

Forschungsbericht

**Lebenszyklusanalyse
fossiler, nuklearer
und regenerativer
Stromerzeugungstechniken**

Torsten Marheineke

Lebenszyklusanalyse fossiler, nuklearer und regenerativer Stromerzeugungstechniken

Von der Fakultät Energietechnik der Universität Stuttgart zur Erlangung der Würde eines
Doktor-Ingenieurs (Dr.-Ing.) genehmigte Abhandlung

Vorgelegt von
Torsten Marheineke
geboren in Esslingen

Hauptberichter: Prof. Dr.-Ing. habil. R. Friedrich

Mitberichter: Prof. Dr.-Ing. K. R. G. Hein

Tag der Einreichung: 27. Juni 2001

Tag der mündlichen Prüfung: 03. Juni 2002

Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung, Stuttgart

Prof. Dr.-Ing. A. Voß

Abteilung Stoffströme und Nachhaltige Entwicklung

Dr.-Ing. W. Krewitt

2002

ISSN 0938-1228

D 93 (Dissertation der Universität Stuttgart)

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis	IV
Tabellenverzeichnis	VI
Verzeichnis der Abkürzungen, Formelzeichen und Indizes	IX
Kurzfassung	XIII
Abstract	XV
1 Einleitung.....	1
1.1 Problemstellung	1
1.2 Stand des Wissens.....	1
1.2.1 Sachbilanz	2
1.2.2 Wirkungsabschätzung	3
1.2.3 Bilanzierung von Stromerzeugungstechniken.....	4
1.3 Ziel der Arbeit.....	5
1.4 Aufbau der Arbeit	7
2 Die Lebenszyklusanalyse.....	9
2.1 Bezeichnungen für Lebenszyklusanalysen aus der Literatur	9
2.2 Definition der Lebenszyklusanalyse	12
2.3 Aufbau der Lebenszyklusanalyse.....	12
3 Hybrid-Ansatz für die Durchführung der Sachbilanz.....	17
3.1 Prozesskettenanalyse	17
3.2 Input-Output-Analyse	19
3.3 Kombination von Prozesskettenanalyse und Input-Output-Analyse	25
3.3.1 Bestimmung der Nettowertschöpfung.....	28
3.3.2 Zuordnung der unbekanntenen Vorleistungen zu Produktionsbereichen	30
3.4 Zusammenstellung der Basisdaten für die Sachbilanz.....	32
3.4.1 Basismodule für Produktionsbereiche.....	32
3.4.2 Basismodule für Produkte und Dienstleistungen	34
4 Wirkungsabschätzung.....	37
4.1 Methoden der Wirkungsmodellierung.....	37
4.1.1 Wirkungspfadanalyse	37
4.1.2 Berechnung von Wirkungspotenzialen	39
4.2 Auswahl der Wirkungskategorien und -indikatoren	40
4.3 Bestimmung der Charakterisierungsfaktoren	43

4.3.1 Treibhauseffekt	43
4.3.2 Versauerung von Böden und Gewässern	45
4.3.3 Eutrophierung von Böden und Gewässern	48
4.3.4 Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit - Mortalität	49
4.3.5 Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit - Morbidität	59
4.3.6 Schädigung von Materialien	63
4.3.7 Schädigung von Nutzpflanzen	67
4.3.8 Nutzung endlicher Rohstoffe	70
4.4 Gewichtung der Wirkungsindikatorergebnisse	75
4.4.1 Wirkungsorientierte Bewertung	76
4.4.2 Eco-Indicator 99	78
4.4.3 Monetäre Bewertung	80
4.4.4 Bestimmung der Gewichtungsfaktoren	82
5 Das EDV-Programm <i>BALANCE</i>	87
5.1 Datenflussplan	87
5.2 Modultypen	88
5.3 Maske zur Dateneingabe	92
5.4 Wirkungsabschätzung und Auswertung	93
6 Ganzheitliche Bilanzierung von Stromerzeugungssystemen	97
6.1 Definition der zu bilanzierenden Referenzsysteme	97
6.2 Backup-Aufwendungen	103
6.3 Ergebnisse der Sachbilanz	106
6.3.1 Braunkohle-, steinkohle- und erdgasbefeuerte Kraftwerke	106
6.3.2 Kernkraftwerke	109
6.3.3 Photovoltaik-, Windkraft- und Wasserkraftanlagen	111
6.4 Wirkungsabschätzung	113
6.4.1 Wirkungspotenziale	113
6.4.2 Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit	116
6.4.3 Schädigung der vom Menschen geschaffenen Umwelt	118
6.4.4 Verbrauch endlicher Primärenergieträger	119
6.4.5 Gewichtung der Wirkungsindikatorergebnisse	123
6.5 Auswertung	125
6.5.1 Identifizierung relevanter Lebenswegabschnitte und Sachbilanzgrößen	125
6.5.2 Sensitivitätsanalyse	131
6.5.3 Schlussfolgerungen	141
6.6 Vergleich mit anderen Studien	143
7 Zusammenfassung	149
7.1 Wirkungsindikatorergebnisse	150
7.2 Monetäre Bewertung	154
7.3 Vergleichende Diskussion der Ergebnisse	156

Literaturverzeichnis.....	159
Anhang A: Sachbilanzen für Techniken zur Stromerzeugung.....	167
Anhang B: Wirkungsabschätzung für Techniken zur Stromerzeugung.....	179

Abbildungsverzeichnis

Abb. 2-1:	Rahmen der Lebenszyklusanalyse und direkte Anwendungsmöglichkeiten	13
Abb. 3-1:	Formale Beschreibung der physikalischen Größen eines Prozesses	18
Abb. 3-2:	Aufbau einer Input-Output-Tabelle, dargestellt am Beispiel der Input-Output-Tabelle des Statistischen Bundesamtes für die Bundesrepublik Deutschland	20
Abb. 3-3:	Kumulierte Emissionen verschiedener Produktionsbereiche der Input-Output-Tabelle für Deutschland 1993, berechnet mit Daten aus /StBA 1997/, /StBA 1998/	24
Abb. 3-4:	Formale Beschreibung der monetären Größen eines Prozesses	26
Abb. 3-5:	Hybrid-Ansatz zur Kopplung von Prozesskettenanalyse und Input-Output-Analyse.....	27
Abb. 4-1:	Wirkungspfadanalyse /Krewitt et al. 1997a/	38
Abb. 4-2:	Berechnung von relativen Wirkungspotenzialen nach /Heijungs et al. 1992/, /UBA 1995/	39
Abb. 5-1:	Aggregierter Datenflussplan des EDV-Programmes <i>BALANCE</i>	88
Abb. 5-2:	Maske zur Eingabe der Sachbilanzdaten	93
Abb. 5-3:	Grafische Darstellung eines Lebensweges	94
Abb. 5-4:	Beispiel für Analysefunktionen	95
Abb. 5-5:	Diagrammfunktion zur Darstellung der Beiträge einzelner Prozessstufen zum Gesamtwert einer Bilanzgröße	96
Abb. 6-1:	Treibhauspotenziale ausgewählter Stromerzeugungssysteme.....	114
Abb. 6-2:	Versauerungs- und Eutrophierungspotenziale ausgewählter Stromerzeugungssysteme	115
Abb. 6-3:	Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit	117
Abb. 6-4:	Schädigung der vom Menschen geschaffenen Umwelt.....	118
Abb. 6-5:	Verbrauch endlicher Primärenergieträger	120
Abb. 6-6:	Kumulierter Energieaufwand als Screening-Größe.....	122
Abb. 6-7:	Einfluss der Brennstoffbereitstellung bei fossilen Stromerzeugungssystemen auf das Versauerungspotenzial und die verlorene Lebenserwartung	132
Abb. 6-8:	Einfluss der Elektrizitätsbereitstellung bei der photovoltaischen Stromerzeugung und Einfluss der mittleren Windgeschwindigkeit bei der Stromerzeugung aus Windkraft.....	134
Abb. 6-9:	Anteile der Emission von Luftschadstoffen und der Emissionen in Wasser und Boden am Versauerungspotenzial	135

Abb. 6-10:	Versauerungspotenzial mit und ohne Unterscheidung von Emissionen des Überseetransportes und Emissionen auf dem Festland	136
Abb. 6-11:	Verlorene Lebenserwartung mit und ohne Unterscheidung von Emissionen des Überseetransportes und Emissionen auf dem Festland.....	138
Abb. 6-12:	Einfluss einer ortsbezogenen Ermittlung der verlorenen Lebenserwartung.....	139
Abb. 6-13:	Verlorene Lebenserwartung mit und ohne die Partikel-Wirkung von Nitrat-Aerosolen	140
Abb. 7-1:	Treibhauspotenziale ausgewählter Stromerzeugungssysteme	151
Abb. 7-2:	Versauerungs- und Eutrophierungspotenziale ausgewählter Stromerzeugungssysteme.....	152
Abb. 7-3:	Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit.....	154
Abb. 7-4:	Monetäre Bewertung.....	155

Tabellenverzeichnis

Tabelle 2-1:	Deutsche Bezeichnungen für Lebenszyklusanalysen	9
Tabelle 3-1:	Verhältnis von Primärenergieverbrauch zu Bruttosozialprodukt für die Regionen des Weltmodells.....	33
Tabelle 3-2:	Angenommenes Preisniveau der Weltregionen.....	35
Tabelle 4-1:	Vorläufig gültige Standardliste der Wirkungskategorien von DIN/NAGUS AA3/UA2 und Umweltbundesamt /UBA 1999b/.....	41
Tabelle 4-2:	In dieser Arbeit betrachtete Wirkungskategorien und -indikatoren	43
Tabelle 4-3:	Sachbilanzgrößen und Charakterisierungsfaktoren zur Quantifizierung des Treibhauseffektes bezogen auf einen Zeithorizont von 100 Jahren /IPCC 1995/	45
Tabelle 4-4:	Sachbilanzgrößen und Charakterisierungsfaktoren zur Quantifizierung der Versauerung von Böden und Gewässern.....	48
Tabelle 4-5:	Sachbilanzgrößen und Charakterisierungsfaktoren zur Quantifizierung der Eutrophierung von Böden und Gewässern	49
Tabelle 4-6:	Verwendete Expositions-Wirkungs-Beziehungen für Mortalität /Krewitt 2000b/	52
Tabelle 4-7:	Ermittlung der Charakterisierungsfaktoren für Kanzerogene	56
Tabelle 4-8:	Sachbilanzgrößen und Charakterisierungsfaktoren zur Quantifizierung des Mortalitätsrisikos	57
Tabelle 4-9:	Zusätzliche Sachbilanzgrößen und Charakterisierungsfaktoren zur ortsbezogenen Quantifizierung des Mortalitätsrisikos	59
Tabelle 4-10:	Gewichtungsfaktoren für morbide Krankheitsbilder.....	60
Tabelle 4-11:	Verwendete Expositions-Wirkungs-Beziehungen für Morbidität /Krewitt 2000b/	61
Tabelle 4-12:	Sachbilanzgrößen und Charakterisierungsfaktoren zur Quantifizierung des Morbiditätsrisikos	63
Tabelle 4-13:	Expositions-Wirkungsbeziehungen für Materialschäden.....	66
Tabelle 4-14:	Preise für Materialschäden zur Berechnung von Schadenskosten	67
Tabelle 4-15:	Sachbilanzgrößen und Charakterisierungsfaktoren zur Quantifizierung der Schädigung von Materialien.....	67
Tabelle 4-16:	Expositions-Wirkungsbeziehungen für Schädigung von Nutzpflanzen.....	69
Tabelle 4-17:	Preise für Nutzpflanzenschäden zur Berechnung von Schadenskosten	69
Tabelle 4-18:	Sachbilanzgrößen und Charakterisierungsfaktoren zur Quantifizierung der Schädigung von Nutzpflanzen	70
Tabelle 4-19:	Sachbilanzgrößen zur Beschreibung der Umweltentnahme nichtenergetischer Rohstoffe.....	71

Tabelle 4-20: Sachbilanzgrößen und Charakterisierungsfaktoren zur Berechnung des kumulierten Energieaufwands nach der Ressourcenmethode	73
Tabelle 4-21: Sachbilanzgrößen und Charakterisierungsfaktoren zur Berechnung des kumulierten Energieaufwands als Screening-Größe.....	75
Tabelle 4-22: Gesamtressourcenverbräuche und Gesamtwirkungspotenziale für Deutschland und resultierende Einwohnerdurchschnittswerte nach /UBA 1999b/.....	77
Tabelle 4-23: Einstufung der ökologischen Bedeutung der Wirkungskategorien aus Tabelle 4-22 nach /UBA 1999b/.....	78
Tabelle 4-24: Ergebnisse einer Panel-Befragung zur Gewichtung vom Wirkungskategorien /Mettier 1999/ und Vorschlag von /Goedkopp, Spriensma 2000/	79
Tabelle 6-1: Referenzanlagen für die Stromerzeugung.....	103
Tabelle 6-2: Szenarien zur Ermittlung von Backup-Aufwendungen	105
Tabelle 6-3: Sachbilanzen für die Stromerzeugung aus Kohle und Erdgas	108
Tabelle 6-4: Sachbilanz für die Stromerzeugung aus Kernkraft	110
Tabelle 6-5: Sachbilanzen für die Stromerzeugung aus regenerativen Energien.....	112
Tabelle 6-6: Monetäre Bewertung der ausgewählten Stromerzeugungssysteme	124
Tabelle 6-7: Anteile der Sachbilanzgrößen und Lebenswegabschnitte am Gesamtergebnis der monetären Bewertung für die Stromerzeugung aus Kohle und Erdgas in %.....	126
Tabelle 6-8: Anteile der Sachbilanzgrößen und Lebenswegabschnitte am Gesamtergebnis der monetären Bewertung für die Stromerzeugung aus Kernkraft in %.....	128
Tabelle 6-9: Anteile der Sachbilanzgrößen und Lebenswegabschnitte am Gesamtergebnis der monetären Bewertung für die Stromerzeugung aus regenerativen Energien in %.....	129
Tabelle 6-10: Ergebnisse verschiedener Studien für kohle- und erdgasgefeuerte Kraftwerke sowie Kernkraftwerke.....	145
Tabelle 6-11: Ergebnisse verschiedener Studien für Stromerzeugung aus regenerativen Energien	147
Tabelle A-1: Sachbilanzen für die Stromerzeugung aus Braunkohle.....	167
Tabelle A-2: Sachbilanzen für die Stromerzeugung aus Steinkohle aus deutscher Förderung.....	168
Tabelle A-3: Sachbilanzen für die Stromerzeugung aus Steinkohle aus ausländischer Förderung.....	169
Tabelle A-4: Sachbilanzen für die Stromerzeugung aus Erdgas.....	170
Tabelle A-5: Sachbilanzen für die Stromerzeugung aus Kernenergie.....	171

Tabelle A-6: Sachbilanzen für Dachanlagen zur photovoltaischen Stromerzeugung.....	172
Tabelle A-7: Sachbilanzen für Photovoltaik-Kraftwerke	173
Tabelle A-8: Sachbilanzen für Dachanlagen zur photovoltaischen Stromerzeugung mit Photovoltaikstrom der jeweils bilanzierten Anlage (inkl. Backup-Anteil) für die EG-Silizium-Herstellung und Panelfertigung.....	174
Tabelle A-9: Sachbilanzen für Windkraftanlagen (verschiedene Leistungsgrößen, Windgeschwindigkeit 5,5 m/s).....	175
Tabelle A-10: Sachbilanzen für Windkraftanlagen (Leistungsgröße 1 MW, verschiedene Windgeschwindigkeiten).....	176
Tabelle A-11: Sachbilanzen für Wasserkraftanlagen.....	177
Tabelle B-1: Treibhauspotenziale der Stromerzeugungssysteme.....	180
Tabelle B-2: Versauerungspotenziale der Stromerzeugungssysteme.....	181
Tabelle B-3: Eutrophierungspotenziale der Stromerzeugungssysteme.....	182
Tabelle B-4: Mortalitätsrisiken der Stromerzeugungssysteme.....	183
Tabelle B-5: Morbiditätsrisiken der Stromerzeugungssysteme.....	184
Tabelle B-6: Materialschäden durch Stromerzeugungssysteme.....	185
Tabelle B-7: Schädigung von Nutzpflanzen durch Stromerzeugungssysteme.....	186
Tabelle B-8: Verbrauch endlicher Energieträger durch Stromerzeugungssysteme.....	187
Tabelle B-9: Kumulierter Energieaufwand der Stromerzeugungssysteme (KEA als Screeninggröße).....	188
Tabelle B-10: Monetäre Bewertung der durch Stromerzeugungssysteme verursachten Auswirkungen auf Mensch und Umwelt.....	189
Tabelle B-11: Versauerungspotenziale der Stromerzeugungssysteme – nur Luftschadstoffe (Sensitivitätsanalyse).....	190
Tabelle B-12: Versauerungspotenziale der Stromerzeugungssysteme – Beaufschlagung der Emissionen “Übersee” mit den gleichen Charakterisierungsfaktoren wie Emissionen auf dem Festland (Sensitivitätsanalyse).....	191
Tabelle B-13: Mortalitätsrisiken der Stromerzeugungssysteme – Beaufschlagung der Emissionen “Übersee” mit den gleichen Charakterisierungsfaktoren wie Emissionen auf dem Festland (Sensitivitätsanalyse).....	192
Tabelle B-14: Mortalitätsrisiken der Stromerzeugungssysteme – ohne Mortalitätsrisiko durch Nitrataerosole (Sensitivitätsanalyse).....	193

Verzeichnis der Abkürzungen, Formelzeichen und Indizes

Abkürzungen

Abb.	Abbildung
Äqu.	Äquivalent
BID	Background inventory data
BK	Braunkohle
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf
Dampf	Dampfkraftwerk
DWR	Druckwasserreaktor
EG	Erdgas
ETH	Eidgenössische technische Hochschule
EPR	European Pressurized Water Reactor
equ.	equivalent
GaBiE	Ganzheitliche energetische Bilanzierung der Energiebereitstellung
GEMIS	Gesamt Emissions Modell Integrierter Systeme
GER	Deutschland (Germany)
GuD	Gas- und Dampfturbinenkraftwerk
GUS	Gemeinschaft unabhängiger Staaten
IKP	Institut für Kunststoffprüfung und Kunststoffkunde
KEA	Kumulierter Energieaufwand
KK	Kernkraft
LCA	Life Cycle Assessment
NMVOG	Flüchtige Kohlenwasserstoffe ohne Methan (non methane volatile organic compounds)
PersSv	Personen-Sievert
PLA	Produktlinienanalyse
PM	Particulate Matter (PM ₁₀ : Partikel mit aerodynamischen Durchmesser von weniger als 10 µm)
POL	Polen
multi	multikristallin
PSI	Paul Scherrer Institut
PV	Photovoltaik
R	Menge der reellen Zahlen
RAD	Restricted Activity Day
RSA	Republik Südafrika
SK	Steinkohle

UNCED	United Nations Council on Environment and Development
USA	Vereinigte Staaten von Amerika (United States of America)
WaK	Wasserkraft
WiK	Windkraft
YOLL	Years Of Life Lost

Formelzeichen

a	Element der Input-Koeffizienten-Matrix
A	Input-Koeffizienten-Matrix
b	Element des Vektors der Abschreibungen
\underline{b}	Vektor der Abschreibungen
B	Monetärer Gesamtwert einer Nachfrage
c	Element der Matrix der Produktionswerte
C	Matrix der Produktionswerte
d	bezogener Schaden
D	Schaden (damage)
e	Element der Einheitsmatrix
E	Einheitsmatrix
f	Element der Matrix der Zuordnung von Prozess-Outputs zu Sektoren der Input-Output-Tabelle
F	Matrix der Zuordnung von Prozess-Outputs zu Sektoren der Input-Output-Tabelle
g	Element des Vektors der Investitionsnachfrage nach Ausrüstungen
\underline{g}	Vektor der Investitionsnachfrage nach Ausrüstungen
h	Element des Vektors der Investitionsnachfrage nach Bauten
\underline{h}	Vektor der Investitionsnachfrage nach Bauten
m	Anzahl der betrachteten Sachbilanzgrößen
n	Anzahl der Produktionsbereiche einer Input-Output-Tabelle
p	Anzahl der Prozesse eines betrachteten Prozessnetzwerkes
q	Element des Vektors der Produktionswerte
\underline{q}	Vektor der Produktionswerte
s	Element des Vektors der Zuordnung eines monetären Betrages zu Sektoren der Input-Output-Tabelle
\underline{S}	Vektor der Zuordnung eines monetären Betrages zu Sektoren der Input-Output-Tabelle
t	Element des Vektors der Nettowertschöpfung der Produktionsbereiche der Input-Output-Tabelle

\underline{t}	Vektor der Nettowertschöpfung der Produktionsbereiche der Input-Output-Tabelle
T	Nettowertschöpfung eines Prozesses
v	Element der Matrix der (Umwelt-)Einwirkungen, des Vektors der (Umwelt-)Einwirkungen
V	Matrix der (Umwelt-)Einwirkungen
\underline{V}	Vektor der (Umwelt-)Einwirkungen
x	Element der Produktionsverflechtungsmatrix, des Vorleistungsnachfragevektors
X	Produktionsverflechtungsmatrix
\underline{X}	Vorleistungsnachfrage
y	Element des Endnachfragevektors
\underline{Y}	Endnachfragevektor
z	Element des Vektors des gesamten Güteraufkommens bzw. der gesamten Güterverwendung
\underline{z}	Vektor des gesamten Güteraufkommens bzw. der gesamten Güterverwendung

Indizes

C	Kumuliert (Cumulated)
D	Direkt (Direct)
el	elektrisch
Hyb	Hybrid
i	Zählvariable
IOA	Input-Output-Analyse (Input-Output-Analysis)
j	Zählvariable
k	Zählvariable
pot	Potenzial
PCA	Prozesskettenanalyse (Process Chain Analysis)
T	Transponiert

Kurzfassung

Die Verfügbarkeit von elektrischer Nutzenergie hat in vielen Bereichen dazu beigetragen, die Lebensqualität der Menschen zu verbessern und sowohl natürliche als auch zivilisatorische Risiken zu mindern. Andererseits ist die Bereitstellung von Nutzenergie mit unerwünschten Auswirkungen auf Mensch und Umwelt verbunden. Diese können nicht nur durch den Prozess der End- oder Nutzenergiebereitstellung, sondern auch durch vor- und nachgelagerte Prozesse wie beispielsweise Brennstoffgewinnung, Transport und Umwandlung von Energieträgern oder auch den Bau und den Abriß der Energiewandlungsanlagen verursacht werden. Ziel der vorliegenden Arbeit ist es, mit dem Instrument der Lebenszyklusanalyse (Ökobilanz) für verschiedene fossile, nukleare und regenerative Stromerzeugungstechniken die durch Stoff- und Energieströme verursachten Gesundheits- und Umweltauswirkungen abzuschätzen.

Zur Quantifizierung von Energie- und Stoffströmen über den gesamten Lebensweg wird im Allgemeinen die Prozesskettenanalyse verwendet, die eine detaillierte Beschreibung der Prozessstufen des betrachteten Energiesystems ermöglicht. Aufgrund der Verflechtung innerhalb einer Volkswirtschaft und auch der verschiedenen Volkswirtschaften untereinander ist es jedoch nicht möglich, alle dem Bau, dem Betrieb und der Entsorgung eines Energiewandlungssystems vor- und nachgelagerten Prozessketten detailliert zu beschreiben. In dieser Arbeit wird daher die Prozesskettenanalyse durch eine sektorale Analyse (Input-Output-Analyse) ergänzt. Auf diese Weise ist die Erstellung von Gesamtbilanzen möglich, die alle Vorleistungen erfassen.

Im Rahmen der Wirkungsabschätzung von Lebenszyklusanalysen findet gegenwärtig die Methode der Wirkungspotenziale Anwendung. Diese Methode faßt Stoffströme mit ähnlicher Wirkung über ort- und zeitunabhängige Gewichtungsfaktoren zu Wirkungspotenzialen zusammen, um mögliche Wirkungen auf Mensch und Umwelt abzuschätzen. In dieser Arbeit werden mit dieser Methode der Beitrag zum Treibhauseffekt sowie die Versauerung und Eutrophierung von Ökosystemen betrachtet. Darüber hinaus wird hier die Berechnung von Schäden mit dem Wirkungspfadansatz durchgeführt, mit dem Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit und Schäden in der vom Menschen geschaffenen Umwelt in Form von Materialschäden und Feldpflanzenschäden quantifiziert werden. Abschließend erfolgt eine monetäre Bewertung der in der Wirkungsabschätzung ermittelten Auswirkungen. Als Endergebnis liegen damit Schadenskosten für die Wirkungskategorien menschliche Gesundheit, Materialschäden und Feldpflanzenschäden sowie Vermeidungskosten für die Wirkungskategorien Treibhauseffekt und Ökosystemschäden vor.

Abstract

The availability of electricity enables the improvement of quality of life in many fields and results in a decrease of natural and civilizing risks. However, the provision of electricity is attended with undesirable impacts on human health and the environment. These impacts stem not only from the process of electricity generation, but also from up- and downstream processes such as fuel extraction, transport and conversion of energy carriers or the construction and dismantling of the power plant. The intention of the present dissertation is to assess the impacts caused by mass and energy flows of fossil, nuclear and renewable energy systems using the method of life cycle assessment.

In general, a process chain analysis is used to perform the life cycle inventory analysis. This approach allows a detailed description of the process steps an energy system consists of. But because of the interactions within an economy, it is not possible to describe all up- and downstream processes related to the construction, operation, maintenance and dismantling of a power plant. Therefore, the process chain analysis is supplemented by a sectoral analysis (input/output analysis). With this approach, it is possible to establish a life cycle inventory covering all up- and downstream processes.

The impact assessment is usually done by aggregating mass flows which have similar impacts with non-site specific and non-time specific weighting factors in order to estimate the impacts on human health and the environment. In the present work this method is used to quantify the contribution to the greenhouse effect and the acidification and the eutrophication of ecosystems. Furthermore, the calculation of damages is performed using the impact pathway approach for impacts on human health, material damages and plant damages. Finally, a monetary valuation of the impacts is performed. As a final result, the damage costs for the impact categories human health, material damages and plant damage and avoidance costs for the impact categories greenhouse effect and ecosystem damage caused by acidifying and eutrophying substances are determined.

1 Einleitung

1.1 Problemstellung

Die Verfügbarkeit von elektrischer Nutzenergie hat in vielen Bereichen dazu beigetragen, die Lebensqualität der Menschen zu erhöhen und sowohl natürliche als auch zivilisatorische Risiken zu mindern. Andererseits ist die Bereitstellung von Nutzenergie mit unerwünschten Auswirkungen auf Mensch und Umwelt verbunden. Diese können nicht nur durch den Prozess der End- oder Nutzenergiebereitstellung, sondern auch durch vor- und nachgelagerte Prozesse wie beispielsweise der Brennstoffgewinnung, dem Transport und der Umwandlung von Energieträgern oder auch den Bau und den Abriß der Energiewandlungsanlagen verursacht werden. Um Stromerzeugungstechniken vergleichend bewerten zu können, ist die Kenntnis der von einem Energiesystem verursachten Energie- und Stoffströme erforderlich. Ziel der vorliegenden Arbeit ist es, mit dem Instrument der Lebenszyklusanalyse (Ökobilanz) die Stoff- und Energieträge verschiedener fossiler, nuklearer und regenerativer Stromerzeugungstechniken zu bestimmen und die von ihnen verursachten Gesundheits- und Umweltauswirkungen abzuschätzen.

Sowohl die Entwicklung einer einheitlichen, allgemeinen Vorgehensweise zur Quantifizierung der Energie- und Stoffströme über den gesamten Lebensweg eines Produktes, einer Technik oder eines Systems, die Abschätzung der Wirkungen dieser Energie- und Stoffströme, die Bewertung der Auswirkungen als auch die Bereitstellung relevanter Daten für derartige Bilanzierungen sind Gegenstand einer Reihe aktueller Forschungsarbeiten nicht nur im Bereich der Energieversorgung. Diese Arbeit soll einen Beitrag zur Weiterentwicklung der Bilanzierungsmethoden leisten und darüber hinaus Basisinformationen zur Beurteilung von Stromerzeugungstechniken zur Verfügung stellen.

1.2 Stand des Wissens

In der Literatur finden sich gegenwärtig unterschiedliche Ansätze, die das Ziel haben, ein Bilanzobjekt wie beispielsweise ein Produkt oder ein Energiesystem „über den gesamten Lebensweg“ zu bilanzieren: das inzwischen international genormte Verfahren der Ökobilanz /ISO 14040/, die Produktlinienanalyse /Grießhammer, Bunke 1996/, die „ganzheitliche Betrachtung von Energiesystemen“ /PSI 1998/ oder die „ganzheitliche Bilanzierung von Produkten, Technologien und Projekten“ /IKP 1999/. Jedes dieser Verfahren wurde im Hinblick auf die Bilanzierung einer bestimmten Art von Untersuchungsobjekten definiert, beispielsweise Produkte oder Energiesysteme. Jedes Verfahren setzt daher - entsprechend den jeweiligen Bilanzobjekten - unterschiedliche Schwerpunkte bezüglich der zu untersuchenden Auswirkungen. Die Ökobilanz beispielsweise hat zum Ziel, Produkte hinsichtlich Ressourcen-

verbrauch und ihrer Auswirkung auf menschliche Gesundheit und Umwelt zu untersuchen. Die Produktlinienanalyse betrachtet zusätzlich soziale und ökonomische Aspekte. Der Ansatz der „ganzheitlichen Betrachtung von Energiesystemen“ des PSI umfasst darüber hinaus noch eine Risikoanalyse, mit der beispielsweise das Risiko großer Unfälle in die Beurteilung von Energiesystemen einbezogen werden soll. Die „ganzheitliche Bilanzierung“ nach /IKP 1999/ berücksichtigt definitionsgemäß die Aspekte Ökologie, Ökonomie und Technik.

Die angesprochenen Ansätze haben ähnliche Zielsetzungen und weisen alle vergleichbare Vorgehensweisen auf. So beinhalten alle genannten Verfahren unter anderem eine Sachbilanz, mit der der Lebensweg des Untersuchungsgegenstandes modellhaft beschrieben wird, und eine Wirkungsabschätzung, in der die Auswirkungen über den gesamten Lebensweg betrachtet werden. Der Stand des Wissens im Bereich der Sachbilanz und der Wirkungsabschätzung wird im Folgenden kurz dargestellt.

1.2.1 Sachbilanz

Der Schritt der Sachbilanz wird in der internationalen Norm /ISO 14041/ beschrieben. Inhalt der Sachbilanz ist die modellhafte Beschreibung des Produktsystems, also der anthropogenen Aktivitäten, die direkt oder indirekt für eine Nutzenbereitstellung erforderlich sind. Da „in vielen Fällen nicht ausreichend Zeit, Daten und Mittel zur Verfügung stehen“ /ISO 14041/, ein Produktsystem vollständig zu beschreiben, schlägt /ISO 14041/ vor, sich bei der Sachbilanz auf die ergebnisrelevanten Aktivitäten zu beschränken. Als Kriterien für die Ersterfassung von „Inputs und Outputs“ eines Prozesses schlägt /ISO 14041/ drei Kriterien vor: Masse, Energie und Umweltrelevanz.

Die ersten beiden Kriterien können in der Regel leicht auf eine betrachtete Aktivität angewendet werden, indem eine Massen- und eine Energiebilanz erstellt und damit geprüft wird, ob die relevanten Massen- und Energieströme erfaßt worden sind. Mit dem dritten Kriterium sollen Vorleistungen erfaßt werden, die auf Grund ihre geringen Massen- und Energieströme durch die beiden ersten Kriterien nicht berücksichtigt werden, aber Wirkungen in einer ergebnisrelevanten Größenordnung aufweisen. Die Überprüfung der Umweltrelevanz einer Vorleistung kann nicht allein auf Basis von Informationen zur betrachteten Aktivität geprüft werden. Vielmehr sind zusätzliche Daten erforderlich, mit denen eine derartige Abschätzung erfolgen kann. Der Bedarf von „Hintergrunddaten“ („Background Inventory Data“ - BID) wurde in der Literatur bereits angesprochen (siehe beispielsweise /Frischknecht 1996/), jedoch wurde bisher weder Datenmaterial benannt, das Anforderungen wie allgemeine Verfügbarkeit, fortlaufende Aktualisierung und Anwendbarkeit auf verschiedenste Produkte und Dienstleistungen erfüllt, noch eine Methode entwickelt, die eine einfache und weitgehend automatisierte Anwendung sicherstellt.

1.2.2 Wirkungsabschätzung

Der Schritt der Wirkungsabschätzung befindet sich im Bereich der Ökobilanz noch in einem frühen Entwicklungsstadium (/ISO 14040/, Seite 2). Gegenwärtig dominiert in der Praxis die Anwendung der Methode der Wirkungspotenziale nach /Heijungs et al. 1992/ und /UBA 1995/, mit der zur Zeit hauptsächlich der Beitrag zum Treibhauseffekt sowie die Eutrophierung und Versauerung von Böden und Gewässern quantifiziert wird. Für die Beschreibung weiterer Auswirkungen im Rahmen von Ökobilanzen, wie beispielsweise Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit, gibt es - unter anderem auch in /Heijungs et al. 1992/, /UBA 1999a/, /UBA 1999b/, /SETAC 1999/ und /Goedkopp, Spriensma 2000/ - unterschiedliche Vorschläge, jedoch hat keiner allgemeine Akzeptanz gefunden. Ein wesentlicher Grund ist hierfür, dass die Ansätze aus der Literatur ortsunabhängig sind, also einem Schadstoff unabhängig vom Ort der Emission das gleiche Schädigungspotenzial zugeschrieben wird. Während diese Vorgehensweise für Wirkungskategorien mit globaler Dimension wie beispielsweise dem Treibhauseffekt akzeptabel ist, wird für Wirkungskategorien mit regionaler oder lokaler Dimension eine differenziertere Vorgehensweise gefordert (siehe beispielsweise /Krewitt et al. 2000/ und /Marheineke, 2001/). Ein weiteres Beispiel für Wirkungskategorien, die bisher im Rahmen von Ökobilanzen nicht berücksichtigt werden, sind Auswirkungen auf die vom Menschen geschaffene Umwelt wie beispielsweise durch Luftschadstoffe verursachte Materialschäden oder Schäden an Nutzpflanzen.

Nach /ISO 14042/ kann die Wirkungsabschätzung einen zweiten Teilschritt beinhalten, mit dem die im ersten Schritt ermittelten Wirkungsindikatorwerte normiert, geordnet und gewichtet werden können. Erste Vorschläge für diesen zweiten Teilschritt der Wirkungsabschätzung finden sich in der Literatur. Das vom Umweltbundesamt vorgeschlagene Verfahren der „wirkungsorientierten Bewertung“ /UBA 1999a/, /UBA 1999b/ führt die Gewichtung von Wirkungskategorien als verbal-argumentative Bewertung mittels einer ordinalen Skala durch, um dem subjektiven Charakter der Gewichtung von Wirkungskategorien gerecht zu werden. Dabei erschwert die Verwendung einer ordinalen Skala eine effiziente Anwendung, da nun nicht die Möglichkeit besteht, die Werte für die verschiedenen Wirkungskategorien in einer Kennzahl zu einem Gesamturteil zusammenzufassen. Der von /Goedkopp, Spriensma 2000/ vorgeschlagene Ansatz des „Eco-Indicator 99“ führt eine quantitative Gewichtung der Wirkungsindikatorergebnisse durch. Er liefert als Ergebnis eine dimensionslose Kennzahl. Je niedriger das Ergebnis, desto geringer sind die bewerteten Umweltwirkungen und desto „umweltfreundlicher“ ist das bilanzierte Produkt oder die bilanzierte Dienstleistung einzustufen. Damit kann ein quantitativer Vergleich zwischen verschiedenen Produkten durchgeführt werden. Jedoch ist es nicht ohne weiteres möglich, die Verringerung von Umweltbelastungen durch eine Produktwahl beispielsweise mit den damit gegebenenfalls verbundenen zusätzlichen betriebswirtschaftlichen oder volkswirtschaftlichen Aufwendungen zu vergleichen. Eine

Lösung für dieses Problem könnte der Ansatz der monetären Bewertung sein /EC 1999/, der jedoch bisher nicht im Rahmen von Ökobilanzen Anwendung findet.

1.2.3 Bilanzierung von Stromerzeugungstechniken

Im Bereich der Bilanzierung von Techniken zur Nutzenergiebereitstellung liegen gegenwärtig drei Studien vor, die eine größere Verbreitung gefunden haben:

- „Ökoinventare für Energiesysteme“ der ETH Zürich /Frischknecht et al. 1996/: Diese Studie untersucht durchschnittliche, Anfang der 90er Jahre in Europa betriebene Anlagen zur Stromerzeugung und Wärmebereitstellung. Ziel dieser Studie war es, Grundlagen für den ökologischen Vergleich von Energiesystemen in der Schweiz und die Berücksichtigung von Energiedienstleistungen in Ökobilanzen für die Schweiz bereitzustellen. Es wurden daher zum einen für die Schweiz relevante Techniken untersucht. Zum anderen wurden zur Berücksichtigung von Importstrom Referenzkraftwerke bilanziert, die durchschnittliche Parameterwerte des Kraftwerksparks des jeweiligen Landes - beispielsweise für Nutzungsgrad und Stand der Rauchgasreinigung - aufweisen. Neben der Tatsache, dass dieser Studie kaum Bilanzen für Kraftwerke mit heutigem Stand der Technik entnommen werden können, beschränkt sich /Frischknecht et al. 1996/ auf die Durchführung der Sachbilanz, so dass keine Aussagen zu Wirkungen vorliegen.
- „Gesamtemissionsmodell integrierter Systeme (GEMIS)“, Öko-Institut Freiburg /Fritsche et al. 1997/: In dieser Studie werden der Primärenergieverbrauch sowie die Luftschadstoffe CO₂, CH₄, N₂O, Staub, SO₂, NO_x, CO, NMVOC und teilweise auch HCl und HF quantifiziert. Zusätzlich wird der Beitrag zum Treibhauseffekt in CO₂-Äquivalenten angegeben. Vorgelagerte Prozesse werden auch erfasst, allerdings mit geringerer Bilanzierungstiefe im Vergleich zu /Frischknecht et al. 1996/. Gegenstand der Untersuchung sind Energieversorgungstechniken für die Elektrizitäts- und Wärmebereitstellung mit heutigem Stand der Technik. Für Kraftwerkstechniken zur Nutzung fossiler Brennstoffe werden Fortschreibungen für den Zeitraum bis 2005 vorgenommen.
- „Ganzheitliche energetische Bilanzierung der Energiebereitstellung (GaBiE)“, Forschungsstelle für Energiewirtschaft München /Schwaiger 1996/: Die Studie, gefördert von der bayrischen Forschungstiftung und mehreren Energieversorgern, ermittelt die kumulierten Energieaufwendungen der Strombereitstellung aus fossilen Kraftwerken (Steinkohle, Braunkohle, Erdgas) und Kernkraftwerken nach heutigem Stand der Technik. Aufbauend auf den kumulierten Energieaufwendungen werden die über den Lebensweg verursachten energiebedingten Emissionen von acht Luftschadstoffen - diese Liste entspricht

weitgehend den in /Fritsche et al. 1997/ erfassten Luftschadstoffen - berechnet. Während die Massen- und Energieströme für den Bau, den Betrieb und den Rückbau der Kraftwerke vergleichsweise detailliert erfaßt wurden, beinhalten die vor- und nachgelagerten Prozesse in der Regel nur Energieträgerverbräuche. Indirekte nichtenergetische Vorleistungen höherer Ordnung wurden im Allgemeinen nicht betrachtet.

Diese drei Studien stellen zusammen eine Reihe von wichtigen Basisdaten zur Erstellung von Sachbilanzen für Stromerzeugungstechniken bereit. Während /Frischknecht et al. 1996/ einen vergleichsweise hohen Detaillierungsgrad für vor- und nachgelagerte Prozesse aufweist und die größte Anzahl an Energie- und Stoffströmen bilanziert, können /Fritsche et al. 1997/ vor allen Dingen Informationen zu Nutzungsgraden, Brennstoffbereitstellungsketten und direkten Emissionen aktueller Kraftwerkstechniken entnommen werden. /Schwaiger 1996/ liefert neben den direkten Emissionen und Nutzungsgraden der bilanzierten Referenzkraftwerke detaillierte Informationen über Material- und Energieeinsatz sowohl beim Bau des Kraftwerkes als auch bei der Instandhaltung und dem Rückbau. Datenlücken ergeben sich zum einen für Kraftwerkstechniken, die nicht im Rahmen von /Schwaiger 1996/ detailliert untersucht wurden, zum anderen allgemein für die vor- und nachgelagerten Prozesse. Die Bereitstellung indirekter Vorleistungen wurden in den Bilanzierungen im Allgemeinen nicht berücksichtigt und es erfolgte auch keine Abschätzung, welchen Einfluss das Vernachlässigen von Energie- und Stoffströmen höherer Ordnung auf das Gesamtergebnis der Bilanzierung haben.

Darüber hinaus besteht Handlungsbedarf bezüglich der Wirkungsabschätzung, da keine der zuvor genannten Studien - mit Ausnahme der Berechnung des Treibhauseffektes in /Fritsche et al. 1997/ - eine Wirkungsabschätzung durchführt.

1.3 Ziel der Arbeit

Aus der Problemstellung und dem gegenwärtigen Stand des Wissens werden für die beiden Bereiche Methodenentwicklung und Bilanzierung von Stromerzeugungstechniken die nachfolgend erläuterten Ziele für diese Arbeit abgeleitet.

Bilanzierungsansatz

Die im Unterkapitel 'Stand des Wissens' erwähnten vier Bilanzierungsmethoden Ökobilanz, Produktlinienanalyse, ganzheitliche Betrachtung und ganzheitliche Bilanzierung weisen alle eine ähnliche Vorgehensweise auf, beschränken sich aber auf die Bilanzierung einer bestimmten Art von Bilanzobjekten oder legen sich auf die Untersuchung einzelner Aspekte - beispielsweise die Untersuchung von Umweltaspekten und potentiellen Umweltwirkungen durch Energie- und Stoffströme - fest. Wenn auch im Rahmen dieser Arbeit fast ausschließlich Stoff- und Energieströme bilanziert werden, werden Begriffsdefinitionen in dieser Arbeit

so gefaßt, dass die Möglichkeit offensteht, in Zukunft auch weitere Aspekte in einer Bilanzierung berücksichtigen zu können. Für das Bilanzierungsverfahren wird die Bezeichnung „Lebenszyklusanalyse“ verwendet, die auch dem international genormten Begriff des „life cycle assessment“ am Nächsten kommt.

Methode zur Durchführung der Sachbilanz

Die bisher angewendete Methode der Prozesskettenanalyse führt bei einer umfassenden Bilanzierung zu einem hohen Bilanzierungsaufwand, unterschätzt aber trotzdem aufgrund der Notwendigkeit von Abbruchkriterien die Umwelteinwirkungen, die einer Nutzenbereitstellung insgesamt anzulasten sind. Daher ist eine Methode wünschenswert, die eine schnelle und einfache Abschätzung der Umwelteinwirkungen der nicht in der Prozesskette erfaßten Prozesse erlaubt. In dieser Arbeit wird eine Vorgehensweise entwickelt, mit der sich die Prozesskettenanalyse durch das in der Volkswirtschaft angewendete Verfahren der Input-Output-Analyse ergänzen läßt. Die Input-Output-Analyse baut auf statistischen Durchschnittsdaten für die verschiedenen Produktionsbereiche einer Volkswirtschaft auf. Mit ihr lassen sich Datensätze erzeugen, die die kumulierten Umwelteinwirkungen der Produktionsbereiche bezogen auf den monetären Wert der von den Produktionsbereichen erzeugten Güter angeben. Diese Datensätze können verwendet werden, um die Umwelteinwirkungen einer Nutzenbereitstellung abzuschätzen, ohne hierzu eine zusätzliche Prozesskette aufstellen zu müssen.

Wirkungsabschätzung

Die bisher im Bereich der Wirkungsabschätzung überwiegend angewandte Methode der Wirkungspotenziale liefert Kenngrößen, die als Maß für den Beitrag zum Treibhauseffekt, die Versauerung und die Eutrophierung weitgehende Akzeptanz gefunden haben. Ein Ziel der Arbeit ist es, die Arbeiten im Bereich der Wirkungspfadanalyse /Friedrich, Krewitt 1997/, mit der sich konkrete Schädigungen von Mensch, Materialien und Feldpflanzen quantifizieren lassen, auf den Bereich der Lebenszyklusanalyse zu übertragen und so einen Vorschlag für die Quantifizierung von Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit und auch die vom Menschen geschaffene Umwelt zu machen.

Außerdem wird geprüft, ob sich die Gewichtung der Wirkungsindikatorergebnisse sinnvoll mit Hilfe der monetären Bewertung durchführen läßt. Ein grundlegendes Instrumentarium findet sich hierzu beispielsweise in /EC 1999/.

Bilanzierung von Stromerzeugungstechniken

Eine wichtige Grundlage der umweltorientierten Bewertung von Techniken zur Stromerzeugung ist die Kenntnis der mit einer Nutzenergiebereitstellung verbundenen Stoff- und Ener-

gieströme. Diese geben Aufschluss über die Inanspruchnahme von Ressourcen und können Ursache für eine Vielzahl von Schädigungen von Mensch und Umwelt sein. Um eine Grundlage zur Beurteilung von Techniken zur Strombereitstellung zu schaffen, sollen in dieser Arbeit Techniken zur Stromerzeugung, die heute oder in näherer Zukunft in Deutschland wesentlich zur Stromerzeugung beitragen können, an Hand der erarbeiteten Methoden bilanziert werden. Ziel ist es, aufbauend auf einer umfassenden Sachbilanz wichtige Wirkungskategorien zu untersuchen und dabei Ressourcenaspekte, gesundheitliche Auswirkungen und Auswirkungen auf die natürliche und die vom Menschen geschaffene Umwelt zu berücksichtigen. Abschließend sollen die Indikatorwerte, die die unterschiedlichen Auswirkungen beschreiben, soweit wie möglich mit Hilfe der Monetarisierung zu einer Kenngröße aggregiert werden.

EDV-Instrument

Die Durchführung einer Lebenszyklusanalyse - insbesondere die Erstellung einer Sachbilanz - erfordert die Verwaltung großer Datenmengen. Darüber hinaus ist für die Durchführung von Wirkungsabschätzung und Auswertung ein Hilfsmittel wünschenswert, mit dem sich Bilanzgrößenwerte nicht nur für die Gesamtbilanz, sondern auch für beliebige Teilbereiche einer Bilanzierung schnell ausweisen lassen. Diese Anforderungen kann nur ein benutzerfreundliches EDV-Instrument erfüllen, das die erforderlichen Daten verwaltet und den Benutzer mit entsprechenden Funktionen bei der Erstellung und Analyse von Bilanzen unterstützt.

Da am Markt verfügbare Programme die Anforderungen an ein derartiges EDV-Instrument nur teilweise erfüllen, insbesondere aber nicht die gekoppelte Verwendung von Prozesskettenanalyse und ökonomischer Input-Output-Analyse ermöglichen, wird im Rahmen dieser Arbeit ein entsprechendes EDV-Instrument entwickelt.

1.4 Aufbau der Arbeit

Im Kapitel 2 der Arbeit werden zunächst einige Begriffsdefinitionen zum Verfahren der Lebenszyklusanalyse erarbeitet, mit dem sich die Energie- und Stoffströme unterschiedlicher Bilanzobjekte wie beispielsweise Techniken, Produkte oder Systeme bestimmen und beurteilen lassen. Gleichzeitig soll die Definition der Lebenszyklusanalyse und zugehöriger Begriffe so erfolgen, dass zukünftig auch andere Aspekte, die nicht ursächlich mit Energie- und Stoffströmen zusammenhängen, im Rahmen einer Lebenszyklusanalyse untersucht werden können.

Gegenstand des Kapitels 3 ist zum einen die Herleitung des Hybrid-Ansatzes, der die Prozesskettenanalyse durch das volkswirtschaftliche Instrument der Input-Output-Analyse ergänzt. Des weiteren erfolgt eine Beschreibung der erarbeiteten Basisdatenbank, die neben Basisdatensätzen für vor- und nachgelagerte Prozesse auch Input-Output-Tabellen einschließlich der erforderlichen umweltrelevanten Daten enthält.

In Kapitel 4 werden zunächst verschiedene Methoden der Wirkungsabschätzung erläutert und die in dieser Arbeit zu betrachtenden Wirkungskategorien und –indikatoren bestimmt. Danach werden für die Sachbilanzgrößen, die als relevant für die verschiedenen Wirkungskategorien angesehen werden, die Charakterisierungsfaktoren ermittelt, mit denen sich die Wirkungsindikatorwerte aus den Ergebnissen der Sachbilanz berechnen lassen. Letzter Schwerpunkt des Kapitels ist die Ermittlung von Gewichtungsfaktoren, mit denen die Kenngrößen, die die verschiedenen Wirkungen beschreiben, in einen monetären Wert überführt werden können.

Das entwickelte EDV-Instrument wird in Kapitel 5 dargestellt. Die Erläuterung des aggregierten Datenflussplanes und die Beschreibung der grundlegenden Funktionen des Programmes geben einen Überblick über die Datenspeicherung und –verarbeitung durch das Programm.

Kapitel 6 beinhaltet die Durchführung der Lebenszyklusanalyse für verschiedene Stromerzeugungstechniken, die den heute oder in naher Zukunft verfügbaren Stand der Technik aufweisen. Nach der Definition der Referenztechniken werden zunächst beispielhaft ausgewählte Resultate der Sachbilanz dargestellt, wobei die Sachbilanzgrößen diskutiert werden, die bei den jeweiligen Referenztechniken für die nachfolgend errechneten Wirkungsindikatoren von besonderer Bedeutung sind. Dann werden die Resultate der Wirkungsabschätzung und der monetären Bewertung für die verschiedene Techniken zur Stromerzeugung aus Braunkohle, Steinkohle, Erdgas, Kernenergie und regenerativen Energien gegenübergestellt. Anschließend erfolgt die Auswertung der erstellten und miteinander verglichenen Bilanzen. Dabei werden zunächst die ergebnisbestimmenden Sachbilanzgrößen und Lebenswegabschnitte identifiziert. Anschließend liefert eine Sensitivitätsanalyse Hinweise, inwieweit der Bilanzierung zu Grunde gelegte Annahmen, methodische Aspekte der Wirkungsabschätzung oder Datenunsicherheiten die Ergebnisse der Bilanzierung beeinflussen können.

Den Abschluss der Arbeit bildet das Kapitel 7, das die wesentlichen Resultate dieser Arbeit noch einmal zusammenfassend darstellt.

2 Die Lebenszyklusanalyse

Als Instrument zur systematischen Erfassung und Bewertung von Produkten und Dienstleistungen hat sich in den letzten Jahren der Ansatz des *Life Cycle Assessment* (LCA) durchgesetzt. Im deutschen Sprachgebrauch werden in Abhängigkeit von den untersuchten Auswirkungen und dem Gegenstand der Bilanzierung, dessen Lebensweg analysiert wird, verschiedene Bezeichnungen wie z. B. Ökobilanz, Produktlinienanalyse oder ganzheitliche Bilanzierung verwendet. In dieser Arbeit soll das Bilanzierungsverfahren – für das hier in Anlehnung an die englische Bezeichnung der Begriff *Lebenszyklusanalyse* verwendet wird - und zugehörige Begriffe so definiert werden, dass sich daraus möglichst keine Einschränkungen bezüglich des Untersuchungsgegenstandes oder der zu betrachtenden Auswirkungen ergeben.

In diesem Kapitel erfolgt zunächst die Erläuterung der unterschiedlichen deutschen Bezeichnungen. Daran schließt sich die Definition des Verfahrens der Lebenszyklusanalyse an. Den Abschluss bildet die Darstellung des Aufbaus der Lebenszyklusanalyse und die Definition einiger Begriffe, die für die einzelnen Schritte der Lebenszyklusanalyse von Bedeutung sind.

2.1 Bezeichnungen für Lebenszyklusanalysen aus der Literatur

In der nachfolgenden Tabelle 2-1 sind verschiedene Bezeichnungen aufgeführt, die in der Literatur für Lebenszyklusanalysen Verwendung finden. Je nach Bezeichnung liegt der Schwerpunkt der Anwendung auf unterschiedlichen Arten von Bilanzobjekten oder unterschiedlichen Wirkungsaspekten. Die verschiedenen Bezeichnungen werden im Hinblick auf Bilanzobjekte und betrachtete Wirkungsaspekte charakterisiert und im Anschluss an die Tabelle im Text detailliert beschrieben.

Tabelle 2-1: Deutsche Bezeichnungen für Lebenszyklusanalysen

Verfahren	Bilanzobjekt	Dimensionen
Ökobilanz (/ISO 14040/ ff.) ^a	Produkt (einschließlich Dienstleistung)	Ressourcen, menschliche Gesundheit, ökologische Wirkungen
Produktlinienanalyse (Öko-Institut) ^b	Produkt	Umwelt, Ökonomie, Gesellschaft
Ganzheitliche Betrachtung von Energiesystemen (PSI) ^c	Energiesystem, -technik	Umwelt, menschliche Gesundheit, Unfallrisiken, Ökonomie, soziale Aspekte
Ganzheitliche Bilanzierung (IKP) ^d	Produkt, Technologie, Projekt	Umwelt, Ökonomie, Technik

^a siehe /ISO 14040/, /ISO 14041/, /ISO 14042/, /ISO 14043/ ^b Öko-Institut e. V., Freiburg, siehe beispielsweise /Grießhammer, Bunke 1996/ ^c Paul-Scherrer-Institut (PSI), Villigen (Schweiz), siehe beispielsweise /PSI 1998/ ^d Institut für Kunststoffprüfung und Kunststoffkunde (IKP), Universität Stuttgart, siehe /IKP 1999/

Ökobilanz (DIN ISO 14040ff.)

Es liegen mittlerweile vier internationale Normen vor, die eine möglichst einheitliche Vorgehensweise bei der Erstellung von Ökobilanzen sicherstellen sollen. Während /ISO 14040/ die Prinzipien und allgemeinen Anforderungen an eine Ökobilanz festlegt, werden die einzelnen Schritte, in die sich eine Ökobilanz gliedert, durch die drei weiteren Normen beschrieben: die Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens sowie die Sachbilanz in /ISO 14041/, die Wirkungsabschätzung in /ISO 14042/, und schließlich die Auswertung in /ISO 14043/. Bilanzobjekt der Ökobilanz ist das Produkt, untersuchte Dimensionen sind die Nutzung von Ressourcen, Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit und ökologische Wirkungen. In /ISO 14040/ wird die Ökobilanz wie folgt definiert (/ISO 14040/, Seite 2f.): „Die Ökobilanz-Studie untersucht die Umweltaspekte und potenziellen Umweltwirkungen im Verlauf des Lebensweges eines Produktes (d. h. „von der Wiege bis zur Bahre“) von der Rohstoffgewinnung, über Produktion, Anwendung bis zur Beseitigung. Die allgemeinen Kategorien der zu berücksichtigenden Umweltwirkungen umfassen die Nutzung von Ressourcen, menschliche Gesundheit und ökologische Wirkungen. Üblicherweise werden ökonomische oder soziale Aspekte eines Produktes bei Ökobilanzen nicht berücksichtigt“.

Produktlinienanalyse (Öko-Institut)

Das Instrument der Produktlinienanalyse wurde zeitgleich mit der Ökobilanz als Methode zur Analyse und Bewertung von Produkten vom Öko-Institut e. V. in Freiburg entwickelt. Im Gegensatz zur Ökobilanz, die sich auf die Untersuchung von „Umweltaspekten und potenziellen Umweltwirkungen“ beschränkt, ist es bei der Produktlinienanalyse das Ziel, darüber hinaus auch ökonomische und soziale Aspekte sowie Nutzenaspekte in die Bewertung einzubeziehen. Eine Definition der Produktlinienanalyse lautet (/Grießhammer, Bunke 1996/, Seite 104): „Produktlinienanalysen analysieren den gesamten Lebensweg („Produktlinie“) eines Produktes (Entnahme und Aufbereitung von Rohstoffen, Herstellung, Distribution und Transport, Gebrauch, Verbrauch und Entsorgung), analysieren die ökologischen, ökonomischen und sozialen Wirkungen und bewerten die längs des Lebensweges auftretenden Stoff- und Energieumsätze sowie die daraus resultierenden Umweltbelastungen und die sozioökonomischen Wirkungen. Produktlinienanalysen werden von einem Forum, bestehend aus Vertretern der gesellschaftlichen Gruppen, begleitet“. Die bereits im Kapitel 1.2 erwähnte Studie des Öko-Instituts im Bereich der Energieversorgung /Fritsche et al. 1997/ beschränkt sich jedoch auf die Bilanzierung von Energie- und Stoffströmen und ist daher eher als Ökobilanz denn als Produktlinienanalyse zu bezeichnen.

Ganzheitliche Betrachtung von Energiesystemen (PSI)

Die Methode der ganzheitlichen Betrachtung von Energiesystemen wird gegenwärtig am Paul-Scherrer-Institut (PSI) in der Schweiz entwickelt (vom PSI gewählte englische Bezeichnung: comprehensive assessment of energy systems). Sie hat zum Ziel, gesundheitliche Risiken, Umweltfolgen sowie wirtschaftliche und soziale Aspekte in einer Beurteilung zusammenzuführen. Ausgehend von einer Lebenszyklusanalyse werden zunächst die aus dem Normalbetrieb eines Energiesystems resultierenden gesundheitlichen und ökologischen Auswirkungen untersucht. Getrennt davon erfolgt eine Sicherheits- und Risikoanalyse, mit der die Auswirkungen von schweren Unfällen auf Umwelt, Gesundheit und Wirtschaft untersucht werden, und schließlich noch eine Betrachtung der betriebs- und volkswirtschaftlichen sowie sozialen Aspekte des Einsatzes eines Energiesystems /PSI 1998/. Damit entspricht die ganzheitliche Betrachtung, wie sie das PSI durchzuführen beabsichtigt, von den zu bilanzierenden Auswirkungen her der Produktlinienanalyse des Öko-Instituts.

Ganzheitliche Bilanzierung (IKP)

Das Verfahren der ganzheitlichen Bilanzierung, wie sie vom Institut für Kunststoffprüfung und Kunststoffkunde (IKP) an der Universität Stuttgart definiert wird, lehnt sich eng an die Methodik der Ökobilanz an, soll aber darüber hinaus ökonomische und technische Aspekte betrachten. Als Bilanzobjekte sind Produkte, aber auch 'Technologien' und 'Projekte' vorgesehen. /IKP 1999/ beschreibt das Vorgehen und den Inhalt einer ganzheitlichen Bilanzierung wie folgt: „Bei der ganzheitlichen Bilanzierung werden alle Massen- und Energieströme entlang des gesamten Lebenszyklus (Herstellung - Nutzung - Entsorgung) von Systemen, inklusive nötiger Transporte und Energiebereitstellungsprozesse, ermittelt. Hierzu stellt man die Systeme in Form von Prozessmodulen über den gesamten Lebensweg dar und ordnet den einzelnen Modulen die dort verursachten Input- und Outputströme (verbrauchte Ressourcen, Emissionen, Abfälle, u.a.) zu. Daraus ergeben sich später die Einwirkungen jedes einzelnen Moduls auf die Umwelt sowie die des gesamten Systems. Während klassische Ökobilanzen 'nur' Einblicke in umweltliche Auswirkungen von Prozessen bieten, liefert die ganzheitliche Bilanzierung darüber hinaus Hinweise zu anfallenden Kosten und technischen Anforderungen. Dazu werden zu den oben genannten Modulen wirtschaftliche Größen wie Energiekosten, Materialkosten und Personalkosten sowie technische Daten wie Verfahrenstechnik und physikalische Produkteigenschaften aufgenommen und analysiert. Diese Methodik sichert eine ganzheitliche Entscheidungsunterstützung. Ein Produkt oder eine Technologie wird somit im Rahmen der ganzheitlichen Bilanzierung über die drei Dimensionen Technik, Wirtschaft und Umwelt charakterisiert. Die Aufnahme dieser drei Dimensionen in den Betrachtungsraum ermöglicht einen sinnvollen Technologievergleich und die Bewertung eines Projektes unter dem Aspekt eines 'ganzheitlichen Optimums' bzw. 'optimalen Kompromisses'“.

2.2 Definition der Lebenszyklusanalyse

Die Ausführungen im vorangegangenen Kapitel haben gezeigt, dass mit den Ansätzen Ökobilanz, Produktlinienanalyse, ganzheitliche Betrachtung von Energiesystemen und ganzheitlicher Bilanzierung vier Definitionen vorliegen, die eine ähnliche Zielsetzung verfolgen und sich nur zum Teil voneinander unterscheiden.

Das Verfahren der Ökobilanz ist international genormt und hat damit die größte Verbreitung der in Kapitel 2.1 angeführten Verfahren gefunden. Andererseits legt das Verfahren der Ökobilanz den Schwerpunkt auf die Bilanzierung von „Energie- und Stoffströmen“ sowie der mit ihnen verbundenen Auswirkungen. Da die Betrachtung weiterer Aspekte wie beispielsweise von ökonomischen und sozialen Auswirkungen „üblicherweise nicht Gegenstand der Ökobilanz sind“ /ISO 14040/, wird die Ökobilanz als nicht geeignet angesehen, einen Untersuchungsgegenstand umfassend zu beurteilen (siehe beispielsweise Anmerkungen in /Enquete 1998/, Seite 365). Prinzipiell sollten auch Auswirkungen, die nicht unmittelbar mit Stoff- und Energieströmen zusammenhängen, für das Bilanzierungsverfahren zugelassen sein. Um dies deutlich zu machen, wird in dieser Arbeit in Anlehnung an die englische Bezeichnung der Begriff „Lebenszyklusanalyse“ gewählt. Als Definition für die Lebenszyklusanalyse wird vorgeschlagen:

„Das Ziel der Lebenszyklusanalyse ist es, den gesamten Lebensweg eines Bilanzobjektes - beispielsweise eines Produktes, einer Dienstleistung, einer Technik oder eines Unternehmens - im Hinblick auf Auswirkungen auf Mensch, Umwelt und Gesellschaft zu untersuchen. Die Lebenszyklusanalyse gliedert sich in Zieldefinition, Sachbilanz, Wirkungsabschätzung und Auswertung. Die Sachbilanz umfasst die modellhafte Beschreibung der menschlichen Aktivitäten, die mit dem Bilanzobjekt direkt oder indirekt in Zusammenhang stehen. Die Wirkungsabschätzung umfasst die Abschätzung der Auswirkungen dieser Aktivitäten auf Mensch, Umwelt und Gesellschaft und deren Bewertung. Die Auswertung kann zum Ziel haben, ergebnisbestimmende Parameter zu ermitteln, Schwachstellen im Lebensweg aufzuzeigen oder verschiedene Bilanzobjekte miteinander zu vergleichen. Ist der Nutzen miteinander zu vergleichender Objekte unterschiedlich, sind auch Nutzendifferenzen in die Auswertung mit einzubeziehen.“

2.3 Aufbau der Lebenszyklusanalyse

Der Aufbau der Lebenszyklusanalyse wird in Anlehnung an das international standardisierte Verfahren der Ökobilanz festgelegt und gliedert sich in die vier Schritte ‘Zieldefinition’, ‘Sachbilanz’, ‘Wirkungsabschätzung’ und ‘Auswertung’.

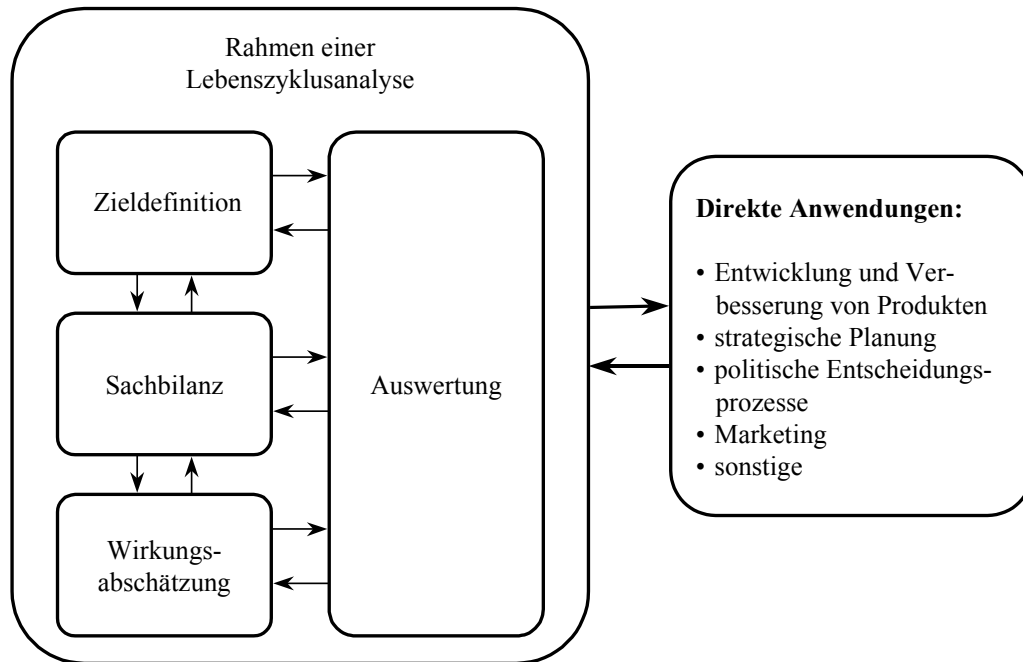


Abb. 2-1: Rahmen der Lebenszyklusanalyse und direkte Anwendungsmöglichkeiten

Eine Reihe von Begriffen, die in den internationalen Normen für die Ökobilanz (/ISO 14040/, /ISO 14041/, /ISO 14042/) definiert worden sind, können für die Lebenszyklusanalyse übernommen werden. Andere müssen angepaßt werden, um die Anwendbarkeit im Hinblick auf den Untersuchungsgegenstand oder Wirkungsaspekte nicht unnötig einzuschränken. In den nachfolgenden Abschnitten werden kurz die Inhalte der vier Schritte der Lebenszyklusanalyse und die Definitionen wichtiger Begriffe, soweit sie von den genannten Normen abweichen, erläutert.

Zieldefinition

In der Zieldefinition werden die Inhalte der Bilanzierung festgelegt. Neben der Definition des Bilanzobjektes oder der Bilanzobjekte, die im Rahmen der Lebenszyklusanalyse untersucht und gegebenenfalls miteinander verglichen werden sollen, beinhaltet die Zieldefinition auch die Beschreibung der Grenzen und Annahmen der Bilanzierung und die Festlegung der in den nachfolgenden Schritten zu quantifizierenden Bilanzgrößen. Die Zieldefinition der Lebenszyklusanalyse entspricht damit dem ersten Schritt der Ökobilanz, der in /ISO 14040/ und /ISO 14041/ näher beschrieben und mit „Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens“ bezeichnet wird. Für die Lebenszyklusanalyse wird aus praktischen Überlegungen heraus der kürzere Begriff „Zieldefinition“ gewählt.

Sachbilanz

Inhalt der Sachbilanz ist die modellhafte Beschreibung der anthropogenen Aktivitäten, die mit den in der Zieldefinition festgelegten Bilanzobjekten direkt oder indirekt in Zusammenhang stehen. Das Ziel ist, die in der Zieldefinition für die Sachbilanz festgelegten Kenngrößen zu quantifizieren, um die Datenbasis für die nachfolgenden Schritte der Wirkungsabschätzung und Auswertung bereitzustellen. Die Ergebnisgrößen der Sachbilanz werden in /ISO 14041/ mit dem Begriff „Elementarfluss“, der Stoff- und Energieströme umfasst, bezeichnet. Je nach Zieldefinition kann aber in einer Lebenszyklusanalyse die Ermittlung weiterer Kenngrößen wie beispielsweise Flächeninanspruchnahme oder Unfallrisiken vorgesehen sein. Da diese Größen nach der Definition in /ISO 14041/ keine Elementarflüsse darstellen, wird hier der allgemeinere Begriff „Sachbilanzgröße“ eingeführt. Für die Resultate der Sachbilanz, also die für ein Bilanzobjekt ermittelten Werte der Sachbilanzgrößen, wird in /ISO 14042/ der Begriff „Sachbilanzergebnis“ ausgewählt. Neben diesem Begriff werden in dieser Arbeit zusätzlich die Begriffe „Einwirkungen“ und „Umwelteinwirkungen“ zugelassen, die oft flüssigere Formulierungen erlauben, wenn in der Diskussion von Sachbilanzergebnissen zwischen „direkten“, „indirekten“ und „kumulierten“ Werten für Sachbilanzgrößen unterschieden werden soll.

Wirkungsabschätzung

Die Norm /ISO 14042/, die den Schritt der Wirkungsabschätzung für die Ökobilanz definiert, unterscheidet verbindliche und wahlweise Bestandteile. Die verbindlichen Bestandteile der Wirkungsabschätzung beinhalten die Auswahl von Wirkungskategorien, Wirkungsindikatoren und Modellen, die Zuordnung der Sachbilanzgrößen zu Wirkungskategorien (dieser Teilschritt wird als „Klassifizierung“ bezeichnet) und die Berechnung von Wirkungsindikatorergebnissen (dieser Teilschritt wird als „Charakterisierung“ bezeichnet). An diese verbindlichen Bestandteile einer Wirkungsabschätzung können sich die wahlweisen Bestandteile anschließen, die zunächst die Wirkungsindikatorergebnisse auf Referenzwerte beziehen („Normierung“). Referenzwerte können dabei von der Gesellschaft festgesetzte Umweltziele wie beispielsweise eine Obergrenze für Treibhausgasemissionen sein. Daran kann sich die Bildung einer Rangordnung der Wirkungskategorien („Ordnung“), die Zusammenfassung von Wirkungsindikatorergebnissen über Wirkungskategorien hinweg („Gewichtung“) und eine Prüfung der Zuverlässigkeit der Wirkungsabschätzungsergebnisse („Analyse der Datenqualität“) anschließen. Die Gliederung der Wirkungsabschätzung, wie sie für die Ökobilanz vorgeschrieben ist, wird für die Lebenszyklusanalyse übernommen. Aus praktischen Gründen werden aber, wie auch bei der Sachbilanz, ein zusätzliche Begriffe definiert: „Wirkungsindikatorergebnisse“ oder „Wirkungsabschätzungsergebnisse“ können auch als „Auswirkungen“ oder „Umweltauswirkungen“ bezeichnet werden.

Auswertung

Im letzten Schritt der Lebenszyklusanalyse werden die in den vorhergehenden Schritten erarbeiteten Resultate im Hinblick auf die in der Zieldefinition festgelegten Bilanzierungsziele ausgewertet. Es können beispielsweise verschiedene Produkte, Systeme oder Techniken miteinander verglichen oder die ergebnisrelevanten Parameter identifiziert werden.

Eine weitere Möglichkeit der Auswertung ist, Sensitivitätsanalysen durchzuführen, um die Änderung von Randbedingungen, die der Bilanzierung zu Grunde gelegt wurden, und deren Einfluss auf das Gesamtergebnis der Bilanzierung zu diskutieren. Den Abschluss der Auswertung bilden die Schlussfolgerungen, in denen die Resultate der vorhergehenden Schritte zusammengefaßt und interpretiert werden.

3 Hybrid-Ansatz für die Durchführung der Sachbilanz

Ziel der Sachbilanz ist die Quantifizierung der in der Zieldefinition festgelegten Sachbilanzgrößen über den gesamten Lebensweg des betrachteten Systems inklusive der ihm vor- und nachgelagerten Prozesse. Im Allgemeinen wird das Instrument der Prozesskettenanalyse zur Durchführung der Sachbilanz verwendet. Mit ihr läßt sich das reale Prozessnetzwerk einer Nutzenbereitstellung prinzipiell beliebig genau beschreiben. Jeder Prozess eines derartigen Prozessnetzwerkes benötigt jedoch wiederum mehrere Vorleistungen, die von anderen Prozessen bereitgestellt werden. Dies hat zur Folge, dass sich bei einer detaillierten Darstellung des Prozessnetzwerkes eine große Anzahl von Prozessen und damit ein erheblicher Bilanzierungsaufwand ergibt. Dagegen stellt sich am Ende einer Bilanzierung oft heraus, dass nur ein Teil des betrachteten Prozessnetzwerkes relevante Beiträge zu den Endergebnissen der Bilanzierung liefert. Bei der Durchführung von Prozesskettenanalysen werden daher Abbruchkriterien definiert, mit denen die Anzahl der zu betrachtenden Prozessschritte auf ein sachgerechtes und operationales Maß reduziert wird und dennoch keine wichtigen Beiträge zu den Ergebnisgrößen vernachlässigt werden sollen. Neben der generellen Schwierigkeit, diese Abbruchkriterien konsistent für alle Prozessstufen so festzulegen, dass tatsächlich alle wesentlichen Prozessstufen erfaßt werden, führen Abbruchkriterien dazu, dass die mittels der Prozesskettenanalyse ermittelten Bilanzresultate die tatsächlichen Umwelteinwirkungen grundsätzlich unterschätzen. Hier wird deshalb das Verfahren der Prozesskettenanalyse durch das volkswirtschaftliche Instrument der Input-Output-Analyse ergänzt, um das Festlegen von Abbruchkriterien überflüssig zu machen und eine effiziente Abschätzung der Umweltwirkungen nicht in der Prozesskette erfaßter Prozesse zu ermöglichen.

In diesem Kapitel werden zunächst die Prozesskettenanalyse und die Input-Output-Analyse erläutert. Aufbauend auf eine Diskussion der Vor- und Nachteile der beiden Methoden wird anschließend der Hybrid-Ansatz abgeleitet. Der letzte Abschnitt des Kapitels beinhaltet eine Beschreibung der erarbeiteten Basisdatenbank, die sowohl Basismodule für die Prozesskettenanalyse als auch ein um umweltrelevante Informationen erweitertes Input-Output-Modell enthält.

3.1 Prozesskettenanalyse

Die Prozesskettenanalyse ist eine Mikroanalyse, bei dem das komplexe System einer Nutzenbereitstellung in überschaubare Teilsysteme (Prozesse) zerlegt wird, die anschließend beschrieben werden. Für jeden Prozess werden Energie- und Stoffbilanzen erstellt mit dem Ziel, einerseits den von einem Prozess bereitgestellten Nutzen zu bestimmen, andererseits die zu seiner Bereitstellung erforderlichen Vorleistungen und die von dem Prozess verursachten

Umwelteinwirkungen, beispielsweise die mit der Umwelt ausgetauschten Stoff- und Energieströme, zu bestimmen.

Zur modellhaften Beschreibung der einzelnen Prozesse können je nach Anwendungsfall beliebig komplexe Modelle verwendet werden. In der Praxis wird jedoch meist eine Vorgehensweise angewendet, die die Zusammenhänge der einzelnen Parameter eines Prozesses und auch die der Prozesse untereinander linear abbildet. Neben der Bedingung, alle Abhängigkeiten im Prozessnetzwerk als lineare Beziehungen zu beschreiben, wird oft noch die zusätzliche Bedingung eingeführt, dass der von den Prozessen bereitgestellte Nutzen den Parameter darstellt, auf den die anderen Parameter des Prozesses bezogen werden. Damit ergibt sich eine Prozessdarstellung, wie sie in Abb. 3-1 beispielhaft für einen Kraftwerksprozess dargestellt ist.

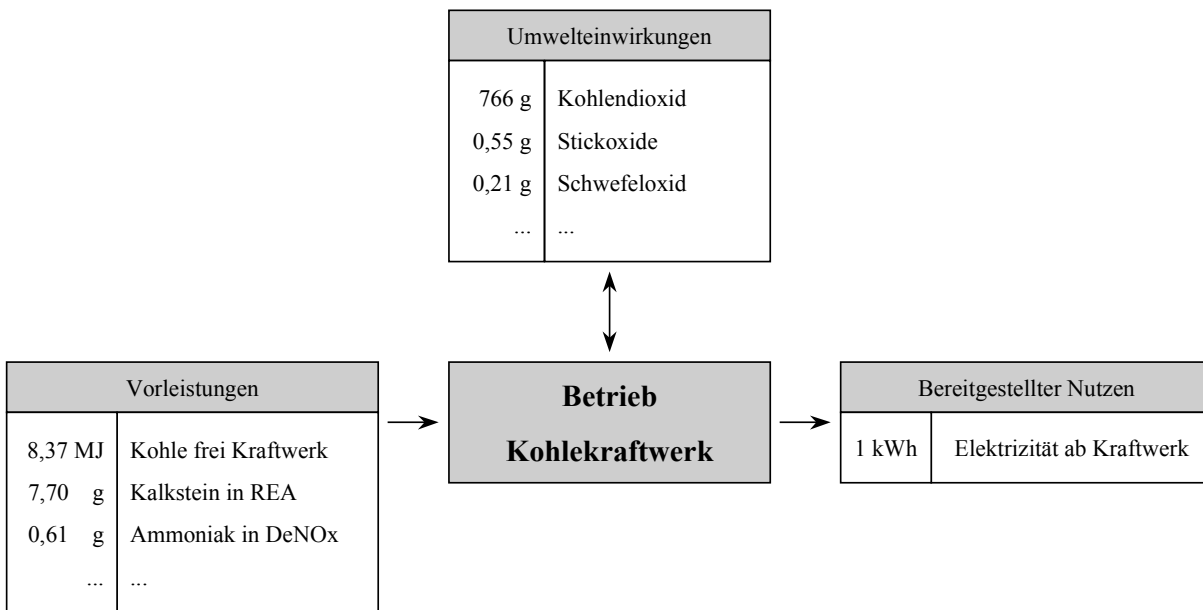


Abb. 3-1: Formale Beschreibung der physikalischen Größen eines Prozesses

Diese Art der Prozessdarstellung ermöglicht es, die Lösungen der Gleichungssysteme, die sich bei rekursiven Verknüpfungen zwischen Prozessen ergeben, mit Hilfe einfacher Algorithmen schnell zu bestimmen. Sie wurden beispielsweise auch den Bilanzierungen in /Frischknecht et al. 1996/ und /Fritsche et al. 1997/ zugrunde gelegt.

Prinzipiell ist mit der Prozesskettenanalyse eine hohe Bilanzierungsgenauigkeit erreichbar, die von der Genauigkeit der Modellierung des Prozessnetzwerkes, den Kenntnissen über Produkt und Prozesse und der Verfügbarkeit der Daten abhängt. Da jedoch in der Regel jeder technische Prozess wiederum Vorleistungen anderer technischer Prozesse erfordert, ist die Erstellung einer Sachbilanz, die das vollständige Prozessnetzwerk einer Nutzenbereitstellung erfasst, mit einem hohen Aufwand verbunden. Bei der Durchführung von Prozesskettenanalysen müssen daher Abbruchkriterien definiert werden, mit denen die Zahl der zu

betrachtenden Prozessschritte auf ein sachgerechtes und operationales Maß reduziert und dennoch keine wichtigen Beiträge zu den Bilanzgrößen vernachlässigt werden sollen. Neben der generellen Schwierigkeit, diese Abbruchkriterien konsistent für alle Prozessstufen so festzulegen, dass tatsächlich alle wesentlichen Prozessstufen erfaßt werden, führen Abbruchkriterien dazu, dass die mittels der Prozesskettenanalyse ermittelten Bilanzresultate die tatsächlichen Umwelteinwirkungen prinzipiell unterschätzen.

3.2 Input-Output-Analyse

Das Instrument der Input-Output-Analyse wurde ursprünglich für die Untersuchung volkswirtschaftlicher Fragestellungen entwickelt /Leontief 1966/. Grundlage der Input-Output-Analyse sind Input-Output-Tabellen, die im Rahmen der volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung erstellt werden und in aggregierter Form die Aktivitäten einer Volkswirtschaft innerhalb eines Bezugszeitraumes durch monetäre Güterströme beschreiben. Sie geben Auskunft darüber, in welchem Wert die verschiedenen Produktionsbereiche der Volkswirtschaft Güter produziert haben, welche Vorleistungen hierzu von anderen Produktionsbereichen und dem Ausland bezogen wurden und in welcher Höhe Güter an die Endnachfragebereiche geliefert wurden. Abb. 3-2 zeigt schematisch den Aufbau von Input-Output-Tabellen in Anlehnung an die Input-Output-Tabelle des Statistischen Bundesamtes für die Bundesrepublik Deutschland /StBA 1997/.

Die Produktionsverflechtungsmatrix X mit den Elementen $x_{i,j}$ stellt den ersten Quadranten der Input-Output-Tabelle dar. Ein Eintrag $x_{i,j}$ in der Zeile i und der Spalte j bedeutet eine Lieferung des Produktionsbereiches i an den Produktionsbereich j zum Wert von $x_{i,j}$ Geldeinheiten als Vorleistung für dessen Produktion.

Im zweiten Quadranten, der die Lieferungen der Produktionsbereiche an den Endverbrauch beinhaltet, sind unter anderem die Lieferungen an Investitionsgütern angegeben. Der Vektor \underline{g} beschreibt die Investitionsgüternachfrage nach Ausrüstungen. Der Eintrag g_i gibt an, in welchem Wert der Sektor i Ausrüstungs-Investitionsgüter geliefert hat. Entsprechend beschreibt der Vektor \underline{h} die Investitionsgüternachfrage nach Bauten und ein Eintrag h_i den Wert der vom Produktionsbereich i gelieferten Bau-Investitionsgüter. Der Vektor \underline{z} mit den Koeffizienten z_i , die für den Produktionsbereich i die Summe aus Vorleistungslieferungen und Lieferungen an den Endverbrauch angeben, stellt schließlich die gesamte Verwendung an Gütern innerhalb des betrachteten Zeitraumes dar.

Im dritten Quadranten sind die primären Inputs aufgeführt. Zu ihnen zählen die Abschreibungen, die durch den Vektor \underline{b}^T beschrieben werden. Der Eintrag b_j gibt an, in welchem Wert vom Sektor j Investitionsgüter abgeschrieben wurden. Die Summen aus primären Inputs ohne Importe und den bezogenen Vorleistungen ergeben die Produktionswerte der Produktionsbereiche, die durch den Vektor \underline{q}^T beschrieben werden. Ein Eintrag q_j gibt den

Wert der Güter an, die vom Produktionsbereich j innerhalb des Bezugszeitraumes im Inland erzeugt wurden. Die Summe aus Produktionswert und Importen gleichartiger Güter ergibt das gesamte Aufkommen an Gütern des Produktionsbereiches, das der gesamten Verwendung von Gütern des Produktionsbereiches entspricht.

		beziehende Produktionsbereiche											
		1	...	n	Σ gelieferte Vorleistg.	Priv. Verbrauch	Staatsverbrauch	Invest. Ausrüstungen	Investitionen Bauten	Vorratsveränderung	Ausfuhr	Σ Endverwendung	$\Sigma \Sigma$ Ges. Verwendung
liefernde Produktionsbereiche	1	$x_{1,1}$...	$x_{1,n}$.	.	.	g_1	h_1	.	.	.	z_1

	n	$x_{n,1}$...	$x_{n,n}$.	.	.	g_n	h_n	.	.	.	z_n
Σ bezogene Vorleistg.		...											
:													
Abschreibungen		b_1	...	b_n									
:													
Produktionswerte		q_1	...	q_n									
Importe		...											
Ges. Aufkommen		z_1	...	z_n									

$X = (x_{ij})$:	Produktionsverflechtungsmatrix
$\underline{b} = (b_j)$:	Vektor der Abschreibungen
$\underline{g} = (g_j)$:	Vektor der Investitionsnachfrage nach Ausrüstungen
$\underline{h} = (h_j)$:	Vektor der Investitionsnachfrage nach Bauten
$\underline{q} = (q_j)$:	Vektor der Produktionswerte
$\underline{z} = (z_j)$:	Vektor des gesamten Güteraufkommens bzw. der gesamten Güterverwendung

Abb. 3-2: Aufbau einer Input-Output-Tabelle, dargestellt am Beispiel der Input-Output-Tabelle des Statistischen Bundesamtes für die Bundesrepublik Deutschland

Um die kumulierten Werte für Sachbilanzgrößen bezogen auf den Produktionswert des jeweiligen Produktionsbereiches zu berechnen, wird zunächst die Input-Koeffizienten-Matrix A_{IOA} gebildet, deren Koeffizienten $a_{IOA,i,j}$ dann angeben, in welchem Wert der Sektor j Güter vom Sektor i bezieht, um eine Werteinheit seines Outputs bereitzustellen. Die Koeffizienten $a_{IOA,i,j}$ werden mit einer Division der Elemente $x_{i,j}$ durch den Produktionswert q_j des beziehenden Produktionsbereiches errechnet.

Im Gegensatz zur gängigen Vorgehensweise (siehe beispielsweise /StBA 1998/), bei der die Abschreibungen nicht in der Input-Output-Analyse berücksichtigt werden, sollen in dieser Arbeit auch die Produktionsleistungen zur Bereitstellung der Investitionsgüter in die Input-Output-Analyse einbezogen werden. Dazu wird die Input-Koeffizienten-Matrix durch Einführung eines zusätzlichen Produktionsbereiches „Investitionsgüter“ erweitert, der die Inanspruchnahme und die Herstellung von Investitionsgütern beschreibt. Die Koeffizienten

$a_{IOA,n+1,j}$, die die Inanspruchnahme von Investitionsgütern durch einen Produktionsbereich beschreiben, werden mit einer Division der Abschreibungen b_j durch den Produktionswert q_j des jeweiligen Produktionsbereiches j ermittelt.

Um die Herstellung der abbeschriebenen Investitionsgüter ohne zusätzlichen Datenaufwand bilanzieren zu können, wird die vereinfachende Annahme getroffen, dass die Zusammensetzung der abbeschriebenen Investitionsgüter in allen Produktionsbereichen dem Durchschnitt der im Bezugszeitraum gelieferten Investitionsgüter entspricht und die Produktionsbedingungen zu ihrer Herstellung den Produktionsbedingungen des Bezugsjahres der vorliegenden Input-Output-Tabelle entsprechen. Mit diesen Annahmen lassen sich die Koeffizienten $a_{IOA,i,n+1}$ mit einer Division der von einem Produktionsbereich i gelieferten Investitionsgüter (d_i+e_i) durch den Gesamtwert aller bereitgestellten Investitionsgüter berechnen. Der Koeffizient $a_{IOA,n+1, n+1}$ weist den Wert 0 auf, da der Produktionsbereich Investitionsgüter selbst keine Investitionsgüter bezieht.

Es sei an dieser Stelle darauf hingewiesen, dass die Erweiterung um einen zusätzlichen Produktionsbereich hier nur für die Input-Koeffizienten-Matrix A erfolgt, nicht aber für die Input-Output-Tabelle. Im Allgemeinen stimmt nämlich die Summe der Abschreibungen nicht mit der Summe der im gleichen Zeitraum nachgefragten Investitionsgüter überein, die neben den Ersatzinvestitionen auch zusätzliche Neu-Investitionen enthalten. Eine Erweiterung auch der Input-Output-Tabelle um den zusätzlichen Produktionsbereich entsprechend der oben beschriebenen Vorgehensweise – d. h. ohne Unterscheidung von Ersatzinvestitionen, deren Gesamtbetrag dem Gesamtbetrag der Abschreibungen entsprechen müsste, und Neu-Investitionen - hätte zur Folge, dass das gesamte Güteraufkommen des neuen Produktionsbereiches „Investitionsgüter“ nicht der gesamten Güterverwendung dieses Produktionsbereiches entsprechen würde und damit eine notwendige Bedingung der den Input-Output-Tabellen zugrunde liegenden Systematik nicht erfüllt wäre.

Ein weiterer wichtiger Aspekt ist, dass hier für die Berechnung der Input-Koeffizientenmatrix A die Input-Output-Tabelle verwendet wird, die die inländische Produktion und die Einfuhr von Gütern beschreibt. Damit geben die errechneten Input-Koeffizienten a_{ij} an, welche Vorleistungen für die Erzeugung einer Einheit insgesamt erforderlich ist, unabhängig davon, ob die Vorleistung aus dem Inland oder dem Ausland bezogen wird. Im Gegensatz dazu werden die Input-Koeffizienten, die in /StBA 1997/ veröffentlicht sind, aus Input-Output-Tabellen berechnet, die ausschließlich die inländische Produktion beschreiben. Dies bedeutet, dass mit den in /StBA 1997/ veröffentlichten Input-Koeffizienten ausschließlich inländische Produktionsaktivitäten erfaßt werden, während bei den nach Gleichung 3-1 berechneten Input-Koeffizienten auch die ausländischen Produktionsaktivitäten erfaßt werden. Die hier angewandte Vorgehensweise beinhaltet dabei die Annahme, dass die Struktur des Vorleistungsbezugs im Ausland der Struktur des Vorleistungsbezugs im Inland entspricht.

Insgesamt ergibt sich folgende Vorschrift für die Berechnung der Input-Koeffizientenmatrix A_{IOA} :

$$A_{IOA} = (a_{IOA,i,j})_{i,j=1, \dots, n+1} \quad (3-1)$$

mit

$$a_{IOA,i,j} = x_{i,j} / q_j \quad \text{für } i,j = 1, \dots, n$$

$$a_{IOA,n+1,j} = b_j / q_j \quad \text{für } j = 1, \dots, n$$

$$a_{IOA,i,n+1} = (g_i + h_i) / \sum_{k=1}^n (g_k + h_k) \quad \text{für } i = 1, \dots, n$$

$$a_{IOA,n+1,n+1} = 0$$

$$n = \text{Anzahl der Produktionsbereiche der Input-Output-Tabelle}$$

Zur Berechnung der kumulierten Einwirkungen der Bereitstellung eines Sektoroutputs sind zunächst Informationen über die direkten Einwirkungen der Produktionsbereiche erforderlich. Im Allgemeinen werden umweltrelevante Daten der Produktionsbereiche in absoluten Zahlen angegeben wie beispielsweise in /StBA 1998/ für die Produktionsbereiche der Input-Output-Tabelle aus /StBA 1997/. Bezieht man diese absoluten Werte auf die Produktionswerte der einzelnen Produktionsbereiche, erhält man die direkten Einwirkungen pro erzeugter Gütereinheit eines jeden Produktionsbereiches. Diese Daten können durch die Matrix $V_{D,IOA}$ ausgedrückt werden:

$$V_{D,IOA} = (v_{D,IOA,i,j})_{i=1, \dots, m; j=1, \dots, n+1} \quad (3-2)$$

mit

$$m : \text{Anzahl der betrachteten Sachbilanzgrößen}$$

Die beiden Matrizen A_{IOA} und $V_{D,IOA}$ können nun verwendet werden, um die kumulierten Einwirkungen $\underline{V}_{C,IOA}$ einer beliebigen Nutzenbereitstellung $\underline{Y}_{IOA} = (y_{IOA,j})_{j=1, \dots, n+1}$ zu berechnen. Die direkten Einwirkungen der Nutzenbereitstellung werden durch den Term $(V_{D,IOA} \bullet \underline{Y}_{IOA})$ angegeben. Da der Term $(A_{IOA} \bullet \underline{Y}_{IOA})$ für den direkten Bedarf von Vorleistungen der Produktionsbereiche für die Bereitstellung von \underline{Y}_{IOA} steht, können die indirekten Einwirkungen 1. Ordnung mit dem Term $(V_{D,IOA} \bullet A_{IOA} \bullet \underline{Y}_{IOA})$ berechnet werden. Entsprechend werden die indirekten Einwirkungen 2. Ordnung durch den Term $(V_{D,IOA} \bullet A_{IOA}^2 \bullet \underline{Y}_{IOA})$ und

die indirekten Einwirkungen n-ter Ordnung durch den Term ($V_{D,IOA} \bullet A_{IOA}^n \bullet \underline{Y}_{IOA}$) beschrieben. Die kumulierten Einwirkungen $\underline{V}_{C,IOA}$ der Nutzenbereitstellung \underline{Y}_{IOA} wird durch Aufsummation dieser Terme berechnet:

$$\begin{aligned}
 \underline{V}_{C,IOA} [\underline{Y}_{IOA}] &= \underline{V}_{D,IOA} \bullet \underline{Y}_{IOA} + \underline{V}_{D,IOA} \bullet (A_{IOA} \bullet \underline{Y}_{IOA}) \\
 &+ \underline{V}_{D,IOA} \bullet (A_{IOA}^2 \bullet \underline{Y}_{IOA}) + \underline{V}_{D,IOA} \bullet (A_{IOA}^3 \bullet \underline{Y}_{IOA}) + \dots \\
 &= \underline{V}_{D,IOA} \bullet (E_{IOA} + A_{IOA}^1 + A_{IOA}^2 + A_{IOA}^3 + \dots) \bullet \underline{Y}_{IOA} \\
 &= \underline{V}_{D,IOA} \bullet C_{IOA} \bullet \underline{Y}_{IOA} \tag{3-3}
 \end{aligned}$$

mit

$$C_{IOA} = (E_{IOA} - A_{IOA})^{-1}$$

E_{IOA} : Einheitsmatrix der Dimension $((n+1) \times (n+1))$

Durch die Wahl entsprechender Nachfragen \underline{Y}_{IOA} , die die Nachfrage nach einer Einheit im korrespondierenden Produktionsbereich j beschreibt, können die kumulierten Einwirkungen der Bereitstellung einer Nutzeneinheit je Produktionsbereich mit Gleichung 3-3 ermittelt werden. Abb. 3-3 zeigt beispielhaft die kumulierten CO₂-, CH₄- und N₂O-Emissionen verschiedener Produktionsbereiche der Input-Output-Tabelle der Bundesrepublik Deutschland für das Jahr 1993.

Die aus der Input-Output-Analyse gewonnenen Datensätze, wie sie beispielhaft in Abb. 3-3 dargestellt sind, können nun leicht zur Abschätzung der kumulierten Einwirkungen eines beliebigen Produktes oder einer Dienstleistung verwendet werden. Dazu muß nur der Datensatz des korrespondierenden Sektors mit dem Preis des Produktes oder der Dienstleistung multipliziert werden.

Der Vorteil der Input-Output-Analyse liegt in ihrer einfachen Anwendbarkeit. Zunächst umfassen Input-Output-Tabellen die gesamte Volkswirtschaft, so dass das Verfahren auf beliebige Produkte oder Dienstleistungen angewendet werden kann. Des weiteren werden die erforderlichen Basisdaten in regelmäßigen Abständen von statistischen Ämtern zur Verfügung gestellt. Daher stehen die Daten, die für die Input-Output-Analyse benötigt werden, im Allgemeinen kostengünstig zur Verfügung. Darüber hinaus ist damit auch eine zukünftige Anwendbarkeit und leichtes Aktualisieren bestehender Bilanzen gesichert.

Gegenwärtig veröffentlicht das deutsche statistische Bundesamt sektorale Emissionen für die Schadstoffe CO₂, CO, CH₄, N₂O, SO₂, NO_x, Partikel und NMVOC sowie Zahlen zum

Abbau von Rohstoffen und den sektoralen Verbrauch von Wasser, Materialien und Energieträgern /StBA 1998/. Es wird erwartet, dass in nachfolgenden Veröffentlichungen zur umweltökonomischen Gesamtrechnung weitere Stoff- und Energieströme berücksichtigt werden. Bis auf weiteres können beispielsweise die Informationen zu sektoralen Energieträgerverbräuchen genutzt werden, um energiebedingte Emissionen zusätzlicher Schadstoffe abzuschätzen, oder beispielsweise /BMU 1997/, um die sektoralen Emissionen nichtenergiebedingter Treibhausgasemissionen näherungsweise zu ermitteln.

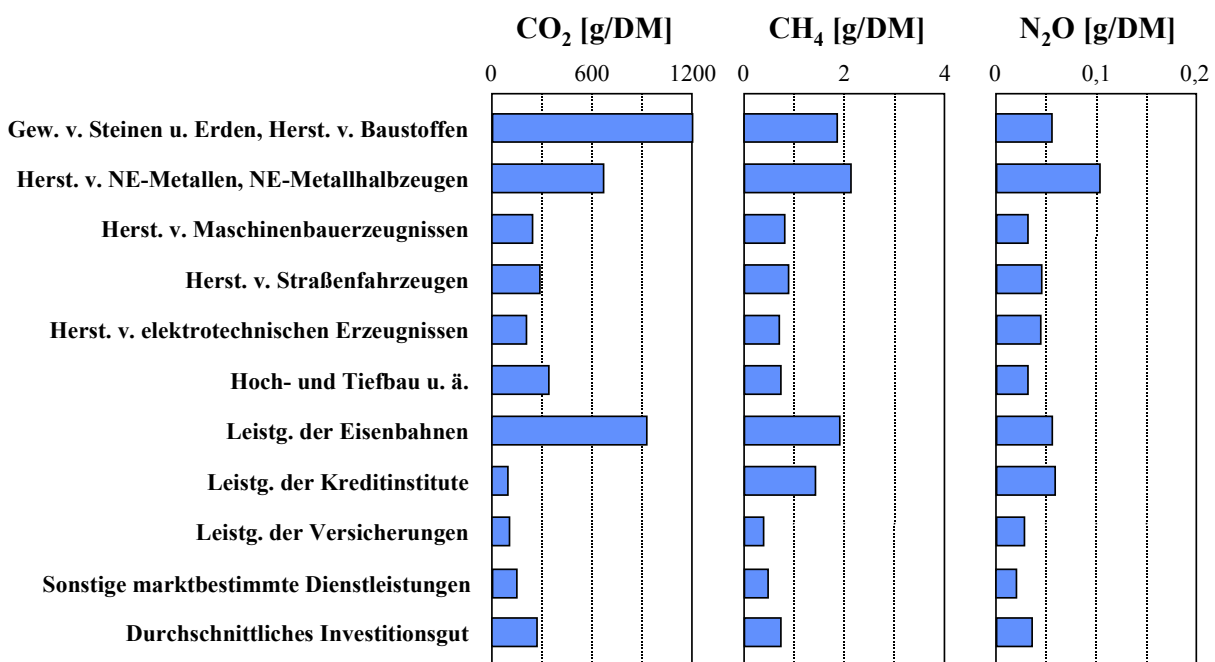


Abb. 3-3: Kumulierte Emissionen verschiedener Produktionsbereiche der Input-Output-Tabelle für Deutschland 1993, berechnet mit Daten aus /StBA 1997/, /StBA 1998/

Bei der Bilanzierung eines Gutes über Input-Output-Analyse ist jedoch zu berücksichtigen, dass diese Vorgehensweise nur für sektortypische Güter realistische Ergebnisse liefert. Gründe hierfür sind der hohe Aggregationsgrad der Input-Output-Tabellen, die Anrechnung von Vorleistungen über monetäre Größen und die schon zuvor erwähnten vereinfachenden Annahmen bezüglich der Berücksichtigung von Importen und Abschreibungen.

Daraus kann gefolgert werden, dass die Input-Output-Analyse zwar kein geeignetes Instrument darstellt, um eigenständige Sachbilanzen zu erstellen, sie stellt jedoch ein wichtiges Hilfsmittel zur ersten Abschätzung von Einwirkungen einer Nutzenbereitstellung dar. Sie kann daher sinnvoll eingesetzt werden, um Vorleistungen, die nicht in der Prozesskette berücksichtigt werden, in die Bilanzierung einzubeziehen.

3.3 Kombination von Prozesskettenanalyse und Input-Output-Analyse

Für eine effektive Vorgehensweise zur Durchführung einer Sachbilanz, die sowohl eine detaillierte Beschreibung der ergebnisrelevanten Prozesse einerseits als auch eine schnelle und einfache Abschätzung der Einwirkungen nicht detailliert modellierter Prozessstufen erlaubt, ist es sinnvoll, die beiden zuvor erläuterten Methoden bei der Durchführung einer Sachbilanz zu nutzen. Im Folgenden wird zunächst die allgemeine Vorgehensweise bei der Anwendung des Hybrid-Ansatzes erläutert, der Prozesskettenanalyse und Input-Output-Analyse miteinander verbindet. Anschließend wird gesondert auf zwei wichtige Aspekte des Ansatzes, die Bestimmung der Nettowertschöpfung und die Zuordnung der unbekanntenen Vorleistungen zu Produktionsbereichen der Input-Output-Tabelle, näher eingegangen.

Die Prozesskettenanalyse ermöglicht es, das reale Prozessnetzwerk einer Nutzenbereitstellung prinzipiell beliebig genau beschreiben. Bei komplexen Systemen führt jedoch eine detaillierte Modellierung aller an einer Nutzenbereitstellung beteiligten Prozesse zu einem hohen Bilanzierungsaufwand, der angesichts der Tatsache, dass oft nur einige oder sogar einige wenige Prozesse relevant für das Bilanzierungsergebnis sind, nicht gerechtfertigt erscheint. Bei der Kombination von Prozesskettenanalyse und Input-Output-Analyse wird daher zunächst eine Prozesskettenanalyse für die wichtig erscheinenden Prozesse des zu bilanzierenden Systems durchgeführt. Die Prozesskettenanalyse liefert Stoff-, Massen- und Energiebilanzen für die einzelnen Prozessschritte. Anschließend wird für jeden Prozess der Prozesskette zusätzlich eine Kostenbilanz erstellt. Die Differenz zwischen dem Wert des bereitgestellten Nutzens einerseits sowie dem Wert der in der Prozesskette quantifizierten Vorleistungen und der Nettowertschöpfung des Prozesses andererseits ergibt den Wert der nicht in der Prozesskette erfaßten Vorleistungen, die in den jeweiligen Prozess einfließen. Dieser Betrag wird anschließend in Abhängigkeit von der Art des betrachteten Prozesses sowie der Art und Menge der in der Prozesskette bereits quantifizierten Vorleistungen auf verschiedene Produktionsbereiche aufgeteilt und über Input-Output-Analyse bilanziert.

Zur formalen Beschreibung der Vorgehensweise werden zunächst die beiden Vektoren \underline{Y}_{IOA} und \underline{X}_{IOA} definiert, die die Zuordnung des von einem Prozess bereitgestellten Nutzens und der in der Prozesskette quantifizierten Vorleistungen zu den Sektoren der Input-Output-Tabelle beschreiben. Zusammen mit dem Vektor \underline{X}_{Hyb} , der die Zuordnung der nicht in der Prozesskette erfaßten Vorleistungen beschreibt, und dem Skalar T , der die Nettowertschöpfung des Prozesses angibt, ergibt sich die in Abb. 3-4 dargestellte Beschreibung eines Prozesses in monetären Einheiten.

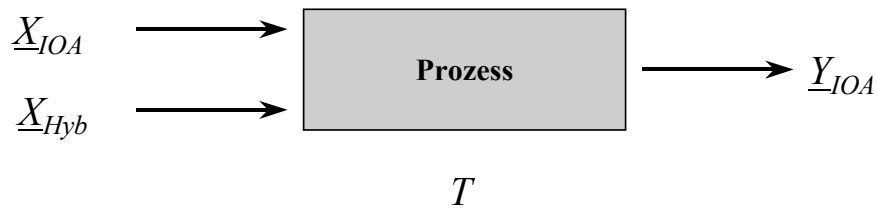


Abb. 3-4: Formale Beschreibung der monetären Größen eines Prozesses

Die monetäre Bilanz für den in Abb. 3-4 dargestellten Prozess läßt sich mit Hilfe einer Funktion B , die die Summe der Koeffizienten eines Nachfragevektors \underline{Y}_{IOA} darstellt und damit den monetären Gesamtwert einer Nachfrage angibt, wie folgt ausdrücken:

$$B[\underline{X}_{IOA}] + B[\underline{X}_{Hyb}] + T = B[\underline{Y}_{IOA}] \quad (3-4)$$

mit

$$B[\underline{Y}] := \sum_{k=1}^{n+1} (y_k)$$

$$\underline{Y} = (y_k)_{k=1, \dots, n+1}$$

Mit der Definition eines Vektors \underline{S} mit $B[\underline{S}] = 1$, der die Zuordnung des Betrages der unbekanntenen Vorleistungen zu den Produktionsbereichen der Input-Output-Tabelle beschreibt, kann Bestimmung des Nachfragevektors \underline{X}_{Hyb} mit folgender Gleichung beschrieben werden:

$$\begin{aligned} \underline{X}_{Hyb} &= B[\underline{Y}_{Hyb}] \bullet \underline{S} \\ &= (B[\underline{Y}_{IOA}] - B[\underline{X}_{IOA}] - T) \bullet \underline{S} \end{aligned} \quad (3-5)$$

mit

\underline{S} : Vektor, der die Zuordnung des Betrages der unbekanntenen Vorleistungen zu den Produktionsbereichen der Input-Output-Tabelle beschreibt. Es gilt: $B[\underline{S}] = 1$

Die Verknüpfung des resultierenden Nachfragevektors mit den Datensätzen aus der Input-Output-Analyse liefert schließlich eine Abschätzung der Beträge, die die Bereitstellung

der unbekanntenen Vorleistungen zu den Gesamtwerten für die einzelnen Sachbilanzgrößen liefert. In Abb. 3-5 ist die Vorgehensweise zusammenfassend dargestellt.

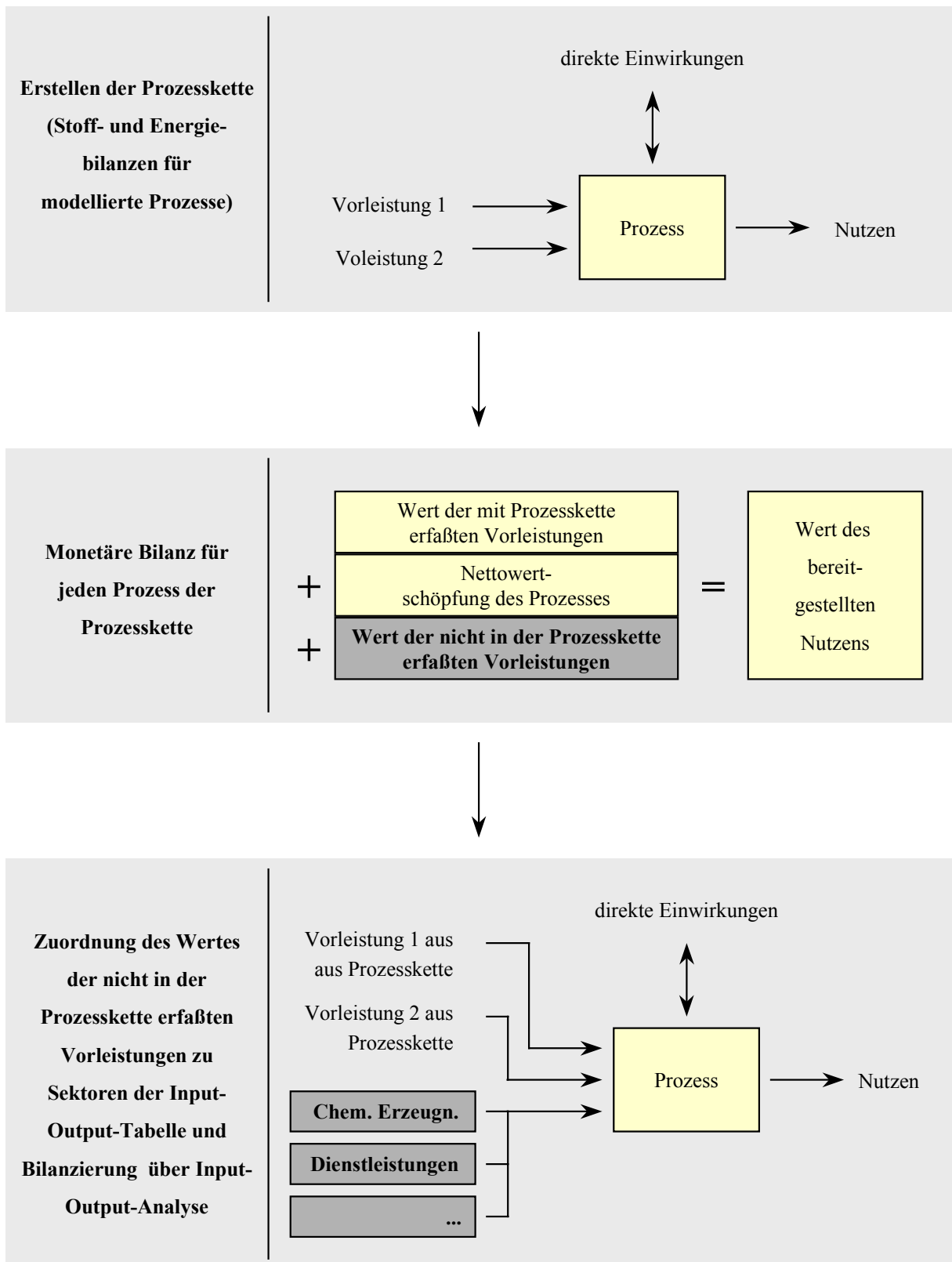


Abb. 3-5: Hybrid-Ansatz zur Kopplung von Prozesskettenanalyse und Input-Output-Analyse

Besondere Bedeutung haben bei dieser Vorgehensweise zwei Aspekte. Wichtig ist zunächst die Schätzung der im Allgemeinen unbekanntes Nettowertschöpfung T für einen Prozess, da ihr Betrag unmittelbaren Einfluss auf den Betrag der unbekanntes Vorleistungen hat. Des weiteren ist festzulegen, wie der Wert der unbekanntes Vorleistungen den Produktionsbereichen der Input-Output-Tabelle zugeordnet wird (Bestimmung des Vektors \underline{S}). Dies soll einerseits möglichst automatisiert geschehen, um den Bilanzierungsaufwand gering zu halten, andererseits sollen die aus der Prozesskettenanalyse verfügbaren Informationen weitestgehend Verwendung finden, um eine möglichst gute Abschätzung des Beitrages der unbekanntes Vorleistungen zu den Sachbilanzgrößenwerten zu erhalten. Diese beiden Aspekte werden daher in den nachfolgenden Unterkapiteln ausführlich behandelt.

3.3.1 Bestimmung der Nettowertschöpfung

Eine exakte Ermittlung der Nettowertschöpfung für jeden Prozess des zu bilanzierenden Prozessnetzwerkes wäre mit einem nicht zu vertretenden Aufwand verbunden. Daher erscheint es sinnvoll, sich auf die mit der Input-Output-Tabelle zur Verfügung stehenden Informationen zu stützen und an Hand der daraus abgeleiteten Input-Koeffizienten-Matrix die Nettowertschöpfung eines Prozesses zu bestimmen.

Aus der im Kapitel 3.2 abgeleiteten Input-Koeffizienten-Matrix A_{IOA} läßt sich ablesen, in welcher Höhe ein Sektor Vorleistungen für den Output einer Einheit bezieht. Der Bezug von Vorleistungen beinhaltet dabei auch Vorleistungslieferungen des Sektors an sich selbst, also beispielsweise Lieferungen des Sektors Straßenfahrzeuge an den Sektor Straßenfahrzeuge. Der Methode der Input-Output-Analyse liegt die Annahme zu Grunde, dass es sich bei dem eines Sektors um homogene Gütergruppe handelt. Daher wird hier davon ausgegangen, dass bei einem Sektor die „eigentliche“ Produktion der Differenz zwischen Output und dem Input gleichartiger Güter entspricht, auf den die Nettowertschöpfung bezogen werden muß. Die bezogene Nettowertschöpfung t_j eines Produktionsbereiches j errechnet sich dann mit:

$$t_j = (I - \sum_{k=1}^{n+1} a_{IOA,k,j}) / (I - a_{IOA,j,j}) \quad (3-6)$$

Eine Vorgehensweise zur Bestimmung der Nettowertschöpfung eines Prozesses muß so definiert sein, dass sie unabhängig davon, wie ein Fertigungsvorgang in der Prozesskette modelliert wird, für den Fertigungsvorgang immer das gleiche Resultat liefert. Beispielsweise kann die Herstellung eines Kraftfahrzeuges als ein einziger Prozess oder auch als Abfolge von mehreren Prozessen beschrieben werden. Während im ersten Fall die Nettowertschöp-

fung der Fahrzeugproduktion einem Prozess zugeordnet wird, muß der Gesamtbetrag der Nettowertschöpfung im zweiten Fall auf mehrere Prozesse verteilt werden.

Dies kann erreicht werden, indem die Nettowertschöpfung eines Prozesses in Abhängigkeit davon festgelegt wird, ob und in welcher Höhe ein Input gleichartiger Güter vorliegt. Wird die Herstellung eines Kraftfahrzeuges als ein einziger Prozess beschrieben, umfasst der Prozess sämtliche Aktivitäten, die dem Produktionsbereich „Herstellung von Straßenfahrzeugen“ zuzuordnen sind. In diesem Fall weist der Prozess keinen Input an gleichartigen Gütern auf, d. h. er bezieht keine Vorleistungen, die dem Produktionsbereich „Herstellung von Straßenfahrzeugen“ entstammen. Wird dagegen die Herstellung eines Kraftfahrzeuges als Abfolge von mehreren Prozessen beschrieben, stellen alle Güterströme zwischen den Prozessen, die die Herstellung des Kraftfahrzeuges beschreiben, Güter des Produktionsbereiches „Herstellung von Straßenfahrzeugen“ dar. Es bietet sich daher an, die Differenz zwischen dem Wert des Output eines Prozesses und dem Wert des Inputs an gleichartigen Gütern zu verwenden, um die Wertschöpfung der Fahrzeugherstellung auf die einzelnen Prozesse zu verteilen. Die Nettowertschöpfung T eines Prozesses wird also bestimmt, indem die bezogene Nettowertschöpfung t_j des korrespondierenden Produktionsbereiches j mit der Differenz zwischen dem Wert des Output $B[\underline{Y}_{IOA}]$ und dem Wert des Inputs an gleichartigen Gütern $B[\underline{X}_{IOA=}]$ des Prozesses multipliziert wird:

$$T = t_j \bullet (B[\underline{Y}_{IOA}] - B[\underline{X}_{IOA=}]) \quad (3-7)$$

mit

$$\underline{X}_{IOA=} = (x_{IOA=,ij})_{i=1, \dots, n+1}$$

$$x_{IOA=,ij} = x_{IOA,ij} \quad \text{für } y_{IOA,ij} \neq 0$$

$$x_{IOA=,ij} = 0 \quad \text{für } y_{IOA,ij} = 0$$

Gleichung 3-7 läßt sich nur auf den Fall anwenden, dass der Output eines Prozesses genau einem Produktionsbereich zuzuordnen ist. Für den (eher unwahrscheinlichen) Fall, dass der Output eines Prozesses mehr als einem Produktionsbereich zuzuordnen ist, kann statt dessen die Gleichung 3-8 verwendet werden:

$$T = \underline{t}^T \bullet (\underline{Y}_{IOA} - \underline{X}_{IOA=}) \quad (3-8)$$

mit

$$\underline{t} = (t_j)_{j=1, \dots, n+1}$$

Damit kann nun für jeden Prozess eines Prozessnetzwerkes die Nettowertschöpfung und daraus der monetäre Wert der unbekanntenen Vorleistungen $B[\underline{Y}_{Hyb}]$ mit Gleichung 3-5 für jeden Prozess bestimmt werden. Dieser Betrag muß nun noch den Produktionsbereichen der Input-Output-Tabelle zugeordnet werden, um die Einwirkungen der Bereitstellung dieser unbekanntenen Vorleistungen abschätzen zu können.

3.3.2 Zuordnung der unbekanntenen Vorleistungen zu Produktionsbereichen

Die Zuordnung des Betrages der unbekanntenen Vorleistungen zu den Produktionsbereichen der Input-Output-Tabelle wird in Gleichung 3-5 durch den Vektor $\underline{S} = (s_k)_{k=1, \dots, (n+1)}$ beschrieben, für den die Bedingung $B[\underline{S}] = I$ gilt. Eine hilfreiche Ausgangsgröße für die Bestimmung von \underline{S} ist der Vektor \underline{Y}_{DI} , der die Vorleistungen 1. Ordnung beschreibt, die nach der Input-Koeffizienten-Matrix A_{IOA} für die Bereitstellung einer monetär bewerteten Nutzenbereitstellung \underline{Y}_{IOA} erforderlich sind:

$$\underline{Y}_{DI} = A_{IOA} \bullet \underline{Y}_{IOA}, \quad (3-9)$$

Ein normalisierter Vektor $\underline{Y}_{DI} / B[\underline{Y}_{DI}]$ beschreibt die durchschnittliche Zusammensetzung der Vorleistungen, die der oder die Produktionsbereiche zur Bereitstellung einer Endnachfrage \underline{Y}_{IOA} beziehen. Aus mehreren Gründen ist es nicht sinnvoll, bereits diesen Vektor zu verwenden, um den Betrag der unbekanntenen monetären Vorleistungen den Produktionsbereichen der zu Grunde liegenden Input-Output-Tabelle zuzuordnen:

- Im Allgemeinen sind in einer Prozesskette bereits verschiedene Vorleistungen für einen Prozess erfaßt worden. Beschreibt ein Prozess-Input beispielsweise den Bezug von Elektrizität, stellt sich die Frage, inwieweit noch Lieferungen des Produktionsbereiches „Elektrizität, Dampf, Warmwasser“ an den zugehörigen Prozess zugelassen werden sollen.
- Des weiteren können zusätzliche Informationen vorliegen, dass der Prozess keine Produkte einer bestimmten Gütergruppe bezieht. Beispielsweise wird ein Prozess, der den Betrieb eines Erdgaskraftwerkes beschreibt, keine Güter beziehen, die vom Produktionsbereich „Gewinnung von Kohle, Erzeugnisse des Kohlebergbaus“ erzeugt werden.
- Ein zusätzlicher Input gleichartiger Güter über die unbekanntenen Vorleistungen würde der Ableitung der Nettowertschöpfung, wie sie in Abschnitt 3.3.1 durchgeführt wurde, widersprechen, da dort die Nettowertschöpfung in Abhängigkeit vom Bezug gleichartiger Güter, die in der Prozesskette quantifiziert sind, bestimmt wurde. Die Zuordnung des Betrages der unbekanntenen Vorleistungen zu Produktionsbereichen der Input-Output-Tabelle darf daher keine Zuordnung zu dem Produktionsbereich aufweisen, dem der Output eines Prozesses zugeordnet ist.

Der als Ausgangsgröße gewählte Vektor \underline{Y}_{DI} wird daher mit folgenden Schritten zum Vektor \underline{S}' modifiziert:

- Zunächst werden die Werte der für einen Prozess in der Prozesskette quantifizierten Vorleistungen bestimmt. Diese werden dann entsprechend ihrer Zugehörigkeit zu Produktionsbereichen von dem durchschnittlichen Vorleistungsvektor \underline{Y}_{DI} subtrahiert. Ergibt sich bei einer derartigen Subtraktion ein negativer Wert, wird der entsprechende Koeffizient s_i' zu Null gesetzt.
- Liegen weitere Informationen vor, dass ein Sektor keine weiteren Vorleistungen an den zu untersuchenden Prozess liefert, wird der entsprechende Koeffizient s_i' ebenfalls zu Null gesetzt.
- Da ein Input des Produktionsbereiches, dem der Output des Prozesses zugeordnet ist, nicht zulässig ist, wird der Koeffizient s_i' dieses Produktionsbereiches ebenfalls zu Null gesetzt.

Der sich aus den Modifikationen ergebende Vektor \underline{S}' stellt nur ein Zwischenresultat dar, da er im Allgemeinen die Bedingung $B[\underline{S}'] = 1$ nicht erfüllt. In einem letzten Schritt muß also der Vektor \underline{S}' normalisiert werden, um schließlich den gewünschten Vektor \underline{S} für die Zuordnung des Betrages der unbekanntenen Vorleistungen zu den verschiedenen Produktionsbereichen zu erhalten. Insgesamt ergeben sich folgende Gleichungen zur Berechnung von \underline{S} :

$$\underline{S} = \underline{S}' / B[\underline{S}'] \quad (3-10)$$

mit

$$\begin{aligned} \underline{S}' &= (s_i')_{i=1, \dots, (n+1)} \\ s_i' &= 0 \quad \text{für } y_{IOA,ij} \neq 0 \\ s_i' &= 0 \quad \text{für } x_{IOA,ij} > y_{DI,ij} \\ s_i' &= 0 \quad \text{im Falle „zusätzlicher Information“} \\ s_i' &= y_{DI,i} - x_{IOA,i} \quad \text{sonst} \end{aligned}$$

Nun kann der Vektor \underline{X}_{Hyb} mit Gleichung 3-5 berechnet werden. Anschließend können mit Gleichung 3-3 die Einwirkungen abgeschätzt werden, die sich aus der Bereitstellung der unbekanntenen Vorleistungen ergeben.

3.4 Zusammenstellung der Basisdaten für die Sachbilanz

Um die Bilanzierung von Stromerzeugungstechniken durchführen zu können, werden zunächst Basisdaten aus der Literatur zusammengestellt und so aufbereitet, dass eine Anwendung des Hybrid-Ansatzes möglich wird. Die Erzeugung der Basisdatensätze für die Input-Output-Analyse und die Prozesskettenanalyse wird im Folgenden kurz beschrieben.

3.4.1 Basismodule für Produktionsbereiche

Für die Durchführung der Hybrid-Bilanzierung sind Daten zu Produktionsbereichen erforderlich, um die Input-Output-Analyse durchführen zu können. Ökonomische Daten, die die volkswirtschaftlichen Verflechtungen der Produktionsbereiche beschreiben, werden für Deutschland alle zwei Jahre vom Statistischen Bundesamt veröffentlicht /StBA 1997/. Parallel veröffentlicht das Statistische Bundesamt seit einigen Jahren Daten über die Emission von Schadstoffen und den Verbrauch von Ressourcen in den einzelnen Produktionsbereichen. In der aktuellen Ausgabe /StBA 1998/ sind Informationen zu CO₂-, CO-, CH₄-, N₂O-, SO₂-, NO₂-, Partikel- und NMVOC-Emissionen, dem Verbrauch von Energieträgern und nichtenergetischen Rohstoffen enthalten. Weitere Schadstoffemissionen konnten in dieser Arbeit auf Basis der Energieträgerverbräuche aus /StBA 1998/ in Verbindung mit Emissionsfaktoren sowie die Auswertung der Studien /BMU 1997/ und /BMU 1995/ quantifiziert werden. Damit war es möglich, fast alle in Kapitel 4.3 aufgeführten Sachbilanzgrößen zu quantifizieren. Lediglich eine Reihe von radioaktiven Emissionen, einige nicht in /BMU 1997/ aufgeführte FCKWs sowie Schadstoffemissionen in Wasser konnten nicht für das Input-Output-Modell quantifiziert werden. Die absoluten Umweltwirkungen wurden entsprechend der in Kapitel 3.2 erläuterten Vorgehensweise auf den Produktionswert der Produktionsbereiche bezogen. Unter Verwendung der ökonomischen Daten wurden anschließend aus den direkten Umweltwirkungen die kumulierten Umweltwirkungen berechnet. Damit geben die Basismodule die kumulierten Umweltwirkungen je bereitgestellter Einheit der Produktionsbereiche für Deutschland an.

Um den Hybridansatz auch auf vorgelagerte Prozessstufen anwenden zu können, die nicht in Deutschland angesiedelt sind, werden entsprechende Basismodule für ausländische Produktionsbereiche benötigt. Gegenwärtig stehen nicht für alle Länder entsprechende volkswirtschaftliche Daten und Informationen zu sektoralen Umweltwirkungen zur Verfügung. Zudem unterscheiden sich in der Regel die nationalen Einteilungen der Produktionsbereiche und die den nationalen Input-Output-Tabellen zu Grunde liegenden Konzepte, so dass auch bei Vorhandensein der entsprechenden Daten eine effektive Verwendung der Daten kaum gewährleistet wäre. Daher wird hier ein Input-Output-Modell aus den für Deutschland vorhandenen Daten abgeleitet, das ein einfaches Weltmodell darstellt und für verschiedene

Weltregionen sektorbezogene Umweltwirkungen ausweist. Dazu werden folgende – stark vereinfachende - Annahmen getroffen:

- Die Produktionsstruktur ist die gleiche wie in Deutschland, d. h. je Einheit Output beziehen die Produktionsbereiche im Ausland wertmäßig die gleichen Vorleistungen von den jeweiligen ausländischen Produktionsbereichen wie die Produktionsbereiche in Deutschland.
- Das Verhältnis der auf den monetären Output bezogenen Umweltwirkungen der ausländischen und der deutschen Produktionsbereiche ist proportional zum Verhältnis des auf das Bruttosozialprodukt bezogenen Primärenergieeinsatzes im Ausland und in Deutschland.

Das hier erzeugte Welt-Input-Output-Modell unterscheidet 11 Weltregionen, deren Definition /Nakicenovic, 2000/ entnommen wurde. Damit entspricht das Weltmodell der geografischen Gliederung, die in /SETAC, 2001/ für die ortsbezogene Ermittlung von Umwelteinwirkungen in Ökobilanzen vorgeschlagen wird. Tabelle 3-1 führt für die Weltregionen das jeweilige Verhältnis von Primärenergieverbrauch zu Bruttosozialprodukt dividiert durch das Verhältnis von Primärenergieverbrauch zu Bruttosozialprodukt in Deutschland auf. Die Zahlen zu Primärenergieverbrauch und Bruttosozialprodukt wurden /IEA 2000/ entnommen.

Tabelle 3-1: Verhältnis von Primärenergieverbrauch zu Bruttosozialprodukt für die Regionen des Weltmodells

Region	Primärenergieverbrauch bezogen auf das Bruttosozialprodukt (Deutschland = 100)
NAM – Nordamerika (USA und Kanada)	179
WEU – Westeuropa	100
PAO – Pazifische OECD (Japan, Australien, Neuseeland)	120
FSU – Unabhängige Staaten der früheren Sowjetunion	967
EEU – Zentral- und Osteuropa	800
LAM – Lateinamerika und Karibik	156
MEA – Mittlerer Osten und Nordafrika	377
AFR – Afrika südlich der Sahara	230
CAP – Zentralwirtschaftliches Asien und China	748
PAS – Anderes pazifisches Asien	220
SAS – Südasien	220

Mit den in Tabelle 3-1 angegebenen Verhältnisfaktoren wurden die sektoralen Umwelteinwirkungen der Produktionsbereiche der verschiedenen Regionen abgeschätzt. Die Unsicherheiten, die sich aus den grob vereinfachenden Annahmen für ausländische Produktionsbereiche für die Ergebnisse der in dieser Arbeit erstellten Bilanzen ergeben, sind als gering einzustufen: Da die in dieser Arbeit bilanzierten Anlagen zur Stromerzeugung in Deutschland betrieben werden, ist auch ein großer Teil der vor- und nachgelagerten Prozesse in Deutsch-

land angesiedelt. Die Abschätzung der Umwelteinwirkungen unbekannter Vorleistungen erfolgt daher nur für einen kleinen Teil der Prozesse eines Energiesystems mit Hilfe der Datensätze für ausländische Produktionsbereiche.

3.4.2 Basismodule für Produkte und Dienstleistungen

Basismodule für Produkte und Dienstleistungen konnten aus einer Reihe von Studien zusammengestellt werden. Eine wichtige Datenquelle war hierbei unter anderem die Studie /Frischknecht et al. 1996/, die Bilanzen für verschiedene Materialien und Dienstleistungen wie beispielsweise Transport- und Entsorgungsdienstleistungen enthält und neben klassischen Schadstoffen eine große Anzahl von weiteren Emissionen quantifiziert hat. Auf dieser Basis war es möglich, alle im Kapitel 4.3 aufgeführten Sachbilanzgrößen für die Basisdatensätze zu quantifizieren. Hierzu wurde die Systematik der Sachbilanzgrößen aus /Frischknecht et al. 1996/ entsprechend der Erfordernisse für diese Arbeit erweitert und fehlende Daten ergänzt. Von Bedeutung war dabei insbesondere die Detaillierung der Partikelemissionen in Partikel mit einer Größe von weniger als 10 µm und Partikel mit einer Größe von mehr als 10 µm (wichtig für die Quantifizierung der Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit, siehe Kapitel 4.3.4 und 4.3.5). Hierzu konnte unter anderem die Quelle /Pregger et al, 1999/ verwendet werden. Weitere wichtige Arbeitspunkte waren die Identifizierung des Anteils der Emissionen, die durch Überseetransporte verursacht werden (ebenfalls relevant für die Quantifizierung der Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit, siehe Sensitivitätsanalyse im Kapitel 6.5.2), die Umrechnung der der Umwelt entnommenen energetischen Rohstoffe von Massenströmen in Energieströme und die Ergänzung der Kenngröße „Elektrizität produziert in KKW“ (erforderlich für die Berechnung des Kumulierten Energieaufwandes, siehe Kapitel 4.3.8).

Um die zusammengestellten Basismodule für die Hybrid-Bilanzierung anwenden zu können, müssen die Module mit Durchschnittspreisen für das bilanzierte Produkt oder die bilanzierte Dienstleistung versehen werden. Durchschnittspreise für eine große Zahl von Produkten des produzierenden Gewerbes finden sich in /StBA 1995/. Darüber hinaus wurden weitere Datenquellen wie beispielsweise /BMV 2000/ genutzt und eigene Erhebungen durchgeführt, um die Datensätze mit Durchschnittspreisen für den Wirtschaftsraum Deutschland zu versehen.

Da die Hybrid-Bilanzierung auch auf Vorketten angewendet wird, die ausserhalb Deutschlands angesiedelt sind, sind entsprechend dem im vorangegangenen Kapitel entwickelten Input-Output-Modell Basisdatensätze erforderlich, die die Bereitstellung von Produkten und Dienstleistungen in den verschiedenen Weltregionen beschreiben und Preise aufweisen, die dem Preisniveau der jeweiligen Weltregion entsprechen. Soweit keine detaillierten Informationen vorlagen, wurden die Preise für die Produkte und Dienstleistungen im

Ausland aus den Preisen für den Wirtschaftsraum Deutschland abgeleitet. Die Preise für Deutschland wurden dazu mit den in Tabelle 3-2 aufgeführten Faktoren multipliziert, die aus Kaufkraftparitäten („purchasing power parity“) nach /IEA 2000/ berechnet wurden.

Tabelle 3-2: Angenommenes Preisniveau der Weltregionen

Region	Angenommenes Preisniveau der Weltregionen¹ (Deutschland = 100)
NAM – Nordamerika (USA und Kanada)	82
WEU – Westeuropa	100
PAO – Pazifische OECD (Japan, Australien, Neuseeland)	91
FSU – Unabhängige Staaten der früheren Sowjetunion	40
EEU – Zentral- und Osteuropa	29
LAM – Lateinamerika und Karibik	39
MEA – Mittlerer Osten und Nordafrika	50
AFR – Afrika südlich der Sahara	30
CAP – Zentralwirtschaftliches Asien und China	15
PAS – Anderes pazifisches Asien	32
SAS – Südasien	32

¹ Kehrwert der Kaufkraftparitäten aus /IEA 1993/

4 Wirkungsabschätzung

Zur Erläuterung der Vorgehensweise bei der Wirkungsabschätzung werden im Folgenden zunächst zwei Methoden – die Wirkungspfadanalyse und die Berechnung von Wirkungspotenzialen – dargestellt, die in dieser Arbeit zur Wirkungsmodellierung verwendet werden. Anschließend erfolgt die Auswahl der Wirkungskategorien und –indikatoren sowie die Bestimmung der Charakterisierungsfaktoren. Das Resultat der Wirkungsmodellierung erlaubt im Allgemeinen noch keine Entscheidung darüber, welche der bilanzierten Alternativen als weniger umweltbelastend eingestuft werden kann. Hierzu ist eine Gewichtung der Wirkungsindikatorergebnisse erforderlich. Im letzten Abschnitt dieses Kapitels werden daher drei gängige Verfahren zur Gewichtung von Wirkungsindikatorergebnissen diskutiert und anschließend Gewichtungsfaktoren für die in dieser Arbeit betrachteten Wirkungsindikatoren bestimmt.

4.1 Methoden der Wirkungsmodellierung

Der erste Teil einer Wirkungsabschätzung beinhaltet die Wirkungsmodellierung, deren Ziel es ist, die „in der Sachbilanz wertfrei aufgelisteten und gegebenenfalls aggregierten Daten im Hinblick auf mögliche Folgen für die Umwelt auszuwerten“ /UBA 1995/. Gegenwärtig werden in der Literatur verschiedene Verfahren diskutiert, mit denen aus den in der Sachbilanz gewonnenen Daten mögliche Wirkungen auf Mensch und Umwelt abgeschätzt werden sollen. Zwei der Verfahren, die eine breite Anwendung gefunden haben und die Grundlage für die Wirkungsabschätzung in dieser Arbeit darstellen, werden nachstehend erläutert.

4.1.1 Wirkungspfadanalyse

Bei diesem Ansatz wird versucht, die kausale Wirkungskette eines Schadstoffes von der Emission über Transport- und Umwandlungsprozesse bis hin zur Wirkung auf verschiedene Rezeptoren (z.B. Menschen, Pflanzen, Materialien) durch Modelle zu beschreiben, um auch standortabhängige Größen wie beispielsweise meteorologische Bedingungen, die Bevölkerungsverteilung oder die Hintergrundbelastung durch Schadstoffe zu berücksichtigen. Auf diese Weise können Schäden je Einheit eines emittierten Schadstoffes an einem bestimmten Standort abgeschätzt werden. Da die Wirkungskette von der Emission eines Schadstoffes bis zur Wirkung unter Umständen äußerst komplex ist, wird die reale Wirkungskette sinnvoll vereinfacht, um sie einer modelltechnischen Beschreibung zugänglich zu machen. Zur Strukturierung und transparenten Darstellung von Zwischenergebnissen wird die Wirkungskette im Allgemeinen in die in Abb. 4-1 dargestellten Stufen unterteilt.

Ausgehend von einer Schadstoffemission wird zunächst die Ausbreitung und chemische Umwandlung des Schadstoffes modelliert und die daraus resultierende Änderung von Schadstoffkonzentrationen oder -depositionen ermittelt. Mit Hilfe von Dosis-Wirkungs-

beziehungen wird anschließend versucht, die durch diese Änderung von Schadstoffkonzentrationen oder Schadstoffdepositionen verursachten Reaktionen an Rezeptoren wie Menschen, Tieren, Pflanzen oder Ökosystemen zu quantifizieren. Da es in der Regel nicht möglich ist, die komplizierten biologischen und physiologischen Wirkungsprozesse in Prozessmodellen zu beschreiben, werden im Allgemeinen statistische Zusammenhänge zwischen der Schadstoffbelastung und der beobachteten Wirkung ausgewertet. Daraus leitet man Dosis-Wirkungsbeziehungen ab, die dann in der Wirkungspfadanalyse angewendet werden (siehe beispielsweise /Krewitt et al. 1997a/).

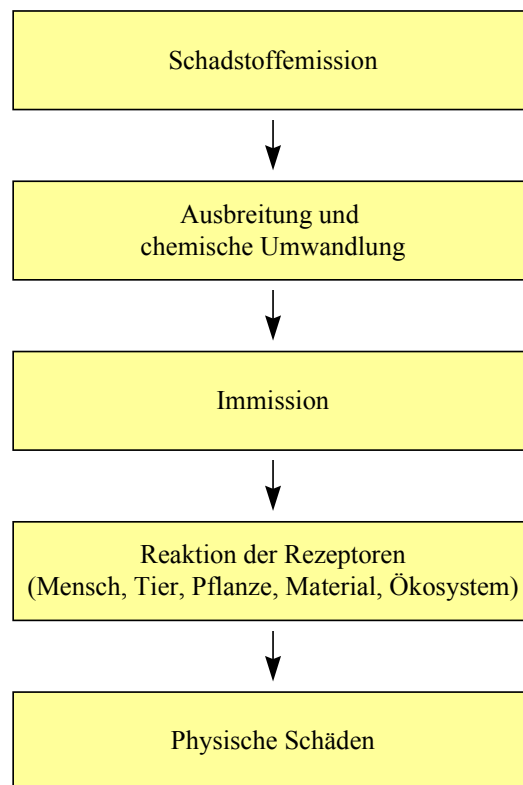


Abb. 4-1: Wirkungspfadanalyse /Krewitt et al. 1997a/

Aufgrund der im Allgemeinen großen Anzahl von Prozessen, die im Rahmen einer Lebenszyklusanalyse betrachtet werden, kann nicht für jeden Prozess eine eigene Wirkungspfadanalyse durchgeführt werden. Es ist jedoch möglich, für verschiedene Regionen, die für die erstellte Bilanz von Bedeutung sind, jeweils eine Wirkungspfadanalyse durchzuführen und so für einen Stoff, der in einem Gebiet emittiert wird, die durchschnittlich entstehenden Schäden zu ermitteln. Sind die Prozesse einer Lebenszyklusanalyse den betrachteten Gebieten zugeordnet, kann der Wert einer Schadensgröße D („ D “ steht für „damage“) durch Aufsummation über alle Gebiete und alle schadensrelevanten Emissionsmengen bestimmt werden, wobei die Stoffmengen mit den gebietsbezogenen spezifischen Schäden gewichtet werden:

$$D = \sum_r \sum_i d_{r,i} \cdot v_{r,i} \quad (4-1)$$

mit $d_{r,i}$: Schaden je Einheit des im Gebiet r emittierten Schadstoffes i

$v_{r,i}$: Emission des Schadstoffes i im Gebiet r

4.1.2 Berechnung von Wirkungspotenzialen

Die Berechnung von Wirkungspotenzialen im Rahmen von Lebensweganalysen wurde erstmalig in /Heijungs et al. 1992/ vorgeschlagen. Für jedes Umweltproblemfeld wird dabei eine Kennzahl, das sogenannte Wirkungspotenzial, berechnet, indem die in der Sachbilanz ermittelten Stoffströme mit stoffspezifischen relativen Wirkungspotenzialen multipliziert werden. Die relativen Wirkungspotenziale, die die Wirkung eines Schadstoffes in Relation zu einer Referenzsubstanz beschreiben, werden im Allgemeinen aus einer Stoffeigenschaft errechnet, die für das betrachtete Umweltproblemfeld von besonderer Bedeutung ist. Ein Beispiel hierfür ist das Umweltproblemfeld der Versauerung von Böden und Gewässern, bei dem Schwefeldioxid (SO_2) als Referenzsubstanz festgelegt wurde. Die Eigenschaft der versauernd wirkenden Schadstoffe, H^+ -Ionen zu bilden, wird dann auf die Fähigkeit von SO_2 , H^+ -Ionen zu bilden, bezogen (siehe beispielsweise /Heijungs et al. 1992/).

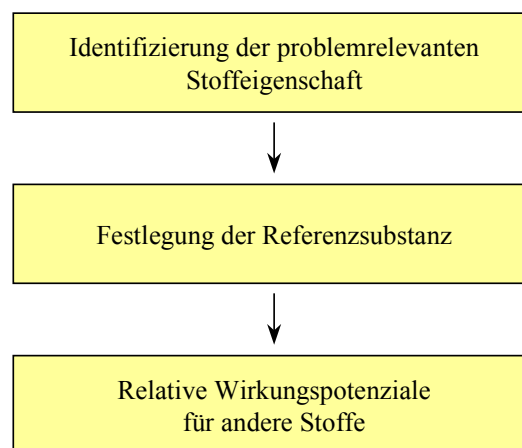


Abb. 4-2: Berechnung von relativen Wirkungspotenzialen nach /Heijungs et al. 1992/, /UBA 1995/

Ein Wirkungspotenzial D_{pot} („ D_{pot} “ steht für „potential damage“) kann nun errechnet werden, indem über alle wirkungsrelevanten Stoffe aufsummiert wird, wobei die einzelnen Stoffmengen mit dem jeweiligen relativen Wirkungspotenzial multipliziert werden:

$$D_{pot} = \sum_i d_{pot,i} \cdot v_i \quad (4-2)$$

mit $d_{pot,i}$: relatives Wirkungspotenzial des Schadstoffes i

v_i : Emission des Schadstoffes i

Vorteil dieses Ansatzes ist, dass über die Kenntnis der Stoffeigenschaften hinaus keine weiteren Informationen zur Bestimmung der relativen Wirkungspotenziale erforderlich sind. Ein Nachteil ist, dass Kombinationswirkungen verschiedener Schadstoffe sowie ortsabhängige Parameter bei dieser Vorgehensweise nicht berücksichtigt werden können. Darüber hinaus stellt ein errechnetes Wirkungspotenzial im Allgemeinen keine Größe dar, die einen konkreten Schaden beschreibt. So wird beispielsweise für die Wirkungskategorie der Versauerung von Böden und Gewässern ein „Versauerungspotenzial“ berechnet, nicht aber die aus der Emission von versauernd wirkenden Schadstoffen resultierende Schädigung von Ökosystemen quantifiziert. Die Ergebnisgrößen bei der Anwendung der Methode der Wirkungspotenziale stellen somit abstraktere Größen dar als die Ergebnisgrößen der Wirkungspfadanalyse und können daher einer abschließenden Bewertung oder Gewichtung in Relation zu anderen Wirkungsindikatoren schwerer zugänglich sein als entsprechende Schadensgrößen.

4.2 Auswahl der Wirkungskategorien und -indikatoren

Die internationale Norm /ISO 14040/ nennt als allgemeine Kategorien, die in Ökobilanzen zu berücksichtigen sind, die Nutzung von Ressourcen, menschliche Gesundheit und ökologische Wirkungen. In nationalen und internationalen Gremien wird diese allgemeine Umschreibung durch Festlegung von Wirkungskategorien weiter detailliert. In Deutschland befassen sich vor allen Dingen der „Normenausschuß Grundlagen des Umweltschutzes DIN/NAGUS-AA 3“ und der „AK Ökobilanzen im Umweltbundesamt“ mit dieser Aufgabe /UBA 1999b/. Den gegenwärtigen Stand der Diskussion von DIN/NAGUS und dem Umweltbundesamt ist in Tabelle 4-1 dargestellt.

Bis heute konnten jedoch nur für einen Teil der in Tabelle 4-1 aufgeführten Wirkungskategorien Wirkungsindikatoren entwickelt werden. Für die Wirkungskategorien Treibhauseffekt, stratosphärischer Ozonabbau, photochemische Oxidantienbildung, Eutrophierung und Versauerung schlagen /Heijungs et al. 1992/ und /UBA 1995/ die Berechnung von Wirkungspotenzialen vor. Für die weiteren Wirkungskategorien Ressourcenbeanspruchung, Flächennutzung, Gesundheitsschäden und gesundheitliche Beeinträchtigungen des Menschen, Schädigung und Beeinträchtigung von Ökosystemen und auch für Belästigungen – in diesem Fall von Geruchsbelästigungen - gibt es in den beiden erwähnten Literaturquellen erste Vorschlä-

ge für Wirkungsindikatoren. Für die vom Umweltbundesamt vorgeschlagenen Wirkungskategorien Strahlung und allgemeine Risiken finden sich dagegen keine Wirkungsindikatorvorschläge in den genannten Literaturquellen.

Tabelle 4-1: Vorläufig gültige Standardliste der Wirkungskategorien von DIN/NAGUS AA3/UA2 und Umweltbundesamt /UBA 1999b/

1.	Treibhauseffekt
2.	Stratosphärischer Ozonabbau
3.	Photochemische Oxidantienbildung/Sommersmog
4.	Eutrophierung und Sauerstoffzehrung
5.	Versauerung (Unterpunkte: aquatische und terrestrische Versauerung)
6.	Ressourcenbeanspruchung
7.	Flächennutzungs- und Naturraumbeanspruchung (AA3)
8.	Gesundheitsschäden und gesundheitliche Beeinträchtigung des Menschen
9.	Schädigung und Beeinträchtigung von Ökosystemen (Unterpunkte: aquatische und terrestrische Ökosysteme)
10.	Belästigungen für Mensch, Tier, Pflanze (in 8 und 9 nicht enthaltene Wirkungen von Geruch, Lärm, Licht) – bzw. nur Lärm (AA3)
Nur Umweltbundesamt:	
11.	Strahlung (z. B. elektromagnetische Strahlung, radioaktive Strahlung, nicht UV-Strahlung)
12.	Allgemeine Risiken (z. B. Transportunfälle, Störfallrisiken)

Wie im Kapitel 4.1.2 erläutert, wird bei der Berechnung von Wirkungspotenzialen kein Bezug zum Immissionsort berücksichtigt. Für globale Umweltprobleme wie beispielsweise den Treibhauseffekt oder den stratosphärischen Ozonabbau ist dies eine ausreichend genaue Vorgehensweise. Für andere Wirkungskategorien, bei denen die von einer Schadstoffmenge verursachten Auswirkungen von örtlichen Gegebenheiten wie der Beschaffenheit der Ökosysteme oder der Bevölkerungsverteilung abhängen, wird eine ortsbezogene Betrachtungsweise gefordert (siehe beispielsweise /UBA 1999b/). Darüber hinaus ist es wünschenswert, als Wirkungsindikatoren Größen festzulegen, die einen Schaden beschreiben, da derartige Größen im Allgemeinen einer nachfolgenden Bewertung oder Gewichtung zueinander eher zugänglich sind.

Das Instrumentarium der Wirkungspfadanalyse nach /Friedrich, Krewitt 1997/ ermöglicht beispielsweise, gesundheitliche Auswirkungen einer Schadstoffemission ortsabhängig zu betrachten und mit den beiden Kenngrößen „Verlorene Lebenserwartung“ und „Lebenszeit mit beeinträchtigter Gesundheit“ zu beschreiben. Neben der Wirkung von Partikeln, Schwefel- und Stickoxiden kann auch die Wirkung der Photooxidantienbildung, der Emission von Radionukliden und Kanzerogenen abgebildet werden. Die gesundheitlichen Auswirkungen

des stratosphärischen Ozonabbaus können über eine erste Abschätzung ebenfalls in den beiden genannte Kenngrößen ausgedrückt werden. Als weitere Auswirkung läßt sich mit der Wirkungspfadanalyse nach /Friedrich, Krewitt 1997/ die Schädigung von Materialien wie beispielsweise Gebäudeoberflächen und die Schädigung von Nutzpflanzen beispielsweise in der Agrarwirtschaft abschätzen. Diese in der vom Menschen geschaffenen Umwelt verursachten Schädigungen werden daher hier als Schadenskosten quantifiziert.

Hinsichtlich der Auswirkungen des Treibhauseffektes, die sowohl Ökosysteme als auch die menschliche Gesundheit und die vom Menschen geschaffene Umwelt betreffen werden, bestehen heute noch große Unsicherheiten (siehe beispielsweise /Eyre et al. 1997/). Aus diesem Grund ist es schwierig, die durch den Beitrag zum Treibhauseffekt verursachten Schäden – beispielsweise Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit oder Schäden in der vom Menschen geschaffenen Umwelt – zu quantifizieren. Da es sich darüber hinaus um eine Wirkungskategorie mit globaler Dimension handelt, wird in dieser Arbeit das Treibhauspotenzial als Wirkungsindikator zur Beschreibung des Treibhauseffektes verwendet.

Die Kategorien Versauerung und Eutrophierung weisen keine globale, sondern eine regionale bis lokale Dimension auf. Die Wirkungspfadanalyse ermöglicht es auch, ortsabhängige Depositionen von versauernd und eutrophierend wirkenden Schadstoffen zu ermitteln. Es kann derzeit jedoch weder die durch einen Schadstoffeintrag verursachte Schädigung eines Ökosystems modelliert werden, noch herrscht Einigkeit über die Schadensgröße, mit der sich die verursachte Ökosystemschädigung sinnvoll beschreiben läßt. Aus diesen Gründen werden in dieser Arbeit für die beiden Wirkungskategorien Versauerung und Eutrophierung ebenfalls Wirkungspotenziale berechnet.

Die Nutzung von Ressourcen wird beispielhaft an Hand des Verbrauchs endlicher Primärenergieträger mit der Kenngröße des kumulierten Energieaufwandes, der hier nach der Ressourcenmethode berechnet wird, und an Hand der Umweltentnahme der nichtenergetischen endlichen Rohstoffe Bauxit, Eisen, Kupfer und Kalkstein untersucht. Tabelle 4-2 zeigt die in dieser Arbeit betrachteten Wirkungskategorien und –indikatoren.

Tabelle 4-2: In dieser Arbeit betrachtete Wirkungskategorien und -indikatoren

Wirkungskategorien	Wirkungsindikatoren
Treibhauseffekt	Treibhauspotenzial
Eutrophierung von Böden und Gewässern	Eutrophierungspotenzial
Versauerung von Böden und Gewässern	Versauerungspotenzial
Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit	Verlorene Lebenserwartung (Mortalitätsrisiko durch ionisierende Strahlung, Primär- und Sekundärpartikel, direkte Belastung mit Schwefeloxiden, Bildung von bodennahem Ozon, Abbau stratosphärischen Ozons, Kanzerogene) und Lebenszeit mit beeinträchtigter Gesundheit (Morbiditätsrisiko durch Primär- und Sekundärpartikel, direkte Belastung mit Schwefeloxiden, Bildung von bodennahem Ozon)
Schädigung von Materialien	Schadenskosten (Schädigung von Materialoberflächen durch säurebildende und oxidierende Gase)
Schädigung von Nutzpflanzen	Schadenskosten (Schädigung von Feldpflanzen durch Schwefeleintrag und Ozonbildung)
Nutzung endlicher Rohstoffe	Kumulierter Energieaufwand und Entnahme an Bauxit, Eisen, Kupfer, Kalk (Bei Eisen und Kupfer werden die der Umwelt entnommenen Mengen an Metall erfaßt, da Reserven und Ressourcen dieser Rohstoffe in Statistiken in diesen Größen quantifiziert werden. Der Vorkommen an Aluminium werden dagegen in der Regel als Bauxit ausgewiesen.)

4.3 Bestimmung der Charakterisierungsfaktoren

In den nachfolgenden Unterkapiteln werden nun für die ausgewählten Wirkungskategorien und -indikatoren die zur Modellierung der Wirkungszusammenhänge erforderlichen Sachbilanzgrößen zusammengestellt und die zugehörigen Charakterisierungsfaktoren ermittelt.

4.3.1 Treibhauseffekt

Der Treibhauseffekt beschreibt den Beitrag anthropogener Emissionen zur dauerhaften Erwärmung der Erdatmosphäre. Die emittierten treibhausrelevanten Luftschadstoffe ändern die Absorption von Wärmestrahlung durch die Erdatmosphäre und bewirken so eine Änderung der Gleichgewichtstemperatur der Erdatmosphäre. Heute wird angenommen, dass eine dauerhafte Erwärmung der Erdatmosphäre mit einem Ansteigen des Meeresspiegels durch partielles Abtauen der Polkappen, extremeren Wetterbedingungen, also beispielsweise stärkeren saisonalen Temperaturschwankungen, und der Verschiebung von Klimazonen verbunden ist.

Mit Hilfe von Modellrechnungen bestimmt /IPCC 1995/ unter Zugrundelegung bestimmter Annahmen über die zukünftige Entwicklung der anthropogenen und nichtanthropogenen Emissionen treibhausrelevanter Spurengase den aus der Emission eines Spurengases resultierenden potentiellen Einfluss auf den Treibhauseffekt. Dabei wird die Änderung der Absorptionsfähigkeit der Atmosphäre, die aus der Anreicherung eines Spurengases in der Atmosphäre resultiert, über einen vorgegebenen Zeitraum ermittelt und in Relation zu dem entsprechenden Wert für die gleiche Menge der Referenzsubstanz Kohlendioxid (CO_2) gesetzt. Da die einzelnen treibhausrelevanten Spurengase unterschiedliche Verweilzeiten (Lebensdauern) in der Atmosphäre aufweisen, hängt ihr in einem Modell berechneter spezifischer Beitrag zum Treibhauseffekt auch von dem Betrachtungszeitraum ab, für den die relativen Treibhauspotenziale ermittelt werden.

Als Resultat weist /IPCC 1995/ für 25 verschiedene Stoffe relative Treibhauspotenziale aus. Diese Stoffliste umfasst neben der Referenzsubstanz CO_2 als weitere Treibhausgase Methan (CH_4), Distickstoffoxid (N_2O), Schwefelhexafluorid (SF_6) sowie eine Reihe von halogenierten Kohlenwasserstoffen. /IPCC 1995/ ermittelt die relativen Treibhauspotenziale für die drei Betrachtungszeiträume 20 Jahre, 100 Jahre und 500 Jahre. Obwohl die Charakterisierungsfaktoren einiger Treibhausgase je nach Betrachtungszeitraum unterschiedliche Werte aufweisen, unterscheiden sich die für die verschiedenen Betrachtungszeiträume errechneten Treibhauspotenziale in der Regel kaum voneinander. Der Grund hierfür ist, dass die Referenzsubstanz Kohlendioxid im Allgemeinen ergebnisbestimmend ist. Es reicht daher aus, das Treibhauspotenzial für einen Betrachtungszeitraum zu berechnen. In dieser Arbeit werden die Gewichtungsfaktoren für einen Zeithorizont von 100 Jahren verwendet, da sich die weitaus meisten Ökobilanzstudien ebenfalls auf den Zeithorizont von 100 Jahren beziehen und so ein Vergleich der Resultate dieser Arbeit mit Ergebnissen anderer Studien erleichtert wird. Tabelle 4-3 listet die in /IPCC 1995/ angegebenen Treibhausgase und die zugehörigen Charakterisierungsfaktoren zur Quantifizierung des Beitrags zum Treibhauseffekt auf.

Die Multiplikation der einzelnen, in der Sachbilanz ermittelten Stofffrachten mit den relativen Treibhauspotenzialen aus Tabelle 4-3 ergibt das gesamte Treibhauspotenzial in CO_2 -Äquivalenten.

Tabelle 4-3: Sachbilanzgrößen und Charakterisierungsfaktoren zur Quantifizierung des Treibhauseffektes bezogen auf einen Zeithorizont von 100 Jahren /IPCC 1995/

Sachbilanzgröße	Einheit	Charakter.faktor in kgCO ₂ -Äqu. / Einheit
CO ₂ Kohlendioxid	kg	1
CH ₄ Methan	kg	21
N ₂ O Distickstoffoxid	kg	310
SF ₆ Schwefelhexafluorid	kg	23 900
<i>Wasserstoffhaltige Fluorkohlenwasserstoffe (H-FKW)</i>		
H-FKW 23 (CHF ₃)	kg	11 700
H-FKW 32 (CH ₂ F ₂)	kg	650
H-FKW 41 (CH ₃ F)	kg	150
H-FKW 43-10mee (C ₅ H ₂ F ₁₀)	kg	1 300
H-FKW 125 (C ₂ HF ₅)	kg	2 800
H-FKW 134 (C ₂ H ₂ F ₄)	kg	1 000
H-FKW 134a (CH ₂ FCF ₃)	kg	1 300
H-FKW 152a (C ₂ H ₄ F ₂)	kg	140
H-FKW 143 (C ₂ H ₃ F ₃)	kg	300
H-FKW 143a (C ₂ H ₃ F ₃)	kg	3 800
H-FKW 227ea (C ₃ HF ₇)	kg	2 900
H-FKW 236fa (C ₃ H ₂ F ₆)	kg	6 300
H-FKW 245ca (C ₃ H ₃ F ₅)	kg	560
<i>Perfluorierte Kohlenwasserstoffe (FKW)</i>		
FKW Perfluormethan (CF ₄)	kg	6 500
FKW Perfluorethan (C ₂ F ₆)	kg	9 200
FKW Perfluorpropan (C ₃ F ₈)	kg	7 000
FKW Perfluorbutan (C ₄ F ₁₀)	kg	7 000
FKW Perfluorpentan (C ₅ F ₁₂)	kg	7 500
FKW Perfluorhexan (C ₆ F ₁₄)	kg	7 400
FKW Perfluorcyclobutan (c-C ₄ F ₈)	kg	8 700
<i>Wasserstoffhaltige Chlorkohlenwasserstoffe (H-CKW)</i>		
H-CKW Chloroform (CHCl ₃)	kg	5
H-CKW Methylenchlorid (CH ₂ Cl ₂)	kg	9
<i>Halone</i>		
Halon Trifluorjodmethan (CF ₃ I)	kg	1

4.3.2 Versauerung von Böden und Gewässern

Versauerung ist ein Oberbegriff für die Schädigung durch versauernd wirkende Schadstoffe wie beispielsweise Schwefel- und Stickoxide und deren Umwandlungsprodukte. Durch Säureeintrag und eine damit verbundene pH-Wert-Absenkung können sowohl terrestrische als auch aquatische Ökosysteme in Mitleidenschaft gezogen werden.

Zur Quantifizierung der Versauerung von Böden und Gewässern schlagen /Heijungs et al. 1992/ und /UBA 1995/ die Berechnung eines Versauerungspotenzials vor. Ausgangspunkt zur Ermittlung der relativen Versauerungspotenziale ist die Überlegung, dass die entscheidende Stoffeigenschaft bei der Abschätzung des Beitrags eines Schadstoffes zur Versauerung von Gewässern und Böden ihre Fähigkeit ist, Protonen abzuspalten bzw. in der Atmosphäre nach Oxidation und Reaktion mit Wasser in Säuren überzugehen. Die Charakterisierungsfaktoren für versauernd wirkende Stoffe werden ermittelt, indem das chemische Potenzial eines jeden Stoffes, H^+ -Ionen zu bilden, in Relation gesetzt wird zum H^+ -Ionen-Bildungspotenzial der Referenzsubstanz Schwefeldioxid (SO_2).

Tabelle 4-4 enthält neben den Charakterisierungsfaktoren aus /Heijungs et al. 1992/ für SO_2 , NO_x , NH_3 , HCl und HF auch für H_2S ein relatives Versauerungspotenzial, das entsprechend der in /Heijungs et al. 1992/ festgelegten Vorgehensweise ermittelt wurde. H_2S wird beispielsweise durch Leckagen bei der Erdgasförderung emittiert und könnte daher bei der Bilanzierung von Bedeutung sein. Die Versauerung von Gewässern wird nicht nur durch Luftschadstoffe verursacht, sondern kann auch Folge direkter Einleitungen in Gewässer und Freilegung von im Boden gebundenem Schwefel, der mit Luftsauerstoff oxidiert und dann ausgewaschen wird, sein. Da jedoch der Beitrag nicht luftgetragener Schadstoffe zum Umweltproblem der Versauerung insgesamt als gering angesehen wird /Heijungs et al. 1992/, werden in Ökobilanzen im Allgemeinen nur die Luftschadstoffe in die Berechnung des Versauerungspotenzials einbezogen.

In dieser Arbeit wird auch das Versauerungspotenzial für nicht luftgetragene Schadstoffe berechnet, um abzuschätzen, ob nicht luftgetragene Emissionen für das Umweltproblemfeld der Versauerung bei den hier betrachteten Energiesystemen von Bedeutung sein können. Entsprechend der in /Heijungs et al. 1992/ festgelegten Vorgehensweise wurden daher zusätzlich die in Tabelle 4-4 aufgeführten Charakterisierungsfaktoren für nicht luftgetragene Schadstoffe berechnet. /Heijungs et al. 1992/ merkt jedoch an, dass es für die Zukunft wünschenswert sei, auch die Emissionen in Wasser und Boden in die Bilanzierung einzubeziehen und so einen umfassenden Ansatz zur Berechnung des Versauerungspotenzials zu erhalten. Um an dieser Stelle untersuchen zu können, ob nicht luftgetragene Schadstoffe bei den hier betrachteten Systemen für das Umweltproblemfeld der Versauerung von Bedeutung sind, wurden für die in aufgelisteten Sachbilanzgrößen relative Versauerungspotenziale entsprechend der in /Heijungs et al. 1992/ definierten Vorgehensweise bestimmt.

Bei der Berechnung des Versauerungspotenzials nach /Heijungs et al. 1992/ erfolgt eine Gewichtung der versauernd wirkenden Schadstoffe hinsichtlich ihres chemischen Potenzials, H^+ -Ionen zu bilden. Das bedeutet, dass der gleiche Schadstoff unabhängig vom Ort der letztendlichen Deposition immer mit dem gleichen Gewichtungsfaktor beaufschlagt wird. Damit bleibt bei der Berechnung des Versauerungspotenzials unberücksichtigt, ob es am Immissionsort überhaupt zu einem Versauerungsschaden kommt. Jedoch führt beispielsweise

/CoEC 1997/ an, dass die Effekte der sauren Deposition geografisch variieren können. /Potting et al. 1998/ untersucht den Zusammenhang zwischen einer Emission und der daraus resultierenden Wirkung am Ort der Deposition und kommt zu dem Ergebnis, dass die Höhe der Wirkungen je nach Region - es wurden 44 europäische Regionen unterschieden - um den Faktor 1000 variieren kann. Hauptgründe sind hierfür die unterschiedliche Sensitivität von Rezeptoren (beispielsweise von Ökosystemen) und die unterschiedliche Hintergrundbelastung. Des Weiteren wird heute davon ausgegangen, dass die saure Deposition zwar auf dem Festland und in Süßgewässern mit negativen Auswirkungen verbunden sind, nicht aber bei Eintrag in salzhaltige Gewässer: In Meeren sind derzeit noch keine größeren pH-Wert-Änderungen festzustellen. Diese weisen an sich schon einen höheren pH-Wert (>7) auf. Da des Weiteren ein stabiles Puffersystem auf Basis von Kohlensäure vorliegt, werden Meere bezüglich des Versauerungsproblems als unkritisch eingestuft /Borken et al. 1999/.

Luftschadstoffe wie beispielsweise SO_2 oder NO_x haben durchschnittliche Transportweiten von mehreren hundert bis mehreren tausend Kilometern /CoEC 1997/, so dass durchaus auch Emissionen auf dem Festland in salzhaltigen Gewässern deponiert werden können. Besondere Relevanz erhält der diskutierte Aspekt jedoch durch die Tatsache, dass ein grosser Teil der weltweiten SO_2 -Emissionen durch Überseetransporte verursacht wird. Je nach Route erfolgt die Imission dieser Emissionen nur zum Teil oder gar nicht auf dem Festland. /Borken et al. 1999/ nimmt an, dass 50% der Überseetransporte in Küstennähe stattfinden und die Emissionen in Küstennähe je zur Hälfte auf dem Festland und im Meer deponiert werden. Diese Abschätzung ergibt, dass nur 25% der bei Überseetransporten emittierten Schadstoffe auf dem Festland deponiert werden. /Borken et al. 1999/ schlägt daher vor, die beim Überseetransport emittierten Luftschadstoffe nur zu einem Viertel bei der Berechnung des Versauerungspotenzials zu berücksichtigen bzw. die Emissionen aus Überseetransporten mit relativen Wirkungspotenzialen zu beaufschlagen, die nur 25% der relativen Wirkungspotenziale betragen, mit denen Emissionen auf dem Festland beaufschlagt werden.

Um dies zu erreichen, werden die in letzten Zeilen der Tabelle 4-4 aufgeführten Sachbilanzgrößen eingeführt. Die Charakterisierungsfaktoren dieser Sachbilanzgrößen errechnen sich aus den Charakterisierungsfaktoren der entsprechenden Sachbilanzgrößen im oberen Abschnitt der Tabelle 4-4, indem diese mit dem Wert (-0,75) multipliziert werden. Bei einem Modul, das die direkten Emissionen eines Überseetransportes beschreibt, muss beispielsweise sowohl die Größe „ SO_x als SO_2 Schwefeloxide“ als auch die Größe „- davon SO_x als SO_2 Schwefeloxide (Übersee)“ quantifiziert werden.

Die Multiplikation der einzelnen, in der Sachbilanz ermittelten Stofffrachten mit den in Tabelle 4-4 aufgeführten relativen Versauerungspotenzialen ergibt das gesamte Versauerungspotenzial in SO_2 -Äquivalenten.

Tabelle 4-4: Sachbilanzgrößen und Charakterisierungsfaktoren zur Quantifizierung der Versauerung von Böden und Gewässern

Sachbilanzgröße	Einheit	Charakt.faktor in kgSO ₂ -Äqu. / Einheit
SO _x als SO ₂ Schwefeloxide	kg	1
NO _x als NO ₂ Stickoxide	kg	0,70 ^a
NH ₃ Ammoniak	kg	1,88 ^a
HCl Salzsäure	kg	0,88 ^a
HF Fluorwasserstoff	kg	1,60 ^b
H ₂ S Schwefelwasserstoff	kg	1,88 ^b
SO ₄ ²⁻ Sulfat in Wasser	kg	0,80 ^b
S ²⁻ Sulfid in Wasser	kg	2,00 ^b
SO ₃ ²⁻ Sulfit in Wasser	kg	0,67 ^b
H ₂ S Schwefelwasserstoff in Wasser	kg	1,88 ^b
- davon SO _x als SO ₂ Schwefeloxide „Übersee“	kg	- 0,75 ^c
- davon NO _x als NO ₂ Stickoxide „Übersee“	kg	- 0,525 ^c
- davon NH ₃ Ammoniak „Übersee“	kg	- 1,41 ^c
- davon HCl Salzsäure „Übersee“	kg	- 0,66 ^c
- davon HF Fluorwasserstoff „Übersee“	kg	- 1,20 ^c
- davon H ₂ S Schwefelwasserstoff „Übersee“	kg	- 1,41 ^c

^a Relatives Versauerungspotenzial nach /Heijungs et al. 1992/ ^b eigene Berechnung nach der in /Heijungs et al. 1992/ angegebenen Berechnungsvorschrift ^c Korrekturfaktoren für Überseeemissionen. Es wird angenommen, dass nur 25% der Luftschadstoffemissionen von Überseetransporten auf Landflächen niedergehen.

4.3.3 Eutrophierung von Böden und Gewässern

Der Effekt der Eutrophierung umfasst den Eintrag von mineralischen Nährstoffen in Böden und Gewässer. In beiden Medien führt Eutrophierung im Allgemeinen zur einer Verschiebung des Artengleichgewichtes und einer Verminderung der biologischen Artenvielfalt. In Oberflächengewässern zeigt sich die Verschiebung des Artengleichgewichtes oft durch extremes Algenwachstum. In Jahreszeiten, in denen Algen absterben, und nachts, wenn Algen Sauerstoff aufnehmen statt Sauerstoff zu produzieren, kann durch verstärktes Algenwachstum Sauerstoffknappheit entstehen.

Zur Quantifizierung des Beitrages zur Eutrophierung von Böden und Gewässern schlagen /Heijungs et al. 1992/ und /UBA 1995/ die Berechnung eines Eutrophierungspotenzials vor. Die relativen Eutrophierungspotenziale der einzelnen Stoffe werden errechnet, indem deren Fähigkeit, zur Biomassebildung beizutragen, auf die Fähigkeit der Referenzsubstanz Phosphat (PO₄³⁻), Biomasse zu bilden, bezogen wird. Aufgrund der Überlegung, dass das Vorkommen eines Elementes bei Vorhandensein aller anderen Elemente der begrenzende Parameter bei der Biomassebildung ist, wird als Maß für die Fähigkeit der Biomassebildung

der Anteil des jeweiligen Stoffes an einer durchschnittlichen Biomassezusammensetzung angesetzt. Als durchschnittliche Zusammensetzung von Biomasse wird in /Heijungs et al. 1992/ und /UBA 1995/ eine molekulare Zusammensetzung von $C_{106}H_{263}O_{110}N_{16}P$ zugrunde gelegt. Die Eutrophierung von Böden und Gewässern wird nicht nur durch Luftschadstoffe, sondern auch durch direkte Einträge in Böden und direkte Einleitungen in Gewässer verursacht. Relative Wirkungspotenziale werden aus Stoffeigenschaften abgeleitet und sind daher unabhängig vom Medium, in das die Schadstoffe emittiert werden. Die /Heijungs et al. 1992/ und /UBA 1995/ entnommenen und in Tabelle 4-5 aufgeführten relativen Eutrophierungspotenziale gelten daher gleichermaßen für Emissionen in Luft, Boden und Wasser. Mit dem chemischen Sauerstoffbedarf, einem Parameter zur Quantifizierung der Einleitung organischer Verbindungen in Gewässer, wird der Eintrag von Kohlenstoff in Gewässer erfaßt und sein potentieller Beitrag zur Eutrophierung berücksichtigt.

Tabelle 4-5: Sachbilanzgrößen und Charakterisierungsfaktoren zur Quantifizierung der Eutrophierung von Böden und Gewässern

Sachbilanzgröße	Einheit	Charakt.faktor in $kgPO_4^{3-}$ -Äqu. / Einheit
PO_4^{3-} Phosphat	kg	1
P Phosphor unspezifiziert	kg	3,06 ^a
NO_x als NO_2 Stickoxide	kg	0,13 ^a
NH_3 Ammoniak	kg	0,35 ^a
N Stickstoff unspezifiziert	kg	0,42 ^a
CSB chemischer Sauerstoffbedarf	kgO_2	0,0222 ^a

^a Relatives Eutrophierungspotenzial nach /Heijungs et al. 1992/

Die Multiplikation der einzelnen, in der Sachbilanz ermittelten Stofffrachten mit den in Tabelle 4-5 angeführten relativen Eutrophierungspotenzialen ergibt das gesamte Eutrophierungspotenzial in PO_4^{3-} -Äquivalenten.

4.3.4 Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit - Mortalität

Die Abgabe von Luftschadstoffen führt zu Änderungen der Schadstoffkonzentrationen in der Atmosphäre. Die daraus resultierende Änderung der Exposition der Bevölkerung mit Luftschadstoffen hat unterschiedliche gesundheitliche Auswirkungen zur Folge. Unter dem Begriff Mortalität werden Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit zusammengefaßt, die eine Änderung der Lebenserwartung in einem Bevölkerungskollektiv bewirken. So führen beispielsweise Änderungen von Schadstoffbelastungen zu einer Änderung des Risikos, an einer bestimmten tödlichen Krankheit zu erkranken. Das Resultat einer Erkrankung mit Todesfolge oder auch eines tödlichen Unfalles ist eine Verkürzung der Lebensdauer. Als Wir-

kungsgröße wird daher die in einem betrachteten Bevölkerungskollektiv verursachte Änderung der Lebenszeit verwendet, die sich in verlorenen Lebensjahren angeben läßt.

Bei der Ermittlung der verlorenen Lebenserwartung werden hier folgende Wirkungspfade berücksichtigt: tödliche Krebserkrankungen durch ionisierende Strahlung, akute und chronische Mortalität durch Primär- und Sekundärpartikel, Mortalität durch Belastung mit Schwefeloxiden, akute Mortalität durch Bildung von bodennahem Ozon, tödliche Krebserkrankungen durch Abbau von stratosphärischem Ozon und tödliche Krebserkrankungen durch kanzerogen wirkende Schadstoffe. Der folgende Text enthält Erläuterungen zu den betrachteten Wirkungspfaden.

Tödliche Krebserkrankungen durch ionisierende Strahlung

Nichtstabile Atomkerne wandeln sich unter Abgabe energiereicher Strahlung - teilweise in mehreren Stufen - in stabile Kerne um. Bei diesem Vorgang, der als radioaktiver Zerfall bezeichnet wird, entstehen verschiedene Arten von radioaktiver Strahlung (Alpha-, Beta- und Gammastrahlen), die bei Wechselwirkung mit Materie von dieser ganz oder teilweise aufgenommen werden. Dabei werden in der Materie positive und negative Ladungsträger erzeugt. Dieser auch als *Ionisierung* der Atome bezeichnete Effekt bedingt Schädigungen von Gewebezellen und kann in der Folge zu tödlichen Krebserkrankungen führen.

Eine Wirkungspfadanalyse liefert zunächst die aus einer Emission von radioaktiven Stoffen resultierende Änderung der Belastung eines Untersuchungsgebietes mit ionisierender Strahlung. Die anschließende Verknüpfung der Strahlenbelastung mit Dosis-Wirkungsbeziehungen und örtlich disaggregierten Informationen zur Bevölkerungsverteilung ergibt das Kollektivrisiko, an tödlichem Krebs zu erkranken. Die Multiplikation des Kollektivrisikos mit der durchschnittlichen Verkürzung der Lebenserwartung durch das Eintreten der tödlichen Erkrankung liefert schließlich die Minderung der Lebenserwartung des betrachteten Bevölkerungskollektivs durch ionisierende Strahlung.

/UNSCEAR 1993/ gibt die Strahlenbelastung in PersSv pro Einheit eines emittierten radioaktiven Schadstoffes, zum Teil differenziert nach unterschiedlichen Prozessen, an. Zur Berechnung von Charakterisierungsfaktoren, die direkt den Zusammenhang zwischen radioaktiver Emission und resultierender Änderung der Lebenserwartung wiedergeben, werden in dieser Arbeit die Werte aus /UNSCEAR 1993/ zunächst mit einem Risikofaktor von 0,05 tödlichen Krebsfällen pro PersSv /ICRP 1991/ und anschließend mit einer durchschnittlichen Lebenserwartung der Gesamtbevölkerung bei Eintreten einer tödlichen Krebserkrankung multipliziert, die in /Krewitt 1996/ zu 15,6 Jahren bestimmt wurde. Tabelle 4-8 listet die resultierenden Charakterisierungsfaktoren und die in dieser Arbeit zu betrachtenden Sachbilanzgrößen zur Quantifizierung des Mortalitätsrisikos durch ionisierende Strahlung auf.

Akute und chronische Mortalität durch Primär- und Sekundärpartikel

Als eine wichtige Auswirkung einer verstärkten Exposition mit Feinstaub wird eine erhöhte Sterblichkeitsrate angesehen, die überwiegend von Personen herrührt, die bereits ein geschädigtes Herz-Kreislauf-System aufweisen. Hohe Feinstaubkonzentrationen verursachen Schleimhautreizungen, Husten oder geringgradige Lungenkrämpfe und führen bei diesen Personen letztlich zu einem um Tage oder Monate früheren Tod. Neben diesem als *akute Mortalität* bezeichneten Effekt zeigen neuere Studien, dass es auch durch eine langfristige Schadstoffbelastung auf niedrigem Niveau zu einer Verringerung der Lebenserwartung in der gesamten Bevölkerung kommt, die als *chronische Mortalität* bezeichnet wird /Friedrich, Krewitt 1997/.

Erhöhte Partikelkonzentrationen werden zum einen durch Partikel verursacht, die von einer Schadstoffquelle, beispielsweise einem Kraftwerk, emittiert und dann in der Atmosphäre verteilt werden. Zum anderen haben auch gasförmige Emissionen von Luftschadstoffen erhöhte Partikelkonzentrationen zur Folge, wenn diese eine Partikelbildung in der Atmosphäre verursachen. Die erst in der Atmosphäre gebildeten Partikel werden Sekundärpartikel genannt im Unterschied zu den direkt emittierten Partikeln, die als Primärpartikel bezeichnet werden.

Mit einer Wirkungspfadanalyse kann zunächst die aus einer Emission von Luftschadstoffen resultierende Änderung der Partikelkonzentrationen in einem Untersuchungsgebiet ermittelt werden. Die anschließende Verknüpfung der Änderung der Partikelkonzentrationen mit Dosis-Wirkungsbeziehungen und örtlich disaggregierten Informationen zur Bevölkerungsverteilung ergibt dann das Kollektivrisiko durch akute und chronische Mortalität. Die Multiplikation des Kollektivrisikos mit der durchschnittlichen Verkürzung der Lebenserwartung zum Zeitpunkt des Eintretens der tödlichen Erkrankung liefert schließlich die Minderung der Lebenserwartung des betrachteten Bevölkerungskollektivs durch Primär- und Sekundärpartikel.

Zur Ableitung von Charakterisierungsfaktoren, mit denen sich die tödlichen Gesundheitsrisiken durch Primär- und Sekundärpartikel abschätzen lassen, wird hier auf /Krewitt et al. 2000/ und /Friedrich, Krewitt 1997/ zurückgegriffen. Die zuletzt erwähnte Studie ergab, dass zum einen die Emission von Partikeln mit einem Durchmesser von weniger als 10 Mikrometer, zum anderen die Emission von Schwefel- und Stickoxiden, die zur Bildung von Sekundärpartikeln führen, relevant für Änderungen der Partikelkonzentrationen und damit zusammenhängende Gesundheitseffekte sind. Entsprechend werden in dieser Arbeit die drei in Tabelle 4-8 aufgeführten Sachbilanzgrößen zu Quantifizierung der öffentlichen Gesundheitsrisiken durch Primär- und Sekundärpartikel festgelegt. Als Charakterisierungsfaktoren zur Quantifizierung des Mortalitätsrisikos durch Primär- und Sekundärpartikel werden Werte verwendet, die die Schädigung in der europäischen Bevölkerung angeben, die aus der Emis-

on einer Schadstoffeinheit auf dem Gebiet Deutschlands resultieren /Krewitt, Friedrich 2001/. Die hierbei für die Wirkungspfadanalyse verwendeten Expositions-Wirkungsbeziehungen sind in Tabelle 4-6 aufgelistet. Es ist anzumerken, dass die durch chronische Mortalität verursachten Gesundheitsauswirkungen wesentlich größer sind als die durch akute Mortalität hervorgerufenen Wirkungen. Die Expositions-Wirkungsbeziehungen für Partikelbelastung in Tabelle 4-6 ist daher quasi gleichzusetzen mit der Expositions-Wirkungsbeziehungen für chronische Mortalität.

Tabelle 4-6: Verwendete Expositions-Wirkungs-Beziehungen für Mortalität /Krewitt, Friedrich 2001/

Schadstoff	Rezeptor	Jährliche Änderung der Lebenserwartung bezogen auf die Änderung der Schadstoffkonzentration [YOLL / (a • µg/m ³)]
<i>Akute und chronische Mortalität durch Primär- und Sekundärpartikel</i>		
PM ₁₀	Gesamtbevölkerung	1,57 * 10 ⁻⁴
Nitrate	Gesamtbevölkerung	1,57 * 10 ⁻⁴
Sulphate	Gesamtbevölkerung	2,60 * 10 ⁻⁴
<i>Akute Mortalität durch Belastung mit Schwefeloxiden</i>		
SO ₂	Gesamtbevölkerung	5,34 * 10 ⁻⁶
<i>Akute Mortalität durch Bildung von bodennahem Ozon</i>		
O ₃	Gesamtbevölkerung	8,70 * 10 ⁻⁶

Akute Mortalität durch Belastung mit Schwefeloxiden

Schwefeloxide werden fast vollständig an den Schleimhäuten der Nase und der oberen Atemwege adsorbiert. Nur ein kleiner Teil gelangt in die unteren Atemwege. Die Adsorption an den Schleimhäuten führt zu einer Zunahme der Schleimsekretion und gleichzeitig zu einer Verlangsamung oder Aufhebung des Schleimtransportes. Durch die Kontraktion der Bronchien kommt es zu einer Einengung der Atemwege und führt dadurch zu einer Veränderung der Lungenfunktion, vor allem zu einer Erhöhung des Strömungswiderstandes in den Atemwegen. Epidemiologische Studien weisen einen Zusammenhang zwischen der Exposition mit SO₂ und dem Mortalitätsrisiko des betroffenen Bevölkerungskollektivs nach, der als Dosis-Wirkungsbeziehung in das Instrumentarium zur Wirkungspfadanalyse integriert wurde /Friedrich, Krewitt 1997/.

Die Berechnungen in /Krewitt et al. 2000/ mit der in Tabelle 4-6 aufgeführten Expositions-Wirkungs-Beziehung für die Schädigung durch direkte Exposition mit SO₂ ergeben den in Tabelle 4-8 aufgeführten Charakterisierungsfaktor für das akute Mortalitätsrisiko in der europäischen Bevölkerung durch die Emission einer Einheit SO₂ in Deutschland.

Akute Mortalität durch Bildung von bodennahem Ozon

Die Bildung von bodennahem Ozon wird vor allem durch die Reaktion von ungesättigten Kohlenwasserstoffen und Stickoxiden unter Einwirkung von Sonnenstrahlung hervorgerufen. Ozon ist eine Substanz mit äußerst hoher chemischer Reaktionsbereitschaft, das aufgrund der geringen Wasserlöslichkeit schon in niedrigen Konzentrationen bis in die Lungenperipherie vordringen kann. Da das Gewebe dort im Gegensatz zu zentralen Lungenbereichen nicht mehr durch eine Schleimhaut geschützt ist, kann Ozon leicht Bestandteile der Zellenmembran oxidieren und dadurch Oberflächenzellen des Atemtraktes schädigen oder zerstören. Ähnlich wie bei den gesundheitlichen Auswirkungen durch Partikel hat eine Erhöhung der Ozonkonzentration akute Mortalität zur Folge, d. h. gesundheitlich vorbelastete Personen können durch die zusätzliche Ozonbelastung einen früheren Tod erleiden.

/Krewitt et al. 2000/ ermittelt mit Wirkungspfadanalysen Charakterisierungsfaktoren für die Luftschadstoffe NO_x und NMVOC mit der in Tabelle 4-6 aufgeführten Expositionsbeziehung für Ozon. Während sich für NMVOC durch eine Schadstoffemission eine Erhöhung der Ozonkonzentration und damit ein zusätzliches Mortalitätsrisiko ergibt, weist /Krewitt et al. 2000/ für NO_x eine Verminderung der Ozonkonzentration und damit verbunden eine Verringerung des Mortalitätsrisikos durch die großräumige Ozonbelastung in Europa bei einer Zunahme der NO_x -Emissionen aus. Der Grund hierfür sind die in /Simpson et al. 1997/ veröffentlichten Modellrechnungen, auf denen die Berechnungen in /Krewitt et al. 2000/ basieren. /Simpson et al. 1997/ untersucht ausgehend von heute vorliegenden Emissionen, wie sich eine Reduktion der Stickoxidemissionen in einem EU-Land auf die Ozonkonzentrationen in Europa auswirkt. Während bei den meisten Ländern eine Reduktion der Stickoxid-Emissionen auch zu einer Minderung der mittleren Ozonkonzentration in Europa führte, resultierte aus einer Minderung der Stickoxidemissionen in Deutschland und Belgien eine Zunahme der mittleren Ozonkonzentration in Europa. Entsprechend liefert eine Erhöhung der NO_x -Emissionen in Deutschland insgesamt eine Minderung der mittleren Ozonkonzentration in Europa. Da eine Minderung der Ozonkonzentration mit einer Minderung der Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit verbunden ist, resultiert daraus ein negativer Charakterisierungsfaktor für NO_x für akute Mortalität durch Bildung von bodennahem Ozon.

/Heijungs et al. 1992/ gibt für verschiedene Luftschadstoffe - unter anderem auch für NMVOC, nicht aber für NO_x - relative Ozonbildungspotenziale an, die einen durchschnittlichen Beitrag des jeweiligen Luftschadstoffes zur Ozonbildung beschreiben. Da für die in /Heijungs et al. 1992/ aufgeführten Schadstoffe keine Wirkungspfadanalysen vorliegen, werden hier Charakterisierungsfaktoren abgeleitet, in dem die relativen Ozonbildungspotenziale auf das Ozonbildungspotenzial von NMVOC bezogen und dann mit dem Charakterisierungs-

faktor von NMVOC multipliziert werden. Tabelle 4-8 listet die Werte für Methan, Formaldehyd, Benzol, Benzo(a)pyren und polyzyklische Aromaten (PAH) auf.

Tödliche Krebserkrankungen durch Abbau von stratosphärischem Ozon

Die Ozonschicht in der Stratosphäre absorbiert einen Teil der ultravioletten Strahlung (UV-Strahlung), die aus dem Weltraum auf die Erdatmosphäre trifft. Anthropogene Emissionen von teil- und vollhalogenierten chlor-, fluor- und bromhaltigen Kohlenwasserstoffen, die in der Atmosphäre eine Lebensdauer von mehreren tausend Jahren aufweisen können, bewirken einen Abbau der Ozonschicht in der Stratosphäre und damit eine Erhöhung der UV-Strahlung auf der Erdoberfläche. Als gesundheitliche Auswirkungen einer vermehrten UV-Strahlung auf der Erde führt /Seidel 1996/ unter anderem die vermehrte Entstehung von Hautkrebs und die Beeinträchtigung des Immunsystems an.

Zur Quantifizierung des Abbaus der Ozonschicht schlagen /Heijungs et al. 1992/ und /UBA 1995/ die Berechnung eines Ozonabbaupotenzials vor. Die relativen Ozonabbaupotenziale der einzelnen Stoffe werden bestimmt, indem die für einen Stoff ermittelte Ozonabbaurate auf die für die Referenzsubstanz Trichlorfluormethan (CCl_3F ; Kurzbezeichnung R 11) ermittelte Ozonabbaurate bezogen wird. Dabei wird die Ozonabbaurate angesetzt, die sich bei einer konstanten Emissionsrate des Stoffes in der sich im chemischen Gleichgewicht befindenden Atmosphäre einstellt /Heijungs et al. 1992/. Ist der Lebenszeitverlust, der dem Ozonabbau in der Stratosphäre insgesamt angelastet wird, und die Gesamtemission der ozonabbauenden Stoffe bekannt, können die relativen Ozonabbaupotenziale verwendet werden, um die spezifischen Lebenszeitverluste zu ermitteln, die den verschiedenen ozonabbauenden Schadstoffen anzulasten sind.

Derzeit liegen keine Angaben zum Lebenszeitverlust vor, der weltweit durch den Ozonabbau in der Stratosphäre verursacht wird. Um zumindest eine Größenordnung abschätzen zu können, werden hier statt des globalen Lebenszeitverlustes und der globalen Emission von ozonabbauenden Stoffen die entsprechenden Werte für Europa herangezogen und die vereinfachende Annahme getroffen, dass das Verhältnis von Lebenszeitverlust zu Emission von ozonabbauenden Stoffen in Europa dem globalen Verhältnis dieser Werte entspricht.

/Goedkopp, Spriensma 2000/ schätzt, dass in Europa pro Jahr zusätzlich 1 bis 2 Todesfälle pro 1 Million Einwohner durch die Zerstörung der Ozonschicht verursacht werden. Bei einer europäischen Bevölkerung von 500 Millionen Einwohnern ergeben sich damit im Mittel 750 zusätzliche Todesfälle pro Jahr, denen eine europäische Emission von ozonzerstörenden Stoffen in Höhe von 480 Gg in R11-Äquivalenten gegenübersteht. Damit ergibt sich ein zusätzliches kollektives Todesfallrisiko von $1,44 \cdot 10^{-6}$ pro kg R11-Äquivalent. Für die Berechnung der verlorenen Lebensjahre aufgrund der tödlichen Krebsfälle durch Abbau des stratosphärischen Ozons wird der Faktor von 15,6 verlorenen Lebensjahren pro tödlichem

Krebsfall, der bereits im Abschnitt „Gesundheitsschäden durch ionisierende Strahlung“ verwendet wurde, angesetzt. Dies ergibt einen Charakterisierungsfaktor von $22,5 * 10^{-6}$ verlorenen Lebensjahren pro kg R11-Äquivalent.

Des öfteren wird die Emission an Fluorkohlenwasserstoffen (FCKW) in Literaturquellen nur als Summenwert angegeben. Daher wird hier zusätzlich zu den in /Heijungs et al. 1992/ aufgeführten ozonabbauenden Stoffen noch die Größe „Halogenierte KW unspezifiziert“ als Sachbilanzgröße eingeführt. Für diese Größe wird als durchschnittliches relatives Ozonbildungspotenzial der einfache Mittelwert aller in /Heijungs et al. 1992/ aufgeführten relativen Ozonbildungspotenziale angesetzt. Insgesamt ergeben sich die in Tabelle 4-8 aufgeführten Sachbilanzgrößen und Charakterisierungsfaktoren zur Quantifizierung des öffentlichen Mortalitätsrisikos durch den Abbau stratosphärischen Ozons.

Tödliche Krebserkrankungen durch kanzerogen wirkende Schadstoffe

Krebserregende Stoffe bewirken in einer Körperzelle zunächst eine genetische Veränderung (Mutation, Aktivierung eines Gens), die über dadurch ausgelöste Wirkungsprozesse schließlich zu autonomen Teilungen der Zelle, also der Krebserkrankung, führt.

Für Kanzerogene liegen derzeit Wirkungspfadanalysen vor. Kanzerogene sind jedoch im Allgemeinen Bestandteile von Partikeln, haften diesen an oder weisen selbst Partikeleigenschaften auf. Daher werden in dieser Arbeit Charakterisierungsfaktoren mit Hilfe der Annahme abgeschätzt, dass die Verteilung und die Verweildauer von Kanzerogenen der Verteilung und Verweildauer von Primärpartikeln entspricht. Da für Primärpartikel Wirkungspfadanalysen vorliegen (siehe beispielsweise /Friedrich, Krewitt 1997/), können nun Charakterisierungsfaktoren für Kanzerogene abgeschätzt werden.

Die in Tabelle 4-6 aufgeführte Expositions-Wirkungsbeziehung gibt an, dass eine Erhöhung der Partikelkonzentration um $1 \mu\text{m}^3$ über einen Zeitraum von einem Jahr die Lebenserwartung eines Kollektivs statistisch um 0,000157 Lebensjahre je Person verringert. Daraus ergab sich ein Charakterisierungsfaktor von $68,6 * 10^{-6}$ YOLL je kg Partikel.

Für Kanzerogene gibt /Seidel 1996/ sogenannte „unit risks“ an, die das geschätzte tödliche Krebserkrankungsrisiko eines Menschen beschreiben, der über 70 Jahre hinweg einer Konzentration von $1 \mu\text{m}^3$ Atemluft eines Kanzerogens ausgesetzt ist. Mit der Annahme, dass das Erkrankungsrisiko linear mit der Dauer der Exposition ansteigt, kann man daraus die statistische verlorene Lebenserwartung bei einer Exposition $1 \mu\text{m}^3$ Atemluft über ein Jahr hinweg errechnen, indem durch die zugrunde gelegte Expositionsdauer von 70 Jahren dividiert wird. Multipliziert man dann dieses Erkrankungsrisiko mit einer durchschnittlichen Verkürzung der Lebensdauer durch eine tödliche Krebserkrankung - hier mit 15,6 Jahren in Anlehnung an /Krewitt 1996/ angenommen -, erhält man Expositions-Wirkungs-Beziehungen für die Kanzerogene, siehe dritte Spalte der Tabelle 4-7.

Da angenommen wird, dass die Verteilung und Verweildauer von Kanzerogenen der Verteilung und Verweildauer von Primärpartikeln entspricht, kann nun der Charakterisierungsfaktor für ein Kanzerogen ermittelt werden, indem der Charakterisierungsfaktor für Partikel mit dem Verhältnis der Expositions-Wirkungs-Beziehungen für das Kanzerogen und für Partikel multipliziert wird. Tabelle 4-7 listet die hier betrachteten Kanzerogene und die zugehörigen Charakterisierungsfaktoren auf.

Tabelle 4-7: Ermittlung der Charakterisierungsfaktoren für Kanzerogene

Schadstoff	„unit risk“ ^a	Jährliche Änderung der Lebenserwartung bezogen auf die Änderung der Schadstoffkonzentration ^b [YOLL / (a • µg/m ³)]	Verlorene Lebenserwartung in Jahren je kg emittiertem Kanzerogen ^c [YOLL / kg]
As Arsen	4 * 10 ⁻³	891,4 * 10 ⁻⁶	390 * 10 ⁻⁶
Asbest	2 * 10 ⁻⁵	4,5 * 10 ⁻⁶	2,0 * 10 ⁻⁶
Benzol	9 * 10 ⁻⁶	2,0 * 10 ⁻⁶	0,9 * 10 ⁻⁶
Cadmium	1,2 * 10 ⁻²	2674,3 * 10 ⁻⁶	1170 * 10 ⁻⁶
Dieselrußpartikel	7 * 10 ⁻⁵	15,6 * 10 ⁻⁶	6,8 * 10 ⁻⁶
PAH	7 * 10 ⁻²	15600 * 10 ⁻⁶	6820 * 10 ⁻⁶
2,3,7,8- TCDD	1,4	312000 * 10 ⁻⁶	136300 * 10 ⁻⁶

^a Geschätztes Krebsrisiko eines Menschen nach konstanter Exposition über 70 Jahre gegenüber einer Schadstoffkonzentration von 1 µg/m³ /Seidel 1996/ ^b „Unit risk“ geteilt durch Expositions-dauer von 70 Jahren multipliziert mit durchschnittlicher verloraener Lebenserwartung von 15,6 YOLL je Krebsfall. Weitere Erläuterungen siehe Text ^c Charakterisierungsfaktor für Partikel (68,6 * 10⁻⁶ YOLL/kg) dividiert durch Expositions-Wirkungs-Beziehung für Partikel (157 * 10⁻⁶ YOLL / (a * µg/m³)) multipliziert mit Expositions-Wirkungsbeziehung von Kanzerogen

Zusammenstellung der Charakterisierungsfaktoren für Mortalität

Die erarbeiteten Charakterisierungsfaktoren zur Berechnung der verlorenen Lebenszeit sind in Tabelle 4-8 und Tabelle 4-7 gegliedert nach Wirkungspfaden aufgelistet. Zu beachten ist, dass einige Schadstoffe über mehr als einen Wirkungspfad auf die menschliche Gesundheit einwirken und daher mehrfach in den Tabellen aufgeführt sind. So wirkt beispielsweise SO₂ sowohl direkt als auch über die Sekundärpartikelbildung, so dass sich der Charakterisierungsfaktor, der die Wirkung von SO₂ in Bezug auf Mortalität insgesamt beschreibt, aus den Charakterisierungsfaktoren von SO₂ für beide Wirkungspfade zusammensetzt. Das Mortalitätsrisiko wird mit der Kenngröße der verlorenen Lebenserwartung beschrieben, für die hier die auch in /Krewitt et al. 2000/ verwendete Einheit YOLL (Years of Life Lost) verwendet wird.

Tabelle 4-8: Sachbilanzgrößen und Charakterisierungsfaktoren zur Quantifizierung des Mortalitätsrisikos

Sachbilanzgröße	Einheit	Charakt.faktor in YOLL / Einheit
<i>Tödliche Krebserkrankungen durch ionisierende Strahlung</i>		
C-14 in Luft, Durchschnitt Welt ^a	kBq	66,3 * 10 ⁻⁹
C-14 in Wasser, Durchschnitt Welt ^a	kBq	66,3 * 10 ⁻⁹
Cs-137 in Luft, Durchschnitt Welt ^a	kBq	8,6 * 10 ⁻⁹
Cs-137 in Wasser, Durchschnitt Welt ^a	kBq	62,4 * 10 ⁻¹²
H-3 Tritium in Luft, Durchschnitt Welt ^a	kBq	0,9 * 10 ⁻¹²
H-3 Tritium in Wasser, Durchschnitt Welt ^a	kBq	0,9 * 10 ⁻¹²
I-129 in Luft, Durchschnitt Welt ^a	kBq	3,1 * 10 ⁻⁹
I-129 in Wasser, Durchschnitt Welt ^a	kBq	3,1 * 10 ⁻⁹
I-131 in Luft, Durchschnitt Welt ^a	kBq	0,3 * 10 ⁻⁹
Iod als I-131 in Luft, Durchschnitt Welt ^a	kBq	0,3 * 10 ⁻⁹
Kr-85 in Luft, Durchschnitt Welt ^a	kBq	6,0 * 10 ⁻¹⁵
Kr-85 in Wasser, Durchschnitt Welt ^a	kBq	0,2 * 10 ⁻¹²
Aerosole radioaktiv in Luft, Durchschnitt Welt ^a	kBq	4,2 * 10 ⁻¹²
Pb-210 in Luft, Durchschnitt Welt ^a	kBq	0,8 * 10 ⁻⁹
Po-210 in Luft, Durchschnitt Welt ^a	kBq	0,8 * 10 ⁻⁹
Ra-226 in Luft, Durchschnitt Welt ^a	kBq	0,5 * 10 ⁻⁹
Rn-222 in Luft, Durchschnitt Welt ^a	kBq	11,7 * 10 ⁻¹²
Ru-106 in Wasser, Durchschnitt Welt ^a	kBq	54,6 * 10 ⁻¹²
Sr-90 in Wasser, Durchschnitt Welt ^a	kBq	9,4 * 10 ⁻¹²
Th-230 in Luft, Durchschnitt Welt ^a	kBq	23,4 * 10 ⁻⁹
U-234 in Luft, Durchschnitt Welt ^a	kBq	6,2 * 10 ⁻⁹
U-238 in Luft, Durchschnitt Welt ^a	kBq	5,5 * 10 ⁻⁹
<i>Akute und chronische Mortalität durch Primär- und Sekundärpartikel</i>		
Partikel PM ₁₀ in Luft, Durchschnitt Deutschland ^b	kg	68,6 * 10 ⁻⁶
SO _x als SO ₂ in Luft, Durchschnitt Deutschland ^b	kg	31,7 * 10 ⁻⁶
NO _x als NO ₂ in Luft, Durchschnitt Deutschland ^b	kg	27,8 * 10 ⁻⁶
<i>Mortalität durch Belastung mit Schwefeloxiden direkt</i>		
SO _x als SO ₂ in Luft, Durchschnitt Deutschland ^b	kg	2,0 * 10 ⁻⁶
<i>Akute Mortalität durch Bildung von bodennahem Ozon</i>		
NO _x als NO ₂ in Luft, Durchschnitt Deutschland ^b	kg	- 1,50 * 10 ⁻⁶
NMVOC unspezifiziert in Luft, Durchschnitt Deutschland ^b	kg	1,62 * 10 ⁻⁶
CH ₄ Methan in Luft, Durchschnitt Deutschland ^c	kg	0,03 * 10 ⁻⁶
Formaldehyd in Luft, Durchschnitt Deutschland ^c	kg	1,62 * 10 ⁻⁶
Benzol in Luft, Durchschnitt Deutschland ^c	kg	2,93 * 10 ⁻⁶
Benzo(a)pyren in Luft, Durchschnitt Deutschland ^c	kg	2,93 * 10 ⁻⁶
PAH in Luft, Durchschnitt Deutschland ^c	kg	2,93 * 10 ⁻⁶

^a Berechnet nach Angaben aus /UNSCEAR 1993/. Weitere Erläuterungen siehe Text ^b Quelle: /Krewitt et al. 2000/ ^c Umrechnung des Wertes für NMVOC über Ozonbildungspotenziale nach /Heijungs et al. 1992/, /UBA 1995/

(Fortsetzung Tabelle 4-8)

Sachbilanzgröße	Einheit	Charakt.faktor in YOLL / Einheit
<i>Tödliche Krebserkrankungen durch Abbau stratosphärischen Ozons</i>		
FCKW 11 (CFCl ₃) in Luft, Durchschnitt Europa ^a	kg	22,5 * 10 ⁻⁶
FCKW 12 (CF ₂ Cl ₂) in Luft, Durchschnitt Europa ^a	kg	22,5 * 10 ⁻⁶
FCKW 113 (C ₂ F ₃ Cl ₃) in Luft, Durchschnitt Europa ^a	kg	24,0 * 10 ⁻⁶
FCKW 114 (C ₂ F ₄ Cl ₂) in Luft, Durchschnitt Europa ^a	kg	18,0 * 10 ⁻⁶
FCKW 115 (C ₂ F ₅ Cl) in Luft, Durchschnitt Europa ^a	kg	11,2 * 10 ⁻⁶
H-FCKW 22 (CHF ₂ Cl) in Luft, Durchschnitt Europa ^a	kg	1,2 * 10 ⁻⁶
H-FCKW 123 (CHCl ₂ CF ₃) in Luft, Durchschnitt Europa ^a	kg	0,5 * 10 ⁻⁶
H-FCKW 124 (CHFClCF ₃) in Luft, Durchschnitt Europa ^a	kg	0,5 * 10 ⁻⁶
H-FCKW 141b (CH ₃ CFCl ₂) in Luft, Durchschnitt Europa ^a	kg	2,5 * 10 ⁻⁶
H-FCKW 142b (CH ₃ CF ₂ Cl) in Luft, Durchschnitt Europa ^a	kg	1,5 * 10 ⁻⁶
H-FCKW 225ca (-) in Luft, Durchschnitt Europa ^a	kg	0,6 * 10 ⁻⁶
H-FCKW 225cb (-) in Luft, Durchschnitt Europa ^a	kg	0,7 * 10 ⁻⁶
CKW 10 (CCl ₄) in Luft, Durchschnitt Europa ^a	kg	16,2 * 10 ⁻⁶
H-CKW 140a (CH ₃ CCl ₃) in Luft, Durchschnitt Europa ^a	kg	2,7 * 10 ⁻⁶
Halon 1003 (CH ₃ Br) in Luft, Durchschnitt Europa ^a	kg	13,5 * 10 ⁻⁶
Halon 1201 (CF ₂ Br) in Luft, Durchschnitt Europa ^a	kg	31,5 * 10 ⁻⁶
Halon 1202 (CF ₂ Br ₂) in Luft, Durchschnitt Europa ^a	kg	28,1 * 10 ⁻⁶
Halon 1211 (CF ₂ BrCl) in Luft, Durchschnitt Europa ^a	kg	89,9 * 10 ⁻⁶
Halon 1301 (CF ₃ Br) in Luft, Durchschnitt Europa ^a	kg	359,4 * 10 ⁻⁶
Halon 2311 (C ₂ F ₃ ClBr) in Luft, Durchschnitt Europa ^a	kg	3,2 * 10 ⁻⁶
Halon 2401 (C ₂ F ₄ Br) in Luft, Durchschnitt Europa ^a	kg	5,6 * 10 ⁻⁶
Halon 2402 (C ₂ F ₄ Br ₂) in Luft, Durchschnitt Europa ^a	kg	157,3 * 10 ⁻⁶
Halogenierte KW unspezifiziert in Luft, Durchschnitt Europa ^a	kg	179,7 * 10 ⁻⁶
<i>Tödliche Krebserkrankungen durch Kanzerogene</i>		
As Arsen in Luft, Durchschnitt Europa ^b	kg	390 * 10 ⁻⁶
Asbest in Luft, Durchschnitt Europa ^b	kg	2,0 * 10 ⁻⁶
Benzol in Luft, Durchschnitt Europa ^b	kg	0,9 * 10 ⁻⁶
Cd Cadmium in Luft, Durchschnitt Europa ^b	kg	1170 * 10 ⁻⁶
Dieselpartikel in Luft, Durchschnitt Europa ^b	kg	6,8 * 10 ⁻⁶
PAH in Luft, Durchschnitt Europa ^b	kg	6820 * 10 ⁻⁶
Dioxine und Furane in Luft, Durchschnitt Europa ^b	ngTCDD- Äqu. ^c	136300 * 10 ⁻¹²

^a Berechnet nach Angaben in /Heijungs et al. 1992/, /UBA 1995/ und /Goedkopp, Spriensma 2000/. Weitere Angaben siehe Text. ^b Berechnung auf Basis von Unit Risk-Faktoren in /Seidel, 1996/. Weitere Angaben siehe Text und Anhang A. ^c TCDD-Äquivalente: 2,3,7,8-Tetrachlordibenzo-p-dioxin (2,3,7,8-TCDD) ist Leitsubstanz der polychlorierten Dibenzo-p-Dioxine (PCDD) (siehe beispielsweise /Seidel 1996/)

Bei der Berechnung Gesundheitsrisikos mit den in Tabelle 4-8 aufgeführten Charakterisierungsfaktoren wird nicht berücksichtigt, dass das Gesundheitsrisiko, das einer Schadstoffemission anzulasten ist, in Abhängigkeit vom Ort der Emission unterschiedlich hoch sein

kann. Wegen der Vielzahl vor- und nachgelagerter Prozesse eines Energiesystems ist es nicht möglich, für alle diese Prozesse eine Wirkungspfadanalyse durchzuführen. Um einer schadensorientierten Betrachtung näher zu kommen, soll hier für die Emission aus Überseetransporten eine Abschätzung vorgenommen werden. Analog zur Vorgehensweise bei der Berechnung des Versauerungspotenzials wird die Annahme getroffen, dass 75% der bei Überseetransporten emittierten Luftschadstoffe nicht das Festland erreichen und Emissionen aus Überseetransporten daher mit einem um 75% Prozent geringeren Gesundheitsrisiko behaftet sind. Ausgehend von den Sachbilanzgrößen aus Tabelle 4-8, die für das Module „Überseetransport“ oder „Hochseetanker“ quantifiziert werden, ergeben sich die in Tabelle 4-10 aufgeführten zusätzlichen Sachbilanzgrößen und Gewichtungsfaktoren.

Tabelle 4-9: Zusätzliche Sachbilanzgrößen und Charakterisierungsfaktoren zur ortsbezogenen Quantifizierung des Mortalitätsrisikos

<i>Korrekturgrößen für Emissionen bei Überseetransporten</i>		
- davon Partikel PM ₁₀ in Luft „Übersee“	kg	- 51,450 * 10 ⁻⁶
- davon SO _x als SO ₂ in Luft „Übersee“	kg	- 25,275 * 10 ⁻⁶
- davon NO _x als NO ₂ in Luft „Übersee“	kg	- 19,725 * 10 ⁻⁶
- davon NMVOC unspezifiziert in Luft „Übersee“	kg	- 1,215 * 10 ⁻⁶
- davon CH ₄ Methan in Luft „Übersee“	kg	- 0,0225 * 10 ⁻⁶
- davon Halon 1301 (CF ₃ Br) in Luft „Übersee“	kg	- 269,55 * 10 ⁻⁶
- davon As Arsen in Luft „Übersee“	kg	- 1,5 * 10 ⁻⁶

4.3.5 Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit - Morbidität

Eine erhöhte Exposition mit Luftschadstoffen kann in einem Bevölkerungskollektiv eine Vielzahl unterschiedlicher nichttödlicher Krankheiten hervorrufen. Das Auftreten einer Krankheit ist verbunden mit einer Beeinträchtigung der Lebensqualität, die je nach Krankheitsbild unterschiedlich hoch sein kann. Um nicht für jedes Krankheitsbild eine eigene Kennzahl einführen zu müssen, werden die unterschiedlichen Beeinträchtigungsgrade in einen Referenzkrankheitszustand umgerechnet. Als Referenzgröße wird hier der in /EC 1999/ verwendete „Tag mit eingeschränkter Aktivität“ festgelegt. Andere Krankheitszustände werden an Hand von Gewichtungsfaktoren, die aus der monetären Bewertung in /EC 1999/ abgeleitet werden, in ein Äquivalent von Tagen mit eingeschränkter Aktivität umgerechnet. Tabelle 4-10 listet die monetären Bewertungen und die daraus resultierenden Gewichtungsfaktoren für die verschiedenen Krankheitsbilder auf. Als Wirkungspfade werden hier bei der Ermittlung der Lebenszeit mit beeinträchtigter Gesundheit berücksichtigt: Morbiditätsrisiko durch Primär- und Sekundärpartikel, Morbiditätsrisiko durch Belastung mit Schwefeloxiden und Morbiditätsrisiko durch Bildung von bodennahem Ozon.

Tabelle 4-10: Gewichtungsfaktoren für morbide Krankheitsbilder

Krankheitsbild	monetäre Bewertung [€]	Gewich- tungs- faktor [RAD _{equ.}]
Chronische Bronchitis	169330	1540
Atemwegsbedingte Krankenhausaufnahme A (Cerebrovascular hospital admission)	16730	152
Atemwegsbedingte Krankenhausaufnahme B (Respiratory hospital admission)	4320	39,3
Blutandrang bewirkender Herzfehler (Congestive heart failure)	3260	29,6
Chronischer Husten bei Kindern	240	2,2
Tag mit eingeschränkter Aktivität	110	1
Husten	45	0,40
Tag mit geringfügig eingeschränkter Aktivität	45	0,40
Tag mit Symptomen	45	0,40
Gebrauch eines Bronchodilators	40	0,36
Tag mit Atemwegssymptomen bei Asthmatikern	45	0,40

^a RAD = Restricted Activity Day (Tag mit eingeschränkter Aktivität)

Morbiditätsrisiko durch Primär- und Sekundärpartikel

Als wesentliche nichttödliche gesundheitliche Auswirkungen einer erhöhten Exposition mit Feinstaubpartikeln werden akute und chronische Atemwegserkrankungen wie allgemeine Atemwegsbeschwerden, Asthmaanfälle, chronischer Husten und chronische Bronchitis genannt /Krewitt 1996/.

Mit einer Wirkungspfadanalyse kann die aus Primärpartikeln, die aus einer Emissionsquelle emittiert werden, und Sekundärpartikeln, die sich erst in der Atmosphäre aufgrund von gasförmigen Emissionen bilden, resultierende Änderung der Partikelkonzentrationen in einem Untersuchungsgebiet ermittelt werden. Die anschließende Verknüpfung der Änderung der Partikelkonzentrationen mit Expositions-Wirkungs-Beziehungen und örtlich disaggregierten Informationen zur Bevölkerungsverteilung ergibt das Kollektivrisiko verschiedener Erkrankungen. Die für Wirkungspfadanalyse verwendeten Expositions-Wirkungsbeziehungen sind in /Krewitt 2000b/ dokumentiert und hier in Tabelle 4-11 aufgelistet. Die Gewichtung der ermittelten Krankheitsrisiken mit Faktoren, die die verschiedenen Krankheitsrisiken in Relation zum Referenzbeeinträchtigungszustand bewerten, und die anschließende Aufsummation liefert schließlich die kumulierte Beeinträchtigung des Gesundheitszustandes des betrachteten Bevölkerungskollektivs durch Primär- und Sekundärpartikel in Einheiten des Referenzzustandes.

Die Berechnungen in /Krewitt et al. 2000/ liefern zunächst die Morbiditätsrisiken für verschiedene Krankheitsbilder und gewichten diese dann an Hand den in Tabelle 4-10 aufgeführten monetären Gewichtungsfaktoren. Das gesamte Mortalitätsrisiko durch Partikelbelas-

tung kann nun mit Hilfe dieser Gewichtungsfaktoren in Äquivalenten eines der betrachteten Gesundheitszustände umgerechnet werden. In Äquivalenten des Tage mit eingeschränkter Aktivität ergeben sich die in Tabelle 4-12 aufgeführten Charakterisierungsfaktoren.

Morbiditätsrisiko durch Belastung mit Schwefeloxiden

Wie bereits bei der Diskussion von Mortalitätsrisiken dargestellt, führt eine Exposition mit Schwefeloxiden zu Beeinträchtigungen der Lungenfunktion. Die Gewichtung der verschiedenen nichttödlichen gesundheitlichen Beeinträchtigungen, die durch die Emission einer Einheit SO₂ und der daraus resultierenden SO₂-Exposition verursacht werden, an Hand von monetären Gewichtungsfaktoren liefert nach /Krewitt et al. 2000/ die in Tabelle 4-12 aufgelisteten Werte in Äquivalenten eines Tage mit eingeschränkter Aktivität.

Morbiditätsrisiko durch Bildung von bodennahem Ozon

/Krewitt et al. 2000/ berechnet bezüglich des Morbiditätsrisikos Charakterisierungsfaktoren für die Schadstoffe NO_x und NMVOC. Entsprechend der Vorgehensweise bei der Zusammenstellung der Charakterisierungsfaktoren für Mortalität werden hier auch Charakterisierungsfaktoren für weitere Luftschadstoffe über die relativen Ozonbildungspotenziale aus /Heijungs et al. 1992/ berechnet, siehe Tabelle 4-12.

Tabelle 4-11: Verwendete Expositions-Wirkungs-Beziehungen für Morbidität /Krewitt 2000b/

Schadstoff	Rezeptor	Zusätzliche Fälle jährlich bezogen auf die Änderung der Schadstoffkonzentration [Fälle / (a • µg/m ³)]
<i>Chronische Bronchitis</i>		
PM ₁₀	Erwachsene	2,50 E-5
Nitrate	Erwachsene	2,50 E-5
Sulphate	Erwachsene	3,90 E-5
<i>Atemwegsbedingte Krankenhausaufnahme A (Cerebrovascular hospital admission)</i>		
PM ₁₀	Gesamtbevölkerung	5,06 E-6
Nitrate	Gesamtbevölkerung	5,06 E-6
Sulphate	Gesamtbevölkerung	8,42 E-6
<i>Atemwegsbedingte Krankenhausaufnahme B (Respiratory hospital admission)</i>		
PM ₁₀	Gesamtbevölkerung	2,07 E-6
Nitrate	Gesamtbevölkerung	2,07 E-6
Sulphate	Gesamtbevölkerung	3,46 E-6
SO ₂	Gesamtbevölkerung	2,04 E-6
O ₃	Gesamtbevölkerung	3,54 E-6

(Fortsetzung Tabelle 4-10)

<i>Blutandrang bewirkender Herzfehler (Congestive heart failure)</i>		
PM ₁₀	Personen über 65 Jahre	1,85 E-5
Nitrate	Personen über 65 Jahre	1,85 E-5
Sulphate	Personen über 65 Jahre	3,09 E-5
<i>Chronischer Husten</i>		
PM ₁₀	Kinder	2,07 E-3
Nitrate	Kinder	2,07 E-3
Sulphate	Kinder	3,46 E-3
<i>Tag mit eingeschränkter Aktivität</i>		
PM ₁₀	Erwachsene	0,025
Nitrate	Erwachsene	0,025
Sulphate	Erwachsene	0,042
<i>Husten</i>		
PM ₁₀	Asthmatiker - Erwachsene	0,168
Nitrate	Asthmatiker - Erwachsene	0,168
Sulphate	Asthmatiker - Erwachsene	0,280
PM ₁₀	Asthmatiker - Kinder	0,133
Nitrate	Asthmatiker - Kinder	0,133
Sulphate	Asthmatiker - Kinder	0,223
<i>Tag mit geringfügig eingeschränkter Aktivität</i>		
O ₃	Erwachsene	9,76 E-3
<i>Tag mit Symptomen</i>		
O ₃	Gesamtbevölkerung	0,033
<i>Gebrauch eines Bronchodilators</i>		
PM ₁₀	Asthmatiker - Erwachsene	0,163
Nitrate	Asthmatiker - Erwachsene	0,163
Sulphate	Asthmatiker - Erwachsene	0,272
PM ₁₀	Asthmatiker - Kinder	0,061
Nitrate	Asthmatiker - Kinder	0,061
Sulphate	Asthmatiker - Kinder	0,223
<i>Tage mit Atemwegssymptomen</i>		
PM ₁₀	Asthmatiker - Erwachsene	0,061
Nitrate	Asthmatiker - Erwachsene	0,061
Sulphate	Asthmatiker - Erwachsene	0,101
PM ₁₀	Asthmatiker - Kinder	0,103
Nitrate	Asthmatiker - Kinder	0,103
Sulphate	Asthmatiker - Kinder	0,103

Zusammenstellung der Gewichtungsfaktoren für Morbidität

Tabelle 4-12 zeigt die für die Wirkungsgröße „Morbidität“ relevanten Sachbilanzgrößen und die zur Quantifizierung der Wirkungsgröße abgeleiteten Gewichtungsfaktoren auf. Wie bei dem Mortalitätsrisiko wird hier angenommen, dass die Emissionen aus Überseetransporten mit einem um 75% geringeren Gesundheitsrisiko behaftet sind und entsprechende zusätzliche Sachbilanzgrößen eingeführt.

Tabelle 4-12: Sachbilanzgrößen und Charakterisierungsfaktoren zur Quantifizierung des Morbiditätsrisikos

Sachbilanzgröße	Einheit	Charakt.faktor in RAD _{equ.} ^a / Einheit
<i>Öffentliches Morbiditätsrisiko durch Primär- und Sekundärpartikel</i>		
Partikel PM ₁₀ in Luft, Durchschnitt Deutschland ^b	kg	0,024200
SO _x als SO ₂ in Luft, Durchschnitt Deutschland ^b	kg	0,010970
NO _x als NO ₂ in Luft, Durchschnitt Deutschland ^b	kg	0,008966
<i>Öffentliches Morbiditätsrisiko durch Schwefeloxide direkt</i>		
SO _x als SO ₂ in Luft, Durchschnitt Deutschland ^b	kg	0,000030
<i>Öffentliches Morbiditätsrisiko durch Bildung von bodennahem Ozon</i>		
NO _x als NO ₂ in Luft, Durchschnitt Deutschland ^b	kg	- 0,005316
NMVOC unspezifiziert in Luft, Durchschnitt Deutschland ^b	kg	0,006300
CH ₄ Methan in Luft, Durchschnitt Deutschland ^c	kg	0,000011
Formaldehyd in Luft, Durchschnitt Deutschland ^c	kg	0,006376
Benzol in Luft, Durchschnitt Deutschland ^c	kg	0,011525
Benzo(a)pyren in Luft, Durchschnitt Deutschland ^c	kg	0,011525
PAH in Luft, Durchschnitt Deutschland ^c	kg	0,011525
<i>Korrekturgrößen für Emissionen bei Überseetransporten</i>		
- davon Partikel PM ₁₀ in Luft „Übersee“	kg	- 0,01815
- davon SO _x als SO ₂ in Luft „Übersee“	kg	- 0,00825
- davon NO _x als NO ₂ in Luft „Übersee“	kg	- 0,0027375
- davon NMVOC unspezifiziert in Luft „Übersee“	kg	- 0,004725

^a RAD_{equ.} = Equivalent to a Restricted Activity Day (Äquivalent eines Tages mit eingeschränkter Aktivität) ^b Quelle: /Krewitt 2000a/ ^c Umrechnung des Wertes für NMVOC über Ozonbildungspotenziale nach /Heijungs et al. 1992/, /UBA 1995/

4.3.6 Schädigung von Materialien

Materialien, die der Atmosphäre ausgesetzt sind wie beispielsweise Außenflächen von Gebäuden, werden durch natürliche Verwitterungsprozesse und durch Luftverunreinigungen geschädigt. Zur natürlichen Verwitterung tragen Regen, Frost, Meeressalze, aber auch Bakterien bei. Heutzutage überwiegt jedoch die Schädigung durch Luftverunreinigung die natür-

liche Verwitterung um einen Faktor zwischen 10 und 100, die wesentlich durch säurebildende Gase und oxidierende Luftverunreinigungen hervorgerufen wird /Mayerhofer et al. 1997/.

Materialschäden durch säurebildende Gase

Säurebildende Gase entfalten ihre Wirkung, wenn sie mit der Materialfläche in Berührung kommen. Die trockene Deposition erfolgt bei SO_2 dadurch, dass das gasförmige SO_2 in Wasserfilmen auf der Materialoberfläche gelöst wird. Ein weiterer Wirkungsweg ist die nasse Deposition, bei der die saure Wirkung von Niederschlägen durch säurebildende Luftverunreinigungen erhöht wird /Mayerhofer et al. 1997/.

Als Materialien, die durch säurebildende Gase geschädigt werden, sind vor allen Dingen anorganische, nichtmetallische Werkstoffe wie Naturstein, Beton und Ziegel-Mörtelsysteme anzusehen, bei denen die leicht wasserlöslichen Kalk- und Calzitkomponenten unter Reaktion mit den säurebildenden Stoffen Gips bilden. Der gebildete Gips weist eine höhere Wasserlöslichkeit auf als die zuvor vorliegenden Kalk- und Calzitkomponenten, so dass letztlich der natürliche, durch Regen verursachte Abtrag von Kalk und Calzit durch die Gipsbildung verstärkt wird. In geringerem Maße können auch Anstrichsysteme, bei denen die saure Deposition einen Verlust von Komponenten des Farbanstrichs (Carbonate, insbesondere Kalziumcarbonat) und damit zu einer geringeren Lebensdauer führt, sowie nicht galvanisierter und nicht rostfreier Stahl beeinträchtigt werden /Mayerhofer et al. 1997/.

Materialschäden durch oxidierende Gase

Oxidierende Gase können sowohl direkte als auch indirekte Wirkungen auf Materialien haben. Zu den direkten Effekten, die hauptsächlich auf organische Materialien (Kunststoffe) beschränkt sind, gehören Änderungen der Molekularstruktur des geschädigten Materials. Mit der Änderung der Molekularstruktur ist im Allgemeinen eine Änderung der physikalischen Eigenschaften verbunden, die in der Regel zu einer Verminderung der Lebensdauer führt. Beim indirekten Effekt kommt es zur Oxidation in Flüssigkeitsfilmen auf der Oberfläche, beispielsweise von gelöstem SO_2 . Die daraus resultierende geringere Flüchtigkeit des SO_2 erhöht die Zeit für eine potentielle Schädigung des Materials durch das SO_2 .

Oxidierende Gase können sowohl Farbanstriche als auch Metalle schädigen. Bei letzteren ist jedoch ein Teil der Oxidationsprodukte wasserunlöslich, so dass sich schließlich Schutzschichten bilden können, die einen weiteren Abtrag des Materials verhindern /Mayerhofer et al. 1997/.

Materialschäden durch Soiling

Soiling beschreibt die Deposition von Partikeln auf Materialoberflächen und führt zu einer Verdunkelung der Oberfläche, die als Änderung der Lichtreflexion gemessen werden kann. Die Änderung des Erscheinungsbildes von Gebäuden wird oft als unakzeptabel angesehen, auch wenn das Basismaterial nicht direkt geschädigt wird. Darüber hinaus besteht der Verdacht, dass die verschmutzenden Substanzen (Kohlenstoff-Partikel) indirekt am Abbauprozess beteiligt sind, indem sie als Katalysator für verschiedene chemische Reaktionen wie beispielsweise die Konversion von SO_2 und NO_x in Schwefelsäure und Salpetersäure dienen /Friedrich, Bickel 2001/.

Ableitung der Charakterisierungsfaktoren

Die diskutierten Wirkungspfade wurden mit Ausnahme des Soilings in /Krewitt et al. 2000/ im Hinblick auf die Schädigung einer Reihe unterschiedlicher Materialien untersucht. Dabei wurden die in Tabelle 4-13 aufgeführten Expositions-Wirkungs-Beziehungen verwendet. Die Dosis-Wirkungsbeziehung für Soiling wurde aus /Bickel, 2001/ entnommen.

Für jedes betrachtete Material ergeben sich zusätzliche volkswirtschaftliche Aufwendungen in Form von Restaurationsarbeiten oder vorzeitigem Ersetzen geschädigter Materialien. Damit sich nicht eine zu große Zahl von Ergebnisgrößen ergibt, werden bereits hier die verschiedenen Schädigungen über Marktpreise, beispielsweise für Instandhaltungsarbeiten und das Ersetzen von Materialien, zu insgesamt einer Kenngröße zusammengefasst. Die Kenngröße beschreibt dann die Schadenskosten, die durch die Schädigung von Materialien durch Luftschadstoffe verursacht werden. Tabelle 4-14 enthält die Liste der berücksichtigten Materialschäden und die für die verschiedenen Materialschäden angesetzten Schadenskosten. Tabelle 4-15 führt die hier betrachteten Schadstoffe und die zugehörigen Charakterisierungsfaktoren auf. Die Liste der Sachbilanzgrößen in Tabelle 4-15 zeigt, dass bei den Emissionen aus Überseetransporten von einem um 75% niedrigeren Schädigungspotenzial ausgegangen wird.

Tabelle 4-13: Expositions-Wirkungsbeziehungen für Materialschäden

Material	Expositions-Wirkungsbeziehung
Kalkstein	$R = (2,7 [\text{SO}_2]^{0,48} e^{-0,018 T} + 0,019 \text{ Rain} [\text{H}^+]) * t^{0,96}$ $1/t = [(2,7 [\text{SO}_2]^{0,48} e^{-0,018 T} + 0,019 \text{ Rain} [\text{H}^+]) / R]^{1/0,96}$
Sandstein, Naturstein, Mörtel, Putz	$R = (2,7 [\text{SO}_2]^{0,48} e^{-0,018 T} + 0,019 \text{ Rain} [\text{H}^+]) * t^{0,96}$ $1/t = [(2,0 [\text{SO}_2]^{0,52} e^{-f(T)} + 0,028 \text{ Rain} [\text{H}^+]) / R]^{1/0,96}$ <p>mit $f(T) = 0$ für $T < 10 \text{ °C}$ $= -0,013 (T-10)$ für $T > 10 \text{ °C}$</p>
Zink und galvanisierter Stahl	$ML = 1,4 [\text{SO}_2]^{0,22} e^{0,22} e^{-0,018 Rh} e^{f(T)} t^{0,85} + 0,029 \text{ Rain} [\text{H}^+] * t$ <p>mit $f(T) = 0,062 (T-10)$ für $T < 10 \text{ °C}$ $= -0,021 (T-10)$ für $T > 10 \text{ °C}$</p> $1/t = [(2,0 [\text{SO}_2]^{0,52} e^{-f(T)} + 0,028 \text{ Rain} [\text{H}^+]) / R]^{1/0,96}$ <p>mit $f(T) = 0,073 (T-10)$ für $T < 10 \text{ °C}$ $= -0,025 (T-10)$ für $T > 10 \text{ °C}$</p>
Farbanstrich auf Stahl	$1/t = [(0,033 [\text{SO}_2] + 0,013 Rh + f(T) + 0,0013 \text{ Rain}[\text{H}^+]) / 5]^{1/0,41}$ <p>mit $f(T) = 0,015 (T-10)$ für $T < 10 \text{ °C}$ $= -0,015 (T-10)$ für $T > 10 \text{ °C}$</p>
Farbanstrich auf galvanisiertem Stahl	$1/t = [(0,0084 [\text{SO}_2] + 0,015 Rh + f(T) + 0,0082 \text{ Rain}[\text{H}^+]) / 5]^{1/0,43}$ <p>mit $f(T) = 0,04 (T-10)$ für $T < 10 \text{ °C}$ $= -0,064 (T-10)$ für $T > 10 \text{ °C}$</p>
Carbonathaltige Farben	$\Delta d = 120 (1 - e^{(-0,121 Rh / (100 - Rh))}) \text{SO}_2 + 17,4 \text{H}^+$ <p><i>Die kritische Tiefe der Materialschädigung, der Instandhaltungsarbeiten auslöst, liegt bei 50 µm</i></p>
Stein, Mörtel, Zement, angestrichenes Holz (Soiling)	$D_{\text{Soil}} = S * [\Delta \text{PM}_{10}] / c_d$ <p>mit $c_d = 352$ für Stein, Mörtel, Zement</p>
mit	<p>R = Oberflächenabtrag in µm (surface recession) SO_2 = SO_2-Konzentration in µg/m³ T = Temperatur in °C Rain = Niederschlag in mm/a $[\text{H}^+]$ = H^+-Konzentration im Niederschlag in mg/l 1/t = Instandhaltungsintervall in 1/Jahr ML = Massenverlust in g/m² (mass loss) Rh = relative Feuchte in % (relative humidity) Δd = Tiefe der Materialschädigung in µm D_{Soil} = Geschädigte Materialoberfläche m²/a S = dem Soiling ausgesetzte Materialoberfläche in m² (stock at risk) $[\Delta \text{PM}_{10}]$ = Konzentrationsänderung von PM₁₀ in µg/m³ c_d = kritische Dosis in a * µg/m³ (critical dose)</p>

Tabelle 4-14: Preise für Materialschäden zur Berechnung von Schadenskosten

Geschädigtes Material – Maßnahme	Preis in € / Einheit
<i>Materialschäden durch säurebildende und oxidierende Gase</i>	
Galvanisierter Stahl – Instandhaltung	29 € / m ²
Kalkstein – Instandhaltung	245 € / m ²
Mörtel – Instandhaltung	27 € / m ²
Naturstein – Instandhaltung	245 € / m ²
Farbanstrich – Instandhaltung	11 € / m ²
Putz – Instandhaltung	27 € / m ²
Sandstein – Instandhaltung	245 € / m ²
Zink – Instandhaltung	22 € / m ²
<i>Materialschäden durch Soiling</i>	
Stein, Mörtel, Zement – Instandhaltung	80 € / m ²

Tabelle 4-15: Sachbilanzgrößen und Charakterisierungsfaktoren zur Quantifizierung der Schädigung von Materialien

Sachbilanzgröße	Einheit	Charakt.faktor in €-Cent / Einheit
NO _x als NO ₂ in Luft, Durchschnitt Deutschland	kg	5,3
SO _x als SO ₂ in Luft, Durchschnitt Deutschland	kg	12,3
Partikel PM ₁₀ in Luft, Durchschnitt Deutschland	kg	85,3
<i>Korrekturgrößen für Emissionen bei Überseetransporten</i>		
- davon NO _x als NO ₂ in Luft „Übersee“	kg	- 3,975
- davon SO _x als SO ₂ in Luft „Übersee“	kg	- 9,225
- davon Partikel PM ₁₀ in Luft „Übersee“	kg	- 62,975

4.3.7 Schädigung von Nutzpflanzen

Immissionen von Luftverunreinigungen können bei Pflanzen eine Folge von biochemischen und physiologischen Wirkungsprozessen auslösen, die schließlich zu einer Schädigung der Pflanzen führen. Nach der Schadstoffaufnahme kommt es zunächst zur Störung von Zellfunktionen und -strukturen. Der dadurch in einer Pflanze ausgelöste Reparaturmechanismus hemmt im Allgemeinen Prozesse wie beispielsweise die Photosynthese, die wichtig sind für das Wachstum der Pflanze, und führt damit zu verminderten Erträgen bei Nutzpflanzen. Überschreitet die Schadstoffaufnahme die Reparaturkapazität der Pflanze, resultieren daraus weitergehende Veränderungen im Stoffwechsel der Organismen, die auch äußerlich sichtbare Schädigungen wie beispielsweise vorzeitiges Altern, Chlorosen (mangelnde Ausbildung von Blattgrün) und Nekrosen (Absterben von Zellen) zur Folge haben.

Schwefeloxide wirken auf zwei unterschiedliche Weisen: Einerseits verursachen sie Schädigungen aufgrund der sauren Wirkung, andererseits können Schwefeleinträge einen Düngeeffekt bewirken. Längerfristige Experimente mit Feldpflanzen haben ergeben, dass bei niedrigen SO₂-Konzentrationen von weniger als 15 µg/m³, wie sie heute beispielsweise in Deutschland vorliegen, eine Erhöhung des SO₂-Gehaltes eine Ertragssteigerung zur Folge hat. Erst ab einer Konzentration von mehr 15 µg/m³ sinkt der Ertrag bei einer weitergehenden Steigerung der Schwefelkonzentration wieder ab. Wenn also die SO₂-Konzentrationen durch die Emissionen eines Kraftwerkes zunehmen, kann es in Gebieten mit niedriger SO₂-Konzentration zu Ertragssteigerungen kommen /Friedrich, Krewitt 1997/. Zusätzliche Stickoxidemissionen liefern in dem in /Krewitt et al. 2000/ betrachteten Szenario negative Feldpflanzenschäden. Wenn aufgrund einer vorliegenden Hintergrundbelastung und entsprechenden UV-Einstrahlungsverhältnissen bereits bodennahes Ozon gebildet wird, kann in bestimmten Fällen eine Erhöhung der Stickoxidkonzentrationen dazu führen, dass die Bildung von bodennahem Ozon reduziert wird (siehe auch Ausführungen zum Mortalitätsrisiko durch Bildung von bodennahem Ozon in Kapitel 4.3.4). NMVOC tragen im Mittel zur Ozonbildung bei und ergeben damit zusätzliche Ernteschäden.

Die diskutierten Wirkungspfade wurden in /Krewitt et al. 2000/ im Hinblick auf die Schädigung einer Reihe unterschiedlicher Materialien untersucht. Dabei wurden die in der Tabelle 4-16 aufgeführten Expositions-Wirkungs-Beziehungen verwendet. Wie schon bei der Wirkungskategorie der Materialschäden soll auch hier vermieden werden, dass eine zu große Zahl von Wirkungsindikatoren betrachtet wird. Die Schädigungen verschiedener Nutzpflanzen werden daher über Marktpreise zu einer Kenngröße zusammengefaßt, so dass sich als Kenngröße wie auch bei den Materialschäden Schadenskosten ergeben. Die hier berücksichtigten Nutzpflanzenschäden und die für die verschiedenen Nutzpflanzenschäden angesetzten Schadenskosten sind in Tabelle 4-17 aufgeführt. Tabelle 4-18 listet die Sachbilanzgrößen und Charakterisierungsfaktoren auf, die /Krewitt et al. 2000/ entnommen wurden. Die Liste der Sachbilanzgrößen in Tabelle 4-18 zeigt, dass bei den Emissionen aus Überseetransporten von einem um 75% niedrigeren Schädigungspotenzial ausgegangen wird.

Tabelle 4-16: Expositions-Wirkungsbeziehungen für Schädigung von Nutzpflanzen

Schädigung (geschädigte Nutzpflanzen)	Expositions-Wirkungsbeziehung
Schädigung durch SO ₂ (Weizen, Gerste, Kartoffeln, Zuckerrübe, Hafer)	$y = 0,74 C_{SO_2} - 0,55 (C_{SO_2})^2$ für $0 < C_{SO_2} < 13,6$ ppb $= - 0,69 C_{SO_2} + 9,35$ für $C_{SO_2} > 13,6$ ppb
Schädigung durch Ozon (Roggen, Hafer, Reis, Weizen, Gerste, Kartoffeln, Sonnenblumen, Tabak)	$y = 99,7 - \alpha C_{O_3}$
Versauerung von Agrarböden	$\Delta L = 50 * A * \Delta D_A$
Düngeeffekt durch Stickstoffdeposition	$\Delta F = 14,0067 * A * \Delta D_N$
<p>mit</p> <p>y = relative Ertragsänderung</p> <p>C_{SO_2} = SO₂-Konzentration in ppb</p> <p>α = Sensitivitätsfaktor</p> <p>$\alpha = 0,85$ für Roggen, Hafer, Reis</p> <p>$\alpha = 1,7$ Weizen, Gerste, Kartoffeln, Sonnenblumen</p> <p>$\alpha = 3,4$ für Tabak</p> <p>C_{O_3} = AOT 40 in ppmh (Accumulated Ozone concentration above Threshold 40 ppb)</p> <p>ΔL = zusätzlicher Kalkbedarf in kg/Jahr</p> <p>A = Agrarfläche in ha</p> <p>ΔD_A = jährliche saure Deposition in meq / m² / Jahr</p> <p>ΔF = Reduktion des Düngemittelbedarfs in kg/Jahr</p> <p>ΔD_N = jährliche Stickstoffdeposition in meq/m²/Jahr</p>	

Tabelle 4-17: Preise für Nutzpflanzenschäden zur Berechnung von Schadenskosten

Nutzpflanzenschaden	Preis in € / Einheit
Gerste – Ernteverlust	5,4 € / dt
Hafer – Ernteverlust	5,6 € / dt
Kartoffeln – Ernteverlust	8,2 € / dt
Reis – Ernteverlust	274,4 € / dt
Roggen – Ernteverlust	15,6 € / dt
Zuckerrübe – Ernteverlust	4,8 € / dt
Sonnenblumen – Ernteverlust	23,5 € / dt
Tabak – Ernteverlust	3902 € / dt
Weizen – Ernteverlust	9,6 € / dt
Zusätzlicher Düngereinsatz	0,43 E € / kg
Zusätzlicher Kalkeinsatz	0,017 € / kg

Tabelle 4-18: Sachbilanzgrößen und Charakterisierungsfaktoren zur Quantifizierung der Schädigung von Nutzpflanzen

Sachbilanzgröße	Einheit	Charakt.faktor in €-Cent / Einheit
<i>Schädigung durch Schwefeleintrag</i> SO _x als SO ₂ in Luft, Durchschnitt Deutschland	kg	5,8
<i>Schädigung von Feldpflanzen durch Ozonbildung</i> NO _x als NO ₂ in Luft, Durchschnitt Deutschland	kg	- 34,8
NMVOC gesamt in Luft, Durchschnitt Deutschland	kg	83,4
<i>Korrekturgrößen für Emissionen bei Überseetransporten</i> - davon SO _x als SO ₂ in Luft „Übersee“	kg	- 4,35
- davon NO _x als NO ₂ in Luft „Übersee“	kg	26,10
- davon NMVOC gesamt in Luft „Übersee“	kg	- 62,55

4.3.8 Nutzung endlicher Rohstoffe

Die internationale Norm /ISO 14040/ gibt neben den Kategorien menschliche Gesundheit und ökologische Wirkungen als dritte in Ökobilanzen zu berücksichtigende Kategorie die Nutzung von Ressourcen an. Eine Beschreibung dessen, was unter Nutzung von Ressourcen verstanden werden kann, findet sich beispielsweise in /Heijungs et al. 1992/ und /UBA 1995/. Dort wird unterschieden zwischen abiotisch endlichen Ressourcen (Mineralien, fossile Brennstoffe), abiotisch regenerierbaren Ressourcen (Grundwasser, Oberflächenwasser), biotisch endlichen Ressourcen (Tropenholz, Torf) und biotisch regenerierbaren Ressourcen (Wildpflanzen, Wildtiere).

Vorschläge, die Knappheit von Ressourcen zu messen und in einer gemeinsamen Maßzahl auszudrücken, finden sich in verschiedenen Literaturquellen wie beispielsweise /Müller-Wenk 1998/, /UBA 1995/ und /Heijungs et al. 1992/. Jedoch konnte sich bisher keiner dieser Ansätze bei der Erstellung von Ökobilanzen durchsetzen. Dies mag zum einen an methodischen Unzulänglichkeiten oder der mangelnden Aussagekraft der Indikatoren liegen, zum anderen fehlt es an einer zuverlässigen Datengrundlage: Zwar kann der Verbrauch von Primärenergieträgern und auch der Verbrauch einiger häufig verwendeter nichtenergetischer Rohstoffe einigermaßen zuverlässig im Rahmen von Lebenszyklusanalysen quantifiziert werden. Die Berechnung einer Kennzahl, die nur den Verbrauch einiger weniger Rohstoffe berücksichtigt, kann jedoch kein repräsentatives Knappheitsmaß ergeben.

In dieser Arbeit wird daher auf die Berechnung eines Wirkungsindikators, der die Nutzung von Ressourcen insgesamt beschreibt, verzichtet und statt dessen im Rahmen der Sachbilanz die Umweltentnahme einiger endlicher Rohstoffe betrachtet.

Für die Entnahme nichtenergetischer Rohstoffe wird beispielhaft die Umweltentnahme an Bauxit, Eisen, Kupfer und Kalkstein untersucht und dazu die entsprechenden Sachbilanzgrößen festgelegt, siehe Tabelle 4-11.

Tabelle 4-19: Sachbilanzgrößen zur Beschreibung der Umweltentnahme nichtenergetischer Rohstoffe

Sachbilanzgröße	Einheit	Charakt.faktor
Bauxit	kg	- ^a
Eisen	kg	- ^a
Kupfer	kg	- ^a
Kalkstein	kg	- ^a

^a die Umweltentnahme nichtenergetischer Rohstoffe wird bei der Berechnung von Wirkungsgrößen in dieser Arbeit nicht berücksichtigt

Für den Verbrauch endlicher Primärenergieträger kann eine gemeinsame Kennzahl quantifiziert werden, die in Anlehnung an /VDI 4600/ festgelegt wird. In dieser Richtlinie ist der Begriff des kumulierten Energieaufwand definiert:

„Der kumulierte Energieaufwand gibt die Gesamtheit des primärenergetisch bewerteten Aufwands an, der im Zusammenhang mit der Herstellung, der Nutzung und Beseitigung eines ökonomischen Gutes (Produkt oder Dienstleistung) entsteht bzw. diesem ursächlich zugewiesen werden kann. Dieser Energieaufwand stellt die Summe der kumulierten Energieaufwendungen für die Herstellung, die Nutzung und die Entsorgung des ökonomischen Gutes dar.“

Die VDI-Richtlinie legt nicht abschließend fest, wie die verschiedenen Energiequellen und Energieträger primärenergetisch zu bewerten sind. Grund hierfür ist, dass es verschiedene Anwendungsmöglichkeiten für die Kenngröße des kumulierten Energieaufwandes gibt und daher „der methodischen Weiterentwicklung Möglichkeiten offen gelassen werden“ sollen.

Derzeit findet der kumulierte Energieaufwand (KEA) auf zwei Arten innerhalb von Ökobilanzen Anwendung. Einerseits dient der KEA als Screening-Größe und wird stellvertretend für alle möglichen Umweltwirkungen betrachtet, siehe beispielsweise /UBA-KEA 1999/. Diesem Vorgehen liegt die Annahme zu Grunde, dass die Höhe der Umweltwirkungen in erster Näherung proportional zur Höhe der energetisch genutzten Primärenergiequellen ist. Daher schlägt /UBA-KEA 1999/ vor, nur die energetisch genutzten Brennstoffe in die Berechnung des KEA einzurechnen und beispielsweise Holz, das als Baustoff verwendet wird, oder Erdöl, das zur Herstellung von Kunststoffprodukten verwendet wird, nicht zu berücksichtigen. Außerdem sollen neben dem Gesamtwert die drei folgenden Komponenten des KEA getrennt ausgewiesen werden: KEA_{nichterneuerbar} für fossile und nukleare Primärenergien, KEA_{erneuerbar} für regenerative Primärenergien und KEA_{andere} für energetisch genutzte Reststoff-

fe wie beispielsweise Müll. Diese Unterscheidung ist notwendig, da sich die Umweltwirkungen bei der Nutzung unterschiedlicher Primärenergien stark unterscheiden. Damit stellt sich die Frage, ob nicht aus diesem Grund eine weitergehende Detaillierung sinnvoll ist: Zum einen könnte die Nutzung von Kernkraft von der Nutzung anderer fossiler Brennstoffe unterschieden werden, zum anderen ist beispielsweise Erdgas ein (weitgehend) schwefelfreier Brennstoff, bei dem aus diesem Grund einige Wirkungspfade im Gegensatz zu Kohle oder Öl keine Bedeutung haben. Aber auch bei einer Disaggregation, die die einzelnen Primärenergieträger ausweist, ist die Richtungssicherheit nicht gegeben: Beispielsweise errechnet sich für ein Kohlekraftwerk mit Rauchgasreinigung ein höherer KEA als für ein Kohlekraftwerk ohne Rauchgasreinigung bei sonst gleichen Betriebsparametern, obwohl die Umweltwirkungen des Kraftwerkes mit Rauchgasreinigung - auch bei Einrechnung der indirekten Aufwendungen für die Rauchgasreinigung - deutlich geringer ausfallen.

Andererseits wird die Kenngröße des kumulierten Energieaufwandes verwendet, um den Verbrauch der endlichen Energieträger Braunkohle, Steinkohle, Erdöl, Erdgas und Uran zu quantifizieren. Bei dieser Vorgehensweise, die als Ressourcenmethode bezeichnet wird /Hoffmann 1995/, gehen in die Berechnung des kumulierten Energieaufwandes alle der Umwelt entnommen endlichen Primärenergieträgermengen ein, also auch die Entnahmen, die einer nichtenergetischen Nutzung zugeführt werden. Die Energieträger werden dabei mit ihrem jeweiligen unteren Heizwert primärenergetisch bewertet. Die primärenergetische Bewertung der Nutzung von Uran erfolgt dann oft an Hand eines Heizwertäquivalents, das die aktuelle Nutzung des Uranbrennstoffes zur Stromerzeugung widerspiegelt, siehe beispielsweise /Frischknecht et al. 1996/, /Kaltschmitt, Wiese 1997/. Dies führt jedoch dazu, dass sich je nach verwendetem Szenario ein anderes Heizwertäquivalent für eine Einheit Natururan ergibt. Wesentlichen Einfluss haben dabei der bei der Bilanzierung zu Grunde gelegte Anreicherungsgrad der Urananreicherung, der im Kernkraftwerk erzielte Abbrand und die Frage, ob eine Wiederaufarbeitung oder eine direkte Endlagerung angenommen wird. Dies hat zur Folge, dass sich bei verschiedenen Studien unterschiedliche Werte des kumulierten Energieaufwandes für das gleiche Bilanzsystem ergeben und Ergebnisse verschiedener Studien nicht vergleichbar sind.

Problematisch bei der Verwendung des kumulierten Energieaufwandes nach der Ressourcenmethode ist zudem, dass die unterschiedliche Knappheit der Energieträger in diese Kenngröße nicht eingeht: Die Abbaurate eines Energieträgers, dessen Vorkommen schneller erschöpft sein wird und der daher wertvoller einzustufen ist, sollte im Sinne einer nachhaltigen Entwicklung eher reduziert werden oder zumindest langsamer anwachsen als die Abbaurate eines Energieträgers, dessen Vorräte noch für eine längere Zeit reichen. Da knappe Güter am Markt einen höheren Preis erzielen, dürfte sich die Knappheit von Energieträgern eher im Preis einer Ressource widerspiegeln. Ein Ansatz zur Bewertung des Ressourcenverbrauchs,

der sich auf den Preis einer Ressource stützt, hätte zudem den Vorteil, auch auf nichtenergetische Ressourcen anwendbar zu sein.

Da jedoch der kumulierte Energieaufwand eine häufig diskutierte Größe ist, wird in dieser Arbeit dennoch eine primärenergetische Bewertung der Energieströme vorgenommen und der kumulierte Energieaufwand sowohl nach der Ressourcenmethode als auch als Screening-Größe berechnet.

Bei der Berechnung des kumulierten Energieaufwandes nach der Ressourcenmethode, der den Verbrauch an endlichen Energierohstoffen beschreibt, erfolgt die primärenergetische Bewertung der Nutzung von Uran entsprechend der Empfehlung der VDI-Richtlinie 4600, nukleare Brennstoffe mit einem Kraftwerksnutzungsgrad von 33% zu bewerten. Dies bedeutet, dass die Nettoerzeugung einer Kilowattstunde Elektrizität in einem Kernkraftwerk mit einem Charakterisierungsfaktor von $3,03 \text{ kWh}_{\text{prim}}$ primärenergetisch bewertet wird. Mit dieser Vorgehensweise wird die Berechnung eines „Heizwertäquivalents“ für Natururan mit den oben genannten Nachteilen vermieden. Zudem ist bei gegebenem Nutzungsgrad die erzeugte Elektrizität ein gutes Näherungsmaß für die im Brennstoff freigesetzte Spaltenergie, die die eigentlich genutzte Ressource darstellt. Die dissipativen Verluste an Uran während der Uranbereitstellung und der Brennelementfertigung sowie die nach der Nutzung der Brennelemente freigesetzte Spaltwärme bleiben bei diesem Ansatz allerdings unberücksichtigt.

Für die Sachbilanzgröße „Elektrizität netto produziert in KKW“ ergibt sich mit der Umrechnung von kWh_{el} in MJ_{prim} ein Charakterisierungsfaktor von $10,908 \text{ MJ}_{\text{prim}} / \text{kWh}_{\text{el}}$. Die weiteren zur Berechnung des kumulierten Energieaufwandes nach der Ressourcenmethode festgelegten Sachbilanzgrößen zeigt Tabelle 4-20. Diese Größen stellen Primärenergieträgerentnahmen aus der Umwelt dar und werden in Energieeinheiten quantifiziert. Grund hierfür ist, dass beispielsweise Steinkohlen verschiedener Abbaugebiete unterschiedliche Heizwerte aufweisen. Eine Erfassung in Masse-Einheiten würde daher die Festlegung mehrerer Sachbilanzgrößen für die verschiedenen Steinkohlen erfordern, um eine primärenergetische Bewertung mit den jeweiligen spezifischen Heizwerten durchführen zu können.

Tabelle 4-20: Sachbilanzgrößen und Charakterisierungsfaktoren zur Berechnung des kumulierten Energieaufwands nach der Ressourcenmethode

Sachbilanzgröße	Einheit	Charakt.faktor in MJ / Einheit
Erdgas	MJ	1
Erdölgas	MJ	1
Rohbraunkohle	MJ	1
Rohöl	MJ	1
Rohsteinkohle	MJ	1
Elektrizität netto produziert in KKW	kWh	10,908

Wird der kumulierte Energieaufwand als Screening-Größe verwendet, sollen nach dem Vorschlag in /UBA-KEA 1999/ nur energetisch genutzte Energieträger in die Berechnung eingehen. Da die in Tabelle 4-20 aufgeführten Sachbilanzgrößen für Erdgas, Erdölgas, Rohbraunkohle, Rohöl und Rohsteinkohle jedoch auch die Umweltentnahme an nichtenergetisch genutzten Primärenergieträgern enthält, können diese Größen hier nicht verwendet werden. Statt dessen werden ähnlich der Sachbilanzgröße, die die Stromerzeugung in Kernkraftwerken beschreibt, Sachbilanzgrößen definiert, mit denen die energetische Nutzung fossiler Brennstoffe erfaßt werden kann. Die primärenergetische Bewertung der Stromerzeugung aus Uran erfolgt in der gleichen Weise wie bei der Berechnung des kumulierten Energieaufwandes nach der Ressourcenmethode. Zusammen ergeben diese Kenngrößen den $KEA_{\text{nichtregenerativ}}$.

Für die Berechnung der Komponente $KEA_{\text{regenerativ}}$ müssen zusätzlich Sachbilanzgrößen festgelegt werden, die die Nutzung regenerativer Primärenergiequellen beschreiben. Die primärenergetische Bewertung der energetischen Nutzung regenerativer Primärenergiequellen erfolgt hier entsprechend der Empfehlung der VDI-Richtlinie 4600, die vorschlägt, die der Umwelt entnommenen Energieströme anzurechnen: bei der Nutzung von Wasserkraft „die abarbeitbare Energie des Wassers, die sich aus der nutzbaren Rohfallhöhe ergibt“, bei der Nutzung von Windenergie „die kinetische Energie des Windes, der durch die Rotorfläche tritt“, bei der Nutzung von Sonnenenergie „die auf die Bruttofläche eingestrahlte Solarenergie“ und bei der Nutzung von Biomasse „der Heizwert der Pflanzen“. Darüber hinaus wird hier auch für die Nutzung geothermaler Energievorkommen, die in der VDI-Richtlinie nicht erwähnt wird, eine Sachbilanzgröße eingeführt, mit der die Umweltentnahme geothermaler Primärenergie erfaßt wird.

Die dritte Komponente KEA_{andere} beschreibt die energetische Nutzung von Reststoffen, die nach VDI 4600 ebenfalls mit ihrem Heizwert primärenergetisch bewertet werden sollen.

Tabelle 4-21: Sachbilanzgrößen und Charakterisierungsfaktoren zur Berechnung des kumulierten Energieaufwands als Screening-Größe

Sachbilanzgröße	Einheit	Charakt.faktor in MJ / Einheit
KEA_{nichtregenerativ}		
Erdgas energetisch genutzt	MJ	1
Erdölgas energetisch genutzt	MJ	1
Braunkohle und Braunkohleprodukte energetisch genutzt	MJ	1
Erdöl und Erdölprodukte energetisch genutzt	MJ	1
Steinkohle und Steinkohleprodukte energetisch genutzt	MJ	1
Elektrizität netto produziert in KKW	kWh	10,908
KEA_{regenerativ}		
Potentielle Energie Wasser (Rohfallhöhe) energetisch genutzt	MJ	1
Windkraft (vor Rotor) energetisch genutzt	MJ	1
Solarstrahlung energetisch genutzt	MJ	1
Biomasse energetisch genutzt	MJ	1
Geothermale Erdwärme energetisch genutzt	MJ	1
KEA_{andere}		
Reststoffe energetisch genutzt	MJ	1

An dieser Stelle sei darauf hingewiesen, dass in der Energiebilanz für Deutschland, die von der Arbeitsgemeinschaft Energiebilanzen erstellt wird, die primärenergetische Bewertung der Nutzung von regenerativen Energien und Reststoffen nicht nach der in der VDI-Richtlinie vorgeschlagenen Weise erfolgt. In Analogie zur Erstellung internationaler und anderer nationaler Energiebilanzen wird die aus diesen Energiequellen erzeugte Nutzenergie mit ihrem Heizwert angerechnet, beispielsweise die aus Windkraft erzeugte Elektrizität mit $1 \text{ kWh}_{\text{prim}}/\text{kWh}_{\text{el}}$ /Görgen, Ziesing 1996/.

Soll die Berechnung des kumulierten Energieaufwandes als Screening-Größe in Analogie zur Erstellung nationaler und internationaler Energiebilanzen erfolgen, müssen statt der Sachbilanzgrößen, die in Tabelle 4-21 die Nutzung regenerativer Energien oder von Reststoffen beschreiben, Sachbilanzen eingeführt werden, die die Nutzenergieerzeugung erfassen. Beispielsweise würde statt der Größe „Windkraft (vor Rotor) energetisch genutzt“ eine Sachbilanzgröße mit der Bezeichnung „Nutzenergie erzeugt aus Windkraft“ eingeführt.

4.4 Gewichtung der Wirkungsindikatorergebnisse

Um eine Entscheidung zwischen Produkt- oder Systemalternativen treffen zu können, reichen die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung ohne weitergehende Interpretation nicht aus. Zwar wird die im Allgemeinen sehr große Zahl von Sachbilanzgrößen im Rahmen der Wirkungsabschätzung auf eine überschaubare Zahl von Wirkungsindikatoren zusammengefasst, jedoch

liegen dann immer noch mehrere Größen vor, aus denen sich im Allgemeinen keine einheitliche Reihenfolge für alle betrachteten Produkt- oder Systemalternativen ergibt. Um eine abschließende Entscheidung zwischen den bilanzierten Alternativen treffen zu können, müssen die verschiedenen Wirkungsindikatorergebnisse noch gegeneinander abgewogen werden.

Die Gewichtung von Wirkungsindikatorergebnissen stellt einen nach /ISO 14042/ wahlweisen Bestandteil der ganzheitlichen Bilanzierung dar, der sowohl an Hand von nominalen als auch ordinalen Skalen erfolgen kann. Im folgenden Text werden zunächst drei gängige Gewichtungsverfahren erläutert und anschließend die Gewichtungsfaktoren für die in dieser Arbeit betrachteten Wirkungsindikatoren bestimmt.

4.4.1 Wirkungsorientierte Bewertung

Das vom Umweltbundesamt vorgeschlagene Bewertungsverfahren beinhaltet die Elemente „spezifischer Beitrag“ und „ökologische Bedeutung“, die als Ergebnisse der in /ISO 14042/ genannten wahlweisen Bestandteile „Normierung“ und „Ordnung“ der Wirkungsabschätzung aufgefaßt werden können.

Ziel der Normierung von Indikatorergebnissen ist nach /ISO 14042/ ein besseres Verständnis der Höhe der errechneten Indikatorergebnisse. Dazu werden die Indikatorwerte auf einen ausgewählten Referenzwert bezogen. Beispiele für Referenzwerte sind /ISO 14042/:

- Gesamtemissionen oder Ressourcenverbrauch für ein vorgegebenes Gebiet, das global, regional, national oder lokal sein kann.
- Gesamtemissionen oder Ressourcenverbrauch für ein vorgegebenes Gebiet pro Kopf der Bevölkerung
- Ein Bezugsszenario, beispielsweise das zu untersuchende Indikatorergebnis, geteilt durch das berechnete Indikatorergebnis eines vorgegebenen alternativen Produktsystems.

Das Umweltbundesamt bildet Referenzwerte in /UBA 1999b/, indem der Gesamtjahreswert eines Indikators für Deutschland durch die Anzahl der Einwohner geteilt wird. Damit ergeben sich die Emissions- bzw. Ressourcenverbrauchswerte eines durchschnittlichen Einwohners. /UBA 1999b/ führt an, dass „diese Werte selbstverständlich nicht die realen Aktivitäten eines Durchschnittsbürgers wiedergeben, da Import- und Exportverhältnisse bei den Gütern darin nicht abgebildet werden“. Dennoch stelle der Einwohnerdurchschnittswert eine anschauliche Größen dar, mit welcher die relative Bedeutung von Umweltwirkungen eingeordnet werden könne. So könne sich beispielsweise das Minderungspotenzial einer Emission, aufgrund der Bevorzugung einer Verwendungsoption vor einer anderen, darstellen als die Vermeidung der Emissionen einer mittleren Großstadt oder auch nur eines kleinen Dorfes.

In der genannten Studie des Umweltbundesamtes werden für verschiedene Wirkungskategorien Gesamtemissionen und Ressourcenverbräuche in Deutschland und die resultierenden Einwohnerdurchschnittswerte angegeben. Tabelle 4-22 führt die Werte auf, die sich auf Wirkungsindikatoren dieser Arbeit anwenden lassen.

Tabelle 4-22: Gesamtressourcenverbräuche und Gesamtwirkungspotenziale für Deutschland und resultierende Einwohnerdurchschnittswerte nach /UBA 1999b/

Bilanzgröße	Geamtwert für Deutschland	Einwohner- Durchschnittswert
<i>Ressourcenverbräuche</i>		
Braunkohle	1972 EJ	24200 MJ
Erdgas	2535 EJ	31100 MJ
Erdöl	5745 EJ	70600 MJ
Steinkohle	2127 EJ	26100 MJ
KEA fossil (ohne Kernkraft !) gesamt	12380 EJ	152000 MJ
<i>Wirkungspotenziale</i>		
Treibhauspotenzial	1160000 kt	14200 kg
Versauerungspotenzial	5930 kt	73 kg
Eutrophierungspotenzial	604 kt	7,42 kg

Der Bezug eines Wirkungsindikatorergebnisses auf einen Einwohnerdurchschnittswert erlaubt noch keine Aussage darüber, ob die betreffende Umweltwirkung als schwerwiegend einzuschätzen ist. Hierzu bedarf es nach /UBA 1999b/ Festlegungen über die ökologische Bedeutung der einzelnen Umweltwirkungen. Der Begriff der ökologischen Bedeutung soll dabei ausdrücken, welches Gewicht die Wissenschaft, die Politik und nicht zuletzt die Öffentlichkeit einer Umweltwirkung beimißt. Als Faktoren, die die Einschätzung bestimmen, nennt /UBA 1999b/ das ökologische Gefährdungspotenzial, die Frage nach der Irreversibilität von Umwelteffekten, den räumlichen Bezug der Wirkung (lokal – regional – global) und die Entfernung von Schutzziele. Die Einstufung der Wirkungskategorien erfolgt dann an Hand einer ordinalen Skala mit den Werten „gering“, „mittelgering“, „mittel“, „groß“ und „sehr groß“. Für die in Tabelle 4-22 aufgeführten Referenzwerte gibt Tabelle 4-23 die Einstufungen hinsichtlich der ökologischen Bedeutung, wie sie das Umweltbundesamt vorgenommen hat, wieder.

Tabelle 4-23: Einstufung der ökologischen Bedeutung der Wirkungskategorien aus Tabelle 4-22 nach /UBA 1999b/

Wirkungskategorie	Ökologische Bedeutung	Begründung
Fossile Ressourcen	groß	Derzeit kein Rückgang im Verbrauch erkennbar, trotz weiterhin prospektierter Reichweiten handelt es sich um endliche Ressourcen, die nicht rückgewinnbar sind.
Treibhauspotenzial	sehr groß	Globale Wirkung, zum Erreichen der Minderungsziele sind große Anstrengungen erforderlich
Versauerung	mittel	Deutlich rückläufige Tendenz, ein Erreichen der Schutzziele ist realistisch
Eutrophierung	mittel	Minderung aufgrund diffusen Auftretens schwer durchsetzbar; Wirkungsraum regional, da sich Verdünnung nicht wirkungsmindernd auswirkt; hohes Anreicherungs-potenzial in der Umwelt

Auf Basis der spezifischen Beiträge und der ökologischen Bedeutungen der einzelnen Wirkungskategorien wird nun ein Gesamturteil abgeleitet, ob beispielsweise Produkt A weniger umweltbelastend ist als Produkt B. Da die ökologischen Bedeutungen ordinal skaliert sind, kann keine rechnerische Gewichtung der Wirkungsindikatorergebnisse erfolgen. Statt dessen schlägt das Umweltbundesamt vor, auch die spezifischen Beiträge in die gleiche ordinale Skala zu überführen, indem die errechneten spezifischen Beiträge in 20%-Schritten den fünf Werten der Skala zugeordnet werden. Als Gesamtbild ergeben sich dann für die verschiedenen Wirkungskategorien für jedes bilanzierte Produkt oder System Wertepaare, die dann in einer verbal-argumentativen Bewertung ausgewertet werden.

4.4.2 Eco-Indicator 99

Der Ansatz des Eco-Indicators 99 /Goedkopp, Spriensma 2000/ setzt als ersten Schritt ebenfalls das Verfahren der Normierung ein und gewichtet anschließend die Wirkungsindikatoren mit dimensionslosen Faktoren. Das Ergebnis ist eine dimensionslose Kennzahl, die mit „Eco-Indikator 99“ bezeichnet wird.

In Anlehnung an /ISO 14040/ unterscheidet /Goedkopp, Spriensma 2000/ die drei Schadenskategorien menschliche Gesundheit, Ökosysteme und Ressourcen. Für jede Kategorie ist ein schadensorientierter Wirkungsindikator festgelegt, der die Auswirkungen in der jeweiligen Kategorie beschreibt.

In der Schadenskategorie menschliche Gesundheit verwendet /Goedkopp, Spriensma 2000/ das von /Murray 1994/ entwickelte Konzept der DALYs (disability adjusted life years). Dieser Indikator mißt das gesamte Aufkommen gesundheitlicher Beeinträchtigungen aufgrund von Krankheit und vorzeitigem Tod, wobei die Lebensspanne mit beeinträchtigter Gesundheit in Relation zu einem Lebenszeitverlust gewichtet wird.

Die Schädigung von Ökosystemen quantifiziert /Goedkopp, Spriensma 2000/ über den Indikator „Potentielle verschwundene Artenanteile“ (PDF, „Potentially disappeared Fraction of Species“) mit der Einheit PDF • cm² • a. Ein Schaden mit dem Wert 1 bedeutet, dass auf einem m² alle Arten für die Dauer eines Jahres verschwinden, dass 10% der Arten auf einem m² für 10 Jahre verschwinden oder dass 10% der Arten auf 10 m² für ein Jahr verschwinden.

Als Schadensfunktion für die Nutzung von Ressourcen verwenden /Goedkopp, Spriensma 2000/ den Ansatz der zusätzlichen Energieaufwendungen von /Müller-Wenk 1998/. Dieser geht von der Überlegung aus, dass zunächst leicht zugängliche Rohstoffvorkommen mit hoher Konzentration des gewünschten Rohstoffes ausgebeutet werden, später dann die schwerer zugänglichen Vorkommen mit geringeren Rohstoffkonzentrationen. Eine heute zusätzlich gewonnene Einheit eines Rohstoffes verursacht damit einen erhöhten Aufwand bei der zukünftigen Gewinnung einer Einheit des Rohstoffes. /Müller-Wenk 1998/ schätzt die in Zukunft zusätzlich erforderliche Primärenergie für die Gewinnung verschiedener Rohstoffe ab und setzt diese als Charakterisierungsfaktoren zur Berechnung des Indikators der zusätzlichen Energieaufwendungen an.

Zur Normierung der Wirkungsindikatoren für die drei Kategorien menschliche Gesundheit, Ökosysteme und Ressourcen verwendet /Goedkopp, Spriensma 2000/ den jeweiligen jährlichen Schadenswert für Europa. Die Gewichtung der Wirkungsindikatoren erfolgt an Hand von Gewichtungsfaktoren mit Werten zwischen 0% und 100%, die zusammen 100% ergeben. /Goedkopp, Spriensma 2000/ greift hierzu auf /Mettier 1999/ zurück. Diese Studie wertet eine Befragung von LCA-Experten und Ökobilanz-Anwendern aus, bei der den Befragten die Wirkungsindikatoren aus /Goedkopp, Spriensma 2000/ vorgestellt wurden und anschließend die persönliche Gewichtung dieser drei Indikatoren durch die Befragten ermittelt wurde. Das Durchschnittsergebnis zeigte eine geringere Gewichtung der Kategorie Ressourcen gegenüber den Kategorien menschliche Gesundheit und Ökosysteme, die als etwa gleich wichtig eingestuft wurden. Die Differenz zwischen Ökosystemqualität und menschlicher Gesundheit wird als nicht relevant angesehen, und so schlägt /Goedkopp, Spriensma 2000/ vor, diese beiden Kategorien mit jeweils 40% und die Kategorie Ressourcen mit 20% zu gewichten, siehe Tabelle 4-24.

Tabelle 4-24: Ergebnisse einer Panel-Befragung zur Gewichtung von Wirkungskategorien /Mettier 1999/ und Vorschlag von /Goedkopp, Spriensma 2000/

Wirkungskategorie	Ergebnisse aus /Mettier 1999/			Vorschlag /Goedkopp, Spriensma 2000/
	Durchschnitt	Standard-Abweichung	Median	
Menschliche Gesundheit	36 %	19 %	33 %	40 %
Ökosystemqualität	43 %	20 %	33 %	40 %
Ressourcen	21 %	14 %	23 %	20 %

Dieser Vorschlag soll als erste vorläufige Meßplatte dienen, je nach Wertungspräferenzen können sich andere Gewichtungsfaktoren ergeben. Die Gesamtheit aller möglichen Kombinationen läßt sich in einer Dreiecksdarstellung visualisieren /Hofstetter et al. 1999/. Abbildung 4-3 zeigt diese Dreiecksdarstellung, bei der beispielhaft der von /Goedkopp, Spriensma 2000/ ausgewählte Gewichtungsdatensatz eingezeichnet ist. Diese Darstellung kann bei der Bilanzauswertung Verwendung finden, indem die Bereiche in der Dreiecksfläche markiert werden, für die jeweils ein Produkt oder System gegenüber den bilanzierten Alternativen vorzuziehen ist.

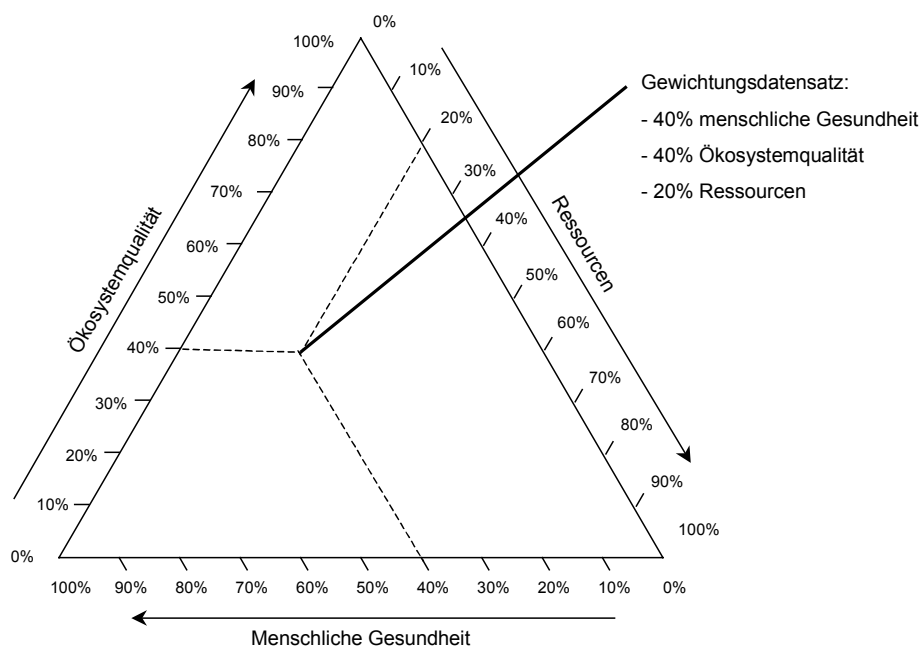


Abb. 4-3: Dreiecksdarstellung nach /Hofstetter et al. 1999/

4.4.3 Monetäre Bewertung

Ansätze zur monetären Bewertung von Gesundheitsrisiken und Schäden in der natürlichen und vom Menschen geschaffenen Umwelt stammen aus der Wohlfahrts- und Umweltökonomie. In der ökonomischen Betrachtungsweise sind die natürliche Umwelt und menschliche Gesundheit knappe Güter und deren unerwünschte Schädigung durch anthropogene Aktivitäten werden als Problem der Allokation knapper Ressourcen gesehen. Da die Nutzung von Umweltgütern wie beispielsweise sauberer Luft in der Regel nichts kostet, werden mehr Umweltgüter nachgefragt, als dies bei korrekten Preisen der Fall wäre.

Sogenannte externe Effekte treten auf, wenn es zu positiven oder negativen Auswirkungen auf Individuen oder Gruppen kommt, die nicht in der jeweiligen Produktions- oder

Konsumentenscheidung eines Wirtschaftssubjektes berücksichtigt werden. Um zu einer optimalen Allokation knapper Ressourcen zu kommen, müssen externe Effekte internalisiert, d.h. durch geeignete Instrumente wie z. B. Steuern, Abgaben oder ähnliches im Preis berücksichtigt werden. Dazu ist es erforderlich, externe Effekte in Geldwerten auszudrücken /Krewitt, Friedrich 1998/.

Handelt es sich bei dem externen Effekt - beispielsweise einem Ernteverlust - um ein am Markt gehandeltes Gut, läßt sich der Effekt durch Bestimmung des Marktpreises leicht in einen Geldwert überführen. Bei vielen Effekten - beispielsweise gesundheitlichen Beeinträchtigungen - liegt jedoch kein am Markt gehandeltes Gut vor, so dass andere Verfahren angewendet werden müssen, um externe Effekte zu monetarisieren.

Theoretisch erlaubt die direkte Erfassung von Zahlungsbereitschaften durch Befragungen eine umfassende Bewertung externer Effekte. Zahlungsbereitschaften messen den Nutzenverlust einschließlich aller immateriellen Teile, wie zum Beispiel die Möglichkeit, eine intakte Landschaft zu besuchen oder die Gewißheit, dass eine bestimmte Tierart erhalten bleibt.

Diese Methode ist allerdings auch mit Problemen verbunden. Ein Haupteinwand ist, dass die geäußerten hypothetischen Zahlungsbereitschaften nicht unbedingt den tatsächlichen Wertschätzungen des Befragten entsprechen, da keine realen finanziellen Konsequenzen zu befürchten sind. Manchmal wird auch kritisiert, dass die zu erwartende Änderung eines Zustandes, beispielsweise die Änderung des Todesfallrisikos um 10^{-6} , vom Befragten kaum zu erfassen und damit auch nicht zu bewerten ist. Durch sinnvolles Design der Befragungen können diese Probleme zumindest teilweise vermieden werden.

Um die genannten Probleme bei der monetären Bewertung zu umgehen, wird bei sogenannten indirekten Verfahren zur Erfassung von Zahlungsbereitschaften versucht, auf der Grundlage beobachtbarer Marktdaten eine Verbindung zwischen einem auf einem Markt gehandelten Gut und dem zu bewertenden Umweltgut herzustellen und dann von der Nachfrage nach dem gehandelten Gut auf die Wertschätzung des Umweltgutes zurückzuschließen. Bekannt sind zum Beispiel Untersuchungen, in denen der Einfluss der Umweltqualität auf Grundstückspreise oder Wohnungsmieten untersucht wird. Unterschiede in den Preisen reflektieren unter anderem den Wert der Umweltqualität. Ein weiteres Beispiel für indirekte Verfahren sind Lohndifferenzstudien, in denen davon ausgegangen wird, dass der Lohn für eine besonders risikoreiche Tätigkeit eine Risikoprämie enthält. Unter Berücksichtigung von Einflussgrößen wie Ausbildung, Alter usw. kann mit statistischen Verfahren ein Zusammenhang zwischen Risiko und Risikoprämie und damit der Wert einer Risikodifferenz ermittelt werden.

Eine weitere Möglichkeit der monetären Bewertung besteht darin, von Vermeidungs- oder Minderungskosten auszugehen, die beispielsweise zur Erreichung eines von der Gesellschaft gesetzten Minderungszieles aufzubringen sind. Diese Vorgehensweise, in der Literatur

als Standard-Preis-Ansatz /Huetting 1991/ bezeichnet, kann angewendet werden, wenn zwar ein Umweltproblemfeld bekannt ist, aber keine Aussagen über die resultierenden Schäden oder die aus den Schäden resultierenden Schadenskosten gemacht werden können. Nimmt man an, dass bei der Implementierung von Minderungsmaßnahmen sukzessive immer die kostengünstigste Maßnahme eingesetzt wird, stellen die Kosten für die zuletzt eingesetzte Maßnahme, mit der das Minderungsziel erreicht wird, die marginalen Minderungskosten - auch als Grenzkosten der Vermeidung bezeichnet - dar. Dieser Betrag muß beispielsweise als Abgabe auf die Emission des jeweiligen Schadstoffes oder der jeweiligen Schadstoffgruppe eingeführt werden, um über marktwirtschaftliche Mechanismen die Umsetzung aller erforderlichen Minderungsmaßnahmen auszulösen, mit denen dann das Minderungsziel erreicht wird. Abb. 4-4 zeigt die Verfahren der monetären Bewertung in einer Übersicht.

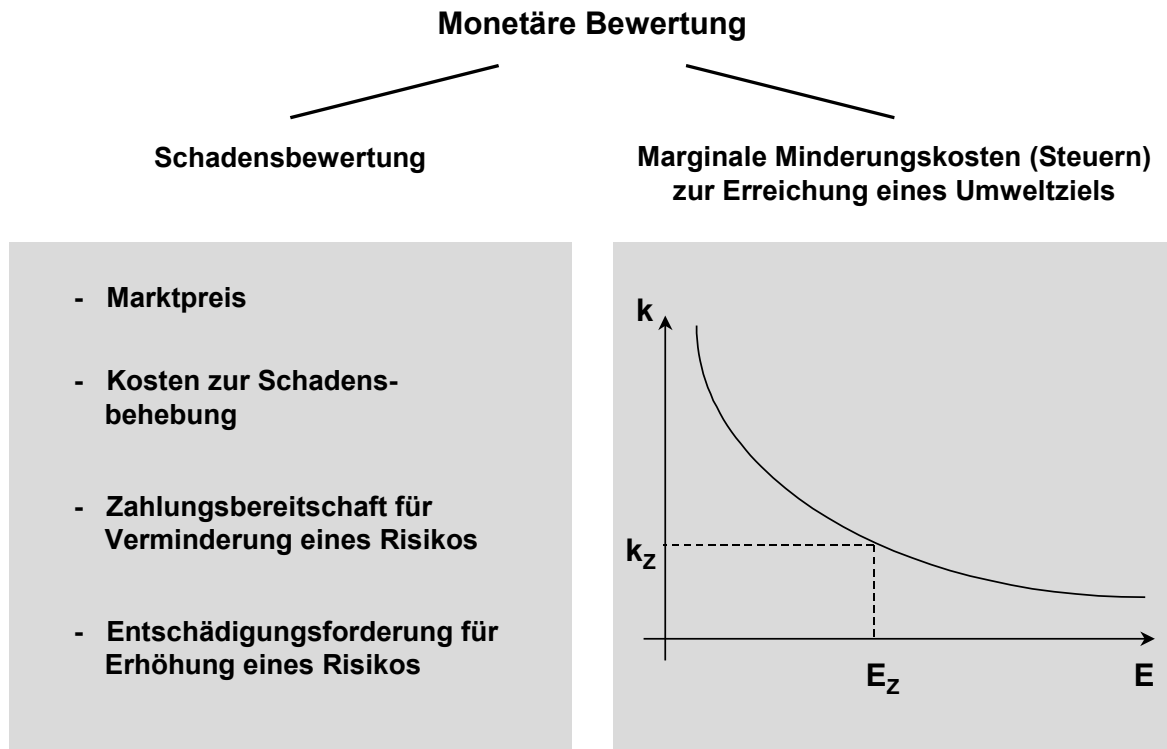


Abb. 4-4: Verfahren der monetären Bewertung

4.4.4 Bestimmung der Gewichtungsfaktoren

Die drei vorigen Unterkapitel stellen unterschiedliche Verfahren zur Gewichtung von Wirkungsindikatorergebnissen vor. Gegenüber dem Verfahren des Umweltbundesamtes, das als Wirkungsindikatoren Wirkungspotenziale verwendet und eine verbal-argumentative Bewertung vornimmt, stellen sich die beiden anderen Verfahren – die Eco-Indikator 99-Methode

und die monetäre Bewertung – als schadensorientierte Verfahren dar, die als Ergebnis eine Kenngröße liefern. Damit erlauben beide Verfahren den direkten Vergleich von bilanzierten System- oder Produktalternativen. Das Ergebnis der monetären Bewertung bietet darüber hinaus einen weiteren Vorteil: Es steht für den Preisaufschlag, den ein Produkt oder eine Dienstleistung erfahren würde, wenn externe Kosten vollständig internalisiert und Beschlüsse beispielsweise zur Minderung von Schadstoffemissionen mit marktwirtschaftlichen Instrumenten (Steuern) umgesetzt würden und diese zusätzlichen Kosten vollständig zum Verbraucher weitergegeben werden.

Hier erfolgt daher die Gewichtung der Wirkungsindikatorergebnisse an Hand der monetären Bewertung. Nachfolgend wird die Ableitung der Gewichtungsfaktoren für die betrachteten Wirkungsindikatoren erläutert.

Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit

Die Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit werden durch die beiden Wirkungsindikatoren Verlorene Lebenserwartung und Lebenszeit mit beeinträchtigter Gesundheit beschrieben. Die monetäre Bewertung erfolgt mit Hilfe von Gewichtungsfaktoren aus der Studie /EC 1999/, die den Ansatz der Zahlungsbereitschaft verwendet. Ein verlorenes Lebensjahr wird mit 104760 € bewertet, das Äquivalent eines Tages mit eingeschränkter Aktivität mit 110 €.

Schädigung von Materialien

Die Schädigung von Materialien wurde bereits im Rahmen der Wirkungsabschätzung, in der zunächst die Schädigung einzelner Materialien in physikalischen Einheiten erfaßt wurde, an Hand von Marktpreisen in einen monetären Wert überführt, um nicht eine zu große Zahl von Wirkungsgrößen zu erhalten. Eine weitere Umrechnung entfällt daher.

Schädigung von Feldpflanzen

Die Schädigung von Nutzpflanzen wurde ebenfalls im Rahmen der Wirkungsabschätzung zunächst in physikalischen Einheiten erfaßt und dann an Hand von Marktpreisen in einen monetären Wert überführt. Auch hier entfällt eine weitere Umrechnung.

Treibhauseffekt

Die zuvor errechneten Wirkungspotenziale stellen keine Kenngrößen dar, die einen konkreten Schaden quantifizieren. So gibt das Treibhauspotenzial nur die Gesamtmenge der emittierten Treibhausgase in Einheiten der Referenzsubstanz Kohlendioxid an, nicht aber die aus dem

Beitrag zum Treibhauseffekt resultierenden Schäden für Mensch und Umwelt. Zur monetären Bewertung des Treibhauseffektes wird daher der Stand-Preis-Ansatz angewendet. Zur Ableitung von marginalen Minderungskosten für Treibhausgase wird auf /Forum 1999/ zurückgegriffen und marginale Minderungskosten von 19 € pro Tonne CO₂, die in der Studie für Deutschland unter den gegenwärtigen Bedingungen ermittelt wurden, zur monetären Bewertung des Treibhauspotenzials angesetzt.

Schädigung von Ökosystemen

Das Eutrophierungs- und das Versauerungspotenzial stehen für zwei Effekte, die Ökosysteme schädigen. Auf europäischer Ebene liegt eine Vereinbarung über eine Minderung der Emission bestimmter Schadstoffe zum Schutz von Ökosystemen vor /CoEC 1997/. Zum Erreichen dieses Ziels berechnen /Amann et al. 1996/ marginale Minderungskosten in Höhe von 1480 € pro Tonne SO₂ und 1530 € pro Tonne NO_x. Da der Schadstoff NO_x sowohl in das Versauerungspotenzial als auch das Eutrophierungspotenzial eingeht, würde eine monetäre Bewertung der Potenziale zu einer zweifachen Bewertung des Schadstoffes NO_x für die gleiche Schädigung führen. Aus diesem Grund werden hier zur monetären Bewertung der Schädigung von Ökosystemen direkt die in der Sachbilanz ermittelten Stoffströme für SO₂ und NO_x monetär bewertet, auch wenn dabei die Beiträge anderer Schadstoffe zu den Wirkungspotenzialen vernachlässigt werden. Wie die Bilanzergebnisse jedoch zeigen, tragen die vernachlässigten Schadstoffe nur zu geringen Teilen zu den ermittelten Werten für Versauerung und Eutrophierung bei, so dass der Fehler bei der monetären Bewertung der Schädigung von Ökosystemen entsprechend gering sein dürfte.

Verbrauch endlicher Rohstoffe

Die Vorräte an Kohle, Öl, Gas und Uran und auch der nichtenergetischen Rohstoffe wie beispielsweise Bauxit, Eisen, Kupfer und Kalkstein sind begrenzt. Durch den Abbau und die nachfolgende Nutzung stehen sie zukünftigen Generationen, die dann unter Umständen auf Rohstoffquellen mit höheren Kosten zurückgreifen müssen, nicht mehr zur Verfügung. Wenn kommende Generationen das gleiche Recht zur Nutzung der begrenzten Energievorräte haben sollen wie heutige Generationen, dann müssen gegebenenfalls Entschädigungen für die heutige Nutzung gezahlt werden, um die höheren Kosten der zukünftigen Bereitstellung von Nutzenergie zu kompensieren. Sind diese als Nutzungskosten oder auch Kompensationsrücklage bezeichneten Kosten nicht in den Energiepreisen enthalten, entstehen externe Kosten.

Eine gegenwärtig durchgeführte Studie /SAUNER 2000/, in der Kompensationsrücklagen für Erdgas und Erdöl bestimmt werden, kommt durch einen Vergleich der heutigen Preise mit den aktuellen Abbaukosten zu dem Schluss, dass die aus dem unvollkommenen Markt herrührenden überhöhten Preise einen Zuschlag enthalten, der höher ist als die gebe-

nenfalls nötigen Kompensationsrücklagen. Bei Kohle ist aufgrund der extrem großen Ressourcen davon auszugehen, dass die Kompensationsrücklagen vernachlässigbar klein sind. Der Verbrauch endlicher Rohstoffe wird daher nicht bei der monetären Bewertung berücksichtigt.

5 Das EDV-Programm *BALANCE*

Die Durchführung einer ganzheitlichen Bilanzierung - insbesondere die Erstellung einer Sachbilanz - erfordert die Verwaltung großer Datenmengen. Darüber hinaus ist für die Durchführung von Wirkungsabschätzung und Auswertung ein Hilfsmittel wünschenswert, mit dem sich Bilanzgrößenwerte nicht nur für die Gesamtbilanz, sondern auch für beliebige Teilbereiche einer Bilanzierung schnell ausweisen lassen. Diese Anforderungen kann nur ein benutzerfreundliches EDV-Instrument erfüllen, das die erforderlichen Daten verwaltet und den Benutzer mit entsprechenden Funktionen bei der Erstellung und Analyse von Bilanzen unterstützt.

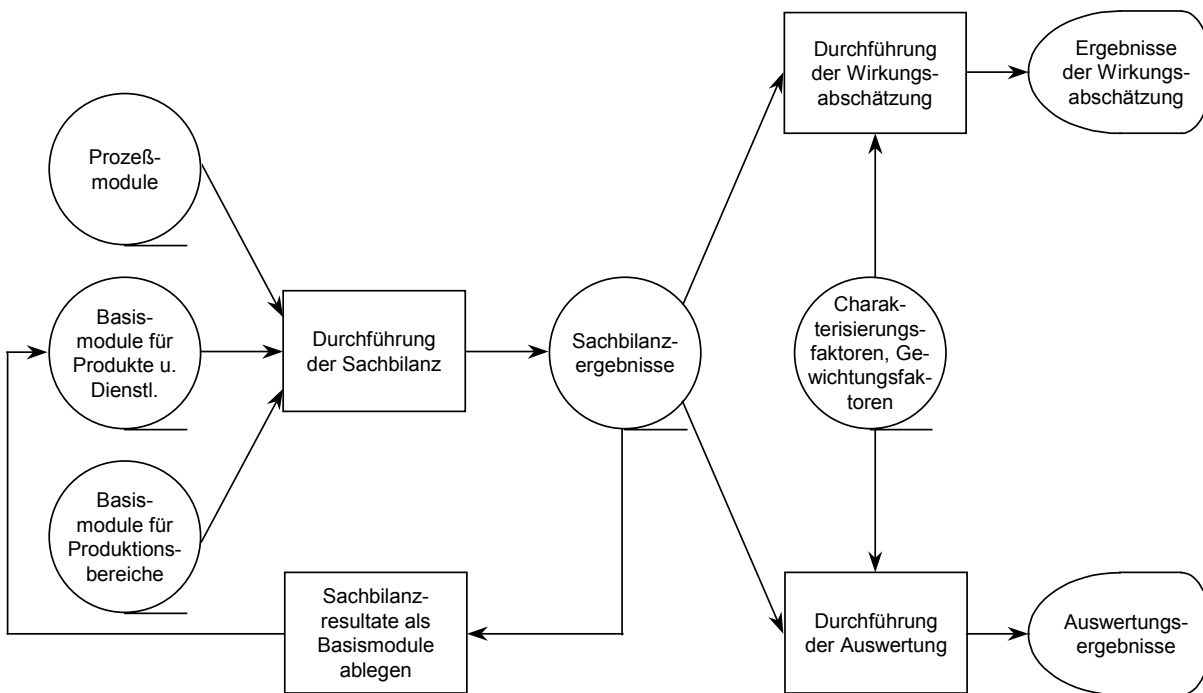
Da am Markt verfügbare Programme die Anforderungen an ein derartiges EDV-Instrument nur teilweise erfüllen, insbesondere aber nicht die gekoppelte Verwendung von Prozesskettenanalyse und ökonomischer Input-Output-Analyse ermöglichen, wurde im Rahmen dieser Arbeit das EDV-Programm *BALANCE* entwickelt. In diesem Kapitel werden die wesentlichen Funktionen des Programmes und die für die Durchführung der Bilanzierungen zusammengetragenen Basisdaten erläutert.

5.1 Datenflussplan

BALANCE ermöglicht die Durchführung aller Schritte der Lebenszyklusanalyse. Dies bedeutet, dass neben den Daten für die Sachbilanzierung auch Daten für die Wirkungsabschätzung – Charakterisierungsfaktoren zur Berechnung von Wirkungsindikatorergebnissen und Gewichtungsfaktoren für die Gewichtung der Wirkungsindikatorergebnisse – und Informationen zu Auswertungsschritten verarbeitet werden können.

Abb. 5-1 zeigt einen aggregierten Datenflussplan nach /DIN 66001/ für das Programm *BALANCE*. Die Daten, die den zu bilanzierenden Lebensweg beschreiben, lassen sich in drei unterschiedliche Kategorien unterteilen: Prozessmodule, die die betrachtete Hauptprozesskette mit Gütereinputs und Outputs sowie direkten Umweltwirkungen beschreiben, Basismodule, die die kumulierten Umweltwirkungen von Produkten und Dienstleistungen beschreiben, und Basismodule, die die Umweltwirkungen für Produktionsbereiche beschreiben. Das Programm errechnet dann für alle Prozessstufen des definierten Produktsystems die Produktflüsse und Umwelteinwirkungen bezogen auf die funktionelle Einheit des Produktsystems. Die Sachbilanzergebnisse werden in der Datenbank des Benutzers abgespeichert und stehen nun für die Wirkungsabschätzung und die Auswertung zur Verfügung.

Zur Durchführung der Wirkungsabschätzung werden allen Benutzern über die gemeinsame Hauptdatenbank Charakterisierungsfaktoren bereitgestellt, mit denen auf Basis der Sachbilanzergebnisse Werte für verschiedene Wirkungskategorien berechnet werden können. In einer zweiten Stufe können die Wirkungsindikatorergebnisse mit Hilfe von Gewichtungsfaktoren relativ zueinander gewichtet und in eine gemeinsame Skala transformiert werden.



Legende:



Abb. 5-1: Aggregierter Datenflussplan des EDV-Programmes *BALANCE*

Für die Bilanzauswertung, die beispielsweise eine Schwachstellenanalyse beinhalten kann, ist es wichtig, die Beiträge einzelner Prozessstufen zum Gesamtergebnis leicht ermitteln zu können. Daher stellt *BALANCE* eine grafische Oberfläche bereit, mit der die relevanten Prozessstufen einer Bilanz identifiziert und sowohl Sachbilanz- als auch Wirkungsabschätzungsergebnisse für die einzelnen Prozessstufen ausgewiesen werden können. Je nach Bilanzgröße können verschiedene Bereiche einer Bilanz von besonderem Interesse sein. Aus diesem Grund besteht die Möglichkeit, unterschiedliche Sichtweisen auf die gleiche Bilanz zu erstellen und in der Datenbank abzuspeichern.

5.2 Modultypen

Bei dem Erstellen einer Prozesskette werden unterschiedliche Arten von Datensätzen miteinander verknüpft. Im vorangegangenen Kapitel wurden Prozessmodule und Basismodule unterschieden. Während der Datensatz eines Basismodules die kumulierten Umwelteinwirkungen der Bereitstellung eines Produktes oder einer Dienstleistung beschreiben, beschreibt ein Prozessmodul die direkten Umweltwirkungen und Produktströme einer (anthropogenen) Aktivität: das Produktmodul gibt an, welches Produkt oder welche Dienstleistung durch die Aktivität bereitgestellt wird, welche Produkte und Dienstleistungen hierzu als Vorleistungen

benötigt werden, und welche Umwelteinwirkungen durch die Aktivität verursacht werden. In Prozessketten, die im Rahmen von Lebenszyklusanalysen erstellt werden, finden sich jedoch oft Prozessmodule, die keine „echte“ Aktivität beschreiben, sondern einen Allokationsschritt darstellen, einen Produktmix abbilden oder Emissionsfaktoren für einen Brennstoff angeben. Wird eine Bilanzierung mit dem in Kapitel 3 vorgestellten Hybrid-Ansatz durchgeführt, müssen die zuvor aufgeführten Fälle unterschiedlich behandelt werden, da die Abschätzung unbekannter Vorleistungen nur für „echte“ Aktivitäten wie beispielsweise einen Herstellungsprozess erfolgen soll. Aus diesem Grund stellt das Programmsystem *BALANCE* verschiedene Modultypen bereit, deren charakteristische Funktionen im Folgenden näher erläutert werden.

Modultyp „Process“

Dieser Typ stellt den Standardfall eines Modules dar. Er beschreibt eine Aktivität wie beispielsweise einen Herstellungsprozess oder die Erbringung einer Transportdienstleistung. Zu diesem Modul können direkte Emissionen eingegeben und Vorleistungen, also Produktinputflüsse, definiert werden. Bei der ergänzenden Verwendung der Input-Output-Analyse wird bei dem Modultyp „Process“ über die Kostenbilanz zunächst die Nettowertschöpfung und der monetäre Betrag der unbekanntenen Vorleistungen bestimmt und dieser Betrag dann den Produktionsbereichen der Input-Output-Tabelle zugeordnet, um die Einwirkungen der Bereitstellung der unbekanntenen Vorleistungen abzuschätzen.

Modultyp „Result“

Der Modultyp „Result“ gibt Resultate einer Bilanzierung an, die beispielsweise aus der Literatur in die Bilanzierung übernommen werden. Das Modul weist dann die kumulierten Einwirkungen aus, die in dieser Bilanz für die Bereitstellung des bilanzierten Nutzens ermittelt wurden. Diesem Modultyp können keine Vorleistungen zugewiesen werden. Im Falle der Hybridbilanz kann für den Nutzenoutput ein Preis und eine Zuordnung zu einem Produktionsbereich eingegeben werden. Die Wertschöpfung wird dann gleich dem Preis des bereitgestellten Nutzens gesetzt.

Modultyp „Interventions“

Oft werden in Sachbilanzen Module angelegt, die lediglich die Einwirkungen einer Aktivität beschreiben. Beispiele hierfür wären ein Datensatz, der die durchschnittlichen Emissionen der Verbrennung einer Einheit Dieselkraftstoff in einem Motor beschreibt, oder ein Datensatz, der den durchschnittlichen Reifenabrieb pro gefahrenem Kilometer eines Lastkraftwagens angibt. Werden dann beispielsweise verschiedene Transportfahrten bilanziert, können die Emissionen durch Kraftstoffverbrauch und Reifenabrieb über die Parameter Transportentfer-

nung und Kraftstoffverbrauch angerechnet werden und müssen nicht für jedes Modul, das einen Lkw-Transport beschreibt, neu eingegeben werden. Da dieser Modultyp ausschließlich Einwirkungen beschreibt, wird dem Nutzenoutput im Falle einer Hybrid-Bilanz der monetäre Wert Null zugewiesen und auch alle anderen Größen für die monetäre Bilanz zu Null gesetzt.

Modultyp „Group“

Dieser Modultyp bietet die Möglichkeit, verschiedene Outputs anderer Module zusammenzufassen und so beispielsweise einen Elektrizitätsmix abzubilden oder Module, die die einzelnen Lebensphasen „Herstellung“, „Nutzung“, „Entsorgung“ eines Bilanzobjektes beschreiben, durch Aufsummation zusammenzufassen. Da dieses Zusammenfassen eine einfache Aufsummation verschiedener Module darstellt und nicht eine reale Aktivität beschreibt, können bei diesem Modul keine Einwirkungen eingegeben werden. Entsprechend kann dieses Modul keine Wertschöpfung und auch keine unbekanntes Vorleistungen aufweisen, und der monetäre Output wird gleich dem monetären Input gesetzt.

Modultyp „Group Assign“

Dieser Modultyp hat wie auch der Modultyp „Group“ die Funktion, verschiedene Nutzenoutputs anderer Module zu einem gemeinsamen Nutzen zusammenzufassen. Während der Modultyp „Group“ jedoch den monetären Output dem monetären Input gleichsetzt, übernimmt „Group Assign“ nur den Betrag des monetären Inputs für den monetären Output. Die Zuordnung des Moduloutputs zu einem Produktionsbereich wird vom Bilanzierer frei gesetzt. Diese Vorgehensweise ist beispielsweise erforderlich, wenn für die Bilanzierung einer Elektrizitätsbereitstellung das Modul für den Bau des Kraftwerkes, dessen Output dem Produktionsbereich „Investitionsgüter“ zugeordnet ist, mit Modulen für Betrieb und Rückbau des Kraftwerkes, deren Output anderen Produktionsbereichen zugeordnet ist, zusammengefaßt werden soll. Bei dem Modultyp „Group Assign“ hat der Bilanzierer im beschriebenen Fall die Möglichkeit, den Output des aggregierenden Modules dem Produktionsbereich „Erzeugung von Elektrizität“ zuzuordnen. Die Wertschöpfung und der Vektor der unbekanntes Vorleistungen wird wie beim Modultyp „Group“ zu Null gesetzt.

Modultyp „I/O-Estimate“

Mit diesem Modultyp lassen sich die Einwirkungen einer Nutzenbereitstellung über die Input-Output-Analyse abschätzen. Dazu wird der Vektor der unbekanntes Vorleistungen gleich dem Vektor gesetzt, der den Preis und die Sektorzuordnung des Nutzenoutputs beschreibt. Der Vektor für Einwirkungen wird dann von *BALANCE* gesetzt. Der Vektor für Vorleistun-

gen und auch die anderen Größen für die monetäre Bilanz bekommen den Wert Null zugewiesen.

Modultyp „Allocation“

Es existieren zwei Möglichkeiten, eine Kuppelproduktion mit Modulen darzustellen, die nur einen Nutzenoutput aufweisen. Bei der einen Möglichkeit wird zuerst vom Bilanzierer entschieden, welche direkten Einwirkungen und welche Vorleistungen des Produktionsprozesses welchem Kuppelprodukt angerechnet werden. In diesem Fall kann dann die Herstellung zweier Kuppelprodukte mit zwei Modulen vom Typ „Process“ dargestellt werden. Wird dagegen die Kuppelproduktion als ein Prozess dargestellt, stellt der Nutzenoutput dieses Prozesses eine Kombination der Kuppelprodukte dar. Um die Allokation vornehmen zu können, werden weitere Module – eines je Kuppelprodukt - vom Typ „Allocation“ definiert. Als Nutzenoutput wird für diese Module jeweils eines der Kuppelprodukte festgelegt, als Vorleistung wird ein Input vom Prozess, der die Kuppelproduktion darstellt, angelegt. Die Inputmenge wird in Abhängigkeit des gewählten Allokationsverfahrens vom Benutzer eingegeben. Für ein Allokationsmodul ist genau ein Vorleistungsinpuzugelassen, Einwirkungen können nicht eingegeben werden. Für die monetäre Bilanz kann der monetäre Output des Moduls freigesetzt werden, um auch Allokationen, die nicht den Preisen der Produkte der Kuppelproduktion entsprechen, vornehmen zu können. Der monetäre Vektor der unbekanntenen Vorleistungen wird zu Null gesetzt, die Nettowertschöpfung entspricht dann der Differenz zwischen monetär bewertetem Input und monetär bewertetem Output des Prozesses.

Modultyp „Dummy“

Der Modultyp „Dummy“ dient dazu, „vorläufige“ Module in besonderer Weise kenntlich zu machen und beispielsweise „Platzhalter“ für ein später noch genauer zu spezifizierendes Modul einzubauen. Wird eine reine Prozesskettenanalyse durchgeführt, entspricht dieser Modultyp dem Modultyp „Process“ und dient nur der Kenntlichmachung eines vorläufig definierten Moduls. Im Falle einer ergänzenden Verwendung der Input-Output-Analyse kann für dieses Modul der monetäre Output definiert werden, es wird jedoch keine Abschätzung der unbekanntenen Vorleistungen durchgeführt. Der Modultyp „Dummy“ kann jederzeit in einen der anderen Modultypen umgewandelt werden.

Modultyp „Result Main“

Dieser Modultyp entspricht weitgehend dem Modultyp „Result“ mit dem Unterschied, dass es sich hierbei um ein Modul handelt, das aus der Hauptdatenbank importiert wurde. Die Größen, die bei dem Modultyp „Result“ vom Benutzer eingegeben werden, sind hier also von der

Hauptdatenbank vorgegeben und können nicht geändert werden. Es besteht jedoch die Möglichkeit, ein Modul vom Typ „Result Main“ in „Result“ umzuwandeln und so das Modul für Änderungen freizugeben.

Modultyp „Interventions Main“

Dieser Modultyp entspricht weitgehend dem Modultyp „Interventions“ mit dem Unterschied, dass es sich hierbei um ein Modul handelt, das aus der Hauptdatenbank importiert wurde. Die Größen, die bei dem Modultyp „Interventions“ vom Benutzer eingegeben werden, sind hier also von der Hauptdatenbank vorgegeben und können nicht geändert werden. Es besteht jedoch die Möglichkeit, ein Modul vom Typ „Interventions Main“ in „Interventions“ umzuwandeln und so das Modul für Änderungen freizugeben.

Modultyp „Sector Main“

Dieser Modultyp entspricht weitgehend dem Modultyp „Result Main“ mit dem Unterschied, dass es sich hierbei um das Bilanzergebnis einer Input-Output-Analyse handelt, das die kumulierten Einwirkungen eines Produktionsbereiches bezogen auf seinen Produktionswert beschreibt. Die entsprechenden Größen sind also auch hier von der Hauptdatenbank vorgegeben und können nicht geändert werden. Es besteht jedoch die Möglichkeit, ein Modul vom Typ „Sector Main“ in „Result“ umzuwandeln und so das Modul für Änderungen freizugeben.

5.3 Maske zur Dateneingabe

Die zentrale Eingabemaske des Programmsystems *BALANCE*, mit der die Module eingegeben werden, ist in Abb. 5-2 dargestellt. Der Aufbau der Prozesskette erfolgt zum einen durch die Auswahl von Modulen aus der Hauptdatenbank, zum anderen durch die Definition eigener, neuer Module. Über verschiedene Menüpunkte können dann für die eigenen Module Daten zu Sachbilanzgrößen, monetäre Daten und die Verknüpfungen zwischen den Modulen eingegeben werden.

Entsprechend der in Kapitel 3.1 vorgestellten Methodik zur Prozesskettenanalyse können auch rekursive Verknüpfungen zwischen Modulen berechnet werden. Dabei erfolgt eine Plausibilitätsprüfung, die sicherstellt, dass die kumulierten Aktivitäten in den Vorketten nicht einen größeren Betrag eines Moduloutputs erfordern, als durch das Modul selbst erzeugt wird.

Eine weitere hilfreiche Plausibilitätsprüfung wird bei der Anwendung des Hybrid-Ansatzes durchgeführt: In diesem Fall wird für jedes Modul eine monetäre Bilanz erstellt und auf diese Weise geprüft, ob der monetäre Wert der Vorleistungen den monetären Wert des Moduloutputs überschreitet.

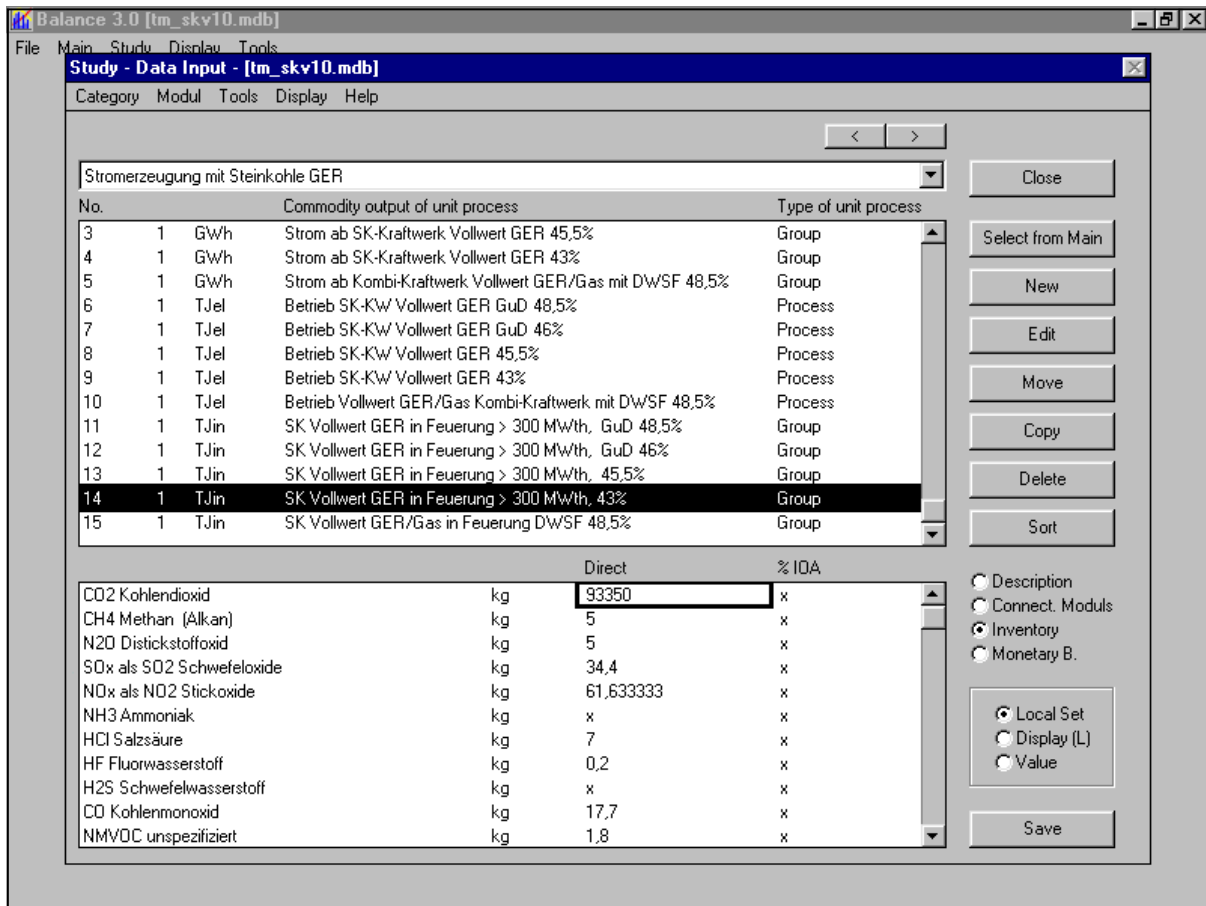


Abb. 5-2: Maske zur Eingabe der Sachbilanzdaten

5.4 Wirkungsabschätzung und Auswertung

Im Gegensatz zur Definition von Prozessen durch den Benutzer, die ausschließlich über Eingabefelder, Listen und Tabellen erfolgt, steht für die Auswertung von Bilanzen inklusive der Darstellung von Ergebnissen der Sachbilanz, der Wirkungsabschätzung und der Bewertung eine grafische Oberfläche zur Verfügung.

Abb. 5-3 zeigt eine grafische Darstellung der Bilanz einer Stromerzeugung aus Steinkohle. Neben den Prozessstufen Bau und Rückbau des Kraftwerkes wurden hier vom Benutzer noch die Module für Kohleförderung und -aufbereitung, Kohletransport, Verfeuerung der Kohle im Kraftwerk, Bereitstellung und Verfeuerung des Hilfsbrennstoffes Heizöl sowie der Betrieb von Entstickungs- und Entschwefelungsanlage als anzuzeigende Module ausgewählt. Für die Prozessstufen können nun die Werte beliebiger Bilanzgrößen, also Sachbilanz-, Wirkungs- und Bewertungsgrößen, angezeigt werden. In Abb. 5-3 werden beispielhaft die Treibhausgasemissionen in CO₂-Äquivalenten bezogen auf 0,001 GWh, also 1 MWh, bereitgestellter Elektrizität angezeigt.

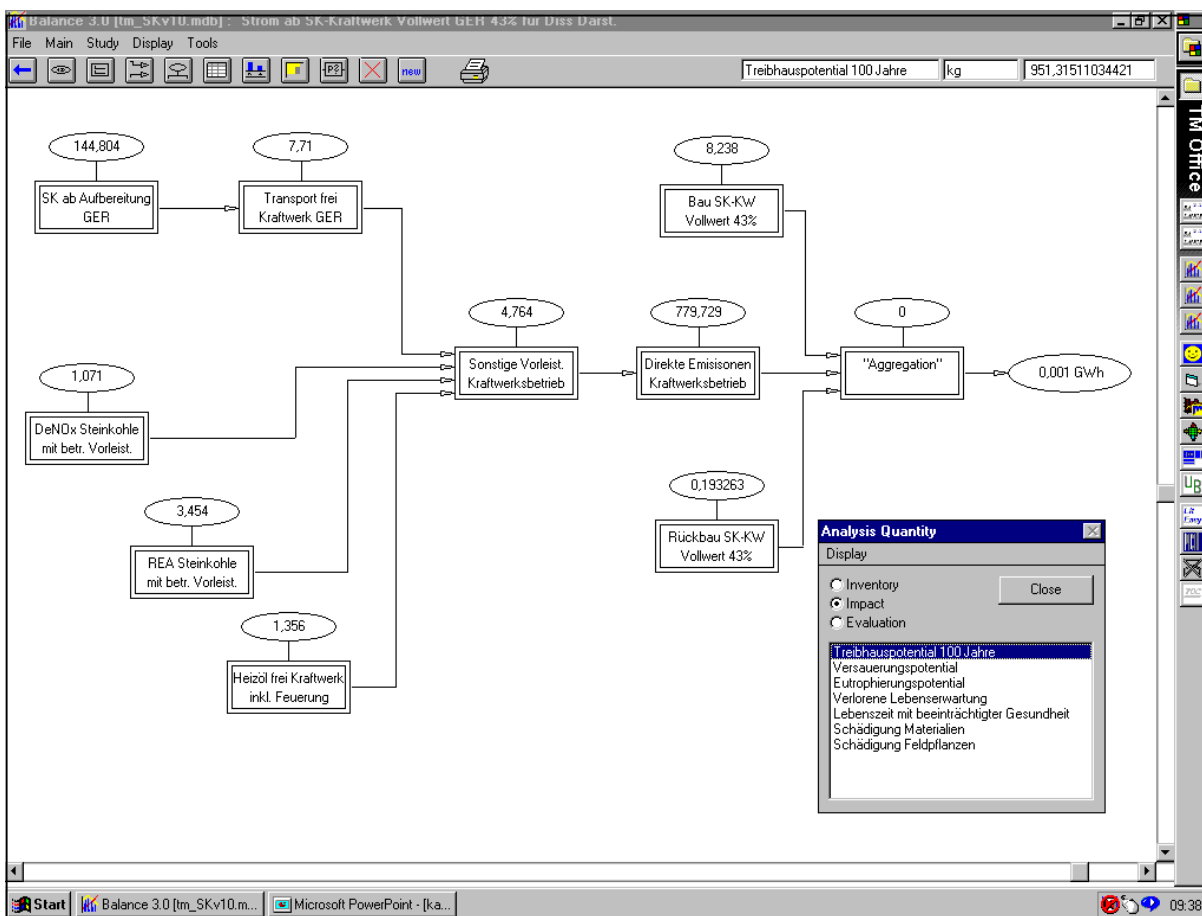


Abb. 5-3: Grafische Darstellung eines Lebensweges

Die Datenfelder oben rechts zeigen neben der Bezeichnung und der Einheit der aktuellen Bilanzgröße den Gesamtwert der Bilanzgröße – hier 951 kgCO₂-Äquivalente - bezogen auf den bereitgestellten Endoutput. Wie sich der Gesamtwert auf die einzelnen Prozessstufen verteilt, zeigen die Werte über den einzelnen Symbolen an. Der für ein Symbol angezeigte Wert stellt die Summe aus den direkten Einwirkungen des dargestellten Prozesses und den Einwirkungen aus der Bereitstellung der Vorleistungen für diesen Prozess dar, deren Bereitstellungsketten nicht in der Grafik dargestellt sind. Der Wert für das Symbol „Sonstige Vor-

leistungen Kraftwerksbetrieb“ in Abb. 5-3 beispielsweise gibt den Treibhauseffekt für die Bereitstellung weiterer Vorleistungen für den Kraftwerksbetrieb einschließlich Instandhaltungsaufwendungen an.

Mit zusätzlichen Analysefunktionen können die direkten Einwirkungen und die Beiträge nicht in der Grafik dargestellter Vorleistungen zu der aktuellen Bilanzgröße angezeigt werden. Abb. 5-4 zeigt beispielhaft für das Symbol „Sonstige Vorleistungen Kraftwerksbetrieb“ den Beitrag der sonstigen bilanzierten Vorleistungen zum Treibhauseffekt.

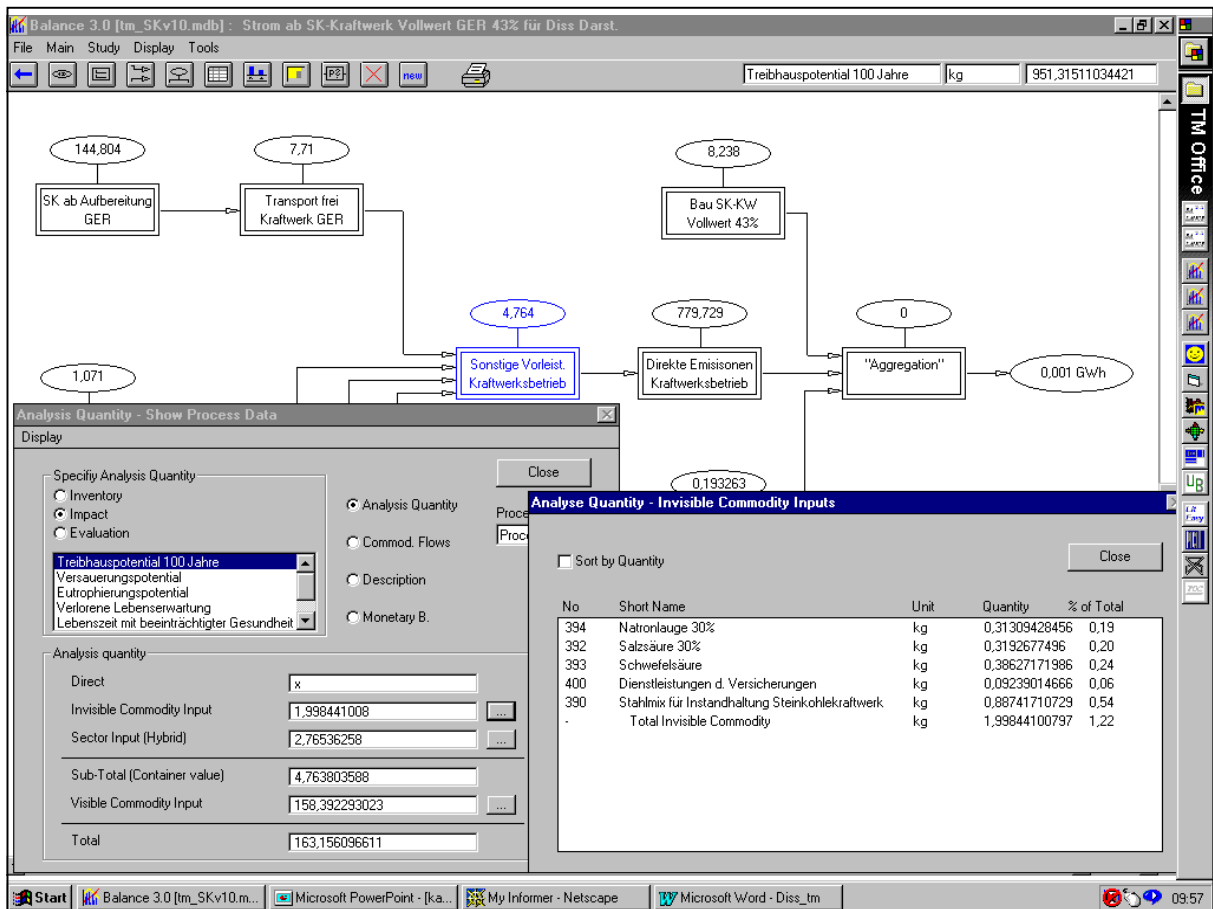


Abb. 5-4: Beispiel für Analysefunktionen

Wie die Options-Buttons in Abb. 5-4 andeuten, können neben den Beiträgen zu einer beliebigen Bilanzgröße auch die Menge der Vorleistungen, die in den Prozess einfließen, die Beschreibung des Prozesses und im Falle einer Hybrid-Bilanz auch die monetäre Bilanz des Prozesses bezogen auf den Endoutput - hier 0,001 GWh - angezeigt werden. Die Menge des Endoutputs, für den eine Grafik dargestellt wird, kann frei vorgegeben werden, so dass dem Benutzer für den Fall, dass die Resultate für eine andere Bezugsmenge ausgewiesen werden sollen, eine eigene Umrechnung erspart bleibt. Zur Visualisierung von Ergebnissen lassen sich die Resultate für einen Lebensweg, wie er beispielsweise in Abb. 5-3 dargestellt wurde, auch als Diagramm anzeigen, siehe Abb. 5-5. Wurde eine Bilanz nach dem Hybrid-Ansatz

erstellt, können auch die Anteile der Input-Output-Analyse an den einzelnen Prozessschritten angezeigt werden.

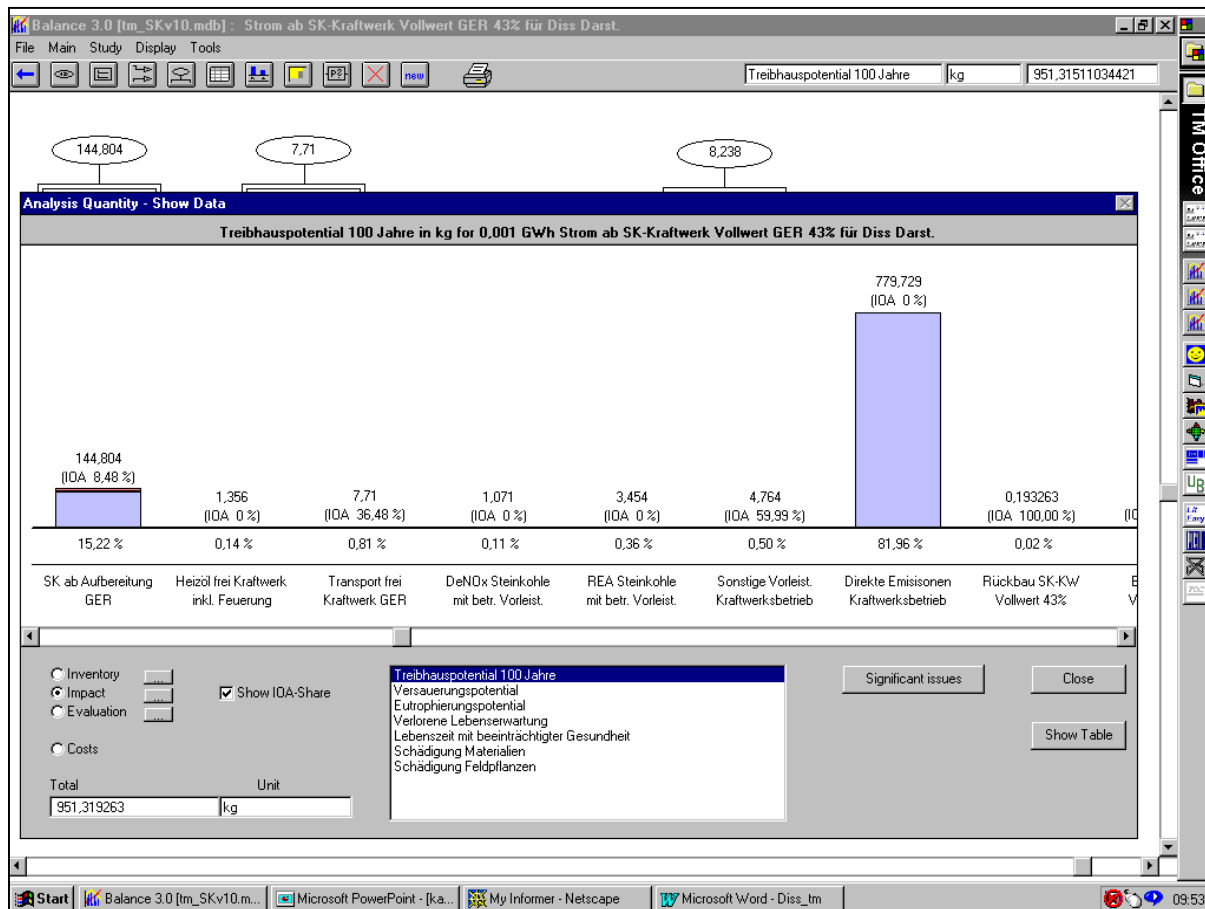


Abb. 5-5: Diagrammfunktion zur Darstellung der Beiträge einzelner Prozessstufen zum Gesamtwert einer Bilanzgröße

Die in Abb. 5-5 dargestellte Diagrammfunktion kann im Falle der Hybrid-Bilanzierung auch genutzt werden, um die Kostenanteile und die Nettowertschöpfung der einzelnen Prozessschritte anzuzeigen. Alle mit der Diagrammfunktion darstellbaren Daten lassen sich alternativ in Tabellenform anzeigen und - wie auch alle anderen in Tabellen- oder Listenform angezeigten Informationen - in Tabellenkalkulationsprogramme übertragen. Damit ist sichergestellt, dass unabhängig von den Funktionen des Bilanzierungsprogramms weitergehende Auswertungen und die einfache Erzeugung zusätzlicher Resultatdarstellungen möglich ist.

6 Ganzheitliche Bilanzierung von Stromerzeugungssystemen

Die in den vorangegangenen Kapiteln erarbeiteten Grundlagen zur ganzheitlichen Bilanzierung werden in diesem Kapitel beispielhaft auf die Bilanzierung von fossilen, nuklearen und regenerativen Stromerzeugungssystemen in Deutschland angewendet. Nach der Definition der zu bilanzierenden Referenzsysteme in Kapitel 6.1 und der Erläuterung der Backup-Aufwendungen in Kapitel 6.2 werden im Kapitel 6.3 ausgewählte Resultate der Sachbilanz und im Kapitel 6.4 die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung einschließlich der Gewichtung der Wirkungsindikatorergebnisse dargestellt. Abschließend erfolgt in Kapitel 6.5 die Auswertung der Bilanzen mit dem Ziel, ergebnisrelevante Lebenswegabschnitte und Sachbilanzgrößen zu identifizieren, eine Sensitivitätsanalyse durchzuführen sowie Schlussfolgerungen aus den vorangegangenen Schritten abzuleiten.

6.1 Definition der zu bilanzierenden Referenzsysteme

Zur Bilanzierung der Stromerzeugung aus fossilen und nuklearen Brennstoffen werden im Folgenden verschiedene Referenzanlagen großer Leistungsklassen ($> 500 \text{ MW}_{\text{el}}$) definiert, die entweder dem heutigen Stand der Technik entsprechen oder einen Stand der Technik aufweisen, der kurz- bis mittelfristig (Zeitraum 2005/2010) wirtschaftlich verfügbar sein kann. Zur Bilanzierung der Stromerzeugung aus regenerativen Energien werden ebenfalls die jeweils üblichen, heute und in naher Zukunft einsetzbaren Techniken und Leistungsklassen ausgewählt.

Braunkohlegefeuerte Kraftwerke

Braunkohlegefeuerte Kraftwerke erreichen heute einen Nutzungsgrad von 40% bei der Stromerzeugung. Beispiel hierfür ist das 1997 (Block 1) in Betrieb genommene Kraftwerk Schwarze Pumpe in Spremberg, das eine einfache Zwischenüberhitzung und eine Frischdampf Temperatur von ca. 540 Grad Celsius bei 250 bar aufweist. Damit entspricht das Kraftwerk Schwarze Pumpe dem in /Wehowsky et al. 1994/ definierten Braunkohlekraftwerk mit heutigem Stand der Technik, das hier als Referenzkraftwerk bilanziert wird, siehe Tabelle 6-1. Als Weiterentwicklung der konventionellen Kraftwerkstechnik wird in Anlehnung an das voraussichtlich im Jahr 2002 in Betrieb gehende Braunkohlekraftwerk der RWE-Energie in Niederaußem ein Referenzkraftwerk mit einem Nutzungsgrad von 43% angenommen. Eine weitere Möglichkeit zur Steigerung des Nutzungsgrades von Braunkohlekraftwerken stellt die Nutzung der GuD-Technik dar. Mit dem von Rheinbraun entwickelten Hochtemperatur-Winkler-Verfahren (HTW-Vergasung) kann Braunkohle in einer Wirbelschicht mit Luft-/Dampfgemischen vergast werden. Braunkohlekraftwerke mit integrierter Kohlevergasung sollen mittelfristig je nach Turbineneintrittstemperatur und Anzahl der Druckprozesse Nut-

zungsgrade zwischen 48 % und 50,5 % erreichen. Die zwei in /Wehowsky et al. 1994/ angeführten GuD-Kraftwerke auf Braunkohlebasis sind als Referenzkraftwerke für den Bezugszeitraum 2005/10 definiert worden und werden ebenfalls in dieser Arbeit bilanziert.

Aufgrund des geringen Heizwertes von Braunkohle ist der Transport von Braunkohle über große Entfernungen nicht wirtschaftlich. Die Verstromung von Braunkohle in Großkraftwerken erfolgt daher immer in der Nähe des Abbaureviers. Für die Stromerzeugung aus Braunkohle wird daher entsprechend den Gegebenheiten in Deutschland eine Tagebauförderung mit Referenzstandort Rheinland angenommen. Braunkohlekraftwerke werden im Grundlastbereich eingesetzt, so dass bei allen Anlagen ein Referenzbetriebszustand mit 6500 Volllaststunden pro Jahr betrachtet wird. Als Lebensdauer wird für alle Anlagen einheitlich ein Zeitraum von 35 Jahren angesetzt.

Steinkohlegefeuerte Kraftwerke

Bei steinkohlegefeuerten Kraftwerken mit Staubfeuerung werden im Gegensatz zu braunkohlegefeuerten Kraftwerken, die heute nur eine Zwischenüberhitzung aufweisen, zweistufige Zwischenüberhitzungen realisiert, die dann zu entsprechend höheren Wirkungsgraden führen. Beispiele sind die 1994 und 1995 in Betrieb genommenen, baugleichen Kraftwerksblöcke Staudinger V und Rostock, die einen Nutzungsgrad von 43 % aufweisen. Auch hier können höhere Dampfparameter zukünftig zu Wirkungsgradsteigerungen führen. Als Referenztechnik wird hier in Anlehnung an /Wehowsky et al. 1994/ für den Bezugszeitraum 2005/2010 eine Staubfeuerung mit einem Nutzungsgrad von 45,5 % angenommen. Bei der Entwicklung von Steinkohlekraftwerken mit integrierter Kohlevergasung werden gegenwärtig Flugstromvergasungsverfahren favorisiert, die die Verwendung unterschiedlicher Steinkohlen und ein gutes Teillastverhalten gewährleisten. Diese Verfahren benötigen als Oxidationsmittel reinen Sauerstoff, um eine möglichst gute Vergasung der eingesetzten Steinkohlen zu gewährleisten. Im Gegensatz zu braunkohlegefeuerten GuD-Kraftwerken, die mit Luft als Oxidationsmittel auskommen, ist daher bei steinkohlegefeuerten GuD-Kraftwerken der energieintensive Betrieb einer Luftzerlegungsanlage erforderlich. Nach /Wehowsky et al. 1994/ können Steinkohlekraftwerke mit integrierter Kohlevergasung zukünftig je nach realisierter Turbineneintrittstemperatur und Anzahl der Druckprozesse Nutzungsgrade zwischen 46 % und 48,5 % aufweisen können. Die zwei in /Wehowsky et al. 1994/ angeführten GuD-Kraftwerke auf Braunkohlebasis sind als Referenzkraftwerke für den Bezugszeitraum 2005/2010 definiert worden und werden ebenfalls in dieser Arbeit bilanziert.

Steinkohlekraftwerke können sowohl im Mittellastbereich als auch im Grundlastbereich eingesetzt werden. Heute überwiegt der Einsatz im Mittellastbereich, so dass für das Dampfkraftwerk mit einem Nutzungsgrad von 43% ein Referenzbetriebszustand mit 5000 Volllaststunden pro Jahr angesetzt wird. Für die Anlagen mit zukünftigem Stand der Technik

wird in Anlehnung an /Wehowsky et al. 1994/ ein Referenzbetriebzustand mit 7270 Volllaststunden pro Jahr angenommen. Als Lebensdauer wird für alle Anlagen einheitlich ein Zeitraum von 35 Jahren angesetzt.

In Deutschland kommt überwiegend im Inland gewonnene Steinkohle zum Einsatz, die hauptsächlich in den Revieren Saarland und Ruhrgebiet abgebaut wird. Daneben wird Steinkohle aus Polen und Südafrika sowie zu geringeren Anteilen aus Australien und den USA importiert. Da der Anteil der Importkohle in Zukunft zunehmen wird, werden in dieser Arbeit auch die unterschiedlichen Bereitstellungspfade von Steinkohlen aus dem Ausland bilanziert.

Erdgasgefeuerte Kraftwerke

Bei erdgasgefeuerten Kraftwerken ist schon heute die Anwendung der GuD-Technik Stand der Technik. Als Referenzkraftwerk wird ein GuD-Kraftwerk mit einem Nutzungsgrad von 57,6 % bilanziert, das in /Wehowsky, et al., 1994/ definiert ist. Es wird eine Lebensdauer von 35 Jahren angenommen.

Die Erdgasversorgung in Deutschland stützt sich zum einen auf die Inlandsförderung, zum anderen auf Importe, vor allen Dingen aus den Niederlanden, Norwegen und der Gemeinschaft unabhängiger Staaten. Alle vier Bereitstellungsketten werden in dieser Arbeit bilanziert.

Kernkraftwerke

Die zuletzt in Deutschland in Betrieb genommenen Kernkraftwerke sind Druckwasserreaktoren (DWR), die eine hohe Lastwechselfähigkeit aufweisen und daher nicht nur für die Grundlastversorgung nutzbar sind, sondern auch in Tageszyklen gefahren oder zur automatischen Frequenzunterstützung genutzt werden können. Beispiele für diesen Kraftwerkstyp sind in Deutschland die Anlagen Isar-2, Emsland und Neckarwestheim-2, die in den 80er Jahren in Betrieb genommen wurden. Unter heutigen Betriebsbedingungen erreicht das letztgenannte Kraftwerk einen Abbrand von 50 000 MWd pro Tonne Uran mit einem Anreicherungsgrad von 4% U-235. Als Referenzkraftwerk für zukünftig verfügbare Technik der Stromerzeugung aus Kernkraft wird in Anlehnung an die gegenwärtig von deutschen und französischen Firmen betriebene Entwicklung des European Pressurized Water Reaktor (EPR) ein Kraftwerk angenommen, das bei einer Beladung von Brennelementen mit einem U-235-Gehalt von 4,9% einen Abbrand von 60 000 MWd pro Tonne Uran erreicht. Nach /Wehowsky et al. 1994/ soll dieser Kraftwerkstyp ab 2005 verfügbar sein. Kernkraftwerke werden gegenwärtig im Grundlastbereich eingesetzt, so dass bei allen Anlagen ein Referenzbetriebzustand mit 7800 Volllaststunden pro Jahr betrachtet wird. Als Lebensdauer wird für beide Referenzkraftwerke ein Zeitraum von 40 Jahren angesetzt. Bei Zugrundlegung einer

kürzeren Lebensdauer von beispielsweise 32 Jahren, wie sie beim Kernenergieausstieg in Deutschland vereinbart wurde, erhöhen sich die Bilanzresultate, da die Umwelteinwirkungen des Baus und des Rückbaus auf eine geringere Gesamtelektrizitätsmenge bezogen wird.

Da in Deutschland kein Uranbergbau mehr betrieben wird, wird die Versorgung mit Uranbrennstoff ausschließlich durch Importe gedeckt. Nach /OECD/IAEA 1988/ stammt der Hauptteil der Uranproduktion der westlichen Welt aus Nordamerika (Kanada und USA), Afrika (Republik Südafrika, Namibia und Niger) und Australien. Über die Produktion in den ehemals oder heute noch zentralwirtschaftlich organisierten Volkswirtschaften (Gemeinschaft unabhängiger Staaten, Osteuropa und Volksrepublik China) liegen derzeit keine Daten vor. Es wird davon ausgegangen, dass diese Fördergebiete ebenso wie die Förderung in Australien für die Stromerzeugung aus Kernkraft in Deutschland keine Bedeutung haben. In dieser Arbeit werden daher Bereitstellungsketten für die zwei Regionen Nordamerika und Afrika bilanziert. Für die Entsorgung stehen sowohl die direkte Endlagerung als auch die Wiederaufarbeitung in französischen und englischen Wiederaufarbeitungsanlagen zur Verfügung. Da die hier bilanzierten Referenzanlagen auch mit Mischoxid-Brennelementen (MOX-Brennelementen), die wiederaufbereiteten Uranbrennstoff enthalten, betrieben werden können, wird neben der direkten Endlagerung auch die Brennelementbereitstellung inklusive Wiederaufarbeitung betrachtet.

Anlagen zur Nutzung von Solarstrahlung

Neben der photovoltaischen Stromerzeugung ist die solarthermische Stromerzeugung eine weitere Möglichkeit zur Wandlung von Solarstrahlung in elektrische Energie. Da jedoch solarthermische Kraftwerke im Gegensatz zu photovoltaischen Anlagen nur die direkte Strahlung, nicht aber diffuse Strahlung nutzen, weist die solarthermische Stromerzeugung in Deutschland einen geringeren Nutzungsgrad und höhere Stromgestehungskosten als die photovoltaische Stromerzeugung auf. In Deutschland wird daher gegenwärtig die photovoltaische Stromerzeugung favorisiert. Aus diesem Grund wurden in dieser Arbeit ausschließlich Bilanzen für Anlagen zur photovoltaischen Stromerzeugung erstellt, wobei zwischen Dachanlagen, die in der Regel kleinere Leistungseinheiten aufweisen, und Photovoltaikkraftwerken größerer Leistung unterschieden wird.

Neben der Herstellung von Solarmodulen aus mono- und multikristallinem Zellenmaterial wird auch die Herstellung von Dünnschichtzellen auf Basis von amorphem Silizium bilanziert. Für alle drei Solarzellentypen wird jeweils eine Dachanlage mit einer installierten Leistung von 5 kW, die Strom in das Niederspannungsnetz einspeist, und ein Photovoltaikkraftwerk mit einer Leistung von 1 MW, das Strom an das Mittelspannungsnetz abgibt, untersucht. Dabei wird eine Lebensdauer von 25 Jahren und eine Volllaststundenzahl von 880 h/a (Dachanlagen) bzw. 935 h/a (PV-Kraftwerke) zu Grunde gelegt. Für die PV-Kraftwerke

wird eine etwas höhere Volllaststundenzahl angesetzt, weil bei diesen eher eine optimale Ausrichtung vorgenommen werden kann als bei Dachanlagen.

Anlagen zur Nutzung von Windkraft

Bei der Nutzung von Windkraft zur Stromerzeugung kommen in Deutschland zunehmend Anlagen größerer Leistungsklassen zum Einsatz. Die größten, heute kommerziell betriebenen Anlagen weisen eine installierte Leistung von 1,5 MW auf. Da weiterhin auch Anlagen kleinerer Leistung installiert werden, werden hier als Referenzanlagen vier typische Anlagen mit installierten Leistungen von 270 kW, 600 kW, 1 MW und 1,5 MW betrachtet. Für alle Anlagen wird eine Bilanzierung mit einer jahresmittleren Windgeschwindigkeit von 5,5 m/s in einer Höhe von 10 m über dem Boden durchgeführt. Um den Einfluss verschiedener, für Deutschland typischer Betriebsbedingungen zu untersuchen, werden für die Windkraftanlage mit einer installierten Leistung von 1 MW zusätzlich die jahresmittleren Windgeschwindigkeiten von 4,5 und 6,5 m/s untersucht. Als Lebensdauer wird für alle Windkraftanlagen eine Zeitspanne von 20 Jahren angenommen.

Für Offshore-Anlagen, die zukünftig auch in Deutschland von Interesse sein könnten, liegen derzeit noch keine Daten vor, so dass hier keine Bilanzierung derartiger Anlagen vorgenommen wird.

Anlagen zu Nutzung von Wasserkraft

Das technische Potenzial zur Stromerzeugung aus Wasserkraft wird in Deutschland bereits zu ca. 75% genutzt. Eine Nutzung über bereits bestehende Anlagen hinaus kann in einem geringem Umfang durch einen Anlagenneubau sowie im wesentlichen durch Reaktivierung, Modernisierung und einem Um- oder Ausbau bestehender Kraftwerke realisiert werden. Hauptgründe gegen einen weiteren Ausbau sind Umweltschutzgründe, da der Bau von Wasserkraftanlagen immer einen bedeutsamen Eingriff in das Fließwassersystem darstellt und weitreichende ökologische Folgen nach sich ziehen kann /Kaltschmitt, Wiese 1997/.

Es wird davon ausgegangen, dass in Deutschland in näherer Zukunft lediglich Anlagen kleinerer Leistung zugebaut werden. Daher werden hier ausschließlich Referenzanlagen kleinerer Leistungen von 300 kW, 500 kW, 2,2 MW und 3,1 MW bilanziert. Alle Anlagen sind Laufwasserkraftanlagen, bei denen das Krafthaus in bereits bestehende Wehre eingebaut wird. In die Bilanzen geht neben dem Betrieb des Wasserkraftwerkes der Bau und der Abriss des Krafthauses ein, nicht aber der Bau, die Instandhaltung oder der Rückbau des Wehres, bei dem davon ausgegangen wird, dass es vorrangig anderen Nutzen wie der Schifffahrt oder dem Hochwasserschutz dient. Für die Anlagen kleinerer Leistung (300 und 500 kW) wird eine jährliche Volllaststundenzahl von 4900 h/a und für Anlagen größerer Leistung (2,2 und 3,1

MW) eine jährliche Volllaststundenzahl von 5100 h/a angenommen. Allen Bilanzen wird eine Lebensdauer von 60 Jahren zu Grunde gelegt.

Zusammenfassende Auflistung der betrachteten Referenzanlagen

Die in dieser Arbeit betrachteten Referenztechniken zur Stromerzeugung aus fossilen und nuklearen Brennstoffen und regenerativen Energien sind zusammenfassend in Tabelle 6-1 aufgelistet. Da im Rahmen dieses Kapitels nicht die Ergebnisse für alle bilanzierten Anlagen dargestellt werden können, erfolgt die Diskussion der Sachbilanzergebnisse und der Ergebnisse der Wirkungsabschätzung an Hand eines repräsentativen Teils der erstellten Bilanzen. Die Referenzanlagen, deren Ergebnisse in diesem Kapitel diskutiert werden, sind in der Tabelle 6-1 gesondert gekennzeichnet. Detaillierte Ergebnisse für alle betrachteten Anlagen finden sich in den Anhängen C (Sachbilanzen) und D (Wirkungsabschätzung).

Den hier im Kapitel diskutierten Referenzanlagen liegen folgende Annahmen zugrunde: Braunkohle und Steinkohle stammen aus Inlandsförderung, Erdgas wird entsprechend dem Importmix Deutschlands bezogen, das Kernenergiesystem enthält eine Wiederaufarbeitung der Brennstoffe, die solare Einstrahlung für Photovoltaiksysteme beträgt $1100 \text{ kWh}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$, und als mittlere Windgeschwindigkeit werden $5,5 \text{ m/s}$ in 10 m Höhe angesetzt. Für die Ergebnisdiskussion werden die Photovoltaikdachanlagen mit einer installierten Leistung von 5 kW verwendet.

Tabelle 6-1: Referenzanlagen für die Stromerzeugung

Brennstoff	Ref. ^a	Technik	Installierte Leistung netto	Nutzungsgrad	Lebensdauer	Technische Verfügbarkeit
Braunkohle	X	Staubfeuerung	800,0 MW	40,1 %	35 a	heute
		Staubfeuerung	800,0 MW	43,0 %	35 a	2002
		GuD mit Kohlevergasung	685,5 MW	48,0 %	35 a	2005/2010
	X	GuD mit Kohlevergasung	798,5 MW	50,5 %	35 a	2005/2010
Steinkohle	X	Staubfeuerung	600,0 MW	43,0 %	35 a	heute
		Staubfeuerung	600,0 MW	45,5 %	35 a	2005/2010
		GuD mit Kohlevergasung	690,0 MW	46,0 %	35 a	2005/2010
	X	GuD mit Kohlevergasung	823,0 MW	48,5 %	35 a	2005/2010
Erdgas	X	GuD	777,5 MW	57,6 %	35 a	heute
Uran	X	DWR heute	1375 MW	-	40 a	heute
		EPR	1470 MW	-	40 a	2005/10
Solarstrahlung	X	PV - multikristallin	5 kW / 1 MW	9,5 % ^b	25 a	heute
		PV - monokristallin	5 kW / 1 MW	10,5 % ^b	25 a	heute
	X	PV - amorph	5 kW / 1 MW	4,5 % ^b	25 a	heute
Windkraft		5,5 m/s	270 kW	-	20 a	heute
		5,5 m/s	600 kW	-	20 a	heute
	X	5,5 m/s, 4,5 m/s, 6,5 m/s	1 MW	-	20 a	heute
		5,5 m/s	1,5 MW	-	20 a	heute
Wasserkraft		Laufwasserkraft	300 kW	95 ^c	60 a	heute
		Laufwasserkraft	500 kW	95 ^c	60 a	heute
		Laufwasserkraft	2,2 MW	96 ^c	60 a	heute
	X	Laufwasserkraft	3,1 MW	90 ^c	60 a	heute

^a Mit „X“ gekennzeichnete Referenzanlagen werden für die Ergebnisdiskussion in Kapitel 6.3 und 6.4 verwendet. ^b Systemnutzungsgrad inkl. Wechselrichterwirkungsgrad ^c Turbinenwirkungsgrad

Weitere, für die Bilanzierung relevante Parameter werden in der Darstellung der Resultate in den nachfolgenden Kapiteln erläutert, soweit sie für die Ergebnisse von Bedeutung sind.

6.2 Backup-Aufwendungen

Ein direkter Vergleich der Bilanzergebnisse verschiedener Stromerzeugungssysteme bezogen auf die erzeugte Nutzenergie ist nicht sinnvoll, da die einzelnen Primärenergien unterschiedliche Angebotscharakteristiken aufweisen. Beispielsweise ist das Primärenergieangebot an Solarstrahlung und Windkraft starken Schwankungen unterworfen, so dass Stromerzeugungssysteme, die diese Primärenergiequellen nutzen, im Allgemeinen nicht entsprechend der Nachfrage nach Nutzenergie gefahren werden können. Sie benötigen Speicher oder soge-

nannte Backup- Kraftwerke, um die Differenz zwischen der Nachfrage und dem Nutzenergieangebot aus regenerativen Energien auszugleichen. Werden Anlagen zur Nutzung regenerativer Energien in einen bestehenden konventionellen Kraftwerkspark integriert, kann dies dazu führen, dass die zuvor allein genutzten konventionellen Kraftwerke nicht nur höhere Reservekapazitäten vorhalten müssen, sondern der Betrieb dieser Kraftwerke beispielsweise zusätzliche An- und Abfahrvorgänge und längere Betriebszeiträume im Teillastbereich aufweist. Die durch die Bereitstellung von Reserveleistung und die im Allgemeinen ungünstigeren Betriebsbedingungen der konventionellen Kraftwerke verursachten zusätzlichen Umweltwirkungen werden als Backup-Aufwendungen bezeichnet, die den Systemen zu Nutzung regenerativer Anlagen anzulasten sind.

Die Backup-Aufwendungen sind für eine Technik zur Nutzung regenerativer Energien nicht immer gleich, sondern hängen von den Rahmenbedingungen wie beispielsweise dem Primärenergieangebot, dem bestehenden konventionellen Kraftwerkspark und der geforderten Versorgungssicherheit ab. Zur Ermittlung der Backup-Aufwendungen, die der Stromerzeugung aus den regenerativen Energien Solarstrahlung, Wind- und Wasserkraft bei Integration in einen konventionellen Kraftwerkspark angelastet werden müssen, wurde daher eine Versorgungsaufgabe mit einer Gesamtarbeitsmenge von 24500 GWh pro Jahr festgelegt. Diese Stromnachfrage entspricht etwa der Nachfrage eines mittelgroßen Bundeslandes und soll mit einer Versorgungssicherheit eines typischen konventionellen Kraftwerksparks bereitgestellt werden soll. Es wird davon ausgegangen, dass die Versorgungsaufgabe zunächst durch einen konventionellen Kraftwerkspark, bestehend aus einem Kernkraft- und je zwei Erdgas- und Steinkohlekraftwerken mit einer installierten Nettoleistung von insgesamt 4130 MW gedeckt wird. Während das Kernkraftwerk die Grundlast bereitstellt, decken die Steinkohle- und Erdgaskraftwerke die Mittellast- und Spitzenlast ab. Bei der Integration einer regenerativen Stromerzeugungstechnik wird hier angenommen, dass die regenerative Technik 10 Prozent der Gesamtarbeitsmenge bereitstellt und dabei die Stromerzeugung aus Steinkohle substituiert. Backup-Aufwendungen ergeben sich nun aus den zwei oben bereits erwähnten Effekten:

- Da die konventionellen Kraftwerkstechniken zusätzliche Reserveleistungen bereithalten müssen, um die geringere Versorgungssicherheit der integrierten Anlage zur Nutzung einer regenerativen Energie auszugleichen, kann die installierte Leistung der Steinkohlekraftwerke im Vergleich zur der von ihnen erzeugten elektrischen Arbeit nur unterproportional gemindert werden. Entsprechend dem Anteil an der installierten Leistung der Kohlekraftwerke, der als Reserveleistung anzusehen ist, werden die aus dem Bau, der Instandhaltung und dem Rückbau des Kraftwerkes resultierenden Umweltwirkungen und Ressourceninanspruchnahmen anteilig als Backup-Aufwendungen aufgefaßt und dem regenerativen Energieträger angelastet.

- Außerdem bewirkt die Integration einer Technik mit geringerer Versorgungssicherheit, dass die Kohlekraftwerke einen anderen Lastgang aufweisen. Dies führt dazu, dass beispielsweise mehr An- und Abfahrvorgänge erfolgen und die Kraftwerke häufiger im suboptimalen Teillastbereich gefahren werden. Die hierdurch verursachten zusätzlichen Umwelteinwirkungen und Umweltinanspruchnahmen werden ebenfalls als Backupaufwendungen aufgefaßt und der integrierten Technik zur Nutzung erneuerbarer Energien angerechnet.

Tabelle 6-2 dokumentiert die dieser Arbeit zugrunde gelegten Szenarien, mit denen die Backup-Aufwendungen für verschiedene Stromerzeugungstechniken zur Nutzung regenerativer Energien ermittelt werden (siehe auch /Hartmann 1999/).

Tabelle 6-2: Szenarien zur Ermittlung von Backup-Aufwendungen^a

System (kleine Anlagen ^b)	Photovoltaik	Windenergie	Wasserkraft
vom regen. System erzeugte Arbeit in GWh/a	2450	2450	2450
vom konv. Backup-System erz. Arbeit in GWh/a	22050	22050	22050
Installierte regenerative Leistung in MW	2784	1140	500
Leistungskredit ^c in %	2,46	17,58	50,0
Minderung des konv. Systems in MW	69	200	250
Installierte konventionelle Leistung ^d in MW	4061	3930	3880
System (große Anlagen ^b)	Photovoltaik	Windenergie	Wasserkraft
vom regen. System erzeugte Arbeit in GWh/a	2450	2450	2450
vom konv. Backup-System erz. Arbeit in GWh/a	22050	22050	22050
Installierte regenerative Leistung in MW	2620	1000	480
Leistungskredit ^c in %	2,61	18,07	50,0
Minderung des konv. Systems in MW	68	181	240
Installierte konventionelle Leistung ^d in MW	4062	3949	3890
System (große Anlagen ^b)	Wind 1 MW 4,5 m/s	Wind 1 MW 5,5 m/s	Wind 1 MW 6,5 m/s
vom regen. System erzeugte Arbeit in GWh/a	2450	2450	2450
vom konv. Backup-System erz. Arbeit in GWh/a	22050	22050	22050
Installierte regenerative Leistung in MW	2127	1000	714
Leistungskredit ^c in %	3,84	18,07	34,58
Minderung des konv. Systems in MW	82	181	247
Installierte konventionelle Leistung ^d in MW	4048	3949	3883

^a Bei einer Durchdringung von 10%, d. h. das regenerative System erzeugt 10% der vom Gesamtsystem erzeugten Arbeit

^b Als „kleine Anlagen“ werden Anlagen mit einer installierten Leistung weniger als 1 MW eingestuft. Anlagen mit einer installierten Leistung von 1 MW oder mehr gelten als „große Anlagen“. ^c Der Leistungskredit gibt an, um welchen Anteil der zugebauten regenerativen Leistung die installierte konventionelle Kraftwerksleistung bei gleichbleibender Versorgungssicherheit zurückgebaut werden kann. ^d Die installierte Leistung des ursprünglichen konventionellen Systems beträgt 4130 MW

6.3 Ergebnisse der Sachbilanz

Die im Rahmen dieses Projektes erstellten Sachbilanzen umfassen eine große Anzahl von Sachbilanzgrößen. Unter anderem wurden sämtliche Sachbilanzgrößen berechnet, zu denen im Kapitel 4.3 Charakterisierungsfaktoren bestimmt wurden. Da eine vollständige Darstellung aller Sachbilanzergebnisse aus Platzgründen nicht möglich ist, beschränkt sich die Darstellung der Sachbilanzergebnisse sowohl in diesem Kapitel als auch im Anhang A auf einige ausgewählte Größen, die für die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung einschließlich der monetären Bewertung von besonderer Bedeutung sind. Zusätzlich werden die Entnahmen an Bauxit, Eisen, Kupfer und Kalkstein aufgeführt, um beispielhaft die Wirkungskategorie der Inanspruchnahme nichtenergetischer Rohstoffe darzustellen, die nicht im Rahmen der Wirkungsabschätzung betrachtet wird.

6.3.1 Braunkohle-, steinkohle- und erdgasbefeuerte Kraftwerke

Tabelle 6-3 zeigt ausgewählte Sachbilanzergebnisse für ein braunkohlebefeuertes Dampfkraftwerk mit einem Nutzungsgrad von 40%, ein braunkohlegefeuertes GuD-Kraftwerk mit integrierter Kohlevergasung und einem Nutzungsgrad von 50,5%, ein steinkohlebefeuertes Dampfkraftwerk mit einem Nutzungsgrad von 43%, ein steinkohlebefeuertes GuD-Kraftwerk mit integrierter Kohlevergasung und einem Nutzungsgrad von 48,5% sowie ein erdgasbefeuertes GuD-Kraftwerk mit einem Nutzungsgrad von 57,6%. Den dargestellten Bilanzen der Kohlekraftwerke liegt jeweils die Annahme der Inlandsförderung des Hauptbrennstoffes, also der Braun- und der Steinkohle zugrunde. Für die Bilanz des Erdgas-Kraftwerkes wurde angenommen, dass Erdgas entsprechend dem aktuellen Bereitstellungsmix Deutschlands bezogen wird.

Die in Tabelle 6-3 dargestellten Emissionsbilanzen für CO₂, CH₄, N₂O, PM₁₀, Partikel, NO_x und SO₂ weisen die Beiträge des Kraftwerksbetriebes, der Brennstoffbereitstellung und der sonstigen Abschnitte der betrachteten Lebenswege an den kumulierten Emissionen des betrachteten Lebensweges aus. Die Brennstoffbereitstellung umfasst dabei alle für die Förderung und den Transport der Kohle erforderlichen Prozesse und Vorleistungen, also nicht nur die Stromerzeugung für die Brennstoffförderung, sondern beispielsweise auch die Bereitstellung weiterer Vorleistungen einschließlich der Herstellung von Infrastrukturgütern. Die sonstigen Lebenswegabschnitte umfassen den Bau und den Abriß des Kraftwerkes sowie die Bereitstellung sonstiger Vorleistungen für den Betrieb des Kraftwerkes wie zum Beispiel die Bereitstellung von Kalk für die Rauchgasreinigung, Ammoniak für die Entstickung der Rauchgase, Heizöl für das Anfahren der Kraftwerke und die Instandhaltungs- und Wartungsarbeiten während des Betriebs des Kraftwerkes.

Die direkten Emissionen aus dem Kraftwerksbetrieb liefern zwar in den meisten Fällen den größten Beitrag zu den kumulierten Emissionen, jedoch wird deutlich, dass die indi-

rekten Emissionen einen durchaus relevanten Anteil an den kumulierten Emissionswerten aller Schadstoffe aufweisen. Die Partikel- und PM_{10} -Emissionen aus der Braunkohleförderung sowie die CH_4 -Emissionen aus der Steinkohleförderung und der Erdgasbereitstellung liegen sogar deutlich über den direkten Emissionen des jeweiligen Kraftwerksbetriebes. Der Vergleich der Dampfkraftwerke mit den GuD-Kraftwerken zeigt, dass die Einführung der GuD-Technik bei den kohlebefeueten Kraftwerken die direkten NO_x - und SO_2 -Emissionen aus dem Kraftwerksbetrieb gegenüber den Dampfkraftwerken senkt. Dies führt dazu, dass bei diesen Schadstoffen der prozentuale Anteil der indirekten Emissionen an den Gesamtemissionen deutlich zunimmt.

Tabelle 6-3 führt sowohl die Bilanzen für PM_{10} , also Partikel mit einem Durchmesser von weniger als $10\ \mu m$, als für Partikel insgesamt auf. Es zeigt sich, dass die Emissionen an PM_{10} , die für die Ermittlung von Gesundheitsrisiken von Bedeutung sind, nur einen Teil der Gesamtpartikelemissionen ausmachen. Während die direkten Emissionen aus dem Betrieb der Kohlekraftwerke hier vollständig als PM_{10} klassifiziert werden können, können bei vorgelagerten Prozessen beispielsweise nichtenergetische Staubemissionen auftreten, bei denen der Anteil der PM_{10} -Fraktion zwischen 30 und 60 Prozent liegen kann.

Neben den klassischen Schadstoffen wurde auch eine große Anzahl radioaktiver Emissionen betrachtet. Aus Darstellungsgründen wird hier die aus der Freisetzung verschiedener Nuklide resultierende Kollektivdosis als aggregierender Indikator angegeben. Bei der Steinkohle spielen das bei der Kohleförderung freigesetzte Radon sowie die bei der Verbrennung der Steinkohle im Kraftwerk freigesetzten radioaktiven Emissionen eine gewisse Rolle, ansonsten stammen die indirekten Emissionen überwiegend aus dem Betrieb von Kernkraftwerken, die Elektrizität für die Vorketten bereitstellen.

Als weitere Beispiele für Sachbilanzergebnisse ist in Tabelle 6-3 die kumulierte Entnahme an Bauxit, Eisen, Kupfer und Kalkstein aufgeführt. Neben dem Bau des Kraftwerkes verursacht insbesondere bei dem Rohstoff Eisen auch die Brennstoffbereitstellung einen großen Teil der gesamten Rohstoffinanspruchnahme.

Tabelle 6-3: Sachbilanzen für die Stromerzeugung aus Kohle und Erdgas

Bilanzgröße	Einheit	Braunkohle	Braunkohle	Steinkohle ^a	Steinkohle ^a	Erdgas ^b
		heute	2005/10	heute	2005/10	heute
		Dampfkraftwerk 40%	GuD-Kraftwerk 50,5%	Dampfkraftwerk 43%	GuD-Kraftwerk 48,5%	GuD - Kraftwerk 57,6%
CO₂ gesamt	g/kWh	1054	829	838	740	386
Kraftwerksbetrieb		998	791	766	679	349
Brennstoffbereitstellung		39	25	55	48	32
Sonst. Vorl., Bau u. Abriß		17	13	17	13	5
CH₄ gesamt	mg/kWh	94	94	4716	4171	1077
Kraftwerksbetrieb		13	11	42	12	27
Brennstoffbereitstellung		46	36	4596	4075	1036
Sonst. Vorl., Bau u. Abriß		35	47	78	85	14
N₂O gesamt	mg/kWh	53	24	47	42	5
Kraftwerksbetrieb		50	21	42	37	1
Brennstoffbereitstellung		3	1	4	4	3
Sonst. Vorl., Bau u. Abriß		1	2	1	1	1
PM₁₀ gesamt	mg/kWh	94	75	40	33	21
Kraftwerksbetrieb		13	8	11	8	0
Kohlebereitstellung		71	56	15	13	19
Sonst. Vorl., Bau u. Abriß		10	11	14	12	3
Partikel gesamt	mg/kWh	263	209	62	51	38
Kraftwerksbetrieb		13	8	11	8	0
Brennstoffbereitstellung		227	178	21	18	33
Sonst. Vorl., Bau u. Abriß		23	23	30	25	4
SO_x gesamt	mg/kWh	402	233	351	275	125
Kraftwerksbetrieb		318	150	207	142	0
Brennstoffbereitstellung		37	25	82	73	101
Sonst. Vorl., Bau u. Abriß		47	58	62	60	24
NO_x gesamt	mg/kWh	830	354	696	414	351
Kraftwerksbetrieb		763	301	551	284	208
Brennstoffbereitstellung		44	23	115	102	133
Sonst. Vorl., Bau u. Abriß		23	30	31	28	11
Ionisierende Strahlung	10⁻¹² PersSv/kWh	7	7	12	11	9
Entnahme an Bauxit	mg/kWh	19	18	20	16	15
Entnahme an Eisen	mg/kWh	2104	2099	2308	1772	1210
Entnahme an Kupfer	mg/kWh	8	7	2	2	3
Entnahme an Kalkstein	mg/kWh	20303	2284	12875	4793	6385

^a Steinkohle aus Inlandförderung ^b Mix-Deutschland: 21,9% inländische Förderung, 31,1% Niederlande, 13,8% Norwegen, 33,2% Gemeinschaft unabhängiger Staaten (GUS)

Im Gegensatz zu den Rohstoffen Bauxit, Eisen und Kupfer, deren Bedarf sich hauptsächlich durch den Bau der Kraftwerke und den Bau der Infrastruktur für die Brennstoffbereitstellung bestimmt, wird Kalkstein auch für den Betrieb der Dampfkraftwerke für die Ent-

schwefelung des Abgases benötigt. Daher weisen sowohl das Braunkohle- als auch das Steinkohlegefeuerte Dampfkraftwerk einen deutlich höheren Kalkbedarf auf als die entsprechenden GuD-Kraftwerke.

Wie die Ergebnisse in Tabelle 6-3 zeigen, ist die Brennstoffbereitstellung ein wichtiger Teilbereich der Bilanzen kohlegefeuerter Kraftwerke. Während Braunkohlekraftwerke immer aus nahegelegenen Tagebauen beschickt werden, kann in Steinkohlekraftwerken auch Importkohle zum Einsatz kommen. Unterschiedliche Förder- und Transportbedingungen haben unterschiedlich hohe Umwelteinwirkungen zur Folge. Für das gleiche steinkohlegefeuerte Kraftwerk ergeben sich daher je nach Herkunft des Brennstoffes unterschiedliche Sachbilanz-ergebnisse. Wie die im Anhang A aufgeführten Resultate zeigen, können beispielsweise Überseetransporte, bei denen in der Regel schweres Heizöl mit einem hohen Schwefelgehalt verfeuert wird, dazu führen, dass die SO_2 -Emissionen aus der Steinkohlebereitstellung ein Mehrfaches der SO_2 -Emissionen aus dem Kraftwerksbetrieb betragen.

6.3.2 Kernkraftwerke

Tabelle 6-4 zeigt beispielhaft ausgewählte Sachbilanzergebnisse für einen Druckwasserreaktor mit einem angenommenen Abbrand von 50000 MWd je t Uran. Es wurde angenommen, dass das Uran für die Brennelementherstellung jeweils zur Hälfte aus Nordamerika und Afrika stammt und ein Brennstoffkreislauf einschließlich Wiederaufarbeitung vorliegt.

Die in Tabelle 6-4 dargestellten Emissionsbilanzen weisen zunächst für die nicht-radioaktiven Luftschadstoffe CO_2 , Partikel, NO_x und SO_2 die Beträge der Brennstoffbereitstellung und -entsorgung, des Kraftwerksbetriebes einschließlich der Bereitstellung aller sonstigen Vorleistungen für den Betrieb und die Instandhaltung des Kraftwerkes sowie den Bau und den Abriß des Kraftwerkes aus. Es zeigt sich, dass bei allen vier genannten Schadstoffen die Brennstoffkette ungefähr die Hälfte der kumulierten Emissionen verursacht. Die beiden anderen ausgewiesenen Teilbereiche der Lebenswegbilanz – zum einen die direkten Emissionen des Kraftwerksbetriebes einschließlich der Emissionen aus der Bereitstellung der sonstigen Vorleistungen für den Betrieb, zum anderen der Bau und der Abriß des Kraftwerkes - tragen jeweils etwa zu einem Viertel zu den kumulierten Emissionen bei. Wie die Resultate im Anhang F zeigen, haben unterschiedliche Randbedingungen bei der Bilanzierung der Stromerzeugung aus Kernenergie - es wurde auch die direkte Endlagerung sowie eine Stromerzeugung mit verbesserten, zukünftig realisierbaren Betriebsparameterwerten betrachtet - keine wesentlichen Auswirkungen auf die Gesamtwerte für nicht-radioaktive Emissionen.

Tabelle 6-4: Sachbilanz für die Stromerzeugung aus Kernkraft

Bilanzgröße	Einheit	Druckwasserreaktor mit Wiederaufarbeitung
CO₂ gesamt	g/kWh	17
Brennstoffkette		8
Betrieb mit sonstigen Vorleistungen ^a		5
Bau und Abriß		4
PM₁₀ gesamt	mg/kWh	14
Brennstoffkette		8
Betrieb mit sonstigen Vorleistungen ^a		3
Bau und Abriß		3
Partikel gesamt	mg/kWh	25
Brennstoffkette		14
Betrieb mit sonstigen Vorleistungen ^a		5
Bau und Abriß		6
SO_x gesamt	mg/kWh	73
Brennstoffkette		38
Betrieb mit sonstigen Vorleistungen ^a		20
Bau und Abriß		15
NO_x gesamt	mg/kWh	48
Brennstoffkette		24
Betrieb mit sonstigen Vorleistungen ^a		13
Bau und Abriß		10
Rn-222 Luft gesamt	kBq/kWh	17
Brennstoffkette		17
Betrieb mit sonstigen Vorleistungen ^a		0
Bau und Abriß		0
C-14 Luft gesamt	Bq/kWh	31
Brennstoffkette		23
Betrieb mit sonstigen Vorleistungen ^a		8
Bau und Abriß		0
Ionisierende Strahlung	10⁻¹² PersSv/kWh	4656
Entnahme an Bauxit	mg/kWh	27
Entnahme an Eisen	mg/kWh	420
Entnahme an Kupfer	mg/kWh	6
Entnahme an Kalkstein	mg/kWh	808

^a Direkte Emissionen des Kraftwerksbetriebes und Emissionen durch die Bereitstellung sonstiger Vorleistungen für den Betrieb des Kraftwerkes

Im Gegensatz zur Darstellung der Sachbilanzergebnisse für die kohle- und erdgasbefeuerten Kraftwerke im vorigen Unterkapitel sind in Tabelle 6-4 nicht die Lebenswegemissionen an CH₄ und N₂O für die Bilanz der Stromerzeugung aus Kernkraft dargestellt, sondern statt dessen zwei ausgewählte radioaktive Nuklide aufgeführt. Die Emission von C-14 in das Medium Luft stammt zu einem Viertel aus dem Betrieb des Kraftwerkes und zu fast drei Vierteln aus der Wiederaufarbeitung der ausgedienten Brennelemente. Die Summe der ku-

mulierten C-14-Emissionen in Luft und Wasser verursachen den Hauptbetrag der ebenfalls in Tabelle 6-4 aufgeführten Kollektivdosis des gesamten Lebensweges. Weitere Nuklide, die den Gesamtwert der Kollektivdosis in relevanter Weise beeinflussen, sind die Emission von Rn-222 und Kr-85 in Luft sowie H-3 und Ru-106 in Wasser. Beispielhaft sind in Tabelle 6-4 die Emissionen an Rn-222 aufgeführt, die zu einem großen Teil aus den Abraumhalden der Uranerzaufbereitung stammen und über einen längeren Zeitraum hinweg emittiert werden. Wie in Anhang F dokumentiert, ergeben sich für die bilanzierten Referenzsysteme mit direkter Endlagerung geringere Kollektivdosen als für die Systeme mit Wiederaufarbeitung. Der Grund hierfür ist, dass die durch die Wiederaufarbeitung verursachte Kollektivdosis höher ist als die Kollektivdosis, die durch den geringeren Bezug an Natururan eingespart wird.

Als weitere Beispiele für Sachbilanzergebnisse sind die kumulierten Rohstoffaufwendungen an Bauxit, Eisen, Kupfer und Kalkstein in Tabelle 6-4 aufgeführt. Der Bedarf an Eisen und Kalkstein liegt bei der Stromerzeugung aus Kernkraft zum Teil deutlich unter den entsprechenden Werten der Stromerzeugung aus Braunkohle, Steinkohle oder Erdgas. Dagegen weist das nukleare Stromerzeugungssystem aufgrund der aufwendigeren Komponenten zum Bau des Kraftwerkes höhere Aufwendungen an Bauxit und Kupfer auf. Bei den nicht-energetischen Rohstoffen ändern sich die Resultate nicht wesentlich durch die Annahme unterschiedlicher Randbedingungen bei der Bilanzierung der Stromerzeugung aus Kernkraft.

6.3.3 Photovoltaik-, Windkraft- und Wasserkraftanlagen

Tabelle 6-5 zeigt beispielhaft ausgewählte Sachbilanzergebnisse für eine Photovoltaik-Dachanlage mit Solarzellen aus multikristallinem Silizium, eine Photovoltaik-Dachanlage mit Dünnschichtzellen aus amorphen Silizium, eine Windkraftanlage und ein Laufwasserkraftwerk. Es wurden jeweils für Deutschland typische Nutzungsverhältnisse für die regenerativen Stromerzeugungsanlagen zu Grunde gelegt.

Die in Tabelle 6-5 dargestellten Emissionsbilanzen für CO₂, CH₄, N₂O, Partikel, NO_x und SO₂ weisen den Beitrag des Baus der Anlage zu den kumulierten Emissionen einerseits und den Betrieb und den Abriß der Anlagen sowie die Backup-Aufwendungen andererseits aus. Die Teilbilanz für den Bau einer Anlage beinhaltet alle Vorleistungen bis zur schlüsselfertigen Übergabe der Anlage. Im Falle der Windkraftanlage sind das unter anderem die Prozesse zur Bereitstellung der benötigten Rohstoffe und Materialien, die Prozessschritte zur Fertigung der Anlagenkomponenten, der Transport zum Aufstellort und die Installation der Anlage. Die betrieblichen Vorleistungen umfassen zum großen Teil Instandhaltungs- und Wartungsarbeiten, beispielsweise den Ersatz ausgefallener Solarpanels. Betriebsmittel wie beispielsweise Heizöl fallen in geringen Mengen beim Betrieb des Wasserkraftwerkes an.

Es zeigt sich, dass bei allen bilanzierten Anlagen der Bau der Anlage ergebnisbestimmend ist und Betrieb und Abriß der Anlagen nur eine untergeordnete Rolle spielen.

Tabelle 6-5: Sachbilanzen für die Stromerzeugung aus regenerativen Energien

Bilanzgröße	Einheit	PV -Kraftwerk	PV -Kraftwerk	Windkraft	Wasserkraft
		heute	heute	heute	heute
		5 kW	5 kW	1 MW	3,1 MW
		amorph	multikristallin	5,5 m/s ^a	Laufwasser
CO₂ gesamt	g/kWh	189	275	37	29
Bau		148	236	17	12
Betrieb und Abriß		20	19	2	2
Backup		20	20	18	16
CH₄ gesamt	mg/kWh	607	833	181	127
Bau		423	650	68	34
Betrieb und Abriß		67	66	6	6
Backup		117	117	106	88
N₂O gesamt	mg/kWh	17	20	3	2
Bau		13	15	2	1
Betrieb und Abriß		3	3	0	0
Backup		1	1	1	1
PM₁₀ gesamt	mg/kWh	100	119	28	15
Bau		80	99	20	12
Betrieb und Abriß		11	11	1	1
Backup		9	9	6	3
Partikel gesamt	mg/kWh	174	213	59	31
Bau		137	177	43	24
Betrieb und Abriß		18	17	2	2
Backup		19	19	14	5
SO_x gesamt	mg/kWh	455	617	91	49
Bau		359	523	69	31
Betrieb und Abriß		63	60	6	5
Backup		33	33	25	12
NO_x gesamt	mg/kWh	355	446	62	58
Bau		261	366	34	35
Betrieb und Abriß		69	56	8	8
Backup		24	24	21	15
Ionisierende Strahlung	10⁻¹² PersSv /kWh	101	197	10	5
Entnahme an Bauxit	mg/kWh	2818	2100	54	10
Entnahme an Eisen	mg/kWh	8153	6708	5404	2430
Entnahme an Kupfer	mg/kWh	338	251	66	5
Entnahme an Kalkstein	mg/kWh	19226	15610	2617	6114

^a Jahresmittlere Windgeschwindigkeit

Während das Angebot an Laufwasserkraft an unterschiedlichen möglichen Standorten in Deutschland ähnlich ist, variiert das Angebot an Solarenergie und Windkraft in Deutschland zum Teil deutlich. Die Bilanzresultate können daher entsprechend den zu Grunde gelegten Betriebsbedingungen von den hier vorgestellten Resultaten abweichen, wie die Ergebnisse

weiterer Bilanzen in den Anhang A zeigen. Wichtig für die Ergebnisse der Emissionsbilanzen sind weiterhin Annahmen bezüglich der Vorketten. So liegt den in Tabelle 6-5 vorgestellten Bilanzen die Annahme zu Grunde, dass Elektrizität entsprechend dem Mix in Deutschland bezogen wird. Aufgrund des hohen Anteils fossiler Energieträger an der Stromerzeugung in Deutschland ist diese beispielsweise durch entsprechende CO₂-Emissionen gekennzeichnet, so dass die Elektrizitätsbereitstellung für die Herstellung der multikristallinen Photovoltaikanlage rund 62% der gesamten CO₂-Emissionen des Baus der Photovoltaikanlage verursacht.

Neben den klassischen Schadstoffen wurden auch eine große Zahl radioaktiver Emissionen betrachtet, die zusammengefaßt als Kollektivdosis aufgeführt sind. Sie stammen bei den Bilanzen für Stromerzeugung aus regenerativen Energien aus vor- und nachgelagerten Prozessen wie beispielsweise dem Betrieb von Kernkraftwerken, die die Elektrizität für die Vorketten bereitstellen. Als weitere Beispiele für Sachbilanzergebnisse sind die kumulierten Rohstoffaufwendungen an Bauxit, Eisen, Kupfer und Kalkstein in Tabelle 6-5 aufgeführt. Der überwiegende Teil der Gesamtentnahmen an Rohstoffen wird durch den Bau der Anlagen verursacht, indirekte Prozesse der Vorketten wie beispielsweise die Produktion von Investitionsgütern, die für die Herstellung der Anlagenkomponenten erforderlich sind, machen nur einen kleinen Teil des Gesamtergebnisses aus.

Es wird deutlich, dass die photovoltaische Stromerzeugung im Vergleich zu Windkraftwerken und Wasserkraftwerken heute noch mit deutlich höheren Stoffströmen sowohl bei den Luftschadstoffen als auch den Ressourcenentnahmen verbunden ist. Des weiteren ist auffällig, dass die multikristalline Photovoltaikanlage trotz des deutlich höheren Nutzungsgrades aufgrund der aufwendigen Herstellung höhere kumulierte Emissionen aufweist als die Photovoltaikanlage mit amorphem Zellmaterial.

6.4 Wirkungsabschätzung

Im folgenden werden die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung vorgestellt. Der Abschnitt der Wirkungspotenziale diskutiert die potenziellen Beiträge der bilanzierten Stromerzeugungssysteme zum Treibhauseffekt sowie zur Versauerung und Eutrophierung von Ökosystemen. Die sich daran anschließenden Abschnitte behandeln die Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit, Schädigungen in der vom Menschen geschaffenen Umwelt in Form von Material- und Feldpflanzenschäden und den Verbrauch endlicher Primärenergieträger. Gegenstand des letzten Abschnittes in diesem Unterkapitel ist die Gewichtung der Wirkungsindikatorergebnisse mit dem Verfahren der monetären Bewertung.

6.4.1 Wirkungspotenziale

Die für die ausgewählten Referenzanlagen errechneten Wirkungspotenziale für die Kategorien Treibhauseffekt, Versauerung und Eutrophierung zeigen Abb. 6-1 und Abb. 6-2.

Es wird deutlich, dass die Stromerzeugung mit einem braunkohlegefeuerten Dampfkraftwerk nach heutigem Stand der Technik bei allen drei Wirkungspotenzialen die höchsten Werte aller betrachteten Referenzanlagen aufweist. Der Einsatz der Gas- und Dampfturbinentechnik mit integrierter Kohlevergasung, wie sie für den Zeitraum um 2010 verfügbar sein soll, mindert die Treibhausgasemissionen der Stromerzeugung aus Braunkohle nahezu proportional zur Steigerung des Kraftwerks-Nutzungsgrades. Grund hierfür ist, dass der weitaus größte Teil der Treibhausgasemissionen aus dem Betrieb des Kraftwerkes und der Brennstoffbereitstellung resultieren.

CO₂-Äqu. in [g/kWh]

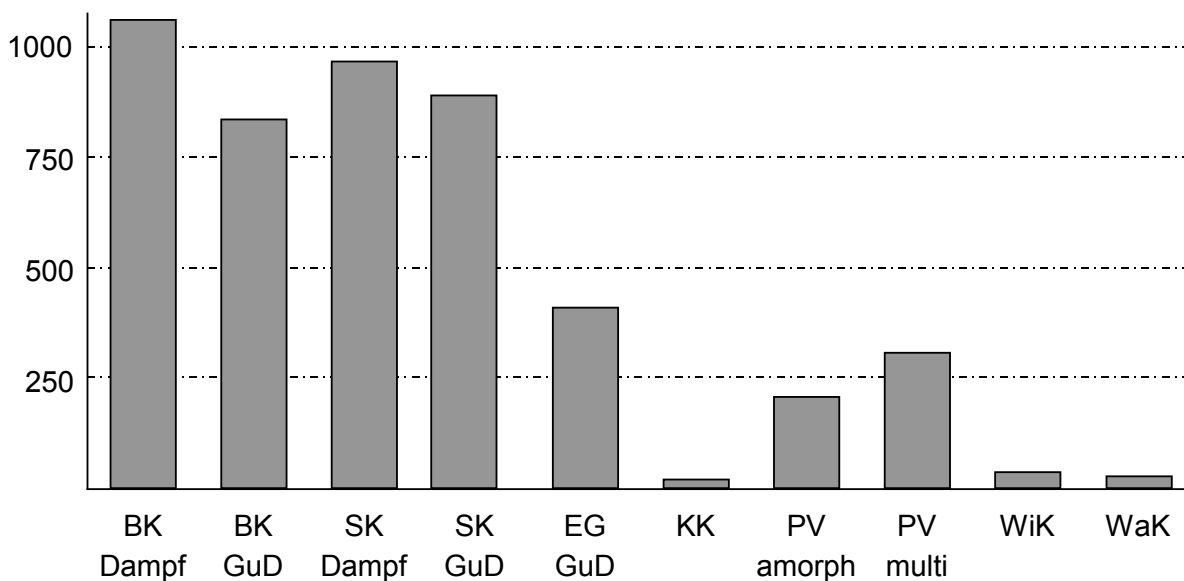


Abb. 6-1: Treibhauspotenziale ausgewählter Stromerzeugungssysteme

Auch beim Versauerungspotenzial, das zu etwa 70 bis 80% durch die Emissionen in Wasser und Boden beim Braunkohletagebau verursacht wird, ist die Minderung nahezu proportional zur Wirkungsgradsteigerung. Das Eutrophierungspotenzial, das überwiegend durch die direkten Emissionen des Kraftwerksbetriebes bestimmt werden, wird dagegen beim Einsatz der GuD-Technik im Vergleich zur Wirkungsgradsteigerung überproportional gemindert.

Die Wirkungspotenziale des steinkohlegefeuerten Dampfkraftwerkes liegen unterhalb der Resultate für das braunkohlegefeuere Dampfkraftwerk. Gründe sind hierfür der höhere Nutzungsgrad des steinkohlegefeuerten Dampfkraftwerkes und die sauren Auswaschungen im Braunkohletagebau, die beim hier angenommenen Steinkohleuntertagebau nicht anfallen. Auch im Falle der Steinkohle lassen sich deutliche Reduzierungen der resultierenden Wirkungspotenziale durch den Einsatz der GuD-Technik erreichen, wobei jedoch die Reduktionen beim Treibhauspotenzial aufgrund der geringeren Nutzungsgradsteigerung - von 43% auf 48,5% bei Steinkohle im Gegensatz zur Braunkohle, wo eine Nutzungsgradsteigerung von heute 40% auf 50,5% möglich ist - geringer ausfallen.

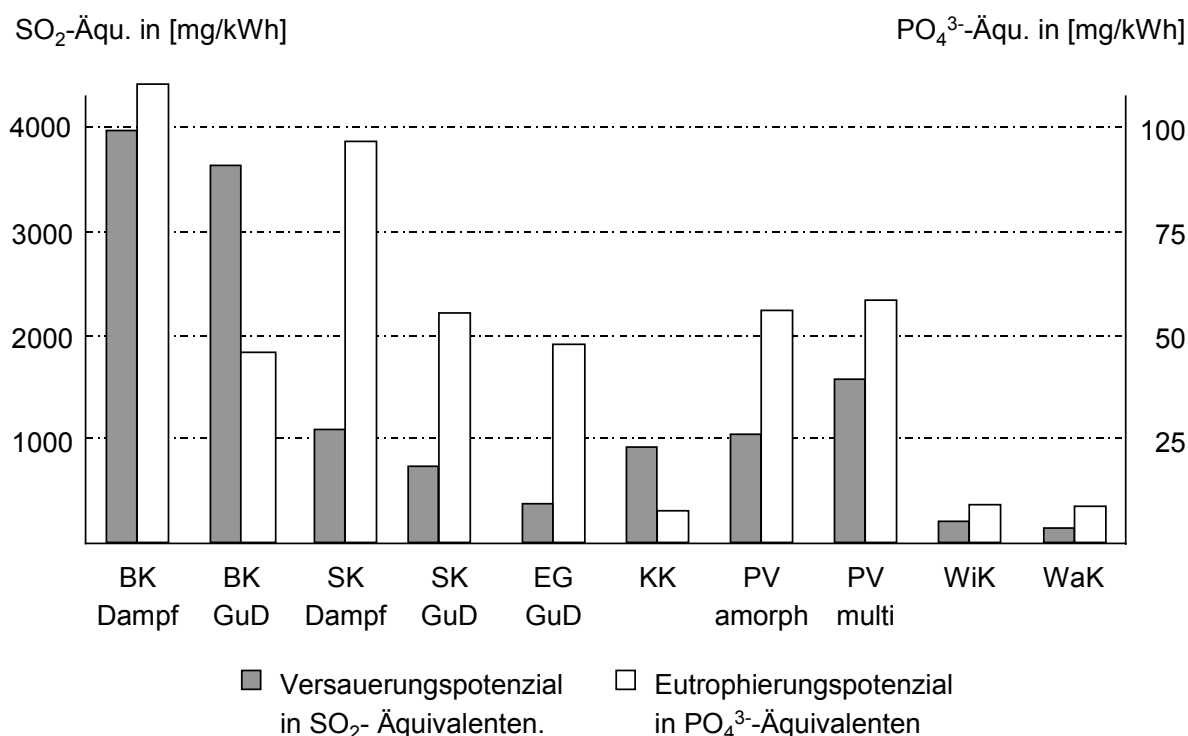


Abb. 6-2: Versauerungs- und Eutrophierungspotenziale ausgewählter Stromerzeugungssysteme

Die Wirkungspotenziale für das erdgasgefeuerte GuD-Kraftwerk fallen deutlich geringer aus als für die bilanzierten kohlegefeuerten Kraftwerke. Dies resultiert zum einen aus dem höheren Nutzungsgrad von 57,6%, zum anderen aus der Schwefelfreiheit des Brennstoffes Erdgas. Hauptursachen für das Versauerungspotenzial der Stromerzeugung aus Erdgas sind zum einen die NO_x-Emissionen aus dem Kraftwerksbetrieb, zum anderen die SO₂-Emissionen aus vorgelagerten Prozessstufen.

Eine Stromerzeugung auf Basis von Solarstrahlung ist heute noch mit vergleichsweise hohen Wirkungspotenzialen gekennzeichnet. Sowohl im Falle der amorphen als auch der multikristallinen Zellen liegen die Werte für Versauerung und Eutrophierung über den entsprechenden Werten für die Stromerzeugung aus Steinkohle mit einem Dampfkraftwerk. Im Vergleich der photovoltaischen Systeme untereinander schneiden die Dünnschichtzellen aus amorphem Silizium etwas besser ab als die multikristallinen Zellen.

Für die Stromerzeugung aus Kernenergie ergibt sich ein Versauerungspotenzial, das über dem Wert der Stromerzeugung aus Erdgas und auch über dem Wert für die Stromerzeugung aus Steinkohle mit GuD-Technik liegt. Hauptursache sind hierfür das Versauerungspotenzial der versauernd wirkenden Emissionen in Wasser und Boden beim Uranbergbau. Dementsprechend liegt der Wert für das hier dargestellte System mit Wiederaufarbeitung unter dem Wert für das System mit direkter Endlagerung. Beim Treibhauspotenzial und dem Eutrophierungspotenzial dagegen ergeben sich dagegen sowohl im Fall der Wiederaufarbei-

tung - der in Abb. 6-1 und Abb. 6-2 dargestellt ist - als auch bei direkter Endlagerung im wesentlichen die gleichen Resultate.

Die Ergebnisse für Windkraft hängen von den zu Grunde gelegten Betriebsbedingungen ab und weisen damit einen gewissen Schwankungsbereich auf. Für den hier beispielhaft dargestellten Fall wurde eine Windgeschwindigkeit von 5,5 m/s angenommen. Beim Treibhauspotenzial und dem Eutrophierungspotenzial ergeben sich leicht höhere Werte im Vergleich zur Kernenergie. Im Falle des Versauerungspotenzials liegt jedoch der Wert für Windenergie weit unterhalb des Wertes für die Stromerzeugung aus Erdgas, der Technik mit dem geringsten Versauerungspotenzial der bisher diskutierten Stromerzeugungstechniken. Die Sensitivitätsanalyse in Kapitel 6.5.2 variiert die hier angenommene Windgeschwindigkeit von 5,5 m/s und untersucht zusätzlich Windgeschwindigkeiten von 4,5 und 6,5 m/s.

Im Falle der Wasserkraft hängen die Ergebnisse zu einem großen Teil von den örtlichen Gegebenheiten ab, die die Aufwendungen beim Bau des Wasserkraftwerkes beeinflussen. Die Ergebnisse für die verschiedenen bilanzierten Anlagen zeigen jedoch, dass auch bei anderen Randbedingungen die Ergebnisse für Wasserkraft ähnlich günstig wie im hier dargestellten Fall ausfallen.

Die in Abb. 6-1 aufgeführten Bilanzergebnisse beinhalten auch die Backup-Aufwendungen für die regenerativen Stromerzeugungssysteme. Die Backup-Aufwendungen liegen bei allen drei betrachteten Wirkungspotenzialen für Wasserkraft, Windkraft und Photovoltaik in der gleichen Größenordnung von 17 bis 23 g CO₂-Äquivalenten beim Treibhauspotenzial, von 27 bis 65 mg SO₂-Äquivalenten beim Versauerungspotenzial und in der Größenordnung von 2 bis 4 mg PO₄³⁻-Äquivalenten beim Eutrophierungspotenzial. Die unteren Werte der angegebenen Bandbreiten stehen für die Backup-Aufwendungen für die Wasserkraft, die oberen Werte für die Backup-Aufwendungen für die Stromerzeugung aus Photovoltaik. Die Werte für Windkraft liegen dazwischen. Aufgrund der geringen kumulierten Emissionen der Wasserkraft- und Windkraftanlagen liegen jedoch bei diesen Systemen die Beiträge der Backup-Aufwendungen bei bis zu 58%, während sie bei der Photovoltaik wegen der hohen Emissionen der photovoltaischen Systeme nur zu weniger als 7% zu den ermittelten Wirkungspotenzialen beitragen.

6.4.2 Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit

Die Resultate für die Wirkungskategorie der Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit, für die die beiden Wirkungsindikatoren „verlorene Lebenserwartung“ und „Lebenszeit mit beeinträchtigter Gesundheit“ ermittelt wurden, sind in **Abb. 6-3** dargestellt.

Die Stromerzeugung mit einem braunkohlegefeuerten Dampfkraftwerk nach heutigem Stand der Technik weist sowohl bei der verlorenen Lebenserwartung als auch der Lebenszeit mit beeinträchtigter Gesundheit die höchsten Werte der fossilen Stromerzeugungssysteme

auf. Der Einsatz der Gas- und Dampfturbinentechnik bei der Stromerzeugung aus Braunkohle, der eine Nutzungsgradsteigerung von 40% auf 50,5% zu Grunde gelegt wurde, reduziert die Auswirkungen deutlich.

Die Stromerzeugung aus Steinkohle weist bei Nutzung der Dampftechnik geringere Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit aus als die Stromerzeugung aus Braunkohle. Grund hierfür ist zum einen der mit 43% höhere Nutzungsgrad des steinkohlegefeuerten Dampfkraftwerkes, zum anderen die geringeren Belastungen aus der Brennstoffbereitstellung.

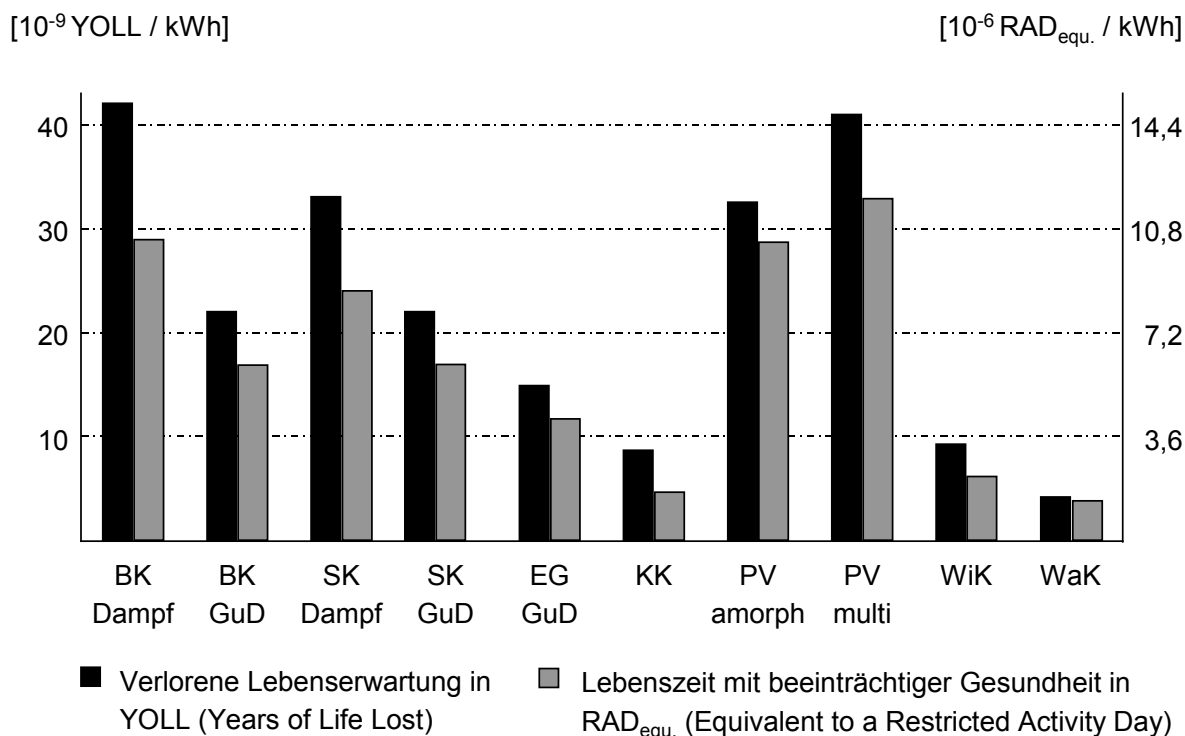


Abb. 6-3: Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit

Die geringsten gesundheitlichen Auswirkungen bei der Stromerzeugung aus fossilen Brennstoffen ergeben sich bei Nutzung des Brennstoffes Erdgas. Aufgrund seiner weitgehenden Schwefel- und Partikelfreiheit entfallen hier zwei der bei den anderen fossilen Systemen besonders relevanten Schadstoffe. Die Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit durch die Stromerzeugung aus Kernenergie sind deutlich geringer als die der Stromerzeugung aus Erdgas. Dabei tragen ionisierende Strahlung mit knapp 40% und Partikelbelastung durch Primär- und Sekundärpartikel mit knapp 60% zur verlorenen Lebenserwartung der Stromerzeugung aus Kernkraft bei. Die photovoltaische Stromerzeugung ist durch gesundheitliche Auswirkungen gekennzeichnet, die in der Größenordnung der Stromerzeugung mit einem braunkohlegefeuerten Dampfkraftwerk liegt. Hauptquellen sind hierbei die Stromerzeugung für die Herstellung der Photovoltaikanlagen und weitere vorgelagerte Prozesse wie beispielsweise die Bereitstellung von Materialien und sonstigen Vorleistungen für die Wafer-, Zellen- und Modulfertigung. Die Gesundheitsauswirkungen aus der Stromerzeugung aus Windkraft

liegen leicht über denen der Gesundheitsauswirkungen aus Kernenergie. Die Stromerzeugung aus Wasserkraft weist die geringsten Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit aus, die noch einmal unterhalb der Werte für die Stromerzeugung aus Kernkraft liegen.

Die Backup-Aufwendungen haben keinen wesentlichen Einfluss auf das Ergebnis. Ihr Beitrag liegt sowohl für die verlorene Lebenserwartung als auch die Lebenszeit mit beeinträchtigtiger Gesundheit zwischen 5% (Photovoltaik) und 30% (Wind- und Wasserkraft).

6.4.3 Schädigung der vom Menschen geschaffenen Umwelt

Abb. 6-4 zeigt die für den Bereich der vom Menschen geschaffenen Umwelt ermittelten Schäden getrennt nach Materialschäden und Schäden an Nutzpflanzen. Die Schäden sind angegeben in Euro-Cent pro kWh und betragen zwischen 0,020 und -0,022 Cent/kWh.

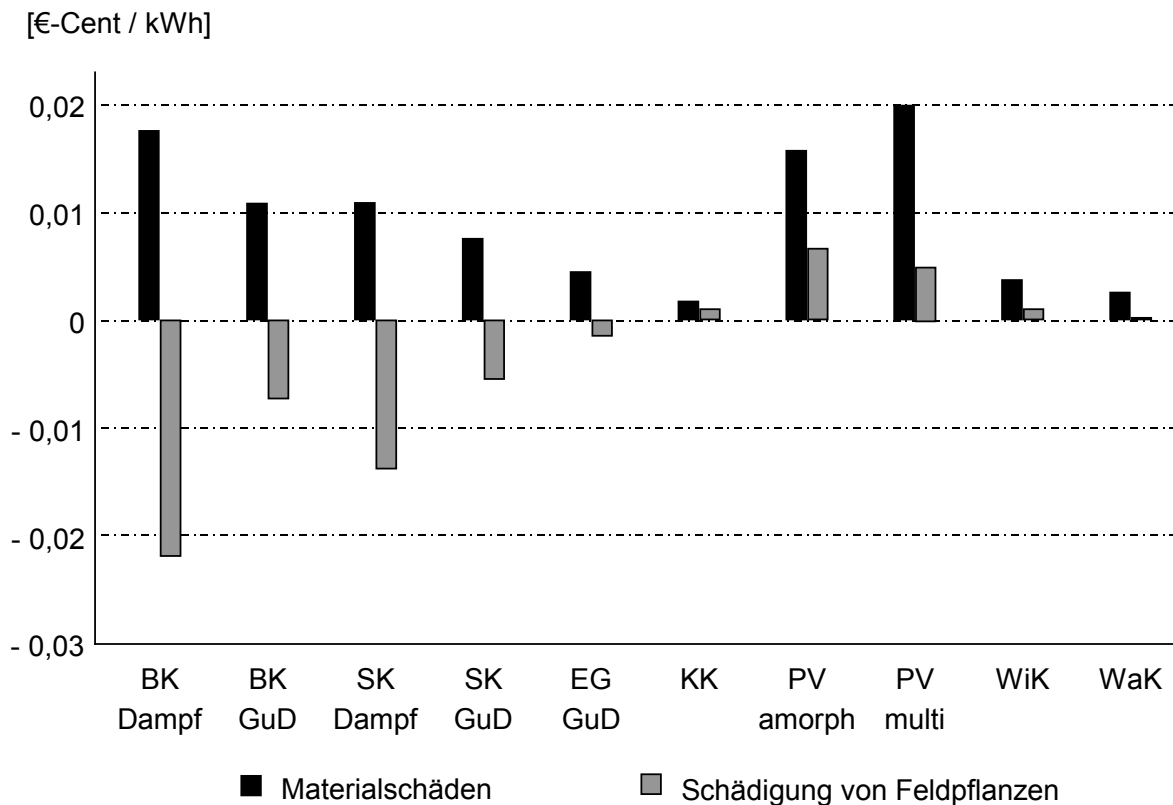


Abb. 6-4: Schädigung der vom Menschen geschaffenen Umwelt

Zunächst wird deutlich, dass sich für alle fossilen Systeme negative Schäden (d. h. zusätzliche Erträge) an Feldpflanzen ergeben. Verantwortlich sind hierfür zum einen die SO_2 -Emissionen: längerfristige Experimente mit Feldpflanzen haben ergeben, dass bei niedrigen SO_2 -Konzentrationen von weniger als $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$, wie sie heute beispielsweise in Deutschland vorliegen, eine Erhöhung des SO_2 -Gehaltes eine Ertragssteigerung zur Folge hat. Erst ab einer Konzentration von mehr als $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sinkt der Ertrag bei einer weitergehenden Steigerung

der Schwefelkonzentration wieder ab. Wenn also die SO₂-Konzentrationen durch die Emissionen eines Kraftwerkes zunehmen, kann es in Gebieten mit niedriger SO₂-Konzentration zu Ertragssteigerungen kommen /Friedrich und Krewitt 1997/.

Ein weiterer Grund für die ‚negativen Feldpflanzenschäden‘ sind die Stickoxidemissionen. Wie in Kapitel 4.3.4 erläutert, trägt eine zusätzliche Stickoxidemission in Deutschland im Mittel zu einer Minderung der Ozonkonzentration in Europa und damit zu Verringerung der Feldpflanzenschäden durch bodennahe Ozon bei, so dass die hier verwendeten Charakterisierungsfaktoren für Stickoxidemissionen negative Feldpflanzenschäden ausweisen. Positive Feldpflanzenschäden ergeben sich für die Stromerzeugung aus Kernenergie, Photovoltaik, Windkraft und Wasserkraft, die allerdings mit Werten von unter 0,01 €-Cent pro kWh sehr gering ausfallen. Wind- und Wasserkraft weisen die geringsten Materialschäden auf, danach folgen die Kernenergie und die Stromerzeugung aus Erdgas. Die höchsten Materialschäden ergeben sich für die photovoltaische Stromerzeugung und die kohlegefeuerten Systeme, wobei die Rangfolge von der gewählten Technologie abhängt. So liegen die Werte für kohlegefeuerte GuD-Anlagen unter dem Wert für amorphe Photovoltaikzellen, dann folgt das Steinkohle gefeuerte Dampfkraftwerk, anschließend die multikristallinen Photovoltaikzellen und schließlich das braunkohlegefeuerte Dampfkraftwerk.

Insgesamt kann festgehalten werden, dass die hier quantifizierten Schäden in der vom Menschen geschaffenen Umwelt für alle betrachteten Systeme zum Teil deutlich weniger als 0,03 €-Cent / kWh betragen.

6.4.4 Verbrauch endlicher Primärenergieträger

Die nach der Ressourcenmethode berechneten kumulierten Energieaufwendungen an erschöpflichen Energieträgern durch die ausgewählten Referenzanlagen zeigt Abb. 6-5.

Bei den fossilen Stromerzeugungssystemen auf der Basis von Braunkohle, Steinkohle und Erdgas sowie bei dem nuklearen Stromerzeugungssystem ist der Brennstoffeinsatz im Kraftwerk gesondert ausgewiesen. Für die Stromerzeugungssysteme auf Basis regenerativer Energien ist der Anteil der Backup-Aufwendungen an den kumulierten Energieaufwendungen kenntlich gemacht.

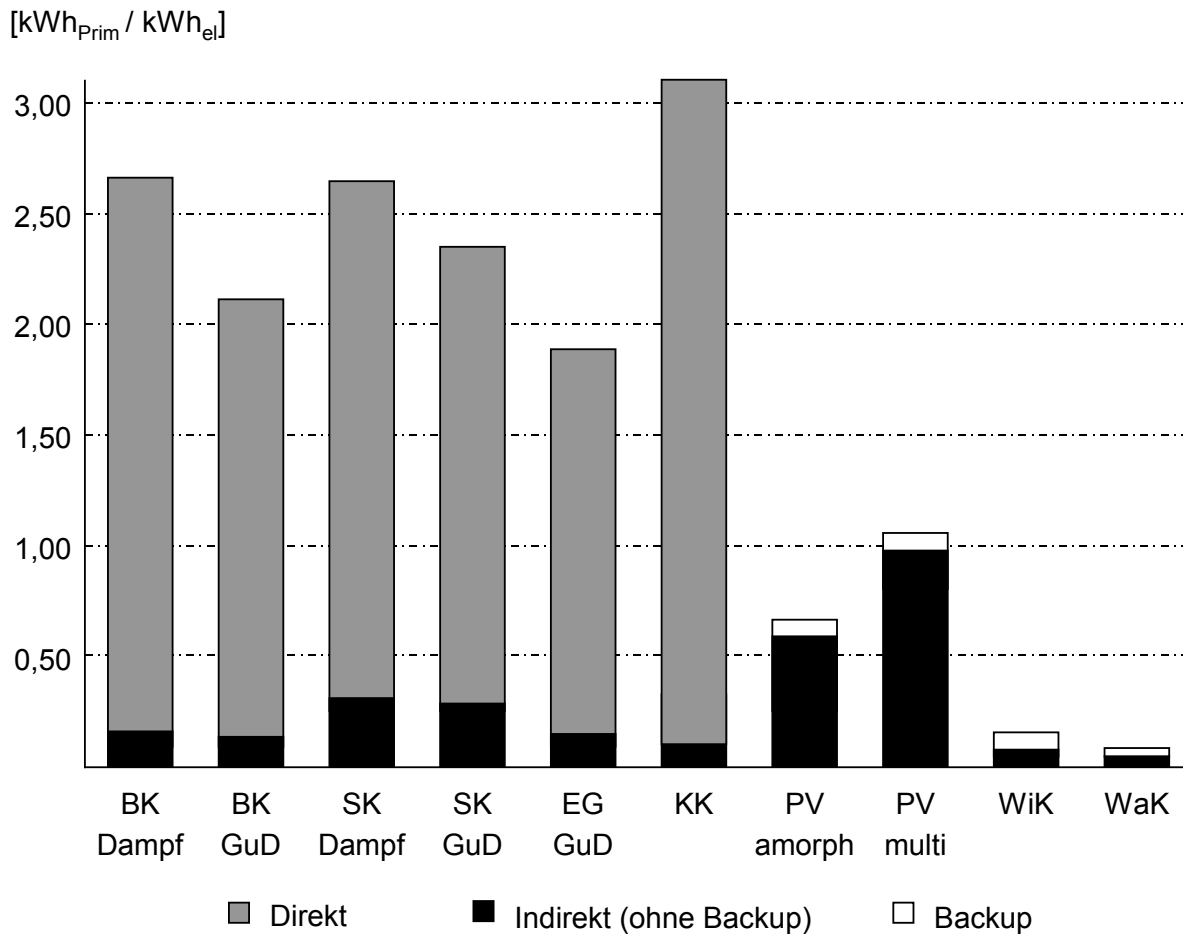


Abb. 6-5: Verbrauch endlicher Primärenergieträger

Der Anteil des Brennstoffeinsatzes im Kraftwerk beträgt im Falle der fossilen Stromerzeugungssysteme zwischen 85% und 95% der kumulierten Energieaufwendungen. Dass die indirekten Verbräuche endlicher Energieträger jedoch nicht vernachlässigbar sind, zeigt beispielsweise das Ergebnis für das steinkohlegefeuerte Dampfkraftwerk. Dies weist trotz des höheren Nutzungsgrades - 43% im Falle des Steinkohledampfkraftwerkes und 40% für das entsprechende Braunkohlekraftwerk - nahezu den gleichen kumulierten Energieaufwand auf wie das braunkohlegefeuerte Dampfkraftwerk. Grund hierfür ist, dass die Bereitstellung von Steinkohle frei Kraftwerk durch höhere Verbräuche endlicher Energieträger gekennzeichnet ist als die Bereitstellung von Braunkohle frei Kraftwerk. Die Bereitstellung sonstiger Vorleistungen für den Kraftwerksbetrieb sowie der Kraftwerksbau und -rückbau sind nur von untergeordneter Bedeutung. Da das braunkohlegefeuerte GuD-Kraftwerk einen Nutzungsgrad von 50,5% aufweist, dass steinkohlegefeuerte GuD-Kraftwerk jedoch nur einen Nutzungsgrad von 48,5%, führt die Einführung der GuD-Technik bei der Stromerzeugung aus Braunkohle zu einer größeren Reduktion der kumulierten Energieaufwendungen.

Das Stromerzeugungssystem auf Basis von Erdgas weist deutlich geringere Energieaufwendungen als die bilanzierten stein- und braunkohlegefeuerten Systeme auf. Der Hauptgrund hierfür liegt in dem mit 57,6% vergleichsweise hohen Nutzungsgrad des erdgasgefeuerten Kraftwerkes, der in gleichem Maße den direkten Brennstoffeinsatz im Kraftwerk und die indirekten energetischen Aufwendungen der Brennstoffbereitstellung beeinflusst.

Für das nukleare Stromerzeugungssystem ergeben sich die höchsten kumulierten Energieaufwendungen. Die primärenergetische Bewertung von nuklearen Brennstoffen erfolgte hier entsprechend dem Vorschlag der VDI-Richtlinie 4600 mit einem Kraftwerksnutzungsgrad von 33%. Die indirekten Energieaufwendungen resultieren zum einen aus den Prozessen der Uranbrennstoffbereitstellung und den diesen vor- und nachgelagerten indirekten Prozessen, zum anderen aus der Bereitstellung sonstiger Vorleistungen für den Betrieb des Kraftwerkes sowie dem Bau und Rückbau des Kraftwerkes.

Bei den Stromerzeugungssystemen auf Basis regenerativer Energieträger sind die Photovoltaik-Anlagen durch die höchsten Verbräuche an energetischen Rohstoffen gekennzeichnet. Der kumulierte Energieaufwand der photovoltaischen Stromerzeugung beträgt das vier- bis achtfache der entsprechenden Werte für die Stromerzeugung aus Windkraft oder Wasserkraft. Ursache ist hierfür die aufwendige Herstellung der Photovoltaik-Anlagen. Betrieb und Rückbau der Anlagen spielt bei den Anlagen zur Nutzung regenerativer Energien nahezu keine Rolle. Die primärenergetischen Backup-Aufwendungen ändern die Relation der Ergebnisse sowohl innerhalb der regenerativen Anlagen als auch zwischen regenerativen Anlagen einerseits und denen der fossilen und nuklearen Anlagen andererseits nicht.

Neben der Charakterisierung des Verbrauchs endlicher Primärenergieträger dient die Kenngröße des kumulierten Energieaufwandes auch als Screening-Größe, wobei die Anteile der energetisch genutzten nicht-erneuerbaren Energieträger, der energetisch genutzten erneuerbaren Energieträger und der energetisch genutzten Reststoffe getrennt ausgewiesen werden sollen. Die nicht-energetische Nutzung von Energieträgern geht dabei nach /UBA-KEA 1999/ nicht in die Berechnung des kumulierten Energieaufwandes ein.

Abb. 6-6 zeigt die Resultate für die hier bilanzierten Referenzanlagen. Bei den indirekten Energieaufwendungen ist dabei auf die getrennte Ausweisung des regenerativen Anteils und des Anteils, der durch den Einsatz von Reststoffen verursacht wird, verzichtet worden, da diese Anteile zusammen weniger als 1% der kumulierten indirekten Energieaufwendungen ausmachen.

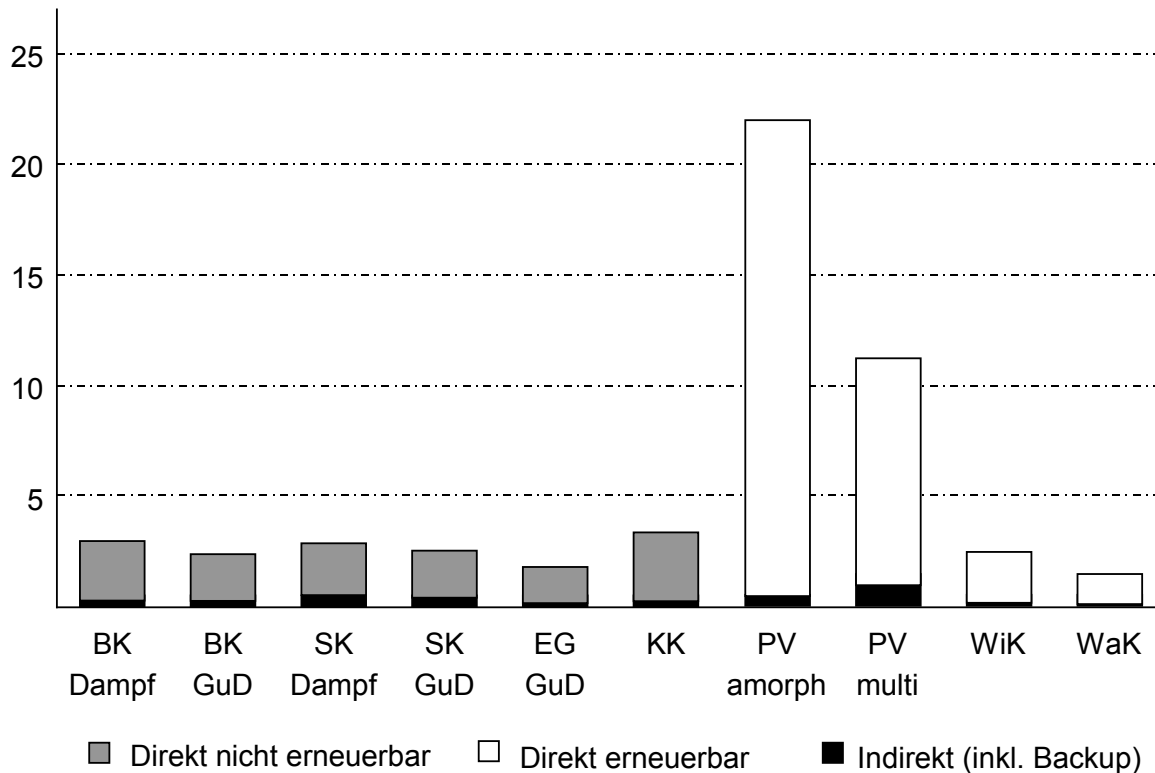
[kWh_{Prim} / kWh_{el}]

Abb. 6-6: Kumulierter Energieaufwand als Screening-Größe

Die Werte für die fossilen Stromerzeugungssysteme ändern sich gegenüber der Berechnung des kumulierten Energieaufwandes nach der Ressourcenmethode kaum. Zum einen entfallen geringe Mengen an Energieträgern, die in den Vorketten nichtenergetisch genutzt werden, zum anderen kommen kleinere Beträge beispielsweise durch die Stromerzeugung aus Wasserkraft in den Vorketten hinzu. Die indirekten Energieaufwendungen der regenerativen Systeme ändern sich aus den gleichen Gründen ebenfalls kaum, zusätzlich wird nun jedoch der direkte Einsatz regenerativer Energien im Kraftwerk primärenergetisch bewertet und angerechnet. Für die amorphen Photovoltaikanlagen resultiert daraus aufgrund ihres Nutzungsgrades von nur 4,5% ein direkter Primärenergieaufwand von über 22 kWh_{Prim}/kWh_{el}, und für die multikristalline Anlage mit einem Nutzungsgrad 9,5% ein direkter Primärenergieaufwand von etwa 10,5 kWh_{Prim}/kWh_{el}. Die Windkraftanlage, bei der die Windenergie vor dem Rotor angerechnet wird, benötigt einen direkten Primärenergieaufwand von 2,5 kWh_{Prim}/kWh_{el}. Für die Wasserkraftanlage ergibt sich ein direkter Primärenergieaufwand von 1,25 kWh_{Prim} pro kWh_{el}.

Diese Ergebnisse sollen nach /UBA-KEA 1999/ als „Grobindikator“ dienen, der „zumindest Anhaltspunkte zur ökologischen Bewertung liefert“. Vergleicht man die in Abb. 6-6 dargestellten Resultate mit den Ergebnissen für die einzelnen Wirkungskategorien, so fällt

auf, dass sich nur zum Teil eine Übereinstimmung ergibt. Beispielsweise weist die Kernenergie sowohl bei den Wirkungspotenzialen als auch bei den Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit deutlich geringere Auswirkungen auf als die kohlegefeuerten Kraftwerke und zum Teil auch das Erdgaskraftwerk, während sich beim kumulierten Energieaufwand für das Kernkraftwerk ein höherer Wert ergibt als für die anderen nichtregenerativen Systeme.

Aus der Anrechnung der regenerativen Energieströme resultieren für die regenerativen Systeme kumulierte Energieaufwendungen, die im Falle der Wasserkraft bei etwa 50% und im Falle der Nutzung der Windenergie bei nahezu 100% der Stromerzeugung aus Kohle liegen. Für die Photovoltaik ergeben sich Werte, die das Vier- bis Achtfache der Werte für eine Stromerzeugung aus Kohle betragen. Diese Verhältnisse finden sich bei den in dieser Arbeit betrachteten Wirkungskategorien so nicht wieder: Die Auswirkungen für Wind- und Wasserkraft liegen weit unterhalb denen der Stromerzeugung aus Kohle und die der photovoltaischen Stromerzeugung in der gleichen Größenordnung einer Stromerzeugung aus Kohle.

Damit wird deutlich, dass der kumulierte Energieaufwand zumindest für die Beurteilung von Energiesystemen keinen geeigneten „Grobindikator“ darstellt.

6.4.5 Gewichtung der Wirkungsindikatorergebnisse

Die Gewichtung der Wirkungsindikatorergebnisse erfolgt - wie bereits in Kapitel 4.4.4 erläutert - an Hand der monetären Bewertung. Dabei werden die Ergebniswerte für die Wirkungskategorien Treibhauseffekt, Eutrophierung von Böden und Gewässern, Versauerung von Böden und Gewässern und die hier ermittelten Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit in Geldwerte umgerechnet. Die für die Wirkungskategorie der Schäden in der vom Menschen geschaffenen Umwelt errechneten Kenngrößen - Materialschäden und Feldpflanzenschäden - sind bereits in monetären Einheiten angegeben.

Tabelle 6-6 führt die Resultate der monetären Bewertung getrennt nach Schadens- und Vermeidungskosten auf. Schadenskosten können für Wirkungskategorien immer dann angegeben werden, wenn die Auswirkungen innerhalb dieser Wirkungskategorien an Hand von Schadensgrößen quantifiziert werden. Dies ist hier sowohl bei den Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit als auch bei den Materialschäden und den Feldpflanzenschäden der Fall. Für die Schädigung von Ökosystemen, die durch Versauerung und Eutrophierung beeinträchtigt werden, und den Treibhauseffekt wurden im Rahmen der Wirkungsabschätzung keine Schadensgrößen, sondern nur Wirkungspotenziale berechnet. Die monetäre Bewertung muß daher mit Hilfe von Vermeidungskosten erfolgen. Wie in Kapitel 4.4.3 dargestellt, können für einen Schadstoff oder eine Schadstoffgruppe aus einem von der Gesellschaft beschlossenen Minderungsziel die erforderlichen Minderungs- oder Vermeidungskosten der zuletzt einzusetzenden Maßnahme ermittelt werden. Diese Kosten werden dann zur monetä-

ren Bewertung des betreffenden Schadstoffes oder der betreffenden Schadstoffgruppe angesetzt.

Tabelle 6-6: Monetäre Bewertung der ausgewählten Stromerzeugungssysteme

€-Cent/kWh	BK Dampf	BK GuD	SK Dampf	SK GuD	EG GuD	KK	PV amorph	PV multi	WiK	WaK
Schadenskosten										
Gesundheit	0,55	0,29	0,43	0,30	0,20	0,10	0,44	0,56	0,09	0,06
Material	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01	0,00	0,02	0,02	0,00	0,00
Feldpflanzen	-0,02	-0,01	-0,01	-0,01	-0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Vermeidungskosten (nach Standard-Preis-Ansatz)										
Ökosysteme	0,19	0,09	0,16	0,10	0,07	0,02	0,12	0,16	0,02	0,02
Treibhauseffekt	2,04	1,59	1,81	1,60	0,78	0,04	0,40	0,57	0,09	0,06

Die in Tabelle 6-6 gezeigten Ergebnisse machen deutlich, dass im Falle der Schadenskosten die monetär bewerteten Gesundheitsschäden klar dominieren. Materialschäden sowie Schäden an Feldpflanzen sind vernachlässigbar gering.

Wichtig ist auch, dass die in Tabelle 6-6 dargestellten Resultate der monetären Bewertung nur für die bilanzierten Referenzenergiesysteme gelten. Zwar wurden die hier bilanzierten Referenzenergiesysteme so ausgewählt, dass sie als typisch für in Deutschland betriebene Anlagen gelten können. Bei der Verwendung der Ergebnisse ist jedoch zu berücksichtigen, dass andere Rahmenbedingungen wie beispielsweise ein verstärkter Bezug von Steinkohle aus dem Ausland oder andere Betriebsbedingungen für eine Windkraftanlage einen durchaus relevanten Einfluss auf das Gesamtergebnis der Bilanzierung haben können. In der Sensitivitätsanalyse in Kapitel 6.5.2 werden daher eine Reihe weiterer Bilanzierungen durchgeführt, bei denen geänderte Rahmenbedingungen für die Brennstoffkette oder die Betriebsbedingungen der bilanzierten Anlage berücksichtigt werden.

Darüber hinaus ist anzumerken, dass in dieser Arbeit die Wirkungsabschätzung entsprechend der heute üblichen Vorgehensweise im Rahmen von Ökobilanzen an Hand von Gewichtungsfaktoren durchgeführt wurde, die die durchschnittlichen Schädigungen durch eine Einheit Schadstoff beschreiben. Standortbezogene Randbedingungen fanden mit Ausnahme der gesonderten Behandlung von Emissionen aus Überseetransporten keine Berücksichtigung, so dass die in diesem Kapitel vorgestellten Resultate sowohl bei den Wirkungsindekatoregebnissen als auch bei den Resultaten der monetären Bewertung von denen anderer Studien, in denen standortabhängige Untersuchungen wie beispielsweise in /Friedrich und Krewitt, 1997/ durchgeführt wurden, abweichen können. In wieweit sich durch standortbezogene Betrachtungen die Bilanzergebnisse ändern können, wird ebenfalls im Rahmen der Sensitivitätsanalyse in Kapitel 6.5.2 untersucht.

6.5 Auswertung

Die Auswertung gliedert sich in Anlehnung an /ISO 14043/ in drei Abschnitte. Inhalt des ersten Abschnittes ist die Identifizierung signifikanter Lebenswegabschnitte und Sachbilanzgrößen. Im zweiten Abschnitt wird eine Sensitivitätsprüfung durchgeführt, um den Einfluss von Unsicherheiten und wichtigen Rahmenbedingungen auf das Ergebnis der Bilanzierung zu diskutieren. Der dritte Abschnitt schließlich umfasst Schlussfolgerungen, die aus den zuvor gewonnen Erkenntnissen abgeleitet werden.

6.5.1 Identifizierung relevanter Lebenswegabschnitte und Sachbilanzgrößen

Die Tabelle 6-6 im Abschnitt 6.4.5 gibt die Ergebnisse der monetären Bewertung für die ausgewählten Stromerzeugungssysteme an und zeigt, welche Bedeutung die einzelnen Wirkungskategorien für das Gesamtergebnis der monetären Bewertung haben. Es ist nun von Interesse, welche Lebenswegabschnitte und welche Sachbilanzgrößen die größten Beiträge zum Gesamtergebnis liefern. Die nachfolgend aufgeführten Tabellen listen in den Zeilen die wichtigsten Lebenswegabschnitte auf. Die Spalten enthalten die Sachbilanzgrößen mit den größten Beiträgen zum Gesamtergebnis der monetären Bewertung. Aus den Tabellenwerten läßt sich dann unter anderem ablesen, welchen Beitrag das Sachbilanzergebnis eines Lebenswegabschnittes am Gesamtergebnis der monetären Bewertung hat.

Tabelle 6-7 zeigt die Identifizierung relevanter Parameter für die braunkohle-, steinkohle- und erdgasgefeuerten Kraftwerke. Für das braunkohlegefeuerte Dampfkraftwerk resultiert mit etwa 90% der überwiegende Beitrag aus dem Betrieb des Kraftwerkes, gefolgt von der Brennstoffbereitstellung mit einem Anteil von gut 7%. Die Bereitstellung der Vorleistungen für den Betrieb des Kraftwerkes einschließlich der Instandhaltung des Kraftwerkes trägt immerhin noch mit gut 2 % zum Gesamtergebnis bei. Für den Bau und den Rückbau verbleibt ein Anteil von etwa 1%. Die wichtigsten Sachbilanzgrößen sind die Luftschadstoffe CO₂, NO_x, SO₂, PM₁₀ und N₂O, die zusammen über 99% des Gesamtergebnisses liefern. Für alle anderen Sachbilanzgrößen verbleibt zusammen nur ein Anteil von etwa 0,4%. Auffällig ist, dass bei den PM₁₀-Emissionen im Gegensatz zu den anderen in Tabelle 6-7 aufgeführten Sachbilanzgrößen der größte Beitrag aus der Brennstoffbereitstellung und nicht aus dem Betrieb des Kraftwerkes stammt. Der Grund hierfür sind die direkten Feinstaubemissionen aus dem Braunkohlentagebau und die daraus resultierenden Gesundheitseffekte.

Tabelle 6-7: Anteile der Sachbilanzgrößen und Lebenswegabschnitte am Gesamtergebnis der monetären Bewertung für die Stromerzeugung aus Kohle und Erdgas in %

Braunkohle- Dampfkraftwerk	Sachbilanzgrößen						Gesamt
	CO ₂	NO _x	SO ₂	PM ₁₀	N ₂ O	Sonstige	
Kraftwerksbetrieb	68,52	12,10	7,33	0,50	1,06	0,15	89,66
Brennstoffbereitstellung	2,66	0,70	0,85	2,77	0,05	0,15	7,18
Vorleistungen für Betrieb	0,93	0,24	0,70	0,21	0,01	0,09	2,18
Bau und Rückbau	0,25	0,12	0,37	0,20	0,01	0,03	0,98
Gesamt	72,36	13,16	9,25	3,68	1,13	0,42	100,00
Braunkohle- GuD-Kraftwerk	Sachbilanzgrößen						Gesamt
CO ₂	NO _x	SO ₂	PM ₁₀	N ₂ O	Sonstige		
Kraftwerksbetrieb	76,24	6,33	4,59	0,41	0,64	0,19	88,40
Brennstoffbereitstellung	2,44	0,50	0,80	3,06	0,04	0,16	7,00
Vorleistungen für Betrieb	0,73	0,44	1,21	0,33	0,03	0,22	2,96
Bau und Rückbau	0,43	0,22	0,61	0,32	0,01	0,05	1,64
Gesamt	79,84	7,49	7,21	4,12	0,72	0,62	100,00
Steinkohle- Dampfkraftwerk	Sachbilanzgrößen						Gesamt
CO ₂	NO _x	SO ₂	CH ₄	PM ₁₀	Sonstige		
Kraftwerksbetrieb	60,90	10,10	5,49	0,07	0,51	1,18	78,25
Brennstoffbereitstellung	4,29	2,13	1,85	7,76	0,69	0,58	17,30
Bau und Rückbau	0,58	0,27	0,87	0,08	0,44	0,01	2,25
Vorleistungen für Betrieb	0,77	0,29	0,78	0,05	0,21	0,10	2,20
Gesamt	66,54	12,79	8,99	7,96	1,85	1,87	100,00
Steinkohle- GuD-Kraftwerk	Sachbilanzgrößen						Gesamt
CO ₂	NO _x	SO ₂	CH ₄	PM ₁₀	Sonstige		
Kraftwerksbetrieb	64,52	6,23	4,52	0,02	0,40	1,23	76,92
Brennstoffbereitstellung	4,54	2,25	1,96	8,22	0,74	0,62	18,33
Vorleistungen für Betrieb	0,63	0,32	0,99	0,09	0,27	0,14	2,44
Bau und Rückbau	0,59	0,29	0,90	0,08	0,42	0,03	2,31
Gesamt	70,28	9,09	8,37	8,41	1,83	2,02	100,00
Erdgas- GuD-Kraftwerk	Sachbilanzgrößen						Gesamt
CO ₂	NO _x	SO ₂	CH ₄	PM ₁₀	Sonstige		
Kraftwerksbetrieb	62,66	8,64	0,00	0,11	0,00	0,31	71,72
Brennstoffbereitstellung	5,82	5,50	6,05	3,95	2,04	1,74	25,10
Vorleistungen für Betrieb	0,61	0,33	1,23	0,04	0,19	0,13	2,53
Bau und Rückbau	0,20	0,10	0,23	0,01	0,08	0,03	0,65
Gesamt	69,29	14,57	7,51	4,11	2,31	2,21	100,00

Ein ähnliches Bild ergibt sich für das braunkohlegefeuerte Gas- und Dampfturbinenkraftwerk. Auch hier dominiert der Betrieb des Kraftwerkes und die Bereitstellung des Brennstoffes, die zusammen ca. 95% des Gesamtergebnisses ausmachen. Die Vorleistungen für den Betrieb des Kraftwerkes, der Bau und der Rückbau des Kraftwerkes tragen zu knapp 5% zum Gesamtergebnis bei. Aufgrund des optimierten Kraftwerksprozesses emittiert das braunkohlegefeuerte GuD-Kraftwerk weniger Stick- und Schwefeloxide als das zuvor diskutierte Dampfkraftwerk. Der Einfluss dieser beiden Schadstoffe geht daher zurück, und die Bedeutung von CO₂ und PM₁₀ nimmt etwas zu.

Für die Lebenswegabschnitte des steinkohlegefeuerten Dampfkraftwerkes ergibt sich eine ähnliche Rangfolge wie bei den zuvor diskutierten Braunkohlekraftwerken. Der Kraftwerksbetrieb und die Brennstoffbereitstellung, also die Kohleförderung einschließlich vor- und nachgelagerter Prozesse, machen zusammen 95% des Gesamtergebnisses aus, und die Vorleistungen für den Betrieb ergeben zusammen mit Bau und Rückbau des Kraftwerkes etwa 5%. Die wichtigste Sachbilanzgröße ist das CO₂, gefolgt von NO_x und SO₂. Gegenüber den Bilanzen für die braunkohlegefeuerten Kraftwerke sind die Emissionen von CH₄ aufgrund der Emissionen bei der Kohleförderung von größerer Bedeutung und tragen immerhin mit etwa 8% zum Gesamtergebnis bei. Auch beim steinkohlegefeuerten GuD-Kraftwerk bestimmen der Kraftwerksbetrieb und die Brennstoffbereitstellung das Bilanzergebnis. Für die anderen Lebenswegabschnitte verbleibt ein Anteil von etwas über 5%. Bei den Sachbilanzgrößen dominiert das CO₂, gefolgt von NO_x, SO₂, CH₄ und PM₁₀.

Die Analyse der Bilanz des Erdgas-GuD-Kraftwerkes mit einem Nutzungsgrad von 57,6% weist den Kraftwerksbetrieb mit einem Gesamtanteil von über 70% als wichtigsten Lebenswegabschnitt aus. Im Vergleich zu den Bilanzen der kohlegefeuerten GuD-Kraftwerke liegt der Anteil der Brennstoffbereitstellung bei gut 26%, so dass für die restlichen Lebenswegabschnitte nur noch ein Anteil von etwa 3% am Gesamtergebnis verbleibt. Auch hier sind die wichtigsten Schadstoffe CO₂, NO_x und SO₂, gefolgt von CH₄ und PM₁₀.

Zusammenfassend können für die fossilen Stromerzeugungstechniken folgende Problembereiche identifiziert werden: Der Betrieb der Kraftwerke und die dabei emittierten Schadstoffe CO₂ und NO_x, im Falle der kohlegefeuerten Kraftwerke auch SO₂, CH₄-Emissionen aus dem Steinkohlebergbau und PM₁₀-Emissionen aus dem Braunkohletagebau.

Die Analyse der Bilanz für die Stromerzeugung aus Kernkraft identifiziert als wichtigsten Lebenswegabschnitt die Brennstoffbereitstellung, siehe Tabelle 6-8. Die Bereitstellung von Uranbrennelementen, die Wiederaufarbeitung und die Endlagerung von ausgedienten Brennelementen verursachen zusammen mit etwa 57% mehr als die Hälfte des Endergebnisses der monetären Bewertung. An zweiter Stelle folgen mit knapp 22% die Vorleistungen für den Betrieb des Kraftwerkes, dann mit gut 14% der Kraftwerksbau, mit knapp 5% der Betrieb des Kraftwerkes und schließlich der Rückbau des Kraftwerkes mit knapp 3%. Wichtigste Sachbilanzgröße ist bei der Stromerzeugung aus Kernkraft der Luftschadstoff SO₂, der nicht

durch den Betrieb des Kraftwerkes, sondern durch die verschiedenen vor- und nachgelagerten Prozesse emittiert wird. An zweiter Stelle liegt das Radionuklid C-14, das zum einen bei der Brennstoffbereitstellung (Wiederaufarbeitung), zum anderen bei dem Betrieb des Kraftwerkes freigesetzt wird. Danach folgen CO₂, PM₁₀ und NO_x, die mit 20%, 13% bzw. 10% zum Gesamtergebnis der monetären Bewertung beitragen.

Tabelle 6-8: Anteile der Sachbilanzgrößen und Lebenswegabschnitte am Gesamtergebnis der monetären Bewertung für die Stromerzeugung aus Kernkraft in %

Kernkraft mit Wiederaufarbeitung	Sachbilanzgrößen						Gesamt
	SO ₂	C-14	CO ₂	NO _x	PM ₁₀	Sonstige	
Brennstoffbereitstellung	14,75	16,36	9,57	6,48	5,57	4,07	56,82
Vorleistungen für Betrieb	7,76	0,02	5,82	3,57	2,21	2,13	21,51
Kraftwerksbau	5,08	0,01	4,16	2,25	1,91	0,75	14,15
Kraftwerksbetrieb	0,00	4,97	0,00	0,00	0,00	0,01	4,98
Rückbau des Kraftwerkes	0,74	0,00	0,77	0,53	0,30	0,19	2,53
Gesamt	28,33	21,36	20,32	12,84	9,99	7,16	100,00

Die in Tabelle 6-9 aufgeführte Bilanz für eine photovoltaische Stromerzeugung auf Basis von amorphem Zellmaterial wird fast ausschließlich durch den Bau der Anlage bestimmt. Die Elektrizitätsbereitstellung für die Panelfertigung stellt mit einem Anteil von gut 22% den zweitwichtigsten Lebenswegabschnitt der gesamten Bilanz dar. An dritter Stelle liegen die anderen zur Panelfertigung gehörenden Prozesse. Der wichtigste Lebenswegabschnitt sind jedoch die der Panelfertigung nachgelagerten Prozesse der Herstellung und Installation der Anlage mit einem Anteil von fast 39%. Der Bau der Anlage trägt also insgesamt zu knapp 80% zum Gesamtergebnis der Bilanz bei. Mit einem Anteil von knapp 9% für die Backup-Aufwendungen verbleibt ein Anteil von etwa 14% für den Betrieb und den Rückbau der Anlage.

Das Ergebnis für die Stromerzeugung mit Modulen aus multikristallinem Zellenmaterial wird mit jeweils etwa 23% für die Modulfertigung einerseits und für die der Modulfertigung nachgelagerten Prozesse einschließlich Installation der Anlage andererseits beeinflusst. Der Bezug von Elektrizität für die Herstellung der Module macht etwa 21% des Ergebnisses aus, und der Anteil der Herstellung von hochreinem Silizium (EG-Silizium = electronic grade silicium) beträgt gut 20%. Zusammen ergeben sich insgesamt ca. 84% für den Bau der multikristallinen Photovoltaikanlage. Die Backup-Aufwendungen, der Betrieb und der Rückbau der Anlage verursachen knapp 16% des Gesamtergebnisses. Wichtige Sachbilanzgrößen bei der Stromerzeugung aus Photovoltaik sind CO₂, SO₂, NO_x und PM₁₀. CH₄ und NMVOC spielen nur eine untergeordnete Rolle.

Tabelle 6-9: Anteile der Sachbilanzgrößen und Lebenswegabschnitte am Gesamtergebnis der monetären Bewertung für die Stromerzeugung aus regenerativen Energien in %

Photovoltaik mit amorphen Zellenmaterial	Sachbilanzgrößen						Gesamt
	CO ₂	SO ₂	NO _x	PM ₁₀	NMVOC	Sonstige	
Bau ohne Panelfertigung	9,29	14,06	6,05	6,17	1,47	1,58	38,61
Elektrizität für Panelherstellung	13,60	3,50	2,95	1,27	0,27	0,93	22,52
Panelfertigung ohne Elektrizität	5,81	5,15	2,49	1,48	0,52	0,91	16,36
Betrieb und Rückbau	3,91	3,98	3,05	1,27	0,89	0,71	13,81
Backup-Aufwendungen	3,89	2,10	1,07	0,96	0,12	0,56	8,70
Gesamt	36,50	28,79	15,61	11,15	3,27	4,68	100,00
Photovoltaik mit multikristallinem Zellenmaterial	Sachbilanzgrößen						Gesamt
	CO ₂	SO ₂	NO _x	PM ₁₀	CH ₄	Sonstige	
Modulfertigung	6,29	9,11	3,04	2,62	0,40	1,00	22,46
Bau ohne Modulfertigung	5,43	8,09	3,57	3,41	0,38	1,37	22,25
Elektrizität für Panelherstellung	12,51	3,25	2,72	1,17	0,65	0,42	20,72
Herstellung EG-Silizium	9,80	4,38	2,69	0,95	0,56	0,42	18,80
Backup, Betrieb und Rückbau	5,58	4,45	2,64	1,61	0,56	0,93	15,77
Gesamt	39,61	29,28	14,66	9,76	2,55	4,14	100,00
Windkraft	Sachbilanzgrößen						Gesamt
	CO ₂	SO ₂	PM ₁₀	NO _x	CH ₄	Sonstige	
Bau der Windkraftanlage	16,15	18,39	11,03	7,19	1,39	2,28	56,43
Backup-Aufwendungen	17,64	7,84	3,47	4,46	2,17	1,05	36,63
Betrieb	1,08	1,36	0,39	0,73	0,09	0,46	4,11
Abriß	0,71	0,57	0,32	0,98	0,03	0,22	2,83
Gesamt	35,58	28,16	15,21	13,36	3,68	4,01	100,00
Wasserkraft	Sachbilanzgrößen						Gesamt
	CO ₂	SO ₂	NO _x	PM ₁₀	CH ₄	Sonstige	
Bau des Wasserkraftwerkes	16,08	14,05	11,20	9,35	0,99	2,23	53,90
Backup-Aufwendungen	21,54	5,46	4,64	2,02	2,60	0,94	37,20
Betrieb	1,63	1,99	1,19	0,61	0,16	0,71	6,29
Abriß	0,53	0,39	1,20	0,26	0,02	0,21	2,61
Gesamt	39,78	21,89	18,23	12,24	3,77	4,09	100,00

Die Bilanz für die Stromerzeugung aus Windkraft wird hauptsächlich durch den Bau der Anlage und die Backup-Aufwendungen, d. h. die Aufwendungen, die zusätzlich in fossilen Systemen des Stromversorgungssystems zur Sicherung der Versorgungssicherheit entstehen, bestimmt. Diese beiden Lebenswegabschnitte liefern zusammen 93% des Gesamtergeb-

nisses. Für den Betrieb der Anlage und den Abriß ergeben sich Anteile von 4% und weniger als 3%. Im Gegensatz zu den Bilanzen für die Photovoltaik-Anlagen gibt es keinen dominierenden Prozess bei dem Bau der Anlage, so dass hier auf eine weitere Detaillierung verzichtet wird. Die Liste der relevanten Sachbilanzgrößen entspricht der Liste, die sich bei den Bilanzen für die photovoltaische Stromerzeugung ergab.

Für die Analyse der Stromerzeugung aus Wasserkraft ergibt sich das gleiche Bild sowohl bezüglich der relevanten Lebenswegabschnitte als auch bezüglich der relevanten Sachbilanzgrößen wie bei der Stromerzeugung aus Windkraft. Aus dem Bau des Wasserkraftwerkes resultieren 54% des Gesamtergebnisses der monetären Bewertung, der Anteil der Backup-Aufwendungen beträgt 37%. Der Betrieb verursacht immerhin noch etwa 6% der monetär bewerteten Wirkungen, während der Einfluss des Rückbaus mit weniger als 2% fast vernachlässigbar gering ist.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass bei den mit den fossilen Brennstoffen Braunkohle, Steinkohle und Erdgas gefeuerten Stromerzeugungssystemen der Betrieb des Kraftwerkes und die Brennstoffbereitstellung die wichtigsten Lebenswegabschnitte in Bezug auf die monetäre Bewertung der hier untersuchten Wirkungskategorien sind. Die Bereitstellung von betrieblichen Vorleistungen für den Betrieb des Kraftwerkes, der Bau und der Rückbau des Kraftwerkes sind bei diesen Stromerzeugungssystemen dagegen von untergeordneter Bedeutung und machen nur zwischen 3% und 5% des Gesamtergebnisses der monetären Bewertung aus.

Das Resultat für die Stromerzeugung aus Kernkraft wird bestimmt durch die Brennstoffbereitstellung und -entsorgung, die Bereitstellung von Vorleistungen für den Betrieb des Kraftwerkes und den Bau des Kraftwerkes. Betrieb und Rückbau des Kraftwerkes sind dagegen mit insgesamt 7% von geringerer Bedeutung.

Die Bilanzen für photovoltaische Stromerzeugungssysteme werden durch den Bau der Anlagen bestimmt, wobei die Elektrizitätsbereitstellung von besonderer Bedeutung ist. Backup-Aufwendungen, Betrieb und Rückbau der Anlage sind mit einem Gesamtanteil von 14% bis 19% von geringerer Bedeutung.

Bei den regenerativen Stromerzeugungssystemen auf Basis von Wind- und Wasserkraft beeinflussen neben dem Bau der Anlagen auch die Backup-Aufwendungen das Bilanzergebnis, obwohl die Backup-Aufwendungen für Wind- und Wasserkraft geringer sind als für die Photovoltaikanlagen. Da die Emissionen der Wind- und Wasserkraftsysteme weit unterhalb der Emissionen der Stromerzeugung aus Photovoltaik liegen, ergibt sich für die Backup-Aufwendungen ein Anteil von etwa 40% des Gesamtergebnisses. Mit einem Anteil des Baus der Anlagen von etwa 50% verbleibt für den Betrieb und den Rückbau der Anlagen ein Anteil von weniger als 10%.

Als relevante Sachbilanzgrößen wurden in allen Bilanzen die Luftschadstoffe CO₂, SO₂, NO_x und PM₁₀ identifiziert. CO₂ und auch der Luftschadstoff CH₄ gehen aufgrund ihres

Beitrages zum Treibhauseffekt in die monetäre Bewertung ein, während SO_2 , NO_x und PM_{10} aufgrund ihres Beitrages zu den Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit für die monetäre Bewertung von Bedeutung sind. Darüber hinaus tragen SO_2 und NO_x auch zur Schädigung von Ökosystemen bei, die ebenfalls in die monetäre Bewertung eingeht. Im Falle der Stromerzeugung aus Kernkraft war zusätzlich die Emission von C-14 aufgrund der Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit von Bedeutung.

6.5.2 Sensitivitätsanalyse

Ziel der Sensitivitätsanalyse ist es zu untersuchen, inwieweit die Änderung von Annahmen, Datenunsicherheiten und methodische Unsicherheiten das Ergebnis der Bilanzierung beeinflussen können.

Im Folgenden werden einige Aspekte diskutiert, die sich einerseits im Laufe der Bilanzierung als besonders ergebnisrelevant erwiesen haben und andererseits mit vergleichsweise hohen Unsicherheiten verbunden sind und daher in den Schlussfolgerungen berücksichtigt werden sollten.

Randbedingungen für vor- und nachgelagerte Prozesse

Bei der Erstellung der Sachbilanzen wurden verschiedene Annahmen bezüglich vor- und nachgelagerter Prozesse der Energiesysteme getroffen. Werden Annahmen für ergebnisrelevante Lebenswegabschnitte geändert, kann dies zu Änderungen der Sachbilanz- und Wirkungsabschätzungsergebnisse führen.

Bei den Systemen zur Stromerzeugung aus fossilen Brennstoffen hat sich neben dem Betrieb des Kraftwerkes die Brennstoffbereitstellung als besonders ergebnisrelevant herausgestellt. Braunkohle wird immer in der Nähe des Abbaugebietes verstromt, so dass hier keine Alternativen der Brennstoffbereitstellung existieren. Dagegen stehen bei Steinkohle und Erdgas verschiedene Optionen der Brennstoffbereitstellung zur Verfügung. Um den Einfluss der Brennstoffbereitstellung auf das Gesamtergebnis zu untersuchen, wurde für die Stromerzeugung aus Steinkohle neben der Inlandsförderung auch die Bereitstellung aus Südafrika, Polen, Australien und den USA untersucht und beispielhaft die entsprechenden Bilanzen für das steinkohlegefeuerte Dampfkraftwerk mit einem Nutzungsgrad von 43% erstellt. In Abb. 6-7 sind beispielhaft die Ergebnisse für das Versauerungspotenzial und die verlorene Lebenserwartung dargestellt. Es ergeben sich für alle Bereitstellungsketten der Importkohlen deutlich höhere Bilanzresultate als für die Inlandsförderung. Grund ist zum einen der geringere Stand der Rauchgasreinigung in den jeweiligen Ländern, die zu höheren Emissionen bei der Strombereitstellung für die Kohleförderung führt (es wurde angenommen, dass der Strom jeweils durch ein landestypisches Kohlekraftwerk bereitgestellt wird). Bei den Bereitstellungspfaden mit Überseetransport sind ein zweiter Grund die hohen Emissionen aus dem Betrieb des Ü-

berseefrächters. So liegen beispielsweise die SO₂-, NO_x- und Partikelemissionen des Überseetransportes bei Bezug von Steinkohle aus Australien deutlich über denen des Kraftwerksbetriebes. Obwohl bei der Berechnung der beiden Kenngrößen in Abb. 6-7 die Charakterisierungsfaktoren für Emissionen durch Überseetransporte nur ein Viertel des Wertes der Charakterisierungsfaktoren für Emissionen auf dem Festland angesetzt wurden (siehe Kapitel 4.3), resultieren daraus höhere Beiträge zum Versauerungspotenzial und zur verlorenen Lebenserwartung. Eine später in diesem Unterkapitel durchgeführte Sensitivitätsanalyse zeigt, dass ohne die Verwendung der ortsbezogenen Charakterisierungsfaktoren sich noch weitaus höhere Resultate für die Bereitstellungsketten mit Überseetransporten ergeben würden.

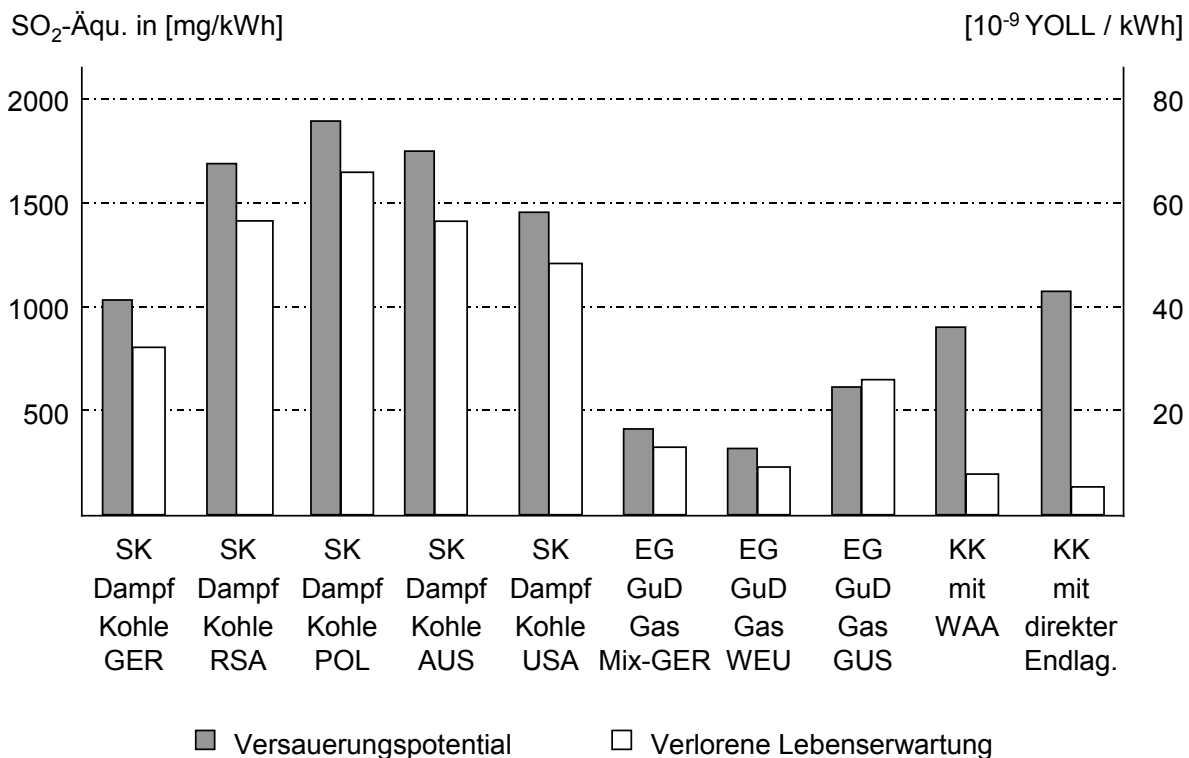


Abb. 6-7: Einfluss der Brennstoffbereitstellung bei fossilen Stromerzeugungssystemen auf das Versauerungspotenzial und die verlorene Lebenserwartung

Bei der Stromerzeugung aus Erdgas wurde die Bereitstellung von deutschem, norwegischem, niederländischem und russischem Erdgas bilanziert. Da der Erdgasimport aus der Gemeinschaft unabhängiger Staaten (GUS) mit deutlich höheren Emissionen an SO₂, NO_x, Partikeln und auch CH₄ im Vergleich zu den anderen Bereitstellungsketten gekennzeichnet ist, sind in Abb. 6-7 die Ergebnisse sowohl für einen Erdgasbezug aus der GUS, aus Westeuropa und dem aktuellen deutschen Bezugsmix dokumentiert. Da die Stromerzeugung aus Erdgas keine direkten SO₂- und Partikelemissionen aufweist, erhöhen sich die kumulierten Emissionen dieser Schadstoffe und die Werte der von ihnen beeinflussten Wirkungsindikatoren bei einem Bezug von Erdgas aus der GUS zum Teil beträchtlich gegenüber einem Erdgasbezug aus Westeuropa.

Im Falle der Stromerzeugung aus Kernkraft wurden sowohl Stromerzeugungssysteme mit direkter Endlagerung als auch mit Wiederaufarbeitung betrachtet. Der Vergleich zeigt, dass sich im Falle der Wiederaufarbeitung höhere Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit ergeben. Zwar benötigt das System mit Wiederaufarbeitung eine geringere Menge an abgebautem Natururan und weist daher geringere Gesundheitsrisiken durch den Uranabbau auf als das System mit direkter Endlagerung. Die Gesundheitsrisiken, die sich für die Wiederaufarbeitung errechnen, liegen jedoch höher als die „Einsparungen“ beim Uranabbau. Beim Versauerungspotenzial ergibt sich dagegen ein günstigerer Wert für das System mit Wiederaufarbeitung, weil Dienstleistungen des Uranbergbaus, der die Hauptquelle für versauernd wirkende Emissionen darstellt, im Falle der Wiederaufarbeitung in geringerem Masse nachgefragt wird.

Das Gesamtergebnis für eine photovoltaische Stromerzeugung wird unter anderem durch die Prozesse der Stromerzeugung für die Fertigung der Photovoltaikzellen beeinflusst. In den zuvor diskutierten Bilanzen wurde der deutsche Stromerzeugungsmix angesetzt. Wird statt dessen angenommen, dass der Strombedarf für die Herstellung des EG-Siliziums und der Photovoltaik-Module aus einer Photovoltaik-Anlage des jeweiligen Typs stammt, ergeben sich beispielsweise um etwa 30 % geringere CO₂-Emissionen. Andererseits erhöhen sich die Aufwendungen an nichtenergetischen Rohstoffen aufgrund des Einsatzes der materialintensiven solaren Stromerzeugung. Die Ergebnisänderungen bei anderen Schadstoffen kann den Anhängen entnommen werden.

Abb. 6-8 zeigt beispielhaft die Änderungen, die sich bei den diskutierten Parametervariationen für die Ergebnisgrößen Treibhauspotenzial und die Umweltentnahme von Eisen ergeben. Bei den Stromerzeugungstechniken auf Basis regenerativer Energien dominieren die Aufwendungen für die Herstellung der Anlagen. Je nach Auslastung der Anlage über die Lebensdauer können daher die Umweltwirkungen bezogen auf die erzeugte Energiemenge stark variieren. Beispielhaft wurde hier die Auslastung der 1-MW-Windkraftanlage variiert und der zunächst erstellten Bilanz, der eine mittlere Windgeschwindigkeit von 5,5 m/s zu Grunde liegt, zwei Bilanzen mit mittleren Windgeschwindigkeiten von 4,5 m/s und 6,5 m/s gegenübergestellt. Die in Abb. 6-8 ausgewiesenen Resultate zeigen, dass sich bei einer Windgeschwindigkeit von 4,5 m/s doppelt bis dreimal so hohe bezogene Umweltwirkungen ergeben können wie bei einer mittleren Windgeschwindigkeit von 6,5 m/s.

Die Bilanzen für Wasserkraft hängen von den lokalen Gegebenheiten ab, durch die die Aufwendungen des Kraftwerksbaus beeinflusst werden. Die Bilanzierung verschiedener Wasserkraftanlagen unterschiedlicher Leistungsklassen lieferten Resultate, die sich nur geringfügig voneinander unterscheiden. Es ist deshalb davon auszugehen, so dass auch die Bilanzresultate für Laufwasserkraftwerke, die eine andere Leistungsklasse als die hier bilanzierten Anlagen aufweisen, in der gleichen Größenordnung liegen werden, und es kann auf eine weitere Parametervariation verzichtet werden.

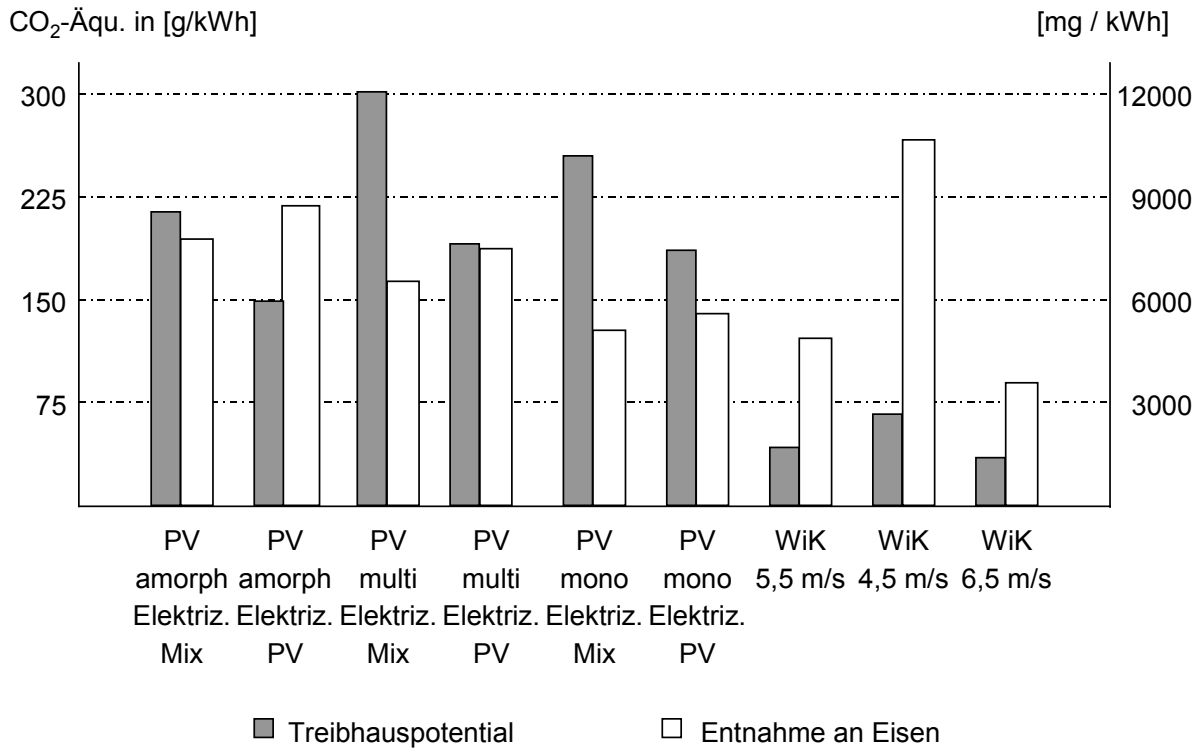


Abb. 6-8: Einfluss der Elektrizitätsbereitstellung bei der photovoltaischen Stromerzeugung und Einfluss der mittleren Windgeschwindigkeit bei der Stromerzeugung aus Windkraft

Berücksichtigung von direkten Emissionen in Wasser und Boden bei der Berechnung des Versauerungspotenzials

Bei der Ermittlung des Versauerungspotenzials wurden auch Emissionen in Wasser und Boden berücksichtigt. Im Gegensatz dazu steht der gegenwärtige Stand der Praxis, bei dem nur die Emissionen von Luftschadstoffen in die Berechnung des Versauerungspotenzials eingehen. Eine Begründung hierfür ist in /Heijungs et al. 1992/ enthalten. Nach dieser Quelle können zwar auch Emissionen in Wasser und Boden zur Versauerung von Ökosystemen beitragen, diese jedoch im Vergleich zu versauernd wirkenden Luftschadstoffen nur in geringem Mengen auftreten und ihr Beitrag daher vernachlässigbar gering sei.

Die Ergebnisse dieser Arbeit zeigen jedoch, dass im Einzelfall Emissionen in Wasser und Boden durchaus relevant für das Problemfeld der Versauerung sein können. Abb. 6-9 zeigt die Versauerungspotenziale der verschiedenen bilanzierten Referenzsysteme und weist die Anteile des Versauerungspotenzials getrennt aus, die durch Emissionen in Wasser und Boden einerseits sowie durch die Emission von Luftschadstoffen andererseits verursacht werden. Relevante zusätzliche Beiträge durch die Emissionen in Wasser und Boden ergeben sich vor allen Dingen für die braunkohlefeuert Systeme und das Kernkraftwerk, in geringerem Masse auch für die Systeme mit photovoltaischer Stromerzeugung. Die Hauptursache für

nicht luftgetragene versauernde Emissionen ist der Abbau von Rohstoffen. Insbesondere im Tagebau wird freigelegtes Gestein der Witterung ausgesetzt, so dass der in den Böden enthaltene Schwefel mit Luftsauerstoff oxidiert und Regen und entstehende Grundwasserseen den oxidierten Schwefel auswaschen können. Die Hauptquelle der Sulfatmissionen ist bei braunkohlegefeuerten Systemen der Braunkohletagebau. Im Falle des Kernkraftwerkes, für das angenommen wurde, dass 60% des Natururans aus dem Tagebau stammen, dominiert der Abbau und die Aufbereitung des Natururans.

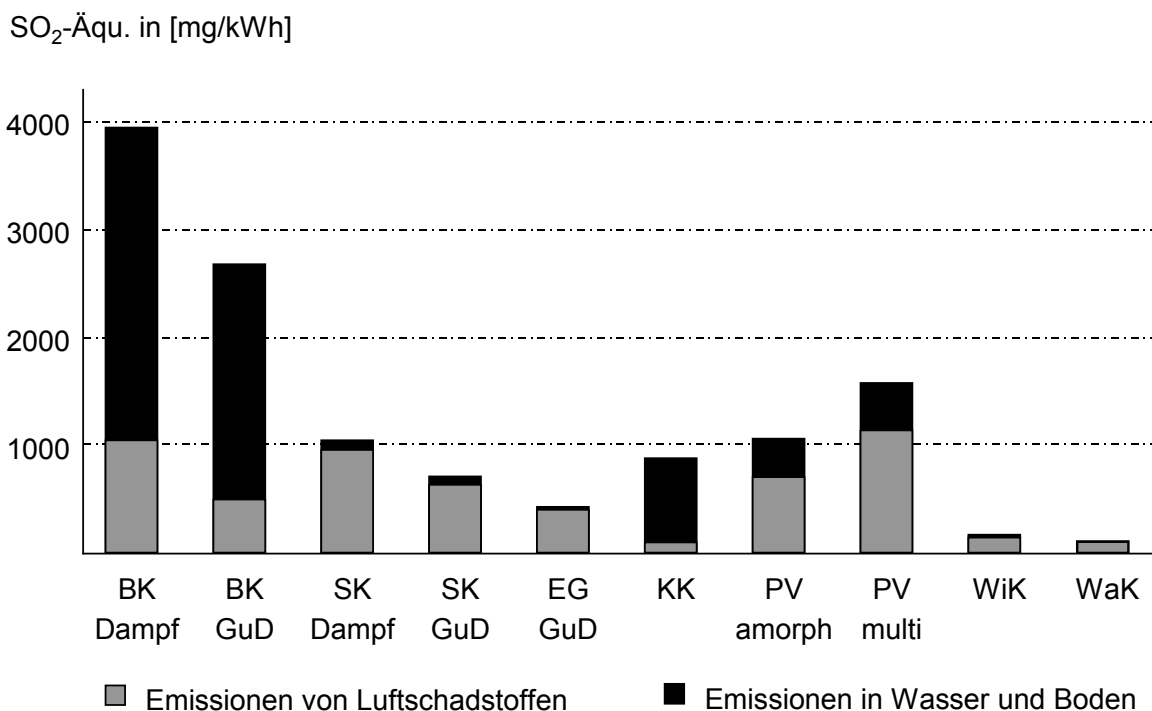


Abb. 6-9: Anteile der Emission von Luftschadstoffen und der Emissionen in Wasser und Boden am Versauerungspotenzial

Die Versauerungspotenziale der photovoltaischen Stromerzeugungssysteme erhöhen sich zum einen aufgrund der Sulfatfreisetzungen durch den Abbau der Rohstoffe für den Bau der Anlagen, die zu ca. einem Drittel die Erhöhung des Versauerungspotenzials verursachen, zum anderen aber auch aufgrund der erhöhten Versauerungspotenziale der Stromerzeugung für die Herstellung der Anlagen. Die Versauerungspotenziale der Systeme auf Basis von Windkraft erhöhen sich um ca. 20% bis 30%, die der Systeme auf Basis von Wasserkraft um ca. 10% bis 20%. Für Steinkohle nimmt das Versauerungspotenzial um bis zu 10% zu. Bei Erdgas fallen die Veränderungen mit weniger als 5% gering aus. Die Ergebnisse zeigen, dass die Emissionen in Wasser und Boden ein Versauerungspotenzial aufweisen, das in der Größenordnung des Versauerungspotenzials der luftgetragenen Emissionen oder sogar darüber liegen kann. Daraus folgt, dass bei der Berechnung des Versauerungspotenzials in Zukunft auch die Emissionen in Wasser und Boden berücksichtigt werden sollten.

Ortsbezogene Ermittlung des Versauerungspotenzials

Bei der Berechnung des Versauerungspotenzials wurden die direkten Emissionen von Übersee-transporten mit einem um 75% geringeren Versauerungspotenzial beaufschlagt als Emissionen auf dem Festland. Die Begründung hierfür war, dass die saure Deposition zwar auf dem Festland und in Süßgewässern mit negativen Auswirkungen verbunden sind, nicht aber bei Eintrag in salzhaltige Gewässer und eine Abschätzung ergab, dass durchschnittlich nur ein Viertel der Emissionen von Übersee-transporten das Festland erreichen und dort als versauernde Einträge wirksam werden können.

Alle in dieser Arbeit bilanzierten Systeme weisen Übersee-transporte auf. Während die Übersee-transporte bei den meisten Systemen nur in den Vorketten vorkommen und daher von untergeordneter Bedeutung sind, verursachen sie bei den Steinkohlekraftwerken, die mit Steinkohle aus Übersee befeuert werden, einen großen Teil des insgesamt ermittelten Versauerungspotenzials. Bei den nuklearen Stromerzeugungssystemen fallen die Übersee-transporte des Urankonzentrats aufgrund der geringen Massen je erzeugter Einheit Elektrizität im Vergleich zu Steinkohle nicht ins Gewicht.

Nachstehende Abb. 6-10 zeigt Versauerungspotenziale für die Stromerzeugung aus Steinkohle, wobei die Resultate dieser Arbeit den Ergebnissen einer standortunabhängigen Betrachtung, wie sie bisher in Ökobilanzen üblich ist, gegenübergestellt sind.

SO₂-Äqu. in [mg/kWh]

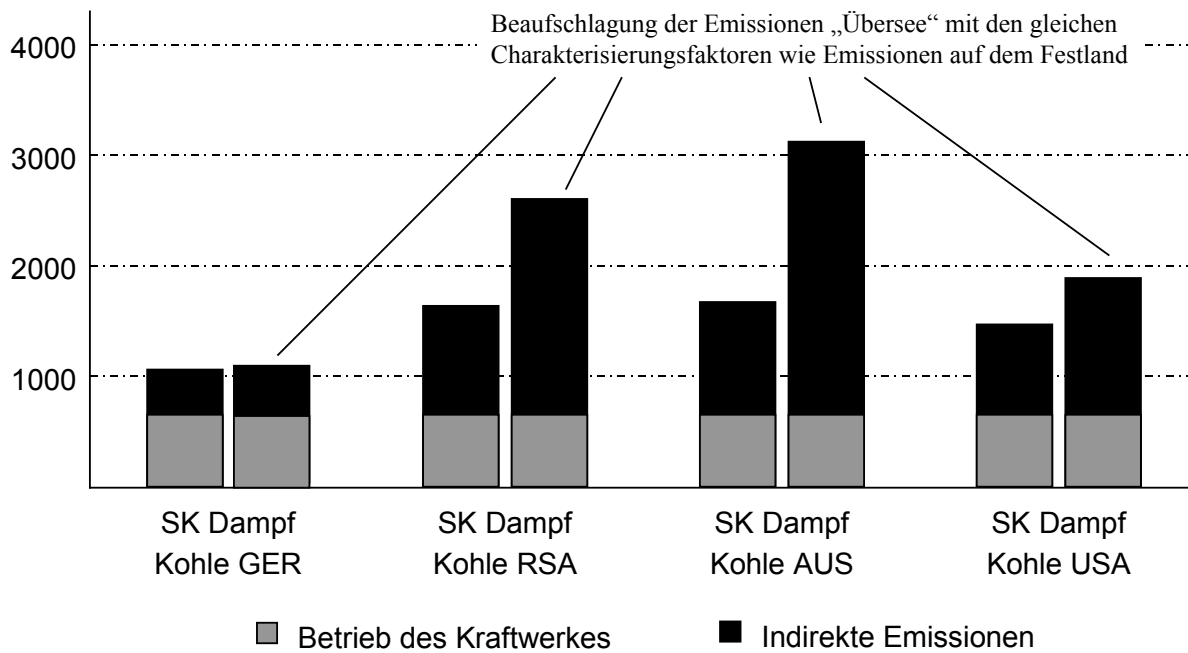


Abb. 6-10: Versauerungspotenzial mit und ohne Unterscheidung von Emissionen des Übersee-transportes und Emissionen auf dem Festland

Es zeigt sich, dass der Einfluss einer gesonderten Betrachtung der Emissionen von Übersee-transporten bei einem Bezug von inländischer Steinkohle vernachlässigbar gering ist. Bei dem Bezug von Steinkohle aus Südafrika (RSA), Australien (AUS) oder den USA vermindert sich dagegen das errechnete Versauerungspotenzial deutlich gegenüber der Vorgehensweise, Überseeemissionen mit dem gleichen Charakterisierungsfaktor zu beaufschlagen wie Emissionen auf dem Festland.

Die Ergebnisse zeigen, dass bei der Berechnung des Versauerungspotenzials der Ortsbezug eine wichtige Rolle spielen kann. Bei einer ortsbezogenen Ermittlung des Versauerungspotenzials sollte in Zukunft jedoch nicht nur bei den direkten Emissionen von Übersee-transporten nach dem Ort der Deposition unterschieden werden. Eine differenzierte Betrachtung des Depositionsortes sollte auch bei Festland-Emissionen erfolgen, da diese aufgrund mittlerer Transportentfernungen von 500 bis 1500 km beispielsweise bei SO₂ nicht unbedingt auf dem Festland deponiert werden und darüber hinaus auch auf dem Festland mehr oder weniger sensitiven Regionen durch Schadstoffeinträge belastet werden können.

Ortsbezogene Abschätzung der Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit

Der Ortsbezug kann auch bei der Ermittlung der Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit einen wesentlichen Einfluss auf das Bilanzergebnis haben. Abb. 6-11 stellt die Ergebnisse dieser Arbeit für die Stromerzeugung aus Steinkohle einer Berechnung gegenüber, bei der die Überseeemissionen mit den gleichen Charakterisierungsfaktoren beaufschlagt werden wie die Emissionen auf dem Festland.

Ähnlich wie beim Versauerungspotenzial errechnen sich für die Systeme, die Steinkohle aus dem Ausland beziehen, wesentlich höhere Gesundheitsrisiken, wenn nicht zwischen Emissionen auf dem Festland und Emissionen von Übersee-transporten unterschieden wird. Darüber hinaus kann, falls nicht allgemeine Aussagen über den Einsatz einer Kraftwerkstechnik getroffen werden sollen, der Ortsbezug im Fall der Beurteilung eines einzelnen Kraftwerks an einem konkreten Standort eine Rolle spielen. Die Abb. 6-12 vergleicht daher das im Rahmen dieser Arbeit errechnete Mortalitätsrisiko mit Bilanzergebnissen, bei denen eine standortspezifische Wirkungspfadanalyse für den Betrieb des Kraftwerkes durchgeführt wurde. Dabei sind die Gesundheitsrisiken der direkten Emissionen aus dem Kraftwerksbetrieb, die in dieser Arbeit unter Verwendung der Charakterisierungsfaktoren aus Kapitel 4.3.4 ermittelt wurden, durch Werte ersetzt wurden, die in /Krewitt, Friedrich 2001/ mit der Wirkungspfadanalyse für verschiedene Kraftwerksstandorte ermittelt wurden. Beiden Berechnungen liegen die gleichen Dosis-Wirkungs-Beziehungen zu Grunde, so dass die Unterschiede sich aus den unterschiedlichen lokalen Bedingungen ergeben.

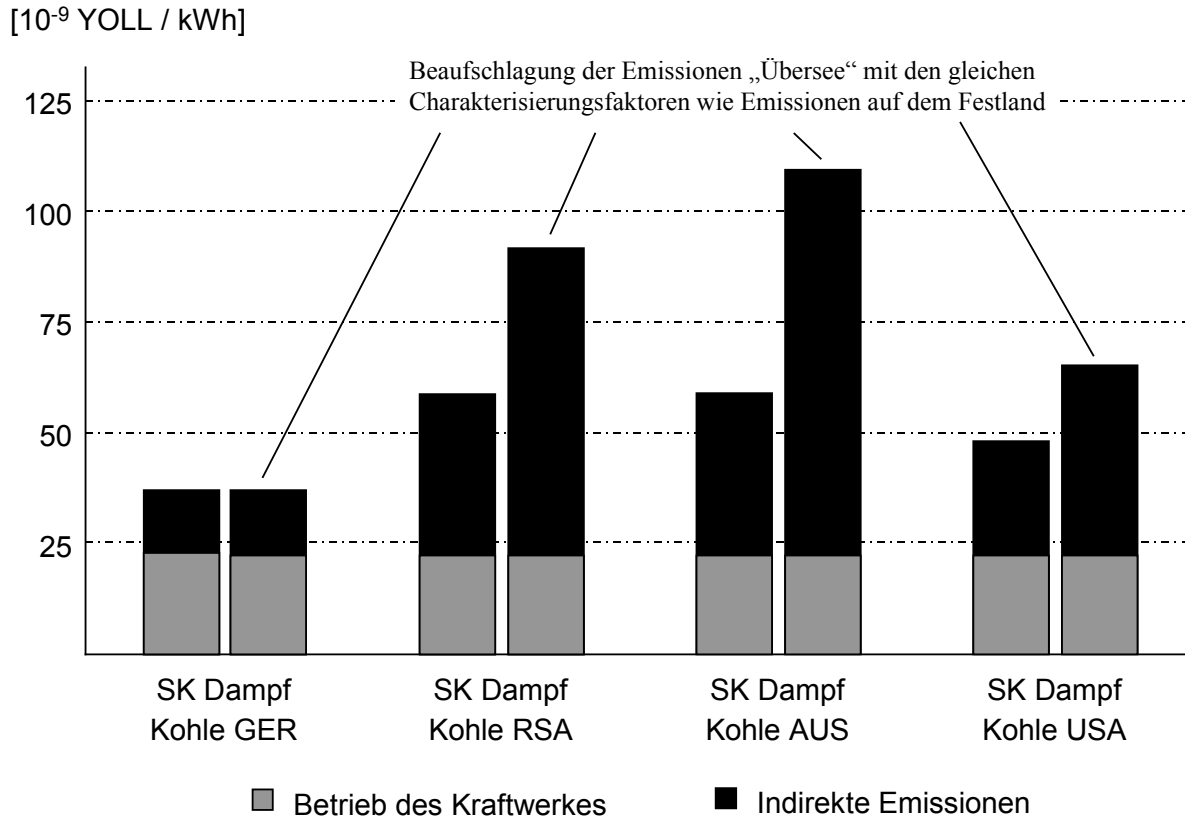


Abb. 6-11: Verlorene Lebenserwartung mit und ohne Unterscheidung von Emissionen des Überseetransportes und Emissionen auf dem Festland

Während sich bei dem Braunkohlekraftwerk mit Standort im Rheinland die Resultate nur geringfügig unterscheiden, ergeben sich im Falle der Stromerzeugung aus Steinkohle und Erdgas für die Standorte Süddeutschland bzw. Lauffen im Norden von Stuttgart deutlich höhere Werte für die verlorene Lebenserwartung. Hierfür sind zwei Effekte verantwortlich: Zum einen erfolgt die Immission der am süddeutschen Standort emittierten Primär- und Sekundärpartikel in Gebieten mit einer höheren Bevölkerungsdichte, wodurch bezogen auf eine belastete Fläche mehr Personen einem Gesundheitsrisiko ausgesetzt sind. Zum anderen ist das Verhältnis von NH_3 -Konzentration zu SO_2 -Konzentration bei der Hintergrundbelastung in Süddeutschland größer als im Durchschnitt in Deutschland. Da das NH_3 dadurch weniger durch die Hintergrundbelastung gebunden wird, ist mehr freies NH_3 vorhanden, das dann in Verbindung mit NO_x -Emissionen vermehrt Sekundärpartikel bilden kann. Dies führt dazu, dass in dem betrachteten Gebiet in Süddeutschland pro Einheit NO_x mehr Partikel gebildet werden und so pro Einheit NO_x eine höhere Exposition mit Partikeln entsteht.

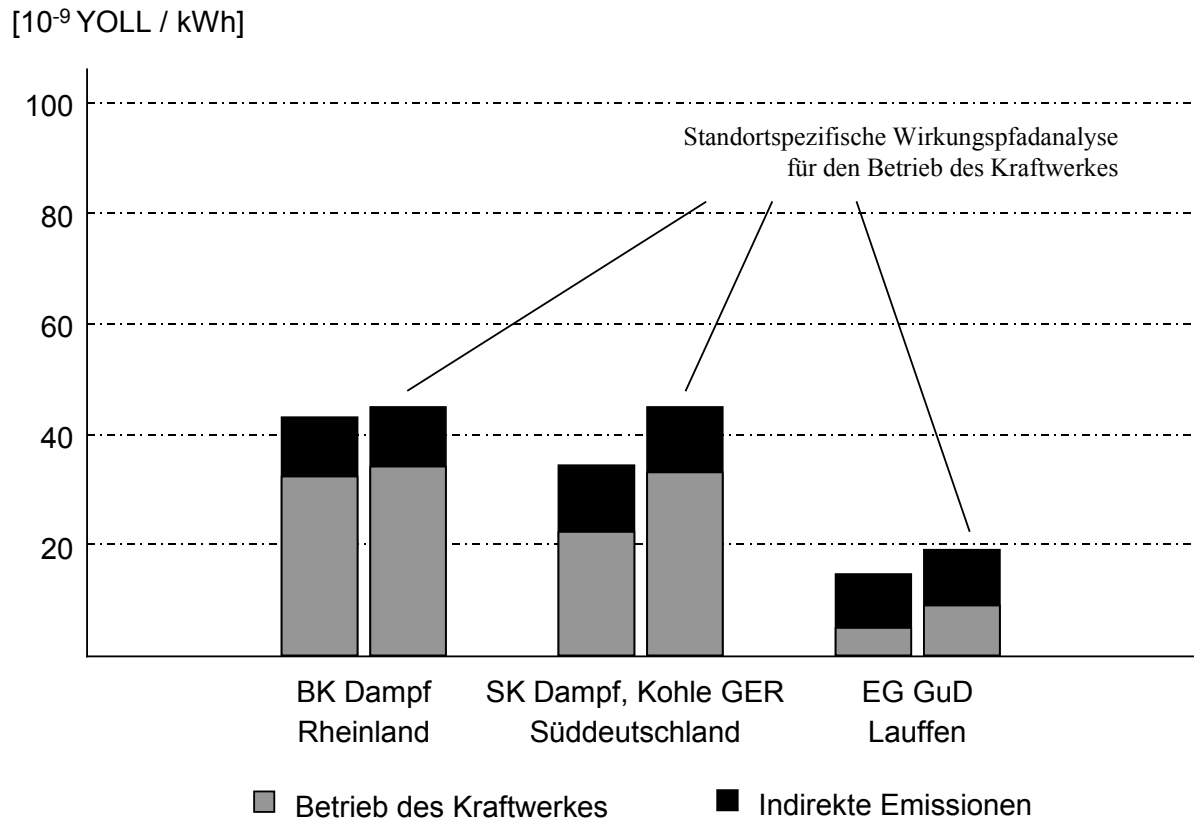


Abb. 6-12: Einfluss einer ortsbezogenen Ermittlung der verlorenen Lebenserwartung

Sowohl die Sensitivitätsanalyse bezüglich der direkten Emissionen von Überseetransporten als auch die standortabhängige Wirkungspfadanalyse machen deutlich, dass regional und lokal unterschiedlich hohe Gesundheitsauswirkungen je Einheit emittierten Schadstoffes verursacht werden. Daraus folgt, dass bei zukünftigen Bilanzen im Anschluss an eine standortunabhängige Betrachtung zumindest für Prozesse mit den größten Beiträgen zu gesundheitlichen Auswirkungen eine standortspezifische Wirkungsabschätzung durchgeführt werden sollte.

Gesundheitseffekte durch Nitrat-Aerosole

Bei der Ermittlung der verlorenen Lebenserwartung wurde sowohl der Einfluss von Primär- als auch von Sekundärpartikeln, deren Bildung durch SO₂- und NO_x-Emissionen verursacht wird, untersucht. Es wurde dabei angenommen, dass die Wirkung der Sekundärpartikel denen der Primärpartikel entspricht. Während epidemiologische Studien einen derartigen Zusammenhang für Sulfat-Aerosole bereits bestätigen, besteht noch Unsicherheit in Bezug auf die Nitrat-Aerosole. Nitrat-Aerosole sind chemisch neutral und wasserlöslich und könnten daher ein geringeres Schädigungspotenzial aufweisen.

Um den Einfluss eines geringeren Schädigungspotenzials von Nitrat-Aerosolen zu untersuchen, sind in Abb. 6-13 Werte für die verlorene Lebenserwartung mit und ohne Berück-

sichtigung der errechneten Partikelwirkung von Nitrataerosolen gegenübergestellt. Für den Fall, dass Nitrat-Aerosole kein Mortalitätsrisiko aufweisen, würden sich die Werte für die verlorene Lebenserwartung bei den braunkohle-, steinkohle- und erdgasgefeuerten Kraftwerke um ungefähr die Hälfte, im Falle des nuklearen Stromerzeugungssystem um etwa 10% und bei den regenerativen Systemen um ca. 30% verringern. Dies hätte zur Folge, dass die Werte für photovoltaische Systeme in etwa die gleichen Werte wie die bilanzierten Braunkohlekraftwerke aufweisen und oberhalb der Werte für Steinkohle liegen. Ein weiteres Ergebnis wäre, dass das Resultat für Erdgas nahezu den gleichen Wert aufweisen würde wie die Stromerzeugung aus Kernkraft.

[10⁻⁹ YOLL / kWh]

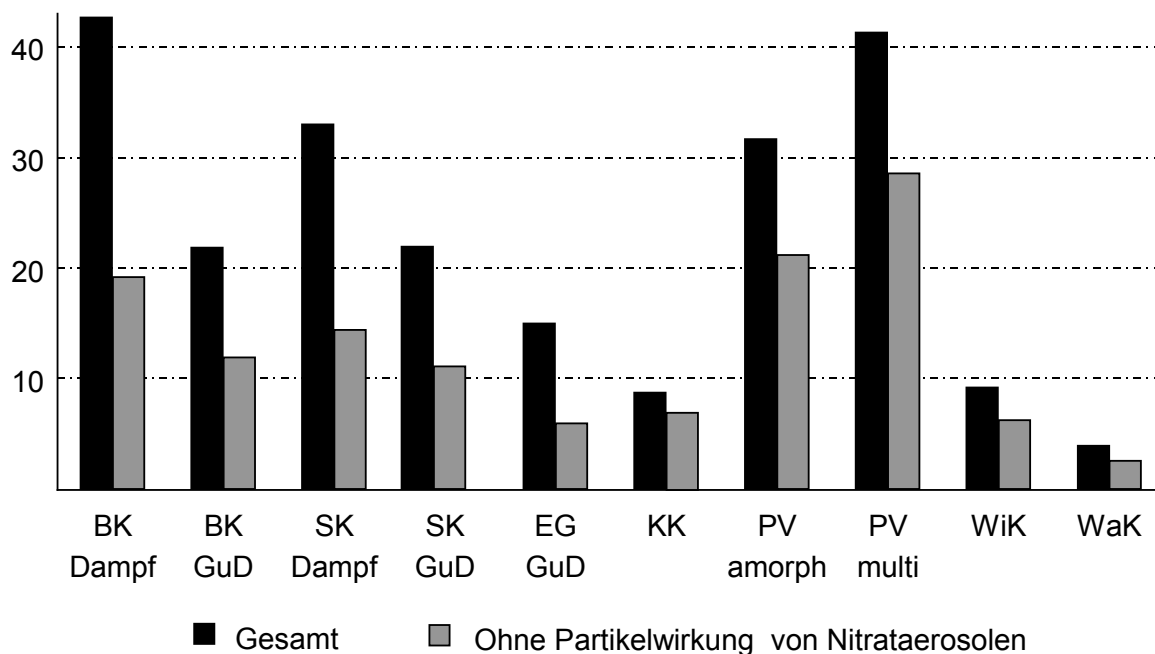


Abb. 6-13: Verlorene Lebenserwartung mit und ohne die Partikel-Wirkung von Nitrat-Aerosolen

Monetäre Bewertung des Treibhauseffektes

Für die monetäre Bewertung des Treibhauspotenzials wurde zuvor ein Wert von 19 Euro pro Tonne CO₂-Äquivalent angesetzt. Dieser Wert entspricht den marginalen Minderungskosten in Deutschland nach /Forum 1999/ für das von der Bundesregierung beschlossene Minderungsziel, die Treibhausgasemissionen bis zum Jahr 2005 um 25% gegenüber 1990 zu senken. Dies führte zu einem Beitrag des Treibhauseffektes zwischen 29% und 78% zu den in Tabelle 6-6 ausgeführten Resultaten der monetären Bewertung. Für andere Länder ergeben sich andere marginale Minderungskosten. Beispielsweise errechnen /Schmid, Schaumann

1998/ als durchschnittliche marginale Minderungskosten für 13 europäische Länder einen Wert von etwa 40 Euro pro Tonne CO₂-Äquivalent für eine Minderung der Emissionen von 1990 um 8% bis zum Jahr 2010. Die höheren marginalen Minderungskosten gegenüber Deutschland erklären sich unter anderem durch den hohen Anteil fossiler Energieträger zur Stromerzeugung in Deutschland. Andere Länder wie beispielsweise Frankreich, Schweiz, Norwegen erzeugen Elektrizität überwiegend aus Wasserkraft und/oder Atomkraft. Damit entfällt in diesen Ländern der Wirtschaftsbereich Elektrizitätsversorgung bei den Minderungsoptionen, der im Vergleich zu anderen Wirtschaftsbereichen günstige Minderungskosten aufweist.

Statt marginaler Minderungskosten können prinzipiell auch Schadenskosten zur monetären Bewertung von Treibhausgasemissionen verwendet werden. Deren Bestimmung ist gegenwärtig jedoch noch mit großen Unsicherheiten verbunden. Beispielsweise ermitteln /Eyre et al. 1997/ ein 95%-Konfidenz-Intervall von ca. 4 Euro bis 140 Euro als Schadenskosten je Tonne CO₂. Die große Bandbreite der Schadenskosten wie auch die regional unterschiedlichen marginalen Minderungskosten zeigen, dass der Treibhauseffekt im Vergleich zu anderen Wirkungskategorien eine noch höhere oder auch eine wesentlich geringere Gewichtung erfahren kann. Dies sollte bei der Interpretation von Resultaten der monetären Bewertung berücksichtigt werden.

6.5.3 Schlussfolgerungen

Die Identifizierung ergebnisrelevanter Sachbilanzgrößen im Kapitel 6.5.1 ergab, dass bei den hier betrachteten Wirkungskategorien vor allem die klassischen Schadstoffe CO₂, CH₄, SO₂, NO_x und PM₁₀ für das Ergebnis der monetären Bewertung von Bedeutung sind. N₂O tauchte nur bei zwei der in Kapitel 6.5.1 untersuchten Kraftwerkssysteme unter den fünf wichtigsten Sachbilanzgrößen auf. Im Falle der Stromerzeugung aus Kernkraft ist zusätzlich die Emission von ionisierender Strahlung in Form von Radon-Emissionen aus den Deponien der Uranförderung und der Uranaufbereitung sowie C-14-Emissionen aus dem Betrieb des Kraftwerkes und der Wiederaufarbeitung aufgrund ihrer möglichen Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit relevant. Die aufgeführten Größen lieferten bei allen Systemen über 95%, teilweise bis zu 99% des Gesamtergebnisses der monetären Bewertung. Dies legt den Schluss nahe, insbesondere diese Schadstoffe bei zukünftigen Untersuchungen - beispielsweise beim Screening, d. h. der ersten Abschätzung für Lebenszyklusanalyse - zu berücksichtigen.

Die Identifizierung ergebnisrelevanter Prozesse und auch die durchgeführten Sensitivitätsanalysen haben gezeigt, dass bei der Stromerzeugung aus Braunkohle, Steinkohle und Erdgas vor allen Dingen der Betrieb des Kraftwerkes und die daraus resultierenden die CO₂- und NO_x-Emissionen und im Falle der kohlegefeuerten Kraftwerke auch die SO₂-Emissionen

ergebnisrelevant sind. Des Weiteren ist die Brennstoffbereitstellung von Bedeutung, die im Falle der braunkohlegefeuerten Kraftwerken mit knapp 10%, bei den steinkohlegefeuerten mit gut 15% bis knapp 20% bei inländischer Förderung und beim Erdgaskraftwerk mit etwa 25% zum Gesamtergebnis beitragen. Besondere Problembereiche, die hier identifiziert werden konnten, sind die CH_4 -Emissionen aus der Steinkohleförderung und die PM_{10} -Emissionen des Braunkohletagebaus. Insbesondere bei den Bilanzen für die Stromerzeugung aus Steinkohle wird deutlich, dass mit zunehmendem Umweltschutzstandard beim Betrieb der Kraftwerke indirekte Prozesse an Bedeutung gewinnen. Wird Steinkohle aus Südafrika oder aus Australien bezogen, liegen beispielsweise die SO_2 -Emissionen aus dem Übersee-transport über denen des Kraftwerksbetriebes.

Darüber hinaus ergab die in dieser Arbeit vorgenommene Berücksichtigung von Emissionen in Wasser und Boden, dass im Falle der Stromerzeugung aus Braunkohle die Auswaschung von Schwefel im Tagebau freigelegten Böden für die Berechnung des Versauerungspotenzials eine größerer Bedeutung hat als beispielsweise die direkten versauernd wirkenden Emissionen aus dem Kraftwerksbetrieb. Auch bei der Stromerzeugung aus Kernenergie führt die Einbeziehung der versauernd wirkenden Emissionen in Wasser und Boden zu einer signifikanten Erhöhung des Versauerungspotenzials.

Bei der Stromerzeugung aus regenerativen Energien sind die Prozesse für den Bau der Stromerzeugungsanlagen ergebnisbestimmend. Nimmt man beispielsweise an, dass die für die Herstellung der Photovoltaik-Anlagen benötigte Elektrizität aus Photovoltaik-Anlagen stammt statt aus dem Mix deutscher Kraftwerke, verringern sich die kumulierten Emissionen der photovoltaischen Stromerzeugung je nach Schadstoff und bilanzierter Anlage um bis zu 30%. Andererseits erhöhen sich die indirekten Materialaufwendungen, da Photovoltaikanlagen durch höhere Materialaufwendungen gekennzeichnet sind als andere Stromerzeugungstechniken.

Die Sensitivitätsanalyse untersucht weiterhin verschiedene Annahmen, die der Wirkungsabschätzung zu Grunde liegen. Sie zeigt, dass die in dieser Arbeit vorgenommene differenzierte Betrachtung der Emissionen von Überseetransporten und Emissionen auf dem Festland, die mit unterschiedlichen Charakterisierungsfaktoren beaufschlagt wurden, sowohl bei der Ermittlung der Schädigung von Ökosystemen (Versauerung) als auch bei der Ermittlung der Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit einen relevanten Einfluss auf das Bilanzergebnis haben kann. Diese Unterscheidung sollte daher auch zukünftig in Ökobilanzen erfolgen. Zusätzlich sollte untersucht werden, inwieweit die Methode der Wirkungspfadanalyse, die zumindest für Luftschadstoffe bereits verfügbar ist, zusätzliche ortsbezogene Charakterisierungsfaktoren liefern kann, die eine weitere Detaillierung der ortsbezogenen Ermittlung von Wirkungsindikatoren erlauben würden.

6.6 Vergleich mit anderen Studien

Im Rahmen dieser Arbeit wurden Lebenszyklusanalysen für Stromerzeugungstechniken erstellt und dabei für Deutschland typische Randbedingungen zu Grunde gelegt. Wie bereits in Kapitel 1.2.3 dargestellt wurde, liegen gegenwärtig drei weitere Studien vor, die ebenfalls Techniken zur Nutzenergiebereitstellung bilanzieren und Informationen zu Umwelteinwirkungen von Stromerzeugungstechniken bereitstellen. An dieser Stelle sollen die Ergebnisse dieser Arbeiten mit denen der vorliegenden Arbeit verglichen werden.

Die in Kapitel 1.2.3 angeführten Studien /Frischknecht et al. 1996/, /Fritsche et al. 1997/ und /Schwaiger 1996/ beschränken sich überwiegend auf die Sachbilanz, so dass der Vergleich an Hand ausgewählter Sachbilanzgrößen - der Luftschadstoffe CO₂, SO₂, NO_x, Partikel, CH₄ und N₂O - erfolgt. Tabelle 6-10 zeigt die Bilanzergebnisse aus der vorliegenden Arbeit für die fossilen Referenzkraftwerke einschließlich des Kernkraftwerkes und stellt ihnen die Ergebnisse der anderen Studien gegenüber.

Die CO₂-Emissionen der kohle- und erdgasgefeuerten Kraftwerke resultieren überwiegend aus dem Betrieb der Kraftwerke. Die Ergebnisunterschiede bei den kumulierten CO₂-Emissionen lassen sich daher hauptsächlich auf die unterschiedlichen Nutzungsgrade, die den einzelnen Bilanzen zu Grunde gelegt wurden, zurückführen. Während die vorliegende Arbeit sowie /Fritsche et al. 1997/ und /Schwaiger 1996/ Kraftwerke nach dem heutigen Stand der Technik bilanzieren und daher bei diesen Studien nahezu die gleichen Nutzungsgrade angesetzt werden, untersucht /Frischknecht et al. 1996/ Anlagen, die den Durchschnitt der installierten Anlagen Anfang der 90er Jahre repräsentieren. Aufgrund der zum Teil deutlich niedrigeren Nutzungsgrade ergeben sich in /Frischknecht et al. 1996/ bei allen kohle- und erdgasgefeuerten Anlagen die höchsten CO₂-Emissionen. Die Abweichungen zwischen den Resultaten dieser Arbeit sowie /Fritsche et al. 1997/ und /Schwaiger 1996/ erklären sich aus den voneinander abweichenden Nutzungsgraden, der unterschiedlichen Bilanzierungstiefe und der Verwendung anderer Basisdatensätze für vorgelagerte Prozesse. Ausnahme ist die Bilanz des Erdgas-GuD-Kraftwerkes in /Schwaiger 1996/, die trotz eines Nutzungsgrades von 57,3% spezifische CO₂-Emissionen in Höhe von 506 g/kWh ausweist. Bezieht man die in /Schwaiger 1996/ angegebenen direkten Emissionen auf die eingesetzte Brennstoffmenge – detaillierte Angaben zu der Bilanz des GuD-Kraftwerkes finden sich in /Hoffmayer et al. 1996/ -, errechnet sich ein Emissionsfaktor von 76720 kg CO₂ pro TJ Erdgas. Dieser Wert liegt wesentlich höher als die Emissionsfaktoren für Erdgas in anderen Studien, die rund 55500 kg CO₂ pro TJ Erdgas ansetzen. Warum dieser hohe Emissionsfaktor in /Schwaiger 1996/ angesetzt wurde, konnte der Studie nicht entnommen werden.

Die kumulierten SO₂- und NO_x-Emissionen der kohlegefeuerten Kraftwerke sowie die NO_x-Emissionen des erdgasgefeuerten Kraftwerkes werden ebenfalls wesentlich durch die direkten Emissionen der Kraftwerke beeinflusst. Die SO₂-Emissionen des Erdgas-

Kraftwerkes stammen dagegen aufgrund der Schwefelfreiheit des Brennstoffes überwiegend aus vorgelagerten Prozessen. Eine Ausnahme stellt hierbei das in /Frischknecht et al. 1996/ bilanzierte Erdgaskraftwerk dar, welches seinen Brennstoff zu rund 18,4% als Kokereigas bezieht und daher direkte SO_2 -Emissionen in Höhe von 153 mg pro kWh ausweist. Es fällt auf, dass die SO_2 -Emissionen des in der vorliegenden Arbeit bilanzierten Erdgas-Kraftwerkes deutlich über denen der Studien /Fritsche et al. 1997/ und /Schwaiger 1996/ liegen. Der Grund hierfür dürfte die geringere Bilanzierungstiefe dieser beiden Studien sein.

Die Braunkohleförderung ist mit der Freisetzung nicht energiebedingter Partikelemissionen-Emissionen verbunden, die einen wesentlichen Einfluss auf die kumulierten PM_{10} - und Gesamt-Partikelemissionen der Stromerzeugung aus Braunkohle haben. Da /Schwaiger 1996/ und vermutlich auch /Fritsche et al. 1997/ nur energiebedingte Partikelemissionen betrachten, weisen die Bilanzen dieser Studien deutlich geringere Gesamtpartikelemissionen für die Stromerzeugung aus Braunkohle aus. Bei /Frischknecht et al. 1996/ stammen 73% der Partikel oder 542 mg/kWh aus der Braunkohleförderung und knapp 24% oder 175 mg/kWh aus dem Betrieb des Kraftwerkes.

Die hohen Partikelemissionen des Erdgaskraftwerkes in /Frischknecht et al. 1996/ resultieren aus dem Bezug des Kokereigas. Dessen Bereitstellung werden über die Allokation beim Kokereiprozess 82 mg Partikel pro kWh erzeugter Elektrizität im Erdgaskraftwerk angelastet.

Der Bezug von Kokereigas, der CH_4 -Emissionen in Höhe von 720 mg pro erzeugter kWh verursacht, ist neben dem geringeren Nutzungsgrad des bilanzierten Kraftwerkes der Hauptgrund für die höheren CH_4 -Emissionen des Erdgaskraftwerkes in /Frischknecht et al. 1996/. Die CH_4 -Emissionen der Bilanzen für die anderen Erdgas-Kraftwerke und auch die Kohlekraftwerke stimmen nahezu überein, da die Gesamtergebnisse durch die CH_4 -Emissionen aus der Erdgasbereitstellung bzw. der Kohleförderung dominiert werden. Die Bilanzierungstiefe für vorgelagerte Prozesse spielt daher bei diesen Bilanzen keine Rolle. Im Gegensatz dazu weisen die Bilanzen für Braunkohlekraftwerke keine Prozesse mit dominierenden CH_4 -Emissionen aus, so dass die Bilanzen mit hoher Bilanzierungstiefe zu höheren Ergebnissen kommen.

Tabelle 6-10: Ergebnisse verschiedener Studien für kohle- und erdgasgefeuerte Kraftwerke sowie Kernkraftwerke

		CO ₂ [g/kWh]	SO ₂ [mg/kWh]	NO _x [mg/kWh]	Partikel [mg/kWh]	CH ₄ [mg/kWh]	N ₂ O [mg/kWh]
Braunkohle-Dampfkraftwerk							
Ergebnis dieser Arbeit	($\eta=40,1\%$)	1054	402	830	94 / 263 ^a	94	53
/Frischknecht et al. 1996/	($\eta=30,9\%$)	1315	9589	1801	740	106	7
/Fritsche et al. 1997/	($\eta=40,0\%$)	1141	450	820	110	40	30
/Schwaiger 1996/	($\eta=43,0\%$)	958	296	692	13	45	31
Steinkohle-Dampfkraftwerk							
Ergebnis dieser Arbeit	($\eta=43,0\%$)	838	351	696	40 / 62 ^a	4716	47
/Frischknecht et al. 1996/	($\eta=34,7\%$)	998	1471	900	746	4441	6
/Fritsche et al. 1997/	($\eta=42,0\%$)	907	700	560	30	4630	50
/Schwaiger 1996/	($\eta=43,0\%$)	828	679	535	30	4339	45
Erdgas-GuD-Kraftwerk							
Ergebnis dieser Arbeit	($\eta=57,6\%$)	386	125	351	21 / 38 ^a	1077	5
/Frischknecht et al. 1996/	($\eta=43,0\%$)	607	420	1340	111	2030	5
/Fritsche et al. 1997/	($\eta=58,0\%$)	377	20	610	10	1050	20
/Schwaiger 1996/	($\eta=57,3\%$)	506	34	627	20	1056	17
Kernkraftwerk							
Ergebnis dieser Arbeit		17	73	48	14 / 25 ^a	62	2
/Frischknecht et al. 1996/		13	92	35	26	39	0
/Fritsche et al. 1997/		34	150	120	30	40	0
/Schwaiger 1996/		8	11	13	1	27	0

^a PM₁₀ / Gesamtpartikel

Die niedrigen N₂O-Emissionen der Bilanzen für Kohlekraftwerke in /Frischknecht et al. 1996/ haben ihre Ursache in den geringen direkten N₂O-Emissionen, die in dieser Studie angenommen wurden. Bei den Erdgaskraftwerken liegen dagegen die direkten N₂O-Emissionen des in der vorliegenden Arbeit bilanzierten Kraftwerkes in der gleichen Größenordnung wie die direkten Emissionen des in /Frischknecht et al. 1996/ bilanzierten Kraftwerkes und damit unterhalb der Werte, die in /Fritsche et al. 1997/ und /Schwaiger 1996/ angesetzt wurden.

Bei den Bilanzen für Kernenergie kommt /Fritsche et al. 1997/ aufgrund einer angenommenen Lebensdauer von 25 Jahren zu höheren Ergebniswerten als die anderen Studien. Bezieht man statt dessen das Ergebnis auf eine Lebensdauer von 40 Jahren, ergeben sich Resultate, die nur noch in geringem Maße über den Resultaten der anderen Studien liegen.

Die Resultate für die Stromerzeugung aus regenerativen Energien zeigt Tabelle 6-11. /Schwaiger 1996/ bilanziert keine Anlagen zur Stromerzeugung aus Photovoltaik, Windkraft

oder Wasserkraft, so dass den Ergebnissen der vorliegenden Arbeit nur Resultate aus /Frischknecht et al. 1996/ und /Fritsche et al. 1997/ gegenübergestellt sind.

Die in der vorliegenden Arbeit erstellte Bilanz für die multikristalline Photovoltaikanlage weist höhere CO₂-Emissionen als die beiden anderen Studien aus. Zum einen sind hier die Backup-Aufwendungen mit 20 g CO₂ pro kWh enthalten. Zum anderen legt /Frischknecht et al. 1996/ beispielsweise einen UCPT-Strommix zu Grunde, der etwa 30% weniger CO₂-Emissionen aufweist als eine Strombereitstellung in Deutschland, die der Bilanzierung in dieser Arbeit zu Grunde gelegt wurde. Des Weiteren liefert die Input-Output-Analyse, mit der die Umwelteinwirkungen von vorgelagerten Prozessen abgeschätzt wurden, gut 20% des Gesamtergebnisses oder 54 g CO₂ pro kWh. Diese drei Aspekte erklären weitgehend den Unterschied zwischen den Ergebnissen in der vorliegenden Arbeit und /Frischknecht et al. 1996/. Warum die CO₂-Emissionen bei /Fritsche et al. 1997/ nochmals niedriger liegen als bei /Frischknecht et al. 1996/, ist unklar. Sicherlich spielt die geringere Bilanzierungstiefe eine Rolle, jedoch ist möglich, dass darüber hinaus ein geringerer Materialeinsatz bei der Fertigung der Photovoltaik-Module und / oder eine andere Strombereitstellungskette zu Grunde gelegt wurde. Die gleichen Gründe sind vermutlich die Ursache dafür, dass auch die Werte für die anderen Schadstoffe bei /Fritsche et al. 1997/ niedriger liegen als in der vorliegenden Arbeit. Demgegenüber errechnet /Frischknecht et al. 1996/ deutlich höhere SO_x-Emissionen, die in dieser Bilanz zu 60% aus der Strombereitstellung für Modulfertigung einschließlich der Silizium-Herstellung stammen. Dies entspricht einem Wert von 730 mg SO_x pro kWh, während in der Bilanz der vorliegenden Arbeit lediglich 109 mg SO_x pro kWh aus der Elektrizitätsbereitstellung für die Modulfertigung stammen.

Die Ergebnisse für Windkraft liegen vergleichsweise nahe beieinander, wenn man berücksichtigt, dass die Backup-Aufwendungen, die in der Bilanz der vorliegenden Arbeit enthalten sind, je nach Schadstoff 30% bis 60% des Gesamtergebnisses verursachen. Die geringere Volllaststundenzahl von etwa 700 pro Jahr bei /Frischknecht et al. 1996/ führt zu höheren Resultaten gegenüber der Bilanz der vorliegenden Arbeit (ohne Backup-Aufwendungen), bei der 2370 Volllaststunden pro Jahr angenommen wurden. Der Hauptgrund für die etwas niedrigeren Ergebnisse bei /Fritsche et al. 1997/ ist wiederum in der geringeren Bilanzierungstiefe zu sehen.

Tabelle 6-11: Ergebnisse verschiedener Studien für Stromerzeugung aus regenerativen Energien

	CO ₂ [g/kWh]	SO ₂ [mg/kWh]	NO _x [mg/kWh]	Partikel [mg/kWh]	CH ₄ [mg/kWh]	N ₂ O [mg/kWh]
Photovoltaik multikristallin						
Ergebnis dieser Arbeit	275	617	446	100 / 174 ^a	833	20
/Frischknecht et al. 1996/	182	1215	418	219	408	8
/Fritsche et al. 1997/	101	90	180	20	260	0
/Schwaiger 1996/	-	-	-	-	-	-
Windkraft						
Ergebnis dieser Arbeit	37	91	62	28 / 59 ^a	181	3
/Frischknecht et al. 1996/	26	101	54	72	90	0
/Fritsche et al. 1997/	19	10	40	10	40	0
/Schwaiger 1996/	-	-	-	-	-	-
Wasserkraft						
Ergebnis dieser Arbeit	29	49	58	15 / 31 ^a	127	2
/Frischknecht et al. 1996/	4	9	12	7	8	0
/Fritsche et al. 1997/	32	10	70	10	40	0
/Schwaiger 1996/	-	-	-	-	-	-

^a PM₁₀ / Gesamtpartikel

Die Wasserkraftbilanz der vorliegenden Arbeit wird ebenfalls wesentlich durch die Backup-Aufwendungen beeinflusst, die zwischen 25% (PM₁₀) und 62% (CH₄) des Gesamtergebnisses ausmachen. Rechnet man diese heraus, ergeben sich für Partikel und CH₄ nahezu die gleichen Resultate wie bei /Fritsche et al. 1997/, da sich höhere angesetzte Materialaufwendungen bei gleichzeitig geringerer Bilanzierungstiefe bei /Fritsche et al. 1997/ ausgleichen. Bei CO₂ und NO_x führt die Bilanzierung in /Fritsche et al. 1997/ jedoch trotzdem zu etwas höheren Emissionen als in dieser Arbeit. Die Differenz zur Bilanz in /Frischknecht et al. 1996/ wird hauptsächlich durch die erwähnten Backup-Aufwendungen und die Prozesse, deren Umwelteinwirkungen über Input-Output-Analyse abgeschätzt wurden, verursacht. So resultieren beispielsweise 5 g CO₂ pro kWh und 20 mg SO₂ pro kWh sowie 14 mg NO_x pro kWh aus der Abschätzung mit Input-Output-Analyse.

Der Vergleich mit den anderen Studien zeigt unter anderem, dass die Bilanzierungstiefe einen erheblichen Einfluss auf das Gesamtergebnis der Bilanzierung haben kann. Dominiert nur eine geringe Anzahl von Prozessen das Endergebnis wie beispielsweise bei den CO₂-Emissionen der Stromerzeugung aus Kohle oder Erdgas, ergeben sich bei gleichen Randbedingungen unabhängig von der Bilanzierungstiefe nahezu die gleichen Resultate. Liegen keine derart dominierenden Prozesse vor, erhöhen sich mit einer größeren Bilanzierungstiefe die Gesamtergebnisse bei Zugrundelegung gleicher Randbedingungen in signifikanter Weise. Um dies zu vermeiden, ist es sinnvoll, immer auch die Umwelteinwirkungen der Prozesse abzuschätzen, die nicht mit der erstellten Prozesskette erfasst werden. Die zusätzliche Ver-

wendung der Input-Output-Analyse in der vorliegenden Arbeit lieferte insbesondere bei den Bilanzen zur Stromerzeugung aus regenerativen Energien nicht vernachlässigbare Beiträge zu fast allen Sachbilanzgrößen. Aber auch bei den Bilanzen für fossile einschließlich der nuklearen Stromerzeugung ergab die Input-Output-Analyse zumindest bei einzelnen Abschnitten des Lebensweges wie beispielsweise dem Bau der Kraftwerke Umwelteinwirkungen, die in der Größenordnung der Umweltwirkungen der erstellten Prozessketten liegen.

Der in der vorliegenden Arbeit entwickelte Hybrid-Ansatz bietet den Vorteil, eine Bilanz schrittweise zu detaillieren können, indem nach und nach Teile der Input-Output-Analyse durch Prozessketten ersetzt werden. Dadurch liegt jederzeit eine Schätzung des Gesamtergebnisses und des Beitrags der Input-Output-Analyse zum Gesamtergebnis vor, und der Bilanzierer kann entscheiden, wann eine ausreichende Ergebnissicherheit erreicht ist und eine weitere Detaillierung der Prozesskette nicht mehr erforderlich ist.

7 Zusammenfassung

Die Verfügbarkeit von elektrischer Nutzenergie hat in vielen Bereichen dazu beigetragen, die Lebensqualität der Menschen zu erhöhen und sowohl natürliche als auch zivilisatorische Risiken zu mindern. Andererseits ist die Bereitstellung von Nutzenergie mit unerwünschten Auswirkungen auf Mensch und Umwelt verbunden. Diese können nicht nur durch den Prozess der End- oder Nutzenergiebereitstellung, sondern auch durch vor- und nachgelagerte Prozesse wie beispielsweise der Brennstoffgewinnung, dem Transport und der Umwandlung von Energieträgern oder auch den Bau und den Abriß der Energiewandlungsanlagen verursacht werden. Um Stromerzeugungstechniken vergleichend bewerten zu können, ist die Kenntnis der von einem Energiesystem verursachten Energie- und Stoffströme erforderlich. Ziel der vorliegenden Arbeit war es, mit dem Instrument der Lebenszyklusanalyse (Ökobilanz) die Stoff- und Energieträge verschiedener fossiler, nuklearer und regenerativer Stromerzeugungstechniken zu bestimmen und die von ihnen verursachten Gesundheits- und Umweltauswirkungen abzuschätzen.

Die Erstellung umfassender Sachbilanzen, die möglichst alle vor- und nachgelagerten Prozesse eines Energiesystems in die Betrachtung einbeziehen, ist bei alleiniger Anwendung der Prozesskettenanalyse mit einem erheblichen Aufwand verbunden. Darüber hinaus unterschätzt diese Methode aufgrund der Notwendigkeit von Abbruchkriterien die Umwelteinwirkungen, die einer Nutzenbereitstellung insgesamt anzulasten sind. Daher wurde im Rahmen dieser Arbeit eine Methode entwickelt, die eine schnelle und einfache Abschätzung der Einwirkungen der nicht in der Prozesskette erfaßten Prozesse erlaubt. Dabei wird die Prozesskettenanalyse durch das in der Volkswirtschaft angewendete Verfahren der Input-Output-Analyse ergänzt. Die Input-Output-Analyse baut auf statistischen Durchschnittsdaten für die verschiedenen Produktionsbereiche einer Volkswirtschaft auf. Mit ihr lassen sich Datensätze erzeugen, die die kumulierten Umwelteinwirkungen der Produktionsbereiche bezogen auf den monetären Wert der von den Produktionsbereichen erzeugten Güter angeben. Diese Datensätze können verwendet werden, um die Einwirkungen einer Nutzenbereitstellung abzuschätzen, ohne hierzu eine zusätzliche Prozesskette aufstellen zu müssen.

Die bisher im Bereich der Wirkungsabschätzung überwiegend angewandte Methode der Wirkungspotenziale, die Kenngrößen für den Beitrag zum Treibhauseffekt, die Versauerung und die Eutrophierung liefert, ist in dieser Arbeit durch Kenngrößen ergänzt worden, mit der sich Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit und die Schädigungen von Materialien und Feldpflanzen beschreiben lassen. Außerdem erfolgte in dieser Arbeit die Berechnung des kumulierten Energieaufwandes sowohl nach der Ressourcenmethode, die die energetische und nichtenergetische Nutzung von endlichen Primärenergieträgern beschreibt als auch nach der vom Umweltbundesamt empfohlenen Vorgehensweise, bei der der kumulierte Energieaufwand als Screeninggröße verwendet wird und neben der energetischen Nutzung

endlicher Primärenergieträger auch regenerative Energieträger in die Berechnung eingehen. Die Gewichtung der Wirkungsindikatoren wurde in dieser Arbeit mit dem Ansatz der monetären Bewertung durchgeführt.

Die Durchführung einer ganzheitlichen Bilanzierung - insbesondere die Erstellung einer Sachbilanz - erfordert die Verwaltung großer Datenmengen. Darüber hinaus ist für die Durchführung von Wirkungsabschätzung und Auswertung ein Hilfsmittel wünschenswert, mit dem sich Bilanzgrößenwerte nicht nur für die Gesamtbilanz, sondern auch für beliebige Teilbereiche einer Bilanzierung schnell ausweisen lassen. Diese Anforderungen kann nur ein benutzerfreundliches EDV-Instrument erfüllen, das die erforderlichen Daten verwaltet und den Benutzer mit entsprechenden Funktionen bei der Erstellung und Analyse von Bilanzen unterstützt. Da am Markt verfügbare Programme die Anforderungen an ein derartiges EDV-Instrument nur teilweise erfüllen, insbesondere aber nicht die gekoppelte Verwendung von Prozesskettenanalyse und ökonomischer Input-Output-Analyse ermöglichen, wurde im Rahmen dieser Arbeit ein entsprechendes EDV-Instrument entwickelt.

Darüber hinaus wurde im Rahmen dieser Arbeit eine umfangreiche Datenbasis erarbeitet, um die Kombination von Prozesskettenanalyse und Input-Output-Analyse konsistent für alle Prozessstufen der betrachteten Energiesysteme durchführen zu können. Sie beinhaltet zum einen ein Modell für die Input-Output-Analyse, das sektorbezogene Umwelteinwirkungen für elf verschiedene Weltregionen ausweist. Zum anderen wurde eine große Zahl von Basisdaten für die Bereitstellung von Rohstoffen, Materialien und Dienstleistungen zusammengestellt und mit Kostendaten für die elf Weltregionen versehen. Zusammen mit dem entwickelten EDV-Instrument und den schadensorientierten Charakterisierungsfaktoren insbesondere für die Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit steht nun ein Instrumentarium zur Verfügung, das die Anwendung des Hybrid-Ansatzes allgemein für die Durchführung von Lebenszyklusanalysen (Ökobilanzen) zur Verfügung stellt.

Mit der erarbeiteten Datenbasis wurden ganzheitliche Bilanzen für verschiedene Strombereitstellungssysteme erstellt. Zur Bilanzierung der Stromerzeugung aus fossilen und nuklearen Brennstoffen wurden verschiedene Referenzanlagen großer Leistungsklassen (>500 MW_{e1}) definiert, die entweder dem heutigen Stand der Technik entsprechen oder einen Stand der Technik aufweisen, der kurz- bis mittelfristig (Zeitraum 2005/2010) wirtschaftlich verfügbar sein kann. Zur Bilanzierung der Stromerzeugung aus regenerativen Energien wurden ebenfalls die jeweils üblichen, heute und in naher Zukunft einsetzbaren Techniken und Leistungsklassen ausgewählt.

7.1 Wirkungsindikatorergebnisse

Die Durchführung der Wirkungsabschätzung in dieser Arbeit beinhaltet die Berechnung von Wirkungspotenzialen, Schadensgrößen und die Quantifizierung des kumulierten Energieauf-

wandes. Die errechneten Wirkungspotenziale für die Kategorien Treibhauseffekt, Versauerung und Eutrophierung zeigen Abb. 7-1 und Abb. 7-2 für ausgewählte Referenzanlagen. Es wird deutlich, dass die Stromerzeugung mit einem braunkohlegefeuerten Dampfkraftwerk nach heutigem Stand der Technik bei allen drei Wirkungspotenzialen die höchsten Werte aller betrachteten Referenzanlagen aufweist. Der Einsatz der Gas- und Dampfturbinentechnik mit integrierter Kohlevergasung, wie sie für den Zeitraum um 2010 verfügbar sein soll, mindert die Treibhausgasemissionen der Stromerzeugung aus Braunkohle nahezu proportional zur Steigerung des Kraftwerksnutzungsgrades. Der Grund hierfür ist, dass der weitaus größte Teil der Treibhausgasemissionen aus dem Betrieb des Kraftwerkes und der Brennstoffbereitstellung resultieren.

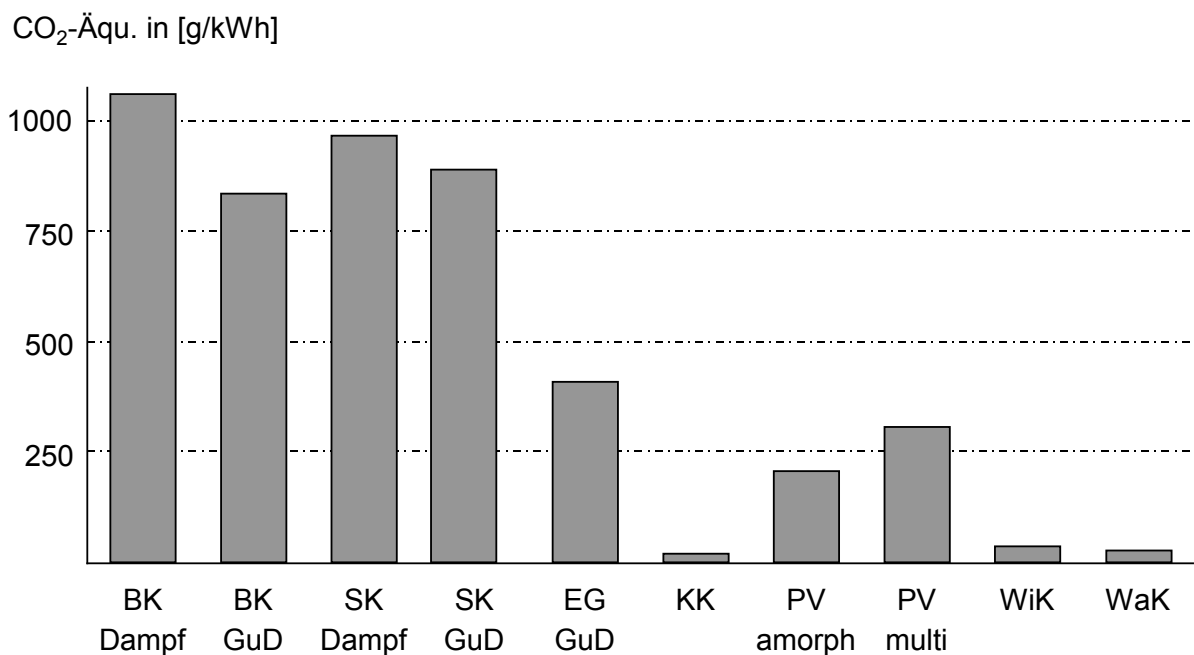


Abb. 7-1: Treibhauspotenziale ausgewählter Stromerzeugungssysteme

Auch beim Versauerungspotenzial, das zu etwa 70 bis 80% durch die Emissionen in Wasser und Boden beim Braunkohletagebau verursacht wird, ist die Minderung nahezu proportional zur Wirkungsgradsteigerung. Das Eutrophierungspotenzial, das überwiegend durch die direkten Emissionen des Kraftwerksbetriebes bestimmt wird, wird dagegen beim Einsatz der GuD-Technik überproportional gemindert.

Die Wirkungspotenziale des steinkohlegefeuerten Dampfkraftwerkes liegen unterhalb der Resultate für das braunkohlegefeuerte Dampfkraftwerk. Gründe sind hierfür der höhere Nutzungsgrad des steinkohlegefeuerten Dampfkraftwerkes und die sauren Auswaschungen im Braunkohletagebau, die bei dem hier angenommenen Steinkohleuntertagebau nicht anfallen. Auch im Falle der Steinkohle lassen sich deutliche Reduzierungen der resultierenden Wirkungspotenziale durch den Einsatz der GuD-Technik erreichen, wobei jedoch die Reduktio-

nen aufgrund der geringeren Nutzungsgradsteigerung - von 43% auf 48,5% bei Steinkohle im Gegensatz zur Braunkohle, wo eine Nutzungsgradsteigerung von heute 40% auf 50,5% möglich ist - geringer ausfallen.

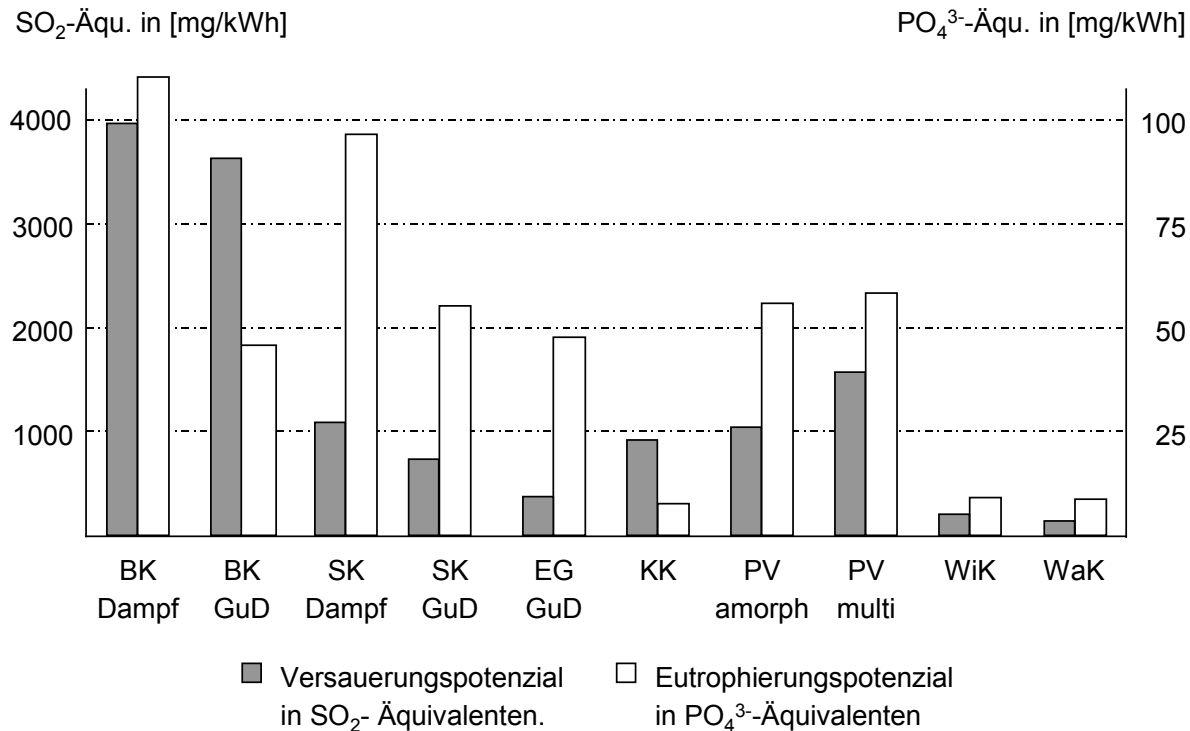


Abb. 7-2: Versauerungs- und Eutrophierungspotenziale ausgewählter Stromerzeugungssysteme

Die Wirkungspotenziale für das erdgasgefeuerte GuD-Kraftwerk fallen deutlich geringer aus als für die bilanzierten kohlegefeuerten Kraftwerke. Dies resultiert zum einen aus dem höheren Nutzungsgrad von 57,6%, zum anderen aus der Schwefelfreiheit des Brennstoffes Erdgas. Hauptursachen für das Versauerungspotenzial der Stromerzeugung aus Erdgas sind zum einen die NO_x-Emissionen aus dem Kraftwerksbetrieb, zum anderen die SO₂-Emissionen aus vorgelagerten Prozessstufen. Eine Stromerzeugung auf Basis von Solarstrahlung ist heute noch mit vergleichsweise hohen Wirkungspotenzialen gekennzeichnet. Sowohl im Fall der amorphen als auch der multikristallinen Zellen liegen die Werte für Versauerung und Eutrophierung über den entsprechenden Werten für die Stromerzeugung aus Steinkohle mit einem Dampfkraftwerk. Im Vergleich der photovoltaischen Systeme schneiden die Dünnschichtzellen aus amorphem Silizium etwas besser ab als die multikristallinen Zellen. Für die Stromerzeugung aus Kernenergie ergibt sich ein Versauerungspotenzial, das über dem Wert der Stromerzeugung aus Erdgas und auch über dem Wert für die Stromerzeugung aus Steinkohle mit GuD-Technik liegt. Hauptursache sind hierfür die versauernd wirkenden Emissionen in Wasser und Boden beim Uranbergbau. Dementsprechend liegt der Wert für das hier dargestellte System mit Wiederaufarbeitung unter dem Wert für das System

mit direkter Endlagerung. Beim Treibhauspotenzial und dem Eutrophierungspotenzial ergeben sich dagegen sowohl im Fall der Wiederaufarbeitung als auch bei direkter Endlagerung im wesentlichen die gleichen Resultate. Die Ergebnisse für Windkraft hängen von den zu Grunde gelegten Betriebsbedingungen ab und weisen damit einen gewissen Schwankungsbereich auf. Für den hier beispielhaft dargestellten Fall wurde eine Windgeschwindigkeit von 5,5 m/s angenommen. Beim Treibhauspotenzial und dem Eutrophierungspotenzial ergeben sich leicht höhere Werte im Vergleich zur Kernenergie. Im Falle des Versauerungspotenzials liegt jedoch der Wert für Windenergie weit unterhalb des Wertes für die Stromerzeugung aus Erdgas, der Technik mit dem geringsten Versauerungspotenzial der bisher diskutierten Stromerzeugungstechniken. Im Falle der Wasserkraft hängen die Ergebnisse zu einem großen Teil von den örtlichen Gegebenheiten ab, die die Aufwendungen beim Bau des Wasserkraftwerkes beeinflussen. Die Ergebnisse für die verschiedenen bilanzierten Anlagen zeigen jedoch, dass auch bei anderen Randbedingungen die Ergebnisse für Wasserkraft ähnlich günstig wie im hier dargestellten Fall ausfallen.

Als Beispiel für die berechneten Schadensgrößen sind in Abb. 7-3 die Resultate für die Wirkungskategorie der Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit, für die die beiden Wirkungsindikatoren „verlorene Lebenserwartung“ und „Lebenszeit mit beeinträchtigter Gesundheit“ ermittelt wurden, dargestellt.

Die Stromerzeugung mit einem braunkohlegefeuerten Dampfkraftwerk nach heutigem Stand der Technik weist sowohl bei der verlorenen Lebenserwartung als auch der Lebenszeit mit beeinträchtigter Gesundheit die höchsten Werte der fossilen Stromerzeugungssysteme auf. Der Einsatz der Gas- und Dampfturbinentechnik bei der Stromerzeugung aus Braunkohle, der eine Nutzungsgradsteigerung von 40% auf 50,5% zu Grunde gelegt wurde, reduziert die Auswirkungen deutlich. Die Stromerzeugung aus Steinkohle weist bei Nutzung der Dampftechnik geringere Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit aus als die Stromerzeugung aus Braunkohle. Grund hierfür ist zum einen der mit 43% höhere Nutzungsgrad des steinkohlegefeuerten Dampfkraftwerkes, zum anderen die geringeren Belastungen aus der Brennstoffbereitstellung. Die geringsten gesundheitlichen Auswirkungen bei der Stromerzeugung aus fossilen Brennstoffen ergeben sich bei Nutzung des Brennstoffes Erdgas. Aufgrund seiner weitgehenden Schwefel- und Partikelfreiheit entfallen hier zwei der bei den anderen fossilen Systemen besonders relevanten Schadstoffe. Die Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit durch die Stromerzeugung aus Kernenergie sind deutlich geringer als die der Stromerzeugung aus Erdgas. Dabei tragen ionisierende Strahlung mit knapp 40% und Partikelbelastung durch Primär- und Sekundärpartikel mit knapp 60% zur verlorenen Lebenserwartung der Stromerzeugung aus Kernkraft bei.

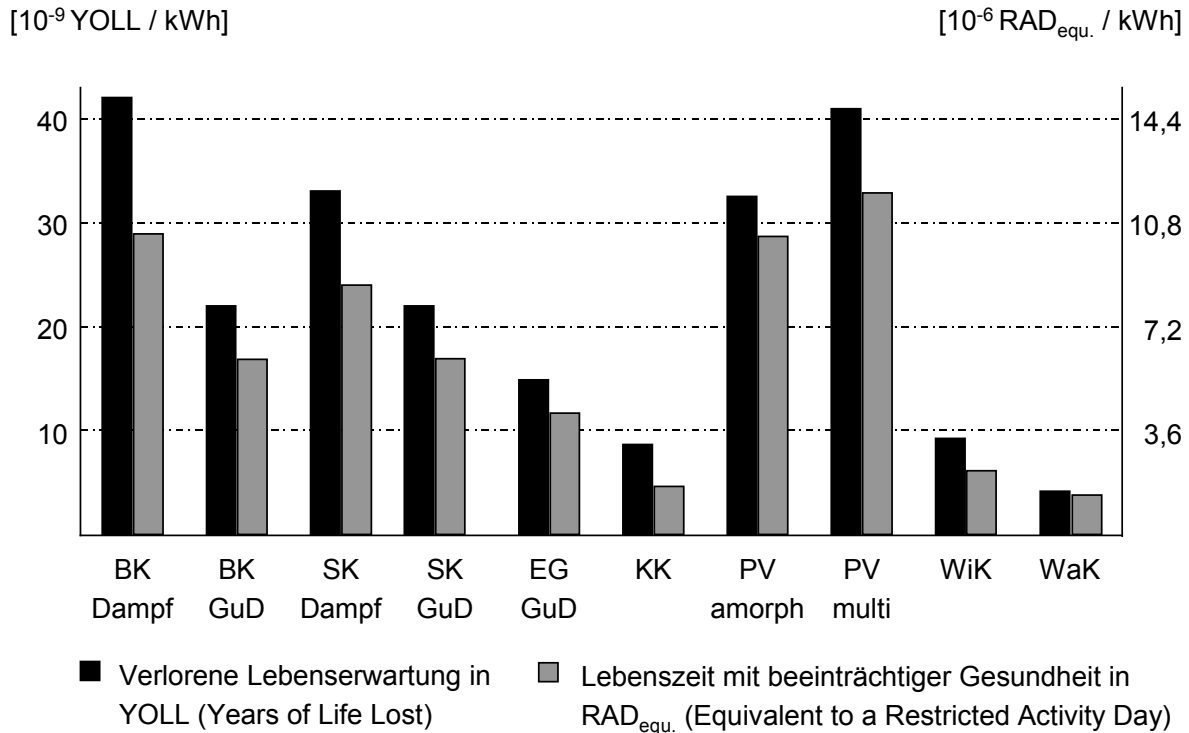


Abb. 7-3: Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit

Die photovoltaische Stromerzeugung ist durch gesundheitliche Auswirkungen gekennzeichnet, die in der Größenordnung der Stromerzeugung mit einem braunkohlegefeuerten Dampfkraftwerk liegt. Hauptquellen sind hierbei die Stromerzeugung für die Herstellung der Photovoltaikanlagen und weitere vorgelagerte Prozesse wie beispielsweise die Bereitstellung von Materialien und sonstigen Vorleistungen für die Wafer-, Zellen- und Modulfertigung. Die Gesundheitsauswirkungen aus der Stromerzeugung aus Windkraft liegen leicht über denen der Gesundheitsauswirkungen aus Kernenergie. Die Stromerzeugung aus Wasserkraft weist die geringsten Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit aus, die noch einmal unterhalb der Werte für die Stromerzeugung aus Kernkraft liegen.

7.2 Monetäre Bewertung

Die Gewichtung der Wirkungsindikatorergebnisse erfolgt an Hand der monetären Bewertung. Dabei werden die Ergebniswerte für die Wirkungskategorien Treibhauseffekt, Eutrophierung von Böden und Gewässern, Versauerung von Böden und Gewässern und die hier ermittelten Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit in Geldwerte umgerechnet. Abb. 7-4 zeigt die Resultate der monetären Bewertung für die Auswahl der bilanzierten Referenzsysteme. Die ebenfalls in dieser Arbeit quantifizierten Schäden in der vom Menschen geschaffenen Umwelt - Materialschäden und Feldpflanzen-schäden - sind in der Abb. 7-4 nicht gesondert ausgewiesen, da ihr Anteil mit weniger als 0,03 €-Cent pro kWh vernachlässigbar gering ist.

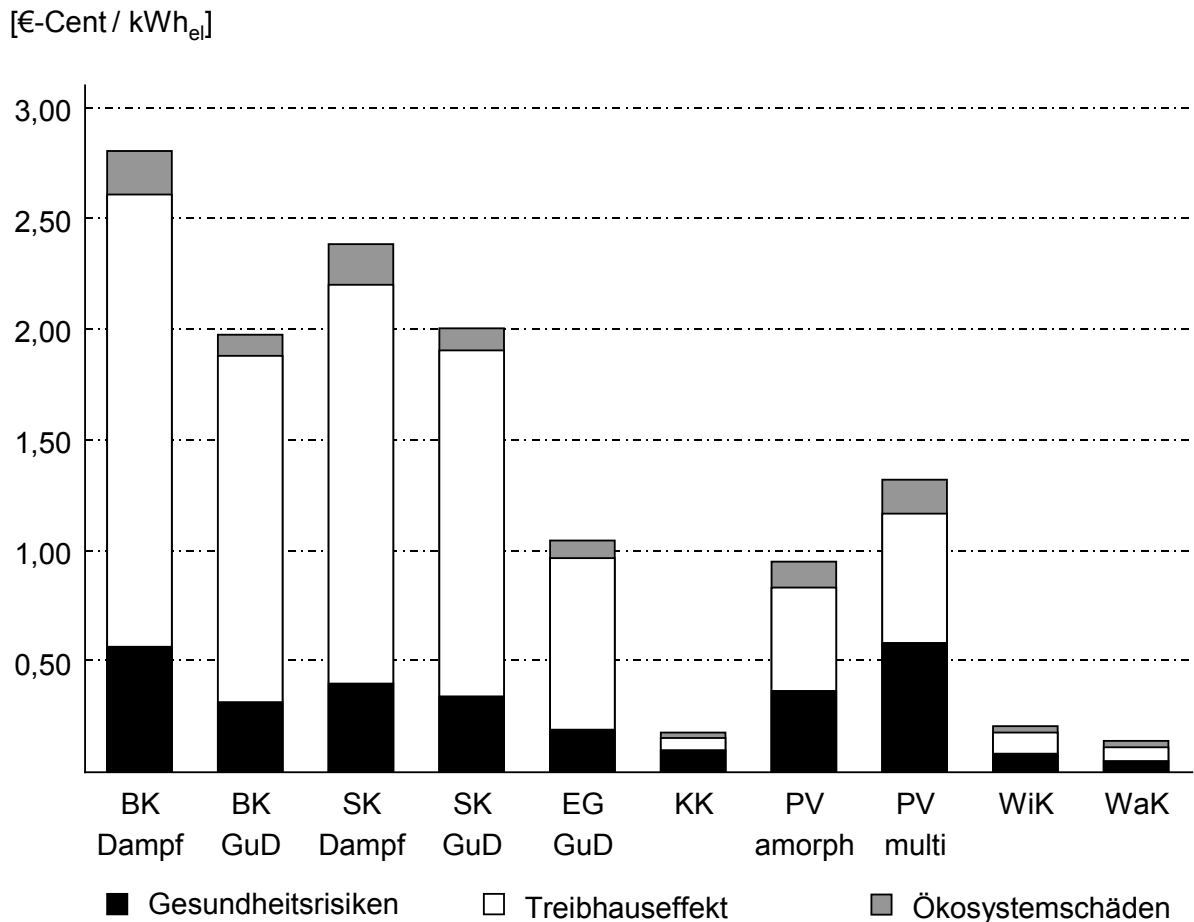


Abb. 7-4: Monetäre Bewertung

Die Ergebnisse zeigen, dass die bei den fossilen Systemen der monetär bewertete Beitrag zum Treibhauseffekt mit einem Anteil von 70% bis 85% größer ist als die Summe aus monetär bewerteten Gesundheitsrisiken und Ökosystemschiiden durch Versauerung und Eutrophierung. Bei der Stromerzeugung aus Kernenergie und regenerativen Energien liegt der Anteil der Treibhausgasemissionen am Gesamtergebnis immerhin noch zwischen 25% und 45%. Insgesamt ergeben sich die höchsten Werte für die kohlegefeuerten Kraftwerke. Das Ergebnis für Photovoltaik-Systeme liegt je nach gewählten Zelltyp etwas über oder unter dem Resultat für die Stromerzeugung aus Erdgas. Am günstigsten schneiden die Systeme auf Basis von Kernkraft, Windkraft und Wasserkraft ab.

Die in Abb. 7-4 dargestellten Resultate der monetären Bewertung gelten nur für die bilanzierten Referenzenergiesysteme. Zwar wurden die hier bilanzierten Referenzenergiesysteme so ausgewählt, dass sie als typisch für in Deutschland betriebene Anlagen gelten können. Bei der Verwendung der Ergebnisse ist jedoch zu berücksichtigen, dass andere Rahmenbedingungen wie beispielsweise ein verstärkter Bezug von Steinkohle aus dem Ausland oder andere Betriebsbedingungen für eine Windkraftanlage einen durchaus relevanten Einfluss auf das Gesamtergebnis der Bilanzierung haben können. In der Sensitivitätsanalyse

wurden daher eine Reihe weiterer Bilanzierungen durchgeführt, bei denen geänderte Rahmenbedingungen für die Brennstoffkette oder die Betriebsbedingungen der bilanzierten Anlage berücksichtigt werden.

Darüber hinaus ist anzumerken, dass in dieser Arbeit die Wirkungsabschätzung entsprechend der heute üblichen Vorgehensweise im Rahmen von Ökobilanzen an Hand von Gewichtungsfaktoren durchgeführt wurde, die die durchschnittlichen Schädigungen durch eine Einheit Schadstoff beschreiben. Standortbezogene Randbedingungen fanden mit Ausnahme der gesonderten Behandlung von Emissionen aus Überseetransporten keine Berücksichtigung, so dass die in diesem Kapitel vorgestellten Resultate sowohl bei den Wirkungsindekatoreergebnissen als auch bei den Resultaten der monetären Bewertung von denen anderer Studien, in denen standortabhängige Untersuchungen durchgeführt wurden, abweichen können. Inwieweit sich durch standortbezogene Betrachtungen die Bilanzergebnisse ändern können, wurde ebenfalls im Rahmen der Sensitivitätsanalyse in dieser Arbeit untersucht.

7.3 Vergleichende Diskussion der Ergebnisse

Die Identifizierung ergebnisrelevanter Sachbilanzgrößen bei der Auswertung der Ergebnisse der Wirkungsabschätzung ergab, dass bei den hier betrachteten Wirkungskategorien vor allem die klassischen Schadstoffe CO₂, CH₄, SO₂, NO_x und PM₁₀ für das Ergebnis der monetären Bewertung von Bedeutung sind. Im Falle der Stromerzeugung aus Kernkraft ist zusätzlich die Emission von ionisierender Strahlung in Form von Radon-Emissionen aus den Deponien der Uranförderung und der Uranaufbereitung sowie C-14-Emissionen aus dem Betrieb des Kraftwerkes und der Wiederaufarbeitung aufgrund ihrer möglichen Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit relevant. Die aufgeführten Größen lieferten bei allen Systemen über 95%, teilweise bis zu 99% des Gesamtergebnisses der monetären Bewertung. Dies legt den Schluss nahe, insbesondere diese Schadstoffe bei zukünftigen Untersuchungen - beispielsweise beim Screening, d. h. der ersten Abschätzung für eine Lebenszyklusanalyse - zu berücksichtigen.

Die Identifizierung ergebnisrelevanter Prozesse und auch die durchgeführten Sensitivitätsanalysen haben gezeigt, dass bei der Stromerzeugung aus Braunkohle, Steinkohle und Erdgas vor allen Dingen der Betrieb des Kraftwerkes und die daraus resultierenden CO₂- und NO_x-Emissionen und im Falle der kohlegefeuerten Kraftwerke auch die SO₂-Emissionen ergebnisrelevant sind. Des Weiteren ist die Brennstoffbereitstellung von Bedeutung, die im Falle der braunkohlegefeuerten Kraftwerken mit knapp 10%, bei den steinkohlegefeuerten Kraftwerken mit gut 15% bis knapp 20% bei inländischer Förderung und beim Erdgaskraftwerk mit etwa 25% zum Gesamtergebnis beitragen. Besondere Problembereiche, die hier identifiziert werden konnten, sind die CH₄-Emissionen aus der Steinkohleförderung und die PM₁₀-Emissionen des Braunkohletagebaus. Insbesondere bei den Bilanzen für die Stromerzeugung aus Steinkohle wird deutlich, dass mit zunehmendem Umweltschutzstandard beim

Betrieb der Kraftwerke indirekte Prozesse an Bedeutung gewinnen. Wird Steinkohle aus Südafrika oder aus Australien bezogen, liegen beispielsweise die SO₂-Emissionen aus dem Überseetransport über denen des Kraftwerksbetriebes.

Darüber hinaus ergab die in dieser Arbeit vorgenommene Berücksichtigung von Emissionen in Wasser und Boden, dass im Falle der Stromerzeugung aus Braunkohle die Auswaschung von Schwefel der im Tagebau freigelegten Böden für die Berechnung des Versauerungspotenzials eine größerer Bedeutung hat als beispielsweise die direkten versauernd wirkenden Emissionen aus dem Kraftwerksbetrieb. Auch bei der Stromerzeugung aus Kernenergie führt die Einbeziehung der versauernd wirkenden Emissionen in Wasser und Boden zu einer signifikanten Erhöhung des Versauerungspotenzials.

Bei der Stromerzeugung aus regenerativen Energien sind die Prozesse für den Bau der Stromerzeugungsanlagen und die daraus resultierenden Emissionen CO₂, SO₂, NO_x und PM₁₀ ergebnisbestimmend. Nimmt man an, dass die für die Herstellung der Photovoltaik-Anlagen benötigte Elektrizität aus Photovoltaik-Anlagen stammt statt aus dem Mix deutscher Kraftwerke, verringern sich die kumulierten Emissionen der photovoltaischen Stromerzeugung je nach Schadstoff und bilanzierter Anlage um bis zu 30%. Andererseits erhöhen sich die indirekten Materialaufwendungen, da Photovoltaikanlagen durch höhere Materialaufwendungen gekennzeichnet sind als andere Stromerzeugungstechniken.

Die Sensitivitätsanalyse untersucht weiterhin verschiedene Annahmen, die der Wirkungsabschätzung zu Grunde liegen. Sie zeigt, dass die in dieser Arbeit vorgenommene differenzierte Betrachtung der Emissionen von Überseetransporten und Emissionen auf dem Festland, die mit unterschiedlichen Charakterisierungsfaktoren beaufschlagt wurden, sowohl bei der Ermittlung der Schädigung von Ökosystemen (Versauerung) als auch bei der Ermittlung der Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit einen relevanten Einfluss auf das Bilanzergebnis haben kann. Diese Unterscheidung sollte daher auch zukünftig in Lebenszyklusanalysen erfolgen. Zusätzlich sollte untersucht werden, inwieweit die Methode der Wirkungspfadanalyse, die zumindest für Luftschadstoffe bereits verfügbar ist, zusätzliche ortsbezogene Charakterisierungsfaktoren liefern kann, die eine weitere Detaillierung der ortsbezogenen Ermittlung von Wirkungsindikatoren erlauben würden.

Der Vergleich mit den anderen Studien zeigt unter anderem, dass die Bilanzierungstiefe einen erheblichen Einfluss auf das Gesamtergebnis der Bilanzierung haben kann. Dominiert nur eine geringe Anzahl von Prozessen das Endergebnis wie beispielsweise bei den CO₂-Emissionen der Stromerzeugung aus Kohle oder Erdgas, ergeben sich bei gleichen Randbedingungen unabhängig von der Bilanzierungstiefe ähnliche Resultate. Liegen keine derart dominierenden Prozesse vor, erhöhen sich mit einer größeren Bilanzierungstiefe die Gesamtergebnisse bei Zugrundelegung gleicher Randbedingungen in signifikanter Weise. Um dies zu vermeiden, ist es sinnvoll, immer auch die Umwelteinwirkungen der Prozesse abzuschätzen, die nicht mit der erstellten Prozesskette erfaßt werden. Die zusätzliche Verwendung

der Input-Output-Analyse in der vorliegenden Arbeit lieferte insbesondere bei den Bilanzen zur Stromerzeugung aus regenerativen Energien nicht vernachlässigbare Beiträge zu fast allen Sachbilanzgrößen. Aber auch bei den Bilanzen für fossile einschließlich der nuklearen Stromerzeugung ergab die Input-Output-Analyse zumindest bei einzelnen Abschnitten des Lebensweges wie beispielsweise dem Bau der Kraftwerke Umwelteinwirkungen, die in der Größenordnung der Umweltwirkungen der erstellten Prozessketten liegen.

Der in der vorliegenden Arbeit entwickelte Hybrid-Ansatz bietet den Vorteil, eine Bilanz schrittweise detaillieren zu können, indem nach und nach Teile der Input-Output-Analyse durch Prozessketten ersetzt werden. Dadurch liegt jederzeit eine Schätzung des Gesamtergebnisses und des Beitrags der Input-Output-Analyse zum Gesamtergebnis vor, und der Bilanzierer kann entscheiden, wann eine ausreichende Ergebnissicherheit erreicht ist und eine weitere Detaillierung der Prozesskette nicht mehr erforderlich ist.

Die hier vorgestellten Ergebnisse zeigen nur einen Ausschnitt aus den insgesamt erarbeiteten Daten. Mit den Resultaten dieser Arbeit liegt nun einerseits ein Instrumentarium, andererseits auch eine umfangreiche Datenbasis vor, die als Grundlage zur Bewertung von Energiesystemen verwendet werden kann.

Literaturverzeichnis

/Amann et al. 1998/

Amann, M., Bertok, I., Cofala, J., Gyarmas, F., Heyes, C., Klimont, Z., Makowski, M., Schöpp, W., Syri, S.: Emission Reduction Scenarios to Control Acidification, Eutrophication and Ground-level Ozone in Europe. Report prepared for the 22nd Meeting of the UN/ECE Task Force on Integrated Assessment Modelling. International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA), Laxenburg (A) 1998

/BMU 1995/

Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung im Jahr 1995. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Bonn 1995

/Bickel 2001/

Derivation of split factors for soiling damages. Entwurf, Institut für Energiewirtschaft und rationelle Energieanwendung, Universität Stuttgart 2001

/BMU 1995/

Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung im Jahr 1995. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Bonn 1995

/BMU 1997/

Klimaschutz in Deutschland - Zweiter Bericht der Regierung der Bundesrepublik Deutschland nach dem Rahmenübereinkommen der Vereinten Nationen über Klimaänderungen. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Bonn 1997

/BMV 2000/

Verkehr in Zahlen. Bundesministerium für Verkehr, Bau- und Wohnwesen (BMV), Deutscher Verkehrs-Verlag 2000

/Borken et al. 1999/

Borken, J., Patyk, A., Reinhard, G.: Basisdaten für ökologische Bilanzierungen - Einsatz von Nutzfahrzeugen in Transport Landwirtschaft und Bergbau. Vieweg 1999

/CoEC 1997/

Communication to the Council and the European Parliament on a Community Strategy to combat acidification. Commission of the European Communities (CoEC), Brussels (B) 1997

/DIN 66001/

Informationsverarbeitung - Sinnbilder und ihre Anwendung. DIN 66001, 1983

/EC 1999/

Externalities of Fuel Cycles, European Commission (EC), DG XII, Science, Research and Development, JOULE. ExternE Project, Report No 7 Methodology 2nd Edition, 1999

/Enquete 1998/

Konzept Nachhaltigkeit - vom Leitbild zur Umsetzung. Bericht der Enquete Kommission des Deutschen Bundestages, 1998

/Eyre et al. 1997/

Eyre, N., Downing, T., Hoekstra, R., Rennings, K., Tol, R.: Global Warming Damages, Final Report of the ExternE Global Warming Sub-Task. Report prepared for the European Commission, Contract JOS3-CT95-0002, 1997

/Forum 1999/

Forum für Energiemodelle und Energiewirtschaftliche Analysen in Deutschland. Energiemodelle zum Klimaschutz in Deutschland. Physika-Verlag, Heidelberg 1999

/Friedrich, Krewitt 1997/

Friedrich, R., Krewitt, W.: Umwelt- und Gesundheitsschäden durch die Stromerzeugung - Externe Kosten von Stromerzeugungssystemen. Springer Verlag, Berlin 1997

/Friedrich, Bickel 2001/

Friedrich, R., Bickel, P.: Environmental Costs of Transport. Springer Verlag, Heidelberg 2001

/Frischknecht 1996/

Background Inventory Data. In: Schaltegger, S. (Hrsg.): Life Cycle Assessment - Quo Vadis. Birkhäuser Verlag, Basel 1996

/Frischknecht et al. 1996/

Frischknecht, R., Bollens, S., Ciot, M., Ciseri, L., Doka, G., Dones, R., Gantner, U., Hischier, R., Martin, A.: Ökoinventare von Energiesystemen. Grundlagen für den ökologischen Vergleich von Energiesystemen und den Bezug von Energiesystemen in Ökobilanzen für die Schweiz, Gruppe Energie-Stoffe-Umwelt der ETH Zürich (CH) und Sektion Ganzheitliche Systemanalysen des PSI Villigen (CH), 1997

/Fritsche et al. 1997/

Fritsche, U., Leuchtner, J., Felix, C. M., Rausch, L., Simon, K.-H.: Gesamt-Emissions-Modell Integrierter Systeme (GEMIS), Version 3.0. Kurzbericht des Öko-Instituts, Freiburg. Hrsg.: Hessisches Ministerium für Umwelt, Energie und Bundesangelegenheiten, Wiesbaden 1997

/Goedkopp, Spriensma 2000/

Goedkoop, M., Spriensma, R.: The Eco-Indicator 99. A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment. Methodology Report, Second edition, Amersford (NL) 2000

/Görgen, Ziesing 1996/

Görgen, R., Ziesing, H.-J.: Zur Reform der Energiebilanzen. In: Braunkohle - Surface mining. Deutscher Braunkohlen-Industrieverein e. V. (DEBRIV), Köln 1996

/Grießhammer, Bunke 1996/

Grießhammer, R., Bunke, D.: Produktlinienanalyse Waschen und Waschmittel. Öko-Institut, Darmstadt 1996

/Hartmann 1999/

Hartmann, D.: Beitrag zur ganzheitlichen Bilanzierung von Stromerzeugungstechniken aus regenerativen Energien. Dissertationsentwurf vom 24.07.1999, Institut für Energiewirtschaft und rationelle Energieanwendung, Stuttgart 1999

/Heijungs et al. 1992/

Heijungs, R., Guinee, J. B., Huppes, G., Lenkreijer, R. M., d. Haes, H. A. U., Sleeswijk, A. W.: Environmental life cycle assessment of products - a guide of practice. Centre of Environmental Science (CML), Leiden (NL) 1992

/Hoffmann 1995/

Hoffmann, C.: Bereitstellungsnutzungsgrade elektrischer Energie. Elektrizitätswirtschaft, Jg.94 (1995) Heft 11

/Hoffmayer et al. 1996/

Hoffmayer, M., Köhler, D., Schwaiger, K.: Ganzheitliche energetische Bilanzierung der Energiebereitstellung (GaBiE) - Teil V: Energetische Untersuchung eines GuD-Kraftwerkes. Forschungsstelle für Energiewirtschaft, München 1996

/Hofstetter et al. 1999/

Hofstetter, P., Braunschweig, A., Mettier, M., Müller-Wenk, R., Tietje, O.: Dominance Analysis in the Mixing Triangle. A Graphical Design Support Tool for Product Comparisons, Submitted to the Journal of Industrial Ecology 1999

/Huetting 1991/

Huetting, R.: Correcting national income for environmental losses. A practical solution for a theoretical dilemma. In: Ecological economics: the science and management of sustainability, New York 1991

/ICRP 1991/

1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection, ICRP Publication 60. Annals of the ICRP, Vol. 21, No. 1 - 3, Pergamon Press Oxford 1991

/IEA 2000/

<http://www.iea.org/statist/keyworld/keystats.htm>. International Energie Agency (IEA), 2000

/IKP 1999/

http://www.gabi-software.com/deutsch/gabi1_deutsch.shtml. Institut für Kunststoffprüfung und Kunststoffkunde (IKP), Universität Stuttgart 1999

/IPCC 1995/

Greenhouse Gas Inventory Reference Manual, Intergovernmental Panel of Climate Change (IPCC), 1995

/ISO 14040/

Ökobilanz - Prinzipien und allgemeine Anforderungen. Deutsche Fassung EN ISO 14040, Juni 1997

/ISO 14041/

Ökobilanz - Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens sowie Sachbilanz. Deutsche Fassung EN ISO 14041, Oktober 1998

/ISO 14042/

Ökobilanz - Wirkungsabschätzung. Deutsche Fassung DIN prEN ISO 14042, Februar 1999

/ISO 14043/

Ökobilanz - Auswertung. Deutsche Fassung prEN ISO 14043, Dezember 1998

/Kaltschmitt, Wiese 1997/

Kaltschmitt, M., Wiese, A.: Erneuerbare Energien - Systemtechnik, Wirtschaftlichkeit, Umweltaspekte. Springer-Verlag, Berlin 1997

/Krewitt 1996/

Quantifizierung und Vergleich der Gesundheitsrisiken verschiedener Stromerzeugungssysteme. IER-Forschungsbericht Band 33, Institut für Energiewirtschaft und rationelle Energieanwendung. Universität Stuttgart 1996

/Krewitt 2000/

Krewitt, W., Trukenmüller, A., Bachmann, T., Heck, T.: Country specific damage factors for air pollutants - a step towards site dependent Life Cycle Impact Assessment. Submitted to Int. Journal of Life Cycle Assessment 2000

/Krewitt et al. 1997a/

Krewitt, W., Mayerhofer, P., Friedrich, R., Marheineke, T.: Wirkungspfadanalyse - ein Ansatz zur Wirkungsbilanzierung, dargestellt am Beispiel der Stromerzeugung. In: VDI-Bericht 1328 „Ganzheitliche Bilanzierung von Energiesystemen“, Düsseldorf 1997

/Krewitt et al. 1997b/

Krewitt, W., Mayerhofer, P., Trukenmüller, A., Greßmann, A., Heck, T., Friedrich, R.: Entwicklung eines rechnergestützten Instrumentariums zur Ermittlung und vergleichenden Bewertung der Gesundheits- und Umweltauswirkungen und der daraus resultierenden externen Kosten der Stromerzeugung. Institut für Energiewirtschaft und rationelle Energieanwendung, Universität Stuttgart 1997

/Krewitt et al. 1999/

Krewitt, W., Trukenmüller, A., Greßmann, A., Friedrich, R.: Berechnung der aggregierten externen Kosten durch die Strom- und Wärmeerzeugung aus fossilen Energieträgern in Österreich. Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung, Universität Stuttgart, 1999

/Krewitt, Friedrich 1998/

Krewitt, W., Friedrich, R.: Monetäre Bewertung von Umweltschäden - Erfahrungen aus dem ExternE-Projekt. Ansätze zum Vergleich von Umweltschäden. In: Hofstetter, P., Mettier, T., Tietje, O (Hrsg.): Nachbearbeitung des 9. Diskussionsforums Ökobilanzen, ETH Zürich (CH) 1998

/Krewitt, Friedrich 2001/

Krewitt, W., Friedrich, R.: Externe Kosten der Stromerzeugung. In: Rebhan, E. (Hrsg.): Energie - Handbuch für Wissenschaftler, Ingenieure und Entscheidungsträger. Springer Verlag, zur Veröffentlichung vorgesehen 2001

/Leontief 1966/

Leontief, W.: Input-Output-Economics. New York 1966

/Marheineke 2001/

Spatial and time differentiation. In: Beaufort et al. (eds): Data availability and data quality. Final report of the SETAC working Group, Madrid 2001

/Mayerhofer et al. 1997/

Mayerhofer, P., Krewitt, W., Trukenmüller, A., Friedrich, R.: Schäden durch Stromerzeugung aus fossilen Energieträgern. In: Friedrich, R., Krewitt, W. (Hrsg): Umwelt- und Gesundheitsschäden durch die Stromerzeugung. Springer Verlag, Berlin 1997

/Mettier 1999/

Mettier, T.: Der Vergleich von Schutzgütern - Ausgewählte Resultate einer Panel-Befragung, In: Hofstetter, P., Mettier, T., Tietje, O (Hrsg.): Nachbearbeitung des 9. Diskussionsforums Ökobilanzen, ETH Zürich (CH) 1998

/Müller-Wenk 1998/

Müller-Wenk, R.: Depletion of abiotic resources weighted on base of "virtual" impacts of lower grade deposits in future. Diskussionsbeitrag Nr. 57 des Instituts für Wirtschaft und Ökologie an der Universität St. Gallen (IWÖ-HSG), 1998

/Murray 1994/

Murray, C. J. L.: Quantifying the burden of disease: the technical basis for disability-adjusted life years. Bulletin of the World Health Organization, 72 (3), 1994, p. 429 – 445

/Nakicenovic, Swart 2000/

Nakicenovic, N., Swart, R.: Emissions szenarios. Cambridge University Press 200

/OECD/IAEA 1988/

Uranium - Resources, production and demand. Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD) and the International Atomic Energy Agency (IAEA), Paris 1988

/Potting et al. 1998/

Potting, J., Schöpp, W., Blok, C., Hauschild, M.: Site-Dependent Life-Cycle Impact Assessment of Acidification. In: Journal of Industrial Ecology, Volume 2, Number 2, 1998

/Pregger et al. 1999/

Pregger, T., Obermeier, A., Friedrich, R.: Bestandsaufnahme der relevanten Staubemissionsquellen. Institut für Energiewirtschaft und rationelle Energieanwendung, Teilprojekt zum UBA-Forschungsbericht 29744853 „Studie zur Korngrößenverteilung (<PM10 und <PM2,5) von Staubemissionen im Auftrag des Umweltbundesamtes, Berlin 1999

/PSI 1998/

The GaBE Project: Comprehensive Assessment of Energy Systems. Paul-Scherrer-Institut (PSI), Villigen (CH) 1998

/SAUNER 2000/

Sustainability and the Use of Non renewable Energy Resources (SAUNER), European Commission 2000

/Schmid, Schaumann, 1998/

Burden sharing in a European framework - carbon reduction strategies for 13 European countries. In: Greenhouse Gas Control Technologies. Proceedings of the 4th International Conference on Greenhouse Gas Control Technologies, 30. August - 2. September 1998, Interlaken (CH) 1998

/Schwaiger 1996/

Schwaiger, K.: Ganzheitliche energetische Bilanzierung der Energiebereitstellung (GaBiE), Forschungsstelle für Energiewirtschaft München, 1996

/Seidel 1996/

Seidel, H. J.: Umweltmedizin. Fakten und Informationen für einen verantwortungsvollen Umgang mit Umwelt und menschlicher Gesundheit, 1996

/SETAC 1999/

Best available Practice regarding Impact Categories and Category Indicators in Life Cycle Impact Assessment. Background document for the Second Working Group on Life Cycle Impact Assessment of SETAC-Europe (WIA-2), Brussels (B) 1999

/SETAC 2001/

Final report of the SETAC LCA Working Group on Data Availability and Data Quality, Madrid 2001

/Simpson et al. 1997/

Simpson, D., Olendrzynski, K., Semb, A., Stoeren, E., Unger, S.: Photochemical oxidant modelling in Europe: multi-annual modelling and source receptor relationships. Co-operative programme for monitoring and evaluation of the long range transmission of air pollutants in Europe (EMEP) and Meteorological Synthesizing Centre-West (MSC-W). EMEP/MSC-W- Report 3/97, Oslo (N) 1997

/StBA 1995/

Produktion im produzierenden Gewerbe. Statistisches Bundesamt (StBA), Fachserie 4, Reihe 3.1. Metzler-Poschel-Verlag, Stuttgart 1995

/StBA 1997/

Volkswirtschaftliche Gesamtrechnungen - Input-Output-Tabellen 1993. Statistisches Bundesamt (StBA), Fachserie 18, Reihe 2. Metzler-Poschel-Verlag, Stuttgart 1997

/StBA 1998/

Umweltökonomische Gesamtrechnung – Material- und Energieflussrechnungen 1997. Statistisches Bundesamt (StBA), Fachserie 19, Reihe 5. Metzler-Poschel-Verlag, Stuttgart 1998

/UBA 1995/

Methodik der produktbezogenen Ökobilanzen - Wirkungsbilanz und Bewertung. Texte 23/95 des Umweltbundesamtes (UBA), Berlin 1995

/UBA 1999a/

Bewertung in Ökobilanzen. Methode des Umweltbundesamtes zur Normierung von Wirkungsindikatoren, Ordnung (Rangbildung) von Wirkungskategorien und zur Auswertung nach ISO 14042 und 14043, Version 1999. Umweltbundesamtes (UBA), Berlin 1999

/UBA 1999b/

Ökologische Bilanzen in der Abfallwirtschaft. Texte 10/99 des Umweltbundesamtes (UBA), Berlin 1999

/UBA-KEA 1999/

KEA - mehr als eine Zahl. Basisdaten und Methoden zum Kumulierten Energieaufwand (KEA). Broschüre zum F&E-Vorhaben "Erarbeitung von Basisdaten zum Energieaufwand und der Umweltbelastung von energieintensiven Produkten und Dienstleistung für Ökobilanzen und Öko-Audits" im Auftrag des Umweltbundesamtes (UBA), Berlin 1999

/UNSCEAR 1993/

Sources and effects of ionizing radiation. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR). Report to the General Assembly, with Scientific Annexes, 1993

/VDI 4600/

Kumulierter Energieaufwand - Begriffe, Definitionen, Berechnungsmethoden. Entwurf zur VDI-Richtlinie 4600, Fassung vom 20. Mai 1996

/Wehowsky et al. 1994/

Wehowsky, P., Leidemann, W., Lezuo, A., Seifritz W.: Strom- und wärmeerzeugende Anlagen auf fossiler und nuklearer Grundlage. Bericht 4-06(1) des Teilprojektes 4 "Umwandlungssektor" des Entwicklungsvorhabens "Instrumente für Klimagas-Reduktionsstrategien" (IKARUS) des Forschungszentrums Jülich im Auftrag des Bundesministeriums für Forschung und Technologie, Jülich 1994

Anhang A: Sachbilanzen für Techniken zur Stromerzeugung

Tabelle A-1: Sachbilanzen für die Stromerzeugung aus Braunkohle

Bilanzgröße	Einheit	Dampfkraft-	Dampfkraft-	GuD ^a -Kraft-	GuD ^a -Kraft-
		werk	werk	werk	werk
		40%	43%	48%	50,5%
CO₂ gesamt	g/kWh	1054	980	873	829
Kraftwerksbetrieb		998	928	833	791
Brennstoffbereitstellung		39	34	28	25
Sonst. Vorl., Bau u. Abriß		17	18	12	13
CH₄ gesamt	mg/kWh	94	94	97	94
Kraftwerksbetrieb		13	12	12	11
Brennstoffbereitstellung		46	42	38	36
Sonst. Vorl., Bau u. Abriß		35	40	47	47
N₂O gesamt	mg/kWh	53	49	25	24
Kraftwerksbetrieb		50	46	23	21
Brennstoffbereitstellung		3	2	1	1
Sonst. Vorl., Bau u. Abriß		1	1	2	2
PM₁₀ gesamt	mg/kWh	94	89	79	75
Kraftwerksbetrieb		13	12	8	8
Brennstoffbereitstellung		71	66	59	56
Sonst. Vorl., Bau u. Abriß		10	11	12	11
Partikel gesamt	mg/kWh	263	247	220	209
Kraftwerksbetrieb		13	12	8	8
Brennstoffbereitstellung		227	210	188	178
Sonst. Vorl., Bau u. Abriß		23	25	24	23
SO_x gesamt	mg/kWh	402	381	235	233
Kraftwerksbetrieb		318	296	150	150
Brennstoffbereitstellung		37	34	27	25
Sonst. Vorl., Bau u. Abriß		47	51	58	58
NO_x gesamt	mg/kWh	830	775	354	354
Kraftwerksbetrieb		763	710	300	301
Brennstoffbereitstellung		44	39	24	23
Sonst. Vorl., Bau u. Abriß		23	26	30	30
Ionisierende Strahlung	10⁻¹² PersSv /kWh	7	7	8	7
Entnahme an Bauxit	mg/kWh	19	19	19	18
Entnahme an Eisen	mg/kWh	2104	2134	2165	2099
Entnahme an Kupfer	mg/kWh	8	8	7	7
Entnahme an Kalkstein	mg/kWh	20303	19121	2386	2284

^a GuD = Gas- und Dampfturbinenkraftwerk

Tabelle A-2: Sachbilanzen für die Stromerzeugung aus Steinkohle aus deutscher Förderung

Bilanzgröße	Einheit	Dampfkraft-	Dampfkraft-	GuD ^a -Kraft-	GuD ^a -Kraft-
		werk	werk	werk	werk
		43%	45,5%	46%	48,5%
CO₂ gesamt	g/kWh	838	790	780	740
Kraftwerksbetrieb		766	724	716	679
Brennstoffbereitstellung		55	52	51	48
Sonst. Vorl., Bau u. Abriß		17	15	13	13
CH₄ gesamt	mg/kWh	4716	4453	4392	4171
Kraftwerksbetrieb		42	39	13	12
Brennstoffbereitstellung		4596	4344	4297	4075
Sonst. Vorl., Bau u. Abriß		78	70	82	85
N₂O gesamt	mg/kWh	47	44	44	42
Kraftwerksbetrieb		42	39	39	37
Brennstoffbereitstellung		4	4	4	4
Sonst. Vorl., Bau u. Abriß		1	1	1	1
PM₁₀ gesamt	mg/kWh	40	36	34	33
Kraftwerksbetrieb		11	10	8	8
Brennstoffbereitstellung		15	14	14	13
Sonst. Vorl., Bau u. Abriß		14	12	12	12
Partikel gesamt	mg/kWh	62	54	53	51
Kraftwerksbetrieb		11	10	8	8
Brennstoffbereitstellung		21	19	19	18
Sonst. Vorl., Bau u. Abriß		30	25	26	25
SO_x gesamt	mg/kWh	351	326	287	275
Kraftwerksbetrieb		207	195	150	142
Brennstoffbereitstellung		82	78	77	73
Sonst. Vorl., Bau u. Abriß		62	53	60	60
NO_x gesamt	mg/kWh	696	656	435	414
Kraftwerksbetrieb		551	520	300	284
Brennstoffbereitstellung		115	109	108	102
Sonst. Vorl., Bau u. Abriß		31	27	28	28
Ionisierende Strahlung	10⁻¹² PersSv /kWh	12	10	11	11
Entnahme an Bauxit	mg/kWh	20	16	17	16
Entnahme an Eisen	mg/kWh	2308	1746	1793	1772
Entnahme an Kupfer	mg/kWh	2	2	2	2
Entnahme an Kalkstein	mg/kWh	12875	11913	4954	4793

^a GuD = Gas- und Dampfturbinenkraftwerk

Tabelle A-3: Sachbilanzen für die Stromerzeugung aus Steinkohle aus ausländischer Förderung

Bilanzgröße	Einheit	Dampfkraft-	Dampfkraft-	Dampfkraft-	Dampfkraft-
		werk 43%	werk 43%	werk 43%	werk 43%
		RSA	POL	AUS	USA
CO₂ gesamt	g/kWh	880	897	888	859
Kraftwerksbetrieb		766	766	766	766
Brennstoffbereitstellung		96	114	105	76
Sonst. Vorl., Bau u. Abriß		17	17	17	17
CH₄ gesamt	mg/kWh	4677	6355	1203	1192
Kraftwerksbetrieb		42	42	42	42
Brennstoffbereitstellung		4557	6235	1083	1072
Sonst. Vorl., Bau u. Abriß		78	78	78	78
N₂O gesamt	mg/kWh	46	51	45	46
Kraftwerksbetrieb		42	42	42	42
Brennstoffbereitstellung		3	8	3	4
Sonst. Vorl., Bau u. Abriß		1	1	1	1
PM₁₀ gesamt	mg/kWh	107	125	101	80
Kraftwerksbetrieb		11	11	11	11
Brennstoffbereitstellung		83	100	76	55
Sonst. Vorl., Bau u. Abriß		14	14	14	14
Partikel gesamt	mg/kWh	163	197	145	120
Kraftwerksbetrieb		11	11	11	11
Brennstoffbereitstellung		122	155	104	79
Sonst. Vorl., Bau u. Abriß		30	30	30	30
SO_x gesamt	mg/kWh	1387	912	1760	930
Kraftwerksbetrieb		207	207	207	207
Brennstoffbereitstellung		1119	644	1492	662
Sonst. Vorl., Bau u. Abriß		62	62	62	62
NO_x gesamt	mg/kWh	1291	993	1529	1006
Kraftwerksbetrieb		551	551	551	551
Brennstoffbereitstellung		710	411	948	424
Sonst. Vorl., Bau u. Abriß		31	31	31	31
Ionisierende Strahlung	10⁻¹² PersSv /kWh	23	45	24	31
Entnahme an Bauxit	mg/kWh	68	61	68	62
Entnahme an Eisen	mg/kWh	4492	3604	4972	4009
Entnahme an Kupfer	mg/kWh	6	4	7	5
Entnahme an Kalkstein	mg/kWh	12235	15753	12992	12576

Tabelle A-4: Sachbilanzen für die Stromerzeugung aus Erdgas

Bilanzgröße	Einheit	Erdgas	Erdgas	Erdgas
		Westeuropa ^a	GUS ^b	Mix GER ^b
		GuD ^c -Kraftwerk	GuD ^c -Kraftwerk	GuD ^c -Kraftwerk
		57,6%	57,6%	57,6%
CO₂ gesamt	g/kWh	370	417	386
Kraftwerksbetrieb		349	349	349
Brennstoffbereitstellung		17	64	32
Sonst. Vorl., Bau u. Abriß		5	5	5
CH₄ gesamt	mg/kWh	379	2480	1077
Kraftwerksbetrieb		27	27	27
Brennstoffbereitstellung		338	2439	1036
Sonst. Vorl., Bau u. Abriß		14	14	14
N₂O gesamt	mg/kWh	2	9	5
Kraftwerksbetrieb		1	1	1
Brennstoffbereitstellung		1	8	3
Sonst. Vorl., Bau u. Abriß		1	1	1
PM₁₀ gesamt	mg/kWh	10	45	21
Kraftwerksbetrieb		0	0	0
Brennstoffbereitstellung		7	42	19
Sonst. Vorl., Bau u. Abriß		3	3	3
Partikel gesamt	mg/kWh	19	75	38
Kraftwerksbetrieb		0	0	0
Brennstoffbereitstellung		14	71	33
Sonst. Vorl., Bau u. Abriß		4	4	4
SO_x gesamt	mg/kWh	80	215	125
Kraftwerksbetrieb		0	0	0
Brennstoffbereitstellung		56	190	101
Sonst. Vorl., Bau u. Abriß		24	24	24
NO_x gesamt	mg/kWh	279	497	351
Kraftwerksbetrieb		208	208	208
Brennstoffbereitstellung		60	279	133
Sonst. Vorl., Bau u. Abriß		11	11	11
Ionisierende Strahlung	10⁻¹² PersSv /kWh	5	17	9
Entnahme an Bauxit	mg/kWh	15	15	15
Entnahme an Eisen	mg/kWh	969	1697	1210
Entnahme an Kupfer	mg/kWh	3	3	3
Entnahme an Kalkstein	mg/kWh	1845	15520	6385

^a Mix aus deutscher, niederländischer und norwegischer Förderung, gewichtet entsprechend der Importsituation in Deutschland ohne GUS (siehe Fußnote ^b) ^b zugrunde gelegter Erdgasmix für Deutschland: 21,9% inländische Förderung, 31,1% Niederlande, 13,8% Norwegen, 33,2% Gemeinschaft unabhängiger Staaten (GUS) ^c GuD = Gas- und Dampfturbinenkraftwerk

Tabelle A-5: Sachbilanzen für die Stromerzeugung aus Kernenergie

Bilanzgröße	Einheit	DWR ^a	DWR ^a	EPR ^b	EPR ^b
		mit WAA ^c	direkte Endl.	mit WAA ^c	direkte Endl.
CO₂ gesamt	g/kWh	17	16	17	16
Brennstoffkette		8	7	8	6
Betrieb sonst ^d		5	5	5	5
Bau und Abriß		4	4	5	5
PM₁₀ gesamt	mg/kWh	14	15	14	14
Brennstoffkette		8	8	7	8
Betrieb sonst ^d		3	3	3	3
Bau und Abriß		3	3	4	4
Partikel gesamt	mg/kWh	25	26	25	25
Brennstoffkette		14	15	14	14
Betrieb sonst ^d		5	5	5	5
Bau und Abriß		6	6	7	7
SO_x gesamt	mg/kWh	73	67	72	66
Brennstoffkette		38	32	35	30
Betrieb sonst ^d		20	20	18	18
Bau und Abriß		15	15	18	18
NO_x gesamt	mg/kWh	48	45	47	44
Brennstoffkette		24	21	22	19
Betrieb sonst ^d		13	14	12	12
Bau und Abriß		10	10	12	12
Rn-222 Luft gesamt	kBq/kWh	17	21	16	19
Brennstoffkette		17	21	16	19
Betrieb sonst ^d		0	0	0	0
Bau und Abriß		0	0	0	0
C-14 Luft gesamt	Bq/kWh	31	8	28	8
Brennstoffkette		23	0	21	0
Betrieb sonst ^d		8	8	8	8
Bau und Abriß		0	0	0	0
Ionisierende Strahlung	10⁻¹² PersSv /kWh	4656	1280	4224	1195
Entnahme an Bauxit	mg/kWh	27	27	29	30
Entnahme an Eisen	mg/kWh	420	445	477	491
Entnahme an Kupfer	mg/kWh	6	6	7	7
Entnahme an Kalkstein	mg/kWh	808	778	901	876

^a DWR = Druckwasserreaktor. Zugrunde gelegter Abbrand 50.000 MWd/tUran ^b EPR = European Pressurized Water Reactor. Zugrunde gelegter Abbrand 60.000 MWd/tUran ^c WAA = Wiederaufarbeitung ^d direkte Emissionen des Kraftwerksbetriebes und Emissionen durch die Bereitstellung sonstiger Vorleistungen für den Betrieb und die Instandsetzung des Kraftwerkes

Tabelle A-6: Sachbilanzen für Dachanlagen zur photovoltaischen Stromerzeugung

Bilanzgröße	Einheit	5 kW	5 kW	5 kW
		amorph	multikristallin	monokristallin
CO₂ gesamt	g/kWh	189	275	233
Bau		148	236	194
Betrieb und Abriß		20	19	19
Backup		20	20	20
CH₄ gesamt	mg/kWh	607	833	749
Bau		423	650	563
Betrieb und Abriß		67	66	68
Backup		117	117	117
N₂O gesamt	mg/kWh	17	20	20
Bau		13	15	15
Betrieb und Abriß		3	3	3
Backup		1	1	1
PM₁₀ gesamt	mg/kWh	100	119	119
Bau		80	99	98
Betrieb und Abriß		11	11	11
Backup		9	9	9
Partikel gesamt	mg/kWh	174	213	203
Bau		137	177	166
Betrieb und Abriß		18	17	18
Backup		19	19	19
SO_x gesamt	mg/kWh	455	617	569
Bau		359	523	474
Betrieb und Abriß		63	60	62
Backup		33	33	33
NO_x gesamt	mg/kWh	355	446	427
Bau		261	366	347
Betrieb und Abriß		69	56	55
Backup		24	24	24
Ionisierende Strahlung	10⁻¹² PersSv /kWh	101	197	132
Entnahme an Bauxit	mg/kWh	2818	2100	4671
Entnahme an Eisen	mg/kWh	8153	6708	5141
Entnahme an Kupfer	mg/kWh	338	251	214
Entnahme an Kalkstein	mg/kWh	19226	15610	15527

Tabelle A-7: Sachbilanzen für Photovoltaik-Kraftwerke

Bilanzgröße	Einheit	1 MW	1 MW	1 MW
		amorph	multikristallin	monokristallin
CO₂ gesamt	g/kWh	181	258	210
Bau		151	228	179
Betrieb und Abriß		10	11	11
Backup		20	20	20
CH₄ gesamt	mg/kWh	639	816	711
Bau		486	663	556
Betrieb und Abriß		36	36	37
Backup		117	117	117
N₂O gesamt	mg/kWh	14	17	17
Bau		11	14	14
Betrieb und Abriß		2	2	2
Backup		1	1	1
PM₁₀ gesamt	mg/kWh	130	130	114
Bau		113	114	98
Betrieb und Abriß		8	8	7
Backup		9	9	9
Partikel gesamt	mg/kWh	261	256	217
Bau		231	226	187
Betrieb und Abriß		12	11	11
Backup		19	19	19
SO_x gesamt	mg/kWh	443	579	487
Bau		377	513	420
Betrieb und Abriß		32	33	34
Backup		33	33	33
NO_x gesamt	mg/kWh	322	406	371
Bau		252	343	310
Betrieb und Abriß		46	39	36
Backup		24	24	24
Ionisierende Strahlung	10⁻¹² PersSv /kWh	96	184	121
Entnahme an Bauxit	mg/kWh	266	422	328
Entnahme an Eisen	mg/kWh	21896	14749	11799
Entnahme an Kupfer	mg/kWh	511	370	307
Entnahme an Kalkstein	mg/kWh	18197	14058	13618

Tabelle A-8: Sachbilanzen für Dachanlagen zur photovoltaischen Stromerzeugung mit Photovoltaikstrom der jeweils bilanzierten Anlage (inkl. Backup-Anteil) für die EG-Silizium-Herstellung und Panelfertigung

Bilanzgröße	Einheit	5 kW amorph	5 kW multikristallin	5 kW monokristallin
CO₂ gesamt	g/kWh	131	171	157
Bau		92	133	119
Betrieb und Abriß		19	18	18
Backup		20	20	20
CH₄ gesamt	mg/kWh	483	619	592
Bau		301	438	563
Betrieb und Abriß		65	64	66
Backup		117	117	117
N₂O gesamt	mg/kWh	16	18	19
Bau		11	13	14
Betrieb und Abriß		3	3	3
Backup		1	1	1
PM₁₀ gesamt	mg/kWh	99	121	120
Bau		79	101	100
Betrieb und Abriß		11	11	11
Backup		9	9	9
Partikel gesamt	mg/kWh	174	223	207
Bau		137	186	170
Betrieb und Abriß		18	17	18
Backup		19	19	19
SO_x gesamt	mg/kWh	446	640	576
Bau		350	547	481
Betrieb und Abriß		63	61	62
Backup		33	33	33
NO_x gesamt	mg/kWh	321	396	390
Bau		228	316	311
Betrieb und Abriß		69	56	55
Backup		24	24	24
Ionisierende Strahlung	10⁻¹² PersSv /kWh	38	83	52
Entnahme an Bauxit	mg/kWh	3151	2646	5480
Entnahme an Eisen	mg/kWh	8854	7880	5641
Entnahme an Kupfer	mg/kWh	377	316	250
Entnahme an Kalkstein	mg/kWh	20093	16577	16151

Tabelle A-9: Sachbilanzen für Windkraftanlagen (verschiedene Leistungsgrößen, Windgeschwindigkeit 5,5 m/s)

Bilanzgröße	Einheit	270 kW	600 kW	1 MW	1,5 MW
		5,5 m/s	5,5 m/s	5,5 m/s	5,5 m/s
CO₂ gesamt	g/kWh	44	38	37	36
Bau		22	17	17	16
Betrieb und Abriß		4	3	2	2
Backup		18	18	18	18
CH₄ gesamt	mg/kWh	204	182	181	173
Bau		87	62	68	61
Betrieb und Abriß		12	8	6	6
Backup		105	106	106	107
N₂O gesamt	mg/kWh	4	3	3	3
Bau		2	2	2	2
Betrieb und Abriß		1	0	0	0
Backup		1	1	1	1
PM₁₀ gesamt	mg/kWh	36	28	28	24
Bau		27	20	20	17
Betrieb und Abriß		3	2	1	1
Backup		6	6	6	6
Partikel gesamt	mg/kWh	74	59	59	50
Bau		57	43	43	34
Betrieb und Abriß		4	3	2	2
Backup		13	13	14	14
SO_x gesamt	mg/kWh	118	93	91	91
Bau		81	61	69	60
Betrieb und Abriß		12	8	6	6
Backup		25	25	25	26
NO_x gesamt	mg/kWh	84	68	62	60
Bau		46	36	34	32
Betrieb und Abriß		17	12	8	7
Backup		21	21	21	21
Ionisierende Strahlung	10⁻¹² PersSv /kWh	12	10	10	9
Entnahme an Bauxit	mg/kWh	94	64	54	41
Entnahme an Eisen	mg/kWh	6906	5344	5404	4146
Entnahme an Kupfer	mg/kWh	132	72	66	52
Entnahme an Kalkstein	mg/kWh	3416	2723	2617	2559

Tabelle A-10: Sachbilanzen für Windkraftanlagen (Leistungsgröße 1 MW, verschiedene Windgeschwindigkeiten)

Bilanzgröße	Einheit	1 MW 4,5 m/s	1 MW 5,5 m/s	1 MW 6,5 m/s
CO₂ gesamt	g/kWh	60	37	30
Bau		36	17	12
Betrieb und Abriß		4	2	1
Backup		20	18	17
CH₄ gesamt	mg/kWh	274	181	146
Bau		145	68	49
Betrieb und Abriß		13	6	4
Backup		115	106	93
N₂O gesamt	mg/kWh	6	3	3
Bau		4	2	1
Betrieb und Abriß		1	0	0
Backup		1	1	1
PM₁₀ gesamt	mg/kWh	54	28	19
Bau		43	20	15
Betrieb und Abriß		3	1	1
Backup		8	6	4
Partikel gesamt	mg/kWh	114	59	40
Bau		93	43	31
Betrieb und Abriß		4	2	1
Backup		18	14	7
SO_x gesamt	mg/kWh	172	91	63
Bau		128	69	43
Betrieb und Abriß		13	6	5
Backup		32	25	15
NO_x gesamt	mg/kWh	112	62	46
Bau		72	34	24
Betrieb und Abriß		17	8	6
Backup		24	21	16
Ionisierende Strahlung	10⁻¹² PersSv /kWh	20	10	7
Entnahme an Bauxit	mg/kWh	110	54	38
Entnahme an Eisen	mg/kWh	10659	5404	3751
Entnahme an Kupfer	mg/kWh	141	66	47
Entnahme an Kalkstein	mg/kWh	4592	2617	1731

Tabelle A-11: Sachbilanzen für Wasserkraftanlagen

Bilanzgröße	Einheit	300 kW	500 kW	2,2 MW	3,1 MW
		Laufwasser	Laufwasser	Laufwasser	Laufwasser
CO₂ gesamt	g/kWh	32	33	25	29
Bau		14	15	9	12
Betrieb und Abriß		2	2	1	2
Backup		15	15	16	16
CH₄ gesamt	mg/kWh	136	141	116	127
Bau		41	47	24	34
Betrieb und Abriß		9	8	4	6
Backup		87	87	88	88
N₂O gesamt	mg/kWh	2	2	2	2
Bau		1	1	1	1
Betrieb und Abriß		1	0	0	0
Backup		1	1	1	1
PM₁₀ gesamt	mg/kWh	18	19	13	15
Kraftwerksbetrieb		14	15	9	12
Brennstoffbereitstellung		2	2	1	1
Sonst. Vorl., Bau u. Abriß		2	2	3	3
Partikel gesamt	mg/kWh	34	36	24	31
Bau		27	29	17	24
Betrieb und Abriß		3	2	1	2
Backup		5	5	5	5
SO_x gesamt	mg/kWh	58	65	39	49
Bau		40	47	23	31
Betrieb und Abriß		8	7	4	5
Backup		11	11	12	12
NO_x gesamt	mg/kWh	72	70	53	58
Bau		47	46	33	35
Betrieb und Abriß		11	10	5	8
Backup		14	14	15	15
Ionisierende Strahlung	10⁻¹² PersSv /kWh	6	6	3	5
Entnahme an Bauxit	mg/kWh	18	15	9	10
Entnahme an Eisen	mg/kWh	2564	2617	1732	2430
Entnahme an Kupfer	mg/kWh	15	10	5	5
Entnahme an Kalkstein	mg/kWh	6383	6821	4068	6114

Anhang B: Wirkungsabschätzung für Techniken zur Stromerzeugung

Tabelle B-1: Treibhauspotenziale der Stromerzeugungssysteme

CO ₂ -Äquivalente in g/kWh	Betrieb	Sonst	Backup ^a	Gesamt
Braunkohle				
Dampfkraftwerk 40%, BK Rheinland (heute)	1013	59	-	1072
Dampfkraftwerk 43%, BK Rheinland (2002)	943	54	-	997
GuD-Kraftwerk 48%, BK Rheinland (2005/10)	840	43	-	883
GuD-Kraftwerk 50,5%, BK Rheinland (2005/10)	798	40	-	838
Steinkohle				
Dampfkraftwerk 43%, SK GER (heute)	780	171	-	951
Dampfkraftwerk 45,5%, SK GER (2005/10)	737	160	-	897
GuD-Kraftwerk 46%, SK GER (2005/10)	728	158	-	886
GuD-Kraftwerk 48,5%, SK GER (2005/10)	691	151	-	841
Dampfkraftwerk 43%, SK RSA (heute)	780	212	-	992
Dampfkraftwerk 43%, SK POL (heute)	780	266	-	1047
Dampfkraftwerk 43%, SK AUS (heute)	780	148	-	928
Dampfkraftwerk 43%, SK USA (heute)	780	119	-	899
Erdgas				
GuD-Kraftwerk 57,6%, Erdgas WEU (heute)	350	29	-	379
GuD-Kraftwerk 57,6%, Erdgas GUS (heute)	350	123	-	473
GuD-Kraftwerk 57,6%, Erdgas Mix-GER (heute)	350	60	-	410
Uran				
DWR mit Wiederaufarbeitung (heute)	0	20	-	20
DWR mit direkter Endlagerung (heute)	0	18	-	18
EPR mit Wiederaufarbeitung (2005/10)	0	19	-	19
EPR mit direkter Endlagerung (2005/10)	0	18	-	18
Solarstrahlung				
PV-Dachanlage 5 kW, amorph (heute)	0	187	23	210
PV-Dachanlage 5 kW, multikristallin (heute)	0	278	23	301
PV-Dachanlage 5 kW, monokristallin (heute)	0	236	23	259
PV-Kraftwerk 1 MW, amorph (heute)	0	177	23	200
PV-Kraftwerk 1 MW, multikristallin (heute)	0	259	23	282
PV-Kraftwerk 1 MW, monokristallin (heute)	0	208	23	231
PV-Dachanlage 5 kW, amorph (Elektr. PV) ^b	0	127	23	150
PV-Dachanlage 5 kW, multikristallin (Elektr. PV) ^b	0	169	23	192
PV-Dachanlage 5 kW, monokristallin (Elektr. PV) ^b	0	157	23	180
Windkraft				
270 kW, 5,5 m/s (heute)	0	28	21	49
600 kW, 5,5 m/s (heute)	0	22	21	43
1 MW, 5,5 m/s (heute)	0	21	21	42
1,5 MW, 5,5 m/s (heute)	0	19	21	40
1 MW, 4,5 m/s (heute)	0	45	23	68
1 MW, 6,5 m/s (heute)	0	15	18	34
Wasserkraft				
Laufwasserkraft 300 kW (heute)	0	18	17	35
Laufwasserkraft 500 kW (heute)	0	19	17	36
Laufwasserkraft 2,2 MW (heute)	0	10	18	28
Laufwasserkraft 3,1 MW (heute)	0	14	18	32

^a bei einer Durchdringung von 10% ^b Bilanziert unter der Annahme, dass Elektrizität für Herstellung von EG-Silizium und Modulfertigung aus einer PV-Anlage des jeweils bilanzierten Typs stammt.

Tabelle B-2: Versauerungspotenziale der Stromerzeugungssysteme

SO ₂ -Äquivalente in mg/kWh	Betrieb	Sonst	Backup ^a	Gesamt
Braunkohle				
Dampfkraftwerk 40%, BK Rheinland (heute)	903	3019	-	3922
Dampfkraftwerk 43%, BK Rheinland (2002)	840	2813	-	3653
GuD-Kraftwerk 48%, BK Rheinland (2005/10)	365	2520	-	2885
GuD-Kraftwerk 50,5%, BK Rheinland (2005/10)	347	2396	-	2743
Steinkohle				
Dampfkraftwerk 43%, SK GER (heute)	646	405	-	1051
Dampfkraftwerk 45,5%, SK GER (2005/10)	611	373	-	984
GuD-Kraftwerk 46%, SK GER (2005/10)	410	367	-	777
GuD-Kraftwerk 48,5%, SK GER (2005/10)	389	360	-	749
Dampfkraftwerk 43%, SK RSA (heute)	646	1061	-	1707
Dampfkraftwerk 43%, SK POL (heute)	646	1242	-	1888
Dampfkraftwerk 43%, SK AUS (heute)	646	1086	-	1732
Dampfkraftwerk 43%, SK USA (heute)	646	802	-	1448
Erdgas				
GuD-Kraftwerk 57,6%, Erdgas WEU (heute)	146	147	-	293
GuD-Kraftwerk 57,6%, Erdgas GUS (heute)	146	465	-	611
GuD-Kraftwerk 57,6%, Erdgas Mix-GER (heute)	146	252	-	398
Uran				
DWR mit Wiederaufarbeitung (heute)	0	893	-	893
DWR mit direkter Endlagerung (heute)	0	1074	-	1074
EPR mit Wiederaufarbeitung (2005/10)	0	880	-	880
EPR mit direkter Endlagerung (2005/10)	0	1003	-	1003
Solarstrahlung				
PV-Dachanlage 5 kW, amorph (heute)	0	992	65	1057
PV-Dachanlage 5 kW, multikristallin (heute)	0	1519	65	1584
PV-Dachanlage 5 kW, monokristallin (heute)	0	1298	65	1363
PV-Kraftwerk 1 MW, amorph (heute)	0	954	65	1018
PV-Kraftwerk 1 MW, multikristallin (heute)	0	1416	65	1481
PV-Kraftwerk 1 MW, monokristallin (heute)	0	1137	65	1202
PV-Dachanlage 5 kW, amorph (Elektr. PV) ^b	0	862	65	927
PV-Dachanlage 5 kW, multikristallin (Elektr. PV) ^b	0	1370	65	1434
PV-Dachanlage 5 kW, monokristallin (Elektr. PV) ^b	0	1161	65	1226
Windkraft				
270 kW, 5,5 m/s (heute)	0	186	50	237
600 kW, 5,5 m/s (heute)	0	138	51	189
1 MW, 5,5 m/s (heute)	0	131	51	183
1,5 MW, 5,5 m/s (heute)	0	121	51	173
1 MW, 4,5 m/s (heute)	0	281	62	343
1 MW, 6,5 m/s (heute)	0	94	34	128
Wasserkraft				
Laufwasserkraft 300 kW (heute)	0	112	27	139
Laufwasserkraft 500 kW (heute)	0	116	27	143
Laufwasserkraft 2,2 MW (heute)	0	67	29	95
Laufwasserkraft 3,1 MW (heute)	0	87	29	115

^a bei einer Durchdringung von 10% ^b Bilanziert unter der Annahme, dass Elektrizität für Herstellung von EG-Silizium und Modulfertigung aus einer PV-Anlage des jeweils bilanzierten Typs stammt.

Tabelle B-3: Eutrophierungspotenziale der Stromerzeugungssysteme

PO₄³⁻-Äquivalente in mg/kWh	Betrieb	Sonst	Backup^a	Gesamt
Braunkohle				
Dampfkraftwerk 40%, BK Rheinland (heute)	99	11	-	110
Dampfkraftwerk 43%, BK Rheinland (2002)	92	10	-	102
GuD-Kraftwerk 48%, BK Rheinland (2005/10)	39	9	-	48
GuD-Kraftwerk 50,5%, BK Rheinland (2005/10)	37	9	-	46
Steinkohle				
Dampfkraftwerk 43%, SK GER (heute)	72	24	-	96
Dampfkraftwerk 45,5%, SK GER (2005/10)	68	22	-	90
GuD-Kraftwerk 46%, SK GER (2005/10)	39	20	-	59
GuD-Kraftwerk 48,5%, SK GER (2005/10)	37	19	-	56
Dampfkraftwerk 43%, SK RSA (heute)	72	101	-	173
Dampfkraftwerk 43%, SK POL (heute)	72	64	-	136
Dampfkraftwerk 43%, SK AUS (heute)	72	132	-	204
Dampfkraftwerk 43%, SK USA (heute)	72	64	-	136
Erdgas				
GuD-Kraftwerk 57,6%, Erdgas WEU (heute)	27	10	-	37
GuD-Kraftwerk 57,6%, Erdgas GUS (heute)	27	43	-	70
GuD-Kraftwerk 57,6%, Erdgas Mix-GER (heute)	27	21	-	48
Uran				
DWR mit Wiederaufarbeitung (heute)	0	8	-	8
DWR mit direkter Endlagerung (heute)	0	7	-	7
EPR mit Wiederaufarbeitung (2005/10)	0	8	-	8
EPR mit direkter Endlagerung (2005/10)	0	7	-	7
Solarstrahlung				
PV-Dachanlage 5 kW, amorph (heute)	0	53	4	56
PV-Dachanlage 5 kW, multikristallin (heute)	0	65	4	69
PV-Dachanlage 5 kW, monokristallin (heute)	0	64	4	67
PV-Kraftwerk 1 MW, amorph (heute)	0	48	4	52
PV-Kraftwerk 1 MW, multikristallin (heute)	0	59	4	62
PV-Kraftwerk 1 MW, monokristallin (heute)	0	55	4	58
PV-Dachanlage 5 kW, amorph (Elektr. PV) ^b	0	49	4	53
PV-Dachanlage 5 kW, multikristallin (Elektr. PV) ^b	0	60	4	64
PV-Dachanlage 5 kW, monokristallin (Elektr. PV) ^b	0	61	4	64
Windkraft				
270 kW, 5,5 m/s (heute)	0	10	3	13
600 kW, 5,5 m/s (heute)	0	8	3	11
1 MW, 5,5 m/s (heute)	0	7	3	10
1,5 MW, 5,5 m/s (heute)	0	6	3	10
1 MW, 4,5 m/s (heute)	0	15	4	18
1 MW, 6,5 m/s (heute)	0	5	2	7
Wasserkraft				
Laufwasserkraft 300 kW (heute)	0	9	2	11
Laufwasserkraft 500 kW (heute)	0	9	2	11
Laufwasserkraft 2,2 MW (heute)	0	6	2	8
Laufwasserkraft 3,1 MW (heute)	0	7	2	9

^a bei einer Durchdringung von 10% ^b Bilanziert unter der Annahme, dass Elektrizität für Herstellung von EG-Silizium und Modulfertigung aus einer PV-Anlage des jeweils bilanzierten Typs stammt

Tabelle B-4: Mortalitätsrisiken der Stromerzeugungssysteme

Verlorene Lebenserwartung in 10 ⁻⁹ a/kWh	Betrieb	Sonst	Backup ^a	Gesamt
Braunkohle				
Dampfkraftwerk 40%, BK Rheinland (heute)	32	10	-	42
Dampfkraftwerk 43%, BK Rheinland (2002)	30	9	-	39
GuD-Kraftwerk 48%, BK Rheinland (2005/10)	14	9	-	23
GuD-Kraftwerk 50,5%, BK Rheinland (2005/10)	13	9	-	22
Steinkohle				
Dampfkraftwerk 43%, SK GER (heute)	22	11	-	33
Dampfkraftwerk 45,5%, SK GER (2005/10)	21	10	-	31
GuD-Kraftwerk 46%, SK GER (2005/10)	14	9	-	23
GuD-Kraftwerk 48,5%, SK GER (2005/10)	13	9	-	22
Dampfkraftwerk 43%, SK RSA (heute)	22	35	-	57
Dampfkraftwerk 43%, SK POL (heute)	22	44	-	66
Dampfkraftwerk 43%, SK AUS (heute)	22	35	-	57
Dampfkraftwerk 43%, SK USA (heute)	22	26	-	48
Erdgas				
GuD-Kraftwerk 57,6%, Erdgas WEU (heute)	6	6	-	11
GuD-Kraftwerk 57,6%, Erdgas GUS (heute)	6	19	-	24
GuD-Kraftwerk 57,6%, Erdgas Mix-GER (heute)	6	9	-	15
Uran				
DWR mit Wiederaufarbeitung (heute)	1	7	-	8
DWR mit direkter Endlagerung (heute)	1	5	-	6
EPR mit Wiederaufarbeitung (2005/10)	1	7	-	8
EPR mit direkter Endlagerung (2005/10)	1	4	-	5
Solarstrahlung				
PV-Dachanlage 5 kW, amorph (heute)	0	29	2	32
PV-Dachanlage 5 kW, multikristallin (heute)	0	39	2	41
PV-Dachanlage 5 kW, monokristallin (heute)	0	37	2	39
PV-Kraftwerk 1 MW, amorph (heute)	0	30	2	32
PV-Kraftwerk 1 MW, multikristallin (heute)	0	37	2	39
PV-Kraftwerk 1 MW, monokristallin (heute)	0	32	2	34
PV-Dachanlage 5 kW, amorph (Elektr. PV) ^b	0	28	2	31
PV-Dachanlage 5 kW, multikristallin (Elektr. PV) ^b	0	38	2	41
PV-Dachanlage 5 kW, monokristallin (Elektr. PV) ^b	0	36	2	39
Windkraft				
270 kW, 5,5 m/s (heute)	0	7	2	9
600 kW, 5,5 m/s (heute)	0	5	2	7
1 MW, 5,5 m/s (heute)	0	5	2	7
1,5 MW, 5,5 m/s (heute)	0	4	2	6
1 MW, 4,5 m/s (heute)	0	10	2	12
1 MW, 6,5 m/s (heute)	0	3	1	5
Wasserkraft				
Laufwasserkraft 300 kW (heute)	0	4	1	5
Laufwasserkraft 500 kW (heute)	0	4	1	5
Laufwasserkraft 2,2 MW (heute)	0	3	1	4
Laufwasserkraft 3,1 MW (heute)	0	3	1	4

^a bei einer Durchdringung von 10% ^b Bilanziert unter der Annahme, dass Elektrizität für Herstellung von EG-Silizium und Modulfertigung aus einer PV-Anlage des jeweils bilanzierten Typs stammt

Tabelle B-5: Morbiditätsrisiken der Stromerzeugungssysteme

Beeinträchtigte Lebenserwartung 10^{-3} RAD_{equ}/kWh	Betrieb	Sonst	Backup ^a	Gesamt
Braunkohle				
Dampfkraftwerk 40%, BK Rheinland (heute)	7	3	-	10
Dampfkraftwerk 43%, BK Rheinland (2002)	6	3	-	9
GuD-Kraftwerk 48%, BK Rheinland (2005/10)	3	3	-	6
GuD-Kraftwerk 50,5%, BK Rheinland (2005/10)	3	3	-	6
Steinkohle				
Dampfkraftwerk 43%, SK GER (heute)	5	3	-	8
Dampfkraftwerk 45,5%, SK GER (2005/10)	4	3	-	7
GuD-Kraftwerk 46%, SK GER (2005/10)	3	3	-	6
GuD-Kraftwerk 48,5%, SK GER (2005/10)	3	3	-	6
Dampfkraftwerk 43%, SK RSA (heute)	5	10	-	15
Dampfkraftwerk 43%, SK POL (heute)	5	12	-	17
Dampfkraftwerk 43%, SK AUS (heute)	5	11	-	16
Dampfkraftwerk 43%, SK USA (heute)	5	8	-	13
Erdgas				
GuD-Kraftwerk 57,6%, Erdgas WEU (heute)	1	2	-	3
GuD-Kraftwerk 57,6%, Erdgas GUS (heute)	1	6	-	7
GuD-Kraftwerk 57,6%, Erdgas Mix-GER (heute)	1	3	-	4
Uran				
DWR mit Wiederaufarbeitung (heute)	0	2	-	2
DWR mit direkter Endlagerung (heute)	0	1	-	1
EPR mit Wiederaufarbeitung (2005/10)	0	2	-	2
EPR mit direkter Endlagerung (2005/10)	0	1	-	1
Solarstrahlung				
PV-Dachanlage 5 kW, amorph (heute)	0	9	1	10
PV-Dachanlage 5 kW, multikristallin (heute)	0	12	1	12
PV-Dachanlage 5 kW, monokristallin (heute)	0	11	1	12
PV-Kraftwerk 1 MW, amorph (heute)	0	9	1	10
PV-Kraftwerk 1 MW, multikristallin (heute)	0	11	1	12
PV-Kraftwerk 1 MW, monokristallin (heute)	0	10	1	10
PV-Dachanlage 5 kW, amorph (Elektr. PV) ^b	0	9	1	10
PV-Dachanlage 5 kW, multikristallin (Elektr. PV) ^b	0	12	1	13
PV-Dachanlage 5 kW, monokristallin (Elektr. PV) ^b	0	11	1	12
Windkraft				
270 kW, 5,5 m/s (heute)	0	2	1	3
600 kW, 5,5 m/s (heute)	0	2	1	2
1 MW, 5,5 m/s (heute)	0	2	1	2
1,5 MW, 5,5 m/s (heute)	0	1	1	2
1 MW, 4,5 m/s (heute)	0	3	1	4
1 MW, 6,5 m/s (heute)	0	1	0	1
Wasserkraft				
Laufwasserkraft 300 kW (heute)	0	1	0	2
Laufwasserkraft 500 kW (heute)	0	1	0	2
Laufwasserkraft 2,2 MW (heute)	0	1	0	1
Laufwasserkraft 3,1 MW (heute)	0	1	0	1

^a bei einer Durchdringung von 10% ^b Bilanziert unter der Annahme, dass Elektrizität für Herstellung von EG-Silizium und Modulfertigung aus einer PV-Anlage des jeweils bilanzierten Typs stammt

Tabelle B-6: Materialschäden durch Stromerzeugungssysteme

Materialschäden in 10 ⁻³ €Cent/kWh	Betrieb	Sonst	Backup ^a	Gesamt
Braunkohle				
Dampfkraftwerk 40%, BK Rheinland (heute)	9	8	-	17
Dampfkraftwerk 43%, BK Rheinland (2002)	8	8	-	16
GuD-Kraftwerk 48%, BK Rheinland (2005/10)	4	7	-	11
GuD-Kraftwerk 50,5%, BK Rheinland (2005/10)	4	7	-	11
Steinkohle				
Dampfkraftwerk 43%, SK GER (heute)	6	5	-	11
Dampfkraftwerk 45,5%, SK GER (2005/10)	6	4	-	10
GuD-Kraftwerk 46%, SK GER (2005/10)	4	5	-	9
GuD-Kraftwerk 48,5%, SK GER (2005/10)	4	4	-	8
Dampfkraftwerk 43%, SK RSA (heute)	6	16	-	22
Dampfkraftwerk 43%, SK POL (heute)	6	21	-	27
Dampfkraftwerk 43%, SK AUS (heute)	6	15	-	21
Dampfkraftwerk 43%, SK USA (heute)	6	12	-	18
Erdgas				
GuD-Kraftwerk 57,6%, Erdgas WEU (heute)	1	2	-	3
GuD-Kraftwerk 57,6%, Erdgas GUS (heute)	1	8	-	9
GuD-Kraftwerk 57,6%, Erdgas Mix-GER (heute)	1	4	-	5
Uran				
DWR mit Wiederaufarbeitung (heute)	0	2	-	2
DWR mit direkter Endlagerung (heute)	0	2	-	2
EPR mit Wiederaufarbeitung (2005/10)	0	2	-	2
EPR mit direkter Endlagerung (2005/10)	0	2	-	2
Solarstrahlung				
PV-Dachanlage 5 kW, amorph (heute)	0	15	1	16
PV-Dachanlage 5 kW, multikristallin (heute)	0	19	1	20
PV-Dachanlage 5 kW, monokristallin (heute)	0	18	1	19
PV-Kraftwerk 1 MW, amorph (heute)	0	17	1	18
PV-Kraftwerk 1 MW, multikristallin (heute)	0	19	1	20
PV-Kraftwerk 1 MW, monokristallin (heute)	0	16	1	18
PV-Dachanlage 5 kW, amorph (Elektr. PV) ^b	0	14	1	15
PV-Dachanlage 5 kW, multikristallin (Elektr. PV) ^b	0	19	1	20
PV-Dachanlage 5 kW, monokristallin (Elektr. PV) ^b	0	18	1	19
Windkraft				
270 kW, 5,5 m/s (heute)	0	4	1	5
600 kW, 5,5 m/s (heute)	0	3	1	4
1 MW, 5,5 m/s (heute)	0	3	1	4
1,5 MW, 5,5 m/s (heute)	0	3	1	3
1 MW, 4,5 m/s (heute)	0	6	1	7
1 MW, 6,5 m/s (heute)	0	2	1	3
Wasserkraft				
Laufwasserkraft 300 kW (heute)	0	2	0	3
Laufwasserkraft 500 kW (heute)	0	2	0	3
Laufwasserkraft 2,2 MW (heute)	0	1	0	2
Laufwasserkraft 3,1 MW (heute)	0	2	0	2

^a bei einer Durchdringung von 10% ^b Bilanziert unter der Annahme, dass Elektrizität für Herstellung von EG-Silizium und Modulfertigung aus einer PV-Anlage des jeweils bilanzierten Typs stammt

Tabelle B-7: Schädigung von Nutzpflanzen durch Stromerzeugungssysteme

Schädigung von Feldpflanzen in 10 ⁻³ €Cent/kWh	Betrieb	Sonst	Backup ^a	Gesamt
Braunkohle				
Dampfkraftwerk 40%, BK Rheinland (heute)	-24	1	-	-23
Dampfkraftwerk 43%, BK Rheinland (2002)	-22	1	-	-21
GuD-Kraftwerk 48%, BK Rheinland (2005/10)	-9	1	-	-7
GuD-Kraftwerk 50,5%, BK Rheinland (2005/10)	-8	1	-	-7
Steinkohle				
Dampfkraftwerk 43%, SK GER (heute)	-17	3	-	-14
Dampfkraftwerk 45,5%, SK GER (2005/10)	-16	2	-	-14
GuD-Kraftwerk 46%, SK GER (2005/10)	-8	2	-	-6
GuD-Kraftwerk 48,5%, SK GER (2005/10)	-8	2	-	-6
Dampfkraftwerk 43%, SK RSA (heute)	-17	5	-	-12
Dampfkraftwerk 43%, SK POL (heute)	-17	0	-	-17
Dampfkraftwerk 43%, SK AUS (heute)	-17	10	-	-7
Dampfkraftwerk 43%, SK USA (heute)	-17	5	-	-12
Erdgas				
GuD-Kraftwerk 57,6%, Erdgas WEU (heute)	-6	2	-	-4
GuD-Kraftwerk 57,6%, Erdgas GUS (heute)	-6	8	-	2
GuD-Kraftwerk 57,6%, Erdgas Mix-GER (heute)	-6	4	-	-2
Uran				
DWR mit Wiederaufarbeitung (heute)	0	1	-	1
DWR mit direkter Endlagerung (heute)	0	1	-	1
EPR mit Wiederaufarbeitung (2005/10)	0	1	-	1
EPR mit direkter Endlagerung (2005/10)	0	1	-	1
Solarstrahlung				
PV-Dachanlage 5 kW, amorph (heute)	0	7	0	7
PV-Dachanlage 5 kW, multikristallin (heute)	0	5	0	5
PV-Dachanlage 5 kW, monokristallin (heute)	0	7	0	7
PV-Kraftwerk 1 MW, amorph (heute)	0	3	0	3
PV-Kraftwerk 1 MW, multikristallin (heute)	0	2	0	2
PV-Kraftwerk 1 MW, monokristallin (heute)	0	4	0	4
PV-Dachanlage 5 kW, amorph (Elektr. PV) ^b	0	8	0	8
PV-Dachanlage 5 kW, multikristallin (Elektr. PV) ^b	0	8	0	8
PV-Dachanlage 5 kW, monokristallin (Elektr. PV) ^b	0	10	0	10
Windkraft				
270 kW, 5,5 m/s (heute)	0	2	0	2
600 kW, 5,5 m/s (heute)	0	1	0	1
1 MW, 5,5 m/s (heute)	0	1	0	1
1,5 MW, 5,5 m/s (heute)	0	1	0	1
1 MW, 4,5 m/s (heute)	0	3	0	3
1 MW, 6,5 m/s (heute)	0	1	0	1
Wasserkraft				
Laufwasserkraft 300 kW (heute)	0	1	0	1
Laufwasserkraft 500 kW (heute)	0	1	0	1
Laufwasserkraft 2,2 MW (heute)	0	0	0	0
Laufwasserkraft 3,1 MW (heute)	0	1	0	0

^a bei einer Durchdringung von 10% ^b Bilanziert unter der Annahme, dass Elektrizität für Herstellung von EG-Silizium und Modulfertigung aus einer PV-Anlage des jeweils bilanzierten Typs stammt

Tabelle B-8: Verbrauch endlicher Energieträger durch Stromerzeugungssysteme

Verbrauch in kWh _{Prim} /kWh _{el}	Betrieb	Sonst	Backup ^a	Gesamt
Braunkohle				
Dampfkraftwerk 40%, BK Rheinland (heute)	2,50	0,17	-	2,67
Dampfkraftwerk 43%, BK Rheinland (2002)	2,33	0,16	-	2,49
GuD-Kraftwerk 48%, BK Rheinland (2005/10)	2,08	0,16	-	2,24
GuD-Kraftwerk 50,5%, BK Rheinland (2005/10)	1,98	0,15	-	2,13
Steinkohle				
Dampfkraftwerk 43%, SK GER (heute)	2,33	0,29	-	2,62
Dampfkraftwerk 45,5%, SK GER (2005/10)	2,20	0,27	-	2,47
GuD-Kraftwerk 46%, SK GER (2005/10)	2,17	0,29	-	2,46
GuD-Kraftwerk 48,5%, SK GER (2005/10)	2,06	0,28	-	2,34
Dampfkraftwerk 43%, SK RSA (heute)	2,33	0,51	-	2,84
Dampfkraftwerk 43%, SK POL (heute)	2,33	0,61	-	2,94
Dampfkraftwerk 43%, SK AUS (heute)	2,33	0,57	-	2,90
Dampfkraftwerk 43%, SK USA (heute)	2,33	0,47	-	2,80
Erdgas				
GuD-Kraftwerk 57,6%, Erdgas WEU (heute)	1,74	0,11	-	1,85
GuD-Kraftwerk 57,6%, Erdgas GUS (heute)	1,74	0,30	-	2,04
GuD-Kraftwerk 57,6%, Erdgas Mix-GER (heute)	1,74	0,17	-	1,91
Uran				
DWR mit Wiederaufarbeitung (heute)	3,03	0,08	-	3,11
DWR mit direkter Endlagerung (heute)	3,03	0,07	-	3,10
EPR mit Wiederaufarbeitung (2005/10)	3,03	0,08	-	3,11
EPR mit direkter Endlagerung (2005/10)	3,03	0,07	-	3,10
Solarstrahlung				
PV-Dachanlage 5 kW, amorph (heute)	0	0,62	0,09	0,71
PV-Dachanlage 5 kW, multikristallin (heute)	0	0,94	0,09	1,03
PV-Dachanlage 5 kW, monokristallin (heute)	0	0,80	0,09	0,89
PV-Kraftwerk 1 MW, amorph (heute)	0	0,60	0,09	0,69
PV-Kraftwerk 1 MW, multikristallin (heute)	0	0,88	0,09	0,97
PV-Kraftwerk 1 MW, monokristallin (heute)	0	0,71	0,09	0,80
PV-Dachanlage 5 kW, amorph (Elektr. PV) ^b	0	0,47	0,09	0,55
PV-Dachanlage 5 kW, multikristallin (Elektr. PV) ^b	0	0,69	0,09	0,78
PV-Dachanlage 5 kW, monokristallin (Elektr. PV) ^b	0	0,51	0,09	0,70
Windkraft				
270 kW, 5,5 m/s (heute)	0	0,12	0,07	0,19
600 kW, 5,5 m/s (heute)	0	0,09	0,07	0,16
1 MW, 5,5 m/s (heute)	0	0,08	0,08	0,16
1,5 MW, 5,5 m/s (heute)	0	0,08	0,08	0,15
1 MW, 4,5 m/s (heute)	0	0,18	0,09	0,27
1 MW, 6,5 m/s (heute)	0	0,06	0,06	0,12
Wasserkraft				
Laufwasserkraft 300 kW (heute)	0,00	0,06	0,05	0,11
Laufwasserkraft 500 kW (heute)	0,00	0,07	0,05	0,12
Laufwasserkraft 2,2 MW (heute)	0,00	0,04	0,05	0,09
Laufwasserkraft 3,1 MW (heute)	0,00	0,05	0,05	0,10

^a bei einer Durchdringung von 10% ^b Bilanziert unter der Annahme, dass Elektrizität für Herstellung von EG-Silizium und Modulfertigung aus einer PV-Anlage des jeweils bilanzierten Typs stammt

Tabelle B-9: Kumulierter Energieaufwand der Stromerzeugungssysteme (KEA als Screening-Größe)

KEA in kWh _{prim} /kWh _{el}	Betrieb	Sonst	Backup ^a	Gesamt
Braunkohle				
Dampfkraftwerk 40%, BK Rheinland (heute)	2,50	0,17	-	2,67
Dampfkraftwerk 43%, BK Rheinland (2002)	2,33	0,16	-	2,49
GuD-Kraftwerk 48%, BK Rheinland (2005/10)	2,08	0,16	-	2,24
GuD-Kraftwerk 50,5%, BK Rheinland (2005/10)	1,98	0,15	-	2,13
Steinkohle				
Dampfkraftwerk 43%, SK GER (heute)	2,33	0,29	-	2,62
Dampfkraftwerk 45,5%, SK GER (2005/10)	2,20	0,27	-	2,47
GuD-Kraftwerk 46%, SK GER (2005/10)	2,17	0,29	-	2,46
GuD-Kraftwerk 48,5%, SK GER (2005/10)	2,06	0,28	-	2,34
Dampfkraftwerk 43%, SK RSA (heute)	2,33	0,51	-	2,84
Dampfkraftwerk 43%, SK POL (heute)	2,33	0,61	-	2,94
Dampfkraftwerk 43%, SK AUS (heute)	2,33	0,57	-	2,90
Dampfkraftwerk 43%, SK USA (heute)	2,33	0,47	-	2,80
Erdgas				
GuD-Kraftwerk 57,6%, Erdgas WEU (heute)	1,74	0,11	-	1,85
GuD-Kraftwerk 57,6%, Erdgas GUS (heute)	1,74	0,30	-	2,04
GuD-Kraftwerk 57,6%, Erdgas Mix-GER (heute)	1,74	0,17	-	1,91
Uran				
DWR mit Wiederaufarbeitung (heute)	3,03	0,08	-	3,11
DWR mit direkter Endlagerung (heute)	3,03	0,07	-	3,10
EPR mit Wiederaufarbeitung (2005/10)	3,03	0,08	-	3,11
EPR mit direkter Endlagerung (2005/10)	3,03	0,07	-	3,10
Solarstrahlung				
PV-Dachanlage 5 kW, amorph (heute)	22,22	0,62	0,09	22,93
PV-Dachanlage 5 kW, multikristallin (heute)	10,53	0,94	0,09	11,56
PV-Dachanlage 5 kW, monokristallin (heute)	9,52	0,80	0,09	10,41
PV-Kraftwerk 1 MW, amorph (heute)	22,22	0,60	0,09	22,91
PV-Kraftwerk 1 MW, multikristallin (heute)	10,53	0,88	0,09	11,50
PV-Kraftwerk 1 MW, monokristallin (heute)	9,52	0,71	0,09	10,32
PV-Dachanlage 5 kW, amorph (Elektr. PV) ^b	22,22	0,47	0,09	22,77
PV-Dachanlage 5 kW, multikristallin (Elektr. PV) ^b	10,53	0,69	0,09	11,31
PV-Dachanlage 5 kW, monokristallin (Elektr. PV) ^b	9,52	0,51	0,09	10,22
Windkraft				
270 kW, 5,5 m/s (heute)	2,50	0,12	0,07	2,69
600 kW, 5,5 m/s (heute)	2,50	0,09	0,07	2,66
1 MW, 5,5 m/s (heute)	2,50	0,08	0,08	2,66
1,5 MW, 5,5 m/s (heute)	2,50	0,08	0,08	2,65
1 MW, 4,5 m/s (heute)	2,50	0,18	0,09	2,77
1 MW, 6,5 m/s (heute)	2,50	0,06	0,06	2,62
Wasserkraft				
Laufwasserkraft 300 kW (heute)	1,25	0,06	0,05	1,36
Laufwasserkraft 500 kW (heute)	1,25	0,07	0,05	1,37
Laufwasserkraft 2,2 MW (heute)	1,25	0,04	0,05	1,34
Laufwasserkraft 3,1 MW (heute)	1,25	0,05	0,05	1,35

^a bei einer Durchdringung von 10% ^b Bilanziert unter der Annahme, dass Elektrizität für Herstellung von EG-Silizium und Modulfertigung aus einer PV-Anlage des jeweils bilanzierten Typs stammt

Tabelle B-10: Monetäre Bewertung der durch Stromerzeugungssysteme verursachten Auswirkungen auf Mensch und Umwelt

Monetäre Bewertung in 10 ⁻³ €Cent/kWh	Schadenskosten			Vermeidungskosten	
	menschl. Gesund.	Material	Nutzpflanzen	Ökosysteme	Treibhaus-effekt
Braunkohle					
Dampfkraftwerk 40%, BK Rheinland (heute)	549	17	-23	186	2037
Dampfkraftwerk 43%, BK Rheinland (2002)	516	16	-21	175	1895
GuD-Kraftwerk 48%, BK Rheinland (2005/10)	304	11	-7	89	1677
GuD-Kraftwerk 50,5%, BK Rheinland (2005/10)	290	11	-7	85	1593
Steinkohle					
Dampfkraftwerk 43%, SK GER (heute)	430	11	-14	157	1806
Dampfkraftwerk 45,5%, SK GER (2005/10)	402	10	-14	147	1705
GuD-Kraftwerk 46%, SK GER (2005/10)	312	9	-6	107	1687
GuD-Kraftwerk 48,5%, SK GER (2005/10)	298	8	-6	103	1597
Dampfkraftwerk 43%, SK RSA (heute)	765	22	-12	403	1884
Dampfkraftwerk 43%, SK POL (heute)	896	27	-17	287	1989
Dampfkraftwerk 43%, SK AUS (heute)	768	21	-7	494	1763
Dampfkraftwerk 43%, SK USA (heute)	636	18	-12	292	1708
Erdgas					
GuD-Kraftwerk 57,6%, Erdgas WEU (heute)	141	3	-4	55	719
GuD-Kraftwerk 57,6%, Erdgas GUS (heute)	326	9	2	108	899
GuD-Kraftwerk 57,6%, Erdgas Mix-GER (heute)	203	5	-2	72	779
Uran					
DWR mit Wiederaufarbeitung (heute)	104	2	1	18	37
DWR mit direkter Endlagerung (heute)	74	2	1	17	34
EPR mit Wiederaufarbeitung (2005/10)	99	2	1	18	37
EPR mit direkter Endlagerung (2005/10)	72	2	1	17	34
Solarstrahlung					
PV-Dachanlage 5 kW, amorph (heute)	440	16	7	122	398
PV-Dachanlage 5 kW, multikristallin (heute)	563	20	5	160	572
PV-Dachanlage 5 kW, monokristallin (heute)	539	19	7	149	492
PV-Kraftwerk 1 MW, amorph (heute)	440	18	3	115	380
PV-Kraftwerk 1 MW, multikristallin (heute)	536	20	2	148	536
PV-Kraftwerk 1 MW, monokristallin (heute)	471	18	4	129	440
PV-Dachanlage 5 kW, amorph (Elektr. PV)	425	15	8	115	284
PV-Dachanlage 5 kW, multikristallin (Elektr. PV)	563	20	8	155	366
PV-Dachanlage 5 kW, monokristallin (Elektr. PV)	535	19	10	145	342
Windkraft					
270 kW, 5,5 m/s (heute)	118	5	2	30	93
600 kW, 5,5 m/s (heute)	94	4	1	24	81
1 MW, 5,5 m/s (heute)	90	4	1	23	80
1,5 MW, 5,5 m/s (heute)	87	3	1	23	77
1 MW, 4,5 m/s (heute)	170	7	3	43	128
1 MW, 6,5 m/s (heute)	63	3	1	16	64
Wasserkraft					
Laufwasserkraft 300 kW (heute)	70	3	1	20	67
Laufwasserkraft 500 kW (heute)	73	3	1	20	69
Laufwasserkraft 2,2 MW (heute)	49	2	0	14	53
Laufwasserkraft 3,1 MW (heute)	57	2	0	16	61

Tabelle B-11: Versauerungspotenziale der Stromerzeugungssysteme – nur Luftschadstoffe (Sensitivitätsanalyse)

SO ₂ -Äquivalente in mg/kWh	Betrieb	Sonst	Backup ^a	Gesamt
Braunkohle				
Dampfkraftwerk 40%, BK Rheinland (heute)	903	137	-	1040
Dampfkraftwerk 43%, BK Rheinland (2002)	840	137	-	977
GuD-Kraftwerk 48%, BK Rheinland (2005/10)	365	128	-	493
GuD-Kraftwerk 50,5%, BK Rheinland (2005/10)	347	125	-	472
Steinkohle				
Dampfkraftwerk 43%, SK GER (heute)	646	261	-	907
Dampfkraftwerk 45,5%, SK GER (2005/10)	611	241	-	852
GuD-Kraftwerk 46%, SK GER (2005/10)	410	235	-	645
GuD-Kraftwerk 48,5%, SK GER (2005/10)	389	227	-	616
Dampfkraftwerk 43%, SK RSA (heute)	646	864	-	1510
Dampfkraftwerk 43%, SK POL (heute)	646	1071	-	1717
Dampfkraftwerk 43%, SK AUS (heute)	646	888	-	1534
Dampfkraftwerk 43%, SK USA (heute)	646	628	-	1274
Erdgas				
GuD-Kraftwerk 57,6%, Erdgas WEU (heute)	146	137	-	283
GuD-Kraftwerk 57,6%, Erdgas GUS (heute)	146	451	-	597
GuD-Kraftwerk 57,6%, Erdgas Mix-GER (heute)	146	241	-	387
Uran				
DWR mit Wiederaufarbeitung (heute)	0	115	-	115
DWR mit direkter Endlagerung (heute)	0	105	-	105
EPR mit Wiederaufarbeitung (2005/10)	0	113	-	113
EPR mit direkter Endlagerung (2005/10)	0	104	-	104
Solarstrahlung				
PV-Dachanlage 5 kW, amorph (heute)	0	690	52	741
PV-Dachanlage 5 kW, multikristallin (heute)	0	1090	52	1141
PV-Dachanlage 5 kW, monokristallin (heute)	0	995	52	1046
PV-Kraftwerk 1 MW, amorph (heute)	0	637	52	688
PV-Kraftwerk 1 MW, multikristallin (heute)	0	998	52	1050
PV-Kraftwerk 1 MW, monokristallin (heute)	0	856	52	907
PV-Dachanlage 5 kW, amorph (Elektr. PV) ^b	0	661	52	713
PV-Dachanlage 5 kW, multikristallin (Elektr. PV) ^b	0	1133	52	1185
PV-Dachanlage 5 kW, monokristallin (Elektr. PV) ^b	0	1007	52	1058
Windkraft				
270 kW, 5,5 m/s (heute)	0	138	40	179
600 kW, 5,5 m/s (heute)	0	103	41	144
1 MW, 5,5 m/s (heute)	0	96	41	137
1,5 MW, 5,5 m/s (heute)	0	95	42	137
1 MW, 4,5 m/s (heute)	0	205	50	255
1 MW, 6,5 m/s (heute)	0	69	28	97
Wasserkraft				
Laufwasserkraft 300 kW (heute)	0	91	22	114
Laufwasserkraft 500 kW (heute)	0	97	22	119
Laufwasserkraft 2,2 MW (heute)	0	54	24	78
Laufwasserkraft 3,1 MW (heute)	0	68	24	92

^a bei einer Durchdringung von 10% ^b Bilanziert unter der Annahme, dass Elektrizität für Herstellung von EG-Silizium und Modulfertigung aus einer PV-Anlage des jeweils bilanzierten Typs stammt.

Tabelle B-12: Versauerungspotenziale der Stromerzeugungssysteme – Beaufschlagung der Emissionen “Übersee” mit den gleichen Charakterisierungsfaktoren wie Emissionen auf dem Festland (Sensitivitätsanalyse)

SO ₂ -Äquivalente in mg/kWh	Betrieb	Sonst	Backup ^a	Gesamt
Braunkohle				
Dampfkraftwerk 40%, BK Rheinland (heute)	903	3022	-	3925
Dampfkraftwerk 43%, BK Rheinland (2002)	840	2816	-	3656
GuD-Kraftwerk 48%, BK Rheinland (2005/10)	365	2523	-	2888
GuD-Kraftwerk 50,5%, BK Rheinland (2005/10)	347	2399	-	2746
Steinkohle				
Dampfkraftwerk 43%, SK GER (heute)	646	410	-	1056
Dampfkraftwerk 45,5%, SK GER (2005/10)	611	377	-	988
GuD-Kraftwerk 46%, SK GER (2005/10)	410	370	-	780
GuD-Kraftwerk 48,5%, SK GER (2005/10)	389	356	-	745
Dampfkraftwerk 43%, SK RSA (heute)	646	1934	-	2580
Dampfkraftwerk 43%, SK POL (heute)	646	1249	-	1895
Dampfkraftwerk 43%, SK AUS (heute)	646	2466	-	3112
Dampfkraftwerk 43%, SK USA (heute)	646	1248	-	1894
Erdgas				
GuD-Kraftwerk 57,6%, Erdgas WEU (heute)	146	148	-	294
GuD-Kraftwerk 57,6%, Erdgas GUS (heute)	146	468	-	614
GuD-Kraftwerk 57,6%, Erdgas Mix-GER (heute)	146	254	-	400
Uran				
DWR mit Wiederaufarbeitung (heute)	0	894	-	894
DWR mit direkter Endlagerung (heute)	0	1075	-	1075
EPR mit Wiederaufarbeitung (2005/10)	0	881	-	881
EPR mit direkter Endlagerung (2005/10)	0	1005	-	1005
Solarstrahlung				
PV-Dachanlage 5 kW, amorph (heute)	0	1014	67	1080
PV-Dachanlage 5 kW, multikristallin (heute)	0	1541	67	1607
PV-Dachanlage 5 kW, monokristallin (heute)	0	1320	67	1387
PV-Kraftwerk 1 MW, amorph (heute)	0	985	67	1052
PV-Kraftwerk 1 MW, multikristallin (heute)	0	1443	67	1509
PV-Kraftwerk 1 MW, monokristallin (heute)	0	1156	67	1223
PV-Dachanlage 5 kW, amorph (Elektr. PV) ^b	0	882	67	949
PV-Dachanlage 5 kW, multikristallin (Elektr. PV) ^b	0	1390	67	1456
PV-Dachanlage 5 kW, monokristallin (Elektr. PV) ^b	0	1182	67	1249
Windkraft				
270 kW, 5,5 m/s (heute)	0	195	52	246
600 kW, 5,5 m/s (heute)	0	145	52	196
1 MW, 5,5 m/s (heute)	0	137	53	190
1,5 MW, 5,5 m/s (heute)	0	125	53	178
1 MW, 4,5 m/s (heute)	0	293	64	357
1 MW, 6,5 m/s (heute)	0	98	35	133
Wasserkraft				
Laufwasserkraft 300 kW (heute)	0	115	27	143
Laufwasserkraft 500 kW (heute)	0	120	27	147
Laufwasserkraft 2,2 MW (heute)	0	69	29	98
Laufwasserkraft 3,1 MW (heute)	0	90	29	119

^a bei einer Durchdringung von 10% ^b Bilanziert unter der Annahme, dass Elektrizität für Herstellung von EG-Silizium und Modulfertigung aus einer PV-Anlage des jeweils bilanzierten Typs stammt.

Tabelle B-13: Mortalitätsrisiken der Stromerzeugungssysteme – Beaufschlagung der Emissionen “Übersee” mit den gleichen Charakterisierungsfaktoren wie Emissionen auf dem Festland (Sensitivitätsanalyse)

Verlorene Lebenserwartung in 10 ⁻⁹ a/kWh	Betrieb	Sonst	Backup ^a	Gesamt
Braunkohle				
Dampfkraftwerk 40%, BK Rheinland (heute)	32	10	-	42
Dampfkraftwerk 43%, BK Rheinland (2002)	30	10	-	40
GuD-Kraftwerk 48%, BK Rheinland (2005/10)	14	9	-	23
GuD-Kraftwerk 50,5%, BK Rheinland (2005/10)	13	9	-	22
Steinkohle				
Dampfkraftwerk 43%, SK GER (heute)	22	11	-	33
Dampfkraftwerk 45,5%, SK GER (2005/10)	21	10	-	31
GuD-Kraftwerk 46%, SK GER (2005/10)	14	10	-	24
GuD-Kraftwerk 48,5%, SK GER (2005/10)	13	10	-	23
Dampfkraftwerk 43%, SK RSA (heute)	22	67	-	89
Dampfkraftwerk 43%, SK POL (heute)	22	44	-	66
Dampfkraftwerk 43%, SK AUS (heute)	22	85	-	107
Dampfkraftwerk 43%, SK USA (heute)	22	42	-	64
Erdgas				
GuD-Kraftwerk 57,6%, Erdgas WEU (heute)	0	6	-	11
GuD-Kraftwerk 57,6%, Erdgas GUS (heute)	0	19	-	24
GuD-Kraftwerk 57,6%, Erdgas Mix-GER (heute)	0	9	-	15
Uran				
DWR mit Wiederaufarbeitung (heute)	1	7	-	8
DWR mit direkter Endlagerung (heute)	1	5	-	6
EPR mit Wiederaufarbeitung (2005/10)	1	7	-	8
EPR mit direkter Endlagerung (2005/10)	1	4	-	5
Solarstrahlung				
PV-Dachanlage 5 kW, amorph (heute)	0	30	2	33
PV-Dachanlage 5 kW, multikristallin (heute)	0	40	2	42
PV-Dachanlage 5 kW, monokristallin (heute)	0	38	2	40
PV-Kraftwerk 1 MW, amorph (heute)	0	31	2	33
PV-Kraftwerk 1 MW, multikristallin (heute)	0	38	2	40
PV-Kraftwerk 1 MW, monokristallin (heute)	0	33	2	35
PV-Dachanlage 5 kW, amorph (Elektr. PV) ^b	0	29	2	32
PV-Dachanlage 5 kW, multikristallin (Elektr. PV) ^b	0	39	2	41
PV-Dachanlage 5 kW, monokristallin (Elektr. PV) ^b	0	37	2	40
Windkraft				
270 kW, 5,5 m/s (heute)	0	7	2	9
600 kW, 5,5 m/s (heute)	0	5	2	7
1 MW, 5,5 m/s (heute)	0	5	2	7
1,5 MW, 5,5 m/s (heute)	0	5	2	7
1 MW, 4,5 m/s (heute)	0	11	2	13
1 MW, 6,5 m/s (heute)	0	4	1	5
Wasserkraft				
Laufwasserkraft 300 kW (heute)	0	5	1	5
Laufwasserkraft 500 kW (heute)	0	5	1	5
Laufwasserkraft 2,2 MW (heute)	0	3	1	4
Laufwasserkraft 3,1 MW (heute)	0	3	1	4

^a bei einer Durchdringung von 10% ^b Bilanziert unter der Annahme, dass Elektrizität für Herstellung von EG-Silizium und Modulfertigung aus einer PV-Anlage des jeweils bilanzierten Typs stammt

Tabelle B-14: Mortalitätsrisiken der Stromerzeugungssysteme ohne Mortalitätsrisiko durch Nitrataerosole (Sensitivitätsanalyse)

Verlorene Lebenserwartung in 10 ⁹ a/kWh	Betrieb	Sonst	Backup ^a	Gesamt
Braunkohle				
Dampfkraftwerk 40%, BK Rheinland (heute)	11	8	-	19
Dampfkraftwerk 43%, BK Rheinland (2002)	10	8	-	18
GuD-Kraftwerk 48%, BK Rheinland (2005/10)	5	8	-	13
GuD-Kraftwerk 50,5%, BK Rheinland (2005/10)	5	7	-	12
Steinkohle				
Dampfkraftwerk 43%, SK GER (heute)	7	7	-	14
Dampfkraftwerk 45,5%, SK GER (2005/10)	7	6	-	13
GuD-Kraftwerk 46%, SK GER (2005/10)	5	6	-	11
GuD-Kraftwerk 48,5%, SK GER (2005/10)	5	6	-	11
Dampfkraftwerk 43%, SK RSA (heute)	7	24	-	31
Dampfkraftwerk 43%, SK POL (heute)	7	32	-	39
Dampfkraftwerk 43%, SK AUS (heute)	7	24	-	31
Dampfkraftwerk 43%, SK USA (heute)	7	18	-	25
Erdgas				
GuD-Kraftwerk 57,6%, Erdgas WEU (heute)	0	3	-	3
GuD-Kraftwerk 57,6%, Erdgas GUS (heute)	0	10	-	10
GuD-Kraftwerk 57,6%, Erdgas Mix-GER (heute)	0	6	-	6
Uran				
DWR mit Wiederaufarbeitung (heute)	1	6	-	7
DWR mit direkter Endlagerung (heute)	1	3	-	4
EPR mit Wiederaufarbeitung (2005/10)	1	6	-	7
EPR mit direkter Endlagerung (2005/10)	1	3	-	4
Solarstrahlung				
PV-Dachanlage 5 kW, amorph (heute)	0	21	2	22
PV-Dachanlage 5 kW, multikristallin (heute)	0	27	2	29
PV-Dachanlage 5 kW, monokristallin (heute)	0	26	2	28
PV-Kraftwerk 1 MW, amorph (heute)	0	23	2	21
PV-Kraftwerk 1 MW, multikristallin (heute)	0	26	2	28
PV-Kraftwerk 1 MW, monokristallin (heute)	0	22	2	24
PV-Dachanlage 5 kW, amorph (Elektr. PV) ^b	0	20	2	22
PV-Dachanlage 5 kW, multikristallin (Elektr. PV) ^b	0	28	2	30
PV-Dachanlage 5 kW, monokristallin (Elektr. PV) ^b	0	27	2	28
Windkraft				
270 kW, 5,5 m/s (heute)	0	5	1	6
600 kW, 5,5 m/s (heute)	0	4	1	5
1 MW, 5,5 m/s (heute)	0	4	1	5
1,5 MW, 5,5 m/s (heute)	0	3	1	5
1 MW, 4,5 m/s (heute)	0	8	2	9
1 MW, 6,5 m/s (heute)	0	3	1	3
Wasserkraft				
Laufwasserkraft 300 kW (heute)	0	3	0	3
Laufwasserkraft 500 kW (heute)	0	3	0	3
Laufwasserkraft 2,2 MW (heute)	0	2	1	2
Laufwasserkraft 3,1 MW (heute)	0	2	1	3

^a bei einer Durchdringung von 10% ^b Bilanziert unter der Annahme, dass Elektrizität für Herstellung von EG-Silizium und Modulfertigung aus einer PV-Anlage des jeweils bilanzierten Typs stammt

Lebenslauf

Torsten Bernhard Marheineke

Filderstraße 5

D-70180 Stuttgart

Persönliche Angaben

E-Mail-Adresse torsten@marheineke.net

Geburtsdatum, -ort 10. März 1965, Esslingen

Werdegang

09/71 - 06/75 Grundschule Krefeld und Tönisvorst

08/75 - 06/84 Arndt-Gymnasium Krefeld

07/84 - 09/85 Grundwehrdienst, Sportfördergruppe Köln-Wahn

10/85 - 01/94 Studium des Maschinenbaus an der RWTH Aachen, Fachrichtung Energie- und Wärmetechnik

02/94 - 03/94 Mitarbeiter am Institut für Kunststoffverarbeitung der RWTH Aachen

04/94 – 06/01 Wissenschaftlicher Mitarbeiter am Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung an der Universität Stuttgart

seit 07/01 Angestellter der Encorus Technologies GmbH, Stuttgart

Sonstiges

12/88 - 03/91 Studentische Hilfskraft am Institut für Bergwerks- und Hüttenmaschinenkunde der RWTH Aachen: CAD-Software, Makro-Programmierung

04/91 - 09/93 Studentische Hilfskraft am Institut für Kunststoffverarbeitung der RWTH Aachen: Extrusion, Strömungssimulation mit FEM

07/91 - 09/91 Auslandspraktikum bei der Phoenicia Flat Glass Ltd. in Haifa, Israel

10/90 - 03/94 Studium der Betriebswirtschaftslehre: Vordiplomprüfungen in Volkswirtschaftslehre, Statistik, Handelsrecht

Forschungsberichte des Instituts für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung

Bezugsadresse: Universität Stuttgart
 Institut für Energiewirtschaft
 und Rationelle Energieanwendung
 - Bibliothek -
 D-70550 Stuttgart

Tel.: 0711 / 7806161
Fax: 0711 / 7803953
E-Mail: bib@ier.uni-stuttgart.de

Bestellungen sind auch über Internet möglich:
<http://www.ier.uni-stuttgart.de>

- Band 87 T. Marheineke
Lebenszyklusanalyse fossiler, nuklearer und regenerativer Stromerzeugungstechniken
Juli 2002, 222 Seiten, 15 €
- Band 86 B. Leven, C. Hoeck, C. Schaefer, C. Weber, A. Voß
Innovationen und Energiebedarf - Analyse ausgewählter Technologien und Branchen mit dem Schwerpunkt Stromnachfrage
Juni 2002, 224 Seiten, 15 €
- Band 85 E. Laege
Entwicklung des Energiesektors im Spannungsfeld von Klimaschutz und Ökonomie - Eine modellgestützte Systemanalyse
Januar 2002, 254 Seiten, 15 €
- Band 84 S. Molt
Entwicklung eines Instrumentes zur Lösung großer energiesystemanalytischer Optimierungsprobleme durch Dekomposition und verteilte Berechnung
Oktober 2001, 166 Seiten, 13 €
- Band 83 D. Hartmann
Ganzheitliche Bilanzierung der Stromerzeugung aus regenerativen Energien
September 2001, 228 Seiten, 15 €
- Band 82 G. Kühner
Ein kosteneffizientes Verfahren für die entscheidungsunterstützende Umweltanalyse von Betrieben
September 2001, 210 Seiten, 15 €

- Band 81 I. Ellersdorfer, H. Specht, U. Fahl, A. Voß
Wettbewerb und Energieversorgungsstrukturen der Zukunft
 August 2001, 172 Seiten, 13 €
- Band 80 B. Leven, J. Neubarth, C. Weber
Ökonomische und ökologische Bewertung der elektrischen Wärmepumpe im Vergleich zu anderen Heizungssystemen
 Mai 2001, 166 Seiten, 13 €
- Band 79 R. Krüger, U. Fahl, J. Bagemihl, D. Herrmann
Perspektiven von Wasserstoff als Kraftstoff im öffentlichen Straßenpersonenverkehr von Ballungsgebieten und von Baden-Württemberg
 April 2001, 142 Seiten, 13 € (*z. Zt. vergriffen*)
- Band 78 A. Freibauer, M. Kaltschmitt (eds.)
Biogenic Greenhouse Gas Emissions from Agriculture in Europe
 Februar 2001, 248 Seiten, 15 €
- Band 77 W. Rüffler
Integrierte Ressourcenplanung für Baden-Württemberg
 Januar 2001, 284 Seiten, 18 € (*z. Zt. vergriffen*)
- Band 76 S. Rivas
Ein agro-ökologisches regionalisiertes Modell zur Analyse des Brennholzversorgungssystems in Entwicklungsländern
 Januar 2001, 200 Seiten, 15 € (*z. Zt. vergriffen*)
- Band 75 M. Härdtlein
Ansatz zur Operationalisierung ökologischer Aspekte von "Nachhaltigkeit" am Beispiel der Produktion und Nutzung von Triticale (*×Triticosecale* Wittmack)-Ganzpflanzen unter besonderer Berücksichtigung der luftgetragenen N-Freisetzungen
 September 2000, 168 Seiten, 13 €
- Band 74 T. Marheineke, W. Krewitt, J. Neubarth, R. Friedrich, A. Voß
Ganzheitliche Bilanzierung der Energie- und Stoffströme von Energieversorgungstechniken
 August 2000, 118 Seiten, 10 €
- Band 73 J. Sontow
Energiewirtschaftliche Analyse einer großtechnischen Windstromerzeugung
 Juli 2000, 242 Seiten, 15 €
- Band 72 H. Hermes
Analysen zur Umsetzung rationeller Energieanwendung in kleinen und mittleren Unternehmen des Kleinverbrauchersektors
 Juli 2000, 188 Seiten, 15 €

- Band 71 C. Schaefer, C. Weber, H. Voss-Uhlenbrock, A. Schuler, F. Oosterhuis, E. Nieuwlaar, R. Angioletti, E. Kjellsson, S. Leth-Petersen, M. Togeby, J. Munksgaard
Effective Policy Instruments for Energy Efficiency in Residential Space Heating - an International Empirical Analysis (EPISODE)
 Juni 2000, 146 Seiten, 13 €
- Band 70 U. Fahl, J. Baur, I. Ellersdorfer, D. Herrmann, C. Hoeck, U. Remme, H. Specht, T. Steidle, A. Stuible, A. Voß
Energieverbrauchsprognose für Bayern
 Mai 2000, 240 Seiten, 15 €
 Kurzfassung, 46 Seiten, 5 €
- Band 69 J. Baur
Verfahren zur Bestimmung optimaler Versorgungsstrukturen für die Elektrifizierung ländlicher Gebiete in Entwicklungsländern
 Mai 2000, 154 Seiten, 13 €
- Band 68 G. Weinrebe
Technische, ökologische und ökonomische Analyse von solarthermischen Turmkraftwerken
 April 2000, 212 Seiten, 15 €
- Band 67 C.-O. Wene, A. Voß, T. Fried (eds.)
Experience Curves for Policy Making - The Case of Energy Technologies
 April 2000, 282 Seiten, 18 €
- Band 66 A. Schuler
Entwicklung eines Modells zur Analyse des Endenergieeinsatzes in Baden-Württemberg
 März 2000, 236 Seiten, 15 €
- Band 65 A. Schäfer
Reduction of CO₂-Emissions in the Global Transportation Sector
 März 2000, 290 Seiten, 18 €
- Band 64 A. Freibauer, M. Kaltschmitt (eds.)
Biogenic Emissions of Greenhouse Gases Caused by Arable and Animal Agriculture - Processes, Inventories, Mitigation -
 März 2000, 148 Seiten, 13 €
- Band 63 A. Heinz, R. Stülpnagel, M. Kaltschmitt, K. Scheffer, D. Jezierska
Feucht- und Trockengutlinien zur Energiegewinnung aus biogenen Festbrennstoffen. Vergleich anhand von Energie- und Emissionsbilanzen sowie anhand der Kosten
 Dezember 1999, 308 Seiten, 20 €

- Band 62 U. Fahl, M. Blesl, D. Herrmann, C. Kemfert, U. Remme, H. Specht, A. Voß
Bedeutung der Kernenergie für die Energiewirtschaft in Baden-Württemberg - Auswirkungen eines Kernenergieausstiegs
 November 1999, 146 Seiten, 13 €
- Band 61 A. Greßmann, M. Sawillion, W. Krewitt, R. Friedrich
Vergleich der externen Effekte von KWK-Anlagen mit Anlagen zur getrennten Erzeugung von Strom und Wärme
 September 1999, 138 Seiten, 10 €
- Band 60 R. Lux
Auswirkungen fluktuierender Einspeisung auf die Stromerzeugung konventioneller Kraftwerkssysteme
 September 1999, 162 Seiten, 13 € (*z. Zt. vergriffen*)
- Band 59 M. Kayser
Energetische Nutzung hydrothormaler Erdwärmevorkommen in Deutschland - Eine energiewirtschaftliche Analyse -
 Juli 1999, 184 Seiten, 15 € (*z. Zt. vergriffen*)
- Band 58 C. John
Emissionen von Luftverunreinigungen aus dem Straßenverkehr in hoher räumlicher und zeitlicher Auflösung - Untersuchung von Emissions-szenarien am Beispiel Baden-Württembergs
 Juni 1999, 214 Seiten, 15 €
- Band 57 T. Stelzer
Biokraftstoffe im Vergleich zu konventionellen Kraftstoffen - Lebensweg-analysen von Umweltwirkungen
 Mai 1999, 212 Seiten, 15 € (*z. Zt. vergriffen*)
- Band 56 R. Lux, J. Sontow, A. Voß
Systemtechnische Analyse der Auswirkungen einer windtechnischen Stromerzeugung auf den konventionellen Kraftwerkspark
 Mai 1999, 322 Seiten, 20 € (*z. Zt. vergriffen*)
 Kurzfassung, 48 Seiten, 5 €
- Band 55 B. Biffar
Messung und Synthese von Wärmelastgängen in der Energieanalyse
 Mai 1999, 236 Seiten, 15 €
- Band 54 E. Fleißner
Statistische Methoden der Energiebedarfsanalyse im Kleinverbraucher-sektor
 Januar 1999, 306 Seiten, 20 €

- Band 53 A. Freibauer, M. Kaltschmitt (Hrsg.)
Approaches to Greenhouse Gas Inventories of Biogenic Sources in Agriculture
 Januar 1999, 252 Seiten, 18 €
- Band 52 J. Haug, B. Gebhardt, C. Weber, M. van Wees, U. Fahl, J. Adnot, L. Cauret, A. Pierru, F. Lantz, J.-W. Bode, J. Vis, A. van Wijk, D. Staniaszek, Z. Zavody
Evaluation and Comparison of Utility's and Governmental DSM-Programmes for the Promotion of Condensing Boilers
 Oktober 1998, 156 Seiten, 13 €
- Band 51 M. Blesl, A. Schweiker, C. Schlenzig
Erweiterung der Analysemöglichkeiten von NetWork - Der Netzwerkeditor
 September 1998, 112 Seiten, 10 €
- Band 50 S. Becher
Biogene Festbrennstoffe als Substitut für fossile Brennstoffe - Energie- und Emissionsbilanzen
 Juli 1998, 200 Seiten, 15 €
- Band 49 P. Schaumann, M. Blesl, C. Böhringer, U. Fahl, R. Kühner, E. Läge, S. Molt, C. Schlenzig, A. Stuible, A. Voß
Einbindung des ECOLOG-Modells 'E³Net' und Integration neuer methodischer Ansätze in das IKARUS-Instrumentarium (ECOLOG II)
 Juli 1998, 110 Seiten, 10 €
- Band 48 G. Poltermann, S. Berret
ISO 14000ff und Öko-Audit - Methodik und Umsetzung
 März 1998, 184 Seiten, 15 €
- Band 47 C. Schlenzig
PlaNet: Ein entscheidungsunterstützendes System für die Energie- und Umweltplanung
 Januar 1998, 230 Seiten, 15 €
- Band 46 R. Friedrich, P. Bickel, W. Krewitt (Hrsg.)
External Costs of Transport
 April 1998, 144 Seiten, 13 €
- Band 45 H.-D. Hermes, E. Thöne, A. Voß, H. Despretz, G. Weimann, G. Kamelander, C. Ureta
Tools for the Dissemination and Realization of Rational Use of Energy in Small and Medium Enterprises
 Januar 1998, 352 Seiten, 20 €
- Band 44 C. Weber, A. Schuler, B. Gebhardt, H.-D. Hermes, U. Fahl, A. Voß
Grundlagenuntersuchungen zum Energiebedarf und seinen Bestimmungsfaktoren
 Dezember 1997, 186 Seiten, 15 €

- Band 43 J. Albiger
Integrierte Ressourcenplanung in der Energiewirtschaft mit Ansätzen aus der Kraftwerkseinsatzplanung
November 1997, 168 Seiten, 13 €
- Band 42 P. Berner
Maßnahmen zur Minderung der Emissionen flüchtiger organischer Verbindungen aus der Lackanwendung - Vergleich zwischen Abluftreinigung und primären Maßnahmen am Beispiel Baden-Württembergs
November 1997, 238 Seiten, 15 €
- Band 41 J. Haug, M. Sawillion, U. Fahl, A. Voß, R. Werner, K. Weiß, J. Rösch, W. Wölflé
Analysis of Impediments to the Rational Use of Energy in the Public Sector and Implementation of Third Party Financing Strategies to improve Energy Efficiency
August 1997, 122 Seiten, 10 €
- Band 40 U. Fahl, R. Krüger, E. Läge, W. Ruffler, P. Schaumann, A. Voß
Kostenvergleich verschiedener CO₂-Minderungsmaßnahmen in der Bundesrepublik Deutschland
August 1997, 156 Seiten, 13 €
- Band 39 M. Sawillion, B. Biffar, K. Hufendiek, R. Lux, E. Thöne
MOSAİK - Ein EDV-Instrument zur Energieberatung von Gewerbe und mittelständischer Industrie
Juli 1997, 172 Seiten, 13 €
- Band 38 M. Kaltschmitt
Systemtechnische und energiewirtschaftliche Analyse der Nutzung erneuerbarer Energien in Deutschland
April 1997, 108 Seiten, 10 €
- Band 37 C. Böhringer, T. Rutherford, A. Pahlke, U. Fahl, A. Voß
Volkswirtschaftliche Effekte einer Umstrukturierung des deutschen Steuersystems unter besonderer Berücksichtigung von Umweltsteuern
März 1997, 82 Seiten, 8 €
- Band 36 P. Schaumann
Klimaverträgliche Wege der Entwicklung der deutschen Strom- und Fernwärmeversorgung - Systemanalyse mit einem regionalisierten Energiemodell -
Januar 1997, 282 Seiten, 18 €
- Band 35 R. Kühner
Ein verallgemeinertes Schema zur Bildung mathematischer Modelle energiewirtschaftlicher Systeme
Dezember 1996, 262 Seiten, 18 €

- Band 34 U. Fahl, P. Schaumann
Energie und Klima als Optimierungsproblem am Beispiel Niedersachsen
 November 1996, 124 Seiten, 10 €
- Band 33 W. Krewitt
Quantifizierung und Vergleich der Gesundheitsrisiken verschiedener Stromerzeugungssysteme
 November 1996, 196 Seiten, 15 €
- Band 32 C. Weber, B. Gebhardt, A. Schuler, T. Schulze, U. Fahl, A. Voß, A. Perrels, W. van Arkel, W. Pellekaan, M. O'Connor, E. Schenk, G. Ryan
Consumers' Lifestyles and Pollutant Emissions
 September 1996, 118 Seiten, 10 €
- Band 31 W. Rüdfler, A. Schuler, U. Fahl, H.W. Balandynowicz, A. Voß
Szenariorechnungen für das Projekt *Klimaverträgliche Energieversorgung in Baden-Württemberg*
 Juli 1996, 140 Seiten, 13 €
- Band 30 C. Weber, B. Gebhardt, A. Schuler, U. Fahl, A. Voß
Energy Consumption and Air-Borne Emissions in a Consumer Perspective
 September 1996, 264 Seiten, 18 €
- Band 29 M. Hanselmann
Entwicklung eines Programmsystems zur Optimierung der Fahrweise von Kraft-Wärme-Kopplungsanlagen
 August 1996, 138 Seiten, 13 €
- Band 28 G. Schmid
Die technisch-ökonomische Bewertung von Emissionsminderungsstrategien mit Hilfe von Energiemodellen
 August 1996, 184 Seiten, 15 €
- Band 27 A. Obermeier, J. Seier, C. John, P. Berner, R. Friedrich
TRACT: Erstellung einer Emissionsdatenbasis für TRACT
 August 1996, 172 Seiten, 13 €
- Band 26 T. Hellwig
OMNIUM - Ein Verfahren zur Optimierung der Abwärmenutzung in Industriebetrieben
 Mai 1998, 118 Seiten, 10 €
- Band 25 R. Laing
CAREAIR - ein EDV-gestütztes Instrumentarium zur Untersuchung von Emissionsminderungsstrategien für Dritte-Welt-Länder dargestellt am Beispiel Nigerias
 Februar 1996, 221 Seiten, 20 €

- Band 24 P. Mayerhofer, W. Krewitt, A. Trukenmüller, A. Greßmann, P. Bickel, R. Friedrich
Externe Kosten der Energieversorgung
März 1996, Kurzfassung, 40 Seiten, 3 €
- Band 23 M. Blesl, C. Schlenzig, T. Steidle, A. Voß
Entwicklung eines Energieinformationssystems
März 1996, 76 Seiten, 3 €
- Band 22 M. Kaltschmitt, A. Voß
Integration einer Stromerzeugung aus Windkraft und Solarstrahlung in den konventionellen Kraftwerksverbund
Juni 1995, Kurzfassung, 51 Seiten, 3 €
- Band 21 U. Fahl, E. Läge, W. Ruffler, P. Schaumann, C. Böhringer, R. Krüger, A. Voß
Emissionsminderung von energiebedingten klimarelevanten Spurengasen in der Bundesrepublik Deutschland und in Baden-Württemberg
September 1995, 454 Seiten, 26 €
Kurzfassung, 48 Seiten, 3 €
- Band 20 M. Fishedick
Erneuerbare Energien und Blockheizkraftwerke im Kraftwerksverbund - Technische Effekte, Kosten, Emissionen
Dezember 1995, 196 Seiten, 15 €
- Band 19 A. Obermeier
Ermittlung und Analyse von Emissionen flüchtiger organischer Verbindungen in Baden-Württemberg
Mai 1995, 208 Seiten, 15 €
- Band 18 N. Kalume
Strukturmodule - Ein methodischer Ansatz zur Analyse von Energiesystemen in Entwicklungsländern
Dezember 1994, 113 Seiten, 10 €
- Band 17 Th. Müller
Ermittlung der SO₂- und NO_x-Emissionen aus stationären Feuerungsanlagen in Baden-Württemberg in hoher räumlicher und zeitlicher Auflösung
November 1994, 142 Seiten, 10 €
- Band 16 A. Wiese
Simulation und Analyse einer Stromerzeugung aus erneuerbaren Energien in Deutschland
Juni 1994, 223 Seiten, 15 €

- Band 15 M. Sawillion, T. Hellwig, B. Biffar, R. Schelle, E. Thöne
Optimierung der Energieversorgung eines Industrieunternehmens unter Umweltschutz- und Wirtschaftlichkeitsaspekten - Wertanalyse-Projekt
 Januar 1994, 154 Seiten, 13 €
- Band 14 M. Heymann, A. Trukenmüller, R. Friedrich
Development prospects for emission inventories and atmospheric transport and chemistry models
 November 1993, 105 Seiten, 10 €
- Band 13 R. Friedrich
Ansatz zur Ermittlung optimaler Strategien zur Minderung von Luftschadstoffemissionen aus Energieumwandlungsprozessen
 Juli 1992, 292 Seiten, 18 €
- Band 12 U. Fahl, M. Fishedick, M. Hanselmann, M. Kaltschmitt, A. Voß
Abschätzung der technischen und wirtschaftlichen Minderungspotentiale energiebedingter CO₂-Emissionen durch einen verstärkten Erdgaseinsatz in der Elektrizitätsversorgung Baden-Württembergs unter besonderer Berücksichtigung konkurrierender Nutzungsmöglichkeiten
 August 1992, 471 Seiten, 26 €
 Kurzfassung, 45 Seiten, 5 €
- Band 11 M. Kaltschmitt, A. Wiese
Potentiale und Kosten regenerativer Energieträger in Baden-Württemberg
 April 1992, 320 Seiten, 20 €
- Band 10 A. Reuter
Entwicklung und Anwendung eines mikrocomputergestützten Energieplanungsinstrumentariums für den Einsatz in Entwicklungsländern
 November 1991, 170 Seiten, 13 €
- Band 9 T. Kohler
Einsatzmöglichkeiten für Heizreaktoren im Energiesystem der Bundesrepublik Deutschland
 Juli 1991, 162 Seiten, 13 €
- Band 8 M. Mattis
Kosten und Auswirkungen von Maßnahmen zur Minderung der SO₂- und NO_x-Emissionen aus Feuerungsanlagen in Baden-Württemberg
 Juni 1991, 188 Seiten, 13 €
- Band 7 M. Kaltschmitt
Möglichkeiten und Grenzen einer Stromerzeugung aus Windkraft und Solarstrahlung am Beispiel Baden-Württembergs
 Dezember 1990, 178 Seiten, 13 €

- Band 6 G. Schmid, A. Voß, H.W. Balandynowicz, J. Cofala, Z. Parczewski
Air Pollution Control Strategies - A Comparative Analysis for Poland and the Federal Republic of Germany
Juli 1990, 92 Seiten, 8 €
- Band 5 Th. Müller, B. Boysen, U. Fahl, R. Friedrich, M. Kaltschmitt, R. Laing, A. Voß, J. Giesecke, K. Jorde, C. Voigt
Regionale Energie- und Umweltanalyse für die Region Neckar-Alb
Juli 1990, 484 Seiten, 28 €
- Band 4 Th. Müller, B. Boysen, U. Fahl, R. Friedrich, M. Kaltschmitt, R. Laing, A. Voß, J. Giesecke, K. Jorde, C. Voigt
Regionale Energie- und Umweltanalyse für die Region Hochrhein-Bodensee
Juni 1990, 498 Seiten, 28 €
- Band 3 D. Kluck
Einsatzoptimierung von Kraftwerkssystemen mit Kraft-Wärme-Kopplung
Mai 1990, 155 Seiten, 10 €
- Band 2 M. Fleischhauer, R. Friedrich, S. Häring, A. Haugg, J. Müller, A. Reuter, A. Voß, H.-G. Wystreil
Grundlagen zur Abschätzung und Bewertung der von Kohlekraftwerken ausgehenden Umweltbelastungen in Entwicklungsländern
Mai 1990, 316 Seiten, 20 €
- Band 1 U. Fahl
KDS - Ein System zur Entscheidungsunterstützung in Energiewirtschaft und Energiepolitik
März 1990, 265 Seiten, 18 €