1996).

Während bei ethischen Ansätzen die Handlungsmöglichkeiten und Entscheidungen der Menschen im Vordergrund stehen, zielt die durch die Sozialwissenschaften geprägte Technikfolgenabschätzung auf Eingriffsmöglichkeiten (Technische Normen, Regulierungen, Verbote, externe Kosten etc.), die die gesellschaftlichen Rahmenbedingungen verändern.

Beide Konzepte haben ihre spezifischen Schwächen bzw. Stärken und stehen insbesondere vor der Schwierigkeit, daß der Wertpluralismus in unserer modernen Industriegesellschaft keine eindeutige Orientierung gestattet (Hubig 1995a). Es herrscht eine Vielfalt von Ansätzen, deren praktische Wirksamkeit oft in Frage gestellt wird (vgl. exemplarisch Grunwald 1996; Ropohl 1996).

Ethik (Moralphilosophie) ist die philosophische Lehre von den moralischen Regeln (Ropohl 1996, S. 132). Ethik dient im Gegensatz zur Moral nicht zur Handlungsanleitung sondern zur Handlungsbeurteilung (Gethmann 1994, S. 150). Initiiert vor allem durch die Veröffentlichung von Hans Jonas "Prinzip Verantwortung" (Jonas 1979) hatten Ende der 70er Jahre ethische Ansätze einen Aufschwung. Schon beim ersten Durchsehen der Literatur fällt die Fülle der unterschiedlichen Ansätze auf: Pflichtenethik, ökologische Ethik, Technikethik, Wissenschaftsethik, Ingenieur-ethik, Diskursethik, Klugheitsethik, Institutionsethik, Organisationsethik, Werte-ethik u.s.w. Doch trotz dieser Vielfalt wird die bisherige praktische Relevanz bezweifelt (Grunwald 1996).

Die Schwächen der Ansätze mit ethischer Begründung (Lenk, Ropohl 1987; Hubig 1995a; Grunwald 1996) liegen, vor allem wenn sie auf einer Verantwortungsethik und auf Konzepten des individuellen Handelns beruhen, darin, daß durch die Arbeitsteilung die individuellen Dispositionsmöglichkeiten gering sind, die meisten Ingenieure und Techniker weisungsgebunden arbeiten und die Langfristigkeit und Synergie von Folgen der Technikentwicklung aus dem Blickwinkel des Einzelnen vor allem in Anbetracht der verdichteten Arbeitszeiten nicht zu überschauen und erkennen sind. Der einzelne Ingenieur ist dadurch auch bei gutem Willen in der Wahrnehmung seiner individuellen Verantwortung überfordert. Strategien, durch Technikkodizes und moralische Appelle die Ingenieure zu mehr Verantwortung zu bringen, sind nicht sehr erfolgversprechend und eher weltfremd. Neben den eher individuellen Ansätzen gibt es auch Weiterentwicklungen, die die Institutionen, beispielsweise Branchen und Unternehmen, ins Zentrum der Verantwortung rücken (Hubig 1996a, S. 72).

Des weiteren ist die Begründung ethischer und moralischer Urteile angesichts der Individualisierung bzw. gesellschaftlicher Pluralität schwierig. "Ethik gerät in dieser Situation in ein Dilemma: zwar wird sie aufgrund des Verlustes kollektiver Orientierung in der Moderne immer stärker nachgefragt, aber ihre Möglichkeit in Form ihrer Begründbarkeit wird aus demselben Grund zweifelhaft" (Grunwald 1996, S. 193). Ethische Urteile sind oft interpretationsbedürftig, konfligierend und abhängig vom kulturellen Hintergrund (Hubig 1995a, S. 65ff). So bestehen zwischen den in der VDI-Richtlinie zur Technikbewertung entwickelten Werten Konkurrenzbeziehungen, beispielsweise zwischen Wirtschaftlichkeit und Umweltqualität, bzw. auch innerhalb der genannten Werte können Konflikte auftauchen, so zwischen der Ressourcenschonung und der Minimierung von Emissionen (VDI 1991b). Hubig beschreibt zutreffend, "daß die eigentliche Herausforderung der Bewertung darin liegt, daß zwischen jeder der selbstverständlichen Grundwerte und den anderen Werten Konfliktbeziehungen bestehen und darüber hinaus auch erhebliche Konfliktpotentiale innerhalb der jeweiligen Wertvorstellungen enthalten bzw. verborgen sind" (Hubig 1995a, S. 136). Ansätze, sich auf Basiswerte (Options- und Vermächtniswerte) (Hubig 1995a, S. 139ff) oder auf die allgemeinen Menschenrechte (Ropohl 1996, S. 320ff) zurückzuziehen oder, wie bei den verfahrensorientierten Ansätzen, die richtigen Normen erst im Verfahren selber zu konstituieren (Grunwald 1996, S. 197), erscheinen für die konkrete Technikbewertung zu allgemein und praxisfern. Eine Umsetzung in praktische Entscheidungen ist nicht zu sehen.

Darüber hinaus wird den ethischen Ansätzen vor allem im Bereich der Bioethik vorgeworfen, daß sie der bloßen Akzeptanzbeschaffung dienen und durch eine Herrschaft der Experten (Ethiker) den demokratischen Meinungsbildungsprozeß umgehen (Krebs-Rüb 1997; Siemens 1997; Matheis 1997; Grunwald 1997). Insbesondere wird die Geschichte der europäischen Bioethik-Konvention herangezogen, die jahrelang unter Ausschluß der Öffentlichkeit erarbeitet wurde.

Aber auch die wissenschaftliche Politikberatung zur Techniksteuerung in Form von Technikfolgenabschätzung steht bezüglich ihrer praktischen Wirksamkeit in der Diskussion. Im Gegensatz zu den ethischen Ansätzen, die auf Konzepten des individuellen Handelns beruhen, ist die Technikfolgenabschätzung ein interdisziplinärer und integrativer Forschungsansatz mit festgelegtem Ablaufschema und erfordert die Mitarbeit unterschiedlicher Fachwissenschaften. Ablauf und Struktur des Verfahrens werden in Abschnitt 3.2.1 näher erläutert. Verzichtet wird bei der folgenden Darstellung auf die detaillierte Entstehungsgeschichte und Anwendungsfälle (vgl. hierzu Baron 1995; Zweck 1993; Ludwig 1995; Ropohl 1996 u.v.a.).

1972 wurde durch Initiative des Kongresses der USA das Office of Technology Assessment (OTA) errichtet - 1995 wurde diese Einrichtung zwar wieder geschlossen (TAB 1995, S. 24). Diese damalige Gründung war jedoch der Auslöser für weitere Institutionalisierungskonzepte u.a. auch für das Büro für Technikfolgen-Abschätzung (TAB) beim Deutschen Bundestag. Mittlerweile werden mehr als 200 Institutionen ausgewiesen, die im Bereich Technikfolgenabschätzung bzw. Technikbewertung - beide Varianten kommen als Übersetzung des englischen Ausdrucks "Technology Assessment" vor - in Deutschland tätig sind (Coenen et al. 1993). Arbeiten auf diesem Gebiet werden größtenteils auf der Basis von Projektförderung durchgeführt (Ropohl 1996, S. 179). Auch setzen die meisten Studien erst an, wenn die Entwicklung der Technik schon fortgeschritten ist und nur noch vereinzelte Korrekturen möglich sind. Dieses Dilemma, "daß Wissenschaft und Politik etwas steuern sollen, was großenteils gar nicht in ihrem Zuständigkeitsbereich geschieht, sondern vor allem in Wirtschaft und Industrie" (Ropohl 1996, S. 255), ist ein Grund für die Wirkungslosigkeit solcher Studien. Technikbewertung soll daher schon im Unternehmen einsetzen und in den Entwicklungsprozeß integriert werden, indem sie in den Prozeß eingreift und Verbesserungsvorschläge aufzeigt (vgl. Beispiele in Hubig 1995b). Diesen Ansatz nennt man innovative Technikbewertung, während bei der reaktiven Technikbewertung die Analyse und Bewertung nach der Entwicklung ansetzen, d. h. eine konkrete Lösung liegt schon vor. Eine andere Einteilung kann in eine problem- bzw. technikinduzierte Technikbewertung erfolgen, wobei bei einer probleminduzierten Technikbewertung auch nichttechnische Lösungen in Betracht kommen (VDI 1991a).

Im Gegensatz zu den überwiegend appellierenden Ansätzen der Ethik liefert die Technikbewertung immerhin praktische Vorschläge und Methoden, wie die Technikfolgen zu ermitteln und analysieren sind. Beispielsweise definiert die VDI-Richtlinie 3780 Technikbewertung folgendermaßen: "Technikbewertung bedeutet das planmäßige, systematische, organisierte Vorgehen, das

- den Stand der Technik und ihre Entwicklungsmöglichkeiten analysiert,
- unmittelbare und mittelbare technische, wirtschaftliche, gesundheitliche, ökologische, humane, soziale und andere Folgen dieser Technik und möglicher Alternativen abschätzt,

- aufgrund definierter Ziele und Werte diese Folgen beurteilt oder auch weitere wünschenswerte Entwicklungen fordert,
 - Handlungs- und Gestaltungsmöglichkeiten daraus herleitet und ausarbeitet,
- so daß begründete Entscheidungen ermöglicht und gegebenenfalls durch geeignete Institutionen getroffen und verwirklicht werden können." (VDI 1991a, S. 2)

Mit anderen Worten: Technikbewertung besteht aus den Schritten Analyse, Wirkungsforschung, Bewertung und Entscheidungsvorbereitung. Dabei ist vor allem die Offenlegung der jeweils unterstellten Folgen und Wertpräferenzen notwendig.

Tabelle 4: Methoden der Technikbewertung (VDI 1991, S. 17)

| Methode | Art | | Phase | | |
|-------------------------|------------|-------------|------------|-------------------|-----------|
| | Qualitativ | Quantitativ | Definition | Folgenabschätzung | Bewertung |
| Trendextrapolation | | ■ | | ■ | |
| Histor. Analogiebildung | ■ | ■ | | ■ | |
| Brainstorming | ■ | | ■ | ■ | |
| Delphi-Expertenumfrage | ■ | ■ | ■ | ■ | ■ |
| Morphol. Klassifikation | ■ | | ■ | ■ | |
| Relevanzbaum-Analyse | ■ | ■ | ■ | ■ | ■ |
| Risiko-Analyse | | ■ | | ■ | ■ |
| Verflechtungsmatrix | ■ | ■ | | ■ | ■ |
| Modell-Simulation | | ■ | ■ | ■ | ■ |
| Szenario-Gestaltung | ■ | | ■ | ■ | ■ |
| Kosten-Nutzen-Analyse | | ■ | | | ■ |
| Nutzwertanalyse | ■ | ■ | | | ■ |

Bedingt durch den interdisziplinären Charakter der Technikbewertung existieren keine spezifischen Methoden. Vielmehr herrscht eine Vielfalt an Methoden, die aus unterschiedlichen Disziplinen (Sozial-, Natur- und Ingenieurwissenschaften) entnommen werden. Im Anhang der VDI-Richtlinie ist eine Auswahl von Methoden der Technikbewertung aufgelistet (vgl. Tabelle 4). Ähnliche Zusammenstellungen wurden schon früher veröffentlicht (Paschen 1978, S. 65f), und in neueren Publikationen wurde die Methodenauflistung noch erweitert (Bonnet 1994, S. 45). Die genannten Methoden wurden nicht speziell für die Technikbewertung entwickelt, sondern werden auch in anderen Zusammenhängen, z. B. Marktforschung, benutzt.

Unterschieden wird in Tabelle 4 in quantitative und qualitative Methoden, auch sind nicht alle Methoden für den interessierenden Bewertungsschritt (Vorbereitung für die Entscheidung) relevant.

Wie die ethischen Ansätze steht auch die Technikfolgenabschätzung vor dem Problem, daß für eine Bewertung der Folgen keine einheitliche Wertbasis vorliegt. Als

Lösungsansatz werden Diskurse als Mittel der Konfliktaustragung gesehen (vgl. Workshop der Akademie für Technikfolgen-Abschätzung in Baden-Württemberg, Oktober 1994). Durch die Beteiligung der wesentlichen Akteure (partizipative Technikfolgenabschätzung) und strikte Verfahrensregeln soll trotz divergierender Interessenlage ein Konsens über Handlungsoptionen erzielt werden (Brennecke et al. 1995).

Praktische Beispiele wie das Scheitern der partizipativen Technikfolgenabschätzung über Herbizid-Resistenz Technik (Gill 1993) zeigen, daß dies nicht immer gewährleistet ist und es feine Unterschiede zwischen realen und idealen Diskursen gibt (Ropohl 1996, S. 312).

Auch müssen Fragen der Verbindlichkeit und Legitimation von Diskursen geklärt werden (Brennecke et al. 1995, S. 17ff) bzw. ob das beste Argument oder die bloße Mehrheit zählt (Grunwald 1997, S. 43). Zahlreiche Beispiele mit großer Bandbreite liegen vor (Knaus, Renn et al. 1997), und Ziel muß es sein zu untersuchen, unter welchen Bedingungen (z. B. win-win-Situationen) die Verfahren erfolgreich verlaufen. Sicher ist jedoch, daß wegen finanzieller und zeitlicher Beschränkungen nicht für jede Bewertung ein Diskursverfahren durchgeführt werden kann.

Ein anderer Lösungsansatz, die Problematik der Bewertung zu übergehen, ganz auf eine Bewertung zu verzichten und bei einer bloßen Analyse stehen zu bleiben, verfehlt jedoch das Ziel: "Versucht er (der TA-Analytiker, Ergänzung durch die Verf.) Wertsetzungen, soweit das überhaupt möglich ist, zu vermeiden, so produziert er Fakten und Informationen, verfehlt aber die Herstellung des Handlungsbezuges, da dieser die Kopplung der erzeugten Informationen mit Wertsetzungen voraussetzt" (Paschen et al. 1991, S. 159).

Zusätzlich steht eine Technikbewertung vor dem Problem, daß sich die Entwicklungs- und Innovationszyklen ständig verkürzen. Beispielsweise werden jährlich weltweit rund 600.000 chemische Verbindungen neu entwickelt bzw. wurden 1990 48.000 neue Produkte eingeführt, während es 1980 jährlich nur 30.000 Produkte waren (Schultz, Weller 1996, S. 9). Vergleicht man jedoch, wieviel sogenannte "Mannjahre" - leider immer noch ein gängiger Begriff - für Ergebnisse von Technikbewertung benötigt werden, beispielsweise die Studie zu nachwachsenden Energieträgern (FGU 1997a, S. 53-74), kann man sich des Eindrucks nicht erwehren, daß diese Ungleichzeitigkeit von Technikentwicklung und Technikbewertung - dasselbe gilt für Produkte - keine bestmögliche Lösung darstellt. Da es nicht den Anschein hat, daß die Technikentwicklung sich dem Tempo der Technikbewertung anpaßt, sondern beispielsweise die Beschleunigung von Innovationsprozessen in dem Förderschwerpunkt "Produktion 2000" des BMBF unterstützt wird (Katz et al. 1997, S. 37), obwohl auch Strategien der Allmählichkeit (Ropohl 1996, S. 352ff) oder Langsamkeit gefordert werden, müssen angemessenere Methoden zur Technikbewertung entwickelt werden.

Das heißt nicht, daß die großen Studien zur Technikbewertung unnötig sind. Sie leisten wertvolle methodische und inhaltliche Arbeiten. Dennoch muß es auch Bewertungsmethoden geben, die weniger zeit- und arbeitsintensiv sind und in die Konstruktions- und Entwicklungstätigkeit eingebaut werden können, sonst steht der Einzelne wieder allein mit seiner Verantwortung und seinen Gestaltungsspielräumen. "Technikbewertung muß, wenn sie schon bei der Entstehung technischer Erneuerungen ansetzen soll, auch dort stattfinden, wo diese Neuerungen vorbereitet werden: in den Entwicklungslabors, den Planungsabteilungen und den Konstruktionsbüros der Industrie. Technikbewertung kann sich nicht länger auf nachträgliche wissenschaftliche Politikberatung beschränken, sondern muß sich in einer intersektoralen Zusammenarbeit von Industrie, Gesellschaft, Politik und Wissenschaft vollziehen" (VDI 1991b, S. 40).

Zusammenfassend steht eine Technik- bzw. Produktbewertung vor folgenden Problemen:

- Kurze Entwicklungs- und Innovationszyklen erfordern begleitende und schnelle Bewertungsmethoden,
- Einzelne Individuen sind hinsichtlich des Analyse- und Bewertungsproblems überfordert und
- die Wertpluralität in unserer gesellschaftlichen Ordnung bietet keine eindeutige Orientierung für die Bewertung.

Darüber hinaus muß eine Technikbewertung als ein disziplinübergreifender Prozeß organisiert werden, was nicht immer einfach ist, da jede Fachdisziplin ihre eigene Sprache und Arbeitsweise besitzt.

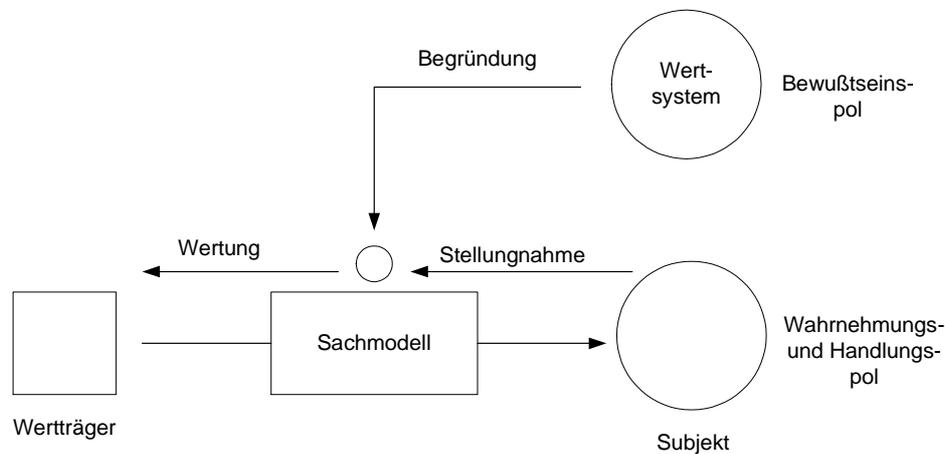
2.2.2 Charakteristika eines Bewertungsprozesses

Im diesem Abschnitt soll nochmals die Besonderheit des Bewertungsschritts herausgehoben werden. Technikbewertung besteht, wie schon erwähnt, aus den Schritten Analyse, Wirkungsforschung, Bewertung und Entscheidungsvorbereitung, analog dem Aufbau von Ökobilanzen: Sachbilanz, Wirkungsanalyse, Bewertung und Interpretation (vgl. Abschnitt 2.1.3). Beide Konzepte trennen also den Schritt Bewertung von der Entscheidung. Implizit wird dabei ausgegangen, daß die Akteure der Entscheidung und Bewertung voneinander abweichen können.

Ziel einer Bewertung ist es, eine Prioritätenbildung von Alternativen, d. h. eine vergleichende, ordnende oder quantifizierbare Einstufung, vorzunehmen (Grahl, Schmincke 1995), um eine Entscheidung vorzubereiten. "Technikbewertung kann die Entscheidungssituation für den Entscheider zwar verdeutlichen, aber niemals die Entscheidung ersetzen. Auch wird es nie gelingen, einen endgültigen Wertekatalog

mit einer eindeutigen Hierarchie dieser Werte zu erstellen, aus denen man dann die Entscheidung ableiten kann" (Mai 1994, S. 129).

Abbildung 2: Grundmodell der Bewertung (Hübler et al. 1993, S. 90)



In Abbildung 2 ist der Prozeß der Bewertung als Schema aufgezeichnet. Es wird deutlich, daß jede Bewertung eines Sachverhalts eine Verknüpfung einer Sachebene auf einer Wertebene darstellt (vgl. hierzu auch Bechmann 1978; Bechmann 1988; UBA 1995a). Dabei unterliegen Werte einem gesellschaftlichen Wandel und verändern sich im Lauf der Zeit, und sie werden nicht von allen gesellschaftlichen Gruppen in gleicher Weise getragen (VDI 1991b). Das bedeutet, daß es eine objektive, naturwissenschaftlich ableitbare und endgültige Bewertung nicht geben kann, sondern je nach Wertesystem mehrere Bewertungen des gleichen Sachverhalts.

Schwierigkeiten bei der Bewertung gibt es vor allem, wenn Wertungen nicht offen als Wertungen auftreten, explizit geäußerte Wertungen Angriffsfläche bieten und Werturteile der Geltung bedürfen (Bechmann 1978, S. 203). Daraus muß man ableiten, daß in die Wahl technischer Alternativen eingehende Wertungen deutlich genannt werden. Damit besteht eine bessere Diskussionsbasis, weil offen Dissens und Konsens herausgearbeitet werden kann und keine taktischen Scheingefechte geführt werden müssen. "Die Technikbewertung ist kein Allheilmittel und vermag keine schlechthin vollkommenen Lösungen zu bieten. Sie befreit aber andererseits im Rahmen des Möglichen von dem Bann des undurchschaubaren Geschehens und der Frustration des blinden, undurchdachten Handelns. Die Technikbewertung kann zur Ernüchterung und Versachlichung der Diskussion beitragen - gerade auch in kontroversen Fragen, bei denen im Rahmen eines methodisch stimmigen Verfahrens die Divergenzpunkte deutlich abgegrenzt und damit der wechselseitigen Kritik zugänglich gemacht werden" (Rapp 1988, S. 115). Ferner sollte diese Wertungen, zumal sie, vor allem wenn sie individuell geäußert werden, eher angreifbar sind, durch allgemeinere Begründungszusammenhänge, die mehr an gesellschaftlicher Verbindlichkeit besitzen, gestützt werden. Das erleichtert die Vermittelbarkeit.

2.2.3 Anforderungen an die Weiterentwicklung der Methodik im Kontext Technikbewertung

Deutlich wurde nach den obigen Ausführungen, daß es die Diskussion um die Bewertung nicht nur bei Ökobilanzen gibt, sondern daß sie eine lange Tradition hat. Leider gibt es fast keine Kopplung zwischen den "scientific communities" der Ökobilanzierer (Ökologen, Natur- und Wirtschaftswissenschaftler) und den Technikbewertern (Sozialwissenschaftler, Philosophen etc.), so daß am Anfang der Methodenentwicklung von Ökobilanzen die Meinung vorherrschte, daß die Daten der Sachbilanz allein aussagekräftig seien, eine bewertungsfreie Darstellung oder eine objektive Bewertung möglich sei.

Während die Technikbewertung ein umfassender Ansatz ist, der die unterschiedlichsten Aspekte berücksichtigt, stehen wir bei Ökobilanzen "nur" vor dem Problem, die ökologischen Aspekte zu bewerten. Auch dafür benötigt man jedoch ein Wertesystem. Wie beschrieben, liegt jedoch in unserem pluralistischen Gesellschaftssystem kein allgemein verbindlicher Wertekanon vor. Dies muß eine zu entwickelnde Methode berücksichtigen und die eingehenden Wertungen transparent darstellen. Außerdem muß sie den Entscheidungsprozeß unterstützen, indem sie das Ergebnis strukturiert, kommunizierbar und vermittelbar macht, Dissens und Konsens herausarbeitet und den Entscheidungsprozeß zeitnah begleitet und Anspruchsgruppen beteiligen kann.

Wesentliche Regeln für die Methodik sind daher die Trennung von Sach- und Wertebene und die Berücksichtigung der Wertpluralität.

Im nächsten Kapitel sollen vorhandene Bewertungsmethoden daraufhin untersucht werden und brauchbare Bausteine in eine Weiterentwicklung einfließen.

3 Analyse der vorhandenen Bewertungsmethoden

In diesem Kapitel sollen vorhandene Bewertungsmethoden untersucht werden. Dabei werden zwei Gruppen unterschieden. Im ersten Abschnitt werden Methoden dargestellt, die für den Bereich Ökobilanzen entwickelt worden sind bzw. für die Bewertung von Ökobilanzen verwendet werden. Im zweiten Abschnitt werden Übertragungsmöglichkeiten aus anderen Bereichen analysiert.

Ziel dieses Vergleichs ist es, die Methoden nach den in Kapitel 2 entwickelten Anforderungen zu analysieren. Diese Kriterien sind insbesondere

- Nachvollziehbarkeit und Verständlichkeit,
- Handhabbarkeit,
- Vollständigkeit,
- Übertragbarkeit,
- Trennung Sach-/Wertebene und
- Berücksichtigung der Wertpluralität.

In der vorliegenden Arbeit soll unter Methode ein planmäßiges Vorgehen zur Bewertungsfindung verstanden werden, in der geregelt wird, wie die Einflußgrößen der Bewertung gewonnen, strukturiert und miteinander verknüpft werden. Ein Bewertungsverfahren geht darüber hinaus und legt den Rahmen (Procedere) fest, während das Instrument Ökobilanz ein Konzept der ganzheitlichen Betrachtung der von Produkten ausgehenden Umweltbelastungen darstellt. Diese Festlegung und Einordnung der Begriffe ist in Tabelle 5 nochmals verdeutlicht worden.

Tabelle 5: Begriffseinordnung

| Begriff | Einordnung | | | |
|--------------------|---|--------------------------------------|--|-----------------------------------|
| Konzept | Ganzheitliche Betrachtung der von Produkten ausgehenden Umweltbelastungen | | | |
| Instrument | Ökobilanz als Gesamtverfahren | | | |
| Teilschritt | Untersuchungsrahmen | Sachbilanz | Wirkungsanalyse | Bewertung |
| Verfahren | Zieldefinition, Systembeschreibung, Bilanzraum | Aufnahme der Input- und Outputgrößen | Auswahl der Wirkkategorien, Charakterisierung, Klassifizierung | Gestaltung d. Bewertungsprozesses |
| Methoden | Regeln, Konventionen, Erfahrungswissen | Massen- und Energiebilanzen | fachwissenschaftliche Methoden abhängig v. der Wirkkategorie | mehrere Ansätze |

Im folgenden werden die Methoden in den nächsten Abschnitten unter folgenden Gesichtspunkten beschrieben:

- Zweck/Funktion,
- Anwendungsbereich,
- Akteure,
- Einordnung der Bewertung im Gesamtverfahren,
- Beschreibung der Bewertungsmethode und
- Akzeptanz.

Nach dieser Analyse werden dann die Konsequenzen für die Weiterentwicklung gezogen (vgl. Abschnitt 3.3).

3.1 Bereich Ökobilanzen

In diesem Abschnitt werden die bisher in der Diskussion stehenden Bewertungsansätze beschrieben. Bei der Einteilung der Bewertungsmethoden kann zum ersten zwischen verbalen (vgl. Abschnitt 3.1.1) und quantitativen Methoden unterschieden werden. Ein zweite Unterscheidung kann getroffen werden in Methoden, die direkt nach der Sachbilanz Anwendung finden (vgl. Abschnitt 3.1.2) und Methoden, die erst nach einer Wirkungsanalyse (vgl. Abschnitt 3.1.3) ansetzen. Außerdem kann eine Einteilung nach Art der Ableitung der Gewichtung erfolgen. Grob kann hier von vier Ansätzen ausgegangen werden:

- Ableitung aus Umweltstandards und -zielen,
- Bewertung durch Monetarisierung (externe Kosten),
- Orientierung an einer Leitgröße und
- sozialwissenschaftliche Methoden, z. B. Befragungen.

In der folgenden Tabelle 6 sind die Methoden und ihre Einteilung im Überblick dargestellt. Einzelheiten zu den Methoden sind in den jeweiligen Abschnitten zu finden.

Tabelle 6: Überblick über Bewertungsmethoden

| Bewertungsmethode | Wann? | Wie? |
|----------------------------|-----------------|------------------------|
| ABC-Analyse | Sachbilanz | verbal-argumentativ |
| Immissionsgrenzwertmethode | Sachbilanz | Umweltstandards |
| Stoffflußmethode | Sachbilanz | Umweltziele |
| EPS-Methode | Sachbilanz | Monetarisierung |
| Tellus-Methode | Sachbilanz | Monetarisierung |
| MIPS | Sachbilanz | Leitgröße |
| Kumulierter Energieaufwand | Sachbilanz | Leitgröße |
| Münchener Kreis | Wirkungsanalyse | Leitgröße |
| CML-NSAEL | Wirkungsanalyse | Umweltziele |
| CML-MET | Wirkungsanalyse | politische Umweltziele |
| CML-PANEL | Wirkungsanalyse | Befragung |
| Ökopunkte (Eco-Indicator) | Wirkungsanalyse | Umweltziele |
| IKP-Methodik | Wirkungsanalyse | einzelfallspezifisch |
| UBA | Wirkungsanalyse | Ökologische Gefährdung |
| C.A.U.-Methodik | Wirkungsanalyse | Befragung |

3.1.1 Verbale Bewertung am Beispiel der ABC-Methode

Eine Kategorie von Ansätzen verzichtet bewußt auf eine quantitative und formalisierte Bewertung und versucht durch eine verbal-argumentative Herangehensweise zu einer Gesamtbewertung zu kommen. Dabei können direkt die Sachbilanzdaten bewertet werden. Ein Schritt Wirkungsanalyse ist nicht explizit erforderlich. Zwei Hauptgruppen können bei diesem Ansatz unterschieden werden. Methoden, die unstrukturiert ohne Festlegung von Kriterien eine Abschätzung ggf. unter zu Hilfenahme von Expertenmeinungen vornehmen bzw. Methoden, die mit Hilfe eines Rasters und definierter Kriterien (standardisiert) eine Bewertung durchführen. Zu letzteren zählt z. B. die ABC-Analyse, die im folgenden beschrieben wird.

Zweck/Funktion

Die ABC-Analyse soll zur betrieblichen Entscheidungsfindung bei der ökologischen Bewertung von Prozessen und Produkten im Rahmen von Ökobilanzen genutzt werden. Dabei soll sie Teil eines umfassenden Umweltinformationssystems (Öko-Controlling) sein. "Leitidee des Öko-Controlling ist es, mit Hilfe des Instruments der Ökobilanz eine umweltaktive Unternehmensführung im Regelkreis handeln zu lassen mit dem Idealbild der Früherkennung, der Vorwärtssteuerung und Selbstregelung." (Stahlmann 1993, S. 142).

Anwendungsbereich

Diese Bewertungsmethode ist vor allem für die innerbetriebliche Entscheidungsfindung konzipiert worden. "Die Aufstellung einer ökologischen Buchführung nach

Maßgabe und Norm einer Behörde (z. B. des Umweltbundesamtes) mit der Möglichkeit einer externen Revision wird mit dieser Methode weniger gestützt als die Förderung eines auf freiwilliger Basis organisierten Umwelt-Audits bzw. Umwelt-Controlling" (Stahlmann 1993, S. 132).

Es ist noch anzumerken, daß die ABC-Analyse außerhalb der ökologischen Bewertung als Instrument zur Kontrolle und zur Senkung der Herstellungskosten und zur Ermittlung des relativen Umsatzanteils der einzelnen Produkte eines Sortiments dient (Ringeisen 1988, S. 536).

Akteure

Damit die Bewertung nicht in der Beliebigkeit landet, wird bei der ABC-Analyse von der Forschungsgruppe ein Bewertungsraster und eine systematische Herangehensweise vorgegeben. Die eigentliche Bewertung wird jedoch unternehmensintern vorgenommen, da Umweltwirkungen nie exakt naturwissenschaftlich und quantitativ bewertet werden können, sondern subjektive Einschätzungen und Werte mit einfließen, die dem Unternehmen nicht von außen aufgezwungen werden können.

Einordnung der Bewertung im Gesamtverfahren

Ausgehend von einer Sachbilanz, die den Bilanzraum Betrieb, Prozeß, Produkt oder Standort umfaßt, werden die gewonnenen Informationen, die für eine ökologische Schwachstellenanalyse Handlungsbedarf ausweisen, systematisch mit Hilfe eines Rasters einer Bewertung unterzogen. Ein Schritt Wirkungsanalyse wird nicht explizit ausgewiesen.

Beschreibung der Bewertungsmethode

"Die ABC-Analyse beruht auf dem Grundgedanken, daß häufig nur sehr wenige Faktoren ein Problem entscheidend prägen und damit die eigentlichen Schlüsselstellen bilden, die es zu beeinflussen gilt" (Ringeisen 1988, S. 536). Eine ABC-Gewichtung - diese erfolgt nicht als absolute Gewichtung - findet nach folgenden Kriterien statt (Stahlmann 1993):

- Einhaltung umweltrechtlicher/-politischer Anforderungen
- Gesellschaftliche Akzeptanz
- Gefährdungs-/Störpotential
- Internalisierte Umweltkosten
- Negative externe Effekte (vor- und nachgelagerte Prozesse)
- Erschöpfung nicht regenerativer/regenerativer Ressourcen.

Ergänzt wird diese qualitative Analyse durch eine Mengenbetrachtung (XYZ-Klassifizierung).

Akzeptanz

Eingebettet in ein umfassendes Umweltinformations- und Kontrollsystem, das laufend ergänzt, korrigiert und fortgeschrieben werden soll, kann diese Herange-

hensweise für ein Umweltgesichtspunkten gegenüber aufgeschlossenes Management der richtige Weg sein, betriebliche Prozesse ökologisch zu optimieren, da durch die firmeninterne Bewertung und den dadurch ausgelösten Diskussionsprozeß Verbesserungsmaßnahmen u.ä. eher umgesetzt werden können. Die externe Verwendung der Ergebnisse und deren Akzeptanz hängt jedoch stark von der Glaubwürdigkeit des Unternehmens, der Nachvollziehbarkeit und der Übereinstimmung mit der vorgenommenen Bewertung ab. Die Gefahr bei einer Bewertung mit unternehmensinternen Kriterien und Werten, eine zu positiven Sichtweise einzunehmen, ist vorhanden.

3.1.2 Bewertung von Sachbilanzdaten

Die im folgenden diskutierten Methoden bewerten direkt die Sachbilanzdaten und entwickeln für die einzelnen Emissionen (Luft, Wasser) oder Ressourcen bzw. Abfallarten Gewichtungsfaktoren.

3.1.2.1 Immissionsgrenzwertmethode

Zweck/Funktion

Die Immissionsgrenzwertmethode wurde speziell für die mediale Aggregation von Emissionen entwickelt. Sie aggregiert und gewichtet Emissionen mit Umweltstandards - Oberbegriff für Grenzwerte, Richtwerte, Richtlinien (vgl. zu der Vielfalt der Definitionen (VDI 1990)) -, um die Ergebnisse der Sachbilanz zu wenigen Kennzahlen zusammenzufassen.

Anwendungsbereich

Das bekannteste Konzept, das mit Grenzwerten arbeitet, ist dasjenige der "kritischen Belastungen". Es wurde vom Bundesamt für Umweltschutz (Schweiz) in der ersten Studie über Ökobilanzen von Packstoffen angewandt (BUS 1984) und in der Aktualisierung dieser Studie 1990 fortgeführt (BUWAL 1991). Eine weitere Aktualisierung verzichtete jedoch auf eine Bewertung (BUWAL 1996). Mit dieser Methode können nur die luft- und wassergetragenen Emissionen gewichtet werden. Für die anderen Input- und Outputgrößen werden nur summarische Kennzahlen für Energie und Abfall über den Lebensweg gebildet, ohne z. B. beim Abfall zwischen den unterschiedlichen Abfallarten zu unterscheiden.

Akteure

Die Gewichtung mit Grenzwerten ist der zentrale Gedanke dieser Methode. Deshalb ist von zentraler Bedeutung, wer diese festlegt und wie diese gewonnen werden. Grundgedanke bei der Festlegung von Grenzwerten ist die Annahme, daß es eine Wirkungsschwelle gibt, unterhalb derer keine Effekte des Stoffes (NEL: no effect level) bzw. keine beobachtbaren Effekte (NOEL: no observed effect level) auftreten

und oberhalb derer ein dosisabhängiger Anstieg der Wirksamkeit erfolgt (Kortenkamp 1990, S. 282). Dies trifft jedoch z. B. für mutagene und kanzerogene Stoffe nicht zu. Dort beginnt die Schädigung bei der kleinsten Dosis. Bei der Ableitung der Grenzwerte werden die in Tierversuchen ermittelten Werte mit einem Sicherheitsfaktor multipliziert und auf den Menschen übertragen, hinzu kommt ein Abwägungsprozeß der ökonomischen und technischen Gegebenheiten. Die Festlegung der Grenzwerte erfolgt auf unterschiedlichen Ebenen. So muß man zwischen staatlichen Regelungen (TA Luft, Trinkwasserverordnung) und Richtwerten von Vereinen oder Berufsverbänden wie dem VDI, den DIN-Ausschüssen und dem Deutschen Verein von Gas- und Wasserfachmännern e.V. (DVGW) unterscheiden. In den Entscheidungsprozeß bei der Grenzwertfestlegung geht eine Mischung zwischen naturwissenschaftlichen Erkenntnissen und Wertungen unterschiedlicher Akteure ein (Mayntz 1990).

Einordnung der Bewertung im Gesamtverfahren

Die Immissionsgrenzwertmethode trennt nicht explizit zwischen Wirkungsanalyse und Bewertung. Eine implizite Wirkungsanalyse erfolgt, indem durch die Gewichtung mit Grenzwerten indirekt Dosis-Wirkungsbeziehungen einbezogen werden.

Beschreibung der Bewertungsmethode

Mit Grenzwerten werden nur die Medien Luft und Wasser beurteilt, d. h. gewichtet. Dabei wird davon ausgegangen, "daß für jeden in das Medium Luft oder Wasser abgegebenen Schadstoff ein Volumen berechnet wird, welches durch die Anwesenheit des Schadstoffes bis an den gesetzlichen Grenzwert belastet wird (kritische Belastung)" (BUWAL 1991, S. 107). Dies erfolgt durch die Rechnung:

$$\text{kritisches Volumen} = \frac{\text{Emission Schadstoff } i}{\text{Grenzwert Schadstoff } i}$$

Emission: Einheit (g/Produkt)

Grenzwert: Einheit (mg/m³)

Diese für einzelne Schadstoffe berechneten Teilvolumina werden dann zu einem gesamten "kritischen Luft- bzw. Wasservolumen" addiert.

Akzeptanz

Die Immissionsgrenzwertmethode wird z. T. für die Bewertung von Ökobilanzen angewandt, jedoch gibt es einige Nachteile und Schwächen:

- Diese Methode bleibt bei der medienspezifischen Sichtweise stehen und verhindert dadurch einen systemaren Zugang.
- Die konkrete Belastungssituation wird mit dieser Methode nicht berücksichtigt.
- Immissionsgrenzwerte gibt es z.Zt. nur für insgesamt 13 Stoffe (Hulpke 1993), obwohl das Emissionskataster der Länder ca. 1000 Stoffe ausweist

(Kalmbach, Schmölling 1986, S. 129). Hilft man sich mit anderen Grenzwerten aus, besteht die Gefahr, daß die innere Struktur der Gewichtung verloren geht, da nicht die absolute Höhe, sondern das Verhältnis der Werte zueinander entscheidend ist.

- Da bei Herstellung, Gebrauch und Entsorgung des Produktes in unterschiedlichen Ländern Emissionen entstehen, stellt sich die Frage, welcher Grenzwert aus welchem Land genommen wird. Gibt es für Deutschland schon unterschiedliche Regelungen z. B. im Bereich Luftverunreinigungen, so wird es noch unüberschaubarer, wenn man Umweltstandards weltweit betrachtet. So gibt es beispielsweise für Schwefeldioxid insgesamt 85 Richtwerte, die im Bereich von 0,025-10 mg/m³ liegen unter Angabe unterschiedlichster Meßvorschriften und Anmerkungen (BMZ 1993, S. 423ff).
- Die Gefahr, den Streit über die Höhe und die Findung von Grenzwerten in den Bereich Ökobilanzen zu verlagern, ist groß.
- Durch die Aggregation in vier Kennzahlen bleibt die Gesamtbewertung aus, da die Methode offen läßt, wie die Gewichtung zwischen diesen Kennzahlen erfolgt.

3.1.2.2 Ansatz der ökologischen Knappheit: Stoffflußmethode

Zweck/Funktion

Unter dem Begriff Stoffflußmethode werden Ansätze eingeordnet, die die einzelnen Emissionsmengen unter dem Aspekt der ökologischen Knappheit - sie ist gleich der Relation zwischen Belastbarkeit einer Umweltressource und der heutigen Belastung (Ahbe 1990, S. 6) - vergleichen. Dies ist nach Müller-Wenk möglich, da die ökologische Knappheit, z. B. die Verunreinigung des Wassers und den Verbrauch von Kupfer - zwei Einwirkungsarten auf die Umwelt, die qualitativ verschieden sind -, quantitativ vergleichen kann (Müller-Wenk 1978, S. 35).

Anwendungsbereich

Entwickelt wurde diese Methode in den 70er Jahren als Meßsystem für Betriebe (ökologische Buchhaltung), um die Umweltauswirkungen systematisch, regelmäßig und nach verbindlichen Vorschriften zu erfassen. Erst später wurden die gewonnenen Faktoren für die Bewertung von Ökobilanzen benutzt.

Akteure

Die Bestimmung der ökologischen Knappheit ist die zentrale Komponente dieser Methode. Dabei ist es wichtig, wie und wer die zulässige Umweltbelastung festlegt, außerdem spielt es eine Rolle, welche Umwelteinwirkungen überhaupt ausgewählt werden. Nach Braunschweig kann der kritische Fluß, d. h. die maximale zulässige Umweltbelastung, durch gesetzliche Normen und völkerrechtliche Verpflichtungen, durch politische Zielvorgaben mit Konsenscharakter und Aussagen anerkannter Gremien oder Fachleute bestimmt werden (Braunschweig 1993, S. 51).

Einordnung der Bewertung im Gesamtverfahren

Eine explizite Trennung in die Schritte Wirkungsanalyse und Gesamtbewertung ist auch mit dieser Methode nicht möglich. Die Auswahl der Umwelteinwirkungen, für die die ökologische Knappheit bestimmt wird, ist eine Sammlung aus medien- und wirkungsspezifischen Kategorien.

Beschreibung der Bewertungsmethode

Für die Bestimmung der ökologischen Knappheit gibt es unterschiedliche Ansätze. Zur Anwendung kommt eine lineare Funktion, die als Superposition einzelner toxi-kologischer Schadenskurven interpretiert werden kann. Der gewonnene Faktor wird als Umweltbelastungspunkt (UBP) - früher: Ökofaktor - bezeichnet und wird aus dem Verhältnis Ist-Belastung (F) und kritischer Belastung (F_k) gebildet. Als Normalisierungsgröße fließt die kritische Belastung nochmals ein, damit eine stärkere Gewichtung der kleineren kritischen Belastungsgrößen stattfindet. Die Multiplikation mit einem dimensionslosen Faktor ($c=10^{12}$) erleichtert die Handhabbarkeit. Mit diesen Randbedingungen hat die Bestimmungsformel der Umweltbelastungspunkte folgende Form:

$$UBP = \frac{F \cdot c}{F_k \cdot F_k}$$

Umweltbelastungspunkte wurden für sieben Luftindikatoren (NO_2 , SO_2 , CO_2 , H-C, HCL, CH_4 , FCKW), sechs Wasserindikatoren (DOC, Phosphor, Chlorid, Nitrat, Sulfat, Ammonium), den Energieverbrauch, zwei Abfallarten (Siedlungs- und Sonderabfall), Bodenverbrauch und Lärm berechnet (Braunschweig 1993). Dabei wurde vor allem die Belastungssituation in der Schweiz berücksichtigt. Um zu einer Gesamtbewertung zu kommen, werden die Sachbilanzdaten mit den entsprechenden Umweltbelastungspunkten multipliziert und über alle Umweltwirkungen zu einer Kennzahl aufsummiert.

Akzeptanz

Mit der Stoffflußmethode ist der Vergleich zweier Produkte einfach möglich: entweder hat A mehr Umweltbelastungspunkte als B, weniger oder gleich viel. Trotzdem gibt es an der Methode einige Kritikpunkte:

- Die Aggregation zu einer Kennzahl suggeriert eine einfache Antwort auf komplexe Fragen. Außerdem sind Zahlen in unserer Gesellschaft Ausdruck von Objektivität, ohne daß sichtbar wird, welche subjektiven Annahmen bei ihrer Berechnung getroffen worden sind, um zu diesem Ergebnis zu gelangen.
- Eine Übertragung der Faktoren auf andere Länder ist sehr fragwürdig, da bei der Ableitung der Umweltbelastungspunkte auf schweizerische Verhältnisse zurückgegriffen wurde.

3.1.2.3 EPS Enviro-Accounting Methode

Zweck/Funktion

Die EPS - (Environmental Priority Strategies in product design) Methode wurde vom Schwedischen Umweltforschungsinstitut in Zusammenarbeit mit Industrieunternehmen entwickelt und soll ein ganzheitlicher Zugang sein, um Umweltauswirkungen zu bewerten (Steen 1992). Konzipiert ist sie als Buchhaltungssystem. Es sollen gleichzeitig der monetäre Wert einer Umweltqualität und auch ihre Veränderung berücksichtigt werden. Vor kurzem wurde eine Aktualisierung der Werte vorgenommen (Steen 1996).

Anwendungsbereich

Diese Methode wurde speziell für die Bewertung von Produktökobilanzen entwickelt, um mit Hilfe einer ökologischen Produktgestaltung und -entwicklung eine "Nachhaltige Entwicklung" zu unterstützen.

Akteure

Die EPS-Methode betont den subjektiven Charakter der Bewertung und setzt den Schwerpunkt auf die Aspekte der Bewertung, "where individuals decide how much of their "working capacity" they are willing to allocate to influence the state of the environment" (Steen 1992, S. 9). Die Forschungsgruppe benutzt den "Willingness to pay"-Ansatz (Zahlungsbereitschaftsanalyse) und wertet unterschiedliche Statistiken und Studien aus, um zu den in der Bewertung benutzbaren Daten zu kommen. Dabei werden immer zwei Werte angegeben: ein Mittelwert und die Standardabweichung. Der Bewertungsprozeß selbst ist jedoch ein formaler Prozeß.

Einordnung der Bewertung im Gesamtverfahren

Der EPS-Ansatz unterscheidet nicht explizit zwischen Wirkungsanalyse und Gesamtbewertung, sondern die Sachbilanzdaten werden direkt mit Umweltbelastungsindizes verknüpft. Diese einzelnen Umweltbelastungswerte haben die gleiche Dimension (ELU: Environmental Load Units) und können zu einem Gesamtbelastungswert aufaddiert werden.

Beschreibung der Bewertungsmethode

Die Herangehensweise der EPS-Bewertungsmethode ist es, erstens einer Umweltveränderung einen Wert zuzuordnen und zweitens abzuschätzen, welcher Anteil einer Emission, Ressourcenentnahme oder einer anderen Aktivität zu der Umweltveränderung beiträgt. Zuerst werden für die fünf schützenswerten Umweltbereiche - Artenvielfalt, Produktion, menschliche Gesundheit, Ressourcen und ästhetische Werte - Einheitswirkungen definiert und ihnen Werte, die über Zahlungsbereitschaftsanalysen (empirische Daten) gefunden worden sind, zugeordnet. Beispielsweise werden für menschliche Gesundheit als Einheitswirkung zusätzliche Todesfälle, schwere und leichte Krankheit, schwere und leichte Beeinträchtigung genannt. Diese werden in Environmental Load Units (ELU) ausgedrückt. Danach werden für

jede Emission oder Ressourcenentnahme noch Faktoren für die geographische Ausbreitung oder die betroffenen Personen, für die Intensität, die Dauer und den Beitrag (pro kg) bestimmt. Diese Faktoren werden durch Multiplikation verknüpft. Ergebnis der Berechnung sind Umweltbelastungsindizes (ELU/kg) für jede Einheitswirkung, die durch die Emission erzeugt wird. Diese können dann noch zu einem Gesamtumweltbelastungsindex addiert werden.

Akzeptanz

Eine Anwendung dieser Bewertungsmethode im deutschsprachigen Raum ist nicht bekannt. Der formale Rechenschritt "Multiplikation der Emission mit ihrem Belastungsindex" ist leicht nachvollziehbar, während die Herleitung des Umweltbelastungsindizes recht kompliziert ist. Der Ansatz, mehrere Kriterien miteinander zu koppeln - monetäre und auswirkungsbezogene - erscheint interessant, weil subjektive Einschätzungen über eine wünschenswerte Umwelt und wissenschaftliche Erkenntnisse über Umwelt miteinander verknüpft werden. Die Transparenz der Bewertung ist jedoch in der jetzigen Form nicht gewährleistet.

Ein Evaluationsprojekt untersuchte auch die EPS-Methode (Braunschweig 1994) und bewertete die weltweiten Emissionen und Ressourcen (Global Ecobalance). Dabei bestimmte allein der Verbrauch von Silber zu 26 % das Gesamtergebnis und mit noch drei weiteren Stoffen (CO₂: 19 %, Ölverbrauch: 11 % und Platin: 10 %) kommt man auf über die Hälfte der Gesamtbelastung. Es kann daher vermutet werden, daß mit dieser Methode vor allem der Ressourcenverbrauch hoch bewertet wird.

3.1.2.4 Tellus-Methode

Zweck/Funktion

Die Tellus-Studie benutzt Vermeidungskosten zur Bewertung. Zu den Vermeidungskosten gehören alle Kosten, die überwiegend durch technische Lösungen entstehen, um die Umweltauswirkungen zu reduzieren. Zu diesen Kosten gehören auch Planungs-, Überwachungs- und Beseitigungskosten (Tellus 1992).

Anwendungsbereich

Diese Methode wurde in den USA entwickelt, um unterschiedliche Verpackungsmaterialien zu untersuchen und zu bewerten.

Akteure

In dem Ansatz werden humantoxikologische Erkenntnisse und Forschungsergebnisse im Bereich Monetarisierung benutzt, d. h. der Forschungsstand und die Diskussion im Bereich Toxikologie und Wirtschaftswissenschaften fließen in die Bewertung ein.

Einordnung der Bewertung im Gesamtverfahren

Der Ansatz bewertet direkt Sachbilanzdaten und beschränkt sich vor allem auf Emissionen, die der menschlichen Gesundheit schaden. Der Ansatz unterscheidet zwischen Luftschadstoffen, Treibhausgasen und gefährlichen Schadstoffen. Die Bewertung erfolgt in zwei Stufen. In einer Art Wirkungsanalyse werden für die gefährlichen Schadstoffe Krebsrisikofaktoren herangezogen. Bei nicht krebserzeugenden Stoffen wird als vergleichbarer Faktor die tägliche Dosis (oral) benutzt, bei der noch keine Schäden auftreten. Über einen Äquivalenzfaktor werden dann die krebserzeugenden mit den nicht krebserzeugenden Stoffen vergleichbar gemacht (Ranking). In einem zweiten Schritt werden dann die Vermeidungskosten über Extrapolation (Referenzsubstanz ist Blei) bestimmt.

Beschreibung der Bewertungsmethode

In der Studie werden Vermeidungskosten angegeben und zwar in der Form \$ pro lb Emission (vgl. Tabelle 7). Diese werden für die Substanzen nicht im einzelnen ermittelt, sondern die Vermeidungskosten von Blei (\$ 1.600) werden benutzt, um die Kosten für die anderen Schadstoffe zu ermitteln. Beispielsweise hat Cadmium ein dreifach höheres Schadenspotential als Blei, somit liegen die Vermeidungskosten für Cadmium bei \$ 4.800. Eine Aufaggregation zu einem Gesamtwert und damit ein einfacher Vergleich ist dadurch möglich.

Tabelle 7: Beispiele für Vermeidungskosten für Schadstoffe (Tellus 1992, S. 22-24)

| Schadstoff | Preis (\$/lb*) |
|-------------------|-----------------------|
| SO _x | 5,85 |
| NO _x | 3,63 |
| Blei | 1.600 |
| Arsen | 22.658 |

* lb = Amerikanisches Pfund (0,4531 kg)

Akzeptanz

Wie bei der Festlegung von Grenzwerten gibt es bei der Bestimmung der monetären Kosten unterschiedliche Herangehensweisen (Schadenskosten, Schadensvermeidungskosten und Zahlungsbereitschaftsanalysen) und auch unterschiedliche Einschätzungen über die Höhe der Geldbeträge. So schreiben die Autoren, daß ermittelte Vermeidungskosten für Blei zwischen \$ 520 und \$ 4.621 liegen und arbeiten dann mit einem Mittelwert (Tellus 1992, S. 10). Auch sind für viele Stoffe keine Werte über externe Kosten verfügbar, so daß wie beschrieben häufig Extrapolationen notwendig sind und damit eine originäre Bewertung der einzelnen Schadstoffe entfällt.

3.1.3 Bewertung von Wirkpotentialen

Ansätze zur Bewertung von Wirkpotentialen (zum Begriff vgl. S. 66ff) zeichnen sich dadurch aus, daß nicht einzelne Stoffe und Emissionen bewertet werden, sondern Emissionen und andere Input- bzw. Outputgrößen zuerst zu Wirkkategorien zugeordnet und aggregiert werden, bevor die Bewertung eine Gewichtung zwischen den Kategorien vornimmt. Da keine raum- und zeitbezogenen Angaben bei Ökobilanzen vorliegen, wird der Begriff des Wirkpotentials benutzt, um ihn gegenüber Analysen abzugrenzen, bei denen konkrete Wirkungen unter Einbezug der Vorbelastungen ermittelt werden.

3.1.3.1 CML-Methode

Zweck/Funktion

Die CML-Methode wurde am Centrum voor Milieukunde in Leiden/Niederlande (Heijungs et al. 1992) entwickelt. Sie versucht, die Auswirkungsseite stärker zu berücksichtigen. Emissionen mit gleichen Wirkungen, z. B. der Treibhauseffekt, sollen medienübergreifend zusammengefaßt werden, um so eine Einzelstoffbewertung zu vermeiden.

Anwendungsbereich

Diese Methode wurde speziell für Ökobilanzen entwickelt und knüpft an den in nationalen und internationalen Gremien favorisierten Aufbau von Ökobilanzen (Zieldefinition, Sachbilanz, Wirkungsanalyse, Bewertung) an. Vor allem in den Niederlanden findet die Methodik Anwendung und wird laufend fortentwickelt. Die Bestimmung und Aggregation von Wirkungspotentialen spielen aber auch außerhalb der Diskussion von Ökobilanzen in der Umweltschutzdiskussion eine bedeutende Rolle. So werden z. B. mit den GWP-Faktoren (Global Warming Potential) klimawirksame Spurengase bewertet.

Akteure

Die Diskussion über die Aggregationsmodelle innerhalb der ausgewählten Wirkkategorien findet innerhalb der einzelnen Fachwissenschaften statt. Die Modelle unterscheiden sich z.T. hinsichtlich des Betrachtungszeitraums, den Annahmen und Randbedingungen. Die Diskussion über die Auswahl der zu betrachtenden Wirkkategorien ist interdisziplinär zu führen. Dabei ist der Schritt vom Erkennen (kognitive Komponente) zum Anerkennen (normative Komponente) von Umweltproblemen ein wichtiger Aspekt, der auch außerhalb naturwissenschaftlicher Betrachtungsweise liegt. Für die Gewichtung zwischen den Wirkkategorien werden Faktoren gewonnen, indem Expertenbefragungen, politische Ziele und Vergleiche der Soll/Istbelastung herangezogen werden, so daß eine breite Sichtweise in die Bewertung einfließen kann.

Einordnung der Bewertung im Gesamtverfahren

Die gewonnenen Sachbilanzdaten werden verschiedenen Wirkkategorien zugeordnet. Dieser Schritt wird als Klassifizierung bezeichnet. Danach erfolgt durch Äquivalenzfaktoren die Aggregation innerhalb der Wirkkategorien (Ermittlung des Umweltprofils). Danach werden die ermittelten Index-Werte mit der weltweiten Belastung innerhalb der jeweiligen Wirkkategorie normalisiert, so daß am Ende der Wirkungsanalyse dimensionslose Kenngrößen vorliegen. Die eigentliche Bewertung schließt sich daran an, wobei unterschiedliche Gewichtungsmethoden herangezogen werden können.

Beschreibung der Bewertungsmethode

In der Literatur sind drei Ansätze aus den Niederlanden zu finden, die aufbauend auf der CML-Systematik eine Gesamtbewertung beschreiben. Eine Zusammenstellung der aus diesen drei Ansätzen resultierenden Gewichtungsfaktoren ist in Tabelle 8 zu sehen.

- **NSAEL (No significant adverse effect level) -Methode (Distance-to-target)**

Diese Methode verfolgt einen rechnerischen Ansatz, indem die Gesamtbelastung innerhalb einer Wirkkategorie pro Jahr (E_i) zu der gerade noch tolerablen Belastung (R_i) in Relation gesetzt wird (Kortmann et al. 1994). Da bei gleicher oder geringerer Gesamtbelastung als der Belastung, bei der keine ökologischen Schäden bekannt sind, die Wirkkategorie für die Gesamtbewertung nicht relevant sein soll, wird der Gewichtungsfaktor (W_i) wie folgt bestimmt:

$$W = w * [E - R]/R, \text{ wobei } W = 0 \text{ für } E < R$$

mit

W: Gewichtungsfaktor

E: Gesamtbelastung innerhalb einer Wirkkategorie pro Jahr

R: tolerable Belastung, bei der keine ökologischen Schäden auftreten

w: inter-effect-weight,

wobei dieser Faktor ohne nähere Begründung gleich eins gesetzt wird.

- **PANEL-Methode**

Ein ausgewählter Personenkreis, der von der gleichen Informationsbasis ausgehen soll, wird sich in einem Einigungsprozeß über die Bewertungskriterien klar und bestimmt Gewichtungsfaktoren. Dieser Ansatz wurde bisher nur an einer nichtrepräsentativen und sehr kleinen Gruppe getestet, so daß die Ergebnisse kritisch zu beurteilen sind (Kortmann et al. 1994).

- **MET-Methode**

Zur Gewinnung von Gewichtungsfaktoren werden Zielgrößen aus der niederländischen Umweltpolitik eingebaut (Braunschweig et al. 1994).

Tabelle 8: Zusammenstellung der Gewichtungsfaktoren (CML)

| Wirkkategorie | NSAEL | PANEL | MET |
|----------------------|--------------|--------------|------------|
| Ozonabbau | 20 % | 23 % | 38 % |
| Treibhauseffekt | 7% | 24 % | 5,1 % |
| Versauerung | 47 % | 18 % | 9,3 % |
| Eutrophierung | 21 % | 22 % | 15,8 % |
| Ressourcen | | | 5,2 % |
| Photooxidantien | | | 11,4 % |
| Humantoxizität | 5 % | 13 % | 15,2 % |
| Summe | 100 % | 100 % | 100 % |

Akzeptanz

Der Aufbau der CML-Methodik - Trennung in die Schritte Sach-, Wirkungsanalyse und Gesamtbewertung - entspricht den nationalen und internationalen Normungsbemühungen, so daß diese Herangehensweise sich eher durchsetzen wird als die Einzelstoffbewertung. Außerdem ist die explizite Trennung in eine naturwissenschaftlich begründete Aggregation innerhalb der einzelnen Wirkkategorien und einer Gesamtbewertung zwischen den Wirkkategorien hilfreich, um bei strittigen Fragen die komplexe Problematik trennen zu können, wo Konsens und Dissens vorliegen.

Der Schritt der Normalisierung als Baustein der Bewertung hilft bei der Interpretation der Daten. Nur ist durch die Wahl eines weltweiten Bezugsraumes die Datensicherheit und -qualität nicht gewährleistet.

Zur Ableitung der Gewichtungsfaktoren sind Ansätze benutzt worden, die jedoch z. T. sehr speziell auf die niederländische Situation zugeschnitten sind. So ist die Diskussion um politische Umweltziele in den Niederlanden weiter fortgeschritten als in der Bundesrepublik, wo erst Ende April 1998 mit der Veröffentlichung des Entwurfes eines umweltpolitischen Schwerpunktprogrammes erste Schritte in diese Richtung unternommen wurden (BMU 1998). Mit der Entwicklung eines nationalen niederländischen Umweltpolitikplans (National Environmental Policy Plan - NEPP) wurde sehr früh begonnen, zeitlich gestaffelt kurzfristige und langfristige quantifizierte Ziele zum Abbau von Umweltbelastungen aufzustellen (RIVM 1992). Auf dieser Basis können dann leichter anerkannte Gewichtungsvorschläge für die Bewertung von Ökobilanzen gewonnen werden.

Bei dem Ansatz der Expertenbefragung ist die Zahl der Befragten zu gering. Auch die Bewertung mit Ansätzen, die über tolerable Belastungen (Konzept der kritischen Tragekapazitäten) Gewichtungen gewinnt, steht erst am Anfang, da nur für einige Wirkkategorien, z. B. Versauerung, Werte für die Bundesrepublik Deutschland vorliegen (Nagel 1994).

3.1.3.2 Bewertung von Wirkpotentialen mit Ökopunkten

Zweck/Funktion

In den Niederlanden wurde der Ansatz der Ökopunkte um den Schritt Wirkungsanalyse erweitert. Die Eco-Indicator Methode wurde entwickelt, um einfach und schnell ökologische Aspekte im Konstruktionsprozeß zu integrieren, d. h. der Ingenieur kann dieses Instrument während seiner normalen Produktentwicklungstätigkeit benutzen. Für diesen Zweck muß die Ökobilanz ein klares Ergebnis erzeugen und nicht nur eine Anzahl von Wirkpotentialen, die von einem Konstrukteur schwer zu interpretieren sind (Goedkopp 1995).

Anwendungsbereich

Dieser Ansatz soll bei der Entwicklungs- und Konstruktionstätigkeit der Ingenieure innerhalb der Unternehmen genutzt werden. Dieses Instrument ist nicht entwickelt worden für einen öffentlichen Vergleich von Produktalternativen oder für die Vergabe von Umweltzeichen. Hierfür sind nach Aussage der Autoren komplexere Methoden notwendig.

Akteure

Der Ansatz verzichtet auf eine eigenständige Kategorie Ressourcen, da von den Autoren argumentiert wird, daß die Inanspruchnahme und damit Verknappung der Ressourcen eher ein ökonomisches denn ein ökologisches Problem darstellt. Für den Bereich Human- und Ökotoxizität werden nach Einschätzung der Autoren nur die relevanten Problemfelder für Europa erfaßt: Krebserzeugende Substanzen, Winter-Smog, Schwermetalle und Pestizide. Eine Aggregation in den Kategorien erfolgt entweder mit Äquivalenzfaktoren (GWP etc.) oder mit Grenzwerten. Für die Bewertung werden wissenschaftliche Zielwerte (Distance-to-target-Ansatz) benutzt, die vor allem aus einem Bericht eines niederländischen Instituts über den Zustand der Umwelt in Europa stammen. Dabei waren jedoch Übertragungen und weitere Annahmen der Autoren notwendig.

Einordnung der Bewertung im Gesamtverfahren

Der Eco-Indicator Ansatz trennt zwischen Sachbilanz, Wirkungsanalyse und Bewertung und ist explizit für den Bezugsraum Europa entwickelt worden. Als Endergebnis werden für einzelne Materialien und Prozeßschritte Ökopunkte angegeben, so daß der Entwickler, ohne die einzelnen Schritte der Ökobilanz nachvollziehen zu müssen, die benötigten Mengen und Prozesse mit den Ökopunkten multipliziert und zu einer Kennzahl aufaddieren kann. Die Methode ist auch als Computerprogramm implementiert (SimaPro 3.0).

Beschreibung der Bewertungsmethode

Die Bewertung erfolgt in zwei Schritten: die Ergebnisse der Wirkungsanalyse werden zu den jeweiligen europäischen Belastungsdaten in Bezug gesetzt (Normalisierung) und im nächsten Schritt mit Gewichtungsfaktoren multipliziert

und aufaddiert. Für die Normalisierungsdaten müssen für einige Kategorien und bestimmte Länder vor allem in Osteuropa Extrapolationen durchgeführt werden. Dies erfolgt mit Hilfe des Energieverbrauchs, da angenommen wird, daß dieser die Industriestruktur eines Landes und seine Emissionen am besten spiegelt. Die Gewichtungsfaktoren werden durch den Distance-to-target-Ansatz gewonnen, indem versucht worden ist, die Wirkungen auf vergleichbare Schäden zu beziehen und zwar auf einen Toten pro eine Million Einwohner pro Jahr, Gesundheitsschäden durch Smog-Perioden und eine Beeinträchtigung des Ökosystems von 5 %. Anschließend werden Reduktionsfaktoren durch den Vergleich zwischen Ist- und Sollzustand bestimmt. In Tabelle 9 sind sie zusammengestellt. Ozonzerstörung ist mit deutlichem Abstand die Kategorie, die am stärksten gewichtet wird, während Treibhauseffekt und Sommer-Smog die niedrigste Priorität erhalten.

Akzeptanz

Die Ermittlung der Gewichtungsfaktoren ist wegen der Kürze der Darstellung (vier Seiten) schwer nachzuvollziehen. Auch ist der Versuch, für eine Wirkkategorie äquivalente Schäden zu definieren, selbst nach Meinung der Autoren ein sehr subjektiver Schritt. Die Methode wurde in Kooperation mit Industrieunternehmen in den Niederlanden entwickelt und in einem Workshop von Entwicklern getestet. Eine Anwendung in Deutschland ist nicht bekannt.

Tabelle 9: Zusammenstellung der Gewichtungsfaktoren (Eco-Indicator)

| Wirkkategorie | Reduktionsfaktor | Relative Gewichtung (in %) |
|------------------------|-------------------------|-----------------------------------|
| Treibhauseffekt | 2,5 | 1,5 |
| Ozonzerstörung | 100 | 60,6 |
| Versauerung | 10 | 6,1 |
| Eutrophierung | 5 | 3 |
| Sommer-Smog | 2,5 | 1,5 |
| Winter-Smog | 5 | 3 |
| Pestizide | 25 | 15,2 |
| Schwermetalle | 5 | 3 |
| Krebserzeugende Stoffe | 10 | 6,1 |

3.1.3.3 Vorgehen des UBA in der Verpackungsbilanz

Zweck/Funktion

Der Ansatz des Umweltbundesamtes entspricht ebenso wie die CML-Methodik dem Aufbau Sachbilanz, Wirkungsanalyse und Gesamtbewertung, da aus den Erfahrungen mit den Ergebnissen der Sachbilanz zu Getränkeverpackungen deutlich wurde, daß die Sachbilanz alleine keine vergleichenden Aussagen über Vor- und Nachteile der untersuchten Verpackungen erlaubt (Presse-Information Nr. 45/94 des Umweltbundesamtes).

Anwendungsbereich

Nach Abschluß des von drei Instituten (FhG-ILV München, IFEU Heidelberg, GVM Wiesbaden) durchgeführten Forschungsvorhabens "Ökobilanzen für Verpackungen", das sich auf die Erarbeitung von Sachbilanzen beschränkte, führte das Umweltbundesamt eine Wirkungsanalyse und Bewertung durch (Schmitz 1995), um erstens Ergebnisse für die Einweg/Mehrwegdiskussion bei Getränkeverpackungen zu gewinnen und zweitens die Methodik Ökobilanz weiterzuentwickeln.

Akteure

Genau wie beim CML-Ansatz findet die ökologische Bewertung innerhalb der Wirkkategorien durch die einzelnen Fachwissenschaften statt, wohingegen die Auswahl der Wirkkategorien eine nicht objektiv begründbare Entscheidung ist. So unterscheiden sich die Listen der zu betrachtenden Kategorien von CML und UBA in gewissen Punkten. In die Gesamtbewertung - Gewichtung zwischen den gewählten Wirkkategorien - sollen neben der Berücksichtigung von Kriterien wie Reversibilität u. ä. die Umweltpräferenzen der Bevölkerung einbezogen werden.

Einordnung der Bewertung im Gesamtverfahren

Wie der CML-Ansatz sieht auch die UBA-Methodik eine explizite Trennung der Schritte Bilanzierungsziel, Sachbilanz, Wirkungsanalyse und Gesamtbewertung vor.

Beschreibung der Bewertungsmethode

Das Ergebnis jeder Wirkkategorie wird grafisch als relativer Paarvergleich dargestellt. Aufgenommen werden nur die Größen, die einen Unterschied von mindestens 20 % ergeben. Da der Bereich Human- und Ökotoxizität als Einzelstoffbewertung durchgeführt wird, werden diese Bereiche gesondert aufgeführt. Die Bewertung erfolgt dann durch die Verknüpfung der Größen "Paarvergleich, spezifischer Beitrag (Normalisierung) und ökologische Bedeutung", die für jede Wirkkategorie ermittelt werden.

In der Wichtung mit dem spezifischen Beitrag wird der Anteil eines Produktes an den Gesamtbelastungen - Bezugsrahmen Bundesrepublik Deutschland - innerhalb der jeweiligen Wirkkategorie ermittelt. Dies erfolgt zuerst als Rechenoperation:

$$\text{spezifischer Beitrag} = \frac{\text{Ergebnis Wirkungskategorie}}{\text{Gesamtwirkungspotential}}$$

Nach der quantitativen Ermittlung des spezifischen Beitrags wird bei dem Vergleich zweier Produkte jeweils der Beitrag mit dem geringeren Wert angesetzt und innerhalb einer Produktalternative fünf Klassen von sehr groß bis gering (verbale Beschreibung) zugeordnet.

Die ökologische Bedeutung einer Wirkkategorie oder einer Emission wird an Hand von fünf Kriterien festgelegt:

- ökologisches Gefährdungspotential,
- Reversibilität - Irreversibilität,
- Globalität - Regionalität - Lokalität,
- Umweltpreferenzen der Bevölkerung und
- Verhältnis der Ist- bzw. Vorbelastung zu Qualitätszielen.

In Tabelle 10 sind für die Wirkkategorien die verbale Beschreibung der ökologischen Bedeutung zusammengestellt.

Tabelle 10: Ökologische Bedeutung der Wirkkategorien (UBA)

| Wirkkategorie | ökologische Bedeutung |
|----------------------------------|------------------------------|
| fossile Energieträger | groß |
| nachwachsende Rohstoffe | gering |
| Wasser | gering |
| Uranerz | keine Bewertung |
| Treibhauseffekt | sehr groß |
| Bildung von Photooxidantien | groß |
| Versauerung | mittel |
| Nährstoffe in Böden und Gewässer | mittel |
| Flächenverbrauch | gering-mittel |
| Lärm, fern | gering-mittel |
| Lärm,nah | mittel |

Eine Gesamteinschätzung findet dadurch statt, daß die verbale Beschreibung des spezifischen Beitrags und der ökologischen Bedeutung zusammengefaßt wird. Dabei wird die ökologische Bedeutung etwas stärker gewichtet. Durch argumentatives Abwägen der Gesamteinschätzung und des relativen Vergleichs der Ergebnisse können die Wirkkategorien miteinander verglichen werden.

Akzeptanz

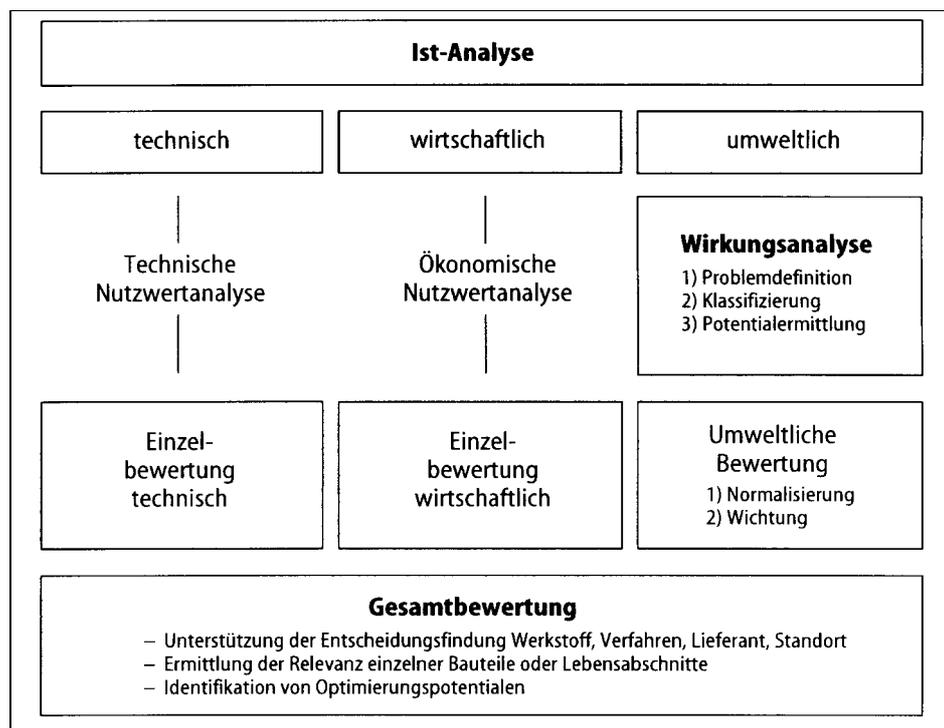
Das UBA sieht seinen Bewertungsansatz als ersten Versuch und hat ein Forschungsvorhaben eingeleitet, indem eine konsensfähige Bewertungsmethode entwickelt werden soll. Im Juni 1996 fand ein erster Workshop statt, zu dem unterschiedliche Interessen- und Forschungsgruppen eingeladen worden sind. Daraus hat sich eine Arbeitsgruppe gebildet, die unterstützt durch das Projektteam und das Umweltbundesamt einen Vorschlag zur Durchführung der Bewertung in Ökobilanzen vorlegen soll (UBA 1997a). Das Projekt ist noch nicht abgeschlossen (Neitzel 1998).

3.1.3.4 IKP Methodik

Zweck/Funktion

Am Institut für Kunststoffprüfung und Kunststoffkunde (IKP) an der Universität Stuttgart wurde eine Methode entwickelt, die auch unter dem Ansatz der Ganzheitlichen Bilanzierung (vgl. Abbildung 3) bekannt ist. Sie soll als Werkzeug zum Planen und Wirtschaften in Kreisläufen dienen und kombiniert die Dimensionen Technik, Wirtschaft und Umwelt (Eyerer 1996).

Abbildung 3: Die Ganzheitliche Bewertung (Saur, Eyerer 1996, S. 211)



Anwendungsbereich

Insbesondere im Automobilsektor wurden mit dieser Methode Untersuchungen zu unterschiedlichen Konstruktionen durchgeführt, z. B. für einen PKW-Kotflügel (Saur, Eyerer 1996, S. 239ff), für die Optimierung der Materialauswahl, aber auch eine vollständige Bilanzierung für einen VW-Golf (Schweimer, Schuckert 1996).

Akteure

In dem Ansatz wird gegenüber den anderen Methoden die ökologische um die technische und ökonomische Dimension ergänzt. Bei den ökologischen Dimensionen wird zwischen globalen, regionalen und lokalen Wirkkategorien unterschieden und eine Standardliste, die bis auf die Kategorie Abfall stark an die CML-Methodik angelehnt ist, angegeben, die fallspezifisch erweitert oder eingeschränkt werden kann. Die Bewertung erfolgt mit Hilfe einer Nutzwert-Analyse, wobei aber die Gewichtung nicht vorgegeben wird: "Die unternehmerische Verantwortung und

Entscheidungsfreiheit bleibt voll erhalten, da alle Randbedingungen und Gewichtungen durch das Unternehmen selbst bestimmt werden" (Saur, Eyerer 1996, S. 237). Als Möglichkeit der Gewichtung wird ein Vorschlag des VNCI dokumentiert, aber nicht weiter diskutiert.

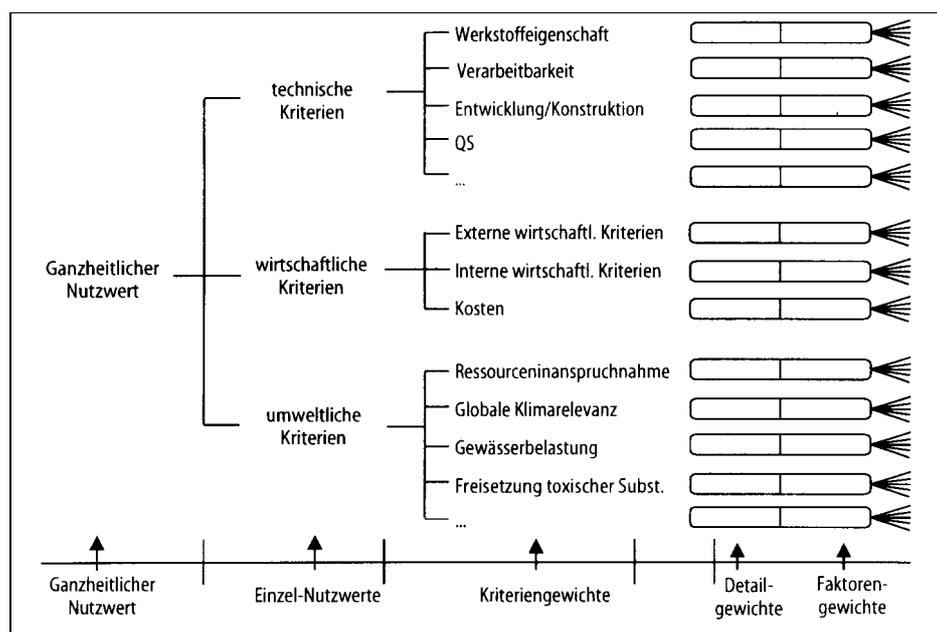
Einordnung der Bewertung im Gesamtverfahren

Die IKP Methodik trennt zwischen Sachbilanz, Wirkungsanalyse und Bewertung. Die Methode ist auch als Computerprogramm implementiert (GaBi).

Beschreibung der Bewertungsmethode

Die Bewertung erfolgt mit Hilfe der Nutzwertanalyse (vgl. Abbildung 4). Die Gewichtung der Kriterien wird immer einzelfallspezifisch festgelegt. Ebenso wird der Schritt der Normalisierung d. h. die Relativierung der Ergebnisse der Wirkungsanalyse nicht mit der Gesamtbelastung einer Region durchgeführt, sondern den Ergebnissen der Wirkungsanalyse werden Erfüllungsgrade (Skala 1-10) zugeordnet.

Abbildung 4: Teilschritte der Ganzheitlichen Nutzwert-Analyse (Saur, Eyerer 1996, S. 238)



Neben dem umweltlichen Nutzwert werden so auch ein wirtschaftlicher und technischer Nutzwert ermittelt und in einer 3D-Portfolio-Darstellung visualisiert. Diese drei Einzelnutzwerte können zu einem ganzheitlichen Nutzwert zusammengefaßt werden, wobei wiederum eine Gewichtung dieser drei Kriterien vorgenommen werden muß.

Akzeptanz

In dem Ansatz wird zwar durch die Nutzwertanalyse eine formale Vorgehensweise für die Bewertung vorgeschlagen. Für die Normalisierung und Gewichtung werden jedoch einzelfallspezifische Ansätze verfolgt. Die IKP-Methodik gibt daher zwar den Rahmen für eine Bewertung (Verknüpfung der Einflußgrößen) vor, ohne jedoch eine Lösung für das eigentliche Problem der Bewertung (Gewichtung) vorzuschlagen. Die Akzeptanz des Ergebnisses hängt daher stark von der Glaubwürdigkeit der Beteiligten ab und die Gefahr besteht, daß beispielsweise einer alleinigen unternehmensinternen Gewichtung eine positive Lenkung des Ergebnisses unterstellt wird.

3.1.3.5 C.A.U.-Methodik

Zweck/Funktion

Die Gesellschaft für Consulting und Analytik im Umweltbereich (C.A.U.) in Dreieich veröffentlichte eine Methode, die eine Bewertung von Ökobilanzergebnissen durch Experteneinschätzung vornimmt (Volkwein, Gühr, Klöpffer 1996b).

Anwendungsbereich

Bisher wurde die Methode nur beispielhaft im Rahmen eines Forschungsprogramms auf Verpackungsmaterialien angewandt.

Akteure

In der Methodik sollen Experten eine Priorisierung vornehmen. Deren Einschätzung wird jedoch sehr eingeschränkt, da die Entwickler der Methodik die Bewertung auf drei Kriterien begrenzen, die abgeleitet sind aus den internationalen Menschenrechten und Konventionen im Umweltbereich (Volkwein, Klöpffer 1996a). Diese Kriterien sind Raum, Zeit und Schaden.

Einordnung der Bewertung im Gesamtverfahren

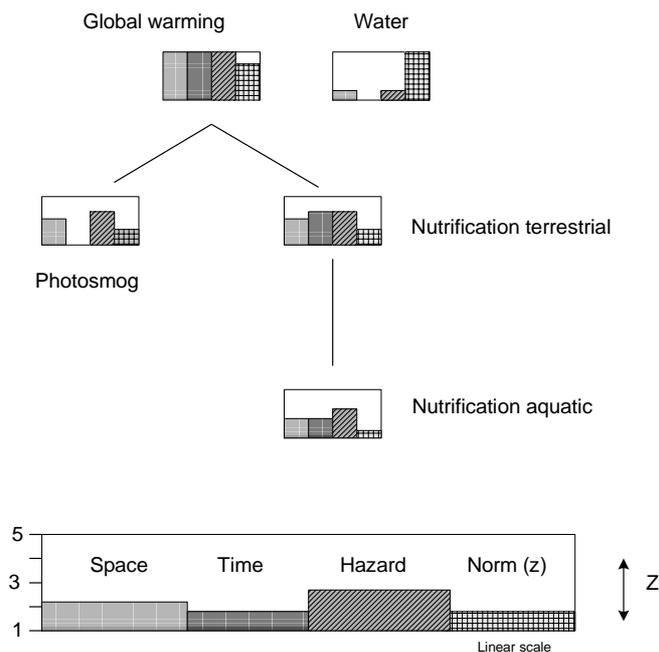
Die Methodik trennt zwischen Sachbilanz, Wirkungsanalyse und Bewertung. Die Wirkungsanalyse ist an die CML-Standardliste angelehnt und wird ergänzt um die Abfallproblematik.

Beschreibung der Bewertungsmethode

Die Bewertung erfolgt in vier Schritten. Zuerst werden die Ergebnisse der Wirkungsanalyse normalisiert. Einberechnet werden jedoch nur die Emissionen, die in der Ökobilanz erfaßt worden sind. In einem zweiten Schritt bewerten Experten die Produktalternativen mit Hilfe der drei Kriterien, wobei eine fünfstufige Skala vorgegeben wird. In einem dritten Schritt wird mit der Hasse-Diagrammtechnik eine Priorisierung vorgenommen (Brüggemann et al. 1996). Statt zu einer streng linearen Ordnung führt diese Analysetechnik zu partiellen Ordnungen. Eine Hierarchisierung ist nur erlaubt, wenn ein Objekt in allen Kriterien besser ist. So kann die

Wirkkategorie "water" nicht in die Hierarchisierung der anderen Wirkkategorien eingeordnet werden, da "water" bei dem Kriterium "Normalisierung" schlechter als alle anderen Wirkkategorien abschneidet (vgl. Abbildung 5). Als Kriterien für die Bewertung werden der Raum, die Zeit, der Schaden sowie die Normalisierung berücksichtigt (vgl. Balkendiagramm).

Abbildung 5: Beispiel für ein Hasse-Diagramm (Volkwein, Gühr, Klöpffer 1996b, S. 188)



Als vierter Schritt werden Sensitivitätsanalysen und ein Plausibilitätscheck genannt.

Akzeptanz

In dem Ansatz wird zwar eine formale Vorgehensweise für die Bewertung vorgeschlagen. Die Normalisierung und Gewichtung erfolgt jedoch anwendungsspezifisch, so daß keine Übertragung der Priorisierung für andere Studien möglich ist. Ungeklärt sind die Auswahl und die eigentliche Aufgabe der Experten, da die Methodik sehr viel vorgibt. Neu im Bereich von Ökobilanzen ist die Analyse mit der Haase-Diagrammtechnik. Bei mehreren Produktalternativen und vielen zu betrachtenden Wirkkategorien besteht allerdings die Gefahr, daß die Darstellung zu unübersichtlich wird. Anwendungsbeispiele wären nötig, um die Praktikabilität der Methode zu überprüfen.

3.1.4 Orientierung an einer Leitgröße

Im folgenden werden Ansätze beschrieben, die versuchen, zur Reduktion der Komplexität eine Leitgröße zu ermitteln, die es ermöglicht, Aussagen zu Umweltbelastungen zu machen.

3.1.4.1 MIPS (Material-Intensität pro Serviceeinheit)

Zweck/Funktion

Anliegen dieses Ansatzes ist es, einen einfachen und handhabbaren Maßstab zu finden, die Umweltbelastungsintensität, die von einem Produkt ausgeht, zu erfassen. Dieses Maß ist die - das ganze Produktleben umspannende - Material-Intensität pro Serviceeinheit (MIPS) (Schmidt-Bleek 1993, Wuppertal Institut 1996). Diese Eingrenzung der Betrachtungsweise - Materialintensität wird als Indikator für die Summe der unterschiedlichsten Umweltbelastungen genommen - wird wie folgt begründet: "Das Unvermögen, Wirkungszusammenhänge umfassend zu verstehen oder vorherzusagen, hat nicht nur eine Menge zu tun mit der enormen Zahl unterschiedlicher Chemikalien, Materialien und Mischungen (natürlich und künstlich), die der Mensch in Bewegung setzt, sondern auch mit der Komplexität der aufnehmenden Systeme in der Ökosphäre, der ungeheuren Vielfalt von Reaktionsmöglichkeiten und Reaktionsintensitäten, den üblicherweise ziemlich langen Reaktionszeiten der Ökosphäre und nicht zuletzt mit der möglicherweise weiträumigen Verschiebung der Folgen" (Schmidt-Bleek 1993, S. 64). Aus diesen Schwierigkeiten mit der Erfassung und Bewertung der Outputseite (Emissionen, Abfälle etc.) wird die Konsequenz gezogen, daß durch Minimierung des Materialinputs auch die Umweltbelastungen verringert werden.

Analog zu der Materialintensität wurde auch ein flächenbezogener Umweltindikator entwickelt: FIPS (Flächenintensität pro Service- bzw. Dienstleistungseinheit).

Anwendungsbereich

Untersuchungsobjekte sind dienstleistungsfähige Endprodukte. Der MIPS-Ansatz soll beim Design von Industrieprodukten, der Planung umweltfreundlicher Prozesse, Anlagen und Infrastrukturen sowie der ökologischen Beurteilung von Dienstleistungen helfen, ebenso bei der Produktkennzeichnung, bei dem Identifizieren ökologisch richtiger Recyclingschleifen und sonstigen Planungen und Entscheidungen. Für den Bereich Ökobilanzen soll er als Screening-Verfahren benutzt werden.

Akteure

Durch die Festlegung auf einen Indikator wird die Diskussion, welche Maßstäbe für eine ökologische Beurteilung zu benutzen sind, durch die Forschungsgruppe - "...geht es um die langfristige Stabilität der Ökosphäre. Sie war durch Dioxine nie gefährdet." (Schmidt-Bleek 1993, S. 24) - bestimmt. Eine Festlegung von Wich-

tungen zwischen den Strömen unterschiedlicher Massen, z. B. abiotische und biotische Materialien, Wasser, Boden, Luft, soll durch Expertenbefragung erfolgen. Dies wird jedoch nicht näher erläutert.

Einordnung der Bewertung im Gesamtverfahren

Die Material-Intensitäts-Analyse kann für eine Screening-Ökobilanz genutzt werden. Nach einer Zieldefintion werden in einer Sachbilanz nur die Inputdaten aufgenommen und die Material-, Flächen- und Energieintensität ermittelt. Nach der Bewertung können Verbesserungsmaßnahmen entwickelt, oder es kann aufgrund der Erkenntnisse der Analyse der Inputströme eine umfassende Ökobilanz durchgeführt werden (Bringezu 1994). Allerdings kann die MIPS-Methode nicht die vielfältigen Unterschiede bei den Emissionen bewerten.

Beschreibung der Bewertungsmethode

Durch die Beschränkung auf einen Indikator erscheint eine Gesamtbewertung nicht notwendig. Da aber Materialien nicht nur eine quantitative Eigenschaft (Masse [kg]) besitzen, sondern sich auch qualitativ unterscheiden, taucht das Problem der unterschiedlichen Gewichtung der Stoffströme wieder auf. Als mögliche Lösung werden Expertenbefragungen genannt.

Akzeptanz

Materialintensitätsanalysen liegen für Grundwerkstoffe wie Stahl, Aluminium, Holz, Kunststoffe und für den Bereich Elektrizität und Transport vor. Außerdem wurde die Materialintensität verschiedener Produkte und Dienstleistungen berechnet (Wuppertal Institut 1998). Eine Konzentration nur auf einen Aspekt - hier die Materialintensität - wird jedoch bei der Bewertung auf Widersprüche stoßen, da das Instrument Ökobilanzen den Anspruch erhebt, eine ganzheitliche Betrachtung der von Produkten ausgehenden Umweltbelastungen zu erfassen. Eine Verengung dieser Sichtweise auf nur einzelne Aspekte negiert diesen methodischen Zugang, und es bleibt eine Stoffbilanz übrig. Inwieweit diese als Voruntersuchungen einer Ökobilanz zu nutzen ist, müssen weitere Beispiele zeigen.

3.1.4.2 Kumulierter Energieaufwand (KEA)

Zweck/Funktion

Mit dem kumulierten Energieaufwand sollen Energieeinsparpotentiale aufgezeigt werden. Dabei soll der Lebensweg eines Produktes oder einer Dienstleistung betrachtet werden und damit der komplexe Zusammenhang zwischen Konstruktion, Herstellung, Nutzung und Entsorgung einbezogen werden (VDI 1997).

Anwendungsbereich

Untersuchungsobjekte sind Dienstleistungen und Produkte, aber auch einzelne Werkstoffe oder Prozesse und Fragestellungen wie die energieoptimierte Nutzungsdauer.

Akteure

Die Richtlinien des VDI (Verein Deutscher Ingenieure) zu verschiedenen Themen der Technik und Technikbewertung sind im eigentlichen Sinne nur Empfehlungen einer berufsständischen Vereinigung. Faktisch werden sie jedoch häufig als "Stand der Wissenschaft und Technik" angesehen und haben deshalb eine große Verbreitung. In der VDI-Richtlinie 4600 wird ohne detaillierte Festschreibung ein allgemeiner Rahmen zur Bestimmung des KEA vorgegeben. Auch wird der KEA als **ein** wichtiger Kennwert unter anderen bei der Ökobilanz bezeichnet und damit offen gelassen, ob eine Bewertung an Hand eines Kriteriums sinnvoll ist.

Einordnung der Bewertung im Gesamtverfahren

Diskutiert werden zwei Möglichkeiten: entweder wird nur der KEA ermittelt und die anderen Ressourcenverbräuche bzw. Emissionen werden nicht bilanziert oder der KEA wird nur als eine Kennzahl unter vielen betrachtet. Die erste Möglichkeit kann für eine Screening-Ökobilanz eine sinnvolle Lösung sein. Die zweite Möglichkeit benötigt eine weitere Bewertung.

Beschreibung der Bewertungsmethode

Der kumulierte Energieaufwand gibt die Gesamtheit des primärenergetisch bewerteten Aufwands an, der bei der Herstellung, Nutzung und Entsorgung entsteht (VDI 1997). Er setzt sich dabei zusammen aus dem kumulierten Prozeßenergieverbrauch und dem kumulierten nichtenergetischen Aufwand. Ermittelt wird der KEA durch Methoden wie die Prozeßkettenanalyse oder durch Input-Output-Analyse, dabei ist es jedoch in den seltensten Fällen möglich, den KEA lückenlos bzw. vollständig zu erfassen. Wie bei den anderen Bilanzierungsmethoden müssen Bilanzgrenzen und Abschneidekriterien festgelegt werden. Diese Methode bietet ein einfaches Entscheidungskriterium, falls der KEA für die bilanzierten Objekten vergleichbar bestimmt werden kann.

Akzeptanz

Die Diskussion über Bewertungsmethoden und ihre widersprüchlichen Ergebnisse ließ den Wunsch aufkommen, durch eine einzelne Kennzahl Vergleiche und Beurteilungen durchzuführen. Da auch viele Emissionen zum größten Teil energiebedingt entstehen (z. B. CO₂, SO₂), scheint der KEA dafür geeignet. Aber bei diesem Ansatz werden andere Emissionen - vor allem der Bereich Human- und Ökotoxizität - nicht erfaßt, so daß diese Bewertungsmethode nur fallspezifisch zu sinnvollen Beurteilungen führen kann.

3.1.4.3 Methode des Münchner Kreises

Zweck/Funktion

Der Ansatz besteht aus der Aggregation der Sachbilanzdaten zu wirkungsbezogenen Kenngrößen (Wirkungsanalyse). Die Gewichtung der Kenngrößen erfolgt dadurch, daß der Ressourcennutzung, insbesondere dem Energiewert, eine Leitgrößenfunktion zugeordnet wird.

Anwendungsbereich

Beauftragt vom Deutschen Verpackungsrat führte ein interdisziplinär besetzter Wissenschaftlerkreis (Münchner Kreis) eine an Umweltauswirkungen bzw. Umweltlasten orientierte Aggregation der Sachbilanzergebnisse des Forschungsvorhabens "Ökobilanzen für Verpackungen" durch (Günther, Holley 1995; Deutscher Verpackungsrat 1994).

Akteure

Die Aggregation innerhalb der Wirkungsanalyse unterscheidet sich nicht so sehr von anderen Methoden und orientiert sich an Ergebnissen der einzelnen Fachwissenschaften. Allerdings wurde auf Kategorien wie Human- und Ökotoxizität bewußt verzichtet. Falls die Leitgröße Energie keine erhebliche Differenzen zwischen den bilanzierten Produkten aufzeigt, wird den Entscheidungsträgern die Priorisierung überlassen.

Einordnung der Bewertung im Bewertungsverfahren

Nach der Erhebung der Sachbilanzdaten sieht dieser Ansatz eine Wirkungsanalyse vor. Die Auswahl der Kenngrößen beschränkt sich auf die Ressourceninanspruchnahme, global relevante Wirkungspotentiale und die Beanspruchung von Deponiekapazität. Kategorien wie Human- und Ökotoxizität werden nicht berücksichtigt. Als Begründung für diese Wahl werden die Knappheit der Ressourcen, die Kopplung zwischen Ressourcenverbrauch und Emissionsmengen (quantitativ) und die Schwierigkeit von Produktökobilanzen, wegen fehlenden Ortsbezugs und der "kleinen" Emissionsmengen Wirkungsintensitäten zu beurteilen, aufgeführt. Die Aggregation innerhalb der Kenngrößen erfolgt mit Äquivalenzfaktoren. Die Ergebnisse der Wirkungsanalyse werden für jede Kenngröße als Säulendiagramm dargestellt. Eingebettet in diese Darstellung sind unterschiedliche Szenarien, in denen die Entsorgung, Transportentfernungen, Umlaufzahlen etc. variiert werden. Dies bedeutet, daß mehrere Kennzahlen pro Produktalternative und Wirkkategorie vorliegen.

Beschreibung der Bewertungsmethode

Den energetisch bewertbaren Ressourcen wird eine Leitgrößenfunktion zugeschrieben, d. h. es wird davon ausgegangen, daß, wenn sich die Produktalternativen wesentlich im Energiewert unterscheiden, auch die anderen Kenngrößen in der Regel den gleichen Trend zeigen. Wenn bei geringen Unterschieden im Energiewert die

Ergebnisse bei den anderen Kenngrößen nicht eindeutig zugunsten einer Alternative ausfallen, ist ein Abwägen erforderlich. Dies wird jedoch nicht weiter ausgeführt, sondern die "Festlegung zur prioritären Minimierung dieser einzelnen Umweltlasten wird im Rahmen dieser Auswertung dem Entscheidungsträger überlassen" (Günther, Holley 1995, S. 54). An Hand der Grafiken, in denen je Kenngröße die aggregierten Potentiale in Abhängigkeit unterschiedlicher Parameter aufgetragen sind, wird in verbal-argumentativer Form (Sensitivitätsanalyse, "Break-even") eine Zusammenfassung der Ergebnisse durchgeführt.

Akzeptanz

Zu diskutieren ist bei diesem Ansatz, ob die Verwendung einer Leitgröße (Energie) das Bewertungsproblem (Priorisierung der unterschiedlichen Wirkkategorien) lösen kann, bzw. ob der Hinweis, diese Priorisierung den Entscheidungsträgern zu überlassen, genügt. Außerdem ist die explizite Nichtberücksichtigung von Wirkkategorien mit toxischem Bezug zu hinterfragen mit der Begründung, daß erstens der Ressourcenproblematik aus Knappheitsgründen besondere Bedeutung zukommt, zweitens die Inanspruchnahme der Ressourcen und Emissionsmenge voneinander abhängig sind und drittens die Beurteilung der Wirkungsintensität bei Produktökobilanzen eingeschränkt ist, zumal Produktökobilanzen den Anspruch haben, eine ganzheitliche Betrachtung der ökologischen Auswirkungen durchzuführen, d. h. auch die unterschiedlichen Qualitäten von Emissionen zu berücksichtigen.

3.2 Übertragungsmöglichkeiten aus anderen Feldern

In dieser Arbeit werden zusätzlich die Technikfolgenabschätzung (TA), die Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP) und die Sozialbilanz näher betrachtet. Die ersten beiden Konzepte betrachten analog zur Ökobilanz ökologische Auswirkungen, und es läßt sich vermuten, daß Übertragungsmöglichkeiten existieren. Die Erfahrungen aus der Diskussion um Sozialbilanzen, die in den 70er Jahren diskutiert wurden, sollen ebenso berücksichtigt werden.

3.2.1 Technikfolgenabschätzung (TA)

"Unter Technikfolgenabschätzung wird ein Forschungskonzept verstanden, mit dessen Hilfe die wahrscheinlichen oder bereits eingetretenen Auswirkungen vorhandener neuer oder in der Entwicklung befindlicher materieller sowie sozialer Technologien systematisch erforscht und bewertet werden sollen" (Schütz, Wiedemann 1993, S. 254). Im folgenden wird dieser Ansatz nach den entwickelten Gesichtspunkten systematisch beschrieben.

Zweck/Funktion

Ziel der TA ist es, die Rationalität von Entscheidungen zu erhöhen, Chancen und Risiken im Vorfeld zu erkennen und damit eine Frühwarnfunktion zu erfüllen. Dabei werden die Folgen auf die Umwelt, das Wirtschaftsgefüge, die Sozialstruktur, das politische System etc. untersucht.

Anwendungsbereich

Gegenstand einer TA können konkrete Technologien aber auch organisatorische Maßnahmen und soziale Eingriffe bzw. Veränderungen sein.

Akteure

TA ist ein interdisziplinärer und integrativer Forschungsansatz und erfordert daher die Mitarbeit unterschiedlicher Fachwissenschaften. Der Untersuchungsgegenstand soll umfassend in seinen Auswirkungen betrachtet werden. TA-Studien sollen vor allem Grundlage für Entscheidungen in politischen Gremien sein aber auch für weitreichende Entscheidungen in Wirtschaftsunternehmen.

Einordnung der Bewertung im Gesamtverfahren

Auf Grund des weiten Spektrums und der Vielfalt der Untersuchungsobjekte existiert kein verbindliches Verfahren für die TA (Bonnet 1994, Paschen 1978, S. 55 ff). Vorschläge für den Verfahrensablauf wurden von der MITRE-Corporation und der OECD gemacht (Bonnet 1994, S. 41f). Ebenso wie das Verfahren offen ist, existiert keine TA-spezifische Methode. Vielmehr herrscht Methodenvielfalt, die aus unterschiedlichen Disziplinen (Sozial-, Natur- und Ingenieurwissenschaften) entnommen wird. Diese Aussage für das Gesamtverfahren ist übertragbar auf den Bewertungsschritt.

Beschreibung der Bewertungsmethode

In Tabelle 11 sind in der Literatur erwähnte Methoden für die Bewertung aufgelistet, wobei die Einschätzung, ob es sich um eine qualitative oder quantitative Methode handelt, je nach AutorIn anders ausfällt. Außerdem ist die Auswahl der Methode abhängig von der Forschungsgruppe und der Thematik der Untersuchung. In Expertengesprächen zeigte sich jedoch, "daß die einzelnen Methoden keine interdisziplinäre Anwendung finden, sondern jede Methode weiterhin in ihrer speziellen Disziplin zum Tragen kommt" (Bonnet 1994, S. 48), und damit auch die Ergebnisse fast nur innerhalb der Disziplin Anerkennung finden. Diese wissenschaftliche Diskussion über die Methodenauswahl wird jedoch bei der Rezeption im außerwissenschaftlichen Raum überlagert von den bei der Bewertung zugrundeliegenden Wertmaßstäben. "Die prognostizierten Folgen können deshalb nur im Lichte unterschiedlicher Werthierarchien, die den Präferenzstrukturen unterschiedlicher gesellschaftlicher Gruppierungen entsprechen, beurteilt werden" (Bechmann, Jörissen 1992, S. 161), obwohl es auch Tendenzen gab, in der TA-Forschung verbindliche Bewertungsmaßstäbe festzusetzen. Vielmehr spielen Partizipationsmöglichkeiten

und Verfahren des Diskurses, z.B. die Mediation, eine immer größere Rolle (Hennen 1994). Dies kann als Antwort auf die Schwächen einer rein technokratischen Politikberatung durch Experten und dem Fehlen einer gesellschaftlich geteilten Wertbasis, um die Folgen der technischen Entwicklung (Abkehr vom Paradigma "Technischer Fortschritt = Sozialer Fortschritt") zu beurteilen, interpretiert werden. Durch den Einbezug von Betroffenen sollen erstens das Ergebnis und zweitens die Akzeptanz der TA-Studien verbessert werden.

Tabelle 11: TA-Methoden zur Bewertung (Zusammenstellung nach Bonnet 1994, S. 45f)

| Methoden | quantitativ | qualitativ | Beschreibung |
|-----------------------|-------------|------------|--|
| Scenario Writing | (●) | (●) | Diskussion verschiedener Varianten |
| Brainstorming | (●) | (●) | Gewinnen u. Sammeln von Einfällen |
| Delphi-Methode | ● | (●) | Expertenbefragung, Mehrheitsmeinung |
| Morphologie | (●) | (●) | systematische Erfassung von Merkmalen und ihre Zerlegung |
| Relevanzbaum-Methode | (●) | ● | Erarbeitung einer Baumstruktur, um Verknüpfungen transparent zu machen |
| Kosten-Nutzen-Analyse | (●) | (●) | erweiterte Wirtschaftlichkeitsrechnung |
| Nutzwert-Analyse | ● | ● | Ermittlung und Aggregation von Nutzwerten bezüglich mehrerer Bewertungskriterien |
| Risikoanalyse | (●) | (●) | Bestimmung nach Schadenshöhe u. Folgewahrscheinlichkeit |
| Verflechtungsmatrix | ● | ● | Aufzeigen von wechselseitigen Abhängigkeiten |

Akzeptanz

Aus der Schwierigkeit mit den subjektiven Wertmaßstäben darf nicht der Schluß gezogen werden, daß die Ergebnisse der Studien willkürlich, beliebig und nicht nachprüfbar sind. Vielmehr müssen TA-Studien die Ergebnisse der einzelnen Bewertungsmöglichkeiten darstellen (Bechmann, Jörissen 1992, S. 162). "Orientiert sich der TA-Analytiker dabei an den Normen, Werten und Zielen einzelner gesellschaftlicher Gruppen, so erhöhen sich die Chancen der Umsetzung bei diesen Gruppen; gleichzeitig kann er fast sicher sein, daß seine Analyse von anderen gesellschaftlichen Gruppen ignoriert wird" (Paschen 1991, S. 159). Ziel ist nicht eine objektive Werterkenntnis, sondern eine intersubjektive Vermittlung unter Offenlegung der Wertprämissen.

Zusammenfassung

TA ist ein strategisches Rahmenkonzept, um Auswirkungen einer Technologie in sozialen, ökonomischen und ökologischen Bereichen zu identifizieren. Es wird ein interdisziplinärer Ansatz verfolgt, indem eine ganzheitliche Gesamtbetrachtung der Folgen vorgenommen wird. Es existiert kein festgeschriebener Verfahrensablauf. Vielmehr bestimmt Methodenvielfalt die Verfahren. Die Ergebnisse der Bewertung

liefern kein objektives Resultat, sondern sie sollen unter den unterschiedlichsten Wertprämissen dargestellt werden.

Übertragungsmöglichkeiten

Ökobilanzen ähneln in vieler Hinsicht der TA. Ganzheitliche Betrachtungsweise, Interdisziplinarität und Herstellung eines Entscheidungs- bzw. Handlungsbezugs finden sich bei beiden, aber es gibt auch Unterschiede. Ökobilanzen sind in ihrem Ansatz begrenzter. Sie beschränken sich auf ökologische Auswirkungen und beziehen sich auf "konkrete" Produkte, die im Gegensatz zu Untersuchungsobjekten von TA überschaubarer und eingrenzbarer sind. Hinzu kommt, daß der Prognosebedarf bei TA-Studien höher ist. Trotzdem können Erfahrungen aus dem Bereich TA nützlich und hilfreich sein. Im folgenden werden Aspekte, die für die Bewertung von Ergebnissen der Sachbilanz bzw. Wirkungsabschätzung zu berücksichtigen sind, aufgeführt:

- Bewertung als Übergang von der Beschreibung zur Interpretation der Daten und Fakten ist unabdingbar, um einen Entscheidungs- und Handlungsbezug herzustellen.
- Annahmen unter Unsicherheiten und ein mangelnder Konsens über Wertvorstellungen - Bedingungen einer Risikogesellschaft - erfordern von dem Bewertungsprozeß, daß er statt eines formalen und statischen Zugangs die unterschiedlichen Wertprämissen einbeziehen kann (Prozeßhaftigkeit).
- Die Berücksichtigung partizipatorischer Elemente sollte auch bei Ökobilanzen eine Rolle spielen. Sie erfüllen eine Informations-, Konsens-, Akzeptanz- und Demokratiefunktion (Bechmann, Jörissen 1992, S. 160).
- Methodenvielfalt und Offenheit des Verfahrens kann bedeuten, daß die angewandte Methode nicht anerkannt wird und damit auch die dahinterstehenden Überlegungen. Deshalb sollte für den Bereich Ökobilanzen versucht werden, Mindestregeln für den Ablauf des Bewertungsprozesses festzulegen. Dies bedeutet jedoch nicht ein Plädoyer für ein formales Verfahren. Regeln (Metakriterien) können jedoch behilflich sein, sich auf strittige Punkte zu konzentrieren.

3.2.2 Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP)

"Der Begriff Umweltverträglichkeitsprüfung bezeichnet ganz allgemein ein Verfahren zur systematischen und umfassenden Prognose und Bewertung der Folgen, die eine geplante Aktivität voraussichtlich für die Umwelt haben wird" (Schütz, Wiedemann 1993, S. 276).

Zweck/Funktion

Die UVP ist der unselbständige Teil eines bestehenden verwaltungsbehördlichen Verfahrens, indem über die Zulassung von Vorhaben entschieden werden soll. Das

UVP-Gesetz wurde 1990 aufgrund einer EG-Richtlinie verabschiedet und soll die Folgen eines Vorhabens auf die Umwelt im Vorfeld erkennen und daraus Vorsorgemaßnahmen ableiten.

Anwendungsbereich

Gegenstand der UVP sind konkrete Projekte wie z. B. der Bau von Anlagen, Straßen und anderen Eingriffen in die Natur und Landschaft.

Akteure

Analog zur TA ist die UVP ein interdisziplinärer Ansatz, in dem die Auswirkungen medienübergreifend statt sektorenspezifisch erfaßt werden sollen. Die Ergebnisse der UVP sollen im politisch-administrativen Bereich (Verwaltungen, Genehmigungsbehörden) der Entscheidungsvorbereitung dienen. Oft kommt auch der Antragsteller des Vorhabens aus der öffentlichen Verwaltung.

Einordnung der Bewertung im Gesamtverfahren

Der Verfahrenscharakter der UVP hat für viele UVP-Praktiker einen hohen Stellenwert und "die Ergebnisse der wissenschaftlichen Untersuchung werden nur entscheidungsrelevant, *weil* sie in ein Verfahren mit Schritten wie Scoping, Öffentlichkeitsbeteiligung, Konsultation anderer Behörden, Kontrolle durch externe Experten und Pflicht zur Begründung der Entscheidung eingebunden sind" (Bechmann, Jörissen 1992, S. 158).

Der Ablauf läßt sich in fünf Phasen gliedern (Hartlik 1990, S. 97):

- Problemidentifikation,
- Beschreibung des zu untersuchenden Systems,
- Wirkungsabschätzung,
- Bewertung der potentiellen Umweltveränderungen und
- Handlungsempfehlung für die Entscheidungsträger.

Dabei ist die Bewertung das Bindeglied zwischen wissenschaftlicher Beschreibung von Umweltwirkungen und politischer Entscheidung. Außerdem unterscheidet das UVP-Gesetz zwischen der Bewertung der Umweltveränderungen und der Berücksichtigung dieser Ergebnisse in der Entscheidung gegenüber anderen Belangen (Abwägungsprozeß) (Hartlik 1990, S. 97; Bechmann, Jörissen 1992, S. 163).

Beschreibung der Bewertungsmethode

Analog zur TA gibt es auch bei der UVP nicht **die** Methode. Delphi-, Szenario-, graphische Verfahren, Rangordnungstabellen (Grundlage der ökologischen Risikoanalyse), Nutzwertanalyse, mathematische Verfahren, Trendberechnung und Simulationsmodelle werden in der Literatur als mögliche Methoden genannt (Hübler 1993, S. 133). Auch sollen gesetzliche Bewertungsmaßstäbe, z. B. Immissions-

grenzwerte, herangezogen werden. Dies wird jedoch kritisiert, da diese Umweltstandards

- sektoral ausgerichtet sind,
- nach einem nicht nur ökologische Belange berücksichtigenden Abwägungsprozeß festgelegt worden sind,
- nicht nach dem Vorsorgegedanken ausgelegt sind und
- viele Auswirkungen damit nicht erfaßt werden können (Bechmann, Jörissen 1992, S. 164).

Akzeptanz

Auch die UVP sieht Beteiligungsmöglichkeiten vor, dabei blieb der Gesetzestext jedoch trotz vieler Kritik bei dem unmittelbar betroffenen Personenkreis als einwendungsberechtigte Öffentlichkeit stehen, obwohl durch den Ansatz der medienübergreifenden Betrachtung der Umweltauswirkungen nicht nur Fragen des unmittelbaren Rechtsschutzes erörtert werden könnten. Diese Begrenzung der Beteiligung hat nicht zur Lösung bei Konflikten geführt, so daß Mediationsverfahren vor allem bei der Problematik Abfallentsorgung zunehmend das formale Verfahren ergänzen (Fietkau, Weidner 1992, S. 30).

Zusammenfassung

Mit der UVP sollen medienübergreifend die Umweltauswirkungen eines Vorhabens erfaßt werden. Die UVP ist Bestandteil eines Genehmigungsverfahrens, und der Ablauf einer UVP ist fest geregelt. Die Bewertung erfolgt nach gesetzlichen Maßstäben unter zu Hilfenahme unterschiedlicher Methoden. Die Akzeptanz dieses Verfahrens ist bei umstrittenen Vorhaben begrenzt, so daß andere Konfliktregelungen, z. B. Mediationsverfahren, runde Tische etc., das formale Verfahren ergänzen oder vorgelagert werden.

Übertragungsmöglichkeiten

Aus der Darstellung der UVP können für die Gesamtbewertung von Ökobilanzen folgende Überlegungen hilfreich sein:

- Der Bewertungsschritt, eingerahmt in einen formalen Verfahrensablauf mit Mindestregeln, kann die Akzeptanz des Ergebnisses begünstigen. Erfahrungen zeigen jedoch, daß bei Konfliktfällen das Ausmaß der Beteiligung der Öffentlichkeit, das in dem Verfahren geregelt ist, nicht ausreicht, um einen Konsens herzustellen.
- Die Anwendung von gesetzlichen Bewertungsmaßstäben reicht für einen integrativen und vorsorgenden Ansatz, um Umweltschäden zu vermeiden, nicht aus, da diese medienspezifisch angelegt sind und auch nichtökologische Belange mit einfließen.

3.2.3 Sozialbilanz

Zweck/Funktion

Mit diesem Instrument sollten die sozialen Folgen der Unternehmenspolitik erfaßt werden. In der Bundesrepublik Deutschland wurden die Sozialbilanzen vor allem in den 70er Jahren von den Unternehmen, die im Blickfeld der öffentlichen Meinung standen, vorgelegt (Freimann 1994, S. 6-10; Dierkes 1974).

Anwendungsbereich

Mit diesem Instrument sollen betriebliche Maßnahmen und Entwicklungen sichtbar gemacht und die herkömmliche Bilanz um Aspekte mit sozialen Wirkungen ergänzt werden.

Akteure

Die Sozialbilanzen wurden vom Unternehmen veröffentlicht und waren daher oft nur eine positive Selbstdarstellung der unternehmerischen Aktivitäten. Der Betriebsrat oder die Arbeitnehmer wurden nur in Frankreich - die Ausgestaltung der Sozialbilanz unterscheidet sich von der deutschen Praxis - um eine schriftliche Stellungnahme gebeten.

Einordnung der Bewertung im Gesamtverfahren

Für die Sozialbilanzierung gab es keine verbindlichen Vorgaben. Eine Sozialbilanz bestand oft aus einer Sozialrechnung, einer Wertschöpfungsrechnung und einem Sozialbericht mit qualitativen Angaben (Freimann 1994, S. 8).

Beschreibung der Bewertungsmethode

In der Bundesrepublik Deutschland wurde die Sozialbilanz hauptsächlich in monetären Größen dargestellt, wohingegen in Frankreich mit dem Konzept der sozialen Indikatoren (Kennzahlen über Arbeitsunfälle, Weiterbildungsmaßnahmen etc.) gearbeitet wurde.

Akzeptanz

Da in Deutschland keine verbindlichen Regeln zur Herstellung von Sozialbilanzen festgelegt wurden, verfehlten sie die Akzeptanz in der Gesellschaft, da sie oft als Hochglanzbroschüren gestaltet in eine Selbstbelobigung abglitten.

Die Sozialbilanzierung spielt heutzutage in der Bundesrepublik keine Rolle mehr. Z. T. werden Angaben über soziale Maßnahmen im Geschäftsbericht erwähnt.

Übertragungsmöglichkeiten

Aus den Erfahrungen mit Sozialbilanzen können einige Überlegungen für Ökobilanzen lehrreich sein:

- Die auf Freiwilligkeit und ohne Festlegung von Regeln entwickelte Sozialbilanz wurde im Außenraum als unkritische und positive Selbstdarstellung wahrgenommen und daher bezüglich ihrer Ergebnisse angezweifelt.
- Der Versuch, unterschiedliche qualitative Auswirkungen in einer Kennzahl (monetäre Größe) auszudrücken, gelang nur unzureichend, statt dessen wurde das Konzept der sozialen Indikatoren entwickelt.
- Der Versuch der Unternehmen, die im öffentlichen Interesse standen, mit Sozialbilanzen den Dialog im Außenraum zu führen, ist als gescheitert anzusehen, da nicht einmal die eigene Belegschaft oder der Betriebsrat bei der Erstellung der Sozialbilanz in irgendeiner Form beteiligt wurden.

Als Lehre aus der Entwicklung der Sozialbilanzen fordert Dierkes sogar die Einführung einer gesetzlichen Verpflichtung zur Ökobilanz im Aktienrecht (Dierkes 1994).

3.3 Konsequenzen für die Weiterentwicklung

Die Analyse der existierenden Bewertungsmethoden für Ökobilanzen (vgl. die Zusammenfassung in Tabelle 12) hat gezeigt, daß sie oftmals den subjektiven Charakter des Bewertungsprozesses nur unzulänglich berücksichtigen, insbesondere da die eingehenden Wertungen nicht offengelegt, sondern hinter einem formalen Rechenverfahren versteckt werden. Außerdem werden einzelfallspezifische Bewertungen angeboten, die nicht übertragbar sind und somit keine Hilfestellung bei der Bewertung weiterer Ökobilanzen bieten.

Andere Methoden berücksichtigen nicht den von DIN/ISO bzw. SETAC vorgeschlagenen Aufbau von Ökobilanzen und bewerten ohne eine Wirkungsanalyse die Sachbilanzdaten direkt. Die Trennung in Wirkungsanalyse und Bewertung ist jedoch von Vorteil, da der Bewertungsprozeß in eine Bewertung mit eher naturwissenschaftlichem Hintergrund und eine solche mit gesellschaftlicher Wertung über eine wünschenswerte Umwelt getrennt werden kann. Außerdem kann eine solche Bewertung auf unterschiedlicher Aggregationshöhe abgebrochen werden. Eine explizite Trennung in die Schritte Sachbilanz, Wirkungsabschätzung und Auswertung (Interpretation) hilft die Transparenz zu erhöhen, erleichtert die Strukturierung und Zerlegung (Systematisierung); mögliche Konsenspunkte können leichter identifiziert werden.

Tabelle 12: Zusammenfassung der Bewertungsmethoden

| Methoden | Gliederung | Bewertung | Ergebnisstruktur |
|-----------------------------|-------------------------------------|---|---|
| ABC-Methode | medienspezifisch | einzelfallspezifisch, Bewertungsraster | verbal-argumentativ |
| Immissions-grenzwertmethode | medienspezifisch | Grenzwerte | 4 Kennzahlen: Abfall, Energie Wasser, Luft |
| Stoffflußmethode | medienspezifisch | ökologische Knappheit | eine Kennzahl: Umweltbelastungspkt. |
| EPS | medienspezifisch | Zahlungsbereitschaftsanalysen | eine Kennzahl: monetäre Größe |
| Tellus | medienspezifisch | Vermeidungskosten | eine Kennzahl: monetäre Größe |
| CML/NSAEL | wirkungsspezifisch 14 Kategorien | Normalisierung/Welt, wissenschaftl. Ziele | eine Kennzahl: Umweltindex |
| CML/PANEL | wirkungsspezifisch 14 Kategorien | Normalisierung/Welt, Befragung | eine Kennzahl: Umweltindex |
| CML/MET | wirkungsspezifisch 14 Kategorien | Normalisierung/Welt, politische Ziele | eine Kennzahl: Umweltindex |
| Ökopunkte | wirkungsspezifisch 9 Kategorien | Normalisierung/EU, Schadenskurven | eine Kennzahl: Umweltindex |
| UBA | wirkungsspezifisch 10 Kategorien | Normalisierung/BRD, ökolog. Bedeutung | verbal-argumentativ |
| IKP-Methodik | wirkungsspezifisch 14 Kategorien | einzelfallspezifische Wichtung, Nutzwertanalyse | eine Kennzahl: ökolog., wirtschaftl. u. techn. Nutzwert |
| C.A.U.- Methodik | wirkungsspezifisch | einzelfallspezifische Wichtung | partielle Reihung mit Hasse-Diagramm |
| MIPS | Ressourcenverbrauch (Input) | Materialintensität | eine Kennzahl: Material-Input |
| KEA | Energieaufwand (Input) | Energieintensität | eine Kennzahl: Energieaufwand |
| Münchner Kreis | wirkungsspezifisch 11 Kategorien | Energieverbrauch als Leitgröße | verbal-argumentativ |

Ein Problem von fortgeschritteneren, diesen Grundaufbau von Ökobilanzen berücksichtigenden Bewertungsmethoden besteht darin, daß sie nicht alle Wirkkategorien abdecken bzw. alternative Ansätze der Gewichtung mit möglichen Spannweiten der Ergebnisse nicht in Betracht ziehen.

Zugleich ist zu beachten, daß die Akzeptanz einer Methode auch von einem transparenten und nachvollziehbaren Umgang mit der Vermischung von Sachaussagen und Werturteilen abhängt. Dies ist vor allem notwendig, da es nie eine endgültige und vollkommene Methode geben wird, denn Bewertungen spielen sich immer im jeweiligen soziokulturellen, historischen Kontext ab (Grahl, Schmincke 1995). Entsprechend müssen die Prozeßhaftigkeit und der Akteursbezug der Bewertung berücksichtigt werden.

Wie die Erfahrungen bei der Umweltverträglichkeitsprüfung gezeigt haben, erleichtert die Methodenvielfalt, eingebunden in einen formalen Verfahrensablauf, die Akzeptanz. Werden keine Regeln festgelegt, besteht die Gefahr der Beliebigkeit und das Instrument wird nicht angenommen.

Tabelle 13: Bewertung der Methoden

| Methode | Nachvollziehbarkeit | Handhabbarkeit | Vollständigkeit | Übertragbarkeit | Trennung Sach-/Wertebene | Wertpluralität |
|----------------------------|----------------------------|-----------------------|------------------------|------------------------|---------------------------------|-----------------------|
| ABC-Methode | o | o | o | - | - | -- |
| Immissionsgrenzwertmethode | o | + | - | + | -- | -- |
| Stoffflussmethode | o | + | - | + | -- | -- |
| EPS | -- | o | o | + | - | -- |
| Tellus | o | o | o | + | - | -- |
| CML/NSAEL | + | + | - | + | ++ | -- |
| CML/PANEL | + | + | - | + | ++ | -- |
| CML/MET | + | + | o | + | ++ | -- |
| Ökopunkte | - | + | o | + | + | -- |
| UBA | + | o | + | + | ++ | - |
| IKP-Methodik | + | + | + | - | ++ | -- |
| C.A.U.- Methodik | o | - | + | - | ++ | -- |
| MIPS | + | o | -- | + | x | -- |
| KEA | + | + | -- | + | x | -- |
| Münchner Kreis | + | + | o | + | x | -- |

X Diese Methoden führen keine Bewertung durch.

In Tabelle 13 sind die Methoden nach den in Kapitel 2 entwickelten Kriterien mit einer fünfstufigen Skala (++: sehr gut bis --: sehr schlecht) bewertet worden. Deutlich wird, daß vor allem bei der Berücksichtigung der Wertpluralität die Methoden große Defizite haben, aber auch bei den anderen Kriterien Verbesserungen möglich sind. Außerdem sind einige Methoden nicht mehr Stand der Forschung und nicht ISO-konform.

Entsprechend wird in dieser Arbeit eine allgemeine Methode entwickelt, die

- erstens den prinzipiellen Aufbau von Ökobilanzen (Trennung in Sachbilanz, Wirkungsanalyse und Bilanzbewertung) beachtet,
- zweitens die wichtigsten und z. Zt. konsensfähigen Wirkkategorien und Umweltproblemfelder einbezieht,

- drittens die unterschiedliche Bedeutung, die den einzelnen Umweltwirkungen zugemessen wird, berücksichtigt,
- viertens Sachinformationen soweit wie möglich von Werturteilen trennt und ihre Verknüpfungsstruktur benennt und
- fünftens unterschiedliche Wertpräferenzen in die Methodik einbaut.

In dem folgenden Kapitel wird das Vorgehen näher erläutert.

4 Weiterentwicklung der Methodik

In Kapitel 4.1 wird die Konzeption der entwickelten Methodik vorgestellt.

Bedingt durch den Ansatz, die Bewertung auf Wirkpotentialen aufzubauen, soll in den Kapiteln 4.2 und 4.3 der Stand der Diskussion bei der Wirkungsabschätzung dargestellt werden. Die vorhandenen Ansätze unterscheiden sich dabei vor allem bezüglich der **Wahl der Kategorien** und der **Aggregation innerhalb der Wirkkategorie**.

In den weiteren Kapiteln wird dann das Vorgehen bei der Bilanzbewertung skizziert. In einem ersten Schritt werden die Beiträge der Wirkpotentiale an der Gesamtbelastung eines gewählten Bezugsraums ermittelt (**Normalisierung**), um die relativen Unterschiede zwischen den Wirkkategorien abzuschätzen (Kapitel 4.4).

In einem zweiten Schritt erfolgt die **Gewichtung der Wirkkategorien** und damit die Berücksichtigung der unterschiedlichen Bedeutung, die den einzelnen Umweltwirkungen zugemessen werden kann (Kapitel 4.5).

Die Verknüpfung der Größen findet dann in Form einer **Nutzwertanalyse** statt (Kapitel 4.6).

Im Abschnitt 4.7 wird die Ergebnisdarstellung diskutiert und werden Verfahrensaspekte erläutert.

4.1 Konzeption des Verfahrens

Die Analyse der bislang entwickelten Bewertungsverfahren hat gezeigt, daß folgende drei Einflüsse das Ergebnis eines Alternativenvergleichs bestimmen:

- die relativen Unterschiede der zu vergleichenden Alternativen in den Wirkpotentialen einzelner Wirkkategorien (Ergebnis der Wirkungsanalyse),
- die Unterschiede in den Anteilen der ermittelten Wirkpotentiale an der jeweiligen Gesamtbelastung (Normalisierung der Wirkpotentiale für jede Wirkkategorie) und
- die unterschiedliche Bedeutung der Wirkkategorien selbst (Gewichtung der Wirkkategorien).

Bei der Bewertung gehen die Wirkpotentiale als Aggregationsgrößen aus der vorausgegangenen Wirkungsanalyse als Sachinformationen ein. Der Einbezug der auf

eine bestimmte Region bezogenen Umweltbelastung innerhalb jeder Kategorie (Normalisierung) dient zur Abschätzung des Beitrages der bilanzierten Objekte zur Gesamtbelastung in der jeweiligen Kategorie. Damit wird berücksichtigt, daß das Verhältnis der einzelnen Wirkpotentiale zur jeweiligen Gesamtbelastung für die zu vergleichenden Alternativen unterschiedlich ist und dementsprechend eine unterschiedliche Bedeutung hat. Außerdem besitzen nach diesem Schritt alle Wirkpotentiale eine einheitliche Dimension. Obwohl dieser Schritt mit erheblichen subjektiven Einschätzungen verbunden ist, orientiert er sich doch an Sachinformationen (Verhältnis von errechneter Belastung zu Gesamtbelastung). Daten zur Belastungssituation wurden für Deutschland, die Europäische Union und die OECD-Staaten zusammengestellt.

Demgegenüber stellt die eigentliche Gewichtung der Wirkkategorien entsprechend ihrer Bedeutung das Kernproblem der Bewertung dar, handelt es sich hierbei doch um subjektive, wissenschaftlich nicht objektivierbare gesellschaftliche Wertschätzungen. Für die Ableitung der Gewichtungsfaktoren, die allgemein und unabhängig vom bilanzierenden Objekt ermittelt werden, werden unterschiedliche Herangehensweisen verwendet, so daß mehrere Gewichtungsfaktoren für jede Wirkkategorie vorliegen. Durch die unterschiedlichen Gewichtungsvorschläge soll die Breite der in der Gesellschaft vorhandenen Wertpräferenzen möglichst abgedeckt werden. Vier Möglichkeiten zur Ableitung von Gewichtungen wurden entwickelt:

- Leitbild sustainable development,
- Umweltpolitische Ziele,
- Auswertung von Bevölkerungsbefragungen und
- Durchführung einer Expertenbefragung (Delphi-Methode).

Ergebnis der Wirkungsanalyse, Normalisierung und Gewichtung werden so lange wie möglich separat behandelt. Dieses, in der Literatur als "allgemeine Bewertungsmethode" bezeichnete Vorgehen, weist den Vorteil auf, die mit unterschiedlichen subjektiven Gehalten behafteten Größen getrennt zu behandeln (Udo de Haes 1996). Zudem hat es den Vorteil, sich bei der Ableitung von Gewichtungen für die Wirkkategorien an - von den Ergebnissen der Wirkungsanalyse unabhängigen - Ergebnissen gesellschaftlicher Präferenzaggregation orientieren zu können. Werden diese Größen hingegen nicht getrennt behandelt, kommt es zu einer sogenannten "fallspezifischen Bewertung", bei der Normalisierung und Gewichtung in einem Schritt zusammen erfolgen. Neben der Vermischung von Informationen mit unterschiedlichen, subjektiven Gehalten weist dies auch den Nachteil auf, für jede einzelne Ökobilanz die Gewichtung durchführen zu müssen, ohne daß eine Orientierung an einer allgemeinen, gesellschaftlich eher legitimierten Gewichtung möglich ist.

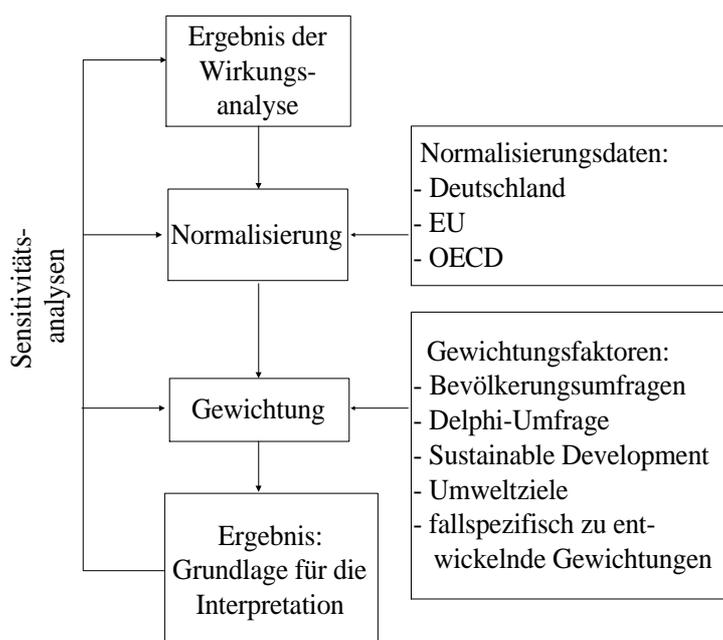
Für die Verknüpfung der drei Einflußgrößen ist ein Vorgehen analog der Nutzwertanalyse vorgesehen, in dem zuerst die Einzelergebnisse der Wirkungsanalyse normiert, dann mit den Gewichtungen bewertet und anschließend zu einem Gesamtwert aufaggregiert werden (linear additive Verknüpfung). Dieses Vorgehen ermöglicht es, wenn gewünscht, ein aggregiertes Ergebnis zu erhalten, aber es bleibt nachvollziehbar, welche Annahmen einfließen und welche Kriterien berücksichtigt werden. Außerdem ist es jederzeit möglich, die Aggregation wieder auf Einzelgrößen zurückzuführen. Ein Vorteil der Verwendung nutzwertanalytischer Ansätze besteht darin, daß diese Instrumente zur Bewertung und Entscheidungsfindung auch für andere Fragestellungen etabliert und akzeptiert sind und im Gegensatz zu einer verbal-argumentativen Verknüpfung die Transparenz durch die formalisierte Struktur erleichtert wird.

Sensitivitätsanalysen haben die Aufgabe, die Stabilität der Ergebnisse gegenüber Schwankungen der Einflußgrößen zu untersuchen. Sie haben in der Methodik einen hohen Stellenwert und sollen vor falschen und einseitigen Interpretationen bewahren, indem die Spannweiten und die möglichen Einflüsse der gewählten Größen auf das Ergebnis aufgezeigt werden, die sich aus der Variation

- der Ergebnisse der Wirkungsanalyse,
- der zugrundegelegten Normalisierungsdaten und
- der Gewichtungen der einzelnen Wirkkategorien

ergeben. In Abbildung 6 ist das beschriebene Vorgehen bei der Bewertung schematisch skizziert.

Abbildung 6: Vorgehen bei der Bewertung



4.2 Entwicklung und Auswahl spezifischer Umwelt- und Wirkkategorien

Da die Auswahl der Wirkkategorien nicht objektiv, sondern unter Wertpräferenzen erfolgt, denn Umweltprobleme müssen, wie bereits betont, nicht nur erkannt (kognitive Komponente), sondern auch anerkannt (normative Komponente) werden (Hennen 1995, S. 196), ist es wichtig, diesen Prozeß transparent zu gestalten und die für die Auswahl zugrundegelegten Kriterien zu benennen. Dies sind

- Abbildbarkeit innerhalb der Ökobilanz-Methodik,
- Konsensfähigkeit und
- Praktikabilität.

Bedingt durch den Lebensweg-Ansatz können singuläre Unfälle bzw. Umweltprobleme mit konkreten Raum- und Zeitbezügen (Lärm, Geruch, Arbeitssicherheit) bei Ökobilanzen nur unzulänglich berücksichtigt werden, d. h. ihrer Abbildbarkeit innerhalb der Ökobilanz-Methodik sind Grenzen gesetzt. Hierfür müssen andere Instrumente der Umweltbewertung, beispielsweise die Risikoanalyse, angewandt werden. Da durch die Zusammenfassung der Emissionen über den Lebensweg keine räumliche und zeitliche Differenzierung durchgeführt wird, benutzt man bei Ökobilanzen den Potentialbegriff. Dabei drückt Potential laut Duden "die bloße Möglichkeit betreffend" aus. Für die Ergebnisse der Wirkungsanalyse bedeutet dies, daß keine Aussagen getroffen werden können, ob Wirkpotentiale auch konkrete Schädigungen nach sich ziehen, also wirksam werden (Udo de Haes 1996, S. 11-12).

Bei dem Kriterium "Konsensfähigkeit" wurden Vorschläge aus dem Bereich Ökobilanzen herangezogen, aber auch Diskussionen aus dem Bereich der Umweltindikatorik und der Umweltberichterstattung. In Tabelle 14 sind die unterschiedlichen Ansätze zusammengestellt. In einem Bericht über die Umweltsituation in Europa wurde durch Literaturrecherchen, Befragungen etc. angestrebt, eine Auswahl der relevantesten Umweltprobleme zu katalogisieren (Eurostat 1995a). Da es keine absoluten Kriterien für eine Auswahl gibt, wurde dort versucht, die Meinungen von Umweltministern, internationalen Experten und die öffentliche Wahrnehmung der Probleme zu verbinden. 12 Problembereiche, über die weitgehendst Einigkeit herrscht, wurden identifiziert.

Auch bei der Entwicklung von Umweltindikatorensystemen steht man vor der Problematik, relevante Problembereiche zu identifizieren. Angelehnt an die auf internationaler Ebene insbesondere von der OECD vorangetriebene Diskussion wurde für Deutschland am Fraunhofer-Institut für Systemtechnik und Innovationsforschung (Fh-ISI) ein Set von Indikatoren für wichtige Problembereiche vorgeschlagen (Walz et al. 1996b, S. 18).

Bei Ökobilanzen sind unterschiedliche Ansätze in der Diskussion. Ausgehend von den Sachbilanzergebnissen des Forschungsvorhabens "Ökobilanzen für Verpackungen" wurden zwei Wirkungsabschätzungen durchgeführt. Der sogenannte Münchener Kreis (vgl. Abschnitt 3.1.4.3) legte einen Vorschlag vor (Günther, Holley 1995; Deutscher Verpackungsrat 1994). Gleichzeitig führte das Umweltbundesamt (vgl. Abschnitt 3.1.3.3) eine Wirkungsabschätzung und Bewertung durch (UBA 1995c).

Tabelle 14: Zusammenstellung von Umweltproblemfeldern

| EUROSTAT | Fh-ISI | Münchener Kreis | UBA | SETAC |
|---------------------------|---|---------------------------|-------------------------------|-----------------------|
| | Energie | nicht erneuerbare Energie | fossile Energieträger | Abiotische Ressourcen |
| Wald | Wald | erneuerbare Energie | nachwachsende Rohstoffe | Biotische Ressourcen |
| | | mineralische Ressourcen | nicht nachwachsende Rohstoffe | |
| | Fisch | | | |
| | Boden | | | |
| Wasser | Wasser | Wasser | Wasser | |
| Biologische Vielfalt | Biologische Vielfalt, Landschaftsschutz | | | Flächenverbrauch |
| Abfall | Abfall | Siedlungsabfall | Raumbelegung durch Deponien | |
| | | Sonderabfall | | |
| | | radioaktive Abfälle | Verbrauch von Uranerz | |
| | Eutrophierung | Eutrophierung | Eutrophierung | Eutrophierung |
| Versauerung | Versauerung | Versauerung | Versauerung | Versauerung |
| | | Sauerstoffzehrpotential | Sauerstoffzehrpotential | |
| Treibhauseffekt | Treibhauseffekt | Treibhauseffekt | Treibhauseffekt | Treibhauseffekt |
| Ozonabbau | Ozonabbau | Ozonabbau | Ozonabbau | Ozonabbau |
| Risiken durch Chemikalien | Toxische Kontamination | | Gesundheit des Menschen | Humantoxizität |
| | | | Schädigung von Ökosystemen | Ökotoxizität |
| Photosmog | | | Photosmog | Photosmog |
| Urban stress | Umweltqualität in Städten | | | |
| | Strahlenbelastung | | | Strahlung |
| | | | Lärmbelastung | Lärmbelastung |
| | | | | Geruch |
| coastal zone threats | | | | |
| Unfälle | | | | Störfälle, Unfälle |

In der internationalen Diskussion werden die Vorschläge von der SETAC (Udo de Haes 1996), die eng angelehnt sind an das entwickelte CML-Konzept (vgl. Abschnitt 3.1.3.1) berücksichtigt.

Noch keine abschließenden Vorschläge existieren von Seiten der ISO/DIN (Stand März 1998). Einvernehmen herrscht bisher nur bei den Kategorien Treibhauseffekt und Ozonabbau.

Neben dieser eher induktiven Herangehensweise verfolgt die Enquete-Kommission "Schutz des Menschen und der Umwelt" des Deutschen Bundestages einen anderen Weg und leitet aus ökologischen Schutz- und Gestaltungszielen relevante Umweltprobleme ab (Enquete 1994, S. 448-449).

Es werden **drei Schutzziele** genannt:

- Gesundheit des Menschen,
- Struktur und Funktionen von Ökosystemen und
- Ressourcenschonung.

Diesen Schutzzielen werden in Teilziele unterteilt:

- **Schutz der Gesundheit des Menschen**
Public Health
individuelle Gesundheit
- **Schutz der Struktur von Ökosystemen**
Integrität der Atmosphäre/Luft (Luftverschmutzung/Photochemisches Smog, Ozonloch)
Integrität des Wassers (Eutrophierung, Nitrifikation)
Integrität des Bodens (Versauerung, Schwermetallbelastung, Bodenabnutzung)
Artenvielfalt/Genpool
Ökosystemstabilität Wasser, Boden, Pflanzenreich
- **Schutz der Funktionen von Ökosystemen**
Klimastabilität (Treibhauseffekt)
Nachhaltige (Produktions)funktion Wasser, Boden (Fischsterben, Ertragsreduktion)
Nachhaltiger Pflanzenwuchs (Waldsterben)
Erholungsfunktion Landschaft (Naturverlust)
- **Ressourcenschonung**

Werden die unterschiedlichen Ansätze miteinander verglichen, besteht Konsens über die Berücksichtigung folgender Umweltprobleme:

- Treibhauseffekt,
- Ozonabbau und

- Versauerung.

Die Übereinstimmung ist nicht mehr ganz so hoch bei folgenden Problemen:

- Eutrophierung,
- Abfall,
- Bildung von Photooxidantien,
- Humantoxizität,
- Ökotoxizität,
- Landschaftsschutz und
- Ressourcenverbrauch.

Neben der Abbildbarkeit und Konsensfähigkeit soll noch die Praktikabilität bei der Auswahl zugezogen werden. In Tabelle 15 ist eine Einordnung der Kategorien innerhalb der Kriterien zu sehen.

Tabelle 15: Kriterien für die Auswahl der Wirkkategorien

| Wirkkategorie | Abbildbarkeit | Konsensfähigkeit | Praktikabilität |
|----------------------|----------------------|-------------------------|------------------------|
| Ressourcen | + | o | + |
| Treibhauseffekt | + | + | + |
| Ozonzerstörung | + | + | + |
| Versauerung | + | + | + |
| Eutrophierung | + | o | + |
| Abfall | + | o | + |
| Ökotoxizität | o | o | o |
| Photosmog | o | o | - |
| Humantoxizität | o | o | - |
| Landschaftsschutz | - | o | - |
| Lärm | - | - | - |
| Geruch | - | - | - |
| Unfälle | - | - | - |
| Strahlung | - | - | - |

Die Kategorien Strahlung, Unfälle, Geruch und Lärm sind mit dem gewählten Ansatz der Wirkpotentiale innerhalb Produktökobilanzen nicht abbildbar, da, um zu sinnvollen Aussagen zu kommen, diese Kategorien konkrete räumliche und zeitliche Angaben benötigen, die innerhalb von Ökobilanzen nur selten zur Verfügung stehen. Ähnliches gilt auch für die Kategorie Landschaftsschutz und -verbrauch, da es schwierig ist, beispielsweise einem einzelnen Produkt einen benötigten Flächenverbrauch zuzuweisen und die verschiedene Qualität dieser Landschaften (Regenwald, Brachfläche etc.) zu berücksichtigen. Ein praktikables Vorgehen, wie eine Klassifizierung und Charakterisierung aussehen könnte, liegt noch in weiter Ferne.

Bei den Kategorien Photosmog und Humantoxizität gibt es auch noch kein anerkanntes Vorgehen. Da diese Kategorien jedoch von den verschiedensten Ansätzen als relevante Umweltprobleme gesehen werden, sollen sie in der Bewertung auf jeden Fall als qualitative Größen (Stofflisten, Rote Lampe) einfließen.

Für die Kategorie Ökotoxizität liegen neuere Ansätze bei der Methodenentwicklung vor (Walz et al. 1996c; Herrchen et al. 1996), die die Kriterien Persistenz und Akkumulation von Stoffen, die eine eher langfristige und globalere Betrachtungsweise ermöglichen, einbeziehen und ohne Angaben zu Umweltkonzentrationen der Emissionen auskommen. Auch neuere Ansätze in der Umweltmedizin lenken ihr Augenmerk auf solche Kriterien, anstatt die Diskussion um eine Verschärfung von Grenzwerten weiterzuführen (Fülgraff 1996, S. 40). Durch diesen Ansatz ist es möglich, diese Kategorie innerhalb von Ökobilanzen zu betrachten. Außerdem würde bei einem Verzicht auf diesen Problembereich der Schwerpunkt der Beurteilung auf Ressourceneffizienz liegen, da insbesondere Inputgrößen (Rohstoffe, Energie) und Wirkkategorien mit energiebedingten Emissionen wie CO₂, SO₂, NO_x (beispielsweise Treibhauseffekt, Versauerung) in die Bewertung einfließen. Vor allem seitens der chemischen Industrie wird versucht, eine Bewertung ohne die Wirkkategorie Ökotoxizität durchzusetzen, da Studien bisher gezeigt haben, daß chemische Produkte oft mit relativ geringem Rohstoff- und Energieeinsatz produziert werden (Spiller 1996, S. 392). Jedoch gibt es andere Interessensgruppen, z. B. SETAC, die eine Berücksichtigung dieser Kategorie befürworten (vgl. Tabelle 14).

In Tabelle 16 sind diejenigen Wirkkategorien aufgeführt, für die im weiteren ein Vorschlag zur Bewertung (allgemeine Rahmenmethodik) entwickelt wird. Diese Kategorien sollten in jedem Fall in Ökobilanzen berücksichtigt werden, und eine Abweichung davon muß begründet werden (Standardset). Des weiteren kann diese Liste im speziellen Anwendungsfall ergänzt werden.

Tabelle 16: Auswahl der Wirkkategorien

| Allgemeine Rahmenmethodik | | Fallspezifische Bewertung |
|--|---|--|
| quantitative Bewertung der Wirkpotentiale mit Normalisierung und Gewichtung | qualitative Bewertung mit Stofflisten ("Rote Lampe") | Ergänzung der Liste der Wirkkategorien, abhängig vom zu bilanzierenden Produkt bzw. Verfahren |
| Treibhauseffekt | Humantoxizität | Flächenverbrauch |
| Ozonerstörung | Bildung v. Photooxidantien | Lärm |
| Ressourcen | | u.s.w. |
| Versauerung | | |
| Eutrophierung | | |
| Abfall | | |
| Ökotoxizität | | |

4.3 Aggregation innerhalb der Wirkkategorien

Die Aggregation innerhalb der Wirkkategorien erfolgt in zwei Schritten:

- Klassifizierung und
- Charakterisierung (Udo de Haes 1996; DIN 1997a; ISO 1998b).

Bei der Klassifizierung werden die Daten der Sachbilanz Umweltproblemfeldern zugeordnet. Aus der Abbildung 7 geht hervor, daß einzelne Stoffe mehreren Kategorien zugeordnet werden können. Diese Annahme der parallelen Einträge wird

Abbildung 7: Vorgehen bei der Klassifizierung von Emissionen (Herrchen et al. 1996, S. 21)

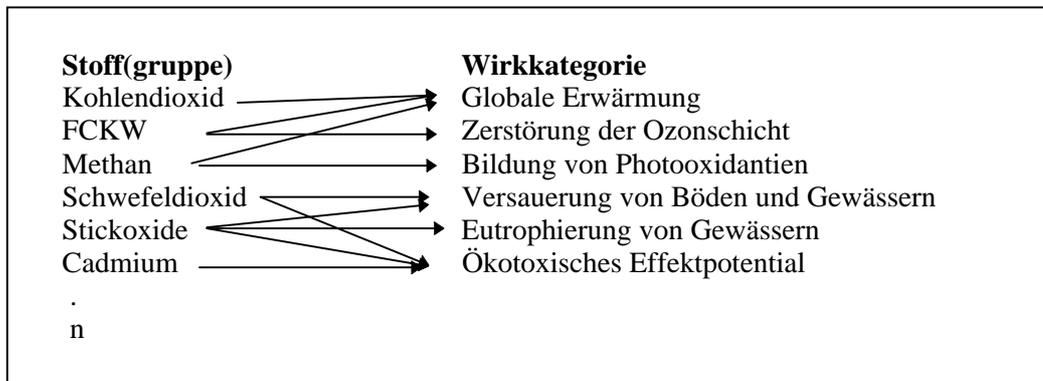


Abbildung 8: Vorgehen bei der Charakterisierung (Herrchen et al. 1996, S. 24)

Charakterisierung = Aggregation der Beiträge innerhalb der einzelnen Wirkkategorien

$$AF_u = \sum_{i=1}^n AQF_i * M_i \quad \text{mit: } AF_u = \text{Äquivalentfracht d. Umweltkategorie U}$$

$$AQF_i = \text{Äquivalenzfaktor des Stoffes i}$$

$$M_i = \text{Menge des Stoffes i}$$

Beispiel: Äquivalentfracht der Umweltkategorie Globale Erwärmung

| Stoff | AQF | Menge (kg) | AQF x Menge (kg) |
|---------------|------|--------------|-------------------------------------|
| Kohlendioxid | 1 | $2,4 * 10^8$ | $2,4 * 10^8$ |
| Methan | 21 | $1,7 * 10^5$ | $3,7 * 10^6$ |
| FCKW 11 | 4000 | 9,72 | $3,9 * 10^4$ |
| . | | | |
| n | | | |
| Summe: | | | <u>Äquivalentfracht (kg)</u> |

von den meisten Ansätzen verfolgt und kann als eine worst-case-Betrachtung gerechtfertigt werden. Auch werden bei den Stoffen nur die direkten Effekte und nicht die Sekundärwirkungen erfaßt, d. h. FCKWs werden der Kategorie Ozonabbau zugeordnet und nicht der Kategorie Humantoxizität (intensive UV-Strahlung).

Bei der Charakterisierung wird der Beitrag der betreffenden Emission zur Wirkkategorie ermittelt (vgl. Abbildung 8), indem die Menge der Stoffemission mit einem Äquivalenzfaktor multipliziert und dann über alle Emissionen aufsummiert wird, so daß für jede Wirkkategorie eine Kennzahl vorliegt.

Im folgenden werden die in Kapitel 4.2 ausgewählten Wirkkategorien zuerst beschrieben, dann die Vorschläge zur Klassifizierung und Charakterisierung diskutiert.

4.3.1 Wirkkategorie Treibhauseffekt

Beschreibung

Die Zusammensetzung der Erdatmosphäre wird im zunehmenden Maße durch anthropogene Einflüsse bestimmt. Durch menschliche Aktivitäten werden vermehrt klimarelevante Spurengase freigesetzt. Diese verstärken den natürlichen Treibhauseffekt, der erst ein Leben auf der Erde bei einer globalen Durchschnittstemperatur von 15°C möglich macht - gäbe es diesen Effekt nicht, läge die Temperatur auf der Erde bei ungefähr -19°C (Kuttler et al. 1993). Der anthropogene Treibhauseffekt verursacht zusätzlich eine zunehmende Erwärmung der Atmosphäre und damit globale Klimaänderungen. Der Treibhauseffekt beruht darauf, daß Stoffe wie z. B. Kohlendioxid, Methan die kurzwellige Sonnenstrahlung passieren lassen und die langwellige Rückstrahlung der Erde - dem Glas eines Gewächshauses entsprechend - absorbieren (vgl. auch BMU 1994a).

Klassifizierung

Die wichtigsten Treibhausgase sind nach gegenwärtigem Wissensstand (Enquete 1994, S. 580):

- Kohlendioxid (CO₂),
- Methan (CH₄),
- FCKW und
- Distickstoffoxid (Lachgas, N₂O),

aber auch eine Vielzahl von anderen Stoffen trägt zum Treibhauseffekt bei (IPCC 1996).

Charakterisierung

Bei der Kategorie Treibhauseffekt ist bedingt durch die Arbeiten internationaler Gremien vor allem des IPCC eine hohe Übereinstimmung der Ansätze vorhanden.

Die Klimawirksamkeit wird durch das Treibhauspotential (Global Warming Potential, GWP) bestimmt, das die Bedeutung der Emission eines Treibhausgases relativ zu CO₂ angibt, mit einem Zeithorizont von 100 Jahren. In Tabelle 17 sind einige GWP-Faktoren aufgeführt.

Tabelle 17: Beispiele für Äquivalenzfaktoren für die Kategorie Treibhauseffekt (IPCC 1996, S. 22 und 119)

| Emission | GWP (100a) |
|-------------------------------------|------------|
| Kohlendioxid (CO ₂) | 1 |
| Methan (CH ₄) | 21 |
| FCKW 11 | 3800 |
| Distickstoffoxid (N ₂ O) | 310 |

Weitere GWP-Werte und eine Formel, um GWP-Faktoren zu bestimmen, sind bei IPCC 1996, Herrchen et al. 1996 und Heijungs et al. 1992 zu finden. Kohlendioxid-Emissionen beispielsweise aus Verbrennungsprozessen mit regenerativen Energien werden jedoch mit keinem GWP-Faktor versehen (Udo de Haes 1996, S. 67).

Die Masse jedes Treibhausgases wird mit dem spezifischen GWP_i multipliziert und die Einzelwerte aufaddiert:

$$\text{Treibhauspotential} = \sum_i \text{GWP}_i \times m_i$$

GWP = Global Warming Potential

m = Emissionen in kg

i = Stoffname.

4.3.2 Wirkkategorie Ozonzerstörung

Beschreibung

Die Ozonschicht schirmt die Erde wie ein Filter vor energiereicher UV-Strahlung ab. Der chemisch bedingte Ozonabbau in der Stratosphäre (in 12 bis 40 km Höhe) ist vor allem auf Chlor- und Bromverbindungen zurückzuführen. Die Folge ist eine Zunahme der UV-B-Strahlung an der Erdoberfläche und dadurch entstehende Gesundheitsrisiken und Schädigung der Flora und Fauna (Enquete 1994, S. 582).

Klassifizierung

Der chemisch bedingte Ozonabbau in der Stratosphäre ist hauptsächlich auf

- Fluorchlorkohlenwasserstoffe (FCKW),
- Halone,
- bestimmte Chlorkohlenwasserstoffe (CKW) und

- Distickstoffoxid (N₂O) zurückzuführen.

Charakterisierung

Auch bei dieser Kategorie ist bedingt durch Arbeiten internationaler Gremien (World Meteorological Organization - WMO 1995) ein einheitliches Vorgehen innerhalb der Wirkungsabschätzung von Ökobilanzen vorhanden. Eine Charakterisierung erfolgt mit dem Ozon depletion potential (ODP), welches relativ zu Trichlorfluormethan (R 11) bestimmt wird. In Tabelle 18 sind einige ODP-Faktoren aufgeführt.

Tabelle 18: Beispiele für Äquivalenzfaktoren für die Kategorie Ozonzerstörung (BMU 1994b, S. 47ff)

| Emission | ODP |
|----------|-------|
| FCKW 11 | 1 |
| R 22 | 0,055 |

Jede Emissionsmenge, die zum Ozonabbau beiträgt, wird mit ihrem stoffspezifischen ODP-Faktor multipliziert, und danach werden die Einzelwerte aufaddiert:

$$\text{Ozonabbaupotential} = \sum_i \text{ODP}_i \times m_i$$

ODP = Ozon Depletion Potential

m = Emissionen in kg

i = Stoffname.

Durch internationale Vereinbarungen zum Schutz der Ozonschicht (Montrealer Protokoll und Nachfolgeverhandlungen) soll der Ausstieg aus Produktion und Gebrauch von FCKW durchgesetzt werden. In Deutschland ist 1991 die FCKW-Halon-Verbots-Verordnung in Kraft getreten. Der Verbrauch ozonabbauender Stoffe ist von 27 ODP kt (1991) auf 1 ODP kt (1995) zurückgegangen (Walz et al. 1996b, S. 400).

4.3.3 Wirkkategorie Versauerung

Beschreibung

Auslöser für die Versauerung sind vor allem die Emissionen von Schwefeldioxid, Ammoniak und Stickoxid, die sich nach der Oxidation in der Atmosphäre als Schwefel- bzw. Salpetersäure im Regen wiederfinden. Saure Niederschläge schädigen die Flora und führen zu Materialschäden. Der vermehrte Säureeintrag führt auch zur Versauerung von Seen in Gebieten, in denen die Pufferkapazität der Böden von Natur aus nur gering oder erschöpft ist (Hulpke 1993, S. 618). Die Versauerung gilt als der Hauptverursacher der neuartigen Waldschäden.

Klassifizierung

Wesentliche Emissionen sind

- Schwefeldioxid (SO₂),
- Stickoxid (NO_x) und
- Ammoniak (NH₃).

Charakterisierung

Obwohl für die Kategorie Versauerung noch keine internationalen Absprachen existieren, zeigen die Anwendungsbeispiele und Methodenvergleiche, daß viele Ansätze das Potential zur Versauerung in Säureäquivalenten (Acidification Potential - AP) relativ zu Schwefeldioxid angeben (Heijungs et al. 1992; UBA 1995a und c; Herrchen et al. 1996). Das Säurebildungspotential beschreibt die Fähigkeit eines Stoffes, H⁺-Ionen zu bilden. In Tabelle 19 sind einige AP-Faktoren aufgeführt.

Tabelle 19: Beispiele für Äquivalenzfaktoren für die Kategorie Versauerung (Heijungs et al. 1992, S. 101)

| Emission | AP |
|-----------------|------|
| SO ₂ | 1 |
| NO _x | 0,7 |
| NH ₃ | 1,88 |
| HCL | 0,88 |
| HF | 1,6 |

In einer neueren Publikation (Herrchen et al.1996) findet man eine Abweichung bei Ammoniak (NH₃) zu den anderen Literaturstellen. Das Säurebildungspotential wird dort wegen der Berücksichtigung der Neutralisation niedriger ausgewiesen (0,94).

Jede Emissionsmenge, die zur Versauerung beiträgt, wird mit ihrem stoffspezifischen AP-Faktor multipliziert, und anschließend werden die Einzelwerte aufaddiert:

$$\text{Versauerungspotential} = \sum_i \text{AP}_i \times m_i$$

AP = Acidification Potential

m = Emissionen in kg

i = Stoffname.

4.3.4 Wirkkategorie Eutrophierung

Beschreibung

Der erhöhte Eintrag von Nährstoffen (Überdüngung) und die damit erfolgte Störung des biologischen Gleichgewichts durch übermäßige Algenblüte (erhöhte Sauerstoff-

zehrung) hat zur Folge, daß die Selbstreinigungskraft der Gewässer herabgesetzt, der Fischbestand verringert wird, Seen "umkippen" und allmählich verlanden (Enquete 1994, S. 588; Hulpke 1993, S. 248). Sowohl durch die Frachten von Nährstoffen in Flüssen als auch durch atmosphärische Eintragungen kommt es auch zu einer Eutrophierung der Meere (Walz et al. 1996b, S. 67).

Klassifizierung

Die für die Eutrophierung bedeutsamsten Einträge sind:

- Stickstoff und
- Phosphor.

Charakterisierung

Auch bei der Eutrophierung herrscht weitgehend Einigkeit, wie diese Kategorie abgebildet wird. Viele Studien berufen sich auf die Arbeiten des CML/Niederlande (Heijungs et al. 1992, S. 101f). Dort werden Stoffeinträge mit eutrophierendem und sauerstoffzehrendem Potential zusammengefaßt. Ausgehend von der stöchiometrischen Zusammensetzung der Biomasse von Algen werden Äquivalenzfaktoren (Referenzsubstanz Phosphat) abgeleitet (Herrchen et al. 1996, S. 27).

Tabelle 20: Beispiele für Äquivalenzfaktoren für die Kategorie Eutrophierung (Heijungs et al. 1992, S. 102)

| Emission | EP |
|-------------------------------|-----------|
| PO ₄ ³⁻ | 1 |
| N | 0,42 |
| NO _x (Luft) | 0,13 |
| P | 3,06 |

In Tabelle 20 sind einige Eutrophierungspotential (EP)-Faktoren aufgeführt.

Jede Emissionsmenge, die zur Eutrophierung beiträgt, wird mit ihrem stoffspezifischen EP-Faktor multipliziert und anschließend werden die Einzelwerte aufaddiert:

$$\text{Eutrophierungspotential} = \sum_i \text{EP}_i \times m_i$$

EP= Eutrophierungspotential

m = Emissionen in kg

i = Stoffname.

4.3.5 Wirkkategorie Ökotoxizität

Beschreibung

Diese Kategorie bezieht sich auf die Schädigung des Ökosystems (Wirkungen von Chemikalien auf die belebte Umwelt). Der Mensch ist dabei als Teil der Umwelt miteinbezogen.

Klassifizierung

Ein Problem dieser Kategorie ist es, daß ihr eine Vielzahl von Stoffen zugeordnet wird. Diese Heterogenität - Ökotoxizität kann man gegenüber den anderen Problemfeldern eher als eine Sammelkategorie bezeichnen - macht die Berücksichtigung dieser Kategorie schwieriger. Wichtige Stoffgruppen sind

- Schwermetalle,
- NMVOCs (Non Methane Volatile Organic Compounds),
- PAHs (Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe) und
- Pflanzenschutzmittel.

Charakterisierung

In der traditionellen Ökotoxikologie wird das stoffinhärente Wirkungspotential mit Expositionsangaben (Ort, Dauer) verbunden (Hulpke 1993, S. 516). Dies ist bei Ökobilanzen nicht möglich, da durch den Ansatz "Betrachtung über den Lebensweg" keine räumlichen und zeitlichen Angaben vorhanden sind. Diese zusätzlich zu erheben würde das Instrument Ökobilanzen überfrachten und die Praktikabilität würde sinken, da neben den vielen Stoff- und Ressourcenströmen noch Daten über Orts- und Zeitangaben verarbeitet werden müßten. Deshalb wird im allgemeinen vorgeschlagen, auf stoffinhärente Eigenschaften zurückzugreifen, d. h. die unterschiedlichen Emissionsfrachten zu gewichten und ähnlich wie bei den anderen Kategorien zu einem Wirkpotential aufzuaddieren (UBA 1995a, S. 48).

Berücksichtigten die ersten Ansätze nur toxische Informationen (effects) wie z. B. kritische Volumina, gibt es neuere Vorschläge, die auch die Verteilung und die Exposition (fate) unter Zuhilfenahme von Modellwelten berücksichtigen (Jolliet 1996a, S. 54-56). Dabei unterscheiden sich die Ansätze im Umfang und Tiefe der Bearbeitung. Vorbelastungen und räumlich-zeitliche Differenzierung werden bei den meisten Ansätzen nicht einbezogen (Jolliet 1996a, S. 61) (vgl. Tabelle 21).

Tabelle 21: Betrachtungsebenen bei der Kategorie Ökotoxizität

| Dimensionen | Bemerkung |
|----------------------|---|
| Toxizität | stoffinhärente Eigenschaft |
| Verbleib, Exposition | Unterschiedliche Ansätze: -Mackay-Modell -Akkumulation und Persistenz |
| Vorbelastung | Informationen durch Ökobilanzen kaum vorhanden |
| Räumlich-zeitlich | Informationen durch Ökobilanzen kaum vorhanden |

Die Methodenentwicklung steckt bei der Kategorie Ökotoxizität erst in den Anfängen, und die Konsensfindung ist hierzu noch nicht abgeschlossen. Als Grundlage für die weitere Bearbeitung innerhalb der Bewertung wird auf den am Fraunhofer-Institut für Umweltchemie und Ökotoxikologie (Fh-IUCT) entwickelten Ansatz zurückgegriffen, der neben der Toxizität eines Stoffes auch die Eigenschaften wie Persistenz (Stabilität gegenüber den Einflüssen der Umwelt) und die Akkumulation (Anreicherung in Organismen und Umweltkompartimenten) einbezieht (Herrchen et al. 1996, S. 31f). Mit diesen Kriterien kann analog zu den anderen Kategorien eine eher langfristige und globale Sichtweise in die Beurteilung einfließen. Lokale, akute und kurzfristige Eingriffe sollen in der Kategorie Ökotoxizität nicht erfaßt werden. Der Ansatz definiert 5 Klassen, denen Wirkpotentialfaktoren (=Äquivalenzfaktor) von 0 bis 1000 zugeordnet werden. Die Einordnung der Stoffe erfolgt über die Toxizität (LC₅₀-Wert), die Persistenz (Basis sind OECD-Tests) und Akkumulation (Oktanol-Wasser Verteilungskoeffizienten). In Tabelle 22 sind einige wenige Beispiele für die Äquivalenzfaktoren aufgeführt (insgesamt sind es 200 Stoffe).

Tabelle 22: Beispiele für Äquivalenzfaktoren für die Kategorie Ökotoxizität (Herrchen et al. 1996, Anhang A3)

| Emission | EEPF (Ökotoxisches Effektpotential) |
|-----------------|-------------------------------------|
| Pb | 1000 |
| Benzol | 10 |
| SO ₂ | 0 |
| CO | 1 |

Jede Emissionsmenge, die zur Ökotoxizität beiträgt - dabei wird zwischen den Medien Luft und Wasser getrennt -, wird mit dem EEPF multipliziert und anschließend werden die Einzelwerte aufaddiert:

$$\text{Ökotox. Potential} = \sum_i \text{EEPF}_i \times m_i$$

EEPF= Ökotoxisches Effektpotential

m = Emissionen in kg

i = Stoffname.

Außer diesem Vorschlag existieren noch weitere neuere Ansätze, um die Kategorie Ökotoxizität abzubilden (Jolliet 1996b; Guinée et al. 1996).

4.3.6 Wirkkategorie Ressourcen

Beschreibung

Das Ziel Ressourcenschonung bzw. effizienter Umgang mit Ressourcen wird einerseits aus Knappheitsgründen - ein eher sozio-ökonomischer Aspekt - aber auch stellvertretend für vielfältige, im einzelnen nicht nachvollziehbare Umweltwirkungen beim Rohstoffabbau und Verbrauch betrachtet. Anzustreben ist daher ein effizienter Umgang mit Ressourcen. Da diese Kategorie recht heterogen ist, gibt es Vorschläge sie zu unterteilen. Insbesondere folgende Klassen sollen betrachtet werden:

- nicht erneuerbare Energie,
- erneuerbare Energie,
- biotische Rohstoffe,
- metallische Rohstoffe,
- mineralische Rohstoffe und
- Wasser.

Der Flächenverbrauch soll aus den in Kapitel 4.2 ausgeführten Argumenten nicht weiter betrachtet werden, d. h. aber nicht, daß in spezifischen Fragestellungen der Flächenverbrauch nicht berücksichtigt werden muß.

Klassifizierung

Keine Schwierigkeit bereitet die Zuordnung der einzelnen Inputgrößen aus der Sachbilanz zu den oben genannten Kategorien.

Charakterisierung

Allerdings gibt es unterschiedliche Ansätze, eine Aggregation zu realisieren, u.a. einen Knappheitsfaktor (Lebensdauer, Reichweite, Verbrauch) einzuführen (UBA 1995c; UBA 1995a; Finnveden 1996). In dieser Arbeit wird jedoch einer Aggregation über den Heizwert für die energetisch bewertbaren Ressourcen bzw. über Masse/Volumen für die anderen Ressourcen der Vorzug gegeben, da die Reichweiten der Ressourcen je nach Literaturquelle sehr schwanken und durch eine generelle Ersetzbarkeit einzelner Ressourcen ein Wechsel zwischen den Ressourcen möglich ist, d. h. die Reichweiten sich damit verändern. In Tabelle 23 sind einige Beispiele für Heizwerte aufgeführt.

Tabelle 23: Beispiele für Heizwerte für die Unterkategorie Energie (AG Energiebilanzen 1997)

| Emission | Heizwert (H_u) |
|-----------------|------------------------------------|
| Heizöl leicht | 42.733 kJ/kg |
| Erdgas | 31.736 kJ/m ³ |
| Steinkohle | 29.761 kJ/kg |
| Braunkohle | 8.481 kJ/kg |
| Brennholz | 14.654 kJ/kg |

Tabelle 24 gibt einen Überblick der Aggregationsverfahren bei der Kategorie Ressourcen.

Tabelle 24: Aggregation bei der Kategorie Ressourcen

| Unterkategorie Ressourcen | Aggregation |
|----------------------------------|--------------------------------|
| nicht erneuerbare Energie | $\Sigma(m_i \times H_u)$ in kJ |
| erneuerbare Energie | $\Sigma(m_i \times H_u)$ in kJ |
| biotische Rohstoffe | Σm_i in kg |
| metallische Rohstoffe | Σm_i in kg |
| mineralische Rohstoffe | Σm_i in kg |
| Wasser | ΣV_i in l |

4.3.7 Wirkkategorie Abfall

Beschreibung

Abfall wird als Umweltproblemfeld in der Gesellschaft gesehen. Müllprobleme stehen nach der Luftverschmutzung, dem Ozonloch und dem Waldsterben an vierter Stelle der Umweltsorgen der Bundesbürger (BMU 1996). Vor allem die Standortdiskussionen um Müllverbrennungsanlagen und Deponien zeigen, daß nicht nur die Abfallmengen eine Rolle spielen, sondern daß auch die vielfältigen Umweltbelastungen, die mit der Behandlung bzw. Lagerung von Abfall verbunden sind, als Problem gesehen werden. Im folgenden soll Abfall als eigenständige Kategorie behandelt werden im Gegensatz zu anderen Ansätzen (Heijungs et al. 1992; Udo de Haes 1996), wengleich ein Teil der luft- und wassergetragenen Emissionen, die bei der Abfallbehandlung entstehen, schon in anderen Wirkkategorien, z. B. Versauerung, erfaßt werden. Diese Doppelzählung soll bewußt als Worst Case-Betrachtung durchgeführt werden, da eine vollständige Erfassung der vielfältigen Umweltbelastungen durch die Abfallbehandlung nicht gelingt.

Klassifizierung

Die Technische Anleitung Abfall (TA Abfall) wird als Grundlage zur Klassifizierung der Abfälle benutzt, dabei wird zwischen den Unterkategorien Sonderabfall und Hausmüll/Produktionsabfall differenziert.

Charakterisierung

In Tabelle 25 ist das Vorgehen bei der Aggregation zusammengestellt. Auf eine Wichtung wird verzichtet und innerhalb der Unterkategorien werden die einzelnen Abfallmengen aufaddiert.

Tabelle 25: Aggregation bei der Kategorie Abfall

| Unterkategorie Abfall | Aggregation |
|----------------------------|--------------------|
| Hausmüll/Produktionsabfall | Σm_i in kg |
| Sonderabfall | Σm_i in kg |

4.3.8 Zusammenfassung

In Tabelle 26 sind die in der hier vorgeschlagenen Methodik erfaßten Kategorien mit den zugehörigen Aggregationsgrößen nochmals zusammengestellt.

Tabelle 26: Zusammenfassung der berücksichtigten Wirkkategorien

| Wirkkategorie | Einheit |
|----------------------------|--|
| Ressourcen | |
| Nicht erneuerbare Energie | MJ |
| Metallische Rohstoffe | kg |
| Mineralische Rohstoffe | kg |
| Erneuerbare Energie | MJ |
| Biotische Rohstoffe | kg |
| Treibhauseffekt | CO ₂ -Äquivalent [kg] |
| Ozonzerstörung | R11-Äquivalent [kg] |
| Versauerung | SO ₂ -Äquivalent [kg] |
| Eutrophierung | PO ₄ ³⁻ -Äquivalent [kg] |
| Ökotoxizität | EPPF [kg] |
| Abfall | |
| Sonderabfall | kg |
| Hausmüll/Produktionsabfall | kg |

4.4 Beschreibung der Umweltbelastung innerhalb den Wirkkategorien - Normalisierung

Ziel dieses Schrittes ist es, die Relevanz der in unterschiedlichen Einheiten und Größenordnungen vorliegenden Wirkpotentiale abzuleiten. Dabei kann es nicht darum gehen, die Bedeutung der durch das Bilanzobjekt insgesamt verursachten Umweltbelastung für die Umweltpolitik zu beurteilen, zumal eine derartige Betrachtung ganz wesentlich von der Größe der gewählten Nutzeinheit (funktionelle Einheit) abhängen würde. Vielmehr liegt die Zielsetzung der Normalisierung in einem

relativen Vergleich zwischen den Wirkkategorien, d. h. der Beitrag zur Gesamtbelastung eines gewählten Bezugsraumes in einer Wirkkategorie wird mit dem Beitrag zur Gesamtbelastung des gleichen Bezugsraumes in einer anderen Wirkkategorie verglichen.

Würde keine Normalisierung durchgeführt, ginge man implizit davon aus, daß das Verhältnis der in der Wirkungsanalyse berechneten Wirkpotentiale zu der Gesamtbelastung in der zugehörigen Wirkkategorie in allen Wirkkategorien gleich groß sei. Im folgenden werden an Hand von Beispielen die Notwendigkeit für eine explizite Normalisierung verdeutlicht und Vorgehensweisen hierfür erläutert.

Ausgangspunkt für die Bewertung sind die Wirkpotentiale, die als Aggregationsgrößen aus der vorausgegangenen Wirkungsanalyse eingehen. Diese liegen meist als quantitative Größen und in unterschiedlichen Einheiten vor (vgl. Tabelle 27). Auf dieser Aggregationsebene können folgende Aussagen getroffen werden (relativer Vergleich):

- das Treibhauspotential von Produkt A ist doppelt so hoch wie von Produkt B bzw.
- das Ozonabbaupotential von Produkt B ist doppelt so hoch wie von Produkt A.

Tabelle 27: Beispiel für ein Ergebnis der Wirkungsanalyse

| Wirkkategorie | Produkt A | Produkt B | relativer Produktvergleich |
|----------------------|--------------------------------|--------------------------------|-----------------------------------|
| Treibhauspotential | 0,2 kg CO ₂ -Äquiv. | 0,1 kg CO ₂ -Äquiv. | 2 : 1 |
| Ozonabbaupotential | 0,1 kg R11-Äquiv. | 0,2 kg R11-Äquiv. | 1 : 2 |

Für eine Bewertung wäre es jedoch sinnvoll, diese Potentiale in ihrer Höhe zu beurteilen, d. h. abzuschätzen, ob ein Treibhauspotential von 0,1 bis 0,2 kg CO₂-Äquiv. im Verhältnis zu einem Ozonabbaupotential von 0,1 bis 0,2 kg R 11-Äquiv. viel oder wenig ist (Relevanz der Wirkpotentiale). Dabei interessiert nicht die absolute, sondern die relative Höhe im Vergleich der Wirkkategorien zueinander. Wird auf die Normalisierung verzichtet, bedeutet dies z. B. für das Beispiel aus Tabelle 27, daß unter der Annahme, daß das Treibhausproblem die gleiche Gewichtung wie der Ozonabbau hat, keine Alternative Vorteile besitzt.

Trotzdem wird man bei einer Diskussion der Ergebnisse von Tabelle 27 davon ausgehen, daß Produkt A die günstigere Variante ist vor dem Hintergrund, daß die Treibhausgase mengenmäßig in einer anderen Größenordnung emittiert werden als ozonschädigende Substanzen. Diese Abschätzung der Größenordnung ist unabhängig von der Gewichtung zu sehen, in der z. B. das Treibhauspotential und das Ozonabbaupotential als gleichbedeutend angesehen werden können.

Bei der notwendigen Einschätzung der relativen Wichtigkeit der Wirkpotentiale ist zu beachten, daß diese möglichst transparent und soweit möglich unter Heranziehung von Sachinformationen erfolgen sollte. Erfolgt die Einschätzung ohne einen definierten Referenzwert, d.h. eher intuitiv durch die Vergabe von Punktwerten oder eine verbale Beschreibung, bedeutet dies nicht nur einen Verlust an Transparenz. Darüber hinaus ist die Aussage und Qualität stark von dem einzelnen Anwender und seinem Wissen abhängig, und für Personen ohne Expertenwissen ist eine Abschätzung ohne Hilfestellung recht schwierig. Außerdem bleibt unklar, wie eine qualitative Unterscheidung in relativ hohe bzw. weniger bedeutsame Wirkpotentiale in eine in sich stimmige Spreizung der wenigstens 10 Wirkpotentialgrößen transformiert werden soll, die zur Weiterverarbeitung der Ergebnisse notwendig ist.

Neben einer intuitiven Abschätzung gibt es als zweite Möglichkeit die Normalisierung an einem Referenzwert. Die Größenordnung der relativen Bedeutung wird formal mittels eines definierten Referenzwertes bestimmt. Eine geeignete Größe hierfür sind die jeweiligen gesamten Wirkpotentiale für ein Referenzsystem, im folgenden "Gesamtbelastung" genannt. So erleichtert die Angabe, daß das Treibhauspotential in der BRD bei ca. 1.000.000 kt CO₂-Äquiv. und das Ozonabbaupotential bei ca. 1 kt R11-Äquiv. liegt, eine bessere Interpretation der Wirkpotentialgrößen aus Tabelle 27.

Dieser Bezug zu der jeweiligen Gesamtbelastung ist jedoch keine nachträgliche Wirkungsanalyse mit räumlicher Betrachtungsweise. Vielmehr wird das Vorgehen in der Wirkungsanalyse, bei der die unterschiedlichen Emissionen mittels Äquivalenzwerten zu ortsunabhängigen Wirkpotentialen aufaggregiert werden, auch bei der Normalisierung weitergeführt, d. h. es erfolgt keine Aufteilung nach Ländern oder importierten Vorleistungen etc.

Die Normalisierung bezogen auf einen Referenzwert bietet darüber hinaus den Vorteil, daß durch die formale Verknüpfung der Ergebnisse der Wirkungsanalyse mit dem Referenzwert nach diesem Schritt alle Wirkpotentiale dimensionslos gemacht werden können und eine Weiterbearbeitung erleichtert wird. Zudem wird bei der Normalisierung mittels eines Referenzwertes die Spreizung in der relativen Bedeutung automatisch durch die quantitative Berechnung erreicht.

Die formale Struktur ist bei allen auf Referenzwerten beruhenden Ansätzen zur Normalisierung gleich. Die Wirkpotentiale werden ins Verhältnis gesetzt zu einem Referenzwert der jeweiligen Wirkkategorie (Lindeijer 1996, S. 77):

$$\text{normalisiertes Wirkpotential } N_i = \frac{\text{Wirkpotential } W_i}{\text{Referenzwert } R_i}.$$

Die verschiedenen Herangehensweisen (vgl. Tabelle 28) unterscheiden sich dadurch, daß unterschiedliche Referenzwerte benutzt werden.

Tabelle 28: Ansätze zur Normalisierung

| Referenzwert | Formel | Anwendung | Bemerkung |
|---------------------|--|----------------------------|--|
| Welt | $N_i = \frac{W_i}{B_i(\text{global})}$ | CML (NL) | fehlende Daten bzw. Daten mit hoher Unsicherheit durch Extrapolationen mit BIP (NL) |
| OECD | $N_i = \frac{W_i}{B_i(\text{OECD})}$ | | Daten zu Umweltindikatoren liegen vor |
| Europa (West, Ost) | $N_i = \frac{W_i}{B_i(\text{Europa})}$ | Eco-Indicator (NL) | fehlende Daten bzw. Daten mit hoher Unsicherheit durch Extrapolationen mit Energieverbrauch (NL) |
| EU | $N_i = \frac{W_i}{B_i(\text{EU})}$ | | Daten von Eurostat liegen vor |
| Deutschland | $N_i = \frac{W_i}{B_i(\text{BRD})}$ | | Daten vom UBA bzw. Statist. Bundesamt, Umweltindikatoren |
| Niederlande | $N_i = \frac{W_i}{B_i(\text{NL})} \cdot 10^9$ | VNCI (NL) | |
| Qualitätsziele | $N_i = \frac{W_i}{Z_i}$ | Stoffflußmethode (Schweiz) | Qualitätsziele liegen kaum vor |
| Personen-äquivalent | $N_i = \frac{W_i}{B_i(\text{ref})/E(\text{ref})}$ | Dänemark | |
| BIP-Äquivalent | $N_i = \frac{W_i}{B_i(\text{ref})/\text{BIP}(\text{ref})}$ | ? | |

- N = normalisiertes Wirkpotential in der jeweiligen Wirkkategorie i
 W = Wirkpotential in der jeweiligen Wirkkategorie i
 B = Gesamtbelastung/verbrauch in der jeweiligen Wirkkategorie i
 Z = Zielgröße für die Belastung in der jeweiligen Wirkkategorie i
 E = Einwohner in dem jeweiligen Referenzgebiet
 BIP = Bruttoinlandsprodukt

Eine große Gruppe von Ansätzen benutzt die Gesamtbelastung eines festgelegten Bezugaumes. Um Verzerrungen zu vermeiden, muß dieser gewählte Bezugsraum jedoch für alle Wirkkategorien identisch sein. Ein anderer denkbarer Ansatz ist die Wahl von Personenäquivalenten oder BIP-Äquivalenten, bei der eine Benutzung unterschiedlicher räumlicher Bezugsräume denkbar wäre. Um zu einigermaßen vergleichbaren Größen zu kommen, werden hierbei die Wirkpotentiale unterschiedlicher räumlicher Bezugseinheiten selbst normalisiert, indem sie zu der Zahl der Einwohner oder dem Bruttoinlandsprodukt (BIP) in dem jeweiligen Gebiet in Beziehung gesetzt werden.

In Tabelle 29 sind die Personenäquivalente (Belastung pro Einwohner) und BIP-Äquivalent (Belastung pro BIP in \$) für die BRD und im Weltmaßstab für Treib-

hauspotential und den Energieverbrauch - hierfür liegen wenn auch z. T. unsichere Daten vor - berechnet worden. Wenn für einige Kategorien ein anderer Bezugsraum gewählt wird, muß beachtet werden, welche zusätzlichen Verzerrungseffekte auftreten können. So liegen die weltweiten Personenäquivalente unter den deutschen Werten, während es sich bei den BIP-Äquivalenten gerade umgekehrt verhält. Verglichen mit einer Normalisierung an deutschen Werten wird damit im Fall der Verwendung weltweiter Personenäquivalente der zur Normalisierung verwendete Referenzwert geringer, d. h. die normalisierten Wirkpotentiale fallen höher aus, während bei der Verwendung von BIP-Äquivalenten der umgekehrte Effekt auftritt. Aufgrund dieser auftretenden Verzerrungseffekte und der Schwierigkeit, zwischen den beiden Äquivalentansätzen entscheiden zu können - Begründungen gibt es für beide Ansätze - werden Normalisierungsansätze auf der Basis dieser Äquivalentwerte nicht bereitgestellt. In Dänemark wird jedoch der Ansatz mit Personenäquivalenten verfolgt (Wenzel et al. 1997).

Tabelle 29: Personenäquivalente, BIP-Äquivalente (eigene Berechnung)

| Wirkkategorie | Personenäquivalente | | | | BIP-Äquivalente | | | |
|------------------|---------------------|---------|--------|---------|-----------------|-----|------|---------|
| | Einheit | BRD | Welt | | Einheit | BRD | Welt | |
| Treibhauseffekt | kg/Einw. | 13.800 | 7.000 | ~ 2 : 1 | kg/\$ | 0,6 | 1,6 | ~ 1 : 3 |
| Energieverbrauch | MJ/Einw. | 174.000 | 64.000 | ~ 3 : 1 | MJ/\$ | 7,4 | 14,5 | ~ 1 : 2 |

Datengrundlage:

| | |
|------------------------------|---|
| Einwohner BRD (Stand 1993): | 80.700.000 (Weltbank 1995, S. 189) |
| BIP BRD (Stand 1993): | 23.560 \$/Einwohner (Weltbank 1995, S. 189) |
| Treibhauspotential BRD: | 1.114.598 kt (Anhang) |
| Energieverbrauch BRD: | 174.000 MJ/Einwohner (UBA 1995d, S. 10) |
| Einwohner Welt (Stand 1993): | 5.501.500.000 (Weltbank 1995, S. 189) |
| BIP Welt (Stand 1993): | 4.420 \$/Einwohner (Weltbank 1995, S. 189) |
| Treibhauspotential Welt: | 37.700.000 kt (Guinée 1993, S. 8) |
| Energieverbrauch Welt: | 64.000 MJ/Einwohner (UBA 1995d, S. 10) |

Da es sich bei der Normalisierung um das Gegenüberstellen von ortsunabhängigen Wirkpotentialen handelt, denen per definitionem die gleiche potentielle Wirkung zugesprochen wird, kann sich die Auswahl des Bezugsraums an dem wesentlichen Kriterium der Verfügbarkeit und Sicherheit der entsprechenden Daten für den Raum orientieren. Nach Recherchen über die Datenverfügbarkeit und Datenqualität sind als räumlicher Bezugsraum die Bundesrepublik Deutschland, die Europäische Gemeinschaft und die OECD möglich (vgl. Tabelle 28). Für diese Gebiete werden Umweltdaten zwar mit abnehmender, aber noch immer hinreichender Datengenauigkeit erhoben und dokumentiert. Für einen globalen Bezug liegen hingegen kaum Daten vor. Damit wird Ansätzen, entsprechende globale Daten aus der Extrapolation nationaler Daten zu gewinnen, aus Gründen der damit verbundenen Datenunsicherheit eine Absage erteilt. Jedoch mußten auch für den Bezugsraum EU und OECD einige wenige Daten extrapoliert werden. Neben der Da-

tenqualität ist es sinnvoll, bei der Auswahl des Bezugsraumes den geographischen Raum zu berücksichtigen, in dem sich die Lebenswegphasen überwiegend abspielen.

Die Gesamtbelastungsdaten werden analog dem Vorgehen in der Wirkungsanalyse berechnet.

Für den Bezugsraum Deutschland wurden folgende Quellen ausgewertet:

- Umweltindikatoren Endbericht 1996 (Walz et al. 1996b),
- Statist. Bundesamt Umweltökonomische Gesamtrechnung 1995 (Statist. Bundesamt 1995b),
- Umweltdaten Deutschland 1995 (UBA 1995d),
- Pressemitteilung Statist. Bundesamt Abfallbilanz 25.1.96 (Statist. Bundesamt 1996) und
- WISA Ökobilanzen der FhG, Teilbereich Wirkungsanalyse (Herrchen et al. 1996).

Basis für die Sammlung der Daten der Europäischen Gemeinschaft der 12 Mitgliedsstaaten (Belgien, Dänemark, Frankreich, Deutschland, Griechenland, Irland, Italien, Luxemburg, Niederlande, Portugal, Spanien, Großbritannien) - Daten für die erweiterte EU lagen bei der Bearbeitung noch nicht vor - waren folgende Quellen:

- Eurostat Umweltstatistik 1991 (EUROSTAT 1992),
- Environmental Indicators OECD Core Set 1994 (OECD 1994),
- Europe's Environment Statistical Compendium for the Dobris Assessment 1995 (EUROSTAT 1995a),
- Metallstatistik 1984-1994 (Metallgesellschaft 1995),
- Emission Inventory in the Netherlands (RIVM 1994),
- Pressemitteilung Statist. Bundesamt Abfallbilanz 25.1.96 (Statist. Bundesamt 1996),
- Statistisches Jahrbuch 1995 für das Ausland (Statist. Bundesamt 1995a),
- Eurostat Statistische Grundzahlen der Europäischen Union 1995 (EUROSTAT 1995b) und
- Umweltdaten Deutschland 1995 (UBA 1995d).

Die OECD wird im vorliegenden Fall ohne die Neubeitritte betrachtet, d. h., Mitgliedsländer sind neben den EU-Staaten, Kanada, Island, Norwegen, Schweiz, Türkei, USA, Japan, Australien und Neuseeland. Die Neumitglieder - z. B. Mexiko seit 1994 - wurden berücksichtigt, wenn die entsprechenden Daten vorlagen. Als Quellen wurden folgende Materialien benutzt:

- Statistisches Jahrbuch 1995 für das Ausland (Statist. Bundesamt 1995a),
- Metallstatistik 1984-1994 (Metallgesellschaft 1995),
- Environmental Indicators OECD Core Set 1994 (OECD 1994),
- Europe's Environment Statistical Compendium for the Dobris Assessment 1995 (EUROSTAT 1995a),

- OECD Environmental Data 1993 (OECD 1993),
- OECD Environmental Data 1995 (OECD 1995) und
- World Resources Institute 1992 (WRI 1992).

Für einen Teil der Wirkkategorien - Ökotoxizität und mineralische bzw. biotische Rohstoffe (EU, OECD) - konnten keine Daten ermittelt werden. Diese Daten werden an Hand des Energieverbrauchs abgeschätzt. Der Energieverbrauch eines Landes kann in erster Näherung als Kennwert der jeweiligen Industriestruktur und damit der anfallenden Emissionen benutzt werden (vgl. auch Abschnitt 3.1.4.2). In Tabelle 30 ist dies für die Europäische Union durchgeführt worden. Der Extrapolationsfaktor liegt bei ca. 3,6. Zur Information ist auch das Verhältnis der Einwohner in den beiden Gebieten angegeben.

Tabelle 30: Vorgehen bei der Extrapolation an Hand des Energieverbrauchs (EU)

| Ressourcen | EU | BRD | Einheit | Verhältnis |
|----------------------------|-------------|------------|----------------|-------------------|
| Energie, nicht regenerativ | 50.693 | 13.818 | PJ | |
| Energie regenerativ | 666 | 308 | PJ | |
| Energie, gesamt | 51.359 | 14.126 | PJ | 3,64 : 1 |
| Einwohner (1994) * | 349.097.000 | 81.410.000 | | 4,3 : 1 |

* Quelle: OECD 1995, S.283 (EU ohne Finnland, Österreich und Schweden)

Auch bei den Daten mit dem Bezugsraum OECD sind Abschätzungen notwendig. Der Faktor wird an Hand des Vergleichs des gesamten Energieverbrauchs (vgl. Tabelle 31) ermittelt und liegt bei ca. 13.

Tabelle 31: Vorgehen bei der Extrapolation an Hand des Energieverbrauchs (OECD)

| Ressourcen | OECD | BRD | Einheit | Verhältnis |
|----------------------------|-------------|------------|----------------|-------------------|
| Energie, nicht regenerativ | 178.048 | 13.818 | PJ | |
| Energie regenerativ | 5.698 | 308 | PJ | |
| Energie, gesamt | 183.746 | 14.126 | PJ | 13 : 1 |
| Einwohner (1994)* | 972.320.000 | 81.410.000 | | 11,9 : 1 |

* Quelle: OECD 1995, S.283

Im folgenden werden für alle Wirkkategorien die Normalisierungsdaten dokumentiert. In Anhang 8.1 sind die im einzelnen durchgeführten Rechnungen und die dabei verwendeten Literaturstellen zu finden.

4.4.1 Wirkkategorie Treibhauseffekt

In Tabelle 32 sind die Daten für die Normalisierung der Kategorie Treibhauseffekt zusammengestellt. Bei der Berechnung wurden folgende Schadstoffe berücksichtigt:

- Kohlendioxid (CO₂),
- Methan (CH₄),
- FCKW und
- Distickstoffoxid (N₂O).

Damit sind die zum jetzigen Wissensstand wichtigsten Treibhausgase erfaßt worden (vgl. Abschnitt 4.3.1). Die Daten für den Bezugsraum Deutschland sind die aktuellsten (1994). Das Treibhauspotential der EU (OECD) ist um das vierfache (13fache) höher als das Deutschlands.

Tabelle 32: Normalisierungsdaten Kategorie Treibhauseffekt

| | Treibhauspotential (kt) |
|------|--------------------------------|
| BRD | 1.114.598 |
| EU | 4.147.661 |
| OECD | 13.963.069 |

4.4.2 Wirkkategorie Ozonzerstörung

Bei der Kategorie Ozonzerstörung fallen die enormen Unterschiede im Verhältnis zueinander auf (vgl. Tabelle 33), so unterscheidet sich das Potential der EU (OECD) um das 78fache (269fache) von Deutschland. Ursache hierfür dürfte die in Deutschland verabschiedete FCKW-Halon-Verbotsordnung von 1991 sein, während im internationalen Raum die Verbote noch nicht so umfassend greifen. Da eine Einzelausweisung der FCKWs innerhalb der Statistiken oft nicht vorhanden ist, mußte auf Summenparameter zurückgegriffen werden.

Tabelle 33: Normalisierungsdaten Kategorie Ozonzerstörung

| | Ozonzerstörungspotential (kt) |
|------|--------------------------------------|
| BRD | 1 |
| EU | 78,6 |
| OECD | 269 |

4.4.3 Wirkkategorie Versauerung

Daten zu Emissionen konnten zu folgenden Schadstoffen recherchiert werden:

- Schwefeldioxid,
- Stickoxid und
- Ammoniak.

Tabelle 34: Normalisierungsdaten Kategorie Versauerung

| | Versauerungspotential (kt) |
|------|-----------------------------------|
| BRD | 6.176 |
| EU | 31.292 |
| OECD | 77.157 |

Die Daten für Deutschland sind von 1994, für die EU überwiegend von 1992 und für die OECD von 1993 und älter. Daten zu Emissionsmengen von HCL und HF lagen nicht vor. Die Emissionsfrachten sind in Deutschland 5 bzw. 12 mal geringer als in der EU bzw. OECD (vgl. Tabelle 34), und die Relation ist ähnlich wie beim Energieverbrauch (vgl. Tabelle 30 und Tabelle 31).

4.4.4 Wirkkategorie Eutrophierung

Bei der Wirkkategorie Eutrophierung wurden die Emissionen von Phosphor und Stickstoff ins Wasser und von den Stickoxiden in die Luft einbezogen. Die Phosphor- und Stickstofffrachten stammen für Deutschland aus dem Jahr 1992, die Stickoxidfrachten von 1994. Bei den EU-Daten fehlen die Jahresangaben (Eurostat 1995a). Für den Bereich der OECD standen nur noch Daten über Phosphor- und Stickstofffrachten aus den USA zur Verfügung, so daß diese Daten nicht vollständig sind. In Tabelle 34 sind die Daten zusammengestellt. Für den Raum EU (OECD) ist das Eutrophierungspotential ca. 6 (14) mal höher als für den Bezugsraum Deutschland.

Tabelle 35: Normalisierungsdaten Kategorie Eutrophierung

| | Eutrophierungspotential (kt) |
|------|-------------------------------------|
| BRD | 675 |
| EU | 4.207 |
| OECD | 9.490 |

4.4.5 Wirkkategorie Ökotoxizität

Bei der Kategorie Ökotoxizität wurde auf Arbeiten des Fraunhofer-Instituts Schmallenberg zurückgegriffen (Herrchen et al. 1996). Die Daten stammen von

1991. Bei dem ökotoxikologischen Wirkfrachtpotential (Luft) für Deutschland wurden folgende Stoffe eingerechnet:

- NO_x,
- SO₂,
- CO,
- NH₃,
- N₂O,
- NMVOC,
- metallische Staubbestandteile und
- PAH.

Da nicht alle Substanzen erfaßt werden können, wurde noch ein Korrekturfaktor eingeführt.

Für das ökotoxikologische Wirkfrachtpotential (Wasser) konnte wiederum keine vollständige Erfassung erfolgen, so daß auch dort mit einem Korrekturfaktor gearbeitet werden muß (Herrchen et al. 1996, S. 51).

Da schon für den Bezugsraum Deutschland die Zusammenstellung der Daten zur Normalisierung schwierig war, müssen für die EU und OECD die benötigten Daten durch Extrapolation mit dem Energieverbrauch gewonnen werden. Tabelle 36 zeigt die ermittelten Daten.

Tabelle 36: Normalisierungsdaten Kategorie Ökotoxizität

| Wirkkategorien | Einheit | BRD | EU | OECD |
|-----------------------|----------------|------------|-----------|-------------|
| Ökotoxizität (Luft) | kt | 26.740 | 97.334* | 347.620* |
| Ökotoxizität (Wasser) | kt | 4.034 | 14.684* | 52.436* |

* extrapoliert

4.4.6 Wirkkategorie Ressourcen

In Tabelle 37 sind die Normalisierungsdaten für diese Kategorie zu sehen. Bei den metallischen Rohstoffen, den energetischen Ressourcen und Wasser mit Kühlwasser konnte auf Grund der Datenlage auf eine Extrapolation verzichtet werden. Vor allem die Daten zu den energetischen Ressourcen und metallischen Rohstoffen werden regelmäßig erfaßt und aktualisiert.

Tabelle 37: Normalisierungsdaten Kategorie Ressourcen

| Wirkkategorien | Einheit | BRD | EU | OECD |
|---------------------------|--------------------------------|------------|-------------|--------------|
| Metallische Rohstoffe | kt | 38.912 | 142.303 | 360.000 |
| Mineralische Rohstoffe | kt | 604.868 | 2.201.720* | 7.863.284* |
| Energie nicht regenerativ | TJ | 13.818.000 | 50.693.481 | 178.047.857 |
| Energie regenerativ | TJ | 308.000 | 665.994 | 5.698.235 |
| Wasser (mit Kühlwasser) | 10 ³ m ³ | 46.300.000 | 249.900.000 | 944.000.000 |
| Wasser | 10 ³ m ³ | 17.500.000 | 63.700.000* | 227.500.000* |
| Biotische Rohstoffe | kt | 205.957 | 749.683* | 2.677.441* |

* extrapoliert

In Tabelle 38 sind die Belastungsgrößen der EU und der OECD zu denen von Deutschland in Relation gesetzt worden. Die Spannbreite der EU-Daten liegt zwischen zwei und fünf, bei den OECD-Daten zwischen neun und 20.

Tabelle 38: Vergleich der Normalisierungsgrößen (Ressourcen)

| Wirkkategorien | BRD | EU | OECD |
|---------------------------|------------|-----------|-------------|
| Metallische Rohstoffe | 1 | 3,7 | 9,3 |
| Mineralische Rohstoffe | 1 | 3,6* | 13* |
| Energie nicht regenerativ | 1 | 3,7 | 12,9 |
| Energie regenerativ | 1 | 2,2 | 18,5 |
| Wasser (mit Kühlwasser) | 1 | 5,4 | 20,4 |
| Wasser | 1 | 3,6* | 13* |
| Biotische Rohstoffe | 1 | 3,6* | 13* |

* extrapoliert

4.4.7 Wirkkategorie Abfall

Bei der Datenrecherche in der Kategorie Abfall steht man vor dem Problem, daß die statistische Abgrenzungen länderspezifisch sehr unterschiedlich ausfallen (Walz et al. 1996b, S. 133). Nach der Abfallbilanz des Statistischen Bundesamt werden die Teilmengen "Hausmüll, hausmüllähnliche Gewerbeabfälle, Sperrmüll und Kehrriecht", "Bergematerial aus dem Bergbau", "Abfälle aus der Produktion", "Bauschutt und Bodenaushub", "krankenhausspezifische Abfälle"; "Klärschlämme" und "überwachungsbedürftige Abfälle" separat ausgewiesen (Stat. Bundesamt 1996). Für die Normalisierung werden "Hausmüll u.a." und "Abfälle aus der Produktion" zusammengefaßt und außerdem noch der "Sonderabfall" ausgewiesen (vgl. Tabelle 39). Die Daten aus Deutschland stammen von 1993. Für die EU und die OECD wurde versucht, diese Einteilung zu übernehmen. Leider sind für diese Bezugsräume die Daten deutlich älter (1990).

Tabelle 39: Normalisierungsdaten Kategorie Abfall

| Wirkkategorien | Einheit | BRD | EU | OECD |
|--------------------------------|---------|---------|---------|-----------|
| Hausmüll/ Produktionsabfall | kt | 120.937 | 437.606 | 1.925.000 |
| Sonderabfall | kt | 9.022 | 27.782 | 237.388 |

4.4.8 Zusammenfassung

In Tabelle 40 sind nochmal für alle Wirkkategorien die Normalisierungsdaten zusammengefaßt. Infolge der langen Zeit zur Aufbereitung und Veröffentlichung von Statistiken ist die Aktualität der Daten begrenzt. Sie ist jedoch hinreichend, um den Beitrag in jeder Kategorie abzuschätzen und einen relativen Vergleich durchzuführen. Um grundlegende Veränderungen in der Umweltsituation aufzugreifen, müssen dennoch die statistischen Daten von Zeit zu Zeit aktualisiert werden. Schwerpunkt dieser Arbeit ist die exemplarische Weiterentwicklung der Methodik, deshalb wurde die laufende Aktualisierung der Daten, z. B. Einbezug der Umweltstatistik 1996 (EUROSTAT 1997), nicht vorgenommen.

Tabelle 40: Zusammenfassung der Normalisierungsdaten

| Wirkkategorien | Einheit | BRD | EU | OECD |
|----------------------------|---------------------|------------|------------|-------------|
| Treibhauseffekt | kt | 1.114.598 | 4.147.661 | 13.963.069 |
| Ozonzerstörung | kt | 1 | 79 | 269 |
| Versauerung | kt | 6.176 | 31.292 | 77.157 |
| Eutrophierung | kt | 675 | 4.207 | 9.490 |
| Ökotoxizität (Luft)* | kt | 26.740 | 97.334 | 347.620 |
| Ökotoxizität (Wasser)* | kt | 4.034 | 14.684 | 52.436 |
| Ressourcen | | | | |
| metall. Rohstoffe | kt | 38.912 | 142.303 | 360.000 |
| mineral. Rohst.* | kt | 604.868 | 2.201.720 | 7.863.284 |
| Energie nicht regenerativ | TJ | 13.818.000 | 50.693.481 | 178.047.857 |
| Energie regenerativ | TJ | 308.000 | 665.994 | 5.698.235 |
| Wasser (mit Kühlwasser) | Mio. m ³ | 46.300 | 249.900 | 944.000 |
| Wasser (ohne Kühlwasser)* | Mio. m ³ | 17.500 | 63.700 | 227.500 |
| biotische Rohstoffe* | kt | 205.957 | 749.683 | 2.677.441 |
| Abfall | | | | |
| Hausmüll/Produktionsabfall | kt | 120.937 | 437.606 | 1.925.000 |
| Sonderabfall | kt | 9.022 | 27.782 | 237.388 |

* Werte sind für den Bezugsraum EU und OECD extrapoliert worden

4.5 Ableitung von Gewichtungen zwischen den Wirkkategorien

Wesentliches Element der entwickelten Methodik ist die Bereitstellung verschiedener Sets von Gewichtungsfaktoren, die unabhängig vom bilanzierten Objekt aus übergeordneten Zusammenhängen und Diskussionen abgeleitet werden.

4.5.1 Überblick, Auswahl

Aus der Analyse der vorhandenen Bewertungsmethoden und der Diskussion über Prioritätensetzungen bei umweltpolitischen Fragestellungen haben sich folgende vier Ansätze für eine Auswahl als geeignet erwiesen:

- Ableitung aus dem Leitbild Sustainable Development,
- Ableitung aus Umweltpolitischen Zielen (Distance-to-Target),
- Auswertung von Bevölkerungsbefragungen und
- Ergebnisse einer Expertenbefragung.

Der Ansatz "Orientierung an einer Leitgröße" wurde nicht verfolgt, da - wie in Kapitel 3.1.4 beschrieben - diese Methode keine umfassende Bewertung darstellt, sondern nur bestimmte Größen als Indikatoren herausgreift. Für die Breite der Produktpalette und der verschiedenen Anwendungsfelder wird jedoch eine Methode benötigt, die die vielfältigen Umweltwirkungen berücksichtigt. Für bestimmte Fragestellungen (z. B. Screening) kann dieser Ansatz jedoch angebracht sein.

Ebenso nicht weiter verfolgt werden soll der Ansatz der Monetarisierung (vgl. Abschnitt 3.1.2.3 und 3.1.2.4), da die Analyse der Schäden, ihre Zurechnung zu Schadstoffen und die Festlegung von monetären Summen mit enormen Schwierigkeiten behaftet ist und bisher nur für wenige Wirkkategorien durchgeführt wurde. Zudem unterscheiden sich die bereits ermittelten Summen für einzelne Stoffe je nach Forschungsgruppe sehr stark (Stirling 1997, Lee 1996).

Im folgenden werden die vier Ansätze zur Ableitung von Gewichtungsfaktoren dargestellt, indem zuerst der Ansatz, dann die Vorgehensweise und schließlich das Ergebnis (d. h. die Gewichtungsfaktoren) beschrieben werden.

4.5.2 Ableitungen der Gewichtungen aus Kriterien des Leitbilds Sustainable development

Das Leitbild Sustainable Development ist der prägende Begriff, der die Umweltdebatte der 90er Jahre bestimmt.

4.5.2.1 Ansatz

Bei der Konferenz der Vereinten Nationen für Umwelt und Entwicklung im Juni 1992 in Rio de Janeiro ist der Begriff Sustainable Development zum übergreifenden Ziel der Umwelt- und Entwicklungspolitik erklärt worden und erhielt dadurch eine größere Öffentlichkeit. Diese zweite internationale Umweltkonferenz nach Stockholm (1972) beschloß u.a. die sogenannte Rio-Deklaration (BMU 1993a) und einen umfangreichen Aktionsplan ("Agenda 21", BMU 1993b), indem sich die Staaten zu nationalen Anstrengungen in Richtung auf eine nachhaltige Entwicklung verpflichteten.

Nachhaltig-umweltgerechte (BMU 1996a), dauerhaft-umweltgerechte (SRU 1994), zukunftsfähige (Wuppertal Institut 1995), nachhaltig zukunftsverträgliche (Enquete 1993), tragfähige Entwicklung und noch viele weitere Übersetzungen im deutschen Sprachraum (Kreibich 1995, S. 22) sind in der Diskussion, so daß im folgenden bewußt der englische Begriff Sustainable Development weiter benutzt wird.

Erstmals breit diskutiert wurde dieses Leitbild im Zusammenhang mit dem Brundtland-Bericht, der die Arbeitsergebnisse einer von der UN eingesetzten Kommission für Umwelt und Entwicklung (1983 bis 1987) dokumentierte (vgl. insbesondere unter der umfangreichen Literatur: Fritz et al. 1995; Kreibich et al. 1995; Huber 1995; SRU 1994; Enquete 1993). Der Begriff Sustainability hat seinen Ursprung in der Wald- und Forstwirtschaft und meint dort eine nachhaltige Bewirtschaftung des Waldes, d. h. einen langfristig hohen Holzertrag ohne die Beeinträchtigung des Standortes (vgl. zu der Entstehungsgeschichte vor allem Kreibich et al. 1995; Enquete 1993; Nutzinger, Radke 1995). Der Durchbruch dieses Begriffes zum zentralen Leitbild der Umweltpolitik erfolgte jedoch nach Rio (1992), obwohl die Problematik der globalen Umweltzerstörung schon früher, z. B. in der Studie von Meadows "Die Grenzen des Wachstums" (1972), thematisiert wurde.

Bewußt wird in diesem Kapitel vom **Leitbild** Sustainable Development gesprochen, da - wie auch schon die sprachliche Verwirrung bei der Übersetzung zeigt - nicht ein umfassendes theoretisches Konzept mit fest definierten Inhalten dahintersteckt, sondern es sich eher um eine Vision handelt (vgl. hierzu Kreibich et al. 1995, S. 23). Leitbilder können gesellschaftliche Ziel- und Wertvorstellungen bündeln und haben eine suggestive Kraft durch ihren Bildcharakter. Leitbilder sind komplexitätsreduzierend, da nicht ein abgestimmtes theoretisches Konzept dahinterstehen muß.

Ein Nachteil besteht in ihrer Unbestimmtheit und Unverbindlichkeit (Mai 1994, S. 22f). Damit sie konkretes Handeln hervorrufen, bedarf es jedoch einer konsensfähigen Operationalisierung. "Ohne zusätzliche Absicherung durch konkrete "harte" Steuerungsinstrumente bleiben Leitbilder lediglich Visionen und Bilder ohne jegliche Leitfunktion" (Mai 1994, S. 113). Auch existiert eine Konkurrenz zwischen Leitbildern, da es bedingt durch die Ausdifferenzierung unserer Gesellschaft keine Instanz gibt, die eine allumfassende Durchsetzungsmacht besitzt. Daher ist die Durchsetzung von Leitbildern nicht losgelöst von Interessenkonflikten zu sehen.

Trotz dieser Unbestimmtheit besteht Einigkeit über die zentralen Gedanken des Leitbildes Sustainable Development und zwar:

- die ökologische, soziale und ökonomische Entwicklung sind nicht getrennt voneinander zu betrachten und
- die Chancengleichheit heutiger und zukünftiger Generationen ist zu gewährleisten: "Das Recht auf Entwicklung muß auf eine Weise erfüllt werden, daß den Entwicklungs- und Umweltbedürfnissen heutiger und künftiger Generationen in gerechter Weise entsprochen wird" - Grundsatz 3 der Rio-Deklaration (BMU 1993a, S. 45).

Auf dieser allgemeinen Ebene ist das Leitbild von vielen gesellschaftlichen Gruppen - auch wenn nur als Absichtserklärungen - anerkannt. Schwieriger wird es bei der Operationalisierung und der folgenden Umsetzung in Handlungen.

Diskussionen gibt es vor allem um den Begriff nachhaltige Entwicklung, insbesondere darum wie ein möglicher Wachstumsprozeß aussehen soll. Da dieses Wachstum in den Entwicklungsländern (Befriedigung wenigstens der Grundbedürfnisse) wegen des Gerechtigkeitspostulats des Leitbildes wünschenswert ist, gleichzeitig die ressourcenintensive Wirtschaftsweise der Industrieländer nicht verallgemeinerbar ist (Berücksichtigung der Interessen zukünftiger Generationen), bleibt unklar, wie eine Durchsetzung der Nachhaltigkeit erfolgen soll, da bedingt auch durch politische Gründe keine Reduzierung des hohen Lebensstandards (Suffizienz) gefordert wird, sondern gehofft wird, durch technische Verbesserung (Effizienz) den Ressourcenverbrauch einzugrenzen (Nutzinger, Radke 1995, S. 36f).

Ein weiterer Strang bezieht sich auf die Frage, wie Sustainability ausgelegt wird. Dies ist vor allem eine Diskussion, die in der Ökonomie geführt wird (Radke 1995). Es kann zwischen einer harten (strong sustainability) und einer schwachen (weak sustainability) Variante unterschieden werden. Während erstere davon ausgeht, daß der Bestand des Naturkapitals unverändert erhalten bleiben muß, läßt die zweite Variante Kompensation und Substituierbarkeit zu, wobei Naturkapital auch durch Humankapital oder reproduzierbares Kapital, z. B. Maschinen, ersetzt werden kann (Nutzinger, Radke 1995, S. 24f). Strong sustainability muß eher als theoretisches Konzept verstanden werden, während in einem pragmatischen Ansatz eine Kom-

pensation möglich sein muß, denn sonst dürften wir keine fossilen Energieträger mehr benutzen, da dadurch der natürliche Kapitalstock für die folgenden Generationen abgebaut wird. Eine dritte Variante *critical sustainability* nimmt diesen Einwand auf. Sie geht davon aus, daß Kompensationen in Grenzen möglich sind, es aber einen kritischen natürlichen Ressourcenbestand gibt, dessen Unterschreitung menschliches Überleben unmöglich macht (Nutzinger, Radke 1995, S. 33f). Uneinigkeit herrscht jedoch bei der Frage, welche Kompensationen zugelassen werden und wo ein kritischer Bestand anfängt.

Im folgenden wird auf die ökologische Dimension und ihre Operationalisierung zurückgegriffen und das Leitbild in seiner engeren Interpretation als dauerhaft-umweltgerechte Entwicklung verwendet (SRU 1994 und 1996). Dies scheint gerechtfertigt, da bei der Gesamtbewertung im Rahmen einer Ökobilanz nur ökologische Fragestellungen eine Rolle spielen sollen und erst im anschließenden Entscheidungsprozeß soziale und ökonomische Überlegungen einbezogen werden. Auch steht die Forschung, wie Indikatoren für alle drei Dimensionen der Nachhaltigkeit auszusehen haben, erst in den Anfängen (Walz et al. 1995; Diefenbacher, Ratsch 1996). Vor allem in den Industrieländern bestimmen die ökologischen Gesichtspunkte die Diskussion um Nachhaltigkeit, während in Entwicklungsländern wirtschaftliche und soziale Aspekte im Vordergrund stehen (Conrad 1997, S. 55).

4.5.2.2 Vorgehensweise

Diese Arbeit hat nicht den Anspruch, eine methodische Weiterentwicklung der Diskussion um Nachhaltigkeit zu leisten, vielmehr soll das gegenwärtig akzeptierte Leitbild als Orientierung für die Bewertung dienen. Prämisse hierfür ist die Annahme, daß die Umweltprobleme, die in Ökobilanzen berücksichtigt werden, innerhalb des Konzeptes *Sustainable Development* unterschiedliche Tragweiten haben, d. h. ein Umweltproblem um so stärker gewichtet wird, je größer seine Bedeutung für das Leitbild ist. Das Endergebnis kann nicht als exakt zu bestimmende Größe interpretiert werden, sondern ist eher "eine regulative Idee, die als normativer Stachel die Diskussion um angemessene Umweltstandards weiter treibt und ihnen eine Richtung gibt" (Van den Daele 1993, S. 227).

Um dieses Leitbild für eine Bewertung zu verwenden, bedarf es einer Operationalisierung und Konkretisierung. Die folgende Vorgehensweise wurde gewählt:

- Benennung von Kriterien für das Leitbild,
- Einordnung der Wirkkategorien innerhalb der Kriterien und
- Ermittlung der Gewichtungsfaktoren mit der *Analytical Hierachy Process* - Methode.

Durch diesen Ansatz bleibt nachvollziehbar und transparent, wie die einzelnen Gewichtungsfaktoren ermittelt wurden.

Nicht verfolgt wird das Prinzip "gleiche Nutzungs- und Verschmutzungsrechte pro Kopf", z. B. das Konzept Umweltraum (Wuppertal Institut für Klima, Umwelt, Energie 1995; ISOE 1994). Neben eher polemischen Einwänden gegen diesen Ansatz u.a. Huber, der diesen Konzepten blanken "Ressourcen-Kommunismus" vorwirft (Huber 1995a, S. 87f), gibt es ernsthafte Kritik, die an der Studie die Analyse von Interessenlagen und sozialökonomischen Vorgaben vermissen (Altvater 1996, Schultz 1996).

• **Benennung von Kriterien für das Leitbild**

Die Kriterienauswahl orientiert sich vor allem an der innerhalb der Enquete "Schutz des Menschen und der Umwelt" geführten Diskussion (Enquete 1994, S. 520ff). Ausgangspunkt sind vier sogenannte Managementregeln, die z. T. auch in anderen Arbeiten zu finden sind (Daly 1990, Kreibich et al. 1995) und daher als konsensfähig bezeichnet werden können. Diese Regeln präzisieren den nachhaltigen Umgang mit Stoff- und Materialströmen und lauten:

- (1) "Die Abbaurrate erneuerbarer Ressourcen soll ihre Regenerationsraten nicht überschreiten. Dies entspricht der Forderung nach Aufrechterhaltung der ökologischen Leistungsfähigkeit, d. h. (mindestens) nach Erhaltung des von den Funktionen her definierten ökologischen Realkapitals" (Enquete 1994, S. 45).
- (2) "Nicht erneuerbare Ressourcen sollen nur in dem Umfang verwendet werden, in dem ein physisch und funktionell gleichwertiger Ersatz in Form erneuerbarer Ressourcen oder höherer Produktivität der erneuerbaren Ressourcen sowie der nicht-erneuerbaren Ressourcen geschaffen wird." (Enquete 1994, S. 47).
- (3) "Stoffeinträge in die Umwelt sollen sich an der Belastbarkeit der Umweltmedien orientieren, wobei alle Funktionen zu berücksichtigen sind, nicht zuletzt auch die 'stille' und empfindlichere Regelungsfunktion" (Enquete 1994, S. 51).
- (4) "Das Zeitmaß anthropogener Einträge bzw. Eingriffe in die Umwelt muß im ausgewogenen Verhältnis zum Zeitmaß der für das Reaktionsvermögen der Umwelt relevanten natürlichen Prozesse stehen" (Enquete 1994, S. 53).

Diese Regeln fließen vor allem in die Kriterien "Überschreiten von Nachhaltigkeits-schwellen" und "Einbettung in Zeitskalen" ein. Insgesamt werden folgende Kriterien berücksichtigt:

- Räumliche Betroffenheit,
- Einbettung in Zeitskalen,
- Ausmaß der Wirkungen/Wirktiefe,
- Grad der Irreversibilität,

- Überschreiten von Nachhaltigkeitsschwellen und
- Steigerung des Problemdrucks.

Bei der Benennung der Kriterien wurde davon ausgegangen, daß eine Einordnung der Wirkkategorien innerhalb dieser Kriterien in qualitativer Form (relative Skala) möglich ist.

Mit dem Kriterium **Räumliche Betroffenheit** soll berücksichtigt werden, daß ein Umweltproblem eine um so höhere Priorisierung erfährt, je größer der betroffene Raum ist. Von Bedeutung ist, ob das Umweltproblem global, regional/kontinental oder eher lokal auftritt.

Das Kriterium **Einbettung in Zeitskalen** soll die zeitliche Dimension von Eingriffen des Menschen in die Umwelt im Verhältnis zu den natürlich ablaufenden einbeziehen. So ist z. B. das Verhältnis zwischen anthropogener Nutzung und natürlicher Entstehung von Ressourcen sehr hoch, d. h. der Eingriff des Menschen ist im Verhältnis zu den Prozessen, die innerhalb der Ökosphäre ablaufen, sehr intensiv.

Mit der **Wirktiefe und dem Ausmaß der Wirkungen** soll erfaßt werden, welche Folgewirkungen von den Umweltproblemen (Wirkungskette) ausgehen. Dies bezieht auch die Anzahl der Betroffenen ein. Je komplexer und umfangreicher die Wirkungskette ist, desto gravierender ist die Wirkkategorie in ihrer Bedeutung einzuschätzen.

Mit dem Begriff der klassischen **Irreversibilität** wird die Nichtumkehrbarkeit physikalischer, chemischer und biologischer Vorgänge und Prozesse bezeichnet. Für das weitere Vorgehen soll jedoch eine erweiterte Definition benutzt werden (Hulpke 1993). Dort wird als irreversibler Umweltschaden eine nicht umkehrbare bzw. nicht reparierbare wesentliche Beeinträchtigung der natürlichen Umwelt bezeichnet. Der Hintergrund für die Wahl dieser Definition liegt darin, daß die Grenze zwischen reversibel und irreversibel oft schwer zu ziehen ist, weil viele Umwelteingriffe zwar grundsätzlich umkehrbar, jedoch aus praktischen Gründen nicht reparierbar sind.

Mit dem Kriterium **Überschreiten von Nachhaltigkeitsschwellen** soll die Sicherung der Umweltfunktionen gewährleistet werden. Es ist eng angelehnt an die Managementregeln der Enquete. Dies sind insbesondere:

- Die Verbrauchs- bzw. Abbaurate erneuerbarer Ressourcen soll deren Regenerationsrate nicht überschreiten.
- Nicht erneuerbare Ressourcen sollen nur soweit genutzt werden, wie ein gleichwertiger Ersatz oder ein effizienterer Einsatz (Spar-/Substitutionsrate) gewährleistet ist.

- Einträge in die Umwelt sollen sich an der Belastbarkeit der Umwelt orientieren (Tragekapazität, Assimilationsrate).

Aus diesen Regeln müssen auf einer weiteren Konkretisierungsstufe Nachhaltigkeitsschwellen bzw. kritische Belastungswerte bestimmt werden. Diese können quantitativ zum einen aus Experteneinschätzungen wie dem Konzept der Critical Loads (Schwelle der maximal zulässigen Fracht für den Eintrag der jeweiligen Schadstoffe) gewonnen werden (Mohr 1996) oder aus Referenzsystemen (historisch oder Daten vergleichsweise gering beeinflusster Ökosysteme). Allerdings liegen diese nur für einzelne Umweltprobleme quantitativ vor. So beträgt der Critical Load für den langfristigen Stickstoffeintrag bei Wirtschaftswäldern 4-10 kg N/ha a (Lehn 1995). Gemessene Werte (Schwarz- bzw. Odenwald und Nordschweiz) liegen bei 20-40 kg N/ha a. Da die Forschung hier erst am Anfang steht und die Bestimmung von kritischen Grenzen fast nie klar und eindeutig erfolgen kann (Huber 1995b, S. 36), wird auf eine quantitative Einschätzung verzichtet und auch bei diesem Kriterium auf eine qualitative Beschreibung zurückgegriffen. Es stellt sich auch die Frage, ob Grenzen der Tragfähigkeit generell bestimmt werden können, "und wenn ja, mit welcher Genauigkeit

- angesichts der komplexen Vernetzung von Ökosystemen, der bisher noch sehr unzureichend erklärten Entstehungszusammenhänge ökologischer Belastungspfade und der unzureichenden Kenntnisse über ihre zeitliche Wirkung,
- angesichts des naturwissenschaftlichen Konstruktcharakters entsprechender Annahmen, die in hohem Maße von den jeweiligen Methoden, Modellen und Wertentscheidungen abhängen,
- angesichts der Abhängigkeit dieser Grenzbestimmung von der technischen Entwicklung und der Substituierbarkeit von Ressourcen,
- angesichts der in solche Grenzbestimmungen jeweils einfließenden normativen Vorstellungen über das wünschenswerte Verhältnis Gesellschaft und Natur?" (Brand 1997b, S. 24).

Das Kriterium **Steigerung des Problemdrucks** soll einbezogen werden, um zukünftige Entwicklungen zu berücksichtigen, die durch politische, rechtliche, technische etc. Maßnahmen eingeleitet worden sind, z. B. Verbot und Reduktion von ozonabbauenden Substanzen.

- **Einordnung der Wirkkategorien innerhalb der Kriterien**

Im nächsten Schritt werden die Wirkkategorien an Hand einer fünfstufigen Skala (++, +, 0, -, --) eingeordnet. Für eine Bewertung ist keine absolute, sondern eine relative Einschätzung notwendig. Die fünfstufige Skala ermöglicht eine hinreichend differenzierte Einordnung, ohne eine nicht zu leistende Genauigkeit vorzutäuschen. Diese Einordnung beruht auf subjektiven Urteilen, die im einzelnen auf Kritik stoßen oder auch zu einer anderen Beurteilung führen können. Im folgenden werden jedoch die Einschätzungen argumentativ begründet und transparent dokumentiert.

Kriterium "Räumliche Betroffenheit"

Treibhauseffekt und Ozonzerstörung werden als die Kategorien mit der höchsten räumlichen Betroffenheit eingestuft, da sie Veränderungen in der Zusammensetzung der Erdatmosphäre bewirken und ihnen damit globale Bedeutung zukommt. Etwas geringer, aber dennoch mit hoher räumlicher Betroffenheit, werden die Inanspruchnahme von Ressourcen (weltweite Nutzung) und Ökotoxizität (Vielfalt an Stoffen, Verteilung weltweit) beurteilt. Eutrophierung und Versauerung werden eher als kontinentale und regionale Umweltprobleme (EEA 1996, S. 90 und S. 57) und Abfall als eher lokales Problem (Auswirkungen auf Standort und Umgebung begrenzt) eingeordnet (vgl. Tabelle 41).

Tabelle 41: Einordnung der Wirkkategorien mit dem Kriterium "Räumliche Betroffenheit"

| Kriterium | Räumliche Betroffenheit |
|------------------|--------------------------------|
| Ressourcen | + |
| Treibhauseffekt | ++ |
| Ozonzerstörung | ++ |
| Versauerung | 0 |
| Eutrophierung | 0 |
| Ökotoxizität | + |
| Abfall | - |

Kriterium "Einbettung in Zeitskalen"

Tabelle 42: Einordnung der Wirkkategorien mit dem Kriterium "Einbettung in Zeitskalen"

| Kriterium | Einbettung in Zeitskalen |
|------------------|---------------------------------|
| Ressourcen | ++ |
| Treibhauseffekt | ++ |
| Ozonzerstörung | ++ |
| Versauerung | - |
| Eutrophierung | - |
| Ökotoxizität | + |
| Abfall | 0 |

Bei den Kategorien Inanspruchnahme von Ressourcen, Treibhauseffekt und Ozonzerstörung werden die Eingriffe des Menschen am gravierendsten gesehen. Das Verhältnis Nutzung zur Entstehung von Ressourcen, der Anstieg der CO₂-Konzentration und der Abbau der Ozonschicht in kürzester Zeit durch menschliche Aktivitäten können hierfür genannt werden, da die Rücknahme dieser Eingriffe nur sehr

langfristig möglich ist. Bei den Kategorien Versauerung und Eutrophierung wird das Reaktionsvermögen der Umwelt gegenüber den menschlichen Eingriffen höher eingeschätzt. Bei der Ökotoxizität ist die Zunahme der künstlich erzeugten Stoffe gegenüber natürlichen chemischen Reaktionen für die Einordnung entscheidend. Abfall liegt zwischen den Kategorien Ökotoxizität und Versauerung bzw. Eutrophierung, da insbesondere bei Sonderabfall die menschlichen Eingriffe gegenüber natürlichen Abbauprozessen hoch sind (vgl. Tabelle 42).

Kriterium "Ausmaß der Wirkungen"

Tabelle 43: Einordnung der Wirkkategorien mit dem Kriterium "Ausmaß der Wirkungen"

| Kriterium | Ausmaß d. Wirkungen |
|------------------|----------------------------|
| Ressourcen | 0 |
| Treibhauseffekt | ++ |
| Ozonerstörung | ++ |
| Versauerung | 0 |
| Eutrophierung | 0 |
| Ökotoxizität | ++ |
| Abfall | - |

Die Kategorien Treibhauseffekt, Ozonerstörung und Ökotoxizität bekommen bei dem Kriterium "Ausmaß der Wirkungen" die höchste Priorität, da die Wirkungskette der Umweltprobleme sehr komplex und weitreichend bzw. die Anzahl der Betroffenen hoch eingestuft wird. Die Kategorie Ressourcen wird wegen ihrer Warnfunktion für vielfältige, im einzelnen nicht nachvollziehbare, Umweltwirkungen und Versauerung bzw. Eutrophierung wegen der eher überschaubaren und beschränkten Wirkungskette zwei Stufen niedriger eingeschätzt. Abfall dürfte im Normalfall nur begrenzte Auswirkungen haben und wird daher am niedrigsten von allen Kategorien eingestuft (vgl. Tabelle 43).

Kriterium "Grad der Irreversibilität"

Tabelle 44: Einordnung der Wirkkategorien mit dem Kriterium "Grad der Irreversibilität"

| Kriterium | Grad der Irreversibilität |
|------------------|----------------------------------|
| Ressourcen | ++ |
| Treibhauseffekt | + |
| Ozonerstörung | + |
| Versauerung | - |
| Eutrophierung | - |
| Ökotoxizität | + |
| Abfall | -- |

Hier bekommt der Ressourcenverbrauch die höchste Einstufung, da bei der Nutzung nicht erneuerbarer Rohstoffe und dabei insbesondere bei Energie das Kriterium Irreversibilität weitgehendst zutrifft. Wegen der Persistenz der in der Wirkkategorie Ökotoxizität betrachteten Stoffen bekommen diese Kategorie und die Kategorien Treibhauseffekt und Ozonzerstörung (kaum reparierbare Schäden) ebenfalls eine hohe Einstufung. Versauerung und Eutrophierung werden als eher reversible Prozesse eingestuft. Bei Abfall wird die Reversibilität durch die diversen Wiederverwertungs- und Recyclingmöglichkeiten noch besser eingestuft (vgl. Tabelle 44).

Kriterium "Überschreitung von Nachhaltigkeitsschwellen"

Tabelle 45: Einordnung der Wirkkategorien mit dem Kriterium "Überschreitung von Nachhaltigkeitsschwellen"

| Kriterium | Nachhaltigkeitsschwellen |
|------------------|---------------------------------|
| Ressourcen | 0 |
| Treibhauseffekt | ++ |
| Ozonzerstörung | ++ |
| Versauerung | + |
| Eutrophierung | + |
| Ökotoxizität | + |
| Abfall | 0 |

In den letzten Jahren hat sich immer deutlicher herausgestellt, daß die Aufnahmekapazität der Umwelt (Senke) ein größeres Problem darstellt als die Verknappung der Ressourcen (vgl. hierzu Enquete 1994, S. 51). Deshalb werden der Ressourcenverbrauch und die Kategorie Abfall geringer eingestuft als die anderen Kategorien (Senkenproblematik bei den Umweltmedien). Die höchste Überschreitung der Nachhaltigkeitsschwellen wird beim Treibhauseffekt und der Ozonzerstörung gesehen. Versauerung, Eutrophierung und Ökotoxizität werden etwas schwächer eingestuft (vgl. Tabelle 45).

Kriterium "Steigerung des Problemdrucks"

Tabelle 46: Einordnung der Wirkkategorien mit dem Kriterium "Steigerung des Problemdrucks"

| Kriterium | Steigerung des Problemdrucks |
|------------------|-------------------------------------|
| Ressourcen | + |
| Treibhauseffekt | ++ |
| Ozonzerstörung | - |
| Versauerung | 0 |
| Eutrophierung | 0 |
| Ökotoxizität | + |
| Abfall | - |

Die höchste Einschätzung bei diesem Kriterium bekommt der Treibhauseffekt, da global weiterhin Wachstumsraten bei treibhausrelevanten Emissionen zu verzeichnen sind (UBA 1995d, S. 15). Beim Ressourcenverbrauch (Steigerung bei sogenannten Schwellen- bzw. Entwicklungsländern) und Ökotoxizität (Anreicherung, Persistenz und Entwicklung neuer Stoffe) werden ebenfalls eine Steigerung des Problemdrucks erwartet. Bei den Kategorien Versauerung (Rückgang SO_2 , jedoch nicht bei NO_x) und Eutrophierung (Konstanz Düngemittelverbrauch, Rückgang Phosphate) werden keine weiteren Steigerungen erwartet, während bei Ozonzerstörung und Abfall durch umfassende Maßnahmen ein Rückgang der Problematik gesehen wird (vgl. Tabelle 46).

Diese Beurteilungen der Wirkkategorien in Bezug auf die Nachhaltigkeitskriterien fließen nun in die AHP-Methode ein.

- **Ermittlung der Gewichtungsfaktoren mit der Analytical Hierachy Process - Methode**

Die Analytical Hierachy Process (AHP)- Methode ist ein Verfahren zur Strukturierung und Lösung multikriterieller Entscheidungsprobleme (Saaty 1990). Diese Methode ist gekennzeichnet durch die hierarchische Gliederung des Problems und die Bewertung im Paarvergleich mit Präferenzaussage. Die Vorteile dieser Methode sind, daß sie das Bewertungsproblem übersichtlich strukturiert und Werturteile erlaubt, ohne daß alles auf eine einzige Einheit, z. B. monetäre Größen, zurückgeführt wird (MacCormac 1988, S. 317f).

Die AHP- Methode kann in folgende Teilschritte untergliedert werden (McGraw-Hill 1992):

- (1) Definition des Problems,
- (2) Strukturierung der Hierarchie mit der Festlegung der Kriterien,
- (3) Paarvergleich für jedes Kriterium,
- (4) Berechnung der Gewichtungsfaktoren,
- (5) Konsistenzprüfung und
- (6) Zusammenführung der Gewichtungsfaktoren zur Gesamtbewertung.

In Abbildung 9 ist schematisch dargestellt, wie eine Problemstellung hierarchisch strukturiert werden kann. Die Alternativen sind in der Fragestellung dieser Arbeit die einzelnen Wirkkategorien, die für die genannten Nachhaltigkeitskriterien im paarweisen Vergleich in einer fünfstufigen Skala einzuordnen sind. Für jedes Kriterium müssen $n(n-1)/2$ Vergleiche, d. h. 21 Urteile bei sieben Wirkkategorien (n =Anzahl der Wirkkategorien), durchgeführt werden. In Tabelle 47 ist die Skala, die die AHP-Methode für die Beurteilung bereithält, aufgeführt. Bei der Durchführung wurde auf die Benutzung der Zwischenstufen (2,4,6,8) verzichtet.

Abbildung 9: Hierarchische Struktur

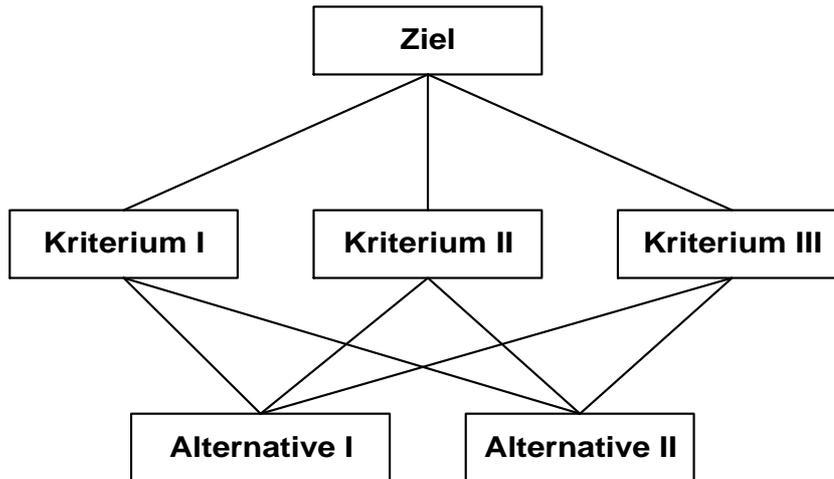


Tabelle 47: Skala für die Beurteilung

| Numerisch | Verbal |
|-----------|--------------------------------|
| 1 | gleich (equal) |
| 3 | etwas größer (moderate) |
| 5 | erheblich größer (strong) |
| 7 | sehr viel größer (very strong) |
| 9 | absolut dominierend (extreme) |
| 2,4,6,8 | Zwischenstufen |

Grundlage für diesen Paarvergleich sind die in Tabelle 41 bis Tabelle 46 durchgeführten Einordnungen, so daß beispielsweise der Kategorie Treibhauseffekt beim Kriterium "Räumliche Betroffenheit" eine erheblich größere Bedeutung (5) als der Versauerung zugemessen wird (vgl. Anhang 8.2.1). Im Anhang ist diese Beurteilung für alle Kriterien dokumentiert (Anhang 8.2.2). Dieser Paarvergleich wird als Matrix dargestellt, wobei dem Vergleich zwischen Versauerung und Treibhauseffekt der reziproke Wert zugeordnet wird (vgl. Tabelle 48).

Tabelle 48: Aufstellung der Matrix

| | Treibhauseffekt | Versauerung | k_3 | k_4 |
|-----------------|-----------------|-------------|-------|-------|
| Treibhauseffekt | 1 | 5 | | |
| Versauerung | 1/5 | 1 | | |
| k_3 | | | 1 | |
| k_4 | | | | 1 |

Als nächster Schritt müssen die Sustainability-Kriterien untereinander verglichen werden. Auf eine explizite Priorisierung der sechs Kriterien wird verzichtet, da ihnen jeweils die gleiche Bedeutung für das Leitbild Sustainable Development zugesprochen wird.

Aus den so ermittelten Paarvergleichsmatrizen werden die Gewichtungsvektoren bestimmt. Dies erfolgt durch die Lösung des Eigenwertproblems, indem zuerst der maximale Eigenwert λ_{\max} der Vergleichsmatrix A und dann der entsprechende Eigenvektor x bestimmt wird (siehe dazu Saaty 1990, S. 258f).

Der Vorteil der AHP-Methode liegt darin, daß komplexe Entscheidungsprobleme transparent strukturiert werden und eine Bewertung in einfachen übersichtlichen Paarvergleichen stattfindet. Außerdem gibt es eine computer-unterstützte Version (Expert Choice), die eine Anleitungshilfe bietet und vor allem die Berechnungen der Eigenwerte erleichtert, so daß die AHP-Methode auch ohne großen Zeitaufwand angewandt werden kann.

4.5.2.3 Ergebnis

In der Tabelle 49 sind die ermittelten Gewichtungsfaktoren zusammengestellt. Die Kategorien Treibhauseffekt und Ozonzerstörung werden am höchsten gewichtet im Gegensatz zu Abfall, Versauerung und Eutrophierung. Ökotoxizität und Ressourcen liegen dazwischen.

Tabelle 49: Gewichtungsfaktoren aus dem Leitbild Sustainable Development

| Wirkkategorien | Sustainable development |
|-----------------|-------------------------|
| Treibhauseffekt | 28 % |
| Ozonzerstörung | 22 % |
| Versauerung | 6 % |
| Eutrophierung | 6 % |
| Ressourcen | 18 % |
| Abfall | 4 % |
| Ökotoxizität | 16 % |

Der Vorteil dieses Ansatzes ist, daß das Leitbild Sustainable Development breite Anerkennung in unterschiedlichen gesellschaftlichen Gruppen besitzt und eine längerfristige Orientierung bietet. Nachteilig wirkt sich aus, daß eine Operationalisierung und Konkretisierung dieses Leitbildes noch kaum vorhanden ist und es daher Diskussionen über die Benennung der oben genannten Kriterien und anschließende Einordnung geben kann. Durch die gewählte Vorgehensweise können jedoch jederzeit die Gewichtungsfaktoren nachvollzogen werden. Außerdem sollen mit den vorgeschlagenen Gewichtungsfaktoren nur grobe Richtungen vorgegeben werden. Ob die Gewichtung für den Ressourcenverbrauch exakt bei 18 % oder 20 % liegt, ist nicht so entscheidend.

4.5.3 Ableitung der Gewichtungen aus umweltpolitischen Zielen

Umweltziele und damit die Diskussion, welcher Umweltzustand angestrebt wird und welche Schritte dazu nötig sind, spielen eine auch außerhalb der Ökobilanzthematik immer größere Rolle, insbesondere, um Prioritäten für das Handeln festzulegen (vgl. hierzu BMU 1996a).

Da für den Begriff Umweltziele eine Vielfalt von Definitionen existiert, soll zuerst eine Begriffserklärung erfolgen, um anschließend die Vorgehensweise zu verdeutlichen.

4.5.3.1 Ansatz

Unter dem Begriff Umweltziel sammelt sich eine Vielzahl unterschiedlichster Größen. Vor allem der Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU), die Enquete-Kommission und das Umweltbundesamt (UBA) haben Arbeiten zur Klärung der Begrifflichkeiten durchgeführt (Walz et al. 1996b, S. 277f).

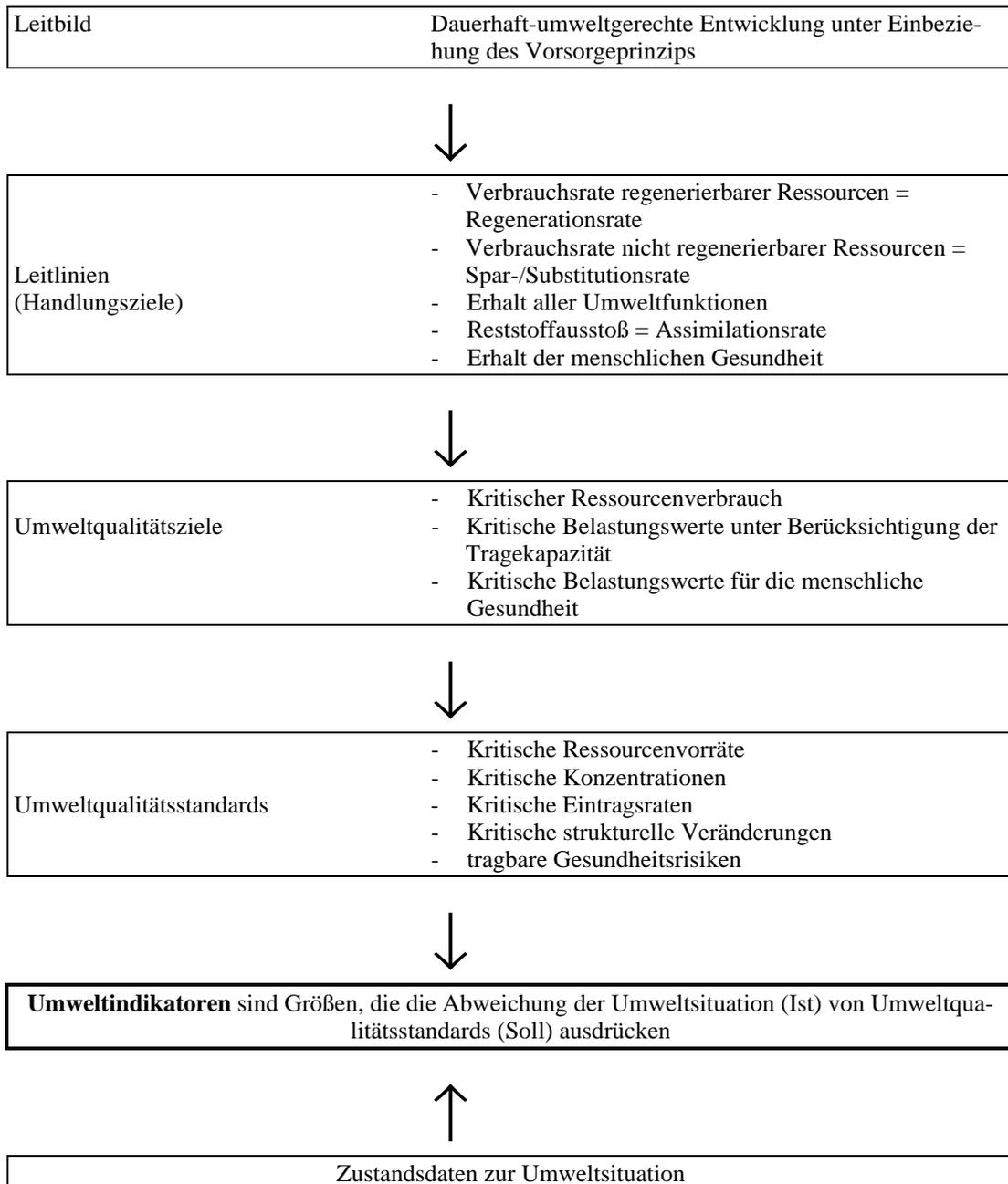
In Abbildung 10 sind die vom SRU verwendeten Begriffe dargestellt. Ausgangspunkt sind auch hier das Leitbild Sustainable Development und seine Managementregeln, die aber über Umweltqualitätsziele zu quantitativen Umweltstandards konkretisiert werden (SRU 1994, S. 102; SRU 1996, S. 254f). Umweltstandards sollen vor allem durch das Konzept der ökologischen Belastungsgrenzen (Critical Levels und Critical Loads) festgelegt werden. Die Arbeiten stehen hier jedoch erst am Anfang (vgl. Kapitel 4.5.2.2). Auch unterscheidet der Umweltrat die Standards nach ihrer rechtlichen Bedeutung, also ob sie durch Gesetze, Rechtsverordnungen etc. oder nur durch Richtlinien oder Normen von privaten Institutionen fixiert sind.

In dem Umweltgutachten 1996 ist eine Bestandsaufnahme und Kategorisierung von Umweltstandards in Deutschland durchgeführt worden. Die meisten bisherigen Standards sind medienspezifisch angelegt und stellen Immissionsstandards dar (SRU 1996, S. 260). Sie kommen daher für die Bewertung von Ökobilanzen nicht in Frage, da hierfür Emissionsreduktionsziele benötigt werden.

In den Arbeiten des UBA wird primär zwischen Umweltqualitäts- bzw. Umweltschadungszielen unterschieden (Walz et al. 1996b, S. 279f). Während erstere den angestrebten Zustand qualitativ oder quantitativ beschreiben, werden durch Handlungsziele konkret Schritte bzw. Reduktionen mit Fristvorgaben festgelegt, wie dieser Zustand zu erreichen ist. Zusätzlich verwendet das UBA noch die Begriffe fachliche und politische Umweltziele. Fachliche Umweltziele basieren auf naturwissenschaftlichen Erkenntnissen über kritische Belastungsgrenzen von Ökosystemen. In politische Umweltziele fließen zusätzlich zu der wissenschaftlichen Analyse verstärkt Aspekte sozialer Konsens- und Aushandlungsprozesse ein (Bechmann 1994).

Die Begriffsbestimmungen der Enquete-Kommission ähneln den Definitionen des UBA.

Abbildung 10: Leitbildorientierte Entwicklung von Umweltindikatoren (SRU 1994, S. 101)



In den Empfehlungen zur Fortsetzung der Arbeit der Enquete-Kommission "Schutz des Menschen und der Umwelt" wird die Entwicklung von Umweltzielen (z. B. Emissionsreduktionsziele) als Orientierungsrahmen für das Stoffstrommanagement und die Stoffpolitik als wichtiger Schwerpunkt genannt (Enquete 1994, S. 696). Vorbild für Arbeiten der Enquete zur Festlegung von Umweltzielen ist hierfür der nationale Umweltpolitikplan der Niederlande (National Environmental Policy Plan - NEPP), der einen zeitlich gestaffelten Plan mit kurzfristigen und langfristigen quantifizierten Zielen zum Abbau von Umweltbelastungen darstellt (RIVM 1992). Die Arbeiten der Enquete sind noch nicht abgeschlossen. Bisher wurden nur für den Bereich Böden Umweltziele entwickelt (Enquete 1997, S. 38ff).

Kurz vor Fertigstellung meiner Arbeit wurde vom BMU ein Entwurf eines umweltpolitischen Schwerpunktprogramms vorgelegt, in dem erstmals für die wichtigsten umweltpolitischen Handlungsfelder quantifizierte Ziele, Zeitvorgaben und Maßnahmen formuliert wurden (BMU 1998). Diese Vorschläge konnten nicht mehr einfließen. Z. T. folgen sie jedoch identischen oder ähnlichen Zielen wie die vorliegende Arbeit.

Wie schon erwähnt, wird die Verwendung von Umweltzielen bei der Bewertung von Ökobilanzen breit diskutiert (Lindeijer 1996). Die Stoffflußmethode und neuere Ansätze aus den Niederlanden (Eco-Indicator, CML-NSAEL, CML-MET) arbeiten auf der Basis von Umweltzielen (vgl. Kapitel 3.1). Grundlage sind außer bei der MET-Methode fachliche Umweltziele aus der Schweiz und den Niederlanden. In Deutschland wurden bisher nur für Einzelstoffe Gewichtungsfaktoren aus Umweltzielen ermittelt (Eberle, Griebhammer 1996).

Im folgenden soll auf politische Umweltziele zurückgegriffen werden, da bei dem Leitbild Sustainable Development ansatzweise fachliche Umweltziele berücksichtigt worden sind. Auch fehlen bisher quantitative Ziele für die meisten Umweltproblemfelder auf wissenschaftlicher Basis (vgl. Kapitel 4.5.2).

4.5.3.2 Vorgehensweise

In einem ersten Schritt wird eine Bestandsaufnahme von Zielen durchgeführt. Diese werden dann Wirkkategorien zugeordnet und nach den folgenden Kriterien eingeteilt: kurzfristige bzw. langfristige Ziele, Geltungsgebiet und rechtlicher Status. Der Abstand vom Ist-Zustand zum Zielwert (Distance-to-target) wird dann zur Ableitung von Gewichtungsfaktoren benutzt (Braunschweig 1996, S. 49f).

Ein in sich abgestimmter und konsensfähiger Zielkatalog für die wichtigsten Umweltproblemfelder liegt für Deutschland leider noch nicht vor. Auch bei dem Entwurf des BMU handelt es sich um eine Diskussionsgrundlage. Z. Zt. müssen noch

Ziele benutzt werden, die unabhängig voneinander und oft für Einzelstoffe und nicht für Problemfelder bestimmt worden sind.

In Tabelle 50 bis Tabelle 55 findet sich eine Zusammenstellung von Reduktionszielen für die einzelnen Wirkkategorien. Als kurzfristige werden Ziele mit dem Zeithorizont 2005 bezeichnet, die langfristigen gehen bis 2050. Für die Ableitung der Gewichtungsfaktoren wurden Ziele ausgewählt, die von staatlichen oder ähnlichen Gremien, z. B. Enquete, festgelegt wurden und damit einen legitimierten Charakter haben. Bei dem Kriterium "Räumlicher Bezug" sind die meisten Ziele auf Deutschland bezogen.

Tabelle 50: Umweltpolitische Ziele für die Wirkkategorie Treibhauseffekt

| Stoff | Ziel | Zeitl. Bezug | Räumlicher Bezug | Gremium | Literatur |
|-----------------|---------|--------------|---------------------------|----------------------------------|----------------------|
| CO ₂ | 25 % | 2005 (1990) | BRD | Bundesregierung | BMU 1996a, S. 11 |
| CO ₂ | 30 % | 2005 (1987) | westliche Industrieländer | Enquete Schutz der Erdatmosphäre | Enquete 1992, S. 177 |
| CO ₂ | 80 % | 2050 (1987) | | | |
| CO ₂ | 20-25 % | 2005 (1987) | EU | | |
| CH ₄ | 30 % | 2005 (1987) | BRD | Enquete Schutz der Erdatmosphäre | Enquete 1990, S. 88 |
| CH ₄ | 80 % | 2050 (1987) | BRD | | |

Tabelle 51: Umweltpolitische Ziele für die Wirkkategorie Ozonzerstörung

| Stoff | Ziel | Zeitl. Bezug | Räumlicher Bezug | Gremium | Literatur |
|--------------|-------|--------------|------------------|--|-----------------|
| FCKW | 100 % | 1996 | EU u. | Montrealer Protokoll 1990 bzw. Kopenhagen 1994 | BMU 1994b |
| H-FCKW | 100 % | 2030 | weitere Staaten | | |
| H-FCKW | 100 % | 2015 | EU | EU | EEA 1996, S. 52 |
| Methylbromid | 25 % | 1998 (1991) | EU | | |

Tabelle 52: Umweltpolitische Ziele für die Wirkkategorie Versauerung

| Stoff | Ziel | Zeitl. Bezug | Räumlicher Bezug | Gremium | Literatur |
|-----------------|------|--------------|------------------|--|----------------------|
| SO ₂ | 83 % | 2000 (1980) | BRD | UN/ECE 2. Protokoll | Enquete 1994, S. 587 |
| SO ₂ | 87 % | 2005 (1980) | BRD | Helsinki | |
| NO _x | 50 % | 2005 (1987) | BRD | Enquete Schutz der Erdatmosphäre | Enquete 1990, S. 88 |
| NO _x | 90 % | 2050 (1987) | | | |
| NO _x | 30 % | 1998 (1987) | BRD | Ergänzung Sofia Protokoll 1994 | Enquete 1994, S. 587 |
| NH ₃ | 50 % | 1995 (1985) | Nordsee | 3. Int. Nordsee- schutzkonferenz | BMU 1993c |

Tabelle 53: Umweltpolitische Ziele für die Wirkkategorie Eutrophierung und Ökotoxizität (Wasser)

| Stoff | Ziel | Zeitl. Bezug | Räuml. Bezug | Gremium | Literatur |
|-------------|------|--------------|--------------|------------------------------------|-----------|
| Phosphat | 50 % | 1995 (1985) | Nordsee | 3. Int. Nordsee- schutzkonf. | BMU 1993c |
| Nitrat | 50 % | | | | |
| Schadstoffe | 50 % | | | | |
| Dioxin | 70 % | | | | |
| Hg | 70 % | | | | |
| Cd | 70 % | | | | |
| Pb | 70 % | | | | |

Tabelle 54: Umweltpolitische Ziele für die Wirkkategorie Ökotoxizität (Luft)

| Stoff | Ziel | Zeitl. Bezug | Räumlicher Bezug | Gremium | Literatur |
|-----------------|------|--------------|------------------|--|----------------------|
| CO | 60 % | 2005 (1987) | BRD | Enquete Schutz der Erdatmosphäre | Enquete 1990, S. 88 |
| CO | 90 % | 2050 (1987) | BRD | | |
| NMVOC | 80 % | 2005 (1987) | BRD | | |
| NMVOC | 95 % | 2050 (1987) | BRD | | |
| VOC | 80 % | 2005 (1987) | BRD (Verkehr) | SRU | SRU 1994, S. 274 |
| VOC | 30 % | 1999 (1988) | | UN/ECE 2. Protokoll | Enquete 1994, S. 587 |
| NO _x | 30 % | 1998 (1987) | BRD | Ergänzung Sofia Protokoll 1994 | |

Tabelle 55: Umweltpolitische Ziele für die Wirkkategorien Ressourcen und Abfall

| Stoff | Ziel | Zeitl. Bezug | Räuml. Bezug | Gremium | Literatur |
|------------------------|----------|--------------|--------------|-----------|-----------------|
| n. erneuerbare Energie | 30 % | 2010 | BRD | Wuppertal | |
| n. e. Rohstoffe | 25 % | 2010 | BRD | Institut | |
| Abfall | 330 kg/E | (1985) | EU | EU | EEA 1996, S. 69 |

Diese Ziele werden in die Bewertung von Ökobilanzen eingebaut, indem davon ausgegangen wird, daß ein Umweltproblem um so stärker gewichtet werden soll, je weiter es von den gesetzten Zielwerten entfernt ist ("Distance to target"). Innerhalb jeder Wirkkategorie wird das Verhältnis zwischen tatsächlicher Belastungssituation (Ist-Zustand) und einem politisch gesetzten Zielwert (Soll-Zustand) bestimmt und als Gewichtungsfaktor benutzt. Für die Verknüpfung der Größen gibt es unterschiedliche Herangehensweisen. Da die Gewichtungsfaktoren innerhalb einer Kategorie gewonnen werden, muß diskutiert werden, ob ein Faktor "Inter-effect-weight" eingebaut werden muß, um zu einer Gewichtung zwischen den Wirkkategorien zu kommen. Bisher wird bei vielen Ansätzen dieser "Inter-effect-weight" gleich eins gesetzt und damit jede Wirkkategorie als gleichbedeutend angesehen (Lindeijer 1996, S. 83). Der Verzicht auf einen "Inter-effect-weight"-Faktor könnte damit begründet werden, daß gerade die Festlegung von politischen Zielen die Priorität der einzelnen Umweltprobleme widerspiegelt. Hierbei ist aber zu bedenken, daß bei der politischen Zielformulierung auch andere Aspekte wie z. B. die technische Machbarkeit und die erwarteten Kosten eine erhebliche Rolle spielen.

Es gibt mehrere Möglichkeiten, Ist- und Zielgrößen miteinander zu verknüpfen:

- DtT – Faktor = $\frac{I}{S}$ (Goedkoop 1995),
- DtT – Faktor = $\frac{I-S}{S}$, für $I > S$ und DtT - Faktor = 0, für $I \leq S$
(Kortmann 1994),
- DtT – Faktor = $\frac{I-S}{I}$

mit

DtT = Distance-to-Target

I = Ist-Zustand (Gesamtbelastung in der jeweiligen Kategorie),

S = Soll-Zustand (Zielgröße in der jeweiligen Kategorie).

Mit der ersten Gleichung werden hohe Reduktionsziele sehr stark gewichtet, während niedrige bis mittlere Reduktionsziele kaum differenziert werden. Das gleiche gilt auch für die zweite Gleichung, während die dritte Gleichung zu einer gleich-

mäßigeren Verteilung führt, in der nicht nur die hohen Reduktionsziele dominieren (siehe Tabelle 56).

Tabelle 56: "Distance-to-target"- Funktionen

| Ist | Soll | Reduktion | I/S | (I-S)/S | (I-S)/I |
|-----|------|-----------|------|---------|---------|
| 100 | 100 | 0 % | 1 | 0 | 0 |
| 100 | 99 | 1 % | 1,01 | 0,01 | 0,01 |
| 100 | 90 | 10 % | 1,11 | 0,11 | 0,1 |
| 100 | 80 | 20 % | 1,25 | 0,25 | 0,2 |
| 100 | 70 | 30 % | 1,43 | 0,43 | 0,3 |
| 100 | 60 | 40 % | 1,67 | 0,67 | 0,4 |
| 100 | 50 | 50 % | 2 | 1 | 0,5 |
| 100 | 40 | 60 % | 2,5 | 1,5 | 0,6 |
| 100 | 30 | 70 % | 3,33 | 2,33 | 0,7 |
| 100 | 20 | 80 % | 5 | 4 | 0,8 |
| 100 | 10 | 90 % | 10 | 9 | 0,9 |
| 100 | 1 | 99 % | 100 | 99 | 0,99 |
| 100 | 0,1 | 99,9 % | 1000 | 999 | 1 |

Da die Umweltziele nur für Einzelstoffe vorliegen, wird in den folgenden Tabellen für jeden Einzelstoff innerhalb einer Wirkkategorie die Zielmenge berechnet und erst danach aufsummiert. Das Bezugsjahr ist für die Emissionen unterschiedlich und wird mitangegeben (Klammer), beispielsweise wird für Methan von der Emissionsmenge im Jahr 1987 ausgegangen, die um 30 % reduziert werden soll. Zielgrößen werden jeweils für kurz- und langfristige Ziele angegeben und als Bezugsraum wird Deutschland benutzt. Da für manche Einzelstoffe keine Reduktionsziele existieren, werden hierfür Annahmen über Umweltziele getroffen, die in der Größenordnung der anderen Einzelstoffe derselben Wirkkategorie liegen.

Tabelle 57: Zielgrößen für die Kategorie Treibhauseffekt

| CO ₂ -Äquiv. (kt) | kurzfristig | Bezugsjahr | IST (1994) | SOLL | I/S | (I-S)/S | (I-S)/I |
|------------------------------|--------------------|------------|------------|---------|------|---------|---------|
| CO ₂ (1990) | -25 % | 1.027.000 | 911.000 | 770.250 | | | |
| N ₂ O (1990) | fiktiv -25 % | 62.930 | 57.660 | 47.198 | | | |
| CH ₄ (1987) | -30 % | 120.813 | 109.998 | 84.569 | | | |
| FCKW (1990) | -100 % | 217.227 | 14.090 | 0 | | | |
| H-FCKW | -100 % | | 21.850 | 0 | | | |
| Summe | | 1.427.970 | 1.114.598 | 902.017 | 1,24 | 0,24 | 0,19 |
| | langfristig | | | | | | |
| CO ₂ (1987) | -80 % | 1.082.000 | 911.000 | 216.400 | | | |
| N ₂ O (1987) | fiktiv -80 % | 65.100 | 57.660 | 13.020 | | | |
| CH ₄ (1987) | -80 % | 120.813 | 109.998 | 24.163 | | | |
| FCKW (1990) | -100 % | 217.227 | 14.090 | 0 | | | |
| H-FCKW | -100 % | | 21.850 | 0 | | | |
| Summe | | | 1.114.598 | 253.583 | 4,40 | 3,40 | 0,77 |

Quelle: Walz et al. 1996b, S. 398

Tabelle 58: Zielgrößen für die Kategorie Versauerung

| SO₂-Äquiv. (kt) | kurzfristig | Bezugsjahr | IST (1994) | SOLL | I/S | (I-S)/S | (I-S)/I |
|-----------------------------------|--------------------|-------------------|-------------------|-------------|------------|----------------|----------------|
| SO ₂ (1980) | -83 % | 7.517 | 2.997 | 1.278 | | | |
| NO _x (1987) | -30 % | 2.519 | 2.010 | 1.763 | | | |
| NH ₃ (1985) | -50 % | 1.611 | 1.169 | 806 | | | |
| Summe | | | 6.176 | 3.846 | 1,61 | 0,61 | 0,38 |
| | langfristig | | | | | | |
| SO ₂ (1980) | -87 % | 7.517 | 2.997 | 977 | | | |
| NO _x (1987) | -90 % | 2.519 | 2.010 | 252 | | | |
| NH ₃ (1985) | -50 % | 1.611 | 1.169 | 806 | | | |
| Summe | | | 6.176 | 2.035 | 3,04 | 2,04 | 0,67 |

Quelle: Walz et al. 1996b, S. 405

Tabelle 59: Zielgrößen für die Kategorie Eutrophierung

| PO₄-Äquiv. (kt) | kurzfristig | Bezugsjahr | IST (1994) | SOLL | I/S | (I-S)/S | (I-S)/I |
|-----------------------------------|--------------------|-------------------|-------------------|-------------|------------|----------------|----------------|
| N (1985) | -50 % | 266 | 228 | 133 | | | |
| P (1985) | -50 % | 181 | 73 | 90 | | | |
| NO _x (1987) | -30 % | 468 | 373 | 327 | | | |
| Summe | | | 675 | 551 | 1,23 | 0,23 | 0,18 |
| | langfristig | | | | | | |
| N (1985) | -50 % | 266 | 228 | 133 | | | |
| P (1985) | -50 % | 181 | 73 | 90 | | | |
| NO _x (1987) | -90 % | 468 | 373 | 47 | | | |
| Summe | | | 675 | 270 | 2,50 | 1,50 | 0,60 |

Quelle: Walz et al. 1996b, S. 403, 405

Tabelle 60: Zielgrößen für die Kategorie Abfall

| | IST (1990) | Ziel | I/S | (I-S)/S | (I-S)/I |
|-----------------|-------------------|-------------|------------|----------------|----------------|
| Abfall* in kg/E | 426 | 330 | 1,29 | 0,29 | 0,23 |

* Hausmüll, Sperrmüll, hausmüllähnliche Gewerbeabfälle

Quelle: Walz et al. 1996b, S. 414

Für die Kategorien Ressourcen und Ökotoxizität liegen nur eingeschränkt Ziele vor. Für Ressourcen gibt es nur von einem Forschungsinstitut vorgeschlagene absolute Reduktionsziele. Der Entwurf des BMU sieht für diesen Bereich die Erhöhung der Energie- und Rohstoffproduktivität. Die Rohstoffproduktivität gibt an, wieviel Bruttoinlandsprodukt mit einer Tonne Rohstoff produziert wird (BMU 1998), d. h. eine absolute Reduzierung ist bei einer Erhöhung des Bruttoinlandsprodukts nicht notwendig.

Im Bereich Ökotoxizität liegen nur für wenige Einzelstoffe Ziele vor, so daß nicht von diesen auf die gesamte Kategorie geschlossen werden kann. Gleichzeitig sind

die Kategorien Ressourcen und Ökotoxizität als wichtige Umweltproblemfelder anerkannt (vgl. Kapitel 4.2). Daher wird für diese beiden Kategorien ein Zielwert von -10 % vorgeschlagen, um eine Berücksichtigung bei der Bewertung zu gewährleisten. Für die Kategorie Ozonzerstörung wird ein Zielwert von -90 % benutzt, da die Angaben über Emissionen als FCKW gesamt angegeben werden (keine Einzelausweisung) und die Ausstiegsfristen für die einzelnen Stoffe unterschiedlich sind (von 1996 bis 2050) (BMU 1994b).

4.5.3.3 Ergebnis

In der Tabelle 61 sind die ermittelten Gewichtungsfaktoren für kurz- und langfristige Umweltziele zusammengestellt. Es wird deutlich, daß durch die 3. Gleichung ($DtT\text{-Faktor} = (I-S)/I$) das Übergewicht von hohen Reduktionszielen nicht so sehr verstärkt wird wie in den beiden anderen Ansätzen. Deshalb werden für die Bewertung die Gewichtungsfaktoren mit dieser Gleichung abgeleitet.

Dennoch wird bei der Verwendung von kurzfristigen Zielen sichtbar, daß die FCKW-Halon-Verbotsverordnung von 1991 (Ausstieg aus der FCKW-Produktion und Verbrauch) das Ergebnis überwiegend bestimmt, während für die anderen Umweltproblemfelder nur weniger stark ausgeprägte Zielformulierungen vorhanden sind. Bei den langfristigen Zielen wird dieser Effekt ein wenig ausgeglichen, da hier auch andere Stoffe ein hohes Reduktionsziel besitzen.

Der Distance-to-target-Ansatz spielt vor allem in der niederländischen Bewertungsdiskussion und in der SETAC eine große Rolle. In Deutschland wurde die Diskussion um diesen Ansatz durch die durch das UBA eingerichtete Projektgruppe intensiviert (Neitzel 1998).

Tabelle 61: Gewichtungsfaktoren aus politischen Umweltzielen

| kurzfristig | Reduktion | Ist | Soll | I/S | G-Faktor | (I-S)/I | G-Faktor | (I-S)S | G-Faktor |
|--------------------|---|------------|-------------|------------|-----------------|----------------|-----------------|---------------|-----------------|
| Treibhaus (kt) | CO ₂ , N ₂ O (-25%), CH ₄ (-30%), FCKW (-100%) | 1.114.598 | 902.017 | 1,24 | 7% | 0,19 | 9% | 0,24 | 2% |
| Ozon (kt) | FCKW (-90%) | 1 | 0,10 | 10,00 | 57% | 0,90 | 43% | 9 | 85% |
| Versauerung (kt) | SO ₂ (-83%), NO _x (-30%), NH ₃ (-50%) | 6.176 | 3.846 | 1,61 | 9% | 0,38 | 18% | 0,61 | 6% |
| Eutrophierung (kt) | N,P (-50%), NO _x (-30%) | 675 | 551 | 1,23 | 7% | 0,18 | 9% | 0,23 | 2% |
| Energie (PJ) | (-10%) bezogen auf Ist-Zustand | 14.126 | 12.713 | 1,11 | 6% | 0,10 | 5% | 0,11 | 1% |
| Abfall (kg/E) | Ziel 330 kg/E | 426 | 330 | 1,29 | 7% | 0,23 | 11% | 0,29 | 3% |
| Ökotoxizität | (-10%) bezogen auf Ist-Zustand | 162.632 | 146.369 | 1,11 | 6% | 0,10 | 5% | 0,11 | 1% |
| | | | | 17,58 | 100% | 2,08 | 100% | 10,59 | 100% |
| langfristig | | Ist | Soll | I/S | G-Faktor | (I-S)/I | G-Faktor | (I-S)S | G-Faktor |
| Treibhaus (kt) | CO ₂ , N ₂ O, CH ₄ (-80%), FCKW (-100%) | 1.114.598 | 253.583 | 4,40 | 18% | 0,77 | 20% | 3,4 | 20% |
| Ozon (kt) | FCKW (-90%) | 1 | 0,10 | 10,00 | 42% | 0,90 | 24% | 9 | 53% |
| Versauerung (kt) | SO ₂ (-87%), NO _x (-90%), NH ₃ (-50%) | 6.176 | 2.035 | 3,03 | 13% | 0,67 | 18% | 2,03 | 12% |
| Eutrophierung (kt) | N,P (-50%), NO _x (-90%) | 675 | 270 | 2,50 | 10% | 0,60 | 16% | 1,5 | 9% |
| Energie (PJ) | (-30%) bezogen auf Ist-Zustand | 14.126 | 9.888 | 1,43 | 6% | 0,30 | 8% | 0,43 | 3% |
| Abfall (kg/E) | Ziel 330 kg/E | 426 | 330 | 1,29 | 5% | 0,23 | 6% | 0,29 | 2% |
| Ökotoxizität | (-30%) bezogen auf Ist-Zustand | 162.632 | 113.842 | 1,43 | 6% | 0,30 | 8% | 0,43 | 3% |
| | | | | 24,08 | 100% | 3,77 | 100% | 17,08 | 100% |

4.5.4 Ableitungen der Gewichtungen aus Einschätzungen der Bevölkerung

Neben der eher naturwissenschaftlich ökologisch (Leitbild Sustainable Development) oder der an politischen Zielen ausgerichteten Ableitung von Gewichtungen sollen im folgenden sozialwissenschaftliche Ansätze verfolgt werden.

4.5.4.1 Ansatz

Wie schon mehrmals betont, ist der Bewertungsschritt eine Verknüpfung von Sachinformationen und Werturteilen. Diese Werturteile sind abhängig von den Akteuren. Deshalb sollte bei der Bewertung in Ökobilanzen neben der Expertenmeinung und den politischen Zielsetzungen auch die öffentliche Meinung berücksichtigt werden, da oftmals die Einschätzungen über die Wichtigkeit von Problemfeldern durch Bevölkerung und Experten differieren (UBA 1995a, S. 113). Bei der Bewertung von Ökobilanzen sollten die Sichtweisen der Bevölkerung einbezogen werden, da sie zum einen als Betroffene der diversen Umweltbelastungen und zum anderen als Konsumenten und Akteure bei der Verursachung und Reduzierung der Umweltbelastungen eine Rolle spielen. Es sollen explizit subjektive Meinungen und Werthaltungen berücksichtigt werden, ohne jedoch auf der Ebene von Werturteilen einzelner Individuen zu verharren. Von Interesse ist hier nicht das ökologische Verhalten und Bewußtsein der Bevölkerung, sondern Einschätzungen darüber, welche Umweltprobleme als wichtig angesehen werden und in welchen Bereichen daher eine Verminderung der Umweltbelastung prioritär anzustreben ist. Auch zeigen Untersuchungen, daß individuelle Werthaltungen und Einstellungen bei der Erklärung subjektiv wahrgenommener Umweltbelastung eine große Rolle spielen (Hagstotz 1986).

Untersuchungen zu Umweltbewußtsein und Umweltverhalten der Bevölkerung sind in ausreichender Zahl vorhanden (Wasmer 1990; Billig 1994; Bloom 1995; BMU 1996b; Eurobarometer 1992 und 1995; IPOS 1994).

Für diesen Ansatz wurden Bevölkerungsbefragungen ausgewertet und damit Methoden der empirischen Sozialforschung (Befragungen, Interviews etc.) benutzt, um Gewichtungsfaktoren abzuleiten.

4.5.4.2 Vorgehensweise

Es handelt sich um eine Sekundäranalyse, d. h. vorhandene Umfragen wurden daraufhin untersucht, ob Aussagen über Umweltpreferenzen für die Bewertungsproblematik bei Ökobilanzen benutzt werden können. Als Kriterien für die Auswahl wurden Aktualität, der Einbezug möglichst vieler Umweltproblemfelder und eine regelmäßige Wiederholung der Befragung herangezogen. Als geeignet erwiesen

sich zwei Untersuchungen. Für Deutschland wurden jährlich (ab 1994 nur noch alle zwei Jahre) vom Institut für praxisorientierte Sozialforschung (IPOS) Erhebungen durchgeführt, die Einstellungen der Bevölkerung zu Fragen des Umweltschutzes ermitteln. Von der Europäischen Kommission fand 1982 eine erste Befragung "Europeans and the Environment" in den Mitgliedsländern statt, die 1986, 1988, 1992 und 1995 wiederholt und ergänzt wurde. Für die Ableitung der Gewichtungsfaktoren wurden für Deutschland die jeweils neuere Erhebungen (IPOS 1994) benutzt, während für die EU auf die Studie von 1992 zurückgegriffen wurde (Eurobarometer 1992), da die Berechnung der Normalisierungsdaten auf zwölf EU-Staaten bezogen ist und die Eurobarometer-Studie von 1995 auf fünfzehn Mitgliedsländern basiert. Mittlerweile werden die vom Institut für praxisorientierte Sozialforschung im zweijährigen Turnus durchgeführten Befragungen von einem anderen Forschungsinstitut und in einem geänderten Forschungsdesign erstellt (BMU 1996b).

Ein Problem bei der Übertragung dieser Ergebnisse auf Ökobilanzen besteht darin, daß die abgefragten Kategorien nicht immer mit den Wirkkategorien von Ökobilanzen übereinstimmen oder einige Problemfelder gar nicht abgefragt werden. Folglich müssen Annahmen getroffen und Gleichsetzungen gemacht werden. In Tabelle 62 sind die Ergebnisse der IPOS-Studie 1994 aufgeführt, außerdem wurden die abgefragten Umweltprobleme den Wirkkategorien zugeordnet. Ausgewählt wurde für die Ableitung die Frage: "Wenn Sie an die Zukunft unserer Umwelt denken, was befürchten Sie da am meisten?" Dabei konnten die Befragten ohne Antwortvorgaben bis zu drei Problemfelder nennen. In Ostdeutschland wurden 1037, in Westdeutschland 1034 Personen im Frühjahr 1994 befragt, die repräsentativ für die jeweilige deutsche Bevölkerung ab dem 18. Lebensjahr sind. Bei der Kategorie Ökotoxizität wurden Bodenverseuchung, Luft- und Meeresverschmutzung zusammengefaßt. Für die Kategorie Ressourcen mußte zusätzlich eine andere Frage hinzugezogen werden (Wichtigkeit von Umweltschutzmaßnahmen). Dort wurde "Energie einsparen" geringer bewertet als "Abfall schonend entsorgen", so daß die Kategorie Ressourcen niedriger eingestuft wird.

Tabelle 62: Zusammenstellung der Ergebnisse der IPOS-Studie

| Wirkkategorie | abgefragte Kategorie | Ost (1037) | West (1034) | Gesamt* |
|----------------------|-----------------------------|---------------------|--------------------|----------------|
| Ozonerstörung | Ozonloch | 39 % | 27 % | 29,3 % |
| Treibhaus | Klimaveränderung | 20 % | 11 % | 12,7 % |
| Versauerung | Waldsterben | 35 % | 21 % | 23,7 % |
| Eutrophierung | Meeresverschmutzung | 12 % | 10 % | 10,4 % |
| Abfall | Müllprobleme | 33 % | 17 % | 20,1 % |
| Ökotoxizität | Bodenverseuchung | 9 % | 7 % | 7,4 % |
| Ökotoxizität | Luftverschmutzung | 36 % | 37 % | 36,8 % |
| Ökotoxizität | Meeresverschmutzung | 12 % | 10 % | 10,4 % |
| Ressourcen | Energie einsparen | geringer als Abfall | | 18 % |

* gewichtet nach Bevölkerungsanteil

In Tabelle 63 sind die Umfrageergebnisse der Eurobarometer-Studie von 1992 zusammengestellt. 12.800 Personen aus 12 EU-Ländern wurden anteilmäßig nach der Gesamtbevölkerung befragt, dabei wurde zwischen lokalen, nationalen und globalen Problemfeldern unterschieden (concerns about various threats to the global, national and local environment). In die Auswertung gehen die Prozentangaben, bei denen die Befragten das Problem als "sehr wichtig" einstuften.

Tabelle 63: Zusammenstellung der Ergebnisse der Eurobarometer-Studie 1992

| Kategorie | local | (%) | national | (%) | global | (%) |
|------------------|----------------|------------|-------------------------------|------------|----------------------------|------------|
| Ozonerstörung | | | | | destruction of ozone layer | 69 |
| Treibhaus | | | | | global warming | 62 |
| Versauerung | | | air pollution | 58 | | |
| Eutrophierung | | | pollution in rivers and lakes | 57 | | |
| Eutrophierung | | | pollution of sea/coasts | 63 | | |
| Ressourcen | | | | | using up resources | 56 |
| Abfall | waste disposal | 16 | | | | |
| Abfall | | | industrial waste | 65 | | |
| Ökotoxizität | air pollution | 18 | | | | |
| Ökotoxizität | | | agriculture pollution | 48 | | |
| Ökotoxizität | | | pollution in rivers and lakes | 57 | | |

In Tabelle 64 sind die Ergebnisse der Eurobarometer-Studie 1995 zusammengestellt, basierend auf der Umfrage von 15 Mitgliedsländern.

Tabelle 64: Zusammenstellung der Ergebnisse der Eurobarometer-Studie 1995

| Kategorie | local | (%) | national | (%) | global | (%) |
|------------------|----------------|------------|-------------------------------|------------|----------------------------|------------|
| Ozonerstörung | | | | | destruction of ozone layer | 62 |
| Treibhaus | | | | | global warming | 54 |
| Versauerung | | | air pollution | 48 | | |
| Eutrophierung | | | pollution in rivers and lakes | 46 | | |
| Eutrophierung | | | pollution of sea/coasts | 51 | | |
| Ressourcen | | | | | using up resources | 46 |
| Abfall | waste disposal | 14 | | | | |
| Abfall | | | industrial waste | 51 | | |
| Ökotoxizität | air pollution | 17 | | | | |
| Ökotoxizität | | | agriculture pollution | 40 | | |
| Ökotoxizität | | | pollution in rivers and lakes | 46 | | |

Vergleicht man die Befragung von 1992 mit 1995 (siehe Tabelle 65) wird deutlich, daß die Einschätzung der Wichtigkeit von Umweltproblemfeldern insgesamt abgenommen, die relative Gewichtung zwischen den Wirkkategorien sich dagegen kaum geändert hat.

Tabelle 65: Vergleich der Eurobarometer-Studien

| Kategorie | 1992 | 1995 | Differenz | |
|------------------|-------------|-------------|------------------|-----|
| Ozonerstörung | 69 | 62 | -7 | (%) |
| Treibhaus | 62 | 54 | -8 | (%) |
| Versauerung | 58 | 48 | -10 | (%) |
| Eutrophierung | 60 | 48,5 | -11,5 | (%) |
| Ressourcen | 56 | 46 | -10 | (%) |
| Abfall | 40,5 | 32,5 | -8 | (%) |
| Ökotoxizität | 41 | 34,3 | -6,7 | (%) |

4.5.4.3 Ergebnis

Die Ergebnisse der Umfrage werden den Wirkkategorien zugeordnet. Liegen mehrere Umfrageergebnisse für eine Kategorie vor, werden Mittelwerte benutzt. Außerdem werden die Ergebnisse für einen einheitlichen Vergleich auf 100 Prozent normiert.

In Tabelle 66 sind die Gewichtungsfaktoren zusammengestellt. Vor allem bei der Kategorie Treibhauseffekt, Eutrophierung und Abfall differieren die Ergebnisse deutlich. Da Einstellungen stark geprägt werden durch das soziale und kulturelle Umfeld, überraschen die unterschiedlichen Einschätzungen nicht. Auch sind solche Umfragen abhängig von aktuellen Ereignissen und werden auch beeinflusst von der Berichterstattung in den Massenmedien. So muß berücksichtigt werden, daß sich die öffentliche Meinung und damit die Ergebnisse solcher Umfragen schnell ändern können. Da die gewählten Umfragen jedoch regelmäßig wiederholt werden, ist eine Anpassung der Ergebnisse möglich.

Tabelle 66: Gewichtungsfaktoren aus den Bevölkerungsumfragen

| Wirkkategorien | IPOS-Umfrage | Eurobarometer 1992 | Eurobarometer 1995 |
|-----------------------|---------------------|-------------------------------|-------------------------------|
| Treibhauseffekt | 9 % | 16 % | 17 % |
| Ozonerstörung | 22 % | 18 % | 19 % |
| Versauerung | 18 % | 15 % | 15 % |
| Eutrophierung | 8 % | 16 % | 15 % |
| Ressourcen | 14 % | 14 % | 14 % |
| Abfall | 15 % | 10 % | 10 % |
| Ökotoxizität | 14 % | 11 % | 10 % |

4.5.5 Expertenbefragung

Bei der Ableitung aus Expertenbefragung wird wie bei der Ableitung aus Bevölkerungsumfragen auf sozialwissenschaftliche Methoden zurückgegriffen.

4.5.5.1 Ansatz

Direkte Befragungen sind der unmittelbarste und in der empirischen Sozialforschung oft angewandte Weg, um subjektive Einstellungen zu ermitteln, zumal bei einer derartigen Primäruntersuchung der Fragenkatalog auf die spezifische Problemstellung angepaßt werden kann. Den Präferenzen von Experten wird der Vorteil zugesprochen, weniger abhängig von aktuellen Ereignissen und der Berichterstattung in den Massenmedien zu sein und auf Basis eines besseren Informationsstandes stabilere Einschätzungen zu liefern. Da eine Bewertung wegen der fehlenden Akzeptanz weder durch einzelne Individuen noch einzelne Fachwissenschaften erfolgen kann, war es erforderlich, über eine schriftliche Befragung das Wissen und die subjektiven Werturteile von zahlreichen Experten unterschiedlichster Fachgebiete zu bündeln.

Benutzt wird dabei die Delphi-Expertenumfrage, die eine Methode zur Ideenfindung, Meinungsbildung und Prognose ist, vor allem unter Bedingungen der Unsicherheit und unterschiedlicher Wertpräferenzen (VDI 1991b; BMFT 1993; Stauth 1993; Cuhls 1998). Die Delphi-Methode wurde mit dem Ziel entwickelt, eine bessere Interaktion in Forschungsgruppen zu erreichen. Die Experten werden dabei wiederholt befragt (meistens in zwei Runden). In der zweiten Runde werden den Befragten auch die Ergebnisse der ersten Befragungsrunde mitgeteilt, so daß sie entweder ihr individuelles Urteil im Vergleich mit der Beurteilung der anderen Experten bestätigen oder korrigieren können. Vorteile dieser Methode sind die Anonymität der Meinungsäußerung und das Feedback bzw. die Interaktion - neben dem individuellen Wissen wird auch die Beeinflussung genutzt - durch die zweite Befragung. Die Anonymität der Befragung ist ein wichtiges Moment, da sie verhindert, daß sich einzelne in den Vordergrund spielen bzw. Meinungsführerschaft anstreben und zweitens andere zurückgehalten werden und ihre Meinung nicht artikulieren (Cuhls 1998, S. 34f). Auch können Personen unabhängig von der Organisation, in der sie arbeiten, und dem "Main Stream" ihre Meinung äußern. Durch die Interaktion können Konsensprozesse unterstützt werden. Anwendung findet die Delphi-Methode bei Fragestellungen, über die unsicheres und unvollständiges Wissen existiert. "The rationale underpinning Delphi is that, although each individual's view in such situations is incomplete, individuals will tend to recognize the validity or value of other viewpoints, so that aggregations of individual models will not only be more valid, but will tend to be accepted as a better, more balanced model" (Stauth et al. 1993, S. 17).

Die Delphi-Methode wurde in den 50er Jahren in den USA entwickelt. Bedingt durch das Abflauen der Planungs- und Prognoseeuphorie in den 70er Jahren (vgl. u.a. Bechmann 1996, S. 113) bzw. Kritik an der Methodik ließen die Anwendungen zurückgehen. Eine Ausnahme war Japan. Dort wurde diese Methode zur Technikvorausschau und Identifizierung von Marktpotentialen kontinuierlich benutzt und bisher fünf große Delphi-Befragungen - die sechste befindet sich in der Vorbereitung - durchgeführt (Cuhls 1998). Die letzte japanische Studie wurde vom Fraunhofer-Institut für Systemtechnik und Innovationsforschung im Auftrag des BMFT in Deutschland wiederholt (BMFT 1993). Seither gewinnt die Delphi-Methode eine gewisse Popularität und findet in unterschiedlichen Bereichen Anwendung (Reiß et al. 1995; Grupp 1995; Cuhls et al. 1996; Strauß, Jaeckel 1996). Mittlerweile ist das zweite große Delphi-Projekt in Deutschland abgeschlossen worden (Fh-ISI 1998). Diesmal ist das Forschungsdesign auf die deutsche Situation zugeschnitten.

In den bisherigen Studien zählte das Fachgebiet Ökologie und Umwelttechnik eher zu den kleineren Themenbereichen und der Fokus der Untersuchungen richtete sich nicht so sehr auf Bewertungsfragen, sondern vielmehr auf die Prognose und Technikvorausschau. Bei der Beurteilung der Wichtigkeit von Umweltthemen standen die Klimaproblematik, die Vernichtung der tropischen Regenwälder und schwer abbaubare bzw. toxische chemische Substanzen an erster Stelle (BMFT 1993, S. 373ff).

Während es mehrere Ansätze gibt, Priorisierungen über die Befragungen von Experten zu ermitteln (Lindeijer 1996), wurde im Kontext von Ökobilanzen bisher die Delphi-Methode nur vereinzelt angewandt (Wilson, Bryn 1994, 1995, 1996). Eine Motivation, statt einer Gruppenbefragung eher auf die anonyme Delphi-Methode zurückzugreifen, erfolgt aus der Problematik, daß "environmental interventions are often not well understood or are extremely complex, so that judgements about their relative significance may be controversial. It is necessary, therefore, to find a method of consulting the scientific experts, which does not expose them to public controversy or censure when making difficult judgements in valuation" (Wilson, Bryn 1996, S. 2).

Untersuchungsgegenstand der Studien waren einmal Waschmitteldetergenzien (Wilson, Bryn 1994 und 1995) und ein Vergleich von unterschiedlichen Heizölsorten - fossil und nachwachsend - (Wilson, Bryn 1996). Dabei wurde das Ergebnis der Sachbilanz den Experten zur Beurteilung vorgelegt, d. h. sie mußten einzelne Schadstoffe beispielsweise Kohlendioxid gegenüber Schwefeldioxid, einordnen (Ranking und Rating). Damit war es eine Hauptaufgabe der Befragten, den Schritt Charakterisierung innerhalb des Impact Assessments durchzuführen, in dem der Beitrag der betreffenden Emission zur Gesamtbelastung innerhalb des jeweiligen Mediums ermittelt wird (Wilson, Bryn 1994, Anhang A). Eine Bewertung, ob Luftemissionen höher zu gewichten sind als beispielsweise die unterschiedlichen Abfallarten, wurde nicht durchgeführt, d. h. hier wurde eine implizite

Gleichgewichtung zwischen den Emissionen in den unterschiedlichen Medien vorgenommen. In der letzten Studie wurde bei der Einordnung und relativen Gewichtung der Schadstoffe auch nicht zwischen den Medien unterschieden (Wilson, Bryn 1996, Anhang A1). Die Experten mußten also Kohlendioxid-Emissionen in die Luft mit Schwermetall-Emissionen ins Wasser vergleichen.

Die Anzahl der Befragten bei den Studien lag zwischen 11 und 17 Personen, die alle aus dem Wissenschaftsbereich Umweltforschung stammen und in jeweils zwei Runden befragt wurden. Die geringe Anzahl der Befragten wurde damit begründet, daß man zuverlässige Bewertungen durch ein Panel von 8 Experten erhalten kann, da eine größere Anzahl von Befragten keine signifikant anderen Antworten erwarten lassen (Wilson, Bryn 1995, S. 11). Andere Delphi-Studien arbeiten jedoch mit einer größeren Anzahl von Experten, beispielsweise 100 auswertbare Antworten (Cuhls 1998, S. 139), so daß es keine zufriedenstellende Antwort über die Angemessenheit der Anzahl der Befragten gibt.

Festzuhalten ist, daß es bisher im Bereich Ökobilanzen noch keine Delphi-Studien gibt, die aufbauend auf den Ergebnissen der Wirkungsanalyse Bewertungen der Wirkkategorien durchgeführt haben.

4.5.5.2 Vorgehensweise

Bei der Umsetzung des Ansatzes liegt der Schwerpunkt der Arbeiten auf der Entwicklung des Fragebogens und der Auswahl der Experten.

Der Fragebogen besteht aus zwei Teilen. Im ersten Teil findet eine direkte Priorisierung der Wirkkategorien einmal in verbaler Form (sehr wichtig bis ganz unwichtig) statt, aber auch eine quantitative Beurteilung (Punktverteilung) soll vorgenommen werden. Im zweiten Teil sollen die Wirkkategorien hinsichtlich verschiedener Kriterien eingeordnet werden. Dies erfolgt wiederum als verbale Einschätzung.

Die Auswahl der Experten erfolgte unter zwei Gesichtspunkten. Zum einen soll keine Wirkkategorie bevorzugt werden, d. h. bei der Auswahl der Experten soll eine gleichmäßige Verteilung über die Fachgebiete berücksichtigt werden, da davon auszugehen ist, daß das eigene Fachgebiet überbewertet wird (BMFT 1993, S. 17) und eine gewisse Voreingenommenheit besteht. Außerdem sollen auch besonders Experten mit übergreifenden oder interdisziplinär angelegten Arbeitsgebieten (z. B. Grundsatzreferate etc.) einbezogen werden. Zum anderen wurde berücksichtigt, aus welchen Bereichen die Experten stammen und welchen Erfahrungshintergrund sie besitzen.

Angeschrieben wurden in der ersten Runde ca. 300 Personen aus Industrieunternehmen, Behörden, Verbänden und aus dem Forschungsbereich. Die Rücklaufquote betrug 46 % (141) wovon

- 34 aus Industrieunternehmen,
- 19 aus Industrie- und Handelskammern, Industrieverbänden,
- 39 aus Behörden,
- 33 aus Forschungsinstituten, Universitäten,
- 15 aus den Bereichen Politik, Gewerkschaften, Kirchen und Verbraucher- bzw. Umweltverbänden und
- 1 ohne Angaben

stammen.

Diese wurden nach der Auswertung erneut angeschrieben. Die Rücklaufquote aus der zweiten Runde betrug 86 % (121). Die Verteilung auf die Gruppen sieht folgendermaßen aus:

- 29 aus Industrieunternehmen,
- 16 aus Industrie- und Handelskammern, Industrieverbänden,
- 35 aus Behörden,
- 26 aus Forschungsinstituten, Universitäten,
- 12 aus den Bereichen Politik, Gewerkschaften, Kirchen und Verbraucher- bzw. Umweltverbänden und
- 3 ohne Angaben.

Die zweite Runde brachte keine gravierende Verschiebung der Gruppenzusammensetzung.

Für die Bestimmung der Gewichtungsfaktoren wurde die quantitative Einschätzung der Experten benutzt. Die anderen Fragen wurden als Kontrollfragen ausgewertet, ob die Einschätzungen der Experten eindeutig oder widersprüchlich ausfallen.

4.5.5.3 Ergebnis

In Tabelle 67 sind die Gewichtungsfaktoren aus der ersten und zweiten Runde zusammengestellt. Nur bei den Kategorien Versauerung, Eutrophierung, Ressourcen und Abfall kommt es zu leichten Verschiebungen zwischen erster und zweiter Runde. Die höchste Priorität bekommt der Ressourcenverbrauch. Treibhauseffekt und Ozonerstörung, Ökotoxizität und Abfall liegen in der Mitte, während Versauerung und Eutrophierung deutlich geringer bewertet werden.

Tabelle 67: Gewichtungsfaktoren aus der Delphi-Expertenbefragung

| Wirkkategorien | Delphi Befragung (1. Runde) | Delphi Befragung (2. Runde) |
|-----------------------|------------------------------------|------------------------------------|
| Treibhauseffekt | 16 % | 16 % |
| Ozonzerstörung | 16 % | 16 % |
| Versauerung | 11 % | 12 % |
| Eutrophierung | 10 % | 9 % |
| Ressourcen | 17 % | 18 % |
| Abfall | 15 % | 14 % |
| Ökotoxizität | 15 % | 15 % |

In Anhang 8.3 ist die ausführliche Dokumentation der Auswertung der Fragebögen zu finden. Im folgenden sollen einige Punkte diskutiert werden.

In Tabelle 68 sind die Einschätzungen über die räumliche Reichweite aufgeführt. Die Inanspruchnahme von Ressourcen, die globale Erwärmung und die Ozonzerstörung werden als Kategorie mit globaler Bedeutung eingeschätzt, während Abfall, Versauerung und Eutrophierung eher regional eingestuft werden. Bei der Kategorie Ökotoxizität gibt es keine eindeutigen Aussagen. Die Einschätzungen schwanken zwischen einer Kategorie mit globalen bzw. regionalen Auswirkungen.

Tabelle 68: Räumliche Reichweite

| Ergebnisse der 2. Runde (in %) | global | regional | lokal |
|--------------------------------|---------------|-----------------|--------------|
| Inanspruchnahme von Ressourcen | 81 | 18 | 1 |
| Globale Erwärmung | 97 | 3 | 0 |
| Ozonzerstörung | 88 | 11 | 1 |
| Versauerung | 3 | 90 | 7 |
| Eutrophierung der Gewässer | 2 | 82 | 7 |
| Ökotoxizität | 40 | 53 | 7 |
| Abfall | 7 | 60 | 33 |

In Tabelle 69 ist die Beurteilung der Wichtigkeit der Umweltwirkungen für die BRD und weltweit zu sehen. Deutlich wird, daß die Einschätzung über die räumliche Reichweite sich bei der Einschätzung über die Wichtigkeit der Umweltwirkungen fortsetzt. Kategorien mit globaler Bedeutung bekommen eine hohe Wichtigkeit zugesprochen. Interessant ist dabei, daß sich je nach Betrachtungsstandpunkt (BRD oder Welt) die Einschätzungen von wichtig zu sehr wichtig verschieben.

Tabelle 69: Wichtigkeit der Umweltwirkungen

| Wichtigkeit der Umweltwirkungen | BRD | | Welt | |
|--|--------------|---------|--------------|---------|
| | sehr wichtig | wichtig | sehr wichtig | wichtig |
| Ergebnisse der 2. Runde (in %) | | | | |
| Inanspruchnahme von Ressourcen | 29 | 61 | 68 | 30 |
| Globale Erwärmung | 31 | 50 | 68 | 25 |
| Ozonzerstörung | 30 | 51 | 50 | 42 |
| Versauerung von Böden und Gewässern | 8 | 44 | 6 | 37 |
| Eutrophierung der Gewässer | 1 | 36 | 3 | 44 |
| Ökotoxizität | 26 | 57 | 36 | 49 |
| Abfall | 18 | 43 | 9 | 56 |

In Tabelle 70 ist die Einordnung der Experten über die Bedeutung der Kriterien für die Bewertung zu sehen. Das Kriterium "Irreversibilität" hat mit Abstand die höchste Bedeutung gefolgt von den Kriterien "Zeitliche Reichweite" und "Unsicherheit über mögliche Folgen". Keine Erklärung kann für die niedrige Einschätzung des Kriteriums "Räumliche Betroffenheit" gefunden werden, da bei den direkten Priorisierungsfragen Wirkkategorien mit globalen Auswirkungen in ihrer Bedeutung höher eingeschätzt werden als Wirkkategorien mit regionalen Auswirkungen.

Tabelle 70: Kriterien für die Bewertung

| Kriterien für die Bewertung | sehr wichtig | wichtig | mäßig wichtig | weniger wichtig | ganz unwichtig |
|------------------------------------|---------------------|----------------|----------------------|------------------------|-----------------------|
| Räumliche Betroffenheit | 8 | 56 | 23 | 13 | 0 |
| Zeitliche Reichweite | 35 | 56 | 7 | 2 | 0 |
| Irreversibilität | 95 | 4 | 1 | 0 | 0 |
| Unsicherheit über mögliche Folgen | 29 | 52 | 17 | 2 | 0 |
| Steigender Problemdruck | 15 | 55 | 28 | 2 | 0 |
| Ökonomische Kriterien | 9 | 37 | 35 | 15 | 4 |
| Soziale Kriterien | 11 | 53 | 24 | 9 | 3 |

Im folgenden soll noch diskutiert werden, welche Effekte die Befragung in der 2. Runde hervorgerufen haben. Durch die zweite Befragung nimmt die Streubreite der Antworten ab, so werden die Mehrheitstrends verstärkt und die Einigung auf Priorisierungen erkennbarer (vgl. Tabelle 71).

Tabelle 71: Resultate der 2. Runde

| Wichtigkeit der Umweltwirkungen | | sehr wichtig | wichtig | mäßig wichtig | weniger wichtig | ganz unwichtig |
|---------------------------------|-----------|--------------|---------|---------------|-----------------|----------------|
| | 1. R. (%) | 33 | 47 | 15 | 4 | 1 |
| Ressourcen | 2. R. (%) | 29 | 61 | 8 | 1 | 1 |
| | 1. R. (%) | 32 | 44 | 15 | 9 | 0 |
| Globale Erwärmung | 2. R. (%) | 31 | 50 | 17 | 2 | 0 |
| | 1. R. (%) | 30 | 45 | 17 | 7 | 1 |
| Ozonzerstörung | 2. R. (%) | 30 | 51 | 17 | 1 | 1 |
| | 1. R. (%) | 10 | 42 | 32 | 15 | 1 |
| Versauerung | 2. R. (%) | 8 | 44 | 39 | 9 | 0 |
| | 1. R. (%) | 7 | 35 | 35 | 23 | 0 |
| Eutrophierung | 2. R. (%) | 1 | 36 | 41 | 22 | 0 |
| | 1. R. (%) | 28 | 50 | 15 | 6 | 1 |
| Ökotoxizität | 2. R. (%) | 26 | 57 | 14 | 3 | 0 |
| | 1. R. (%) | 25 | 35 | 26 | 14 | 0 |
| Abfall | 2. R. (%) | 18 | 43 | 28 | 11 | 0 |

Dieser Effekt ist gerade für eine Konsenssuche sehr hilfreich, gleichzeitig wird aber auch dokumentiert, wo Dissenspunkte einer Bewertung vorhanden sind. Wünschenswert wäre es, im Anschluß an eine solche Befragung mit einigen Experten über die Vor- und Nachteile einer solchen Befragung, aber auch über das Ergebnis, zu diskutieren. Dies konnte jedoch im Rahmen dieser Dissertation nicht mehr erfolgen.

Das Problem bei der direkten Befragung zur Priorisierung besteht darin, daß die Befragten oft eine Gleichgewichtung vornehmen und ihnen eine Priorisierung ohne konkreten Entscheidungsdruck schwer fällt. Außerdem werden mit dieser Methode Mehrheitsmeinungen bevorzugt und abweichende Auffassungen nur andeutungsweise berücksichtigt, so daß eventuell eine konsensfähige Herangehensweise nicht möglich ist.

Der Vorteil dieser Methode ist die Anonymität der Befragung und das Erleichtern von konsensualen Prozessen, da bei Änderung von Meinungen kein Gesichtsverlust droht.

4.5.6 Vergleich der Ansätze zur Ableitung von Gewichtungen

In den vorigen Abschnitten wurden allgemeine Gewichtungsfaktoren aus unterschiedlichen Ansätzen entwickelt.

Neben den vorgeschlagenen Gewichtungsfaktoren können aber auch betriebliche Umweltziele oder akteurspezifische Bewertungen etc. benutzt werden. Diese spe-

ziell für den konkreten Anwendungsfall zu entwickelnden Gewichtungen können leicht in das Konzept aufgenommen werden. Allerdings müssen die spezifischen Gewichtungen dann jeweils begründet und abgeleitet werden, damit die notwendige Transparenz und Nachvollziehbarkeit gewährleistet bleibt. Solche Gewichtungen unterliegen aber einem hohem Legitimationszwang, da der Vorwurf individueller Vorteilnahme unterstellt werden kann.

In Tabelle 72 sind die einzelnen Gewichtungsfaktoren der Ansätze zusammengestellt. Für die Unterkategorien des Ressourcenverbrauchs und Abfalls wurden keine Gewichtungsfaktoren abgeleitet, da zu viele Annahmen nötig gewesen wären bzw. kein Datenmaterial zur Verfügung stand (z. B. gibt es keine Umfragen zur Bedeutung der mineralischen Ressourcen, Wasserverbrauch etc.). Statt dessen wurde für diese Unterkategorien für alle Gewichtungsansätze das gleiche Vorgehen gewählt, und eine Setzung der Gewichtung durch die Autorin vorgenommen. Bei der Kategorie Abfall wurde dem Sonderabfall eine leicht höhere Priorität gegeben als dem Hausmüll/Produktionsabfall, d. h. in jedem Gewichtungsansatz ist die Differenz zwischen den Unterkategorien 1 %. Bei der Inanspruchnahme von Ressourcen wurde dem nicht regenerativen Energieverbrauch eine sehr hohe Priorität gegeben, während die anderen Unterkategorien des Ressourcenverbrauchs bei allen Ansätzen deutlich geringer bewertet werden (insgesamt 1 %).

Vergleicht man die Ansätze (Reihenfolge) miteinander, fällt bei allen auf, daß die größte Einigkeit bei der Kategorie Ozonzerstörung besteht und sie eine hohe Priorität (1. bzw. 2. Rang) bekommt. Dies ist nicht verwunderlich, da der politische und wissenschaftliche Konsensprozeß bezüglich dieser Wirkkategorie am weitesten fortgeschritten ist. Trotzdem fällt die Spannbreite der Gewichtung auf (von 43-16 %). Aufgrund der gesetzlichen Verbote ist anzunehmen, daß langfristig diese Kategorie bei Ökobilanzen keine Rolle mehr spielen wird.

Die Wirkkategorie Treibhauseffekt wird von dem Leitbild Sustainable Development am stärksten gewichtet, während die deutsche Bevölkerungsumfrage und der Ansatz politische Ziele (kurz) dieser Wirkkategorie weniger Bedeutung zu messen. Dies kann sich jedoch durch die aktuelle Entwicklung (beispielsweise durch die Umsetzung der Ergebnisse des Klimagipfels in Kyoto, Diskussion in den Medien) verändern, so daß eine Annäherung der Einschätzungen möglich ist.

Bei der Wirkkategorie Versauerung macht sich bemerkbar, daß dieses Thema vor allem als das Waldsterben schon lange in der öffentlichen Diskussion ist und auch die Umweltpolitik darauf reagiert hat. Bis auf das Leitbild Sustainable Development haben alle Ansätze eine hohe bis mittlere Gewichtung vergeben. Aktuelle Untersuchungen zeigen, daß die Schadstoffe in diesem Bereich stark reduziert werden konnten, beispielsweise die Schwefeldioxid-Emissionen von 5.326 kt (1990) auf 2.995 kt (1994) (UBA 1997b, S. 136). Es bleibt aber abzuwarten, welche Verbesserungen sich langfristig einstellen. Der Waldzustand hat sich bisher jedoch nicht

wesentlich verbessert (UBA 1997b). Daher kann die Einschätzung über die Bedeutung der Kategorie noch länger differieren.

Ähnliches gilt für die Kategorie Eutrophierung, die jedoch von fast allen anderen Ansätzen weniger problematisch als die Versauerung eingeschätzt wird.

Bei der Kategorie Ressourcen ist die Beurteilung des Stellenwerts sehr heterogen. Man kann sagen, daß die Bewertung von Wissenschaftlern (Delphi, Sustainable Development) höher ausfällt als durch die Bevölkerung. Auch von der politischen Seite wurde vor der Veröffentlichung des Entwurfs eines umweltpolitischen Schwerpunktprogramms (BMU 1998) diese Kategorie eher niedrig bewertet.

Entsprechendes gilt für die Kategorie Ökotoxizität, außer daß der Unterschied zu der Einschätzung der Bevölkerung nicht so stark ausfällt.

Abfall wird von den Ansätzen mit einer langfristigen Orientierung als gering in der Bedeutsamkeit eingeschätzt, während die anderen Ansätze eine mittlere bis hohe Bewertung vornehmen.

Festzuhalten ist, daß diese Gewichtungen in ihrer zeitlichen Gültigkeit begrenzt sind, da wie schon mehrfach betont, Wertungen sich verändern. Außerdem liegt ihre Aussagekraft nicht in der numerischen Größe sondern in den Tendenzaussagen. Ob bei dem Leitbild Sustainable Development nun der Treibhauseffekt mit 28, 29 oder 30 % gewichtet wird, ist zweitrangig.

Tabelle 72: Zusammenfassung der abgeleiteten Gewichtungsfaktoren

| Wirkkategorie | Polit. Ziele (kurz) | Polit. Ziele (lang) | IPOS | Eurobarometer | Delphi | Sustain. Dev. |
|--------------------------------|------------------------|------------------------|-------------|---------------|-------------|------------------|
| Treibhauseffekt | 9 % | 20 % | 9 % | 16 % | 16 % | 28 % |
| Ozonerstörung | 43 % | 24 % | 22 % | 18 % | 16 % | 22 % |
| Versauerung | 18 % | 18 % | 18 % | 15 % | 12 % | 6 % |
| Eutrophierung | 9 % | 16 % | 8 % | 16 % | 9 % | 6 % |
| Ressourcen | 5 % | 8 % | 14 % | 14 % | 18 % | 18 % |
| metall. Rohstoffe | 0,5 % | 0,5 % | 0,5 % | 0,5 % | 0,5 % | 0,5 % |
| mineral. Rohst. | 0,1 % | 0,1 % | 0,1 % | 0,1 % | 0,1 % | 0,1 % |
| Energie nicht regenerativ | 4 % | 7 % | 13 % | 13 % | 17 % | 17 % |
| Energie regenerativ | 0,1 % | 0,1 % | 0,1 % | 0,1 % | 0,1 % | 0,1 % |
| Wasser | 0,2 % | 0,2 % | 0,2 % | 0,2 % | 0,2 % | 0,2 % |
| biotische Rohstoffe | 0,1 % | 0,1 % | 0,1 % | 0,1 % | 0,1 % | 0,1 % |
| Abfall | 11 % | 6 % | 15 % | 10 % | 14 % | 4 % |
| Hausmüll/ Produktionsabfall | 5 % | 2,5 % | 7 % | 4,5 % | 6,5 % | 1,5 % |
| Sonderabfall | 6 % | 3,5 % | 8 % | 5,5 % | 7,5 % | 2,5 % |
| Ökotoxizität | 5 % | 8 % | 14 % | 11 % | 15 % | 16 % |

4.6 Verknüpfung der Einflußgrößen der Bewertung

Für eine Bilanzbewertung liegen nun die unterschiedlichen Einflußgrößen vor. Bei der Konzeption der Methode wurde für die Verknüpfung ein quantitatives Vorgehen gewählt, da die Ergebnisse der Wirkungsanalyse und auch die Gesamtbelastungsdaten für den Normalisierungsschritt numerische Werte sind. Eine Transformation von numerischen in qualitative Werte wurde vermieden, da dadurch Information und auch die Transparenz und Nachvollziehbarkeit verloren gehen könnte. Dies bedeutet aber nicht, daß durch den formalen Vorgang und das Arbeiten mit numerischen Größen die Ergebnisse objektiver sind. Bewertung ist immer mit normativen Urteilen verbunden, einerlei ob sie in verbal-argumentativer oder numerischer Form durchgeführt wird (vgl. Abschnitt 2.2). Im folgenden wird die quantitative Form auch deshalb gewählt, da es dadurch erheblich einfacher wird, sehr schnell und transparent Sensitivitätsanalysen durchzuführen.

Für folgende Wirkkategorien wurden Gewichtungsfaktoren entwickelt und Gesamtbelastungsdaten zusammengestellt:

- Treibhauseffekt,
- Ozonzerstörung,
- Versauerung,
- Eutrophierung,
- Ressourcen,
 - metallische Rohstoffe,
 - mineralische Rohstoffe,
 - Energie nicht regenerativ,
 - Energie regenerativ,
 - Wasser,
 - biotische Rohstoffe,
- Abfall,
 - Hausmüll/Produktionsabfall,
 - Sonderabfall und
- Ökotoxizität.

Für diese Kategorien wird im folgenden die Verknüpfung erläutert. In der hier vorgeschlagenen Methode sind diejenigen Umweltproblemfelder berücksichtigt worden, für die es einer besonderen Begründung bedarf, wenn sie nicht betrachtet werden. So ist beispielsweise die Nichtberücksichtigung der Kategorie Treibhauseffekt bei einer Ökobilanz zu begründen, um die Glaubwürdigkeit der Studie zu gewährleisten.

Bei der Bewertung von Produkten, Prozessen etc. mittels Ökobilanzen handelt es sich um ein multidimensionales Problem, bei dem mehrere Kriterien (Wirkkategorien) berücksichtigt werden sollen. In der Entscheidungstheorie sind einige Verfahren entwickelt worden, um mit dieser Problematik umzugehen und ein systematisches, nachvollziehbares Vorgehen zu gewährleisten (Pflügner 1989, S. 59ff).

Die Nutzwertanalyse ist ein solches Verfahren und bezieht implizit in die Entscheidungsfindung subjektive Gewichtungen ein (Rinza, Schmitz 1992; VDI 1991; Pflügner 1989; Baumann 1979; Bechmann 1988; Bechmann 1978; Zangemeister 1971). Wie man an der Literatur sieht, wurde diese Methode schon in den 70er Jahren entwickelt und über die Jahre weiter angepaßt (Bechmann 1980). Es gab aber immer wieder Kritiker dieser Methode, die ihr Scheingenauigkeit und Vortäuschung von Objektivität vorwarfen (vgl. beispielsweise Eekhoff, Heidemann, Strassert 1981; Cerwenka 1984). Im folgenden soll der theoretische Methodenstreit nicht vertieft werden, sondern das Interesse liegt auf den Anwendungsmöglichkeiten dieser Methode mit ihren Vor- und Nachteilen.

In der betrieblichen Anwendung wird die Nutzwertanalyse eingesetzt, wenn eine monetäre Bewertung nicht ausreicht, sondern andere Größen, die nicht oder nur schwer monetär ausgewiesen werden können, berücksichtigt werden sollen, beispielsweise Investitionsentscheidungen, Auswahl neuer Produkte, Personalbeurteilung etc. (Kreikebaum, Türck 1993; Baumann 1979). Auch in der öffentlichen Verwaltung wird die Methode der Nutzwertanalyse zur Bewertung von Maßnahmen empfohlen (Bundesministerium des Innern: Gemeinsames Ministerialblatt Nr. 37/1995, S. 761-780, Bonn 1995). Bei ökologischen Fragestellungen insbesondere in der Wasserwirtschaft und bei Umweltverträglichkeitsprüfungen wird die Nutzwertanalyse ebenso eingesetzt (Hübler 1993; Buck, Pflügner 1991; Mäding 1991; Rauschelbach 1988).

In Tabelle 73 sind die Arbeitsschritte einer Nutzwertanalyse (Rinza, Schmitz 1992) aufgeführt und dem vorgeschlagenen Verfahren bei der Bewertung von Ökobilanzen gegenübergestellt.

Entsprechend der Terminologie der Nutzwertanalyse ist die ökologische Bewertung von Alternativen das Gesamtziel von Ökobilanzen, das in ein Zielsystem mit Teilzielen (entsprechend den Wirkkategorien) untergliedert wird. Dabei sollte das Oberziel in nicht mehr als acht Teilziele aufgegliedert werden, um die Übersichtlichkeit und Handhabbarkeit zu gewährleisten (Rinza, Schmitz 1992).

Tabelle 73: Arbeitsschritte der Nutzwertanalyse

| Nutzwertanalyse (NWA) | Bewertung von Ökobilanzen |
|--|--|
| Problemformulierung | Zieldefinition |
| Zielsystem mit Zielkriterien $k_1 \dots k_j \dots k_m$ | Auswahl der Wirkkategorien, Abbildungsvorschriften |
| Alternativen $A_1 \dots A_i \dots A_n$ | Auswahl der zu bilanzierenden Objekten |
| Zielerträge k_{ij} | Ergebnis der Wirkungsanalyse (Potentiale, Mengen) |
| Zielkriterien-Gewichte $g_1 \dots g_j \dots g_m$ | Auswahl der Gewichtungsfaktoren |
| Zielwerte $e_{ij} = f(k_{ij})$ | Normalisierung auf die Gesamtbelastung bzw. -verbrauch |
| Teilnutzwerte $N_{ij} = e_{ij} * g_j$ (multiplikativ) | Verknüpfung der Einflußgrößen der Bewertung |
| Nutzwerte $N_i = \sum N_{ij}$ (additiv) | |
| Rangordnung der Alternativen | Aggregation zu einem Belastungsindex |
| Empfindlichkeitsprüfungen | Sensitivitätsanalysen |

Die Zielerträge der Alternativen entsprechen den Ergebnissen der Wirkungsanalyse. Die Transformation der Zielerträge zu Zielwerten erfolgt durch den Normalisierungsschritt. Das Vorgehen bei der Berechnung der Teilnutzwerte und den Nutzwerten für die Alternativen soll auf Ökobilanzen übertragen werden, dabei werden jedoch bei Ökobilanzen keine Nutzwerte, sondern vielmehr "Schadwerte" berechnet. Im folgenden soll gleichwohl die Terminologie Nutzwert weiterverwendet werden. Als Verknüpfungsvorschrift soll ein additives Verfahren benutzt werden, und die Gewichtungsfaktoren werden mit den normalisierten Ergebnissen der Wirkungsanalyse multipliziert (vgl. Tabelle 74):

$$\text{Umweltindex} = \sum_{i=1}^n w_i \cdot \frac{W_i}{B_i}$$

w: Gewichtungsfaktor für die jeweilige Kategorie i

W: Wirkpotential der jeweiligen Kategorie i

B: Gesamtbelastung in der jeweiligen Kategorie i.

Die Voraussetzung für die Zulässigkeit dieser additiven Verarbeitung sind kardinal interpretierbare Skalen (Bechmann 1978, S. 55), die durch die quantitative Abbildungsvorschriften der Wirkungsanalyse gewährleistet werden. Bei der gewählten linearen additiven Verknüpfung wird Substituierbarkeit implizit vorausgesetzt, d. h. ein geringes Treibhauspotential mit höherer Gewichtung kann ein hohes Versauerungspotential ausgleichen. Andere Verknüpfungsarten werden nicht verfolgt, da bei der Multiplikation eine Alternative, die z. B. kein Versauerungspotential besitzt, einen Gesamtindex gleich null hat, auch wenn sie in den anderen Kategorien Belastungen aufweist.

Die Verknüpfung der Gewichtungsfaktoren mit den Ergebnissen der Wirkungsanalyse erfolgt multiplikativ. Andere Möglichkeiten, wie z. B. das Ergebnis der Wir-

kungsanalyse mit den Gewichtungsfaktoren zu potenzieren, sind weniger üblich, da sie den Einfluß der gewählten Gewichtung im Endergebnis verstärken und werden daher nicht weiterverfolgt.

Tabelle 74: Beispiel für die nutzwertanalytische Verknüpfung

| Wirkkategorie | | Wirkpotential | Normalisierung | | Gewichtung | |
|---------------|----|---------------|----------------|----------|------------|----------|
| | | | N-Faktor | A (E-12) | G-Faktor | A (E-12) |
| Versauerung | kg | 0,25 | 6.176.000.000 | 40,5 | 18 | 729 |
| Eutrophierung | kg | 0,04 | 675.000.000 | 59,3 | 8 | 474 |
| Umweltindex | | | | | | 1203 |

In der folgenden Gleichung ist die Verknüpfung beispielhaft für zwei Wirkkategorien - Versauerung und Eutrophierung - durchgeführt worden:

$$\text{Umweltindex Produkt A} = 18 \cdot \frac{0,25 \text{ kg}}{6.176.000.000 \text{ kg}} + 8 \cdot \frac{0,04 \text{ kg}}{675.000.000 \text{ kg}} = 1.203 \text{ E}^{-12}$$

Diese nutzwertanalytische Vorgehensweise ermöglicht es, wenn gewünscht, ein aggregiertes Ergebnis zu erhalten, aber es bleibt nachvollziehbar, welche Annahmen einfließen und welche Kriterien berücksichtigt wurden. Außerdem ist es jederzeit möglich, die Aggregation wieder auf Einzelgrößen zurückzuführen.

Ein Vorteil der Nutzwertanalyse besteht darin, daß ein komplexes Bewertungsproblem strukturiert und auf überschaubare Kriterien reduziert wird. Dabei muß wiederum betont werden, daß das Ergebnis steht bzw. fällt mit der Auswahl der Bewertungskriterien und ihrer Gewichtung, d. h. die Nutzwertanalyse bietet eine formallogische Struktur an, um Bewertungsprozesse transparent und nachvollziehbar darzustellen, aber keine Lösung für die Wertungsproblematik. Dies muß immer wieder betont werden, da das Berechnen von Nutzwerten eine Objektivität vortäuschen kann, die angesichts der subjektiven Wahl der Kriterien und Gewichtungen nicht berechtigt ist.

In den vorhergehenden Abschnitten wurde dieser leere Rahmen zur Strukturierung von Bewertungsproblemen gefüllt und verschiedene Gewichtungsansätze aus übergeordneten Diskussionszusammenhängen abgeleitet. Dies ist notwendig, "weil in den meisten nutzwertanalytischen Verfahren dem Aspekt, daß in der Praxis ein mehrköpfiges Gremium bzw. verschiedene Gruppen mit unterschiedlichen Auffassungen die Entscheidungsfindung bestimmen, kaum Rechnung getragen wird" (Pflügner 1989, S. 103).

Das aggregierte Ergebnis soll als Grundlage für die Kommunikation und Interpretation dienen. Wichtig ist dabei, daß das Ziel der durchgeführten Bilanzbewertung weder eine eindimensionale Zahl noch ein einzelnes Ergebnis ist, sondern durch

Sensitivitätsbetrachtungen (vgl. Abschnitt 4.7) eine Zusammenstellung von Ergebnissen erfolgen soll, die simulativ ermitteln, wie unterschiedliche Schwerpunktsetzungen bei den einzelnen Wirkkategorien sich in der Auswahl der Alternativen niederschlagen. Die isolierte Darstellung einzelner Ergebnisse ist daher nicht sinnvoll.

Quantitative Darstellungen wie die Ergebnisse der Nutzwertanalyse suggerieren eine Objektivität und Genauigkeit der Ergebnisse, die meistens nicht gegeben ist. Dieser Weg der Bewertung wurde jedoch verfolgt, weil viele Einflußgrößen der Bewertung in quantitativer Form vorliegen, z. B. Gesamtbelastungsdaten, Wirkpotentiale, und die Transformation in eine verbale Umschreibung einen Verlust an Transparenz bedeuten kann. Eine Sensibilität für die berechneten Daten und ihre Aussagefähigkeit muß trotzdem vorhanden sein. Dafür gibt es jedoch keine allgemeine Vorgehensweise, da die Angemessenheit der Datenqualität stark von dem spezifischen Anwendungsfall abhängig ist. Wichtige Aspekte sind:

- Genauigkeit, Vollständigkeit und Repräsentativität der Daten und Datenquellen,
- Konsistenz und Reproduzierbarkeit der Methoden und der Daten,
- Grad der Unsicherheit bei den benutzten Daten und Annahmen.

Aussagen über die Datenqualität betreffen dabei die Ökobilanz insgesamt und müssen nach DIN/ISO in der abschließenden Interpretation berücksichtigt werden.

4.7 Ergebnisdarstellung und Verfahrensaspekte

Da nicht alle Umweltprobleme quantitativ erfaßt werden können (vgl. Abschnitt 4.2), die qualitativen Kategorien jedoch nicht vernachlässigt werden sollen, müssen diese dokumentiert und gegebenenfalls verbal-argumentativ bewertet werden. Als Ergebnis der Wirkungsanalyse können beispielsweise Stofflisten vorliegen, in denen problematische Stoffe aufgeführt und diskutiert werden (Herrchen et al. 1996). Diese Listen müssen sorgfältig dokumentiert und bei der abschließenden Interpretation berücksichtigt werden.

Des weiteren müssen für den speziellen Anwendungsfall benötigte Umweltproblembereiche, z. B. Flächenverbrauch bei Bilanzierung von nachwachsenden Rohstoffen, Geruch, Lärm etc., einbezogen werden.

Ebenso ist bei der Ergebnisdarstellung der Einfluß nicht erfaßter Wirkungen zu diskutieren. Durch die Schritte Wirkungsanalyse und Bilanzbewertung sollen die in der Sachbilanz ermittelten Daten aggregiert und leichter überschaubar und interpretierbar werden. Diese Verdichtung der Information bedeutet jedoch auch immer einen Verlust an Information. Deshalb ist es wichtig zu dokumentieren, welche Daten

nicht erfaßt worden sind. Dies ist ein iterativer Prozeß, d. h. es ist notwendig, immer wieder auf die Ergebnisse der Sachbilanz respektive der Wirkungsanalyse zurückzugreifen, um zu reflektieren, welche Informationen nicht einbezogen worden sind und welchen Einfluß sie haben.

Die Darstellung der Ergebnisse kann einmal differenziert nach Wirkkategorien erfolgen (vgl. Abbildung 11) oder differenziert nach Abschnitten im Lebensweg, d. h. Teilbilanzen (Transport, Gebrauch etc.), wie in Abbildung 12 dargestellt. Die Analyse nach Abschnitten im Lebensweg ist hilfreich, um festzustellen, wo die Umweltbelastungen entstehen. Für diese Bereiche können dann Verbesserungspotentiale aufgezeigt werden.

Eine solche Ergebnisdarstellung soll durch Sensitivitätsanalysen ergänzt werden, die die Aufgabe haben, die Stabilität der Ergebnisse gegenüber Schwankungen der Einflußgrößen zu untersuchen. Sie haben in der Methodik einen hohen Stellenwert und sollen vor falschen und einseitigen Interpretationen bewahren, indem die möglichen Einflüsse und Spannweiten der gewählten Größen auf das Ergebnis aufgezeigt werden. Änderungen in der Gesamtbewertung können aufgezeigt werden, die sich aus der Variation

- der zugrundegelegten Gesambelastungsdaten (Normalisierung),
 - der Gewichtungen der einzelnen Wirkkategorien und
 - der Ergebnisse der Wirkungsanalyse
- ergeben.

Abbildung 11: Darstellung differenziert nach Wirkkategorien

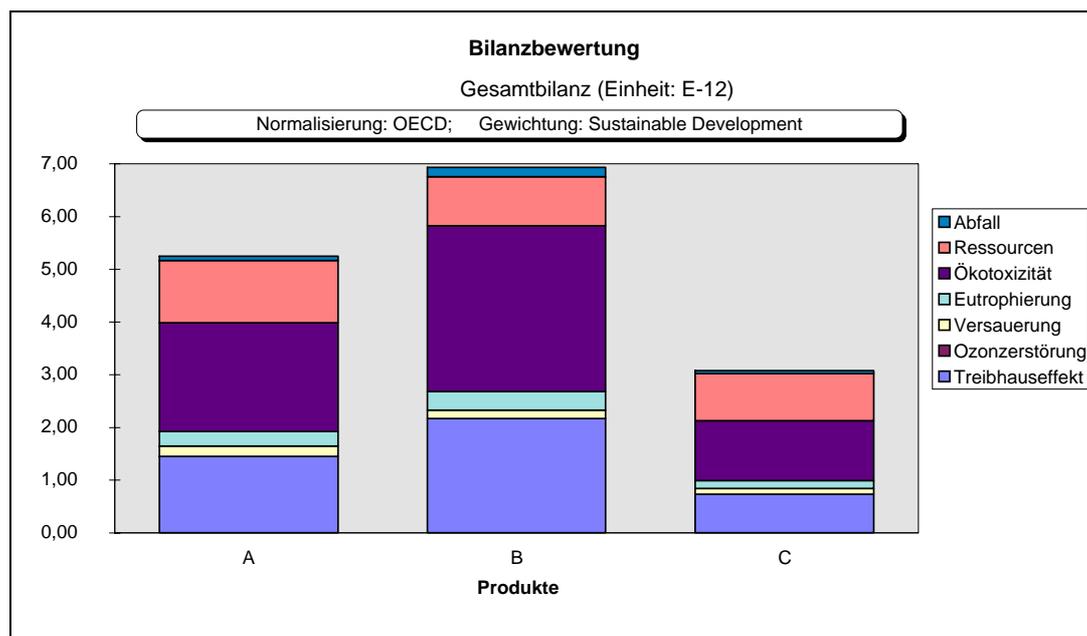
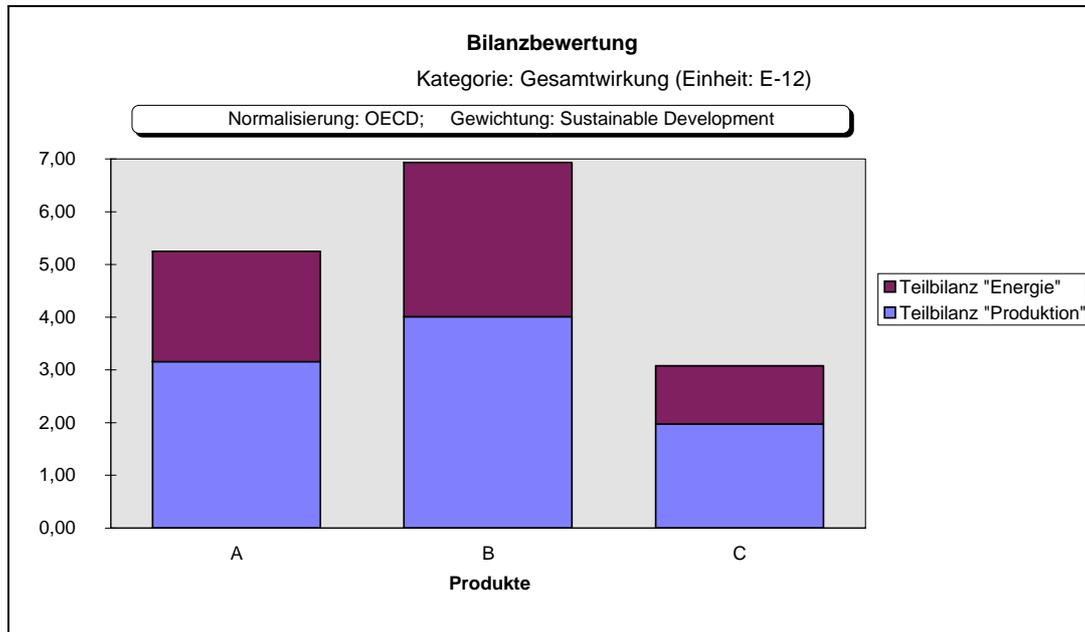


Abbildung 12: Darstellung differenziert nach Teilbilanzen



Im folgenden werden die einzelnen Möglichkeiten von Sensitivitätsbetrachtungen näher erläutert.

Einfluß der Normalisierung

Wie bereits ausgeführt, ist das Ergebnis der Normalisierung abhängig von dem betrachteten Referenzraum. Je nach gewähltem Bezugsraum kann sich zwischen den Wirkkategorien das Größenverhältnis ändern. In Tabelle 75 sind die Belastungsgrößen der EU und der OECD zu denen der BRD in Relation gesetzt worden. Zur Information ist auch die Bevölkerungsrelation mit angegeben. Deutlich wird, daß die Gesamtbelastung der EU bei den meisten Kategorien drei bis viermal größer ist und nur bei der Ozonerstörung deutlich abweicht (Verhältnis 1:78). Bei der Nebeneinanderstellung der Gesamtbelastungsdaten von BRD und OECD ist das Bild nicht mehr ganz so einheitlich. Die Gesamtbelastung in den einzelnen Wirkkategorien der OECD liegen im Vergleich zu den deutschen Daten um das neun- bis fünfundzwanzigfache höher. Auch hier ist es bei der Ozonerstörung am höchsten (Verhältnis 1:269). Um den Einfluß dieser unterschiedlichen Verhältnisse abschätzen zu können, ist es notwendig, bei fest gewählter Gewichtung die Normalisierungsdaten zu variieren.

Tabelle 75: Vergleich der Normalisierungsgrößen

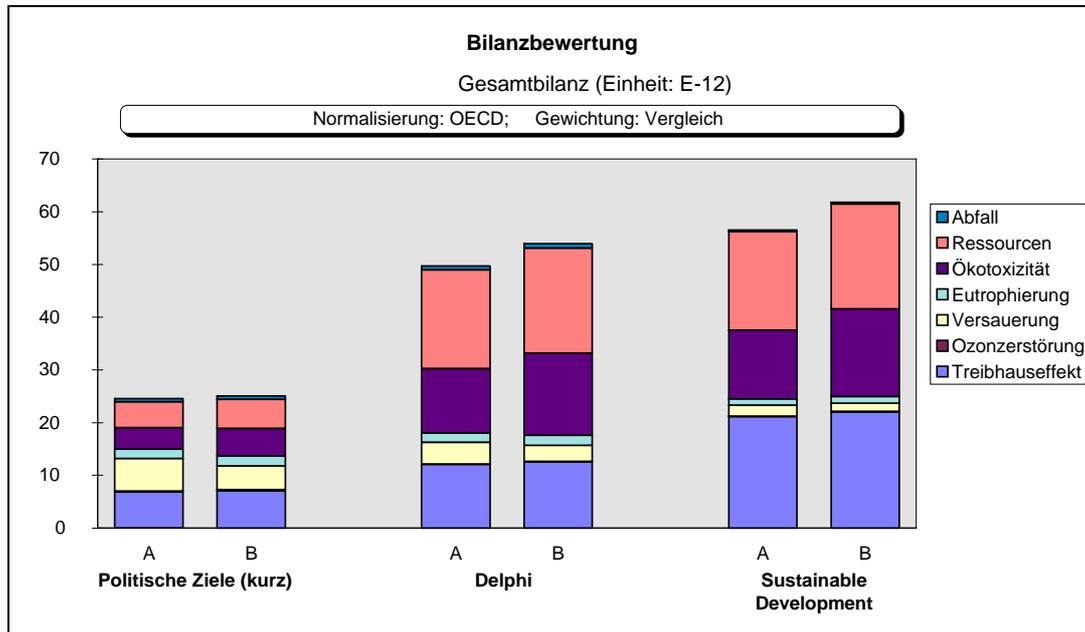
| Wirkkategorien | Einheit | BRD | EU | OECD | BRD | EU | OECD |
|--------------------------------|---------------------|------------|-------------|-------------|-----|------|------|
| Einwohner (1994) | | 81.410.000 | 349.097.000 | 972.320.000 | 1 | 4,3 | 11,9 |
| Treibhauseffekt | kt | 1.114.598 | 4.147.661 | 13.963.069 | 1 | 3,7 | 12,5 |
| Ozonerstörung | kt | 1 | 79 | 269 | 1 | 78,6 | 269 |
| Versauerung | kt | 6.176 | 31.292 | 77.157 | 1 | 5,1 | 12,5 |
| Eutrophierung | kt | 675 | 4.207 | 9.490 | 1 | 6,2 | 14,1 |
| Ökotoxizität (Luft)* | kt | 26.740 | 97.334 | 347.620 | 1 | 3,6 | 13 |
| Ökotoxizität (Wasser)* | kt | 4.034 | 14.684 | 52.436 | 1 | 3,6 | 13 |
| Ressourcen | | | | | | | |
| metall. Rohstoffe | kt | 38.912 | 142.303 | 360.000 | 1 | 3,7 | 9,3 |
| mineral. Rohst.* | kt | 604.868 | 2.201.720 | 7.863.284 | 1 | 3,6 | 13 |
| Energie nicht regenerativ | TJ | 13.818.000 | 50.693.481 | 178.047.857 | 1 | 3,7 | 12,9 |
| Energie regenerativ | TJ | 308.000 | 665.994 | 5.698.235 | 1 | 2,2 | 18,5 |
| Wasser (mit Kühlwasser) | Mio. m ³ | 46.300 | 249.900 | 944.000 | 1 | 5,4 | 20,4 |
| Wasser (ohne Kühlwasser)* | Mio. m ³ | 17.500 | 63.700 | 227.500 | 1 | 3,6 | 13 |
| biotische Rohstoffe* | kt | 205.957 | 749.683 | 2.677.441 | 1 | 3,6 | 13 |
| Abfall | | | | | | | |
| Hausmüll/ Produktionsabfall | kt | 120.937 | 437.606 | 1.925.000 | 1 | 3,6 | 15,9 |
| Sonderabfall | kt | 9.022 | 27.782 | 237.388 | 1 | 3,1 | 26,3 |

* Werte sind für den Bezugsraum EU und OECD extrapoliert worden.

Einfluß von unterschiedlichen Gewichtungen

Wichtiger Bestandteil der entwickelten Methode sind die unterschiedlichen Gewichtungsfaktoren, um eine breite Palette der in der Gesellschaft vorhandenen Wertpräferenzen abzudecken. Mit Sensitivitätsanalysen kann nun untersucht werden, welchen Einfluß die gewählten Gewichtungsfaktoren haben und ob und wie stark sich das Ergebnis bei einem anderen Set von Gewichtungen verändert. So sieht man in Abbildung 13, daß das Produkt A bei den Gewichtungen nach dem Leitbild Sustainable Development und der Delphi-Umfrage leichte Vorteile besitzt. Dies ist nicht mehr gegeben, wenn die Gewichtung "Politische Ziele" gewählt wird. Diese Stabilitätsuntersuchungen können die Diskussion erleichtern und Fragen "was wäre, wenn" beantworten helfen. Durch den Einbau fallspezifisch entwickelter Gewichtungsfaktoren können auch Break-even-point-Betrachtungen durchgeführt bzw. eigene Präferenzen und Gewichtungsvorschläge eingebracht werden. Wichtig ist jedoch, daß diese Vorschläge begründet werden können und auch für Außenstehende nachvollziehbar und annehmbar sind.

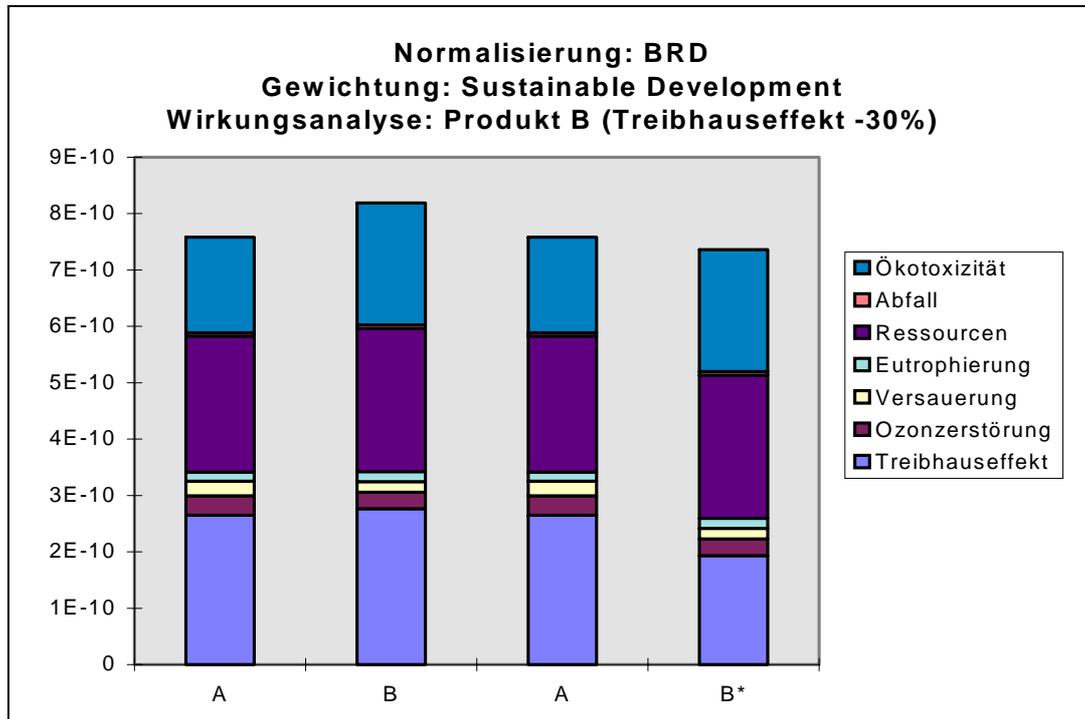
Abbildung 13: Sensitivitätsbetrachtung bei unterschiedlicher Gewichtung



Einfluß der Ergebnisse der Wirkungsanalyse

Durch den Schritt Wirkungsanalyse erfolgt eine Verdichtung der in der Sachbilanz erhobenen Daten. Dies ist einerseits erwünscht, bedeutet gleichzeitig aber einen Informationsverlust. Vor allem Annahmen unter Unsicherheiten, Vereinfachungen, Nichtberücksichtigung etc. müssen ausreichend während der Arbeitsschritte einer Ökobilanz dokumentiert werden, damit gegebenenfalls der Einfluß auf die Ergebnisse der Bilanzbewertung nachgeprüft werden kann. Deshalb sieht die Methodik auch Sensitivitätsanalysen im Bereich der Wirkpotentiale vor. Beispielsweise kann für ein Wirkpotential, bei dem vermutet wird, daß es um ca. 20 % zu hoch angenommen wurde, der Wert verändert und damit der Einfluß dieser Spannbreite auf das Ergebnis bei festen Gewichtungsfaktoren und Normalisierungsgrößen untersucht werden. In Abbildung 14 ist für das Produkt B angenommen worden, daß die Fehlerquellen bei der Kategorie Treibhauseffekt auch ein um 30 % niedrigeres Ergebnis zulassen (Variante B*). Deutlich wird, daß durch diese Annahme sich die Ergebnisse von Produkt A und Produkt B* verschieben.

Abbildung 14: Sensitivitätsbetrachtung bei dem Ergebnis der Wirkungsanalyse



Da die internationalen und nationalen Standardisierungsbemühungen im Bereich der Bilanzbewertung erst am Anfang stehen und es noch keine endgültigen Verfahrensvorschläge gibt, soll im folgenden der Stand der Diskussion innerhalb der wichtigsten Gremien bzw. Organisationen wiedergegeben und die wichtigsten Verfahrensaspekte daraus abgeleitet werden. Berücksichtigt werden die Überlegungen von

- ISO (International Organization for Standardization),
- DIN (Deutsches Institut für Normung),
- SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry) und
- UBA (Umweltbundesamt).

ISO

Für den Bereich "Life cycle assessment" liegen im Rahmen der ISO das Grundsatzpapier ISO 14 040 (DIN 1997a) und die ISO-Richtlinie 14 041 zur Sachbilanz (ISO 1998a) vor. In ISO 14 040 "Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework" wird vage der Rahmen für die Durchführung einer Ökobilanz abgesteckt. Für den Bereich Bilanzbewertung wird festgehalten, daß es sich um einen inhärenten subjektiven Schritt handelt und daher die Transparenz gewährleistet sein muß und auch die Annahmen ausführlich beschrieben und dargestellt werden sollen.

In einem Entwurf zu ISO 14 042 "Environmental management - Life cycle assessment - Life cycle impact assessment" (ISO 1998b) setzt sich das Impact Assessment aus folgenden Schritten zusammen:

- Auswahl und Definition der Wirkkategorien,
- Klassifizierung,
- Charakterisierung,
- und Bewertung (Weighting).

Es ist festgehalten, daß die Bewertung ein optionaler Schritt ist und auf subjektiven Urteilen basiert, auch wenn sie von Experten durchgeführt wird. Als eine Möglichkeit zur Analyse der Ergebnisse der Wirkpotentiale wird die Normalisierung (normalisation) genannt - allerdings ohne Nennung des zu benutzenden Referenzraumes. Der Schritt Bewertung innerhalb des "Impact Assessment" wird explizit abgegrenzt von der mehr allgemeinen Auswertung und Evaluation in dem ISO-Entwurf 14 043 "Interpretation" (ISO 1998c). Bewertung als Gewichtung und Priorisierung der Wirkkategorien kann laut dem Entwurf in manchen Studien sinnvoll sein, während in anderen eine Bewertung unangemessen ist. Dies muß von Fall zu Fall entschieden werden und ist abhängig von dem Ziel und dem Umfang der einzelnen Studien. Wegen des subjektiven Charakters der Bewertung ist es notwendig, die Methodik und die einzelnen Schritte sorgfältig zu dokumentieren, um die Transparenz zu gewährleisten. Auch sollen die Ausgangsdaten bei Veröffentlichungen zur Verfügung gestellt werden. Die Notwendigkeit von Sensitivitätsanalysen und ihre Dokumentation werden in dem Entwurf betont. Bei der Dokumentation müssen die Einschränkungen, Unsicherheiten und Datenlücken angesprochen werden. Da es sich bei dem Papier noch um einen Entwurf handelt, können nur begrenzt Hilfestellungen und Anregungen für die Durchführung einer Bilanzbewertung gezogen werden. Dies sind:

- Sorgfältige Trennung in die Einzelschritte des "Impact Assessment",
- Genaue Dokumentation der verwendeten Methoden, Daten und Annahmen,
- Durchführung und Dokumentation von Sensitivitätsanalysen und
- Überprüfung der Angemessenheit der angewandten Methodik.

DIN

Analog zu den Arbeiten auf internationaler Ebene finden auch auf nationaler Ebene Bemühungen zur Standardisierung statt. Der Normenausschuß Grundlagen des Umweltschutzes (NAGUS) ist das zuständige Arbeitsgremium des DIN für die fachgebietsübergreifende Grundlagennormung im Bereich des Umweltschutzes. Zu den Hauptarbeitsgebieten gehören Umweltmanagement/Umweltaudit, Ökobilanzen, umweltbezogene Kennzeichnungssysteme sowie die Umweltleistungsbewertung.

Eine Besonderheit in der Diskussion in Deutschland ist es, daß der Schritt Bilanzbewertung als eigenständiger Teil in einer Ökobilanz gesehen wird (UBA 1995a), während in der internationalen Diskussion wie bereits erwähnt, die Bewertung als letzter Schritt des "Impact Assessment" erfolgt. Bilanzbewertung wird immer dann als erforderlich angesehen, wenn Umweltzielkonflikte beim Vergleich von zwei oder mehreren Optionen auftreten.

Von DIN wurde zusätzlich eine Norm zu einem Standardberichtsbogen von Ökobilanzen veröffentlicht (DIN 1998), und es existiert ein Entwurf zur Verwendung von Produkt-Ökobilanzen in Marketing, Werbung und Öffentlichkeitsarbeit (DIN 1997b).

SETAC

Innerhalb der SETAC haben sich Personen und Institutionen zusammengeschlossen, die sich mit Umweltproblemen beschäftigen. Seit 1990 gibt es bei der SETAC Arbeiten zum "Life Cycle Assessment". Auch bei den Vorschlägen der SETAC ist der Schritt Normalisierung und Bilanzbewertung ein optionaler Schritt (Lindeijer 1996). Herausgestrichen wird auch der subjektive Charakter der Bewertung und daher die Forderung der Transparenz und Nachvollziehbarkeit, d. h. die Bewertung soll explizit erfolgen mit der Angabe der getroffenen Werturteile.

UBA

Durch die Vergabe dreier Forschungsprojekte zur Methodenentwicklung und Dokumentation von Ökobilanzen hat das Umweltbundesamt den Dialog weitergeführt (UBA 1995a, b, c). Für die Bewertung wird ein zweistufiges Vorgehen vorgeschlagen, in dem zuerst die Ergebnisse der Wirkungsanalyse ins Verhältnis gesetzt werden zur jeweiligen Belastungssituation (Normalisierung: spezifischer Beitrag) und dann die ökologische Bedeutung der Wirkkategorie festgelegt wird (vgl. Abschnitt 3.1.3.3). Auch hier werden die Transparenz und Nachvollziehbarkeit und die detaillierte Dokumentation des Verfahrens mit getroffenen Werturteilen und Beteiligten hervorgehoben. Für diese Dokumentation wurde in einem anderen Forschungsprojekt (UBA 1995b) ein Standardberichtsbogen, der mittlerweile als DIN-Norm veröffentlicht (DIN 1998) wurde, erarbeitet, in dem für die Bilanzbewertung folgende Fragen entwickelt wurden:

- Wurde eine Bewertung der Daten vorgenommen?
- In welcher Weise erfolgte die Bewertung der Daten?
- Fragen zu Teilaggregation der Ergebnisse,
- Nach welcher Methode wurde eine Aggregation durchgeführt?
- Wurden neben ökologischen auch andere Aspekte zur Bewertung herangezogen?

Außerdem wurde vom UBA ein Projekt initiiert mit der Aufgabe, eine konsensfähige Bewertungsmethode zu entwickeln, dabei wird das Projektteam von einer Arbeitsgruppe unterstützt, in der relevante gesellschaftliche Gruppen (Industrie, Experten, Verbände) beteiligt werden. Seit Mitte 1996 läuft dieses Projekt. Mit Ergebnissen ist jedoch erst Mitte bzw. Ende 1998 zu rechnen. Es ist aber absehbar, daß der Einigungsprozeß sehr mühsam ist und das Ziel, sich auf eine Bewertungsmethode zu verständigen, vorerst nicht erreicht wird (Neitzel 1998).

Da wie gezeigt die Diskussion um Standardisierung und Verfahrensaspekte bei der Bilanzbewertung erst am Anfang stehen, können aus den bisherigen Diskussionen nur grobe Hinweise und Anregungen gezogen werden. Als Fazit aus dem Überblick sind folgende Punkte hervorzuheben:

- klare Trennung zwischen den einzelnen Arbeitsschritten der Ökobilanz,
- subjektiver Charakter der Bilanzbewertung,
- Trennung zwischen Bilanzbewertung, Interpretation und Entscheidungsfindung,
- Bilanzbewertung (Normalisierung und Gewichtung) ist ein optionaler Schritt,
- Bilanzbewertung ist sinnvoll bei Umweltzielkonflikten,
- eventuelle Beteiligung von Interessensgruppen (Bilanzbewertung als Input für den Diskussionsprozeß),
- offener Bewertungsprozeß (Transparenz, Nachvollziehbarkeit, Dokumentation des Weges, wie man zum Ergebnis gekommen ist, nicht nur Ergebnisdarstellung) und
- Durchführung von Sensitivitätsanalysen.

Durch die hier entwickelte Methodik mit den Bausteinen

- Normalisierungsdaten,
- vier Sets an Gewichtungsfaktoren,
- der Verknüpfung durch die Nutzwertanalyse und
- Sensitivitätsanalysen

werden die oben genannten Verfahrensaspekte bzw. der Stand der Diskussion bei Ökobilanzen berücksichtigt, unterschiedliche Wertpräferenzen und ihre Auswirkung auf das Ergebnis einbezogen.

Die Methodik ist als Anleitung zu verstehen, die eine Bewertung strukturiert, um eine Diskussion zu erleichtern und wesentliche Konsens- und Dissenspunkte herauszuarbeiten. Man muß jedoch bedenken, daß bei diesem Ansatz das Entscheidungsproblem nicht gelöst wird und die Frage, wer letztlich das "Sagen" hat, offen

bleibt. Dies ist auch nicht die Aufgabe einer wissenschaftlichen Arbeit, sondern obliegt der gesellschaftlichen Auseinandersetzung.

In dem nächsten Kapitel sollen Anwendungsbeispiele die Praktikabilität der Methodik aufzeigen.

5 Überprüfung an Beispielen

Im folgenden sollen an Hand von Beispielen die entwickelte Anleitung zur Bewertung in Ökobilanzen verdeutlicht und die Vorgehensweise erläutert werden. In dem ersten Beispiel werden die Daten der Sachbilanz der Produktion der wichtigsten Tenside, die gegenwärtig in Europa in Waschmitteln eingesetzt werden, benutzt (Stalmans et al. 1995). In dem zweiten Beispiel werden die Daten aus einem Vergleich von Fensterkonstruktionen aus verschiedenen Rahmenmaterialien verarbeitet (Richter et al. 1996). Beide Studien sind Sachbilanzen. Die Wirkungsanalyse wurde vom Fh-IUCT durchgeführt (Walz et al. 1996a; Keller et al. 1996; Herrchen et al. 1996). Für die leichtere und schnellere Durchführung der Bewertung wurde auf ein EDV-Instrument zurückgegriffen, das im Rahmen eines Forschungsprojekts der Fraunhofer-Gesellschaft entwickelt wurde (Stahl et al. 1997). Die verwendeten Daten des EDV-Instruments beruhen auf den in Kapitel 4 entwickelten Gewichtungsfaktoren und Normalisierungsgrößen.

5.1 Tenside

Ausgangspunkt ist eine Sachbilanz über die Produktion der wichtigsten Tenside, die gegenwärtig in Europa in Waschmittel eingesetzt werden. Die Sachbilanz wurde durch die europäische LCI-Surfactant Study Group (CEFIC/ECOSOL) und Franklin Associates Ltd. erstellt (Stalmans et al. 1995).

Da eine allgemeine Ersetzbarkeit der Tenside nicht möglich ist (Stalmans et al. 1995, S. 90), wurde die Gruppe der Fettalkohlsulfate (AS) ausgewählt, bei denen ein Vergleich bei gleicher funktioneller Einheit (1.000 kg Tensid) möglich ist. Die Sachbilanzdaten dreier Fettalkohlsulfate - ein petrochemisches (AS-PC) und zwei oleochemische Fettalkohlsulfate AS-PKO (palm kernel oil) und AS-CNO (coconut oil) - wurden weiterverarbeitet und eine Wirkungsanalyse durchgeführt (Keller et al. 1996; Lepper et al. 1997). Die Ergebnisse sind in Tabelle 76 wiedergegeben.

Sichtbar ist, daß keine Alternative in allen Wirkkategorien besser ist und daher aus der Wirkungsanalyse keine eindeutigen Aussagen gewonnen werden können. Während für Schwachstellenanalysen bzw. für die Produktentwicklung Entscheidungen auf dieser Ebene möglich sind, benötigen andere Entscheidungssituationen Unterstützung bei einer Priorisierung und eine höhere Aggregation.

Tabelle 76: Ergebnisse der Wirkungsanalyse am Beispiel Tenside

| Wirkkategorie | AS-PC | AS-CNO | AS-PKO | Einheit |
|---------------------------|---------|--------|---------|---------------------------------|
| Treibhauseffekt | 2.614,7 | 1.186 | 1.801,3 | CO ₂ -Äquivalente kg |
| Ozonzerstörung | | | | R11-Äquivalente kg |
| Versauerung | 37,5 | 18,7 | 20 | SO ₂ -Äquivalente kg |
| Eutrophierung | 2,7 | 2,9 | 1,61 | PO ₄ -Äquivalente kg |
| Ökotoxizität (Luft) | 74,7 | 31 | 37,8 | Wirkfrachtpotential kg |
| Ökotoxizität (Wasser) | 1,68 | 1 | 1,33 | Wirkfrachtpotential kg |
| Ressourcen | | | | |
| metall. Rohstoffe | | | | kg |
| mineralische Rohstoffe | 226,0 | 224,0 | 265,6 | kg |
| Energie nicht regenerativ | 70.940 | 21.800 | 24.500 | MJ |
| Energie regenerativ | 407,1 | 42.560 | 33.170 | MJ |
| Wasser (mit Kühlwasser) | 8 | 5 | 6 | m ³ |
| Biotische Rohstoffe | | 305 | 448 | kg |
| Abfall | | | | |
| Hausmüll/Produktionsabf. | 81,3 | 69,3 | 87,9 | kg |
| Sonderabfall | | | | kg |

Tabelle 77: Ergebnis der Normalisierung (OECD) am Beispiel Tenside

| Wirkkategorie | AS-PC | AS-CNO | AS-PKO | Einheit |
|----------------------------|--------|----------|----------|--------------------------------------|
| Treibhauseffekt | 187,26 | 84,94 | 129,00 | E-12 CO ₂ -Äquivalente kg |
| Ozonzerstörung | | | | E-12 R11-Äquivalente kg |
| Versauerung | 486,02 | 242,36 | 259,21 | E-12 SO ₂ -Äquivalente kg |
| Eutrophierung | 284,51 | 305,58 | 169,65 | E-12 PO ₄ -Äquivalente kg |
| Ökotoxizität (Luft) | 214,89 | 89,18 | 108,74 | E-12 Wirkfrachtpotent. kg |
| Ökotoxizität (Wasser) | 32,04 | 19,07 | 25,36 | E-12 Wirkfrachtpotent. kg |
| Ressourcen | | | | |
| metall. Rohstoffe | | | | E-12 kg |
| mineralische Rohstoffe | 28,74 | 28,49 | 33,78 | E-12 kg |
| Energie nicht regener. | 398,43 | 122,44 | 137,60 | E-12 MJ |
| Energie regenerativ | 71,44 | 7.468,98 | 5.821,10 | E-12 MJ |
| Wasser (m. Kühlwasser) | 8,47 | 5,30 | 6,36 | E-12 m ³ |
| Biotische Rohstoffe | | 113,91 | 167,32 | E-12 kg |
| Abfall | | | | |
| Hausmüll/Produktionsabfall | 42,23 | 36,00 | 45,66 | E-12 kg |
| Sonderabfall | | | | E-12 kg |

Für den Schritt der Normalisierung wird der Bezugsraum der OECD gewählt, da die Lebenswegabschnitte geographisch eher diesem Bezugsraum zuzuordnen sind. Die Ergebnisse sind in Tabelle 77 zu sehen. Deutlich wird die z. T. um Zehnerpotenzen

unterschiedliche Differenz in dem Beitrag der einzelnen Wirkkategorien zur Gesamtbelastung.

Abbildung 15: Bilanzbewertung am Beispiel Tenside

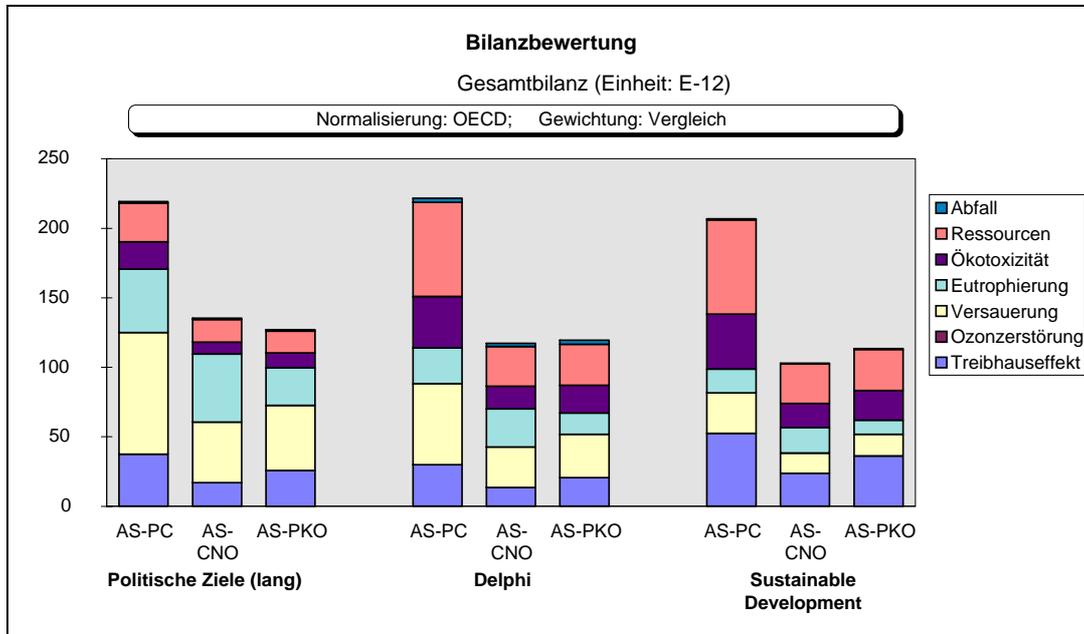
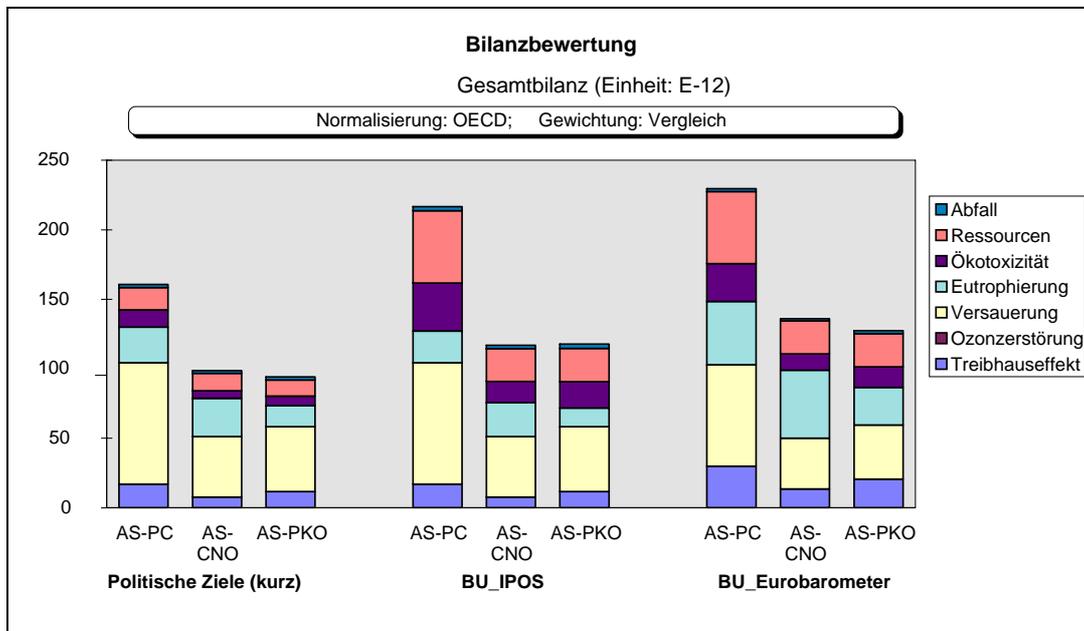


Abbildung 16: Bilanzbewertung am Beispiel Tenside



In Abbildung 15 und Abbildung 16 ist eine Gewichtung mit den in Kapitel 4 abgeleiteten Gewichtungsfaktoren durchgeführt worden. Dabei wurde auf der Ordinate

der berechnete "Schadwert" aufgetragen. In allen sechs Fällen schneiden die Fettsäurealkoholsulfate auf Basis oleochemischer Stoffe besser ab. Der Unterschied zwischen AS-CNO und AS-PKO ist nicht evident.

Bei allen Gewichtungsversionen außer dem Leitbild Sustainable Development ist der Anteil der Wirkkategorie Versauerung am Gesamtergebnis sehr hoch. In dieser Kategorie hat das auf petrochemischer Basis hergestellte Fettsäurealkoholsulfat das höchste Wirkpotential. Auch die hohe Gewichtung - mit Ausnahme der politischen Ziele - des Ressourcenverbrauchs und hier insbesondere der nicht regenerativen Energieverbrauch bewirkt, daß die petrochemische Alternative deutlich schlechter ausfällt. Die Vorteilhaftigkeit der beiden oleochemischen Optionen schwankt je nach Gewichtungssatz.

Durch die graphische Darstellung und die Zusammenstellung der unterschiedlichen Gewichtungen kann schnell und einfach eine Grundlage für eine Diskussion geschaffen werden. Schlußfolgerungen über die Stabilität der Ergebnisse können gezogen und Unterschiede der Alternativen aufgezeigt werden. Dabei kommt es nicht auf genaue Zahlenangaben an, sondern auf Tendenzaussagen. Außerdem kann von einem aggregierten Ergebnis auf Verbesserungspotentiale geschlossen werden - beispielsweise die Analyse des hohen Versauerungspotentials.

5.2 Fenster

Die Grundlage für die Bewertung ist die Sachbilanz eines Vergleiches von Aluminium- und Stahlfensterkonstruktionen. Die funktionelle Einheit ist ein zweiflügeliges Fenster mit Rahmenabmessungen 1,65 m * 1,3 m. Alle wesentlichen Baukomponenten (mit Ausnahme der Verglasung) inklusive Unterhalt, Rückbau und Transporte werden in der Sachbilanz ausgewiesen (Richter et al. 1996). Wichtige Daten der Fensterkonstruktionen sind in Tabelle 78 zusammengestellt.

Tabelle 78: Vergleich Aluminium- und Stahlfensterkonstruktion

| Fenstertyp | Wärmedurchgangskoeffizient | Masse | Recyclinganteil |
|---------------------|----------------------------|----------|-----------------|
| Aluminiumfenster 10 | 1,9 W/m ² K | 39,65 kg | 35 % |
| Stahlfenster 10 | 1,8 W/m ² K | 75,1 kg | 40 % |

Die Ergebnisse der Wirkungsanalyse sind in Tabelle 79 zusammengefaßt. Auch hier sind die Ergebnisse nicht eindeutig, und es ist schwer abzuwägen, welche Bedeutung ein Versauerungspotential von 2,63 kg SO₂-Äquivalente gegenüber einem Treibhauspotential von 1.100 kg CO₂-Äquivalente hat.

Tabelle 79: Ergebnisse der Wirkungsanalyse am Beispiel Fenster
(Walz et al. 1996a)

| Wirkkategorie | Alu-Konstruktion | Stahl-Konstruktion | Einheit |
|---------------------------|------------------|--------------------|---------------------------------|
| Treibhauseffekt | 1.055 | 1.100 | CO ₂ -Äquivalente kg |
| Ozonzerstörung | 1,57E-04 | 1,34E-04 | R11-Äquivalente kg |
| Versauerung | 2,63 | 1,93 | SO ₂ -Äquivalente kg |
| Eutrophierung | 0,19 | 0,2 | PO ₄ -Äquivalente kg |
| Ressourcen | | | |
| metall. Rohstoffe | 28,8 | 60,8 | kg |
| mineralische Rohstoffe | 14,7 | 46,7 | kg |
| Energie nicht regenerativ | 18.910 | 19.750 | MJ |
| Energie regenerativ | 1.328 | 671 | MJ |
| Wasser | 3,42 | 9,71 | m ³ |
| Biotische Rohstoffe | 1,12 | 9,72 | kg |
| Abfall | | | |
| Siedlungsabfall | 3,74 | 7,4 | kg |
| Sonderabfall | 1,91 | 1,91 | kg |
| Ökotoxizität (Luft) | 8,37 | 5,13 | Wirkfrachtpotential kg |
| Ökotoxizität (Wasser) | 3,01 | 4,68 | Wirkfrachtpotential kg |

Für den Schritt der Normalisierung wurde der Bezugsraum BRD gewählt. Die Ergebnisse sind in Tabelle 80 zu sehen. Nach der Normalisierung sieht man beispielsweise, daß das Treibhauspotential und das Versauerungspotential in der gleichen Größenordnung (10er Potenzen) liegen, obwohl die Ergebnisse der Wirkungsanalyse eine andere Einschätzung suggerierten.

Tabelle 80: Ergebnis der Normalisierung (BRD) am Beispiel Fenster

| Wirkkategorie | Alu-Konstruktion | Stahl-Konstruktion | Einheit |
|---------------------------|------------------|--------------------|--------------------------------------|
| Treibhauseffekt | 946,80 | 986,81 | E-12 CO ₂ -Äquivalente kg |
| Ozonzerstörung | 157,00 | 134,00 | E-12 R11-Äquivalente kg |
| Versauerung | 425,84 | 312,50 | E-12 SO ₂ -Äquivalente kg |
| Eutrophierung | 274,07 | 296,30 | E-12 PO ₄ -Äquivalente kg |
| Ökotoxizität (Luft) | 313,01 | 191,85 | E-12 Wirkfrachtpotential kg |
| Ökotoxizität (Wasser) | 746,25 | 1.160,28 | E-12 Wirkfrachtpotential kg |
| Ressourcen | | | |
| metall. Rohstoffe | 740,13 | 1.562,50 | E-12 kg |
| mineralische Rohstoffe | 24,30 | 77,21 | E-12 kg |
| Energie nicht regenerativ | 1.368,50 | 1.429,30 | E-12 MJ |
| Energie regenerativ | 4.312,99 | 2.179,55 | E-12 MJ |
| Wasser | 195,43 | 554,86 | E-12 m ³ |
| Biotische Rohstoffe | 5,44 | 47,19 | E-12 kg |
| Abfall | | | |
| Hausmüll/Produktionabfall | 30,93 | 61,19 | E-12 kg |
| Sonderabfall | 211,70 | 211,70 | E-12 kg |

Abbildung 17 und Abbildung 18 zeigen den Vergleich der unterschiedlichen Gewichtungen. Deutlich wird, daß der Unterschied zwischen den Varianten nicht evident ist, ganz gleich, welche Gewichtung gewählt wird.

Abbildung 17: Bilanzbewertung am Beispiel Fenster

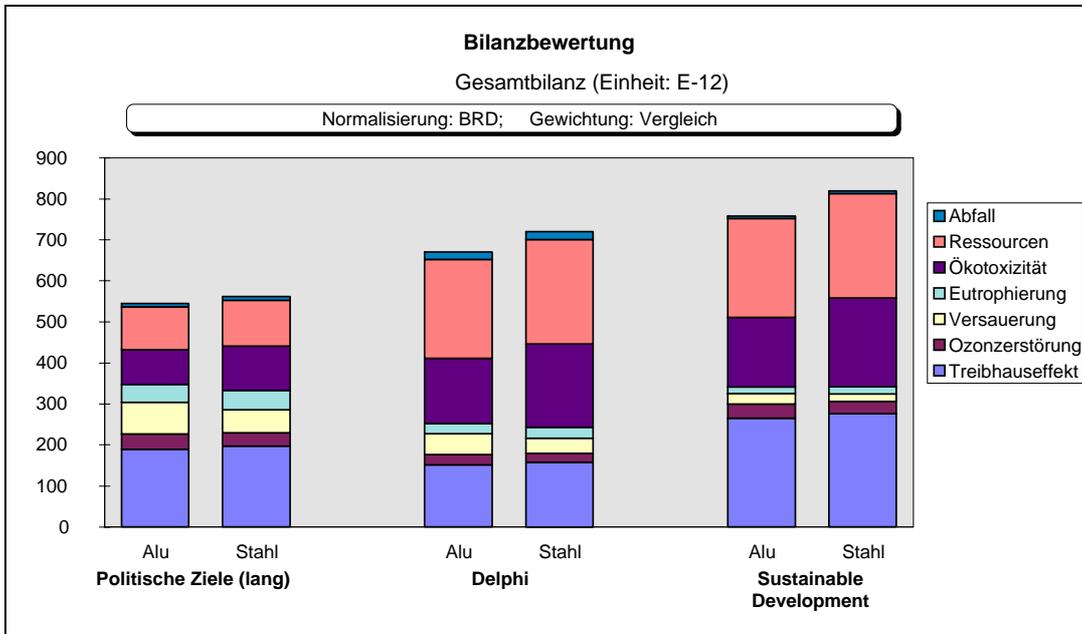
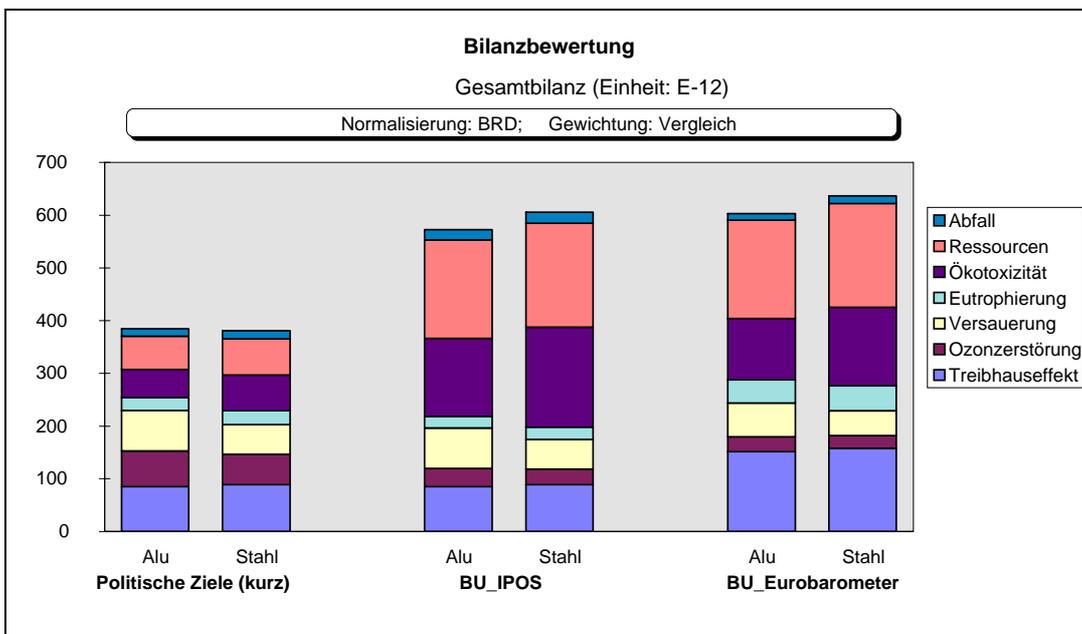


Abbildung 18: Bilanzbewertung am Beispiel Fenster



Die Beispiele haben gezeigt, daß die in der Arbeit entwickelte Methodik Unterstützung bei der Bewertung bietet und aufzeigt, welche Einflüsse die unterschiedlichen Gewichtungsfaktoren auf das Endergebnis haben, ob die Ergebnisse stabil bleiben oder kippen, ob die Unterschiede zwischen den Varianten groß sind oder nicht und welche Wirkkategorien das Ergebnis überwiegend beeinflussen. Damit kann ein Diskussionsprozeß vorstrukturiert und ökologische Aspekte bei der umfassenden Entscheidung berücksichtigt werden.

Für die Beurteilung von Bewertungsmethoden im Rahmen von Ökobilanzen werden u. a. die Kriterien Praktikabilität/Handhabbarkeit, Übertragbarkeit, Vollständigkeit, Nachvollziehbarkeit, Kommunizierbarkeit, Transparenz, Trennung der Sachebene von der Wertebene und der Einbezug der Wertpluralität (Böhler, Kottmann 1996; Schaltegger 1992; vgl. auch Abschnitt 3.3) genannt, die im folgenden kurz diskutiert werden.

Durch die Bereitstellung von Normalisierungsdaten und Gewichtungsfaktoren ist die Methodik ohne großen Zeit- und Kostenaufwand und einfach einsetzbar. Auch ist die Methodik auf andere Ökobilanzen übertragbar. Beispielsweise benötigt ein Unternehmen keine externen Experten, sondern kann ohne großes Know-how eine Bewertung selbst durchführen.

Durch die Aggregation ist das Ergebnis gut kommunizierbar, trotzdem ist die Transparenz und Nachvollziehbarkeit durch die formale Struktur gegeben. Die Methodik trennt deutlich zwischen Sachebene und Werturteilen und berücksichtigt die in unserer Gesellschaft vorhandene Wertpluralität.

Ebenfalls bezieht sie die wesentlichen Faktoren ein und ist nach dem heutigen Stand des Wissens und der Normung entwickelt worden.

Angesichts der Informationsvielfalt, Zeitknappheit und Komplexität können mit der entwickelten Methode ökologische Sachverhalte schnell, anschaulich und in knapper Form dargestellt werden. Durch Sensitivitätsbetrachtungen kann die Stabilität der Ergebnisse untersucht werden. Ein weiterer Vorteil ist die Möglichkeit der graphischen Darstellung, die eine wichtige Rolle für das Verarbeiten der komplexen Informationen spielt und die Kommunizierbarkeit erleichtert.

6 Zusammenfassung

Aufgabe der Bewertung ist es, die unterschiedlichen Umweltwirkungen der bilanzierten Objekte in ihrer Bedeutung zueinander zu gewichten, um eine Basis für die Interpretation von Ökobilanzen und die daraus zu ziehenden Schlußfolgerungen zu bieten. Eine Bewertung ist sinnvoll, wenn aus der Wirkungsanalyse keine eindeutigen Aussagen möglich sind und es sich um eine vergleichende Analyse handelt. Auch für den externen Gebrauch und die Kommunikation der Ergebnisse ist eine Bewertung hilfreich. Der Bewertungsschritt sollte auch durchgeführt werden, wenn eine Unterstützung bei der Priorisierung gewünscht wird.

Bei der Entwicklung der Bewertungsmethodik wurden zwei Aspekte berücksichtigt. Erstens ist jede Bewertung eine Verknüpfung von Sachinformationen und Werturteilen. Zweitens unterstützt die Methodik die Auswertung der Ergebnisse der Sachbilanz und Wirkungsanalyse, kann aber die eigentliche Entscheidung nicht ersetzen, da neben ökologischen auch technische, ökonomische und soziale Gesichtspunkte bei der Entscheidungsfindung eine Rolle spielen und unterschiedliche Wertpräferenzen über die Bedeutung der Umweltprobleme vorliegen. Um den subjektiven Charakter des Bewertungsprozesses zu unterstreichen, werden an mehreren Stellen bewußt Alternativen angeboten und Instrumente (Sensitivitätsanalysen) zur Verfügung gestellt, um bei der Strukturierung und Interpretation der Ergebnisse zu helfen.

Die Vorgehensweise bei der Bilanzbewertung gliedert sich in zwei Schritte und baut auf den Ergebnissen der Wirkungsanalyse auf. In einem ersten Schritt werden die Beiträge der Wirkpotentiale an der Gesamtbelastung eines gewählten Bezugsraums ermittelt, um die relativen Unterschiede zwischen den Wirkkategorien abzuschätzen (**Normalisierung**). Ziel dieses Schrittes ist es, die Relevanz der in unterschiedlichen Einheiten und Größenordnungen vorliegenden Wirkpotentiale abzuschätzen. Daten zur Gesamtbelastung werden für die Bezugsräume Deutschland, EU und OECD bereitgestellt.

In einem zweiten Schritt erfolgt die **Gewichtung der Wirkkategorien** und damit die Berücksichtigung der unterschiedlichen Bedeutung, die den einzelnen Umweltwirkungen zugemessen werden können. Hierfür werden vier Gewichtungssets zur Orientierung angeboten, die sich aus folgenden Ansätzen ableiten:

- **Leitbild sustainable development**

Dieses Leitbild, das breiten Raum in der Umweltdiskussion einnimmt und eine eher langfristige Ausrichtung ermöglicht, wurde konkretisiert, indem Kriterien für Nachhaltigkeit, z. B. räumliche Betroffenheit, Irreversibilität etc., benannt wurden und eine Einordnung und Priorisierung der Wirkkategorien innerhalb dieser Kriterien erfolgte.

- **Umweltpolitische Ziele**

Kurzfristige und langfristige politische Umweltziele wurden zusammengestellt und daraus Gewichtungsfaktoren für die einzelnen Wirkkategorien abgeleitet, indem ein Umweltproblem um so stärker gewichtet wurde, je weiter es von dem vorgegebenen Umweltziel entfernt ist (Distance-to-target Ansatz).

- **Auswertung von Bevölkerungsbefragungen**

Bei diesem Ansatz wurde eine Umfrage "Einstellungen zu Fragen des Umweltschutzes" in Deutschland und eine europäische Studie berücksichtigt und damit explizit Umweltpräferenzen der Bevölkerung benutzt, um Gewichtungsfaktoren für die einzelnen Kategorien zu ermitteln.

- **Ergebnisse einer Expertenbefragung**

Mit Hilfe der Delphi-Methode (Befragung in zwei Runden) wurden Experten mit unterschiedlichen Arbeitsschwerpunkten und aus verschiedenen Bereichen (Industrie, Forschung, Behörden etc.) nach ihrer subjektiven Priorisierung der einzelnen Umweltproblemen befragt.

Außerdem können speziell für den konkreten Anwendungsfall entwickelte Gewichtungen, z. B. betriebliche Umweltziele, leicht in das Konzept aufgenommen werden, die jedoch für eine bessere Transparenz und Akzeptanz begründet werden müssen.

Die Verknüpfung der Größen findet in Form einer **Nutzwertanalyse** statt.

Das aggregierte Ergebnis wird graphisch dokumentiert und soll als Grundlage für die Kommunikation und Interpretation dienen. Wichtig ist dabei, daß das Ziel der durchgeführten Bilanzbewertung nicht eine eindimensionale Zahl und ein einzelnes Ergebnis ist. Vielmehr soll durch Sensitivitätsbetrachtungen eine Zusammenstellung von Ergebnissen erfolgen, die als Hilfsmittel für die Diskussion benutzt werden.

Sensitivitätsanalysen haben die Aufgabe, die Stabilität der Ergebnisse gegenüber Schwankungen der Einflußgrößen zu untersuchen. Sie haben in der Methodik einen hohen Stellenwert und sollen vor falschen und einseitigen Schlußfolgerungen bewahren, indem die möglichen Einflüsse und Spannbreiten der gewählten Größen auf das Ergebnis aufgezeigt werden.

Die Ergebnisse der Sensitivitätsanalysen müssen um die Umweltproblemfelder, die nur qualitativ beschrieben werden können, ergänzt werden (Dokumentation), damit eine tragfähige Grundlage für die sich anschließende Interpretation vorhanden ist. Außerdem erfordert auch die Nichtberücksichtigung von Kategorien und Daten, die nicht in die Wirkungsanalyse und Bewertung eingeflossen sind, eine Begründung und Dokumentation.

Die entwickelte Methodik wurde exemplarisch an zwei Beispielen überprüft, an denen gezeigt wurde, welche Einflüsse unterschiedliche Gewichtungen auf das Ergebnis ausüben.

Die Methodik ist als Anleitung zu verstehen, die eine Bewertung strukturiert, um eine Diskussion zu erleichtern und wesentliche Konsens- und Dissenspunkte herauszuarbeiten. Selbstredend wird es angesichts des Wertpluralismus' unserer Gesellschaftsordnung weiterhin unterschiedliche Bewertungsmethoden mit differierenden Gewichtungsfaktoren geben (Neitzel 1998; Finnveden 1997). Dennoch wird in Anbetracht der Vielfalt bzw. Komplexität von ökologischen Problemen bei gleichzeitigen ökonomischen Restriktionen der Bedarf an Unterstützung bei Entscheidungen und Konsensbildung zunehmen.

7 Literatur

- Ahbe, S.; Braunschweig, A.; Müller-Wenk, R.: Methodik für Ökobilanzen auf der Basis ökologischer Optimierung. Schriftenreihe Umwelt Nr. 133 Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft. Bern 1990
- Altwater, E.: Der Traum vom Umweltraum. Zur Studie des Wuppertal Instituts über ein "zukunftsfähiges Deutschland". Blätter für deutsche und internationale Politik, Heft 1, 1996, S. 82-91
- Ankele, K.; Meyerhoff, J.: Ökonomisch-ökologische Bewertung. Ökologisches Wirtschaften, Heft 3/4, 1997, S. 8-11
- Ankele, K.; Rubik, F.: Höhere Rationalität durch Bewertung? Ökologisches Wirtschaften, Heft 3/4, 1997, S. 19-21
- AG Energiebilanzen: Energiebilanzen der Bundesrepublik Deutschland 1993. Frankfurt a. M. 1997
- Bantel, O.: Ökobilanzen als Politikum. Süddeutsche Zeitung Nr. 45 vom 23.2.1995, S. 29
- Baron, W.: Technikfolgenabschätzung. Ansätze zur Institutionalisierung und Chancen der Partizipation. Opladen 1995
- Baumann, K.: Die Anwendung nutzwertanalytischer Methoden in der Praxis. Bern 1979
- Bechmann, A.: Grundlagen der Bewertung von Umweltauswirkungen in: Storm, P.-C.; Bunge, T. (Hrsg.): Handbuch der UVP. Ergänzbare Sammlung der Rechtsgrundlagen, Prüfinhalte und -methoden. Berlin 1988
- Bechmann, A.: Nutzwertanalyse der 2. Generation - Unsinn, Spielerei oder Weiterentwicklung. Raumordnung und Raumforschung 4, 1980, S. 167-173
- Bechmann, A.: Nutzwertanalyse, Bewertungstheorie und Planung. Bern 1978
- Bechmann, G. et al.: Sozialwissenschaftliche Konzepte einer interdisziplinären Klimawirkungsforschung. Forschungszentrum Karlsruhe Wiss. Berichte FZKA 5715. Karlsruhe 1996
- Bechmann, G. et al.: Umweltpolitische Prioritätensetzung. Verständigungsprozesse zwischen Wissenschaft, Politik und Gesellschaft. Stuttgart 1994
- Bechmann, G.: Großtechnische Systeme, Risiko und gesellschaftliche Unsicherheiten. S. 123-149 in: Halfmann, J.; Japp, K. P. (Hrsg.): Riskante Entscheidungen und Katastrophenpotentiale: Elemente einer soziologischen Risikoforschung. Opladen 1990

- Bechmann, G.; Jörissen, J.: Technikfolgenabschätzung und Umweltverträglichkeitsprüfung: Konzepte und Entscheidungsbezug. Vergleich zweier Instrumente der Technik- und Umweltpolitik. Kritische Vierteljahresschrift für Gesetzgebung und Rechtswissenschaft 2, 1992, S. 140-171
- Beck, U.: Politische Wissenstheorie der Risikogesellschaft. S. 305-326 in: Bechmann, G. (Hrsg.): Risiko und Gesellschaft. Grundlagen und Ergebnisse interdisziplinärer Risikoforschung. Opladen 1993
- Behrens-Egge, M.: Möglichkeiten und Grenzen der monetären Bewertung in der Umweltpolitik. Zeitschrift für Umweltpolitik 1, 1991, S. 71-94
- Billig, A.: Ermittlung des ökologischen Problembewußtseins der Bevölkerung. Berlin 1994
- Bloom, E.: International Public Opinion on the Environment, Science 269, 1995, S. 354-358
- BMFT (Bundesministerium für Forschung und Technologie): Deutscher Delphi-Bericht zur Entwicklung von Wissenschaft und Technik. Bonn 1993
- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit): Nachhaltige Entwicklung in Deutschland. Entwurf eines umweltpolitischen Schwerpunktprogramms. Bonn 1998
- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit): Schritte zu einer nachhaltigen, umweltgerechten Entwicklung: Umweltziele und Handlungsschwerpunkte in Deutschland. Grundlage für eine Diskussion. Bonn 1996a
- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit): Umweltbewußtsein in Deutschland 1996. Ergebnisse einer repräsentativen Bevölkerungsumfrage. Bonn 1996b
- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) und UBA (Hrsg.): Handbuch Umweltcontrolling. München 1995
- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit): Umweltpolitik Klimaschutz in Deutschland. Bonn 1994a
- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit): Maßnahmen zum Schutz der Ozonschicht (3. Bericht). Drucksache 12/8555. Bonn 1994b
- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit): Umweltpolitik. Konferenz der Vereinten Nationen für Umwelt und Entwicklung im Juni 1992 in Rio de Janeiro - Dokumente- Klimakonvention, Konvention über die Biologische Vielfalt, Rio-Deklaration, Walderklärung. Bonn 1993a

- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit): Umweltpolitik. Konferenz der Vereinten Nationen für Umwelt und Entwicklung im Juni 1992 in Rio de Janeiro - Dokumente- Agenda 21. Bonn 1993b
- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit): Umweltpolitik. Bericht über die Umsetzung der Beschlüsse der 3. Internationalen Nordseeschutz-Konferenz (3. INK). Drucksache 12/4406. Bonn 1993c
- BMU-Pressemitteilung 25/98, Bonn 28.04.98
- BMZ (Bundesministerium für wirtschaftliche Zusammenarbeit): Umwelt-Handbuch. Arbeitsmaterialien zur Erfassung und Bewertung von Umweltwirkungen Band 3: Katalog umweltrelevanter Standards. Braunschweig 1993
- Böhler, A.; Kottmann, H.: Ökobilanzen. Beurteilung von Bewertungsmethoden. UWSF - Z. Umweltchem. Ökotox., Heft 2, 1996, S. 107-112
- Bonnet, P.: Methoden und Verfahren der Technikfolgenabschätzung: Exotische Hausmannskost? S. 33-54 in: Bullinger, H.-J. (Hrsg.): Technikfolgenabschätzung. Stuttgart 1994
- Brand, K.-W. (Hrsg.): Nachhaltige Entwicklung. Eine Herausforderung an die Soziologie. Opladen 1997a
- Brand, K.-W. : Probleme und Potentiale einer Neubestimmung des Projekts der Moderne unter dem Leitbild "nachhaltige Entwicklung". Zur Einführung. S. 9-32 in: Brand, K.-W. (Hrsg.): Nachhaltige Entwicklung. Eine Herausforderung an die Soziologie. Opladen 1997b
- Braunschweig, A. et al.: Developments in LCA Valuation. IWÖ-Diskussionsbeitrag Nr. 32. St. Gallen 1996
- Braunschweig, A. et al.: Evaluation und Weiterentwicklung von Bewertungsmethoden für Ökobilanzen - Erste Ergebnisse. IWÖ-Diskussionsbeitrag Nr. 19. St. Gallen 1994
- Braunschweig, A.; Müller-Wenk, R.: Ökobilanzen für Unternehmungen: eine Wegleitung für die Praxis. Bern, Stuttgart, Wien 1993
- Brennecke, V.; Poser, H.; Garbe, D.; Schröter, W.: Gesellschaftlicher Diskurs - Technikbewertung als Aufgabe des Gemeinwesens. Studieneinheit 20 in: Funkkolleg Technik einschätzen - beurteilen - bewerten. Deutsches Institut für Fernstudienforschung (DIFF). Tübingen 1995
- Bringezu, S.; Schmidt-Bleek, F.: Ermittlung der Materialintensität von Produkten und Dienstleistungen als ein neuer methodischer Ansatz der Ökobilanzierung. S. 37-50 in: FGU (Fortbildungszentrum Gesundheits- und Umweltschutz Berlin e.V.): Ökobilanzen. UTECH Berlin 1994

- Brüggemann, R. et al.: Anwendung der Hasse-Diagrammtechnik zur vergleichenden Bewertung von Umweltveränderungen. UWSF - Z. Umweltchem. Ökotox. Heft 2, 1996, S. 89-96
- Buck, W.; Pflügner, W.: Nutzwertanalytische Bewertung auenökologischer Wirkungen - Pilotstudie für eine Hochwasserschutzmaßnahme. Wasserwirtschaft, Heft 12, 1991, S. 578-587
- Bullinger, H.: Technikfolgenabschätzung. Stuttgart 1994
- Bundesministerium des Innern: Gemeinsames Ministerialblatt Nr. 37/1995, S. 761-780, Bonn 1995
- Bungard, W.; Lenk, H. (Hrsg.): Technikbewertung. Philosophische und psychologische Perspektiven. Frankfurt a. M. 1988
- Büro für Technikfolgen-Abschätzung beim Deutschen Bundestag: TA-Projekt "Abfallvermeidung und Hausmüllentsorgung - Vermeidung und Verminderung von Haushaltsabfällen". Endbericht: Abfallvermeidung: Strategien, Instrumente und Bewertungskriterien. TAB-Arbeitsbericht Nr. 16. Bonn 1993
- BUS (Bundesamt für Umweltschutz) Schweiz: Ökobilanzen von Packstoffen. Schriftenreihe Nr. 24. Bern 1984
- BUWAL (Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft) Schweiz: Ökoinventare für Verpackungen Band I/II. Schriftenreihe Umwelt Nr. 250. Bern 1996
- BUWAL (Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft) Schweiz: Ökobilanzen von Packstoffen (Stand 1990). Schriftenreihe Umwelt Nr. 132. Bern 1991
- Cerwenka, P.: Ein Beitrag zur Entmythologisierung des Bewertungshokuspokus. Landschaft und Stadt 16, 1984, S. 220-227
- Coenen, R., Fleischer, T., Kupsch, Ch.: Technikfolgenabschätzung in Deutschland. Karlsruhe 1993
- Conrad, J.: Nachhaltige Entwicklung - ein ökologisch modernisiertes Modell der Moderne? S. 50-69 in: Brand, K.-W. (Hrsg.): Nachhaltige Entwicklung. Eine Herausforderung an die Soziologie. Opladen 1997
- Cuhls, K.: Technikvorschau in Japan. Ein Rückblick auf 30 Jahre Delphi-Expertenbefragung. Heidelberg 1998
- Cuhls, K.; Breiner, S.; Grupp, H.: Delphi-Bericht 1995 zur Entwicklung von Wissenschaft und Technik - Mini-Delphi . Bonn 1996
- Curran, M.A. (Ed.): Environmental life-cycle assessment. New York 1996
- Daly, H. E.: Toward some operational principles of sustainable development. Ecological economics 2, 1990, S. 1-6

- Deutscher Verpackungsrat: Zur Interpretation von Sach-Ökobilanzen für Verpackungen. Bonn 1994
- Diefenbacher, H.; Ratsch, U.: Der Streit um den Begriff. Indikatoren für nachhaltige Entwicklung - eine Zwischenbilanz. Ökologisches Wirtschaften 1, 1996, S. 23-25
- Dierkes, M.: Was helfen Öko-Bilanzen bei der Lösung der ökologischen Probleme? S. 74-80 in: Henze, M.; Kaiser, G. (Hrsg.): Ökologie-Dialog: Umweltmanager und Umweltschützer im Gespräch. Düsseldorf 1994
- Dierkes, M.: Die Sozialbilanz. Ein gesellschaftsbezogenes Informations- und Rechnungssystem. Frankfurt a. M., New York 1974
- DIN (Deutsches Institut für Normung e.V.): Umweltmanagement - Ökobilanz - Standardberichtsbogen. DIN 33926: 1998
- DIN (Deutsches Institut für Normung e.V.): Umweltmanagement - Ökobilanz - Prinzipien und allgemeine Anforderungen. DIN EN ISO 14 040: 1997a
- DIN (Deutsches Institut für Normung e.V.): Umweltmanagementsysteme - Allgemeiner Leitfaden über Grundsätze, Systeme und Hilfsinstrumente. EN ISO 14 004: 1997b
- DIN (Deutsches Institut für Normung e.V.): Umweltmanagementsysteme - Spezifikation mit Anleitung zur Anwendung. EN ISO 14 001: 1996a
- DIN (Deutsches Institut für Normung e.V.): Umweltmanagement - Verwendung von Produkt-Ökobilanzen in Marketing, Werbung und Öffentlichkeitsarbeit. DIN 33927 (Entwurf): 1996b
- DIN-Mitteilungen: Grundsätze produktbezogener Ökobilanzen. DIN-Mittl. 3, 1994, S. 208-212
- Dürschmidt, W.: Das Konzept der mittleren Technologie: Von der Begrenzung zur Vermeidung der Schadstoffe. S. 242-260 in: Kortenkamp, A. et al.: Die Grenzenlosigkeit der Grenzwerte. Karlsruhe 1990
- Eberle, U.; Griebhammer, R. (Hrsg.): Ökobilanzen und Produktlinienanalysen. Freiburg 1996
- EEA (European Environment Agency) et al.: Environment in the European Union 1995. Report for the review of the fifth Environmental Action Programme. Copenhagen 1996
- Eekhoff, J.; Heidemann, C.; Strassert, G.: Kritik der Nutzwertanalyse. Karlsruhe 1981

- Enquete-Kommission "Schutz des Menschen und der Umwelt" des Deutschen Bundestages (Hrsg.): Konzept Nachhaltigkeit. Fundamente für die Gesellschaft von morgen. Zwischenbericht. Bonn 1997
- Enquete-Kommission "Schutz des Menschen und der Umwelt" des Deutschen Bundestages (Hrsg.): Die Industriegesellschaft gestalten. Perspektiven für einen nachhaltigen Umgang mit Stoff- und Materialströmen. Bonn 1994
- Enquete-Kommission "Schutz des Menschen und der Umwelt" des Deutschen Bundestages (Hrsg.): Verantwortung für die Zukunft - Wege zum nachhaltigen Umgang mit Stoff- und Materialströmen. Bonn 1993
- Enquete-Kommission "Schutz der Erdatmosphäre" des Deutschen Bundestages (Hrsg.): Klimaänderung gefährdet globale Entwicklung. Bonn 1992
- Enquete-Kommission "Schutz der Erdatmosphäre" des Deutschen Bundestages (Hrsg.): Eine Bestandsaufnahme mit Vorschlägen zu einer neuen Energiepolitik. Bonn 1990
- EPA (Environmental Protection Agency): Life-cycle Impact Assessment: A conceptual Framework, key issues and summary of existing methods. United States 1995
- EPA (Environmental Protection Agency): Life-cycle Assessment: Inventory Guidelines and Principles. Washington 1993
- Eurobarometer: Europeans and the Environment in 1995. Brüssel 1995
- Eurobarometer: Europeans and the Environment in 1992. Brüssel 1992
- EUROSTAT (Statistisches Amt der Europäische Gemeinschaft): Umweltstatistik 1996. Brüssel, Luxemburg 1997
- EUROSTAT (Statistisches Amt der Europäische Gemeinschaft) et al.: Europe's Environment Statistical Compendium for the Dobris Assessment 1995a
- EUROSTAT (Statistisches Amt der Europäische Gemeinschaft): Statistische Grundzahlen der Gemeinschaft. 1995b
- EUROSTAT (Statistisches Amt der Europäische Gemeinschaft): Umweltstatistik 1991. Brüssel, Luxemburg 1992
- EWG: Verordnung Nr. 1836/93 des Rates von 29. Juni 1993 über die freiwillige Beteiligung gewerblicher Unternehmen an einem Gemeinschaftssystem für das Umweltmanagementsystem und die Umweltbetriebsprüfung (EMAS). Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften Nr. L 168/1 vom 10.07.1993
- Eyerer, P. (Hrsg.): Ganzheitliche Bilanzierung. Werkzeug zum Planen und Wirtschaften in Kreisläufen. Berlin, Heidelberg 1996

- FAZ (Frankfurter Allgemeine Zeitung): Die Ökobilanzen entzweien Industrie und Umweltministerium. 20.08.1997
- FAZ (Frankfurter Allgemeine Zeitung): Heftiger Disput über Ökobilanzen. 26.01.1995
- FGU (Fortbildungszentrum Gesundheits- und Umweltschutz Berlin e.V.): Ökobilanzen VI. Seminar im Rahmen der UTECH. Berlin 1998
- FGU (Fortbildungszentrum Gesundheits- und Umweltschutz Berlin e.V.): Produktbezogene Ökobilanzen V. Seminar im Rahmen der UTECH. Berlin 1997a
- FGU (Fortbildungszentrum Gesundheits- und Umweltschutz Berlin e.V.): Stoffstrommanagement. Seminar im Rahmen der UTECH. Berlin 1997b
- FGU (Fortbildungszentrum Gesundheits- und Umweltschutz Berlin e.V.): Produktbezogene Ökobilanzen IV. Seminar im Rahmen der UTECH. Berlin 1996
- FGU (Fortbildungszentrum Gesundheits- und Umweltschutz Berlin e.V.): Produktbezogene Ökobilanzen III. Seminar im Rahmen der UTECH. Berlin 1995
- FGU (Fortbildungszentrum Gesundheits- und Umweltschutz Berlin e.V.): Produktbezogene Ökobilanzen II. Seminar im Rahmen der UTECH. Berlin 1994
- FGU (Fortbildungszentrum Gesundheits- und Umweltschutz Berlin e.V.): Produktbezogene Ökobilanzen I. Seminar im Rahmen der UTECH. Berlin 1993
- Fh-ISI: Delphi '98. Studie zur globalen Entwicklung von Wissenschaft und Technik. Karlsruhe 1998
- Fietkau, H.-J., Weidner, H.: Mediationsverfahren in der Umweltpolitik. Erfahrungen in der Bundesrepublik Deutschland. S. 24-34 in: Beilage zur Wochenzeitung "Das Parlament". B 39-40/1992
- Fink, P.: LCA History: How it came about. The roots of LCA in Switzerland - continuous learning by doing. International Journal of Life Cycle Assessment, Heft 3, 1997, S. 131-134
- Finnveden, G.: Valuation methods within LCA - where are the values? International Journal of Life cycle assessment, Heft 3, 1997, S. 163-169
- Finnveden, G.: Resources and related impact categories. S. 39-48 in: Udo de Haes, H. A. (Hrsg.): Towards a methodology for life-cycle impact assessment. Brüssel 1996
- Freimann, J.: Umweltinformationssysteme und Öko-Audit. Werkstattreihe "Betriebliche Umweltpolitik" Bd. 6. Kassel 1994
- Fritsche, U. et al.: Gesamt-Emissions-Modell Integrierter Systeme (GEMIS) Version 2.0. Darmstadt, Freiburg, Kassel, Berlin 1992

- Fritz, P. et al. (Hrsg.): Nachhaltigkeit in naturwissenschaftlicher und sozialwissenschaftlicher Perspektive. Stuttgart 1995
- Fülgraff, G.: Von Äpfeln und Birnen. Zum Risikobegriff in der Umweltmedizin. Politische Ökologie, Heft 47, 1996, S. 37-42
- Gabathuler, H.: LCA History: Centrum voor Milieukunde Leiden (CML). The CML-Story. How environmental sciences entered the debate on LCA. International Journal of Life Cycle Assessment, Heft 4, 1997, S. 187-194
- Gebler, W.: Ökobilanzen in der Abfallwirtschaft. Bielefeld 1992
- Gethmann, C. F.: Die Ethik technischen Handelns im Rahmen der Technikfolgenbeurteilung. S. 146-159 in: Grunwald, A.; Sax, H.: Technikbeurteilung in der Raumfahrt. Berlin 1994
- Gill, B.: Partizipative Technikfolgenabschätzung. Wechselwirkung 63, 1993, S. 36-40
- Goedkoop, M.: The Eco-Indicator 95. Final report. NOH report 9523. Amersfoort 1995
- Grahl, B.; Schmincke, E.: Bewertungs- und Entscheidungsprozesse im Rahmen der Ökobilanz. UWSF- Z. Umweltchem. Ökotox. Heft 7, 1995, S. 110-113
- Grotz, S.; Rubik, F.: Bibliographie zum Thema Produktbilanzen. Stand Mai 1997. Berlin, Heidelberg
- Grunwald, A.: Ethik der Technik. Systematisierung und Kritik vorliegender Entwürfe. Ethik und Sozialwissenschaften, Heft 2-3, 1996, S. 191-204
- Grunwald, A.: Nur technokratische Akzeptanzbeschaffung. Ethik in Wissenschaft und Technik. Forum Wissenschaft, Heft 4, 1997, S. 40-43
- Grupp, H.: Der Delphi Report: Innovationen für unsere Zukunft. Stuttgart 1995
- Guinée, J. et al.: LCA impact assessment of toxic releases. Generic modelling of fate, exposure and effect for ecosystems and human beings with data for about 100 chemicals. Leiden 1996
- Guinée, J.: Development of a methodology for the environmental life-cycle assessment of products with a case study on margarines. Leiden 1995
- Guinée, J.: Data for the normalization step within Life Cycle Assessment of Products, Leiden 1993 (revised version)
- Günther, A.; Holley, W.: Aggregierte Sachökobilanz-Ergebnisse für Frischmilch- und Bierverpackungen. Verpackungsrundschau (Technisch-wissenschaftliche Beilage) 3, 1995, S. 53-60

- Hagstotz, W.; Kösters, W.: Bestimmungsfaktoren subjektiver Umweltbelastung: Wahrnehmung der Wirklichkeit oder Wirklichkeit per Wahrnehmung? Politische Vierteljahreszeitschrift 3, 1986, S. 347-356
- Handelsblatt: Gute Noten für Einwegverpackungen. 27.01.1995
- Hartlik, J.: Bewertungsverfahren im Rahmen der Umweltverträglichkeit. S. 96-112 in: UVP-Förderverein und KFA Jülich (Hrsg.): UVP in der Praxis, Verarbeitung von Umweltdaten und Bewertung der Umweltverträglichkeit. Dortmund 1990
- Heijungs, R. et al.: Environmental life cycle assessment of products (guide, backgrounds). Leiden 1992
- Hein, H.; Schwendt, G.: Richt- und Grenzwerte. Wasser - Boden - Abfall - Chemikalien - Luft. Würzburg 1992
- Hennen, L.: Technikfolgen-Abschätzung als Instrument der Umweltpolitik. S. 185-206 in: Joussem, W.; Hessler, A.: Umwelt und Gesellschaft: eine Einführung in die sozialwissenschaftliche Umweltforschung. Berlin 1995
- Hennen, L.: Diskurse über Technik: Öffentliche Technikkontroversen und Technikfolgenabschätzung als Erscheinungen reflexiver Modernisierung. TAB-Diskussionspapier Nr. 6, Büro für Technikfolgen-Abschätzung beim Deutschen Bundestag. Bonn 1994
- Herrchen, M. et al.: WISA Ökobilanzen der FhG, Teilbereich Wirkungsanalyse, Methodenmanual, Schmalleberg 1996
- Hirsinger, F.; Schick, K.-P.: A life-cycle inventory for the production of alcohol sulphates in Europe. Tenside, Surfactants, Detergents Heft 2, 1995a, S. 128-139
- Hirsinger, F.: Zur energetischen Bilanzierung stofflich genutzter nachwachsender Rohstoffe. S. 79-93 in: VDI Berichte Nr. 1218, 1995b
- Hirsinger, F.: Ökobilanz von Fettalkoholsulfat - petrochemische versus oleochemische Rohstoffe. S. 1-3 in: Skin Care Forum Nr. 13, 1995c
- Hofstetter, P.; Braunschweig, A.: Bewertungsmethoden in Ökobilanzen - ein Überblick. GAIA, Heft 4, 1994, S. 227-236
- Hofstetter, P.: Überblick über Bewertungsmethoden in Ökobilanzen. OBÜ-Informationstagung 24.11.1993 "Methoden für Ökobilanzen und ihre Anwendung in der Firma" Baden, Schweiz 1993
- Hofstetter, P.: Bewertungsmodelle für Ökobilanzen. Arbeitspapier 2/91 der Gruppe Energie-Stoffe-Umwelt der ETH Zürich. Zürich 1991

- Hohmeyer, O.: Soziale Kosten des Energieverbrauchs: Externe Effekte des Elektrizitätsverbrauchs in der BRD. Berlin, Heidelberg, New York 1989
- Hraudra, G. et al.: Ökobilanzen von Packstoffen in Theorie und Praxis - eine Ist-standserhebung. Schriftenreihe der Sektion I des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie Band 1. Wien 1993
- Huber, J.: Nachhaltige Entwicklung. Strategien für eine ökologische und soziale Erdpolitik. Berlin 1995a
- Huber, J.: Nachhaltige Entwicklung durch Suffizienz, Effizienz und Konsistenz. S. 31-46 in: Fritz, P. et al. (Hrsg.): Nachhaltigkeit in naturwissenschaftlicher und sozialwissenschaftlicher Perspektive. Stuttgart 1995b
- Hubig, Ch.: Technik- und Wissenschaftsethik. Ein Leitfaden. 2. Auflage. Berlin, Heidelberg 1995a
- Hubig, Ch.: Technikbewertung im Unternehmen. Studieneinheit 19 in: Funkkolleg Technik einschätzen - beurteilen - bewerten. Deutsches Institut für Fernstudienforschung (DIFF). Tübingen 1995b
- Hübler, K.-H.; Otto-Zimmermann, K.: Bewertung der Umweltverträglichkeit. Tausenstein 1993
- Hulpke, H. (Hrsg.): Römpf Lexikon Umwelt. Stuttgart, New York 1993
- Hunt, R. G.; Franklin, W.: LCA - How it came about. Personal reflections on the origin and the development of LCA in the USA, International Journal of Life Cycle Assessment, Heft 1, 1996, S. 4-7
- Institut für ökologische Wirtschaftsforschung (IÖW): Ökologische Produktpolitik - Anforderungen, Instrumente, Akteure. Jahrestagung 26./27.11.1993. Heidelberg 1993
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change): Climate Change 1995. The Science of Climate Change. Cambridge 1996
- IPOS (Institut für praxisorientierte Sozialforschung): Einstellungen zu Fragen des Umweltschutzes. Mannheim 1994
- ISO 14 041: Environmental management - Life cycle assessment – Goal and scope definition and life cycle inventory analysis. 1998a
- ISO 14 042: Environmental management - Life cycle assessment – Life cycle impact assessment. ISO Draft (DIS). 1998b
- ISO 14 043: Environmental management - Life cycle assessment – Life cycle interpretation. Committee Draft (CD). 1998c

- ISO 14 040: Environmental management - Life cycle assessment – Principles and framework. 1997
- ISOE (Institut für sozial-ökologische Forschung) (Hrsg.): Sustainable Netherlands - Aktionsplan für eine nachhaltige Entwicklung der Niederlande, Frankfurt a. M. 1994
- Joliet, O.: Impact Assessment of Human and Eco-toxicity in Life Cycle Assessment. S. 49-61 in: Udo de Haes, H. A. (Hrsg.): Towards a methodology for life-cycle impact assessment. Brüssel 1996a
- Joliet, O.: Critical Surface-Time 95. A Life Cycle Impact Assessment methodology including fate and exposure. Lausanne 1996b
- Jonas, H.: Das Prinzip Verantwortung. Versuch einer Ethik für die technologische Zivilisation. Frankfurt a. M. 1979
- Jörissen, J.; Bechmann, G.: UVP und TA: Konzepte und Entscheidungsbezug. Vergleich zweier Instrumente der Technik- und Umweltpolitik. UVP-Report 3, 1991, S. 116-119
- Kalisvaart, S.; Remmerswaal, J.: The MET-points method: a new single figure performance indicator. S. 143 - 148 in: SETAC: Integrating Impact Assessment into LCA. Proceedings SETAC-Europe congress April 1994. Brüssel 1994
- Kalmbach, S.; Schmölling, J.: TA zur Reinhaltung der Luft. Berlin 1986
- Katz, Ch.; Hennen, L.; Krings, B.-J.: Monitoring "Forschungs- und Technologiepolitik für eine nachhaltige Entwicklung". Sachstandsbericht. TAB Arbeitsbericht Nr. 50. Bonn 1997
- Keller, D. et al.: Alcohol sulfates based on oleochemical and petrochemical sources: impact assessment. S. 89-104 in: SETAC symposium 4th case studies. Presentation summaries. Brüssel 1996
- Klöpffer, W.: Life Cycle Assessment. From the beginning to the current state. Environmental Science & Pollution Research 4, 1997, S. 223-228
- Knaus, A.; Renn, O. et al.: Stichwort 4: Umweltpolitik durch Diskurs. GAIA, Heft 2, 1997, S. 133-145
- Kortenkamp, A.; Grahl, B.; Grimme, L.H. (Hrsg.): Die Grenzenlosigkeit der Grenzwerte. Zur Problematik eines politischen Instruments im Umweltschutz. Karlsruhe 1990
- Kortmann, J. et al.: Towards a single indicator for emissions - an exercise in aggregating environmental effects. Amsterdam 1994
- Krebs-Rüb, R.: Mit der Bioethik auf dem Weg zum programmierten Menschen, Wechselwirkung, Nr. 87, 1997, S. 58-64

- Kreibich, R. et al.: Das Leitbild der nachhaltigen Entwicklung in der wissenschaftlichen und politischen Diskussion. UBA-Texte 43/95. Berlin 1995
- Kreikebaum, H.; Türck, R.: Ein Ansatz zur Bewertung der ökologischen Wirkungen von Produkten. Zeitschrift für Betriebswirtschaft Ergänzungsheft 2, 1993, S. 119-138
- Kühling, W.: Grenz- und Richtwerte als Bewertungsmaßstäbe für die UVP. S. 31-44 in: Hübler, K.-H.; Otto-Zimmermann, K.: Bewertung der Umweltverträglichkeit. Taunusstein 1993
- Kuttler, W. et al.: Handbuch zur Ökologie. Berlin 1993
- Landes, D.: Der entfesselte Prometheus. Technologischer Wandel und industrielle Entwicklung in Westeuropa von 1750 bis zur Gegenwart. München 1983
- Lee, R.: Externalities Studies: Why are the numbers different? in: Hohmeyer, O. et al. (Hrsg.): Social Costs and Sustainability. Berlin, Heidelberg 1996
- Lehmann, S.: Betriebliche Ökobilanzierung. Vom Dilemma ökologischer Beurteilungen, die nie objektiv sein können. IÖW Informationsdienst 3-4, 1993, S. 12-13
- Lehn, H.; Flaig, H.; Mohr, H.: Vom Mangel zum Überfluß: Störungen im Stickstoffkreislauf, in: GAIA 4, Nr. 1, 1995, S. 13-25
- Lepper, P. et al.: ELA - a framework for life-cycle impact assessment developed by the Fraunhofer Gesellschaft. Part B. Basic functionality of ELA explained with an example: Impact assessment of alcohol sulphates based on oleochemical and petrochemical sources. Chemosphere Vol. 35, 11, 1997, S. 2603-2618
- LfU (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg) (Hrsg.): Ökologische Entlastungseffekte durch Produktbilanzen. Karlsruhe 1996
- LfU (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg): Umweltmanagement in der metallverarbeitenden Industrie. Leitfaden zur EG-Umwelt-Audit-Verordnung. Karlsruhe 1994
- Lindeijer, E.: Normalisation and valuation. S. 75-93 in: Udo de Haes, H. A. (Hrsg.): Towards a methodology for life-cycle impact assessment. Brüssel 1996
- Linfors, L.-G. et al.: Nordic Guidelines on Life-Cycle Assessment. Kopenhagen 1995
- Ludwig, B.: Methoden zur Modellbildung in der Technikbewertung. Clausthal 1995

- MacCormac, E. R.: Werte und Technik: Wie man ethische und menschliche Werte in öffentliche Planungsentscheidungen einbringt. S. 308-327 in: Bungard, W.; Lenk, H. (Hrsg.): Technikbewertung. Philosophische und psychologische Perspektiven. Frankfurt a. M. 1988
- Mädig, H.: Methodische und politische Aspekte der UVP. S. 25-45 in: Jahresschrift für Rechtspolitologie. Regulative Umweltpolitik. Pfaffenweiler 1991
- Mai, M.: Die technologische Provokation: Beiträge zur Technikbewertung in Politik und Wirtschaft. Berlin 1994
- Marsmann, M.: Bilanz und Perspektiven der internationalen Normungsarbeiten über Ökobilanzen. Die ISO 14 040-Serie. S. 3-9 in: FGU: Ökobilanzen VI. Seminar im Rahmen der UTECH. Berlin 1998
- Marz, L.; Dierkes, M.: Schlechte Zeiten für gutes Gewissen? Zur Karriere, Krise und Zukunft anwendungsorientierter Wirtschafts- und Technikethik. Berlin 1997
- Matheis, A.: Der Traum der Philosophen erzeugt Ungeheuer. Das (un)heimliche Einverständnis des "Prinzips Verantwortung" mit der Politik. Forum Wissenschaft, Heft 3, 1997, S. 11-15
- Mayntz, R.: Entscheidungsprozesse bei der Entwicklung von Umweltstandards. Die Verwaltung 2, 1990, S. 137-151
- McGraw-Hill: Encyclopedia of Science & Technology. 7th Edition. New York 1992
- Metallgesellschaft AG: Metallstatistik 1984-1994. Frankfurt a. M. 1995
- Mohr, H.: Wieviel Erde braucht der Mensch? Untersuchungen zur globalen und regionalen Tragekapazität. S. 45-60 in: Kastenholz, H. (Hrsg.): Nachhaltige Entwicklung: Zukunftschance für Mensch und Umwelt. Berlin, Heidelberg, New York 1996
- Moll, W.: Taschenbuch für Umweltschutz. Band 1: Chemische und technologische Informationen. München 1982
- Müller-Wenk, R.: Some remarks on the form of the ecoscarity function. Arbeitspapier für die SETAC Arbeitsgruppe "valuation". Engelberg 1995
- Müller-Wenk, R.: Ökologische Buchhaltung - Eine Einführung. S. 13-31 in: Simonis, U.E.: Ökonomie und Ökologie: Auswege aus einem Konflikt. Karlsruhe 1988
- Müller-Wenk, R.: Die ökologische Buchhaltung. Frankfurt a. M., New York 1978

- Nagel, H.-D.; Smiatek, G.; Werner, B.: Das Konzept der kritischen Eintragsraten als Möglichkeit zur Bestimmung von Umweltbelastungs- und qualitätskriterien - Critical Loads & Critical Levels. Stuttgart 1994
- Neitzel, H.: Entwicklungslinien in der Diskussion um die Bewertung in Ökobilanzen in: FGU: Ökobilanzen VI. Seminar im Rahmen der UTECH. Berlin 1998
- Nordic Council of Ministers: LCA-NORDIC Technical Reports No 1-9; No 10 and Special Report No 1-2. Kopenhagen 1995
- Nutzinger, H. G.; Radke, Volker: Das Konzept der nachhaltigen Wirtschaftsweise. S. 13-49 in: Nutzinger, H. G. (Hrsg.): Nachhaltige Wirtschaftsweise und Energieversorgung. Konzepte, Bedingungen, Ansatzpunkte. Marburg 1995
- OECD : Environmental Data. Compendium 1995. Paris 1995
- OECD: Environmental indicators. OECD core set. Paris 1994
- OECD : Environmental Data. Compendium 1993. Paris 1993
- Öko-Institut e.V.: Umweltziele statt Last Minute-Umweltschutz. Nationale und internationale stoffbezogene Zielvorgaben. Freiburg 1995
- Paschen, H. et al.: Zur Umsetzungsproblematik bei der Technikfolgen-Abschätzung. S. 151-184 in: Petermann, Th. (Hrsg.): Technikfolgenabschätzung als Technikforschung und Politikberatung. Frankfurt a. M., New York 1991
- Paschen, H. et al.: Technology Assessment: Technologiefolgenabschätzung. Frankfurt a. M., New York 1978
- Petermann, Th.: Weg von TA - aber wohin? S. 271-298 in: Petermann, Th. (Hrsg.): Technikfolgenabschätzung als Technikforschung und Politikberatung. Frankfurt a. M., New York 1991
- Pflügner, W.: Nutzwertanalytische Ansätze zur Planungsunterstützung und Projektbewertung. Beitrag des DVWK (Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau) -Fachausschusses. Bonn 1989
- Powell, J. et al.: Approaches to valuation in LCA impact assessment. International Journal of Life cycle assessment, Heft 2, 1997, S. 11-15
- Presse-Information Nr. 45/94 des Umweltbundesamt
- Projektgemeinschaft "Lebenswegbilanzen": Methode für Lebenswegbilanzen von Verpackungssystemen. München, Wiesbaden, Heidelberg 1992
- Projektgruppe Ökologische Wirtschaft (Hrsg.): Produktlinienanalyse: Bedürfnisse, Produkte und ihre Folgen. Köln 1987

- Radermacher, W.; Höh, H.: Verbrauch von Rohstoffen. Darstellungsbereich der Umweltökonomischen Gesamtrechnung in: Wirtschaft und Statistik, Heft 8, 1993, S. 585-596
- Radke, V.: Sustainable Development - Eine ökonomische Interpretation. Zeitschrift für angewandte Umweltforschung, 4, 1995, S. 532-543
- Rapp, F.: Die Idee der Technikbewertung. S. 98-117 in: Bungard, W.; Lenk, H. (Hrsg.): Technikbewertung. Philosophische und psychologische Perspektiven. Frankfurt a. M. 1988
- Rauschelbach, B. et al.: Bestandsaufnahme vorliegender Ansätze zur Bewertung und Aggregation von Informationen im Rahmen von UVP. Schlußbericht eines Forschungsvorhabens im Auftrag des BMFT (Dornier-System). Friedrichshafen 1988
- Reiß, T.; Jaeckel, G.; Menrad, K.; Strauß, E.: Delphi-Studie zur Zukunft des Gesundheitswesens in: Recht und Politik im Gesundheitswesen Nr. 2, 1995, S. 1-14
- Richter, K. et al.: Ökologische Bewertung von Fensterkonstruktionen verschiedener Rahmenmaterialien. EMPA-SZFF-Forschungsbericht. Dietikon 1996
- Ringeisen, P.: Möglichkeiten und Grenzen der Berücksichtigung ökologischer Gesichtspunkte bei der Produktgestaltung - Theoretische Analyse und Darstellung anhand eines konkreten Beispiels aus der Lebensmittelindustrie. Bern, Frankfurt a. M., New York 1988
- Rinza, P.; Schmitz, H.: Nutzwert-Kosten-Analyse. Düsseldorf 1992
- RIVM (National Institute of public health and environmental protection): Emission Inventory in the Netherlands. Emissions to air and water in 1992. 1994
- RIVM (National Institute of public health and environmental protection): National Environmental Outlook 2 1990-2010. Bilthoven 1992
- Ropohl, G.: Ethik und Technikbewertung. Frankfurt a. M. 1996
- Ropohl, G., Schuchardt, W.; Wolf, R.: Schlüsseltexte zur Technikbewertung. Dortmund 1990
- Roth, L. u. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg: Grenzwerte - Kennzahlen zur Umweltbelastung in Deutschland und in der EG. Tabellenwerk. Landsberg 1992
- Rubik, F.: Themen, Initiatoren, Methoden, Summaries und Anwendungen - Wohin bewegen sich Produkt-Ökobilanzen? S. 29-50 in: FGU: Ökobilanzen V. Seminar im Rahmen der UTECH. Berlin 1997

- Rubik, F.; Baumgartner, T.: Evaluation of eco-balances. Projektgemeinschaft SAST Nr.7 Kommission der Europäischen Gemeinschaft. Brüssel 1992
- Rubik, F.; Stölting, P.: "Birnen und Äpfel". Ein Vergleich von Ökobilanzen zu Babywindeln zeigt die Problematik der Produktbewertung. Müllmagazin 1, 1992, S. 12-15
- Saaty, T.: The Analytical Hierarchy Process. Pittsburgh 1990
- Saur, K.; Eyerer, P.: Bewertung zur Ganzheitlichen Bilanzierung. S. 210-300 in: Eyerer, P. (Hrsg.): Ganzheitliche Bilanzierung. Werkzeug zum Planen und Wirtschaften in Kreisläufen. Berlin, Heidelberg 1996
- Saykowski, F.; Marsmann, M.: Ökobilanzen - Fortschrittsbericht. UWSF- Z. Umweltchem. Ökotox. Heft 2, 1997, S. 112-115
- Schaltegger, S.; Sturm, A.: Ökologieorientierte Entscheidungen in Unternehmen. Ökologisches Rechnungswesen statt Ökobilanzierung: Notwendigkeiten, Kriterien, Konzepte. Bern, Stuttgart, Wien 1992
- Schmidt-Bleek, F.: Wieviel Umwelt braucht der Mensch? "MIPS - das Maß für ökologisches Wirtschaften". Basel, Boston, Berlin 1993
- Schmitz, S. et al.: Ökobilanz für Getränkeverpackungen. Berlin 1994
- Schön, M. et al.: Gutachterliche Stellungnahme zum künftigen Betrieb des Heizkraftwerkes Mannheim aus ökologischer Sicht. Karlsruhe, Schmallenberg 1997
- Schultz, I.: Die Liebe der Männer zu nachhaltigen Zahlen. Eine Betrachtung der Studie "Zukunftsfähiges Deutschland" aus feministischer Sicht. Wechselwirkung Nr. 78, 1996, S. 59-63
- Schultz, I.; Weller, I.: Nachhaltige Konsummuster und postmaterielle Lebensstile. Eine Vorstudie. Frankfurt a. M. 1996
- Schütz, H.; Wiedemann, P. (Hrsg.): Technik kontrovers: aktuelle Schlüsselbegriffe für die öffentliche Diskussion; ein Handbuch. Frankfurt a. M. 1993
- Schweimer, G. W.; Schuckert, M.: Sachbilanz eines Golf. VDI Berichte Nr. 1307, 1996, S. 235ff
- SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry): First working document on life-cycle impact assessment methodology. Zürich 1994
- SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry): Guidelines for Life-Cycle Assessment: A "Code of Practice". Brüssel, Pensacola 1993a

- SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry) Foundation for Environmental Education, Inc.: A conceptual framework for life-cycle impact assessment. Pensacola 1993b
- Siemens, S.: Ein unmoralisches Geschäft. Über die Verkehrung der Ethik in ihr Gegenteil. Forum Wissenschaft, Heft 3, 1997, S. 6-10
- Spiller, A.: Ökologieorientierte Produktpolitik. Forschung, Medienberichte und Marktsignale. Marburg 1996
- SRU (Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen): Umweltgutachten 1996. Stuttgart 1996
- SRU (Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen): Umweltgutachten 1994. Stuttgart 1994
- Stahl, B.; Walz, R.; Böhm, E.: Anleitung zur Bewertung in Ökobilanzen. UmweltWirtschaftsForum Heft 2, 1997, S. 2-7
- Stahl, B. et al.: Bewertungsmanual - Anleitung zur Bewertung in Ökobilanzen. Karlsruhe 1997
- Stahlmann, V.: Ziel und Inhalt ökologischer Rechnungslegung - vom Teil zum Ganzen. S. 89-145 in: Beck, M. (Hrsg.): Ökobilanzierung im betrieblichen Management. Würzburg 1993
- Stalmans, M. et al.: Bestandsaufnahme zur Erstellung einer Ökobilanz für die Produktion von Waschmitteltensiden in Europa. Tenside, Surfactants, Detergents Heft 2, 1995, S. 84-109
- Statistisches Bundesamt: Pressemitteilung Abfallbilanz 25.01.1996
- Statistisches Bundesamt: Statistisches Jahrbuch 1995 für das Ausland. Wiesbaden 1995a
- Statistisches Bundesamt: Umwelt Fachserie 19 Reihe 5 Umweltökonomische Gesamtrechnungen - Material- und Energieflußrechnungen. Wiesbaden 1995b
- Statistisches Bundesamt: Umweltschutz Fachserie 19 Reihe 1.1 Öffentliche Abfallbeseitigung. Wiesbaden 1994
- Stauth, R.; Sowmann, M.; Grindley, S.: The panel evaluation method: an approach to evaluating controversial resource allocation proposals. Environmental Impact Assessment Review 13, 1993, S. 13-35
- Steen, B.: EPS-Default Valuation of Environmental Impacts from Emission and Use of Resources. Stockholm 1996

- Steen, B.; Ryding, S.-O.: The EPS Enviro-Accounting Method. An application of environmental accounting principles for evaluation and valuation of environmental impact in product design. Swedish Environmental Research Institute (IVL), Report B1080. Göteborg 1992
- Stirling, A.: Limits to the value of external costs. *Energy Policy* 5, 1997, S. 517-540
- Storm, P.-C.; Bunge, T. (Hrsg.): Handbuch der UVP. Ergänzbare Sammlung der Rechtsgrundlagen, Prüfinhalte und -methoden. Berlin 1988
- Strauß, E.; Jaeckel, G.: Entwicklungspotentiale von Werkstoff- und Verarbeitungstechnologien in Nordrhein-Westfalen. Ergebnisse einer Delphi-Befragung. Karlsruhe 1996
- TAB (Büro für Technikfolgen-Abschätzung): Das OTA muß schließen. TAB-Brief Nr.10, 1995, S. 24-25
- Tellus Institute: Tellus packaging study. Vol. 1 Report 4. Boston 1992
- Thalmann, W.R.: Ökobilanzen für Kunststoffe. S. 17-50 in: Menges, G.; Michaeli, W.; Bittner, M. (Hrsg.): Recycling von Kunststoffen. München, Wien 1992
- Troge, A.: Begrüßung und Einführung des Seminars "Produktbezogene Ökobilanzen V". S. 3-11 in: FGU: Ökobilanzen. Seminar im Rahmen der UTECH. Berlin 1997
- Türk, K.: Organisationssoziologie. S. 1634-1647 in: Frese, E. (Hrsg.): Handwörterbuch der Organisation. 3. Auflage Stuttgart 1992
- UBA (Umweltbundesamt): Materialien zu Ökobilanzen und Lebensweganalysen - Aktivitäten und Initiativen des Umweltbundesamtes. UBA-Texte 26/97. Berlin 1997a
- UBA (Umweltbundesamt): Daten zur Umwelt. Der Zustand der Umwelt in Deutschland. Berlin 1997b
- UBA (Umweltbundesamt) (Hrsg.): Das Europäische Umweltzeichen. Wege zum produktbezogenen Umweltschutz. UBA-Texte 62/96. Berlin 1996
- UBA (Umweltbundesamt) (Hrsg.): Methodik der produktbezogenen Ökobilanzen - Wirkungsbilanz und Bewertung. UBA-Texte 23/95. Berlin 1995a
- UBA (Umweltbundesamt) (Hrsg.): Standardberichtsbogen für produktbezogene Ökobilanzen. UBA-Texte 24/95. Berlin 1995b
- UBA (Umweltbundesamt) (Hrsg.): Ökobilanz von Getränkeverpackungen. UBA-Texte 52/95. Berlin 1995c
- UBA (Umweltbundesamt) (Hrsg.): Umweltdaten Deutschland 1995. Berlin 1995d

- UBA (Umweltbundesamt) (Hrsg.): Umweltqualitätsziele, Umweltqualitätskriterien und -standards. UBA-Texte 64/94. Berlin 1994
- UBA (Umweltbundesamt): Daten zur Umwelt 1992/93. Berlin 1993
- UBA (Umweltbundesamt): Ökobilanzen für Produkte. Bedeutung - Sachstand - Perspektiven. Texte 38/92. Berlin 1992
- Udo de Haes, H. A. (Hrsg.): Towards a methodology for life-cycle impact assessment. Brüssel 1996
- Van den Daele, W.: Sozialverträglichkeit und Umweltverträglichkeit. Inhaltliche Mindeststandards und Verfahren bei der Beurteilung neuer Technik. Politische Vierteljahresschrift 2, 1993, S. 219-248
- Vauck, W.; Müller, H.: Grundoperationen chemischer Verfahrenstechnik. 9. Auflage Leipzig 1992
- VDI (Verein Deutscher Ingenieure): VDI-Richtlinie 4600. Kumulierter Energieaufwand. Begriffe, Definitionen, Berechnungsmethoden. Düsseldorf 1997
- VDI (Verein Deutscher Ingenieure) (Hrsg.): Lexikon Umwelttechnik. Düsseldorf 1994
- VDI (Verein Deutscher Ingenieure): VDI-Richtlinie 3780. Technikbewertung - Begriffe und Grundlagen. Düsseldorf 1991a
- VDI (Verein Deutscher Ingenieure) (Hrsg.): Technikbewertung - Begriffe und Grundlagen. Erläuterungen und Hinweise zur VDI-Richtlinie 3780. Düsseldorf 1991b
- VDI (Verein Deutscher Ingenieure) (Hrsg.): Technik zum Schutz der Umwelt: Grenzwerte und Grenzwertfindung. VDI Berichte Nr. 832. Düsseldorf 1990
- Volkwein, S.; Klöpffer, W.: The valuation step within LCA. Part I: General Principles. International Journal of Life cycle assessment, Heft 1, 1996a, S. 36-39
- Volkwein, S. et al.: The valuation step within LCA. Part II: A formalized method of prioritization by expert panels. International Journal of Life cycle assessment, Heft 4, 1996b, S. 182-192
- Wasmer, M.: Umweltprobleme aus der Sicht der Bevölkerung. Die subjektive Wahrnehmung allgemeiner und persönlicher Umweltbelastungen 1984 und 1988. S. 118-143 in: Müller, W. et al. (Hrsg.): Blickpunkt Gesellschaft. Einstellungen und Verhalten der Bundesbürger. Band I. Opladen 1990
- Walz, R. et al.: EDV-gestütztes Instrumentarium zur Ökobilanzierung. VDI Umwelt 10, 1996a, S. 53-55

- Walz, R. et al.: Weiterentwicklung von Indikatorensystemen für die Umweltberichterstattung. Abschlußbericht. Karlsruhe 1996b (auch als UBA-Texte 37/97)
- Walz, R. et al.: Ecotoxicological Impact Assessment and the Valuation Step within LCA - Pragmatic Approaches, International Journal of Life Cycle Assessment, Heft 4, 1996c, S. 193-198
- Walz, R. et al.: Synopse ausgewählter Indikatorenansätze für Sustainable Development. Abschlußbericht. Karlsruhe 1995
- Weltbank (Hrsg.): Weltentwicklungsbericht 1995. Arbeitnehmer im weltweiten Integrationsprozess. Bonn 1995
- Wenzel, H.; Hauschild, M.; Alting, L.: Environmental assessment of products - methodology, tools & techniques, and case studies in product development. Entwurf. Kopenhagen 1997
- Wicke, L.; Schulz, W.: Der ökonomische Wert der Umwelt. Zeitschrift für Umweltpolitik 2, 1987, S. 109-155
- Wilson, B.; Bryn, J.: Evaluating Environmental Interventions in Finland, Sweden and Norway. Landbank. London 1996
- Wilson, B.; Bryn, J.: The Swedish Phosphate Report. Landbank. London 1995
- Wilson, B.; Bryn, J.: The Phosphate Report. Landbank. London 1994
- Wittkowsky, A.: Einige Konsequenzen von Nachhaltigkeitsprinzipien für neue Orientierungen der Wissenschaft. Gesellschaft für Technikfolgenabschätzung (GfT) 1, 1997, S. 3-8
- Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltänderungen: Welt im Wandel: die Gefährdung der Böden. Bonn 1994
- World Meteorological Organization (WMO): Scientific assessment of ozone depletion: 1994. Genf 1995
- World Resources Institute (WRI): Welt-Ressourcen: Fakten, Daten, Trends, ökologisch-ökonomische Zusammenhänge. 1992
- Wuppertal Institut für Klima, Umwelt, Energie: Die MIPS Ergebnisse - Ökologische Rucksäcke. Online in Internet: URL: <http://www.wupperinst.org/WI/Projekte/mipsonline/grundlagen/-ergebnisse.html>. 04.06.98
- Wuppertal Institut für Klima, Umwelt, Energie: MAIA. Einführung in die Material Intensitäts-Analyse nach dem MIPS-Konzept. Version 1.0. Wuppertal 1996

Wuppertal Institut für Klima, Umwelt, Energie: Zukunftsfähiges Deutschland - ein Beitrag zu einer global nachhaltigen Entwicklung. Endbericht im Auftrag von BUND und MISEREOR. Wuppertal 1995

Zangemeister, C.: Nutzwertanalyse in der Systemtechnik. München 1971

Zeschmar-Lahl, B.; Lahl, U.: Wie wissenschaftlich ist die Toxikologie - Zur Problematik der Grenzwertfindung. Zeitschrift für Umweltpolitik 1, 1987, S. 43-64

Zihschank, R.: Mediationsverfahren als Gegenstand sozialwissenschaftlicher Umweltforschung. Zeitschrift für Umweltpolitik 1, 1991, S. 27-51

Zweck, A.: Die Entwicklung der Technikfolgenabschätzung zum gesellschaftlichen Vermittlungsinstrument. Opladen 1993

8 Anhang

8.1 Daten zur Normalisierung

8.1.1 Wirkkategorie Treibhauseffekt

Tabelle 81: Daten für Deutschland (Treibhauseffekt)

| Emissionen/Verbrauch | Jahr | BRD | Einheit | GWP | CO ₂ -Äquiv. kt |
|------------------------------|------|---------|---------|-------|----------------------------|
| CO ₂ | 1994 | 911.000 | kt | 1 | 911.000 |
| CH ₄ | 1994 | 5.238 | kt | 21 | 109.998 |
| N ₂ O | 1994 | 186 | kt | 310 | 57.660 |
| vollhalog. FCKW ¹ | 1994 | 2,4 | kt | 5.871 | 14.090 |
| H-FCKW u. H-FKW ² | 1995 | | | | 21.850 |
| Summe | | | | | 1.114.598 |

¹ GWP von vollhalog. FCKW ist Mittelwert

² Abschätzung

Quelle: Walz et al. 1996b, S. 398; IPCC 1996, S. 22

Tabelle 82: Daten für EU (Treibhauseffekt)

| Emission | Quelle | Jahr | EU | Einheit | GWP | CO ₂ -Äquiv. kt | |
|------------------|------------------------|------|-----------|---------|-------|-------------------------------|---------|
| CO ₂ | Eurostat 1995b, S. 357 | 1992 | 3.002.400 | kt | 1 | 3.002.400 | |
| CH ₄ | OECD 1994, S. 31 | | 20.352 | kt | 21 | 427.392 | |
| Belgien | | 1991 | 200 | kt | | | |
| Dänemark | | 1989 | 489 | kt | | | |
| Frankreich | | 1991 | 1.700 | kt | | | |
| Deutschland | | 1991 | 6.060 | kt | | | |
| Griechenland | | 1991 | 270 | kt | | | |
| Irland | | 1989 | 723 | kt | | | |
| Italien | | | 3.646 | kt | | | |
| Luxemburg | | 1989 | 7 | kt | | | |
| Niederlande | | | 833 | kt | | | |
| Portugal | | | 180 | kt | | | |
| Spanien | | 1991 | 1.400 | kt | | | |
| GB | | | 4.844 | kt | | | |
| N ₂ O | | | | 1.170 | kt | 310 | 362.759 |
| Belgien | | | | 27 | kt | | |
| Dänemark | | | | 23 | kt | | |
| Frankreich | | | | 223 | kt | | |
| Deutschland | | | 220 | kt | | | |
| Griechenland | Eurostat 1995a, S. 247 | 1990 | 205 | kt | | | |
| Irland | Eurostat 1995a, S. 248 | 1990 | 45 | kt | | | |
| Italien | OECD 1994, S. 31 | | 42 | kt | | | |
| Luxemburg | Eurostat 1995a, S.249 | 1990 | 0,69 | kt | | | |
| Niederlande | OECD 1994, S. 31 | | 19 | kt | | | |
| Portugal | Eurostat 1995a, S. 251 | 1990 | 54,7 | kt | | | |
| Spanien | Eurostat 1995a, S. 252 | 1990 | 201,8 | kt | | | |
| GB | OECD 1994, S. 31 | | 109 | kt | | | |
| FCKW 11,12 | UBA 1995d, S. 14 | 1993 | 76,2 | kt | 3.800 | 289.560 | |
| H-FCKW 22 | | 1993 | 43,7 | kt | 1.500 | 65.550 | |
| Summe | | | | | | 4.147.661 | |

Tabelle 83: Daten für OECD (Treibhauseffekt)

| Emission | Quelle | Jahr | OECD | Einheit | GWP | CO ₂ -Äquiv. kt | |
|------------------|------------------------|------------------|------------|---------|-----|-------------------------------|-----------|
| CO ₂ | OECD 1995, S. 43 | 1993* | 10.943.510 | kt | 1 | 10.943.510 | |
| CH ₄ | | 1993* | 67.800 | kt | 21 | 1.423.800 | |
| N ₂ O | | | 1.850 | kt | 310 | 573.559 | |
| Belgien | OECD 1994, S. 31 | 1991 | 27 | kt | | | |
| Dänemark | | 1991 | 23 | kt | | | |
| Frankreich | | 1991 | 223 | kt | | | |
| Deutschland | | 1991 | 220 | kt | | | |
| Griechenland | Eurostat 1995a, S. 247 | 1990 | 205 | kt | | | |
| Irland | Eurostat 1995a, S. 248 | 1990 | 45 | kt | | | |
| Italien | OECD 1994, S. 31 | 1991 | 42 | kt | | | |
| Luxemburg | Eurostat 1995a, S.249 | 1990 | 0,69 | kt | | | |
| Niederlande | OECD 1994, S. 31 | 1991 | 19 | kt | | | |
| Portugal | Eurostat 1995a, S. 251 | 1990 | 54,7 | kt | | | |
| Spanien | Eurostat 1995a, S. 252 | 1990 | 201,8 | kt | | | |
| GB | OECD 1994, S. 31 | 1991 | 109 | kt | | | |
| Canada | | 1991 | 92 | kt | | | |
| USA | | 1991 | 428 | kt | | | |
| Japan | | 1991 | 47 | kt | | | |
| Australien | | | | | | | |
| Neuseeland | | 1991 | 55 | kt | | | |
| Österreich | | 1991 | 4 | kt | | | |
| Finnland | | 1991 | 21 | kt | | | |
| Island | | | | | | | |
| Norwegen | | 1991 | 12 | kt | | | |
| Schweden | | 1991 | 11 | kt | | | |
| Schweiz | | 1991 | 10 | kt | | | |
| Türkei | | | | | | | |
| FCKW | | OECD 1995, S. 43 | 1993* | 269 | kt | 3.800 | 1.022.200 |
| Summe | | | | | | 13.963.069 | |

* 1993 und früher

8.1.2 Wirkkategorie Ozonzerstörung

Tabelle 84: Daten für Deutschland (Ozonzerstörung)

| Verbrauch | Jahr | BRD | Einheit | ODP | R11-Äquiv. kt |
|-------------|------|-----|---------|-----|---------------|
| FCKW gesamt | 1995 | 1 | kt | 1 | 1 |

Quelle: Walz et al. 1996b, S. 400

Tabelle 85: Daten für EU (Ozonzerstörung)

| Emission | Quelle | EU | Einheit | ODP | R11-Äquiv. kt |
|--------------|------------------|------|---------|-------|---------------|
| FCKW 11 | UBA 1995d, S. 14 | 76,2 | kt | 1 | 76,2 |
| R 22 | | 43,7 | kt | 0,055 | 2,4 |
| Summe | | | | | 78,6 |

Tabelle 86: Daten für OECD (Ozonzerstörung)

| Emission | Quelle | Jahr | OECD | Einheit | ODP | R 11-Äquiv. kt |
|----------|------------------|------|------|---------|-----|----------------|
| FCKW | OECD 1995, S. 43 | 1993 | 269 | kt | 1 | 269 |

8.1.3 Wirkkategorie Versauerung

Tabelle 87: Daten für Deutschland (Versauerung)

| Emission | Jahr | BRD | Einheit | AP | SO ₂ -Äquiv. kt |
|-----------------|------|-------|---------|------|----------------------------|
| SO ₂ | 1994 | 2.997 | kt | 1 | 2.997 |
| NH ₃ | 1994 | 622 | kt | 1,88 | 1.169 |
| NO ₂ | 1994 | 2.871 | kt | 0,7 | 2.010 |
| Summe | | | | | 6.176 |

Quelle: Walz et al. 1996b, S. 405

8.1.4 Wirkkategorie Eutrophierung

Tabelle 90: Daten für Deutschland (Eutrophierung)

| Emissionen | Jahr | BRD | Einheit | EP | PO ₄ -Äquiv. kt |
|------------------------|------|-------|---------|------|----------------------------|
| N (Frachten in Flüsse) | 1992 | 544 | kt | 0,42 | 228 |
| P (Frachten in Flüsse) | 1992 | 24 | kt | 3,06 | 73 |
| NO ₂ (Luft) | 1994 | 2.871 | kt | 0,13 | 373 |
| Summe | | | | | 675 |

Quelle: Walz et al. 1996b, S. 403

Tabelle 91: Daten für EU (Eutrophierung)

| Emission | Quelle | EU | Einheit | EP | PO ₄ -Äquiv. kt |
|------------------------|------------------------|--------|---------|------|----------------------------|
| N (Mittelmeer) | Eurostat 1995a, S. 105 | 1.042 | kt | 0,42 | 438 |
| P (Mittelmeer) | | 358 | kt | 3,06 | 1.095 |
| N (Atlantik) | | 314 | kt | 0,42 | 132 |
| P (Atlantik) | | 19 | kt | 3,06 | 58 |
| N (Nordsee) | | 920 | kt | 0,42 | 386 |
| P (Nordsee) | | 48 | kt | 3,06 | 147 |
| N (Ostsee) | | 454 | kt | 0,42 | 191 |
| P (Ostsee) | | 32,4 | kt | 3,06 | 99 |
| NO ₂ (Luft) | | 12.773 | kt | 0,13 | 1.660 |
| Summe | | | | | |

Tabelle 92: Daten für OECD (Eutrophierung)

| Emission | Quelle | Jahr | OECD | Einheit | EP | PO ₄ -Äquiv. kt |
|------------------------|---------------------------|------------------|-------|---------|------|----------------------------|
| N (Mittelmeer) | Eurostat 1995a, S. 105 | | 1.042 | kt | 0,42 | 438 |
| P (Mittelmeer) | | | 358 | kt | 3,06 | 1.095 |
| N (Atlantik) | | | 314 | kt | 0,42 | 132 |
| P (Atlantik) | | | 19 | kt | 3,06 | 58 |
| N (Nordsee) | | | 920 | kt | 0,42 | 386 |
| P (Nordsee) | | | 48 | kt | 3,06 | 147 |
| N (Ostsee) | | | 454 | kt | 0,42 | 191 |
| P (Ostsee) | | | 32,4 | kt | 3,06 | 99 |
| NO ₂ (Luft) | | OECD 1995, S. 17 | 1993 | 39.500 | kt | 0,13 |
| N (USA) | WRI 1992, S. 338 | | 1.713 | kt | 0,42 | 719 |
| P (USA) | | | 356 | kt | 3,06 | 1.089 |
| Summe | | | | | | 9.490 |

8.1.5 Wirkkategorie Ökotoxizität

Tabelle 93: Daten für Deutschland (Ökotoxizität)

| | Einheit | BRD |
|-----------------------|----------------|------------|
| Ökotoxizität (Luft) | kt | 26.740 |
| Ökotoxizität (Wasser) | kt | 4.034 |

Quelle: Herrchen et al. 1996, S. 51

Tabelle 94: Daten für EU (Ökotoxizität)

| Extrapolation (Faktor 3,64) | Einheit | BRD | EU |
|------------------------------------|----------------|------------|-----------|
| Ökotoxizität (Luft) | kt | 26.740 | 97.334 |
| Ökotoxizität (Wasser) | kt | 4.034 | 14.684 |

Tabelle 95: Daten für OECD (Ökotoxizität)

| Extrapolation (Faktor 13) | Einheit | BRD | OECD |
|----------------------------------|----------------|------------|-------------|
| Ökotoxizität (Luft) | kt | 26.740 | 347.620 |
| Ökotoxizität (Wasser) | kt | 4.034 | 52.436 |

8.1.6 Wirkkategorie Ressourcen

Tabelle 96: Daten für Deutschland (Ressourcen)

| Ressourcen | Quelle | Jahr | BRD | Einheit | |
|----------------------------|---------------------------------|------|----------------|----------------|----|
| Energie, nicht regenerativ | | | 13.818 | PJ | |
| Mineralöle | UBA 1995d, S. 9 | 1993 | 5.745 | PJ | |
| Steinkohle | | 1993 | 2.127 | PJ | |
| Braunkohle | | 1993 | 1.972 | PJ | |
| Naturgase | | 1993 | 2.535 | PJ | |
| Kernenergie | | 1993 | 1.439 | PJ | |
| Energie, regenerativ | | | | 308 | PJ |
| Wasserkraft | | 1993 | 173 | PJ | |
| sonstige Energieträger | | 1993 | 135 | PJ | |
| Metallische Rohstoffe | Statist. Bundesamt 1995b, S. 41 | 1990 | 38.912.420 | t | |
| Mineralische Rohstoffe | | 1990 | 604.867.826 | t | |
| Biotische Stoffe | Summe Pflanzen u. Holz | | 205.957.489 | t | |
| Pflanzen | Statist. Bundesamt 1995b, S. 41 | 1990 | 149.070.819 | t | |
| Holz | | 1990 | 56.886.670 | t | |
| Wasser | UBA 1995d, S. 28 | 1991 | 17.500.000.000 | m ³ | |
| Wasser mit Kühlwasser | | 1991 | 46.300.000.000 | m ³ | |

Tabelle 97: Daten für EU (Ressourcen)

| Ressourcen | Quelle | Jahr | EU | Einheit |
|----------------------------|----------------------------------|---------------------------------|-----------------|----------------|
| Energie, nicht regenerativ | Statist. Bundesamt 1995a, S. 379 | 1993 | 50.693 | PJ |
| Energie regenerativ | Statist. Bundesamt 1995a, S. 193 | 1993 | 666 | PJ |
| Metallische Rohstoffe | Metallgesellschaft 1995, S. 6-7 | 1993 | 142.303.053 | t |
| Aluminium | | 1993 | 3,89E+06 | t |
| Kadmium | | 1993 | 4,61E+03 | t |
| Kupfer | | 1993 | 2,79E+06 | t |
| Blei | | 1993 | 1,35E+06 | t |
| Quecksilber | | 1993 | 636 | t |
| Nickel | | 1993 | 2,22E+05 | t |
| Zinn | | 1993 | 5,53E+04 | t |
| Zink | | 1993 | 1,70E+06 | t |
| Magnesium | | 1993 | 1,00E+04 | t |
| Silber | | 1993 | 3,06E+02 | t |
| Rohstahl | | Statist. Bundesamt 1995a, S. 96 | 1993 | 1,32E+08 |
| Mineralische Rohstoffe | extrapoliert | | 2.201.720 | kt |
| Biotische Rohstoffe | extrapoliert | | 749.683 | kt |
| Wasser | extrapoliert | | 63.700.000.000 | m ³ |
| Wasser mit Kühlwasser | Eurostat 1992, S. 148 | 1989 | 249.900.000.000 | m ³ |

Tabelle 98: Daten für OECD (Ressourcen)

| Ressourcenverbrauch | Quelle | Jahr | OECD | Einheit |
|------------------------------|------------------------------------|-------------|-----------------|----------------------------|
| Energie nicht regenerativ | OECD 1995, S. 189 | | 178.048 | PJ |
| Energie nicht regenerativ | | | 4.253 | Mill. t/RÖE = 41,868 PJ |
| feste Brennstoffe | | 1993 | 1025,4 | Mill. t/RÖE |
| Öl | | 1993 | 1850,9 | Mill. t/RÖE |
| Gas | | 1993 | 903,5 | Mill. t/RÖE |
| Kernenergie | | 1993 | 472,8 | Mill. t/RÖE |
| Energie regenerativ | | | 5.698 | PJ |
| Wasser, Solar, geotherm. | | 1993 | 136,1 | Mill. t/RÖE = 41,868 PJ |
| Metallische Rohstoffe | Metallgesellschaft 1995, S. 6-7 | 1993 | 3,60E+08 | t |
| Aluminium | | | 1,24E+07 | t |
| EU | | | 3,89E+06 | t |
| Canada | | | 4,87E+05 | t |
| USA | | | 4,88E+06 | t |
| Japan | | | 2,14E+06 | t |
| Australien u. Neuseel. | | | 3,67E+05 | t |
| Österreich | | | 1,40E+05 | t |
| Finnland | | | 2,20E+04 | t |
| Norwegen | | | 2,02E+05 | t |
| Schweden | | | 9,30E+04 | t |
| Schweiz | | | 1,31E+05 | t |
| Kadmium | | | 12.470 | t |
| EU | | | 4.611 | t |
| Canada | | | 1.945 | t |
| USA | | | 1.139 | t |
| Japan | | | 2.826 | t |
| Australien u. Neuseel. | | | 951 | t |
| Österreich | | | | |
| Finnland | | | 785 | t |
| Norwegen | | | 213 | t |
| Schweden | | | | |
| Schweiz | | | | |
| Kupfer | | | 7,11E+06 | t |
| EU | | | 2,79E+06 | t |
| Canada | | | 1,86E+05 | t |
| USA | | | 2,36E+06 | t |
| Japan | | | 1,38E+06 | t |
| Australien u. Neuseel. | | | 1,50E+05 | t |
| Österreich | | | 2,10E+04 | t |
| Finnland | | | 9,10E+04 | t |
| Norwegen | | | | |
| Schweden | | | 1,16E+05 | t |
| Schweiz | | 3,10E+03 | t | |

Tabelle 98: Daten für OECD (Ressourcen), Fortsetzung

| | | | | |
|------------------------|------------------------------------|----------|----------|---|
| Blei | | 1993 | 3,32E+06 | t |
| EU | | | 1,35E+06 | t |
| Canada | | | 7,37E+04 | t |
| USA | | | 1,36E+06 | t |
| Japan | | | 3,71E+05 | t |
| Australien u. Neuseel. | | | 6,60E+04 | t |
| Österreich | | | 6,18E+04 | t |
| Finnland | | | 4,30E+03 | t |
| Norwegen | | | 2,70E+03 | t |
| Schweden | | | 3,36E+04 | t |
| Schweiz | | | 5,90E+03 | t |
| Quecksilber | | | 804 | t |
| EU | | | 636 | t |
| Canada | | | | t |
| USA | | | 70 | t |
| Japan | | | | t |
| Australien u. Neuseel. | | | | t |
| Österreich | Metallgesellschaft 1995, S. 6-7 | | | t |
| Finnland | | | 98 | t |
| Norwegen | | | | t |
| Schweden | | | | t |
| Schweiz | | | | t |
| Nickel | | | 6,08E+05 | t |
| EU | | | 2,22E+05 | t |
| Canada | | | 1,39E+04 | t |
| USA | | 1,59E+05 | t | |
| Japan | | 1,57E+05 | t | |
| Australien u. Neuseel. | | 1,70E+03 | t | |
| Österreich | | 4,00E+03 | t | |
| Finnland | | 2,68E+04 | t | |
| Norwegen | | 3,00E+02 | t | |
| Schweden | | 2,28E+04 | t | |
| Schweiz | | 7,00E+02 | t | |
| Zinn | | 1,24E+05 | t | |
| EU | | 5,53E+04 | t | |
| Canada | | 3,80E+03 | t | |
| USA | | 3,39E+04 | t | |
| Japan | | 2,87E+04 | t | |
| Australien u. Neuseel. | | 3,00E+02 | t | |
| Österreich | | 7,00E+02 | t | |
| Finnland | | | t | |
| Norwegen | | 4,00E+02 | t | |
| Schweden | | 3,00E+02 | t | |
| Schweiz | | 8,00E+02 | t | |

Tabelle 98: Daten für OECD (Ressourcen), Fortsetzung

| | | | | | |
|------------------------|--|--------------|-----------|-----------|----|
| Zink | | 1993 | 4,07E+06 | t | |
| EU | | | 1,70E+06 | t | |
| Canada | | | 1,34E+05 | t | |
| USA | | | 1,14E+06 | t | |
| Japan | | | 7,19E+05 | t | |
| Australien u. Neuseel. | | | 2,40E+05 | t | |
| Österreich | | | 4,55E+04 | t | |
| Finnland | | | 3,12E+04 | t | |
| Norwegen | | | 1,52E+04 | t | |
| Schweden | | | 2,91E+04 | t | |
| Schweiz | | | 1,72E+04 | t | |
| Magnesium | | | 201.700 | t | |
| EU | | | 10.000 | t | |
| Canada | | | 25.300 | t | |
| USA | Metallgesellschaft 1995, S. 6-7 | | 132.100 | t | |
| Japan | | | 7.000 | t | |
| Australien u. Neuseel. | | | | t | |
| Österreich | | | | t | |
| Finnland | | | | t | |
| Norwegen | | | 27.300 | t | |
| Schweden | | | | t | |
| Schweiz | | | | t | |
| Silber | | | | 4,57E+03 | t |
| EU | | | | 3,06E+02 | t |
| Canada | | | 895,8 | t | |
| USA | | | 1645 | t | |
| Japan | | | 136,9 | t | |
| Australien u. Neuseel. | | | 1275 | t | |
| Österreich | | | | t | |
| Finnland | | | 29,3 | t | |
| Island | | | | | |
| Norwegen | | | | | |
| Schweden | | | 277,3 | t | |
| Schweiz | | | | t | |
| Rohstahl | | 1993 | 3,33E+08 | t | |
| EU | | | 1,32E+08 | t | |
| USA | | | 8,88E+07 | t | |
| Japan | Statist. Bundesamt 1995a, S. 96 | | 9,96E+07 | t | |
| Österreich | | | 4,15E+06 | t | |
| Finnland | | | 3,26E+06 | t | |
| Schweden | | | 4,59E+06 | t | |
| Mineralische Rohstoffe | | extrapoliert | | 7.863.284 | kt |
| Wasser mit Kühlwasser | OECD 1994, S. 103 (1090 m³/Einw. *866.306.000 Einw.) | | 9,44E+11 | m³ | |
| Wasser | extrapoliert | | 2,27E+11 | m³ | |
| Biotische Rohstoffe | extrapoliert | | 2.677.441 | kt | |

8.1.7 Wirkkategorie Abfall

Tabelle 99: Daten für Deutschland (Abfall)

| Abfallarten | Jahr | Menge | Einheit |
|-----------------------------|-------------|--------------|----------------|
| Hausmüll | 1993 | 43.486 | kt |
| Abfälle aus der Produktion | 1993 | 77.451 | kt |
| Summe | | 120.937 | kt |
| Sonderabfall | 1993 | 9.022 | kt |
| Zusätzliche Abfallarten | | | |
| Bauschutt, Bodenaushub | 1993 | 143.098 | kt |
| Bergematerial a. d. Bergbau | 1993 | 67.814 | kt |
| Klärschlämme | 1993 | 5.475 | kt |
| krankenhausspezif. Abfälle | 1993 | 68 | kt |

Quelle: Statist. Bundesamt 1996

Tabelle 100: Daten für EU (Abfall)

| | Quelle | Jahr | EU | Einheit |
|--|-------------------------------------|-------|---------------|----------------|
| Hausmüll | | | | |
| Belgien | Statist. Bundesamt 1995a, S. 380 | 1990 | 3.410 | kt |
| Dänemark | | 1985 | 2.430 | kt |
| Frankreich | | 1990 | 18.510 | kt |
| Deutschland | Statist. Bundesamt 1996 | 1990 | 50.085 | kt |
| Griechenland | | 1990 | 3.000 | kt |
| Irland | | 1985 | 1.100 | kt |
| Italien | Statist. Bundesamt 1995a, S. 380 | 1990 | 20.033 | kt |
| Luxemburg | | 1990 | 170 | kt |
| Niederlande | | 1990 | 7.430 | kt |
| Portugal | | 1990 | 2.538 | kt |
| Spanien | | 1990 | 12.546 | kt |
| Großbritannien | | 1990 | 20.000 | kt |
| Produktionsabfall | | | | |
| Belgien | Statist. Bundesamt 1995a, S. 380 | 1989 | 26.700 | kt |
| Dänemark | | 1985 | 2.304 | kt |
| Frankreich | | 1990 | 50.000 | kt |
| Deutschland | Statist. Bundesamt 1996 | 1990 | 97.329 | kt |
| Griechenland | | 1990 | 4.304 | kt |
| Irland | | 1984 | 1.580 | kt |
| Italien | Statist. Bundesamt 1995a, S. 380 | 1991 | 34.710 | kt |
| Luxemburg | | 1990 | 1.300 | kt |
| Niederlande | | 1990 | 7.665 | kt |
| Portugal | | 1990 | 662 | kt |
| Spanien | | 1990 | 13.800 | kt |
| Großbritannien | | 1990 | 56.000 | kt |
| Summe Hausmüll/ Produktionsabfall | | | | 437.606 |
| Sonderabfall | | | | |
| Belgien | Eurostat 1992, S. 172 | 1989 | 915 | kt |
| Dänemark | | 1988 | 112 | kt |
| Frankreich | | 1989 | 3.000 | kt |
| Deutschland | Statist. Bundesamt 1996 | 1990 | 12.860 | kt |
| Griechenland | | 1989 | 423 | kt |
| Irland | | 1984 | 20 | kt |
| Italien | | 1989 | 3.640 | kt |
| Luxemburg | | 1990 | 742 | kt |
| Niederlande | | 1988 | 1.500 | kt |
| Portugal | | 1987 | 662 | kt |
| Spanien | | 1987 | 1.708 | kt |
| Großbritannien | 1989 | 2.200 | kt | |
| Summe Sonderabfall | | | 27.782 | kt |

Tabelle 101: Daten für OECD (Abfall)

| | Quelle | Jahr | OECD | Einheit |
|-------------------|------------------|-------------|------------------|----------------|
| Hausmüll | OECD 1994, S. 91 | 1990 | 425.000 | kt |
| Produktionsabfall | | 1990 | 1.500.000 | kt |
| Summe | | | 1.925.000 | kt |
| Sonderabfall | OECD 1994, S. 97 | 1990 | 237.388 | kt |

8.2 Beispiel für die Auswertung mit AHP-Methode

8.2.1 Abfrage mit der AHP-Methode

GOAL: Sustainable Development

With respect to
RAUM < GOAL

TREIBH. :Treibhauseffekt
is STRONGLY more IMPORTANT than
VERSAUER :Versauerung

| | |
|------------------|-----|
| EXTREME----- | |
| VERY STRONG----- | |
| STRONG----- | <-- |
| MODERATE----- | |
| EQUAL----- | |

8.2.2 Zusammenstellung der Beurteilung mit AHP

Räumliche Betroffenheit

Verbal judgments of IMPORTANCE with respect to:
RAUM < GOAL

Node: 10000

| | | | | | |
|----|----------|-----------------|---|-----------------|----------|
| 1 | RESSOURC | 9 8 7 6 5 4 3 2 | 1 | 2 ■ 4 5 6 7 8 9 | TREIBH. |
| 2 | RESSOURC | 9 8 7 6 5 4 3 2 | 1 | 2 ■ 4 5 6 7 8 9 | OZON |
| 3 | RESSOURC | 9 8 7 6 5 4 ■ 2 | 1 | 2 3 4 5 6 7 8 9 | VERSAUER |
| 4 | RESSOURC | 9 8 7 6 5 4 ■ 2 | 1 | 2 3 4 5 6 7 8 9 | EUTRO |
| 5 | RESSOURC | 9 8 7 6 5 4 3 2 | ■ | 2 3 4 5 6 7 8 9 | ECOTOX |
| 6 | RESSOURC | 9 8 7 6 ■ 4 3 2 | 1 | 2 3 4 5 6 7 8 9 | ABFALL |
| 7 | TREIBH. | 9 8 7 6 5 4 3 2 | ■ | 2 3 4 5 6 7 8 9 | OZON |
| 8 | TREIBH. | 9 8 7 6 ■ 4 3 2 | 1 | 2 3 4 5 6 7 8 9 | VERSAUER |
| 9 | TREIBH. | 9 8 7 6 ■ 4 3 2 | 1 | 2 3 4 5 6 7 8 9 | EUTRO |
| 10 | TREIBH. | 9 8 7 6 5 4 ■ 2 | 1 | 2 3 4 5 6 7 8 9 | ECOTOX |
| 11 | TREIBH. | 9 8 ■ 6 5 4 3 2 | 1 | 2 3 4 5 6 7 8 9 | ABFALL |
| 12 | OZON | 9 8 7 6 ■ 4 3 2 | 1 | 2 3 4 5 6 7 8 9 | VERSAUER |
| 13 | OZON | 9 8 7 6 ■ 4 3 2 | 1 | 2 3 4 5 6 7 8 9 | EUTRO |
| 14 | OZON | 9 8 7 6 5 4 ■ 2 | 1 | 2 3 4 5 6 7 8 9 | ECOTOX |
| 15 | OZON | 9 8 ■ 6 5 4 3 2 | 1 | 2 3 4 5 6 7 8 9 | ABFALL |
| 16 | VERSAUER | 9 8 7 6 5 4 3 2 | ■ | 2 3 4 5 6 7 8 9 | EUTRO |
| 17 | VERSAUER | 9 8 7 6 5 4 3 2 | 1 | 2 ■ 4 5 6 7 8 9 | ECOTOX |
| 18 | VERSAUER | 9 8 7 6 5 4 ■ 2 | 1 | 2 3 4 5 6 7 8 9 | ABFALL |
| 19 | EUTRO | 9 8 7 6 5 4 3 2 | 1 | 2 ■ 4 5 6 7 8 9 | ECOTOX |
| 20 | EUTRO | 9 8 7 6 5 4 ■ 2 | 1 | 2 3 4 5 6 7 8 9 | ABFALL |
| 21 | ECOTOX | 9 8 7 6 ■ 4 3 2 | 1 | 2 3 4 5 6 7 8 9 | ABFALL |

1=EQUAL 3=MODERATE 5=STRONG 7=VERY STRONG 9=EXTREME

8.2.2 Zusammenstellung der Beurteilung mit AHP (Fortsetzung)

Einbettung in Zeitskalen

Verbal judgments of IMPORTANCE with respect to:
ZEIT < GOAL

Node: 20000

| | | | | | |
|----|----------|-----------------|---|-----------------|----------|
| 1 | RESSOURC | 9 8 7 6 5 4 3 2 | ■ | 2 3 4 5 6 7 8 9 | TREIBH. |
| 2 | RESSOURC | 9 8 7 6 5 4 3 2 | ■ | 2 3 4 5 6 7 8 9 | OZON |
| 3 | RESSOURC | 9 8 ■ 6 5 4 3 2 | 1 | 2 3 4 5 6 7 8 9 | VERSAUER |
| 4 | RESSOURC | 9 8 ■ 6 5 4 3 2 | 1 | 2 3 4 5 6 7 8 9 | EUTRO |
| 5 | RESSOURC | 9 8 7 6 5 4 ■ 2 | 1 | 2 3 4 5 6 7 8 9 | ECOTOX |
| 6 | RESSOURC | 9 8 7 6 ■ 4 3 2 | 1 | 2 3 4 5 6 7 8 9 | ABFALL |
| 7 | TREIBH. | 9 8 7 6 5 4 3 2 | ■ | 2 3 4 5 6 7 8 9 | OZON |
| 8 | TREIBH. | 9 8 ■ 6 5 4 3 2 | 1 | 2 3 4 5 6 7 8 9 | VERSAUER |
| 9 | TREIBH. | 9 8 ■ 6 5 4 3 2 | 1 | 2 3 4 5 6 7 8 9 | EUTRO |
| 10 | TREIBH. | 9 8 7 6 5 4 ■ 2 | 1 | 2 3 4 5 6 7 8 9 | ECOTOX |
| 11 | TREIBH. | 9 8 7 6 ■ 4 3 2 | 1 | 2 3 4 5 6 7 8 9 | ABFALL |
| 12 | OZON | 9 8 ■ 6 5 4 3 2 | 1 | 2 3 4 5 6 7 8 9 | VERSAUER |
| 13 | OZON | 9 8 ■ 6 5 4 3 2 | 1 | 2 3 4 5 6 7 8 9 | EUTRO |
| 14 | OZON | 9 8 7 6 5 4 ■ 2 | 1 | 2 3 4 5 6 7 8 9 | ECOTOX |
| 15 | OZON | 9 8 7 6 ■ 4 3 2 | 1 | 2 3 4 5 6 7 8 9 | ABFALL |
| 16 | VERSAUER | 9 8 7 6 5 4 3 2 | ■ | 2 3 4 5 6 7 8 9 | EUTRO |
| 17 | VERSAUER | 9 8 7 6 5 4 3 2 | 1 | 2 3 4 ■ 6 7 8 9 | ECOTOX |
| 18 | VERSAUER | 9 8 7 6 5 4 3 2 | 1 | 2 ■ 4 5 6 7 8 9 | ABFALL |
| 19 | EUTRO | 9 8 7 6 5 4 3 2 | 1 | 2 3 4 ■ 6 7 8 9 | ECOTOX |
| 20 | EUTRO | 9 8 7 6 5 4 3 2 | 1 | 2 ■ 4 5 6 7 8 9 | ABFALL |
| 21 | ECOTOX | 9 8 7 6 5 4 ■ 2 | 1 | 2 3 4 5 6 7 8 9 | ABFALL |

1=EQUAL 3=MODERATE 5=STRONG 7=VERY STRONG 9=EXTREME

8.2.2 Zusammenstellung der Beurteilung mit AHP (Fortsetzung)

Ausmaß der Wirkungen

Verbal judgments of IMPORTANCE with respect to:
AUSMASS < GOAL

Node: 30000

| | | | | | |
|----|----------|-----------------|---|-----------------|----------|
| 1 | RESSOURC | 9 8 7 6 5 4 3 2 | 1 | 2 3 4 ■ 6 7 8 9 | TREIBH. |
| 2 | RESSOURC | 9 8 7 6 5 4 3 2 | 1 | 2 3 4 ■ 6 7 8 9 | OZON |
| 3 | RESSOURC | 9 8 7 6 5 4 3 2 | ■ | 2 3 4 5 6 7 8 9 | VERSAUER |
| 4 | RESSOURC | 9 8 7 6 5 4 3 2 | ■ | 2 3 4 5 6 7 8 9 | EUTRO |
| 5 | RESSOURC | 9 8 7 6 5 4 3 2 | 1 | 2 3 4 ■ 6 7 8 9 | ECOTOX |
| 6 | RESSOURC | 9 8 7 6 5 4 ■ 2 | 1 | 2 3 4 5 6 7 8 9 | ABFALL |
| 7 | TREIBH. | 9 8 7 6 5 4 3 2 | ■ | 2 3 4 5 6 7 8 9 | OZON |
| 8 | TREIBH. | 9 8 7 6 ■ 4 3 2 | 1 | 2 3 4 5 6 7 8 9 | VERSAUER |
| 9 | TREIBH. | 9 8 7 6 ■ 4 3 2 | 1 | 2 3 4 5 6 7 8 9 | EUTRO |
| 10 | TREIBH. | 9 8 7 6 5 4 3 2 | ■ | 2 3 4 5 6 7 8 9 | ECOTOX |
| 11 | TREIBH. | 9 8 ■ 6 5 4 3 2 | 1 | 2 3 4 5 6 7 8 9 | ABFALL |
| 12 | OZON | 9 8 7 6 ■ 4 3 2 | 1 | 2 3 4 5 6 7 8 9 | VERSAUER |
| 13 | OZON | 9 8 7 6 ■ 4 3 2 | 1 | 2 3 4 5 6 7 8 9 | EUTRO |
| 14 | OZON | 9 8 7 6 5 4 3 2 | ■ | 2 3 4 5 6 7 8 9 | ECOTOX |
| 15 | OZON | 9 8 ■ 6 5 4 3 2 | 1 | 2 3 4 5 6 7 8 9 | ABFALL |
| 16 | VERSAUER | 9 8 7 6 5 4 3 2 | ■ | 2 3 4 5 6 7 8 9 | EUTRO |
| 17 | VERSAUER | 9 8 7 6 5 4 3 2 | 1 | 2 3 4 ■ 6 7 8 9 | ECOTOX |
| 18 | VERSAUER | 9 8 7 6 5 4 ■ 2 | 1 | 2 3 4 5 6 7 8 9 | ABFALL |
| 19 | EUTRO | 9 8 7 6 5 4 3 2 | 1 | 2 3 4 ■ 6 7 8 9 | ECOTOX |
| 20 | EUTRO | 9 8 7 6 5 4 ■ 2 | 1 | 2 3 4 5 6 7 8 9 | ABFALL |
| 21 | ECOTOX | 9 8 ■ 6 5 4 3 2 | 1 | 2 3 4 5 6 7 8 9 | ABFALL |

1=EQUAL 3=MODERATE 5=STRONG 7=VERY STRONG 9=EXTREME

8.2.2 Zusammenstellung der Beurteilung mit AHP (Fortsetzung)

Grad der Irreversibilität

Verbal judgments of IMPORTANCE with respect to:
IRREVER. < GOAL

Node: 40000

| | | | | | |
|----|----------|-----------------|---|-----------------|----------|
| 1 | RESSOURC | 9 8 7 6 5 4 ■ 2 | 1 | 2 3 4 5 6 7 8 9 | TREIBH. |
| 2 | RESSOURC | 9 8 7 6 5 4 ■ 2 | 1 | 2 3 4 5 6 7 8 9 | OZON |
| 3 | RESSOURC | 9 8 ■ 6 5 4 3 2 | 1 | 2 3 4 5 6 7 8 9 | VERSAUER |
| 4 | RESSOURC | 9 8 ■ 6 5 4 3 2 | 1 | 2 3 4 5 6 7 8 9 | EUTRO |
| 5 | RESSOURC | 9 8 7 6 5 4 ■ 2 | 1 | 2 3 4 5 6 7 8 9 | ECOTOX |
| 6 | RESSOURC | ■ 8 7 6 5 4 3 2 | 1 | 2 3 4 5 6 7 8 9 | ABFALL |
| 7 | TREIBH. | 9 8 7 6 5 4 3 2 | ■ | 2 3 4 5 6 7 8 9 | OZON |
| 8 | TREIBH. | 9 8 7 6 ■ 4 3 2 | 1 | 2 3 4 5 6 7 8 9 | VERSAUER |
| 9 | TREIBH. | 9 8 7 6 ■ 4 3 2 | 1 | 2 3 4 5 6 7 8 9 | EUTRO |
| 10 | TREIBH. | 9 8 7 6 5 4 3 2 | ■ | 2 3 4 5 6 7 8 9 | ECOTOX |
| 11 | TREIBH. | 9 8 ■ 6 5 4 3 2 | 1 | 2 3 4 5 6 7 8 9 | ABFALL |
| 12 | OZON | 9 8 7 6 ■ 4 3 2 | 1 | 2 3 4 5 6 7 8 9 | VERSAUER |
| 13 | OZON | 9 8 7 6 ■ 4 3 2 | 1 | 2 3 4 5 6 7 8 9 | EUTRO |
| 14 | OZON | 9 8 7 6 5 4 3 2 | ■ | 2 3 4 5 6 7 8 9 | ECOTOX |
| 15 | OZON | 9 8 ■ 6 5 4 3 2 | 1 | 2 3 4 5 6 7 8 9 | ABFALL |
| 16 | VERSAUER | 9 8 7 6 5 4 3 2 | ■ | 2 3 4 5 6 7 8 9 | EUTRO |
| 17 | VERSAUER | 9 8 7 6 5 4 3 2 | 1 | 2 3 4 ■ 6 7 8 9 | ECOTOX |
| 18 | VERSAUER | 9 8 7 6 5 4 ■ 2 | 1 | 2 3 4 5 6 7 8 9 | ABFALL |
| 19 | EUTRO | 9 8 7 6 5 4 3 2 | 1 | 2 3 4 ■ 6 7 8 9 | ECOTOX |
| 20 | EUTRO | 9 8 7 6 5 4 ■ 2 | 1 | 2 3 4 5 6 7 8 9 | ABFALL |
| 21 | ECOTOX | 9 8 ■ 6 5 4 3 2 | 1 | 2 3 4 5 6 7 8 9 | ABFALL |

1=EQUAL 3=MODERATE 5=STRONG 7=VERY STRONG 9=EXTREME

8.2.2 Zusammenstellung der Beurteilung mit AHP (Fortsetzung)

Überschreiten von Nachhaltigkeitsschwellen

Verbal judgments of IMPORTANCE with respect to:
SCHWELLE < GOAL

Node: 50000

| | | | | | |
|----|----------|-----------------|---|-----------------|----------|
| 1 | RESSOURC | 9 8 7 6 5 4 3 2 | 1 | 2 3 4 ■ 6 7 8 9 | TREIBH. |
| 2 | RESSOURC | 9 8 7 6 5 4 3 2 | 1 | 2 3 4 ■ 6 7 8 9 | OZON |
| 3 | RESSOURC | 9 8 7 6 5 4 3 2 | 1 | 2 ■ 4 5 6 7 8 9 | VERSAUER |
| 4 | RESSOURC | 9 8 7 6 5 4 3 2 | 1 | 2 ■ 4 5 6 7 8 9 | EUTRO |
| 5 | RESSOURC | 9 8 7 6 5 4 3 2 | 1 | 2 ■ 4 5 6 7 8 9 | ECOTOX |
| 6 | RESSOURC | 9 8 7 6 5 4 3 2 | ■ | 2 3 4 5 6 7 8 9 | ABFALL |
| 7 | TREIBH. | 9 8 7 6 5 4 3 2 | ■ | 2 3 4 5 6 7 8 9 | OZON |
| 8 | TREIBH. | 9 8 7 6 5 4 ■ 2 | 1 | 2 3 4 5 6 7 8 9 | VERSAUER |
| 9 | TREIBH. | 9 8 7 6 5 4 ■ 2 | 1 | 2 3 4 5 6 7 8 9 | EUTRO |
| 10 | TREIBH. | 9 8 7 6 5 4 ■ 2 | 1 | 2 3 4 5 6 7 8 9 | ECOTOX |
| 11 | TREIBH. | 9 8 7 6 ■ 4 3 2 | 1 | 2 3 4 5 6 7 8 9 | ABFALL |
| 12 | OZON | 9 8 7 6 5 4 ■ 2 | 1 | 2 3 4 5 6 7 8 9 | VERSAUER |
| 13 | OZON | 9 8 7 6 5 4 ■ 2 | 1 | 2 3 4 5 6 7 8 9 | EUTRO |
| 14 | OZON | 9 8 7 6 5 4 ■ 2 | 1 | 2 3 4 5 6 7 8 9 | ECOTOX |
| 15 | OZON | 9 8 7 6 ■ 4 3 2 | 1 | 2 3 4 5 6 7 8 9 | ABFALL |
| 16 | VERSAUER | 9 8 7 6 5 4 3 2 | ■ | 2 3 4 5 6 7 8 9 | EUTRO |
| 17 | VERSAUER | 9 8 7 6 5 4 3 2 | ■ | 2 3 4 5 6 7 8 9 | ECOTOX |
| 18 | VERSAUER | 9 8 7 6 5 4 ■ 2 | 1 | 2 3 4 5 6 7 8 9 | ABFALL |
| 19 | EUTRO | 9 8 7 6 5 4 3 2 | ■ | 2 3 4 5 6 7 8 9 | ECOTOX |
| 20 | EUTRO | 9 8 7 6 5 4 ■ 2 | 1 | 2 3 4 5 6 7 8 9 | ABFALL |
| 21 | ECOTOX | 9 8 7 6 5 4 ■ 2 | 1 | 2 3 4 5 6 7 8 9 | ABFALL |

1=EQUAL 3=MODERATE 5=STRONG 7=VERY STRONG 9=EXTREME

8.2.2 Zusammenstellung der Beurteilung mit AHP (Fortsetzung)

Steigerung des Problemdrucks

Verbal judgments of IMPORTANCE with respect to:
PROBLEM < GOAL

Node: 60000

| | | | | | |
|----|----------|-----------------|---|-----------------|----------|
| 1 | RESSOURC | 9 8 7 6 5 4 3 2 | 1 | 2 ■ 4 5 6 7 8 9 | TREIBH. |
| 2 | RESSOURC | 9 8 7 6 ■ 4 3 2 | 1 | 2 3 4 5 6 7 8 9 | OZON |
| 3 | RESSOURC | 9 8 7 6 5 4 ■ 2 | 1 | 2 3 4 5 6 7 8 9 | VERSAUER |
| 4 | RESSOURC | 9 8 7 6 5 4 ■ 2 | 1 | 2 3 4 5 6 7 8 9 | EUTRO |
| 5 | RESSOURC | 9 8 7 6 5 4 3 2 | ■ | 2 3 4 5 6 7 8 9 | ECOTOX |
| 6 | RESSOURC | 9 8 7 6 ■ 4 3 2 | 1 | 2 3 4 5 6 7 8 9 | ABFALL |
| 7 | TREIBH. | 9 8 ■ 6 5 4 3 2 | 1 | 2 3 4 5 6 7 8 9 | OZON |
| 8 | TREIBH. | 9 8 7 6 ■ 4 3 2 | 1 | 2 3 4 5 6 7 8 9 | VERSAUER |
| 9 | TREIBH. | 9 8 7 6 ■ 4 3 2 | 1 | 2 3 4 5 6 7 8 9 | EUTRO |
| 10 | TREIBH. | 9 8 7 6 5 4 ■ 2 | 1 | 2 3 4 5 6 7 8 9 | ECOTOX |
| 11 | TREIBH. | 9 8 ■ 6 5 4 3 2 | 1 | 2 3 4 5 6 7 8 9 | ABFALL |
| 12 | OZON | 9 8 7 6 5 4 3 2 | 1 | 2 ■ 4 5 6 7 8 9 | VERSAUER |
| 13 | OZON | 9 8 7 6 5 4 3 2 | 1 | 2 ■ 4 5 6 7 8 9 | EUTRO |
| 14 | OZON | 9 8 7 6 5 4 3 2 | 1 | 2 3 4 ■ 6 7 8 9 | ECOTOX |
| 15 | OZON | 9 8 7 6 5 4 3 2 | ■ | 2 3 4 5 6 7 8 9 | ABFALL |
| 16 | VERSAUER | 9 8 7 6 5 4 3 2 | ■ | 2 3 4 5 6 7 8 9 | EUTRO |
| 17 | VERSAUER | 9 8 7 6 5 4 3 2 | 1 | 2 ■ 4 5 6 7 8 9 | ECOTOX |
| 18 | VERSAUER | 9 8 7 6 5 4 ■ 2 | 1 | 2 3 4 5 6 7 8 9 | ABFALL |
| 19 | EUTRO | 9 8 7 6 5 4 3 2 | 1 | 2 ■ 4 5 6 7 8 9 | ECOTOX |
| 20 | EUTRO | 9 8 7 6 5 4 ■ 2 | 1 | 2 3 4 5 6 7 8 9 | ABFALL |
| 21 | ECOTOX | 9 8 7 6 ■ 4 3 2 | 1 | 2 3 4 5 6 7 8 9 | ABFALL |

1=EQUAL 3=MODERATE 5=STRONG 7=VERY STRONG 9=EXTREME

8.3 Ergebnisse der Delphi-Befragung

| 1. Wie wichtig sind nach Ihrer Meinung die folgenden Umwelteinwirkungen für die BRD in den kommenden 30 Jahren? | | | | | |
|---|--------------|---------|---------------|-----------------|----------------|
| | sehr wichtig | wichtig | mäßig wichtig | weniger wichtig | ganz unwichtig |
| Ergebnis der 1. Runde (%) | 33 | 47 | 15 | 4 | 1 |
| Inanspruchnahme von Ressourcen | 29 | 61 | 8 | 1 | 1 |
| Ergebnis der 1. Runde (%) | 32 | 44 | 15 | 9 | 0 |
| Globale Erwärmung (Treibhauseffekt) | 31 | 50 | 17 | 2 | 0 |
| Ergebnis der 1. Runde (%) | 30 | 45 | 17 | 7 | 1 |
| Ozonerstörung | 30 | 51 | 17 | 1 | 1 |
| Ergebnis der 1. Runde (%) | 10 | 42 | 32 | 15 | 1 |
| Versauerung von Böden und Gewässern | 8 | 44 | 39 | 9 | 0 |
| Ergebnis der 1. Runde (%) | 7 | 35 | 35 | 23 | 0 |
| Eutrophierung der Gewässer | 1 | 36 | 41 | 22 | 0 |
| Ergebnis der 1. Runde (%) | 28 | 50 | 15 | 6 | 1 |
| Ökotoxizität (Schädigung d. Ökosystems) | 26 | 57 | 14 | 3 | 0 |
| Ergebnis der 1. Runde (%) | 25 | 35 | 26 | 14 | 0 |
| Abfall | 18 | 43 | 28 | 11 | 0 |

| 2. Bitte geben Sie den oben genannten Umwelteinwirkungen Punkte (insgesamt 100); mit höherer Punktzahl steigt die Wichtigkeit. | | | | | | |
|--|-----|------|-------|-----|--------------------|---------|
| Punktzahl aus der 1. Runde | 0-5 | 6-14 | 15-25 | 26- | Mittelwert | 2.Runde |
| Inanspruchnahme von Ressourcen | 5% | 28% | 57% | 10% | 17,3 | 17,35 |
| Globale Erwärmung (Treibhauseffekt) | 10% | 26% | 54% | 10% | 16,4 | 16,28 |
| Ozonerstörung | 4% | 34% | 56% | 6% | 15,9 | 16,01 |
| Versauerung von Böden und Gewässern | 22% | 53% | 23% | 2% | 11,1 | 11,71 |
| Eutrophierung der Gewässer | 28% | 57% | 15% | 0% | 9,5 | 9,21 |
| Ökotoxizität (Schädigung des Ökosystems) | 4% | 37% | 55% | 4% | 15,3 | 15,26 |
| Abfall | 16% | 39% | 38% | 7% | 14,5 | 14,18 |
| | | | | | Summe = 100 Punkte | |

| 3. Es gibt verschiedene Kategorien von Abfall. Wie beurteilen Sie die Problematik der unterschiedlichen Abfallarten für die BRD? Als Zeithorizont sollen die nächsten 30 Jahre betrachtet werden. | | | | | |
|--|--------------|-----------|---------------|-----------------|----------------|
| | sehr wichtig | wichtig | mäßig wichtig | weniger wichtig | ganz unwichtig |
| Ergebnis der 1. Runde (%) | 11 | 55 | 23 | 11 | 0 |
| Hausmüll/ Produktionsabfall | 10 | 58 | 27 | 5 | 0 |
| Ergebnis der 1. Runde (%) | 27 | 46 | 19 | 7 | 1 |
| Sonderabfall | 18 | 61 | 16 | 5 | 0 |

| 4. Bitte geben Sie den unterschiedlichen Abfallkategorien Punkte (insgesamt 100); mit höherer Punktzahl steigt die Wichtigkeit. | | | | | | |
|--|------|-------|-------|-----|--------------------|----------|
| Punktzahl aus der 1.Runde | 0-30 | 31-40 | 41-50 | 51- | Mittelwert | 2. Runde |
| Hausmüll/ Produktionsabfall | 21% | 27% | 25% | 27% | 46,1 | 46,5 |
| Sonderabfall | 7% | 17% | 27% | 49% | 53,9 | 53,5 |
| | | | | | Summe = 100 Punkte | |

5. Es gibt verschiedene Kategorien von Ressourcen. Wie beurteilen Sie die Problematik für die BRD, die mit der Nutzung der unterschiedlichen Ressourcen verbunden ist? Als Zeithorizont sollen die nächsten 30 Jahre betrachtet werden. Diese Frage bezieht sich auch für erneuerbare Ressourcen auf die negativen Umweltfolgen, die mit ihrer Nutzung verbunden sind.

| | sehr wichtig | wichtig | mäßig wichtig | weniger wichtig | ganz unwichtig |
|---|--------------|---------|---------------|-----------------|----------------|
| Nicht erneuerbare Energieträger | 47 | 47 | 5 | 1 | 0 |
| Nicht erneuerbare Rohstoffe (metallisch) | 12 | 38 | 33 | 15 | 2 |
| Nicht erneuerbare Rohstoffe (mineralisch) | 8 | 39 | 33 | 19 | 1 |
| Nachwachsende Rohstoffe | 10 | 27 | 34 | 27 | 2 |
| Erneuerbare Energieträger | 14 | 25 | 22 | 37 | 2 |
| Wasserverbrauch | 22 | 39 | 27 | 11 | 1 |

| 6. Bitte geben Sie der unterschiedlichen Ressourcennutzung Punkte (insgesamt 100); mit höherer Punktzahl steigt die Wichtigkeit d.h. die Umweltproblematik | |
|---|---------------------|
| | vergebene Punktzahl |
| Nicht erneuerbare Energieträger | 27 |
| Nicht erneuerbare Rohstoffe (metallisch) | 15 |
| Nicht erneuerbare Rohstoffe (mineralisch) | 14 |
| Nachwachsende Rohstoffe | 13 |
| Erneuerbare Energieträger | 13 |
| Wasserverbrauch | 18 |
| Summe = 100 Punkte | |

| 7. Wie wichtig sind nach Ihrer Meinung die folgenden Umwelteinwirkungen weltweit in den kommenden 30 Jahren? | | | | | |
|---|--------------|---------|---------------|-----------------|----------------|
| | sehr wichtig | wichtig | mäßig wichtig | weniger wichtig | ganz unwichtig |
| Ergebnis der 1. Runde (%) | 58 | 38 | 4 | 0 | 0 |
| Inanspruchnahme von Ressourcen | 68 | 30 | 2 | 0 | 0 |
| Ergebnis der 1. Runde (%) | 61 | 29 | 5 | 5 | 0 |
| Globale Erwärmung (Treibhauseffekt) | 68 | 25 | 6 | 1 | 0 |
| Ergebnis der 1. Runde (%) | 47 | 40 | 9 | 4 | 0 |
| Ozonerstörung | 50 | 42 | 6 | 1 | 0 |
| Ergebnis der 1. Runde (%) | 9 | 39 | 43 | 9 | 0 |
| Versauerung von Böden und Gewässern | 6 | 37 | 48 | 9 | 0 |
| Ergebnis der 1. Runde (%) | 9 | 41 | 39 | 10 | 1 |
| Eutrophierung der Gewässer | 3 | 44 | 39 | 13 | 1 |
| Ergebnis der 1. Runde (%) | 33 | 49 | 13 | 5 | 0 |
| Ökotoxizität (Schädigung d. Ökosystems) | 36 | 49 | 13 | 2 | 0 |
| Ergebnis der 1. Runde (%) | 17 | 46 | 30 | 7 | 0 |
| Abfall | 9 | 56 | 29 | 6 | 0 |

| 8. Wie schätzen Sie die Umwelteinwirkungen hinsichtlich ihrer räumlichen Reichweite ein? | | | |
|---|--------|----------|-------|
| | global | regional | lokal |
| Ergebnis der 1. Runde (%) | 73 | 23 | 4 |
| Inanspruchnahme von Ressourcen | 81 | 18 | 1 |
| Ergebnis der 1. Runde (%) | 93 | 6 | 1 |
| Globale Erwärmung (Treibhauseffekt) | 97 | 3 | 0 |
| Ergebnis der 1. Runde (%) | 79 | 20 | 1 |
| Ozonerstörung | 88 | 11 | 1 |
| Ergebnis der 1. Runde (%) | 5 | 82 | 13 |
| Versauerung | 3 | 90 | 7 |
| Ergebnis der 1. Runde (%) | 4 | 73 | 23 |
| Eutrophierung der Gewässer | 2 | 82 | 7 |
| Ergebnis der 1. Runde (%) | 39 | 47 | 14 |
| Ökotoxizität (Schädigung des Ökosystems) | 40 | 53 | 7 |
| Ergebnis der 1. Runde (%) | 12 | 54 | 34 |
| Abfall | 7 | 60 | 33 |

| 9. Welche Bedeutung haben menschliche Eingriffe in Relation zu Veränderungen des Ökosystems? | | | | | |
|---|-----------|------|--------|--------|-------------|
| | sehr groß | groß | mittel | gering | sehr gering |
| Ergebnis der 1. Runde (%) | 48 | 37 | 14 | 1 | 0 |
| Inanspruchnahme von Ressourcen | 68 | 29 | 3 | 0 | 0 |
| Ergebnis der 1. Runde (%) | 45 | 38 | 12 | 5 | 0 |
| Globale Erwärmung (Treibhauseffekt) | 57 | 34 | 7 | 2 | 0 |
| Ergebnis der 1. Runde (%) | 53 | 34 | 12 | 1 | 0 |
| Ozonerstörung | 68 | 27 | 5 | 0 | 0 |
| Ergebnis der 1. Runde (%) | 23 | 46 | 28 | 3 | 0 |
| Versauerung von Böden und Gewässern | 27 | 58 | 13 | 2 | 0 |
| Ergebnis der 1. Runde (%) | 23 | 51 | 25 | 1 | 0 |
| Eutrophierung der Gewässer | 26 | 62 | 11 | 1 | 0 |
| Ergebnis der 1. Runde (%) | 44 | 42 | 13 | 1 | 0 |
| Ökotoxizität (Schädigung d. Ökosystems) | 66 | 31 | 3 | 0 | 0 |
| Ergebnis der 1. Runde (%) | 34 | 32 | 22 | 11 | 1 |
| Abfall | 46 | 32 | 17 | 4 | 0 |

| 10. Wie schätzen Sie die Regenerationsfähigkeit des Ökosystems ein? | | | | | |
|--|-----------|------|--------|--------|-------------|
| | sehr groß | groß | mittel | gering | sehr gering |
| Ergebnis der 1. Runde (%) | 1 | 7 | 19 | 39 | 34 |
| Inanspruchnahme von Ressourcen | 0 | 3 | 9 | 48 | 40 |
| Ergebnis der 1. Runde (%) | 2 | 16 | 30 | 47 | 5 |
| Globale Erwärmung (Treibhauseffekt) | 1 | 13 | 27 | 54 | 5 |
| Ergebnis der 1. Runde (%) | 1 | 10 | 29 | 41 | 19 |
| Ozonerstörung | 1 | 8 | 32 | 43 | 16 |
| Ergebnis der 1. Runde (%) | 3 | 22 | 60 | 13 | 2 |
| Versauerung von Böden und Gewässern | 1 | 23 | 62 | 12 | 2 |
| Ergebnis der 1. Runde (%) | 8 | 36 | 46 | 9 | 1 |
| Eutrophierung der Gewässer | 5 | 41 | 47 | 7 | 0 |
| Ergebnis der 1. Runde (%) | 2 | 15 | 39 | 31 | 13 |
| Ökotoxizität (Schädigung d. Ökosystems) | 2 | 9 | 50 | 34 | 5 |
| Ergebnis der 1. Runde (%) | 7 | 19 | 43 | 27 | 4 |
| Abfall | 3 | 20 | 59 | 16 | 2 |

| 11. Wie groß sind die Unsicherheiten über die möglichen Folgen der genannten Umwelteinwirkungen? | | | | | |
|---|-----------|------|--------|--------|-------------|
| | sehr groß | groß | mittel | gering | sehr gering |
| Ergebnis der 1. Runde (%) | 3 | 20 | 35 | 33 | 9 |
| Inanspruchnahme von Ressourcen | 1 | 17 | 36 | 42 | 4 |
| Ergebnis der 1. Runde (%) | 26 | 33 | 24 | 14 | 3 |
| Globale Erwärmung (Treibhauseffekt) | 22 | 37 | 26 | 12 | 3 |
| Ergebnis der 1. Runde (%) | 16 | 30 | 24 | 22 | 8 |
| Ozonerstörung | 8 | 41 | 24 | 22 | 5 |
| Ergebnis der 1. Runde (%) | 1 | 11 | 35 | 43 | 10 |
| Versauerung von Böden und Gewässern | 0 | 9 | 24 | 60 | 7 |
| Ergebnis der 1. Runde (%) | 0 | 8 | 24 | 54 | 14 |
| Eutrophierung der Gewässer | 0 | 5 | 21 | 64 | 10 |
| Ergebnis der 1. Runde (%) | 11 | 33 | 28 | 22 | 6 |
| Ökotoxizität (Schädigung d. Ökosystems) | 13 | 39 | 29 | 15 | 4 |
| Ergebnis der 1. Runde (%) | 3 | 8 | 34 | 37 | 18 |
| Abfall | 2 | 4 | 31 | 49 | 14 |

| 12. Wie beurteilen Sie die bisherigen Maßnahmen zur Begrenzung der Umweltprobleme? | | | | | |
|---|----------|-----|--------------|----------|---------------|
| | sehr gut | gut | befriedigend | schlecht | sehr schlecht |
| Ergebnis der 1. Runde (%) | 0 | 7 | 22 | 57 | 14 |
| Inanspruchnahme von Ressourcen | 0 | 4 | 17 | 67 | 12 |
| Ergebnis der 1. Runde (%) | 0 | 5 | 12 | 54 | 29 |
| Globale Erwärmung (Treibhauseffekt) | 0 | 4 | 12 | 52 | 32 |
| Ergebnis der 1. Runde (%) | 2 | 12 | 29 | 40 | 17 |
| Ozonerstörung | 1 | 12 | 26 | 49 | 12 |
| Ergebnis der 1. Runde (%) | 0 | 14 | 51 | 30 | 5 |
| Versauerung von Böden und Gewässern | 0 | 10 | 54 | 33 | 3 |
| Ergebnis der 1. Runde (%) | 1 | 26 | 45 | 26 | 2 |
| Eutrophierung der Gewässer | 2 | 23 | 55 | 18 | 2 |
| Ergebnis der 1. Runde (%) | 1 | 4 | 34 | 41 | 20 |
| Ökotoxizität (Schädigung d. Ökosystems) | 0 | 3 | 29 | 48 | 20 |
| Ergebnis der 1. Runde (%) | 6 | 23 | 41 | 24 | 6 |
| Abfall | 3 | 24 | 49 | 21 | 3 |

| 13. Wie stark steigt der Problemdruck bei den genannten Umwelteinwirkungen? | | | | | |
|--|------------|-------|-------|-------|------------|
| | sehr stark | stark | etwas | wenig | sehr wenig |
| Ergebnis der 1. Runde (%) | 17 | 52 | 22 | 7 | 2 |
| Inanspruchnahme von Ressourcen | 14 | 63 | 18 | 4 | 1 |
| Ergebnis der 1. Runde (%) | 35 | 38 | 18 | 8 | 1 |
| Globale Erwärmung (Treibhauseffekt) | 40 | 35 | 21 | 3 | 1 |
| Ergebnis der 1. Runde (%) | 33 | 34 | 21 | 11 | 1 |
| Ozonzerstörung | 32 | 41 | 23 | 4 | 0 |
| Ergebnis der 1. Runde (%) | 4 | 14 | 50 | 30 | 2 |
| Versauerung von Böden und Gewässern | 1 | 17 | 57 | 25 | 0 |
| Ergebnis der 1. Runde (%) | 3 | 12 | 45 | 36 | 4 |
| Eutrophierung der Gewässer | 2 | 12 | 54 | 30 | 2 |
| Ergebnis der 1. Runde (%) | 13 | 41 | 30 | 13 | 3 |
| Ökotoxizität (Schädigung d. Ökosystems) | 14 | 52 | 26 | 7 | 1 |
| Ergebnis der 1. Runde (%) | 10 | 37 | 30 | 19 | 4 |
| Abfall | 8 | 33 | 38 | 19 | 2 |

| 14. Wie beurteilen Sie die Chancen, daß Lösungsmöglichkeiten für die genannten Umweltprobleme gefunden werden? | | | | | |
|---|-----------|------|--------|---------|--------------|
| | sehr hoch | hoch | mittel | niedrig | sehr niedrig |
| Ergebnis der 1. Runde (%) | 10 | 25 | 36 | 20 | 9 |
| Inanspruchnahme von Ressourcen | 6 | 28 | 36 | 22 | 8 |
| Ergebnis der 1. Runde (%) | 4 | 11 | 33 | 43 | 9 |
| Globale Erwärmung (Treibhauseffekt) | 3 | 7 | 30 | 48 | 12 |
| Ergebnis der 1. Runde (%) | 7 | 27 | 35 | 26 | 5 |
| Ozonzerstörung | 3 | 27 | 39 | 28 | 3 |
| Ergebnis der 1. Runde (%) | 7 | 38 | 45 | 9 | 1 |
| Versauerung von Böden und Gewässern | 4 | 40 | 50 | 4 | 2 |
| Ergebnis der 1. Runde (%) | 13 | 50 | 29 | 7 | 1 |
| Eutrophierung der Gewässer | 8 | 60 | 28 | 4 | 0 |
| Ergebnis der 1. Runde (%) | 6 | 17 | 41 | 27 | 9 |
| Ökotoxizität (Schädigung d. Ökosystems) | 2 | 16 | 46 | 29 | 7 |
| Ergebnis der 1. Runde (%) | 20 | 45 | 29 | 5 | 1 |
| Abfall | 16 | 56 | 26 | 2 | 0 |

| 15. Beurteilen Sie bitte, wie stark durch die Umweltprobleme lebenswichtige Grundlagen beeinträchtigt werden? | | | | | |
|--|------------|-------|-------|-------|------------|
| | sehr stark | stark | etwas | wenig | sehr wenig |
| Ergebnis der 1. Runde (%) | 18 | 56 | 20 | 6 | 0 |
| Inanspruchnahme von Ressourcen | 17 | 62 | 19 | 2 | 0 |
| Ergebnis der 1. Runde (%) | 37 | 44 | 14 | 3 | 2 |
| Globale Erwärmung (Treibhauseffekt) | 41 | 47 | 10 | 1 | 1 |
| Ergebnis der 1. Runde (%) | 42 | 32 | 18 | 7 | 1 |
| Ozonzerstörung | 43 | 41 | 13 | 3 | 0 |
| Ergebnis der 1. Runde (%) | 7 | 30 | 46 | 15 | 2 |
| Versauerung von Böden und Gewässern | 4 | 35 | 51 | 10 | 0 |
| Ergebnis der 1. Runde (%) | 5 | 28 | 49 | 17 | 1 |
| Eutrophierung der Gewässer | 4 | 28 | 56 | 12 | 0 |
| Ergebnis der 1. Runde (%) | 27 | 43 | 22 | 7 | 1 |
| Ökotoxizität (Schädigung des Ökosystems) | 27 | 56 | 16 | 1 | 0 |
| Ergebnis der 1. Runde (%) | 4 | 24 | 37 | 25 | 10 |
| Abfall | 2 | 26 | 46 | 19 | 7 |

| 16. Wie beurteilen Sie den Stand der Forschung in den genannten Umweltproblemen? | | | | | |
|---|-----------|------|--------|---------|--------------|
| | sehr hoch | hoch | mittel | niedrig | sehr niedrig |
| Ergebnis der 1. Runde (%) | 10 | 35 | 43 | 11 | 1 |
| Inanspruchnahme von Ressourcen | 8 | 37 | 44 | 11 | 0 |
| Ergebnis der 1. Runde (%) | 8 | 40 | 29 | 20 | 3 |
| Globale Erwärmung (Treibhauseffekt) | 8 | 45 | 28 | 18 | 1 |
| Ergebnis der 1. Runde (%) | 15 | 42 | 27 | 14 | 2 |
| Ozonzerstörung | 14 | 53 | 21 | 11 | 1 |
| Ergebnis der 1. Runde (%) | 17 | 53 | 27 | 3 | 0 |
| Versauerung von Böden und Gewässern | 12 | 68 | 19 | 1 | 0 |
| Ergebnis der 1. Runde (%) | 25 | 52 | 21 | 1 | 1 |
| Eutrophierung der Gewässer | 17 | 71 | 12 | 0 | 0 |
| Ergebnis der 1. Runde (%) | 4 | 18 | 40 | 30 | 8 |
| Ökotoxizität (Schädigung des Ökosystems) | 2 | 9 | 46 | 37 | 6 |
| Ergebnis der 1. Runde (%) | 17 | 52 | 26 | 4 | 1 |
| Abfall | 16 | 64 | 19 | 1 | 0 |

| 17. Welche Kriterien spielen für Ihre Bewertung der genannten Umwelteinwirkungen eine Rolle? | | | | | |
|---|--------------|---------|---------------|-----------------|----------------|
| Bitte andere Kriterien ergänzen | sehr wichtig | wichtig | mäßig wichtig | weniger wichtig | ganz unwichtig |
| Ergebnis der 1. Runde (%) | 18 | 41 | 26 | 13 | 2 |
| Räumliche Betroffenheit | 8 | 56 | 23 | 13 | 0 |
| Ergebnis der 1. Runde (%) | 36 | 47 | 14 | 3 | 0 |
| Zeitliche Reichweite | 35 | 56 | 7 | 2 | 0 |
| Ergebnis der 1. Runde (%) | 81 | 17 | 1 | 1 | 0 |
| Irreversibilität | 95 | 4 | 1 | 0 | 0 |
| Ergebnis der 1. Runde (%) | 29 | 46 | 20 | 5 | 0 |
| Unsicherheit über mögliche Folgen | 29 | 52 | 17 | 2 | 0 |
| Ergebnis der 1. Runde (%) | 21 | 45 | 27 | 6 | 1 |
| Steigender Problemdruck | 15 | 55 | 28 | 2 | 0 |
| Ergebnis der 1. Runde (%) | 15 | 32 | 30 | 18 | 5 |
| ökonomische Kriterien | 9 | 37 | 35 | 15 | 4 |
| Ergebnis der 1. Runde (%) | 16 | 43 | 22 | 15 | 4 |
| soziale Kriterien | 11 | 53 | 24 | 9 | 3 |

| 18. Wie schätzen Sie Ihre eigenen Kenntnisse auf den genannten Feldern ein? | | | |
|--|------|--------|--------|
| Ergebnis der 1. Runde (%) | hoch | mittel | gering |
| Inanspruchnahme von Ressourcen | 29 | 60 | 11 |
| Globale Erwärmung (Treibhauseffekt) | 35 | 50 | 15 |
| Ozonzerstörung | 27 | 57 | 16 |
| Versauerung | 27 | 50 | 23 |
| Eutrophierung der Gewässer | 38 | 37 | 25 |
| Ökotoxizität (Schädigung des Ökosystems) | 15 | 56 | 29 |
| Abfall | 56 | 40 | 4 |