

# ZEW

# *Dokumentation*

## **Externe Kosten der Energieversorgung und ihre Bedeutung im Konzept einer dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung**

Klaus Rennings und Henrike Koschel

Dokumentation Nr. 95-06

ZEW Zentrum für Europäische  
Wirtschaftsforschung GmbH

Postfach 103443  
D-68034 Mannheim  
Telefon 0621/1235-01  
Telefax 0621/1235-224

# Inhaltsverzeichnis

	Seite
<b>1. Einleitung</b> .....	<b>2</b>
<b>2. Das Konzept der externen Kosten</b> .....	<b>3</b>
<b>3. Externe Effekte: Identifizierung, Quantifizierung und Monetarisierung</b> .....	<b>5</b>
3.1. Identifizierung und Quantifizierung .....	5
3.2. Monetarisierung .....	8
3.3. Grenzen der Monetarisierung.....	11
3.4. Externe Kosten der Energieversorgung.....	13
<b>4. Instrumente zur Internalisierung externer Kosten</b> .....	<b>24</b>
4.1. Theoretische Grundkonzepte .....	24
4.2. Instrumente zur Internalisierung externer Effekte .....	25
4.2.1. Ordnungsrechtliche Maßnahmen .....	25
4.2.2. Ökonomische Anreizinstrumente .....	28
4.2.3. Mischinstrumentelle Strategien und flankierende Maßnahmen .....	39
4.3. Internalisierung und wirtschaftliche Verträglichkeit ....	41
<b>5. Externe Kosten im Konzept einer dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung</b> .....	<b>43</b>
5.1. Definition einer dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung.....	43
5.2. Allokation, Distribution und Skalierung.....	46
5.3. Indikatoren für eine dauerhaft-umweltgerechte Entwicklung .....	48
5.4. Externe Kosten im Konzept einer dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung .....	49
<b>6. Schlußfolgerungen</b> .....	<b>52</b>
<b>Literaturverzeichnis</b> .....	<b>55</b>

# 1. Einleitung

Die Diskussion über die externen Kosten der Energieversorgung hat seit dem Erscheinen der ersten empirischen Studien Ende der 80'er Jahre eine Flut von Literatur hervorgebracht. Auch inhaltlich hat sich die Forschung in mehrerer Hinsicht beträchtlich weiterentwickelt:

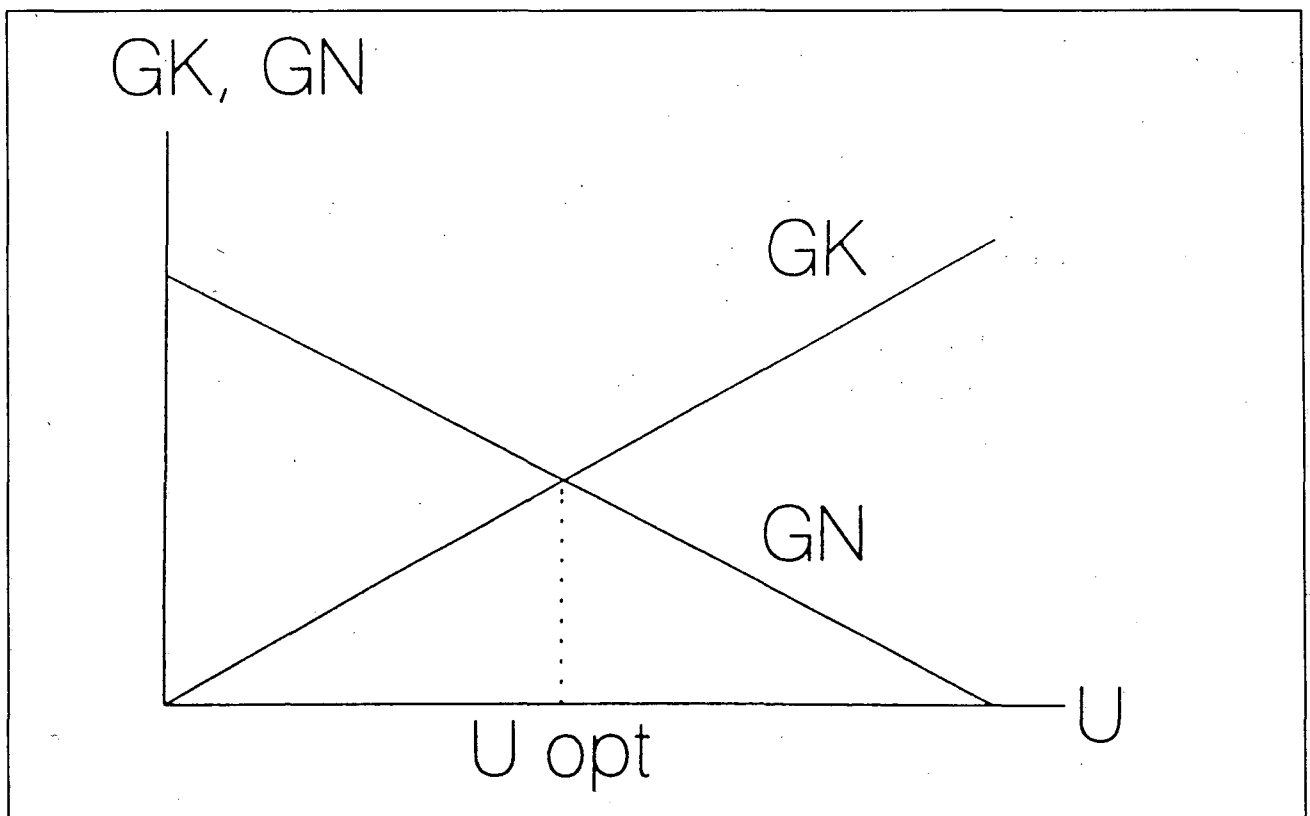
- Neben einer stärkeren *Ausdifferenzierung* der externen Kosten nach Energieträgern, Techniken oder gar Einzelanlagen haben neuere, auf direkten Befragungen basierende *Bewertungsmethoden* wie die Contingent Valuation Method verstärkte Aufmerksamkeit erfahren.
- Wurde die Diskussion über die Internalisierung externer Effekte früher eher polarisierend zwischen einzelnen Instrumenten (Abgaben versus Zertifikate) oder Politikkonzepten (Ordnungsrecht versus marktwirtschaftliche Instrumente) geführt, so ist an die Stelle dieser Entweder-Oder-Kontroversen zunehmend die Einsicht getreten, daß eine ökologisch und ökonomisch effiziente Politik eines Mixes verschiedener Instrumententypen bedarf. Gefragt wird stärker nach der richtigen Dosierung und *Kombination von Instrumenten*, die sich früher gegenseitig auszuschließen schienen.
- Zunehmend wird auch die *begrenzte Reichweite* des Konzeptes der externen Kosten erkannt. Als ökonomisches Konzept basiert dieses auf einer Reihe von Annahmen, die bei einer Anwendung auf Umweltprobleme fragwürdig erscheinen. So bereitet die Bewertung von langfristigen und unsicheren Risiken (z.B. Klimaänderung) genauso Schwierigkeiten wie die Bewertung von probabilistischen Großrisiken (z.B. Kernschmelzunfälle), von Schäden an Natur und Landschaft ohne direkte Wirkungen auf den Menschen (z.B. Zersiedelung) oder von irreversiblen Schäden (z.B. Artensterben). Angesichts dieser Schwierigkeiten stellt sich die Frage nach der *ökologischen Adäquanz* des Konzeptes der externen Kosten sowie nach konzeptionellen Alternativen. Diese werden in den letzten Jahren verstärkt unter den Stichworten „ökologische Ökonomie“ und „dauerhaft-umweltgerechte *Entwicklung*“ (sustainable development) diskutiert.

Die vorliegende Dokumentation möchte in diesem Zusammenhang einen Überblick über das Konzept der externen Kosten sowie den Stand der Diskussion bezüglich der genannten Entwicklungen geben.

## 2. Das Konzept der externen Kosten

Das Konzept der externen Kosten stammt aus der neoklassischen Wohlfahrtstheorie, die bislang weitgehend das theoretische Fundament der Umwelt- und Ressourcenökonomik darstellt. Genaugenommen handelt es sich um eine Tauschtheorie, die Vorgänge auf Märkten und deren Auswirkungen auf die Wohlfahrt der Individuen untersucht. Die Knappheit von Gütern und Ressourcen wird in diesem Modell auf Märkten sichtbar und durch Preise signalisiert. *Preise* dienen daher als *Knappheitsindikatoren*. Analog werden auch natürliche Ressourcen wie Luft, Wasser und Boden als Güter betrachtet, für die aber zu einem großen Teil aufgrund einer fehlenden Definition privater Verfügungsrechte und ihres daraus resultierenden Charakters als *öffentliche Güter* keine privaten Märkte existieren. Die Nachfrage nach Umweltqualität und sich daraus ergebende Knappheitspreise gehen daher häufig nicht oder nur indirekt in den Marktmechanismus ein, z.B. über Preise für Grundstücke mit einer bestimmten Umweltqualität. Die tatsächliche Knappheit von Umweltgütern muß daher über geeignete *monetäre Bewertungsverfahren* geschätzt werden.

Tab.1: Das optimale Umweltschutzniveau



Ökonomisch gesehen ist es lohnend, Umweltschutzaktivitäten so lange auszudehnen, bis die dadurch zusätzlich verursachten Kosten den zusätzlichen Nutzen entsprechen. Auf volkswirtschaftlicher Ebene dürfen aufgrund der Existenz *externer Effekte* nicht nur die privaten Nutzen des Umweltschutzes betrachtet werden, sondern es sind auch die zusätzlichen, nicht in den Preisen enthaltenen Nutzen des Umweltschutzes zu berücksichtigen. Dieser Ansatz läßt sich auch als Konzept des „optimalen Umweltschutzniveaus“ oder des „optimalen Verschmutzungsgrades“ bezeichnen (Abb. 1).

Die *sozialen Kosten* (Nutzen) setzen sich aus den *privaten Kosten* (Nutzen) und den *externen* bzw. *sozialen Zusatzkosten* (Nutzen) zusammen. Externe Effekte sind in einer allgemeinen Definition immer dann vorhanden, wenn in der Produktions- bzw. Nutzenfunktion eines Individuums außer dessen eigenen Aktionsparametern mindestens eine Variable enthalten ist, die nicht vollständig von ihm selbst kontrolliert wird. Für die Umweltökonomie sind *technologische Externalitäten* relevant, bei denen ein direkter physischer Zusammenhang zwischen den Produktions- und Nutzenfunktionen mehrerer Akteure besteht, der nicht durch den Marktmechanismus erfaßt wird (Fritsch/Wein/Ewers, 1993, S. 55).

Gesellschaftliches Ziel des umweltökonomischen Ansatzes ist eine Maximierung des Nettonutzens der Wirtschaftssubjekte aus Umweltschutzaktivitäten (U). Ausgehend von der Annahme steigender Grenzkosten (GK) und sinkender Grenznutzen (GN) des Umweltschutzes wird der maximale gesamtwirtschaftliche Nettonutzen ( $U_{opt}$ ) dort erreicht, wo die Kosten der letzten Einheit Umweltschutz dem Nutzen dieser Maßnahme entsprechen. Die Maximierung des gesellschaftlichen Nutzens ist durch die *Internalisierung* externer Effekte erreichbar, d.h. dem Verursacher von Umweltschäden werden die durch seine Aktivitäten entstehenden sozialen Kosten angelastet (vgl. Kap. 4). Ohne die Internalisierung externer Kosten ergibt sich ein Gleichgewichtszustand mit einem *geringeren* Wohlfahrtsniveau.

Die Relevanz für die *Energieversorgung* faßt die Prognos-Studie „Externe Kosten der Energieversorgung“ wie folgt zusammen: „Die notorische Ausblendung von Umweltschäden stellt unmittelbar einen zentralen Lenkungsmechanismus der Volkswirtschaft, nämlich die Allokationswirkung des Preis- und Kostensystems in Frage: Da die sich im Marktgeschehen bildenden Energiepreise die wahren Kosten der Energieerzeugung und -nutzung verfälscht abbilden, kann es zu massiven volkswirtschaftlichen Fehlallokationen kommen. Dies trifft den Kern des Effizienzanspruchs der Marktwirtschaft“ (Masuhr/Wolff/Keppler, 1992, S. 1).

Die Maximierung des gesellschaftlichen Nutzens wird auch in der *Ressourcenökonomie* angestrebt. Da es sich bei natürlichen Ressourcen wie etwa Ölvorräten in der Regel bereits um *private Güter* mit wohldefinierten Verfügungsrechten handelt, wird die Allokation meist dem Markt überlassen. Geprüft wird in der Regel, unter welchen Bedingungen ein wohlfahrtsmaximierendes Marktgleichgewicht zustande kommt und ob - da *keine* externen Effekte

vorliegen - *andere* Fälle von *Marktversagen* existieren, die zu verzerrten Preissignalen führen (vgl. im einzelnen Endres/Querner, 1993, S. 67 ff. und S. 124 ff.). Da externe Effekte demnach nur bei (teil-) öffentlichen Gütern existieren, hat sich die Diskussion um die „ökologische Wahrheit“ der Preise auf den Bereich der Bewertung von *Umweltbelastungen* konzentriert. Der Abbau erschöpfbarer und die Ernte erneuerbarer *Ressourcen* spielen in dieser Diskussion nur dann eine Rolle, wenn aus deren Verbrauch Umweltschäden resultieren (Rennings, 1994, S. 52 ff.). Fragen der Ressourcen-Verteilung rücken erst neuerdings durch das Konzept einer „dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung“ (sustainable development) wieder in den Vordergrund (vgl. Kap. 5).

Über das hier vorgestellte neoklassische Konzept externer Kosten gehen einige Autoren hinaus, indem sie beispielsweise makroökonomische Beschäftigungseffekte oder Kosten des Verbrauchs erschöpfbarer Ressourcen hinzuaddieren (vgl. z.B. Hohmeyer, 1989, S. 38 ff.). Hierbei handelt es sich nicht um externe Kosten im streng neoklassischen Sinne, sehr wohl aber um politikrelevante Problemfelder. Im Kern geht es um Probleme der Verteilung von Ressourcen innerhalb einer Generation und zwischen Generationen, die in einem reinen Allokationskonzept wie der neoklassischen Wohlfahrtstheorie nicht darstellbar sind. Im Rahmen dieser Arbeit wird auf die Einbeziehung „distributiver“ Kosten verzichtet. Stattdessen werden Alternativen zur Erfassung distributiver Effekte und ökologischer Schranken im Rahmen einer sogenannten Ökologischen Ökonomie aufgezeigt (Kap. 5).

### 3. Externe Effekte: Identifizierung, Quantifizierung und Monetarisierung

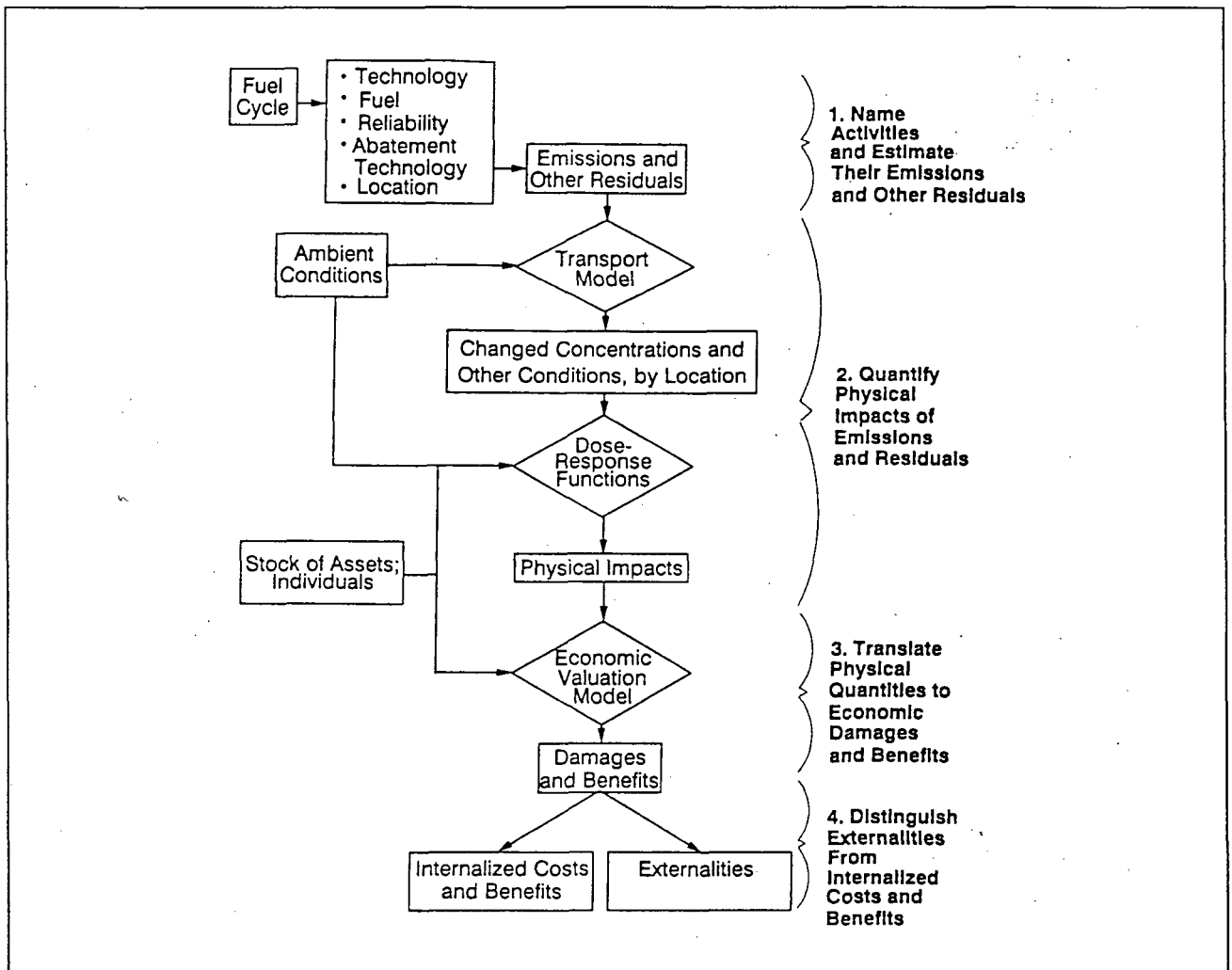
Um externe Kosten internalisieren zu können, müssen „ökologisch wahre“ Preise ermittelt werden. Dazu ist es erforderlich, die Preise von Umweltgütern wie Wasser- oder Luftqualität zu schätzen. Es müssen also die Verläufe von Angebots- und Nachfragefunktionen für diese Umweltgüter ermittelt werden. Zu diesem Zweck wurden in den vergangenen Jahrzehnten umfangreiche wissenschaftliche Forschungsprogramme zur *Monetarisierung* der Kosten von Umweltschäden und ihrer Vermeidung initiiert.

#### 3.1. Identifizierung und Quantifizierung

Die Monetarisierung von Umweltschäden (*Wertgerüst*) setzt in der Regel die Identifizierung und Quantifizierung physischer Umweltwirkungen (*Mengengerüst*) voraus. Dies wird im folgenden am Beispiel des Ansatzes dargestellt, der in dem noch laufenden, 1989 gemeinsam von der Kommission der Europäischen Union und dem Energie-Department der USA gestarteten Projekt „Externe Kosten der Energieerzeugung“ entwickelt wurde. Es handelt sich um den sogenannten „Schadensfunktionen-Ansatz“ („impact-pathway damage function approach“) (ORNL und RfF, 1992, S. 2-2 ff.).

Energieerzeugung vollzieht sich über mehrere Prozeßstufen, zu denen Rohstoffabbau, Transport, Energieerzeugung, Energieumwandlung und Stilllegung der Anlage zählen. Jede dieser Prozeßstufen ist mit Umweltbelastungen verbunden, etwa in Form von Auswirkungen auf Ökosysteme, menschliche Gesundheit, Kulturdenkmäler, Erholungslandschaften oder in Form von Ernteverlusten bei Landwirten, Fischern und Förstern. Das Ziel der gemeinsamen EU/USA-Studie besteht darin, eine Methodik zu entwickeln, die eine Messung und Monetarisierung all dieser Effekte über die verschiedenen Stufen der Brennstoffkreisläufe hinweg erlaubt. Gegenstand der Untersuchung sind neun Energiearten: Steinkohle, Kernenergie, Öl, Gas, Braunkohle, Wasserkraft, Biomasse, Wind und Sonne. Darüber hinaus werden auch Technologien zum rationellen Energieeinsatz untersucht. Die Schätzungen werden anhand bestimmter Referenztechnologien anlagenspezifisch vorgenommen.

**Abb. 2: Schadensfunktionen-Ansatz**



Quelle: ORNL, RfF (1992), S. 2-5.

Abb. 2 veranschaulicht den „Schadensfunktionen-Ansatz“, wie er in der EU/USA-Studie verwendet wird. Um den „impact“ eines Energieträgers zu bestimmen (Mengengerüst), werden:

- alle Prozeßstufen betrachtet,
- Referenztechnologien (für die Produktion und Schadensvermeidung) und
- Referenzanlagen bestimmt,
- Emissionen für jede Prozeßstufe identifiziert,
- Diffusionsmodelle für jeden Schadstoff simuliert,
- die beste verfügbare Dosis-Wirkungs-Funktion zur Kalkulation von Schäden abgeleitet sowie



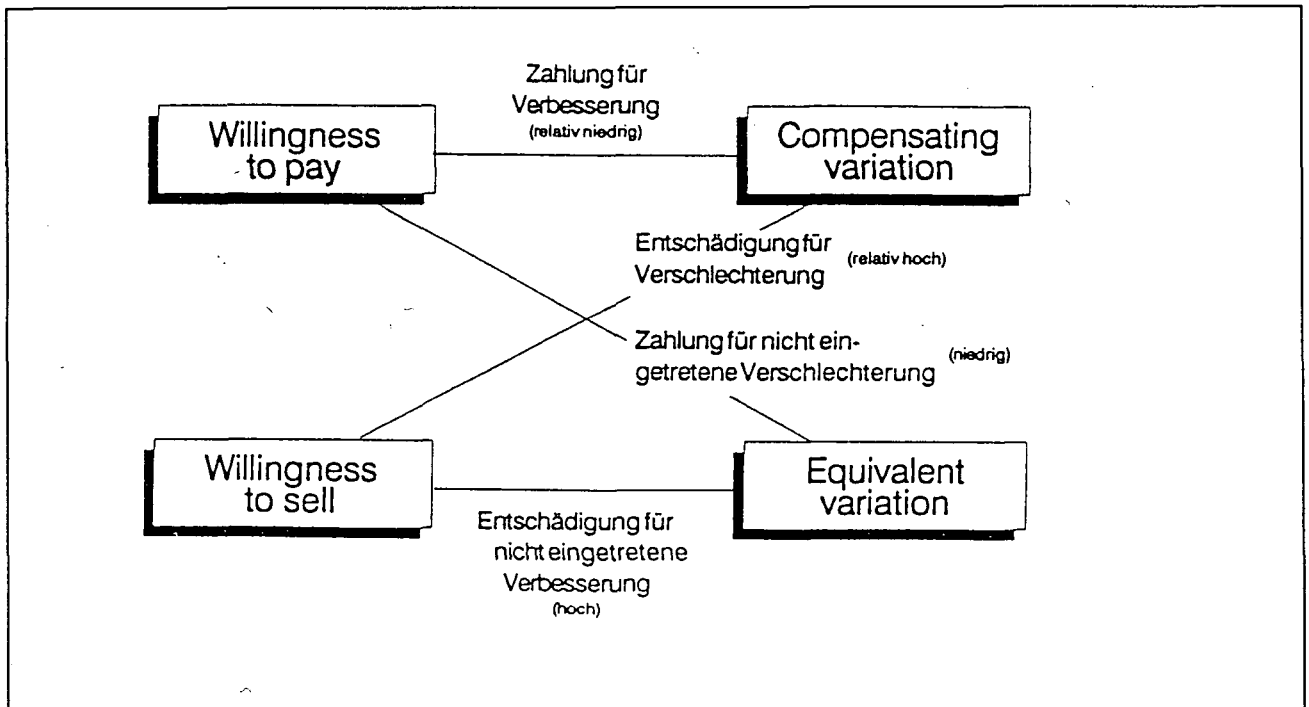
- Material- und Individualschäden berechnet.

Auf der Basis des ermittelten Mengengerüsts der Wirkungen für einzelne Energieträger erfolgt die Monetarisierung (siehe Abschnitte 3.2. und 3.3.). Es sei noch erwähnt, daß in der genannten Studie mit Ausnahme der Technologien zum rationellen Energieeinsatz nur die direkten Effekte der Energieerzeugung in die Kalkulation eingehen, nicht dagegen die indirekten, die über den Bezug von Vorprodukten erzeugt werden.

### 3.2. Monetarisierung

Um die Preise von Umweltgütern zu bestimmen, müssen ihre Kosten und Nutzen ermittelt werden. Die *Kosten* determinieren ökonomisch gesehen das *Angebot* an Umweltgütern, die *Nutzen* dagegen die *Nachfrage*.

Abb. 3: Entschädigungskonzepte in Beziehung gesetzt



Quelle: Masuhr/Wolff/Keppler (1992), S. 321.

Zur Erfassung von Nutzen werden bei Kosten-Nutzen-Analysen zwei *Entschädigungskonzepte* unterschieden, die *equivalent variation* (EV) und die *compensating variation* (CV) (Keppler, 1991,

S. 197 ff.). Die CV geht vom Status quo aus und mißt Änderungen der Wohlfahrt im Vergleich zum Wohlfahrtsniveau *vor* der Durchführung der Maßnahme. Die EV mißt dagegen Wohlfahrtsänderungen ausgehend von dem Wohlfahrtsniveau *nach* Durchführung einer umwelt-relevanten Maßnahme. Je nachdem, ob aus der betreffenden Maßnahme eine Verbesserung oder Verschlechterung der Umweltqualität resultiert, wird nach der Zahlungsbereitschaft (der sogenannten *willingness to pay*, WTP) oder der Kompensationsforderung (der sogenannten *willingness to sell*, WTS) gefragt. Da Kosten-Nutzen-Analysen gewöhnlich vom Status quo ausgehen, wird in der Regel mit dem Konzept der CV gearbeitet. Die Nutzen einer Umweltverbesserung werden dabei anhand der WTP der Bevölkerung für diese Maßnahme gemessen, die Nutzeneinbußen einer Umweltverschlechterung anhand der WTS. Nach dem Konzept der EV würde - ausgehend vom Wohlfahrtsniveau nach Durchführung der Maßnahme - umgekehrt gefragt, nämlich nach der WTP für eine nicht eingetretene Verschlechterung und nach der WTS für eine nicht eingetretene Verbesserung (Abb. 3).

Die WTP und WTS lassen sich entweder direkt oder indirekt erfassen. Direkte Methoden erfassen die Zahlungsbereitschaften für Umweltgüter durch Befragungen, während indirekte Methoden diese Zahlungsbereitschaften aus beobachteten Marktdaten ableiten (Tab. 1).

**Tab. 1: Methoden zur monetären Bewertung von Umweltgütern**

direkte Methoden	indirekte Methoden
Contingent valuation method (CVM) Marktsimulationsverfahren	Reisekostenansatz Vermeidungskostenansatz Produktions- und Einkommensausfälle Hedonistische Preisanalyse (HPA)

Da eine Einzeldarstellung und Bewertung der verschiedenen Instrumente den Rahmen dieser Arbeit sprengen würde (vgl. im einzelnen Rennings, 1994, S. 58 ff.), wird im folgenden lediglich eine vergleichende, zusammenfassende *Bewertung* der Methoden vorgenommen. Die Bewertung lehnt sich an fünf Fragen an (Pommerehne/Römer, 1992, S. 200 ff.):

- Ist die Methode zur Vorbereitung und Findung von Entscheidungen über die Bereitstellung öffentlicher Leistungen geeignet?  
Diese Frage ist für alle Methoden zu bejahen. Zwar erfassen nicht alle Methoden die gesamte, theoretisch relevante Wohlfahrtsänderung, aber zumindest Teile davon.
- Können mit den Verfahren bereits *bestehende* oder auch *neuartige* öffentliche Güter bewertet werden?  
Während alle Verfahren für die Bewertung bereits bestehender Güter tauglich sind, muß für neuartige Güter auf direkte Verfahren zurückgegriffen werden.

- Lassen sich mit den Verfahren auch die Nutzen von Gütern mit bestimmten spezifischen Charakteristika (*Ubiquität, non use values*) erfassen?

Besondere Charakteristika von Gütern wie ubiquitäre Änderungen und non use values können nur durch die direkte Ermittlung von Präferenzen über Befragungen gemessen werden.

- Ist die Methode anfällig für verzerrende Einflüsse, und läßt sie sich auf interne *Konsistenz* und externe *Validität* hin überprüfen?

Bei allen Verfahren können systematische Über- und Unterschätzungen auftreten. Unterschätzungen kommen etwa bei den indirekten Methoden vor, wenn der aus den Marktdaten entnommene Wert nur einen Teil des betreffenden Umweltgutes abbildet, wenn Dosis-Wirkungs-Beziehungen die tatsächlichen Schäden unterschätzen oder wenn systematische Lücken in der Messung entstehen. So mißt etwa die HPA in der Regel lediglich Immobilienpreisdifferenzen, womit Nutzenänderungen von Nicht-Anwohnern systematisch ausgeklammert werden. Überschätzungen können auftreten, wenn Ausgaben fälschlicherweise den Umweltausgaben zugerechnet werden, oder wenn Doppelzählungen erfolgen (z.B. Addition von Einkommensausfällen im Tourismus und sinkenden Reisekosten der Bevölkerung). Bei den direkten Verfahren können Verzerrungen in erster Linie aus dem hypothetischen Charakter der Befragung, strategischen Antworten und aus Doppelzählungen bei der Addition der Ergebnisse von Einzelbefragungen entstehen. Diese Verzerrungen lassen sich aber durch ein sorgfältiges Befragungsdesign und durch Marktsimulationsverfahren kontrollieren. Eine Überprüfung auf interne Konsistenz und externe Validität ist bei allen Verfahren durch ökonomische Tests und durch Quervergleiche von Untersuchungsergebnissen zwischen den verschiedenen Methoden möglich.

- Mit welchen *Kosten* ist die Methode verbunden?

Die direkten Verfahren sind mit den höchsten Kosten verbunden, da Befragungen ein aufwendiges Design und geschultes Personal erfordern.

Zusammenfassend läßt sich die Schlußfolgerung ziehen, daß jede Methode mit Vor- und Nachteilen verbunden ist, so daß die Wahl einer bestimmten Methode vom jeweiligen *Untersuchungszweck* abhängen sollte.

### 3.3. Grenzen der Monetarisierung

Grenzen der Monetarisierung lassen sich auf zwei Ebenen ziehen: Auf der Ebene der zugrundeliegenden *wohlfahrtstheoretischen Annahmen* und auf der Ebene der *Monetarisierungsverfahren*.

Zu den Grundannahmen der Wohlfahrtstheorie zählen der methodologische Individualismus, der Utilitarismus, die Annahme rationalen Verhaltens und das Tauschparadigma (Rennings, 1994, S. 27 ff.). Daraus ergeben sich folgende Probleme:

- ein *Repräsentationsproblem* (Repräsentativität der individuellen Präferenzen für die Interessen kommender Generationen),
- ein *Verteilungsproblem* (Orientierung am Status quo),
- ein *Informationsproblem* (Problem der Informationsmängel),
- ein Problem der *Unsicherheit* (Unsicherheit über Ursache-Wirkungs-Zusammenhänge) sowie
- ein Problem der Definition von *Schutzgütern*.

Zu den ersten drei Problemen ist anzumerken, daß bei der Monetarisierung in der Regel eine Orientierung am *Status quo* erfolgt, d.h. einem gegebenen Ordnungsrahmen mit einer gegebenen Verteilung und gegebener Informiertheit. Forderungen nach Umverteilung lassen sich aus der Theorie nicht ableiten. Alternativ zur Orientierung am Status quo können in Untersuchungen jedoch Änderungen des Ordnungsrahmens (z.B. der Verteilung) und anderer Annahmen durchgespielt und ihre Auswirkungen auf das Ergebnis in einer *Sensitivitätsanalyse* getestet werden. Variieren lassen sich beispielsweise die Annahmen über den Grad der Informiertheit der Bevölkerung, über deren *Zeitpräferenzrate* oder sogar über die Rechte künftiger Generationen. Um nicht Gefahr zu laufen, durch willkürliche Annahmen auch willkürliche Ergebnisse zu produzieren, müssen die zugrundegelegten Annahmen jeweils *transparent* gemacht werden.

Die Transparenz der Annahmen muß auch hinsichtlich des Umgangs mit dem Problem der Unsicherheit gefordert werden. Dieses Problem führt bei der monetären Bewertung von Umweltschäden dazu, daß selbst die *Größenordnungen* möglicher Schäden in so wichtigen Bereichen wie etwa dem Artenschwund, der Klimaänderung, der Gesundheitsgefahren, der Risiken durch Kernschmelzunfälle oder der Waldschäden *umstritten* sind. Meist wird das Problem der Unsicherheit in Monetarisierungsstudien zwar erwähnt, trotzdem werden dann aber subjektive Annahmen getroffen, die dem Monetarisierer plausibel erscheinen. Durch die Auswahl der

Annahmen kann das Ergebnis entscheidend beeinflusst werden. Eine Alternative zur subjektiven Auswahl von Annahmen besteht darin, die jeweils mögliche *Bandbreite* anzugeben. Der Umgang mit Unsicherheit, der mit Hilfe von monetären Bewertungsverfahren geleistet werden kann, besteht demnach darin, diese Unsicherheit transparent zu machen. Da Unsicherheiten stets *Ermessensspielräume* mit sich bringen, sollten diese Spielräume zur Unterstützung des politischen Entscheidungsprozesses *sichtbar* gemacht werden.

Ein weiteres Problem besteht in der Definition von Schutzgütern wie etwa dem der menschlichen Gesundheit. *Gesundheitsschäden* stehen berechtigterweise im Mittelpunkt des Umweltschutzinteresses und erweisen sich auch in Monetarisierungsstudien häufig als die dominante Schadens-kategorie. Der Sinn und Zweck der monetären Bewertung von Gesundheitsrisiken wird jedoch häufig aus ethischen Gründen mit der Behauptung angezweifelt, daß sich der Wert eines Menschenlebens einer Bewertung in Geldeinheiten entziehe (was so selbstverständlich richtig ist). Dieser Argumentation liegt eine Art Rawls'sches Gerechtigkeitsprinzip zugrunde, nach dem ein in der lexikalischen Ordnung höher anzusiedelndes Schutzgut nicht gegen niedrigere, rein materielle Werte eingetauscht werden darf. Übersehen wird dabei, daß die Monetarisierung gar nicht den Anspruch hat, solche „Werturteile“ zu fällen. Sie versucht lediglich, die Nachfrage nach einer Verringerung von Gesundheitsrisiken zu ermitteln und überläßt es damit den Nachfragern selbst, welchen Aufwand sie für eine gewisse Senkung bestimmter statistischer Morbiditäts- und Mortalitätsrisiken in Kauf zu nehmen bereit sind. Der ökonomische Wert eines Gesundheitsrisikos ist demnach der Betrag, den die Individuen für die Vermeidung eines Risikos zu zahlen bereit sind, oder der Betrag, für den sie eine Ausweitung von Risiken auf sich nehmen. Was durch die Monetarisierung vorgegeben wird, ist lediglich die *Maßeinheit*. Es läge kein Widerspruch zur Methodik der Monetarisierung vor, wenn im *tatsächlichen Verhalten* der Bevölkerung oder in der praktischen Politik die Nachfrage nach Gesundheitsschutz oder die Zahlungsbereitschaft für die Verminderung von Gesundheitsrisiken wirklich unendlich hoch wären. Ein solcher empirischer Befund wäre aus methodischer Sicht so gut wie jeder andere. Die Realität sieht bislang allerdings anders aus.

Außer auf der Ebene der zugrundeliegenden wohlfahrtstheoretischen Annahmen lassen sich Grenzen der Monetarisierung auch auf einer methodischen Ebene ziehen. Hier geht es vor allem um die Frage, ob die aus mikroökonomischen *Partialanalysen* gewonnenen Ergebnisse auch zu *Makro-Kennziffern* aggregiert werden dürfen, z.B. zu einer Summe aller Schäden für Deutschland. Diese Frage ist zu verneinen, da Kosten-Nutzen-Analysen mit ceteris-paribus-Annahmen arbeiten, die nicht mehr zulässig wären, wenn eine Totalanalyse für eine gesamte Volkswirtschaft vorgenommen würde. Methodisch kann das Problem jedoch prinzipiell durch die Entwicklung mikroökonomischer *Totalmodelle* gelöst werden.

### 3.4. Externe Kosten am Beispiel der Energieversorgung

Die Einbeziehung externer Kosten in die Kostenkalkulation verschiedener Energieträger soll helfen, falsche Signale von Marktpreisen zu korrigieren, da bei Vernachlässigung der von der Volkswirtschaft als Ganzes zu tragenden externen Kostenkomponenten erhebliche Fehlinvestitionen mit langfristig fatalen ökonomischen und ökologischen Konsequenzen zu befürchten sind. Aufgrund der beschriebenen Probleme bei der Identifizierung, Quantifizierung und Monetarisierung haben verschiedene Kostenschätzungen bislang noch zu sehr unterschiedlichen Bandbreiten externer Kosten geführt (vgl. Tab. 2). In der Tabelle werden lediglich die von den Autoren ermittelten Umweltkosten (einschließlich bewerteter Gesundheitsrisiken) berücksichtigt. Subventionen und „distributive“ Kosten wie Reinvestitionszuschläge und Beschäftigungseffekte bleiben außer Betracht.

Die großen Unterschiede in der Bewertung der Umweltkosten sind im wesentlichen darauf zurückzuführen, daß die Autoren zum Teil sehr unterschiedliche Annahmen über die durch die Energieerzeugung verursachten Umweltschäden treffen. Zentrale Unterschiede liegen beispielsweise in der Einschätzung möglicher Folgen des Treibhauseffektes sowie der Möglichkeit eines Kernschmelzunfalls:

- Die von Hohmeyer berechneten externen Kosten fossiler Brennstoffe sind im wesentlichen auf Kosten einer möglichen *Klimaänderung* und damit verbundene Todesfälle zurückzuführen. Im Gegensatz zu anderen Studien, in denen vor allem die Kosten einer Klimaänderung in den USA und Europa geschätzt und mit 1 - 3 Prozent des BSP kalkuliert werden (Mayerhofer, 1994, S. 4), konzentriert sich Hohmeyer vor allem auf Schäden in der Dritten Welt ab. So verwendet er Modelle, nach denen als Folge des Treibhauseffektes mit einer Verringerung der globalen Nahrungsmittelproduktion und infolgedessen mit mehreren Millionen Hungertoten in der Dritten Welt zu rechnen ist (Hohmeyer und Gärtner, 1994, S. 18). Es ergeben sich monetäre Schäden, die etwa zwei Zehnerpotenzen über den Schätzungen anderer Studien liegen (vgl. Tab. 3).
- Differenzen von mehreren Größenordnungen bei der Bewertung externer Kosten der *Kernenergie* resultieren vor allem aus unterschiedlichen Auffassungen darüber, ob und mit welcher Wahrscheinlichkeit ein Kernschmelzunfall der Dimension von Tschernobyl auch in deutschen Kernkraftwerken möglich ist (vgl. im einzelnen Ewers/Rennings, 1992, S. 161 ff.).

**Tab. 2: Externe Kosten der Stromerzeugung bei verschiedenen Energieträgern**

Energieträger	Bandbreite externer Kostenschätzungen
<b>Schätzungen HOHMEYER, 1994 (BRD):</b>	
Fossile Brennstoffe	41,40 - 60,85 Pf/kWh
Kernenergie	4,32 - 26,06 Pf/kWh
Windenergie	0,01 - 0,01 Pf/kWh
Photovoltaik	0,44 - 0,44 Pf/kWh
<b>Schätzungen OTTINGER, 1991 (USA):</b>	
Kohle	2,8 - 6,8 cents/kWh
Öl	3,0 - 7,9 cents/kWh
Gas	0,78 - 1,1 cents/kWh
Kernenergie	2,91 - 2,91 cents/kWh
Windenergie	0,00 - 0,1 cents kWh
Photovoltaik	0,00 - 0,4 cents/kWh
<b>Schätzungen FRIEDRICH und VOSS, 1993 (BRD):</b>	
Kohle	0,44 - 1,68 Pf/kWh
Kernenergie	0,03 - 0,17 Pf/kWh
Windenergie	0,02 - 0,06 Pf/kWh
Photovoltaik	0,06 - 0,09 Pf/kWh
<b>Schätzungen PEARCE, BANN und GEORGIU, 1992 (GB):</b>	
Vorhandene Kohlekraftwerke	5,00 pence/kWh
Neue Kohlekraftwerke	1,18 pence/kWh
Öl	5,56 pence/kWh
Gas	0,38 pence/kWh
Kernenergie	0,05 - 0,30 pence/kWh
Photovoltaik	0,07 pence/kWh
Windenergie	0,04 pence/kWh
Wasserkraft	0,04 pence/kWh
Blockheizkraftwerke	0,44 - 0,47 pence/kWh

Quelle: Eigene Zusammenstellung nach Friedrich/Voss (1993), S. 119, Hohmeyer (1994), S. 5, Jochem/Hohmeyer (1992), S. 225, Ottinger (1991), S. 356 - 364, Pearce/Bann/Georgiou (1992), S. 23.

**Tab. 3. Schätzungen der externen Kosten von Klimaänderungen**

	<b>Schadensschätzung (mECU/kWh)</b>			
	<b>Kohle</b>	<b>Braunkohle</b>	<b>Öl*</b>	<b>Gas</b>
CLINE, 1992	15	19	10	6
FANKHAUSER, 1993	10	12	6	4
TOL, 1995	18	22	12	8
HOHMEYER/ GÄRTNER, 1992	5000	6200	3200	2100

\*Als Referenztechnologie wurde eine Gas- und Dampfturbine (GUD-Technik) gewählt. Quelle: European Commission, 1994, S. 161 (übersetzt).

Die kürzlich veröffentlichte *EU-Studie „Externe Kosten der Energieerzeugung“* kommt für neue Kraftwerke zu relativ geringen Größenordnungen externer Kosten. Bei den ausgewählten Referenztechnologien wurde meist schon die modernste Umwelttechnik berücksichtigt. So sind bisweilen die Stickoxid- und Schwefeldioxid-Emissionen der in der EU-Studie untersuchten Anlagen auf weniger als ein Zehntel der Schadstoffe in den früheren Studien gesunken. Überträgt man die Werte jedoch auf den bestehenden europäischen Kraftwerkspark, so müssen sie etwa mit dem Faktor 5 hochgerechnet werden, so daß sie etwa in der Größenordnung der Ergebnisse der Vorläuferstudien liegen.

In der EU-Studie werden bewußt *keine Aggregationen* von Teilschäden (z.B. Gesundheit, Lärm, Materialschäden) vorgenommen und stattdessen lediglich die Einzelwerte für die jeweiligen Schadenskategorien ausgewiesen. Dies bringt den Vorteil mit sich, daß explizit aufgeführt werden kann, welche Kategorien bislang noch nicht quantifiziert werden können. Tabelle 4 zeigt die Ergebnisse der Studie für die fossilen Energieträger in Deutschland und Großbritannien. Bei der Ölverbrennung wurden zwei Referenztechnologien untersucht: die Gasturbinen- sowie die Gas- und Dampfturbinentechnik (GUD), wobei für letztere niedrigere soziale Kosten ausgewiesen werden. Aufgrund der Unsicherheiten bei der Bewertung der Folgen des Treibhauseffektes wurde auf die Einbeziehung der Schadenskosten von Klimaänderungen verzichtet. Gleichwohl wird zugestanden, daß die Kosten des Treibhauseffektes möglicherweise die dominante



Schadenskategorie bei den fossilen Energieträgern darstellen und deshalb weitere Forschungsanstrengungen notwendig sind, um zu einem Konsens zu kommen.

**Tab. 4: EU-Schätzungen zu den externen Kosten fossiler Energieträger**

Schadensschätzung (mECU/kWh)						
Schadenskategorie	Kohle		Braunkohle	Öl		Gas
	UK	Deutschland	Deutschland	Deutschland		UK
				Gasturbine	Gas- und Dampfturbine (GUD)	
Allgem. Gesundheit	4	13	10	11	10	0,5
Berufskrankheiten	0,1	0,3	- / -	- / -	- / -	- / -
	0,8	2,0	0,1	0,5	0,3	0,1
Landwirtschaft	0,03	0,04	0,02	0,04	0,03	- / -
Holz	0,004	- / -	0,004	0,013	0,009	- / -
maritime Ökosysteme	- / -	- / -	- / -	0,2	0,2	0,01
Materialschäden	1,3	0,1	0,1	0,2	0,1	0,1
Lärm	0,2	- / -	- / -	- / -	- / -	0,03

Quelle: European Commission, 1994, S. 161 (übersetzt).

Die Kosten der Kernenergie werden im EU-Projekt anhand eines Druckwasserreaktors in Frankreich geschätzt, dessen Technologie als typisch für europäische Reaktoren angesehen wird. Es werden externe Kosten für den gesamten Brennstoffkreislauf einschließlich der Wiederaufbereitung ermittelt. Für den Normalbetrieb werden jedoch nur sehr geringe externe Kosten identifiziert (Tab. 5). Unterbleibt eine Diskontierung der Umweltschäden, so stellen die langfristigen Effekte der Wiederaufbereitung mit 2 mECU/kWh die vergleichsweise größte Schadenskategorie dar.

**Tab. 5: EU-Schätzung der externen Kosten der Kernenergie in Frankreich (Normalbetrieb) bei einer Diskontrate von 0 % (in mECU)**

Global	Zeitraum (Timescale)		
	Short	Medium	Long
Mining	0	$2 \times 10^{-5}$	0
Conversion	0	$2 \times 10^{-7}$	0
Enrichment	0	$7 \times 10^{-8}$	0
Fabrication	0	$1 \times 10^{-9}$	0
Construction	0	0	0
Generation	0	$3 \times 10^{-2}$	$3 \times 10^{-1}$
Decommissioning	0	0	0
Reprocessing	0	$2 \times 10^{-1}$	2
LLW disposal	0	$1 \times 10^{-4}$	$5 \times 10^{-3}$
HLW disposal	0	0	0
Transportation	0	0	0
Summe (SUB-TOTAL)	0	$2 \times 10^{-1}$	2

Quelle: European Commission, 1994, S. 168.

Bei der Berechnung der externen Kosten der Kernenergie durch Reaktorunfälle (Tab. 6) wurden Schadensberechnungen für verschiedene Quellterme durchgeführt, die sich nach dem Ausmaß der Freisetzung radioaktiver Substanzen unterscheiden. Der höchste untersuchte Quellterm entspricht einem Kernschmelzunfall mit einem vollständigen Bruch des Sicherheitsbehälters. Bei dem niedrigsten Quellterm werden 0,01 Prozent (d.h. alle Sicherheitsmaßnahmen funktionieren wie geplant), bei dem größten Quellterm 10 Prozent des Kerninventars freigesetzt. Die berechneten Schäden für den schwersten Unfall betragen, umgerechnet auf eine kWh, lediglich 0,1 mECU. Bei der Berechnung dieser Ergebnisse wurden zwei Besonderheiten eingeführt:

- Ausbreitungsberechnungen radioaktiver Substanzen wurden für 144 verschiedene meteorologische Situationen durchgeführt, weil diese großen Einfluß auf das Ergebnis ausüben.
- Bei der Schätzung der radioaktiven Exposition der Bevölkerung wurden geplante Katastrophenschutzmaßnahmen berücksichtigt.

**Tab. 6: EU-Schadensschätzungen externer Kosten durch Reaktorunfälle**

	Source Term			
	Source Term 2	Source Term 21	Source Term 22	Source Term 23
Total health costs (mECU)	54.000	11.000	2.000	300
Food ban costs (mECU)	28.000	6.000	1.000	60
Evacuation and relocation costs (mECU)	1.500	100	10	10
Other Costs	NQ	NQ	NQ	NQ
Sub-Total (mECU)	83.000	17.000	3.000	400
Core melt probability	$5 \times 10^{-5}$	$5 \times 10^{-5}$	$5 \times 10^{-5}$	$5 \times 10^{-5}$
Conditional probability	0,19	0,19	0,19	0,81
Sub-Total (mECU/kWh)	0,1	0,02	0,004	0,002
Total (mECU/kWh)	NQ	NQ	NQ	NQ

Quelle: European Commission, 1994, S.169.

Im Vergleich zu den früheren Studien haben sich die zugrundegelegten Eintrittswahrscheinlichkeiten von Kernschmelzunfällen verringert. Zudem wird nicht mehr die Tschernobyl-Katastrophe als Referenzfall für den Unfallverlauf herangezogen, sondern mit anlagenspezifischen Unfall- und Ausbreitungsmodellen gearbeitet, die durchweg deutlich weniger Krebserkrankungen ermitteln als die früheren Studien. Ein ungelöstes Problem bleibt jedoch nach wie vor die adäquate Behandlung

von Risikoaversion in Schadensbewertungen. So wird in der EU-Studie eingeräumt, daß die Ergebnisse der Risikobewertung durch Laien um zwei Zehnerpotenzen über der Expertenbewertung liegen können. Aufgrund der Unterschiedlichkeit der Beurteilungsmaßstäbe läßt sich dabei keine generelle Aussage über *die* richtige Risikobewertung treffen. Der Risikobegriff der Experten ist rein technisch bestimmt, der Risikobegriff der Laien dagegen stärker politisch-psychologischer Natur; er beinhaltet u.a. Faktoren wie das Vertrauen in die politische Handhabbarkeit von Großtechnologien. Als dürftig erweist sich das empirische Material zur Risikoaversion bei Umweltrisiken: die meisten Studien greifen bislang auf Vergleiche zu Finanzmarktrisiken zurück.

Schätzungen der externen Kosten erneuerbarer Energien wurden im Rahmen der EU-Studie für Windenergie (Referenzanlagen in Großbritannien) sowie für Wasserkraft (Referenzanlagen in Norwegen und Frankreich) durchgeführt. Die Ergebnisse der Untersuchungen sind in Tabelle 7 dargestellt. Bei Windanlagen schlagen vor allem visuelle Beeinträchtigungen des Landschaftsbildes und Lärm zu Buche. Diese Belastungen sind in hohem Maße anlagenspezifisch. Bei einer umsichtigen Planung der Anlage, einschließlich ihrer Einbettung in die Landschaft, sind die Kosten der Windenergie vernachlässigbar. Ein relevantes Ausmaß können externe Kosten erreichen, wenn Turbinen in direkter Nachbarschaft von nationalen Naturdenkmälern oder in Siedlungen aufgestellt werden.

Aus den beschriebenen Beispielen wird ersichtlich, daß die Hoffnung unrealistisch ist, in absehbarer Zeit zu einem Konsens über *die* Höhe der externen Kosten der Energieerzeugung zu gelangen. Zwar suggeriert die Strategie der „ökologischen Wahrheit“ der Preise, daß es eine Art objektiver Wahrheit geben kann. Schätzungen von externen Kosten der Energieerzeugung basieren jedoch auf subjektiven Werturteilen und Annahmen, so daß sich auf der Basis unterschiedlicher Annahmen sehr unterschiedliche, *subjektive Wahrheiten* ermitteln lassen. Um weitere Fortschritte bei der Quantifizierung externer Kosten erzielen zu können, wird es notwendig sein, die *Annahmen* deutlicher als bisher *offenzulegen*.

**Tab. 7: EU-Schätzungen der externen Kosten von Windenergie und Wasserkraft**

Damage category	Fuel Cycle Damages (in mECU/kWh)			
	Wind Turbines		Hydropower	
	Delabole (UK)	Penrhyddlan (UK)	Sauda (Norway)	La Creuse (France)
Noise	1	0,07	neg.	neg.
Visual Amenity	NQ	NQ	2	NQ
Impacts of acid emissions	0,7	0,7	NQ	NQ
Global warming	0,2	0,2	NQ	NQ
Public accidents	0,09	0,09	NQ	NQ
Occupational accidents	0,3	0,3	>0,003	NQ
Ecosystems impacts	neg.	neg.	2	NQ
Direct agricultural impacts	neg.	neg.	0,01	NQ
Direct forestry impacts	0	0	0,0003	neg.
Impacts on water supply	0	0	0,008	NQ
Recreational	NQ	NQ	2	NQ
Sub-Total	2	1	2	NQ
Other impacts	NQ	NQ	NQ	NQ
Total	NQ	NQ	NQ	NQ

Quelle: European Commission, 1994, S.174.

Unabhängig von den dargestellten Differenzen stellt sich bei globalen Risiken wie etwa dem Treibhauseffekt und Kernschmelzunfällen die Frage nach akzeptablen Schadensobergrenzen und damit auch nach der Problemadäquanz ökonomischer Optimierungsmodelle. So wird die Verwendbarkeit von Schadenskostenschätzungen als Entscheidungsgrundlage für eine Optimierung von Kosten und Nutzen des Klimaschutzes von Ökonomen zunehmend bezweifelt. Während nämlich eine Monetarisierung prinzipiell beliebig hohe Schäden zuläßt und die Substituierbarkeit von Naturgütern unterstellt, handelt es sich beim Treibhauseffekt um eine Situation, in der unsichere, irreversible Schäden bewertet werden müssen, die eine Gefahr für das gesamte globale Ökosystem darstellen. Ökonomisch ausgedrückt kann eine Klimakatastrophe somit unendlich teuer werden. Um angesichts dieses Risikos das maximale Bedauern möglichst gering zu halten (Minimax-Regret-Regel), bleibt dem Ökonomen lediglich die *Minimierungsoption*, d.h. die Vermeidung katastrophaler Ereignisse zu möglichst niedrigen Kosten (Hediger, 1994, S. 319). Konsequenterweise sind nicht die *Schadenskosten*, sondern die *Vermeidungskosten* das *relevante Maß* für politisches Handeln (vgl. u.a. Spash, 1994, S. 33, Bernow/Biewald/Raskin, 1994, S. 388, Krause/Koomey/Olivier, 1994, S. 288 ff., Rennings, 1994, S. 83 ff., Blandow/Zittel, 1992, S. 65 ff.).

Tabelle 8 zeigt die Ergebnisse einer neueren Schweizer Studie von Infras und Prognos, bei der alternativ die Schadenskosten einer Klimaänderung (Spalte 2) sowie die Vermeidungskosten (Spalte 3) berechnet und dem aktuellen Energiepreis (Spalte 1) gegenübergestellt werden. Es zeigt sich, daß derzeit die Vermeidungskosten noch höher sind als die Schadenskosten. Für eine *Umverteilung von Umweltnutzungsrechten zugunsten späterer Generationen*, so muß man das Ergebnis interpretieren, existieren bislang noch relativ geringe Zahlungsbereitschaften. Die Kosten von Maßnahmen zur Verhinderung einer Klimaänderung sind aus der Sicht der heutigen Generation ~~geringer~~ als deren Nutzen. Das Beispiel zeigt, daß eine dauerhaft-umweltgerechte <sup>größer</sup> Entwicklung letztlich *Transferleistungen* an künftige Generationen beinhaltet, die sich ökonomisch nicht rechnen, solange der Nutzen lediglich anhand der Zahlungsbereitschaften der jetzt lebenden Generation gemessen wird.

Tab. 8: Kalkulatorische Energiepreiszuschläge und Risikozuschläge

Energiesystem / Energieträger	Aktuelle Energiepreise 1992	Kalkulatorische Energiepreiszuschläge Schweiz 1990		
		Schadenskosten (inkl. Treibhaus- effekt) inkl. vorgelagerte Prozesse	Schadenskosten, Vermeidungs- kosten Treib- hauseffekt inkl. vorgelagerte Prozesse	Schadenskosten ohne externe Kosten Treibhauseffekt inkl. vorgelagerte Prozesse
	(Rappen/kWh)	(Rappen/kWh)	(Rappen/kWh)	(Rappen/kWh)
<b>ERDGAS</b>				
Gebälse, Anlage 87 < 1MW	5	1,4 - 2,7	3,4 - 5,1	0,4 - 0,8
Low NO <sub>x</sub> 1990 < 0,1MW	5	1,3 - 27	3,4 - 5,0	0,3 - 0,6
<b>ERDÖL</b>				
Bestehende Anlage 1987	3,5	2,5 - 39	4,9 - 7,8	1,2 - 2,7
Low NO <sub>x</sub> , Neuanlage 1990	3,5	2,4 - 38	4,9 - 7,6	1,0 - 2,4
<b>ELEKTRIZITÄT</b>				
Laufkraftwerke Normalbetrieb	-/-	0,20 - 0,51	0,20 - 0,51	0,20 - 0,51
Speicherkraftwerke Normalbetrieb	-/-	0,50 - 1,4	0,50 - 1,4	0,50 - 1,4
Dampfturbinen-KW Heizöl S	-/-	6,7 - 98	12,5 - 19,8	3,2 - 7,5
Gas-Dampfturbinen-KW	-/-	3,7 - 6,8	8,5 - 12,7	1,2 - 2,9
Kernkraftwerke Normalbetrieb	-/-	0,33 - 3,3	0,6 - 1,4	0,2 - 0,5
Transport / Verteilung	-/-	0,02 - 0,05	0,02 - 0,05	0,02 - 0,05
Elektrizität Mix CH 90-91 ohne ext. Risikokosten	14,5	0,5 - 3,8	0,7 - 1,6	0,4 - 1,0

Quelle: Ott/Mashur et al., 1994, S. 132.

Auch bei der monetären Bewertung von Kernschmelzunfällen erscheint die Vergleichbarkeit mit Risiken anderer Energieträger eingeschränkt, soweit auf den *Schadenserwartungswert* als Risikokennziffer zurückgegriffen wird. Das sogenannte Restrisiko von Kernkraftwerken wird als Produkt aus Unfallwahrscheinlichkeit und Schadensausmaß gemessen. Im Fall von Reaktorunfällen nehmen beide Faktoren extreme Werte an. Das Schadensausmaß ist außerordentlich hoch, die Wahrscheinlichkeit außerordentlich gering. Durch die Verwendung von Erwartungswerten wird das hohe Schadensausmaß verschleiert. So liegen die berechneten externen Kosten in den vorliegenden Studien im Bereich von einigen Pfennigen oder Zehntelpfennigen pro erzeugter kWh Energie. Die berechneten Schadenskosten liegen dagegen meist in der Größenordnung von mehreren Billionen DM (Ewers/Rennings, 1995, S. 185 ff.). Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (SRU) hat in seinem Umweltgutachten 1994 deshalb darauf hingewiesen, daß die Verwendung von Erwartungswerten als Risikokennziffern eine Grenze findet, „wo einer der beiden Faktoren einen so extremen Wert annimmt, daß ihre Multiplikation keine problemadäquate Aussage mehr zuläßt und daher Übelabwägung auf dieser Grundlage nicht mehr möglich ist. In diesen Fällen sollten Eintrittswahrscheinlichkeit und Schadensausmaß als eigenständige Größen bewertet werden“ (SRU, 1994, Tz. 59). Es ist demnach unabhängig von der Eintrittswahrscheinlichkeit die Frage nach der Höhe maximal akzeptabler Schadensausmaße bzw. nach der Festlegung von Schadensobergrenzen zu stellen.

Einen höheren Internalisierungsdruck als die vorliegenden Monetarisierungsstudien erzeugen zur Zeit die nationalen und internationalen, teilweise in Konventionen und Reduktionszielen konkretisierten Erfordernisse des Klimaschutzes. Die politische Diskussion orientiert sich derzeit vor allem an solchen politisch-naturwissenschaftlich abgeleiteten *Zielgrößen* (z.B. CO<sub>2</sub>-Reduktion), in die ökonomische und technische Aspekte nur als *Randbedingung* in Form der Zumutbarkeit von Kosten eingehen. In dieser Situation ist es die Aufgabe der Monetarisierung, zu zeigen, daß Klima- und Umweltschutz nicht nur Kosten verursachen, sondern auch Kosten (der Umweltverschmutzung) *einsparen*. Angesichts der künftig notwendigen Anstrengungen gerade im vorsorgenden Umweltschutz werden monetäre Bilanzen von ansonsten unsichtbaren externen Kosten wohl auch weiterhin *unentbehrlich* bleiben.



## 4. Instrumente zur Internalisierung externer Kosten

### 4.1. Theoretische Grundkonzepte

Wie bereits dargelegt, werden aus ökonomischer Sicht Umweltprobleme als Knappheits- bzw. Allokationsprobleme interpretiert. Fehlende Märkte und Preise für Umweltgüter bewirken, daß die externen (sozialen) Kosten der Umweltnutzung nicht in das Entscheidungskalkül des Umweltnutzers eingehen. Auf externe Effekte beruhende Umweltprobleme lassen sich „lösen“, indem die externen Kosten internalisiert, d.h. zum Bestandteil des privaten Gewinn- bzw. Nutzenmaximierungskalküls gemacht werden.

Die theoretische Internalisierungsdiskussion ist geprägt von zwei Leitbildern, dem neoklassischen Konzept des Engländers Pigou und dem in der Tradition der „Chicago School“ stehenden Konzept des Amerikaners Coase.

- Der wohlfahrtstheoretische Ansatz von Pigou (vgl. Pigou, 1920) sieht eine Internalisierung externer Effekte in der Weise vor, daß diese - in monetären Einheiten bewertet - den Verursachern über staatlich gesetzte Preisaufschläge (Pigou-Steuern) angelastet werden. Dadurch, daß die steuerlich korrigierten Preisverhältnisse die „wahren“ volkswirtschaftlichen Knappheitsrelationen widerspiegeln, wird das wohlfahrtsoptimale Umweltschutzniveau realisiert.
- Als Reaktion auf den Internalisierungsansatz von Pigou entwickelte Coase seine dezentrale Verhandlungslösung. Coase (vgl. Coase, 1960) wies nach, daß die Existenz externer Effekte *nicht* direkt als Legitimation für staatliche Interventionen in den Marktprozeß herangezogen werden kann. Er zeigte, daß freiwillige Verhandlungen zwischen Verursacher und Geschädigtem eine effiziente Internalisierung externer Effekte bewirken können - vorausgesetzt die Eigentumsrechte an den Umweltgütern sind vollständig definiert und durchsetzbar und die mit der Verhandlung verbundenen Transaktionskosten (direkte Verhandlungskosten, Kosten der Spezifizierung, Durchsetzung und Überwachung von Eigentumsrechten) hinreichend klein, d.h. geringer als die durch die Verhandlung realisierbaren Nutzengewinne. Eine wesentliche ökonomische Erkenntnis des „Coase-Theorems“ besteht darin, daß die Ausgestaltung der Eigentumsrechte zwar verteilungspolitische, nicht jedoch allokationstheoretische Implikationen besitzt (Weimann, 1991, S. 26 ff.). Die spieltheoretische Betrachtung des Coase-Theorems weist darüber hinaus auf zwei weitere, implizit getroffene Annahmen hin: erstens, daß die Parteien im Besitz vollständiger Informationen sind, welcher eine strategische Nutzung privater Informationen ausschließt, und zweitens, daß eine für beide Seiten möglichst vorteilhafte Vereinbarung angestrebt wird (Weimann, 1991, S. 26 ff.).

Beide Konzepte können in der umweltpolitischen Praxis nicht als Leitbild herangezogen werden. So scheitert eine wohlfahrtsoptimale first best-Internalisierung im Sinne Pigous an unlösbaren Informationsdefiziten seitens des Staates sowie an Bewertungs- und Zurechnungsproblemen (vgl. Kap. 3). Auch die Coase'sche Lösung führt nur unter sehr restriktiven Voraussetzungen (z.B. geringe Transaktionskosten, keine privaten Informationen) zu einer effizienten Lösung, welche insbesondere im Fall vieler Umweltprobleme nicht erfüllt sind (Weimann, 1991, S. 31 ff.).

Aus pragmatischen Gründen muß in der umweltpolitischen Praxis der Anspruch auf eine optimale Internalisierung externer Effekte (im Sinne von Pigou) zugunsten einer staatlichen Festlegung des Umweltschutzniveaus aufgegeben werden. Gegenüber dem reinen Optimierungsmodell besteht vor allem der Vorteil, daß über ökologische Restriktionen umweltpolitische Ziele erreicht werden können, deren Einhaltung bei einer pareto-optimalen Internalisierung externer Effekte nicht garantiert werden kann. So bemerkt Bonus (1994a, S. 293): „Man erkennt, daß die Pigou-Tradition versagt, wenn in ökologischer Sicht Mindestanforderungen einzuhalten sind, die sich unabhängig von der Zahlungsbereitschaft des Publikums ergeben. Die Internalisierung externer Effekte ist dann der methodisch falsche Weg. Insoweit ist Umweltqualität tatsächlich *nicht käuflich*“.

## 4.2. Instrumente zur Internalisierung externer Effekte

Zur Umsetzung vorgegebener Umweltziele steht der Politik ein breites Spektrum an umweltpolitischen Instrumenten zur Verfügung. In der Regel erfolgt dabei eine Einteilung in ordnungsrechtliche Maßnahmen, welche über detaillierte Vorschriften das Umweltnutzungsverhalten beeinflussen, und in marktwirtschaftliche Instrumente, welche über den Marktmechanismus den Verbrauch knapper Umweltgüter steuern (Heister, 1992, S. 11).

### 4.2.1. Ordnungsrechtliche Maßnahmen

Die mit der Energiebereitstellung und dem Energieverbrauch verbundenen Umweltbelastungen werden unmittelbar durch Umweltgesetze und -verordnungen gesteuert; eine mittelbare Einflußnahme geht - insbesondere im Bereich der Elektrizitätswirtschaft - von den staatlich gesetzten energierechtlichen Rahmenbedingungen aus (siehe Kap. 4.2.3).

Zu den klassischen umweltpolitischen Instrumenten des Ordnungsrechts gehören Ge- oder Verbote in Form von *Inputauflagen*, *Technikvorschriften* und *Emissionsgrenzwerten*, welche überwiegend auf dem Weg behördlicher Einzelgenehmigungen bei den Umweltnutzern durchgesetzt werden. Beispielhaft hierfür ist das Bundes-Immissionsschutzgesetz (BImSchG) mit seinen zahlreichen Durchführungsverordnungen und Verwaltungsvorschriften. Mittels der Kombination von Techniknormen (z.B. Stand der Technik) und Emissionsstandards konnte die Freisetzung energiebedingter Luftschadstoffe wie Schwefeldioxid, Stickoxid oder Staub aus stationären Quellen erfolgreich

begrenzt werden. Beispielsweise sank die Gesamtemission von Schwefeldioxid in den alten Bundesländern vom Jahr 1970 um etwa 73 Prozent auf eine Million Tonnen im Jahr 1990 (Dreyhaupt, 1994, S. 1052). Ermöglicht wurde diese Reduktion fast ausschließlich durch den - von der Großfeuerungsanlagen-Verordnung vorgeschriebenen - Einsatz von Abgasentschwefelungsanlagen im Kraftwerksbereich, während Wirkungsgradverbesserungen nur unwesentlich zur Schwefeldioxid(SO<sub>2</sub>)-Reduktion beigetragen haben. Neben der vielbeklagten *ökonomischen Ineffizienz* pauschaler Auflagen besteht ein Kritikpunkt am Ordnungsrecht darin, daß sich *Technikregeln* sowie *Grenzwertfortschreibungen* im Rahmen von Dynamisierungsklauseln *an additiven Vermeidungstechniken orientieren*. Dies hat vor allem administrative Gründe, denn additive Vermeidungstechniken können von den Behörden einfacher kontrolliert werden als integrierte Techniken (Cansier, 1994, S. 646). Zudem kann deren Stand der Technik leichter ermittelt und fortgeschrieben werden als bei technisch komplexeren und betriebsangepaßten integrierten Verfahrensänderungen (Walter, 1989, S. 179). Der Nachteil additiver Techniken besteht jedoch darin, daß diese in der Regel schadstoffspezifisch ausgerichtet sind und häufig nur zu einer ökologisch bedenklichen intermediären Verlagerung von Umweltproblemen führen.

Aufgrund ihrer statischen Wirkung hinsichtlich umwelttechnischen Fortschrittes wird traditionellen ordnungsrechtlichen Auflagen eine mangelnde „ökologisch-vorsorgepolitische Effektivität“ zugesprochen (Hansmeyer/Schneider, 1990, S. 39). Auch die vom ökologischen und juristischen Standpunkt vielbeklagten Defizite im Bereich des antragsunabhängigen Vollzugs sind vorrangig in der Struktur des Ordnungsrechts selbst angelegt und Resultat der vollzugsabgeneigten Motivation der Anlagenbetreiber sowie der Vollzugsbehörden (vgl. Lübbe-Wolff, 1993).

Vor dem Hintergrund dieser Kritik werden in letzter Zeit verstärkt Ansätze zur Weiterentwicklung der ordnungsrechtlichen Umweltpolitik diskutiert. Darunter fallen auf dem Kooperationsprinzip aufbauende Maßnahmen der *Vollzugsflexibilisierung* (z.B. sogenannte normvertretende und normvollziehende Absprachen oder öffentlich-rechtliche Verträge) sowie Maßnahmen zur *Dynamisierung von Umweltstandards*, welche die dynamische Anreizwirkung sowie die Kalkulierbarkeit der ordnungsrechtlichen Umweltpolitik erhöhen (vgl. Hohmeyer/Koschel, 1995).

Ein neuer Weg im Ordnungsrecht wurde bereits mit der nur in einem inoffiziellen Entwurf von 1991 vorliegenden *Wärmenutzungs-Verordnung*<sup>1</sup> eingeschlagen, die als Verordnung zur Durchführung des BImSchG gemäß § 5 Abs. 2 geplant ist und im Rahmen der Umsetzung des nationalen CO<sub>2</sub>-Änderungsprogramms der Bundesregierung durchgeführt werden soll<sup>2</sup>. In §3 des

---

<sup>1</sup> Verordnung zur Regelung der Wärmenutzung und zur Änderung der Neunten und der Siebzehnten Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes; Entwurf (Stand: Dezember 1991), abgedruckt in ENERGIE SPEKTRUM, Mai 1992.

<sup>2</sup> Siehe hierzu den Nationalbericht der Bundesregierung für die Bundesrepublik Deutschland im Vorgriff auf Artikel 12 des Rahmenübereinkommens der Vereinten Nationen über Klimaänderungen, herausgegeben vom

Entwurfs werden bezugnehmend auf §5 Abs.1 Nr. 2 (Gebot zur Vorsorge gegen schädliche Umwelteinwirkungen) und §5 Abs.1 Nr. 4 (Wärmenutzungsgebot) des BImSchG den Betreibern wärmenutzungspflichtiger Anlagen die Pflicht zur anlageninternen Energienutzung, betriebsinternen Wärmenutzung sowie zur Wärmeabgabe an Dritte auferlegt. Entsprechende Maßnahmen nach dem Stand der Technik sind zu ergreifen, sofern sie verhältnismäßig und zumutbar sind, d.h. nach §5, Abs.1 des Entwurfs: wenn die *Amortisationsdauer der Maßnahmen kleiner als die Nutzungsdauer der wärmenutzungspflichtigen Anlagen* ist und keine anderen, nachweisbar wesentlichen Gründe entgegenstehen. Zudem müssen wärmenutzungspflichtige Betriebe mit einem Betriebsumfang von mindestens 2000 MWh/a Wärmenutzungskonzepte mit detaillierten Angaben zur betrieblichen Energie- und Wärmenutzung erstellen. Wärmenutzungskonzepte stellen eine „planerische Optimierung des Energieflusses eines Betriebes“ dar mit dem Ziel, „die durch den Energieverbrauch verursachten Schadstoffemissionen so weit wie möglich und für den Betreiber zumutbar zu verringern“ (Kaschenz/Glatzel, 1994, S. 31).

In der stärkeren Anwendung ökonomischer Kriterien im Vollzug anstelle von anlagen- und grenzwertbezogenen Einzelschriften hebt sich die Wärmenutzungs-Verordnung grundsätzlich positiv von dem traditionellen Ordnungsrecht ab (Kohlhaas/Praetorius, 1994, S. 46). Sie stellt in erster Linie ein Instrument dar zur Beseitigung von

- Hemmnissen zur Nutzung betriebswirtschaftlich rentabler Maßnahmen zur Energieeinsparung, die aufgrund zu kurzer Zeithorizonte und zu hohen Amortisationserwartungen der Unternehmen in Verbindung mit unvollkommenen Kapitalmärkten nicht durchgeführt werden (siehe hierzu DIW - Wochenbericht, 1995, S. 287);
- Informationsmängeln und Wissensdefiziten bezüglich bestehender technischer Möglichkeiten zur rationellen Energienutzung und zur Nutzung industrieller Abwärme. Insofern kann die Verordnung als Ergänzung zur Internalisierung externer Kosten angesehen werden, da Inflexibilitäten und Informationsmängel durch Preismaßnahmen allein nicht beseitigt werden können (siehe auch Kap. 4.2.3.).

Nach Schätzungen könnten durch die Wärmenutzungs-Verordnung bis zum Jahr 2005 in den alten Bundesländern rund 50 Millionen Tonnen Kohlendioxid eingespart werden, davon allein ca. 30 Millionen Tonnen im Sektor Industrie durch den verstärkten Einsatz von rationeller Energie- und Wärmenutzung und rund 7,5 Millionen Tonnen in der Stromwirtschaft durch Effizienzsteigerungen bei fossilen Kraftwerken (Enquete-Kommission, 1995a). Demnach bestehen erhebliche *wirtschaftliche* Potentiale zur CO<sub>2</sub>-Minderung, welche unter den derzeitigen staatlichen

---

Bundesumweltministerium. Der dort angekündigte und von der Bundesregierung noch für das Jahr 1993 geplante Kabinettsbeschluss zur Umsetzung der Wärmenutzungs-Verordnung blieb allerdings bisher aus und wird vermutlich auch zunächst nicht erfolgen (siehe Kap. 4.2.2, Punkt D).

Rahmenbedingungen von den Unternehmen nicht erschlossen werden. Um diese Potentiale zu erschließen, scheint eine Kombination von ordnungsrechtlichen und marktwirtschaftlichen Instrumenten erforderlich zu sein.

Aus ökonomischer Sicht ist kritisch anzumerken, daß die Wärmenutzungs-Verordnung - obwohl vor dem Hintergrund des Ziels der Verminderung energiebedingter CO<sub>2</sub>-Emissionen konzipiert - keinen direkten Einfluß auf den Brennstoffmix oder auf das Produktionsverfahren ausübt (Kohlhaas/Praetorius, 1994, S. 46). Kritiker der Wärmenutzungs-Verordnung sehen zudem die Gefahr, daß wichtige andere Investitionen mit höheren Kapitalverzinsungen verdrängt werden und infolgedessen langfristig die internationale Wettbewerbsfähigkeit der Unternehmen sinkt (Enquete-Kommission, 1995a).

#### 4.2.2. Ökonomische Anreizinstrumente

Zu den ökonomischen Anreizinstrumenten im engeren Sinn gehören Abgaben und Zertifikate, welche Märkte für Umweltnutzungsrechte implementieren und über den marktlichen Allokationsmechanismus zur Internalisierung externer Effekte beitragen, sowie Haftungsregeln. Im weiteren Sinn können auch Selbstverpflichtungen und Kompensationslösungen zum ökonomischen Instrumentarium gezählt werden, da diese zur Flexibilisierung der Emissionsstruktur beitragen. Der Einsatz ökonomischer Instrumente eignet sich insbesondere im Fall großräumig wirkender Schadstoffe, die zu Summations- und Akkumulationsschäden führen und daher eine umweltpolitische Steuerung der Gesamtemissionen erfordern (Cansier, 1994). Innerhalb des politisch vorgegebenen Rahmens aus Emissions- und Immissionsstandards werden über den Marktmechanismus eine effiziente Allokation der Umweltnutzung herbeigeführt (Kosteneffizienz) und Anreize zu emissionsenkenden bzw. effizienzsteigernden Innovationen gegeben.

Ökonomische Instrumente wurden in das bundesdeutsche Umweltrecht bisher nur ansatzweise in Form der Abwasserabgabe, des Umwelthaftungsrechts und der Kompensationsregel der TA-Luft aufgenommen. Ihre geringe politische Akzeptanz seitens der Umweltnutzer läßt sich u.a. damit begründen, daß ökonomische Instrumente durch die Kostenanlastung nach dem Verursacherprinzip mit größeren Einkommensumverteilungen verbunden sind. Zudem entfallen die beim Ordnungsrecht bestehenden Verhandlungsspielräume auf der Vollzugsebene. Seitens der staatlichen Entscheidungsträger wird die Auflagenpolitik zum einen aufgrund ihrer Sichtbarkeit und Zurechenbarkeit präferiert (Gawel, 1992, S. 275). Zum anderen können bei einer ordnungsrechtlichen Steuerung umweltpolitische Verantwortlichkeiten eher vom Gesetzgeber auf Verwaltung und Rechtsprechung abgewälzt werden, während hingegen bei einer systematischen Mengensteuerung mittels ökonomischer Instrumente Zielverletzungen und Politikversagen von der Öffentlichkeit leichter erkannt werden können (Cansier, 1994, S. 646 f.).

## A Umweltabgaben

Lenkungsabgaben gehen auf das Konzept des Standard-Preis-Ansatzes von Baumol/Oates (1971) zurück und führen im theoretischen Idealfall über den Ausgleich der Grenzvermeidungskosten zur kosteneffizienten Realisierung der staatlich gesetzten Umweltziele. Beim Standard-Preis-Ansatz werden „nur noch“ staatliche Informationen über die gesamtwirtschaftlichen Grenzvermeidungskosten, nicht aber - wie bei Pigou - über die Grenzschadenskurve benötigt. Da in der Realität die Behörden im allgemeinen aber auch unvollständige Informationen bezüglich der Vermeidungskosten der Akteure besitzen, treten bei Abgabenslösungen Lenkungsunsicherheiten auf, die die ökologische Treffsicherheit des Instruments gefährden. Der Einsatz von Umweltabgaben bietet sich dort an, wo auf die exakte Einhaltung einer mengenmäßigen Zielvorgabe verzichtet werden kann. Spielraum für Umweltabgaben besteht daher vor allem im Bereich der Summations- und Akkumulationsschäden, denen u.a. auch der Treibhauseffekt zugerechnet wird. Die Klimapolitik wird von der Rechtsprechung dem Bereich der Risikovorsorge zugeordnet, so daß geringere Anforderungen an die ökologische Treffsicherheit gestellt werden. Dies macht den Einsatz von Abgaben in diesem Bereich rechtlich möglich (Cansier, 1994, S. 644 f.).

Die in der Diskussion stehenden Umweltabgaben-Konzepte unterscheiden sich insbesondere hinsichtlich der Ansatzstelle und der Mittelverausgabung.

### Ansatzstelle

Unter Effizienzgesichtspunkten sollte die Steuerbemessungsgrundlage unmittelbar an dem Tatbestand ansetzen, der die externen Kosten verursacht, das heißt an den Emissionen (Kohlhaas/Welsch, 1995, S. 47). Alle davon abweichenden Abgabenkonzepte sind aus Sicht des Standard-Preis-Ansatzes mit ökonomischen Effizienzeinbußen verbunden. Trotzdem stehen derzeit unterschiedliche Formen der Energiebesteuerung im Brennpunkt der Abgabendiskussion, und zwar aus den folgenden steuerpragmatischen und ressourcenpolitischen Gründen:

- Der Vorteil einer *pauschalen Energiesteuer* (siehe DIW, 1994 oder Görres et al., 1994) gegenüber Emissionssteuern wird darin gesehen, daß diese - zu vertretbaren administrativen und meßtechnischen Kosten - einen Beitrag zur Internalisierung der externen Kosten der Energieversorgung *auf breiter Ebene* leisten kann. Insbesondere soll eine steuerlich bedingte Wettbewerbsverbesserung der Kernenergie und somit eine diskriminierende Internalisierung vermieden werden (siehe Kap. 4.2.2., Punkt C).
- Dabei wird der Energiegehalt als Näherungsgröße für die Summe der zahlreichen energiebedingten Schäden herangezogen (vgl. Kohlhaas/Welsch, 1995, S. 48). Zudem wird vor dem Hintergrund des Leitbilds einer nachhaltigen Entwicklung die ressourcenpolitische Wirkung einer Energiesteuer befürwortet. Eine Bewertung der allgemeinen Energiesteuer nach dem ökonomischen Effizienzkriterium ist allerdings nicht durchführbar, solange von der

Umweltpolitik keine konkreten Reduktionsziele für die energiebedingten Emissionen vorgegeben sind. Dabei ist offensichtlich, daß eine simultane Realisierung mehrerer Ziele mit nur einem einzigen Instrument ohnehin nicht erfolgreich sein kann - insofern darf die ökologische Effektivität einer pauschalen Energiesteuer nicht überschätzt werden (vgl. hierzu Hohmeyer et al., 1995).

- Als Alternative zur pauschalen Energiesteuer wird die *schadstofforientierte Energiesteuer* diskutiert. Mit dieser läßt sich ein vorgegebenes Schadstoff-Reduktionsziel zu vergleichsweise geringeren volkswirtschaftlichen Kosten erreichen als unter einer pauschalen Energiesteuer, da nun auch Brennstoffsubstitutionsmaßnahmen effizient zum Einsatz kommen. Die durch Substitution von kohlenstoffreichen (Kohle, Öl) durch kohlenstoffärmere Brennstoffe (Gas) zu erschließenden CO<sub>2</sub>-Reduktionspotentiale sind zwar begrenzt; Brennstoffsubstitutionsprozesse stellen jedoch eine „mittelfristige“ Übergangslösung auf dem Weg zu einer nachhaltigeren Energienutzung dar (Altner et al., 1995, S. 116). Insbesondere sind die Effizienzverluste einer CO<sub>2</sub>-orientierten Energiesteuer gegenüber einer CO<sub>2</sub>-Emissionssteuer gering, da - unabhängig von der eingesetzten Technologie - der Kohlenstoffgehalt der Brennstoffe mit den bei der Verbrennung entstehenden CO<sub>2</sub>-Emissionen praktisch linear korreliert. Zudem existieren bei dem derzeitigen Stand der Technik auch keine volkswirtschaftlich erwünschten Kohlendioxidabscheide- oder -entsorgungstechnologien, die durch eine Energiesteuer diskriminiert werden könnten. Die technischen und administrativen Probleme einer direkten CO<sub>2</sub>-Emissionsmessung an der Quelle wären dagegen immens.
- EU-rechtliche Gründe (Importdiskriminierungsverbot Art. 95 EG-Vertrag) sind zudem ausschlaggebend dafür, daß bei einem nationalen Alleingang aus Gründen des internationalen Wettbewerbs von einer Primärenergiebesteuerung zugunsten der Besteuerung von Endenergie (Elektrizität und Mineralölprodukte) Abstand genommen werden muß. Dabei entfallen jedoch in diesen Bereichen Anreize zur Erhöhung der Umwandlungseffizienz (Kohlhaas/Welsch, 1995, S. 48).

### **Mittelverausgabung**

Fragen der finanzrechtlichen Ausgestaltung von Umweltabgaben sowie der Verwendung des Abgabenaufkommens spielen im Rahmen der ökonomischen Internalisierungsdiskussion keine Rolle. Diese konzentriert sich primär auf Allokationsfragen und klammert die Verteilungsproblematik in aller Regel aus.

Aus umweltpolitischer Sicht wäre es zweifellos wünschenswert, wenn das Abgabenaufkommen für zusätzliche umweltpolitische Maßnahmen zur Verfügung stünde. Abgesehen von finanzwissenschaftlichen Bedenken gegenüber einer Zweckbindung bzw. gegenüber Sonderabgaben wäre eine weitere Erhöhung der Staats- und Abgabenquote jedoch politisch kaum konsensfähig (vgl. Nagel, 1993, Hansjürgens, 1992). Der politische Widerstand, der bei der Einführung neuer Abgaben zu durchbrechen ist, resultiert vor allem aus der geänderten Kostenbelastung der

Unternehmen: Im Vergleich zu ordnungsrechtlichen Auflagen, bei denen die zulässigen Restemissionen kostenfrei sind, müssen die Unternehmen bei Umweltabgaben zusätzlich zu den Vermeidungskosten die Abgabenlast für ihre nicht vermiedenen Emissionen zahlen. Die einzelbetriebliche Kostenbelastung ist daher auf den ersten Blick unter einem das Verursacherprinzip konsequent umsetzenden Abgabenregime höher als bei einer äquivalenten ordnungsrechtlichen Reglementierung. Es läßt sich jedoch zeigen, daß die höhere technische Flexibilität, die den Unternehmen durch Umweltabgaben im Vergleich zu technikbindenden ordnungsrechtlichen Vorgaben gewährt wird, auch zu einzelbetrieblichen Kostensenkungen führen kann (siehe hierzu Gawel, 1994a, S. 56).

Am Konzept der Abgabe wird seitens der Wirtschaftsverbände folglich kritisiert, daß das (in der Regel) positive Abgabenaufkommen zu einem Ressourcen- bzw. Kaufkrafttransfer der Privaten an den Staat führe, der sowohl ökonomisch als auch ökologisch kontraproduktiv sei. Beklagt wird in dem Zusammenhang zum einen, daß ein weiterer Anstieg der Abgabenquote zu einer Schwächung der internationalen Wettbewerbsposition der deutschen Industrie führen würde (ökonomisches Gegenargument), zum anderen, daß durch die Abgabenbelastung gerade nötige Investitionsmittel für Umweltschutzinvestitionen entzogen würden (ökologisches Gegenargument). Während ersteres Argument im Rahmen von aufkommensneutralen Steuerreformkonzepten, wie sie derzeit diskutiert werden, einen erheblichen Teil seiner Sprengkraft verloren hat, läßt sich letzterem Argument entgegenhalten, daß durch die Internalisierung externer Kosten bzw. die steuerliche Preiskorrektur überhaupt erst Anreize geschaffen werden, Umweltschutzinvestitionen zu tätigen (Kohlhaas/Praetorius, 1994, S. 48). Ohne eine steuerliche Belastung der Restverschmutzung würde zudem die dynamische Anreizwirkung der Umweltabgabe praktisch aufgehoben. Zur Diskussion sollte daher nicht das Konzept der Abgabe an sich, sondern vielmehr der flankierende Einsatz verteilungs- und wirtschaftspolitischer Instrumente wie Abschreibungsvergünstigungen oder Subventionen gestellt werden. Dabei ist jedoch zu beachten, daß dem abgabeninduzierten Lenkungs- und Struktureffekt nicht entgegengewirkt wird.

## **B Umweltzertifikate**

Bei dem Konzept der Umweltzertifikate werden in Höhe der politisch gesetzten ökologischen Standards Umweltnutzungsrechte ausgegeben, über deren Handel sich eine kosteneffiziente Allokation einstellt. Derartige in der Coase-Tradition stehende Mengenzuweisungen sind dual zu den zuvor diskutierten Preislösungen: Während bei ersteren die Preise variieren und die Menge fix ist, sind bei letzteren genau umgekehrt die Preise fest und die Umweltnutzung variabel (Bonus, 1994b, S. 1). Der entscheidende Vorteil von Mengenzuweisungen besteht darin, daß ökologische Ziele auch dann sicher eingehalten werden können, wenn Informationsdefizite der Behörden hinsichtlich der Grenzvermeidungskostenverläufe bestehen. Zwar werden in jüngster Zeit - vor allem als Reaktion auf die drohende CO<sub>2</sub>-/Energiesteuer sowie aufgrund der positiven Erfahrungen in den USA - auch



seitens einzelner Wirtschaftsverbände Lizenzsysteme befürwortet. Die bisher geringe politische Akzeptanz für Umweltlizenzen läßt sich jedoch u.a. auf folgende Aspekte zurückführen:

- Die praktische Umsetzung von Zertifikatelösungen erfordert einen Konsens bezüglich des zu wählenden *Zuweisungsverfahrens der Emissionsrechte* an die Emittenten. Da der Zuteilungsmodus die individuell zu tragenden Kostenbelastungen bestimmt, treten Verteilungskonflikte von höchster Brisanz auf, die insbesondere im internationalen Kontext kaum lösbar erscheinen. So wird beispielsweise im Bereich der CO<sub>2</sub>-Zertifikate eine Zuweisung nach der Bevölkerungszahl oder invers zu bereits kumulativ freigesetzten CO<sub>2</sub>-Emissionen ebenso diskutiert wie die Versteigerung oder kostenlose Zuteilung („grandfathering“) an die Emittenten (Blank/Ströbele, 1994, S. 556). Auf nationaler Ebene ist das Bestandsschutz gewährende „grandfathering“ zweifellos politisch am ehesten durchzusetzen; es verstößt jedoch gegen das Verursacherprinzip und bevorteilt systematisch Altemittenten bzw. altindustrielle Regionen. Zudem führt es im Vergleich zur Auktionsalternative zu einem geringeren Marktvolumen, wodurch die ökonomische Funktionstüchtigkeit des Zertifikatesystems tendenziell eingeschränkt wird (Endres/Schwarze, 1994, S. 183 ff.).
- Der Zertifikatekurs, d.h. der Preis für die Umweltnutzungen, ist für den Umweltnutzer *ex ante nicht kalkulierbar*. Damit werden auch die Möglichkeiten von Interessenverbänden beschränkt, im Vorfeld der Gesetzgebung einen direkten politischen Einfluß auf die Höhe des Umweltnutzungspreises nehmen zu können. Zudem befürchten die Verursacher, daß Erfolge bei der Reduktion von Schadstoffen den Staat dazu veranlassen, eine weitere Verschärfung des ökologischen Rahmens, z.B. über eine Abwertung der Zertifikate, durchzusetzen.
- Die konkreten Modellvarianten für Lizenzen unterscheiden sich vor allem im Hinblick darauf, inwieweit der räumliche Aspekt der Verschmutzungsrechte berücksichtigt wird (siehe Reh binder, 1994, S. 94 ff.). Insoweit kann ein *Zielkonflikt zwischen ökologischer und ökonomischer Funktionsfähigkeit* auftreten. Zwar sind Zertifikatesysteme grundsätzlich dazu geeignet, ein globales Emissionsziel sicherzustellen. Je stärker jedoch zur Vermeidung von Belastungsschwerpunkten („hot spots“) der Aspekt der räumlichen Äquivalenz der Umweltbelastungen berücksichtigt werden muß, desto stärker muß das Modell räumlich differenziert werden. Mit der Größe des Lizenzmarktes sinkt auch das auszuschöpfende ökonomische Einsparpotential aus den unterschiedlichen Grenzvermeidungskostenverläufen (Endres, 1994b, S. 18 ff.). Zudem verschlechtern sich die Marktgängigkeit der Emissionsrechte und die administrative Praktikabilität. Die ökonomische Funktionsfähigkeit wird somit generell abgeschwächt. Der Einsatz von Zertifikaten erscheint daher als besonders vielversprechend für Luftschadstoffe mit globaler Wirkung wie Klimagase, für die keine umfangreichen Immissionsschutzvorschriften existieren.

Während sich in Europa - die Schweiz ausgenommen - Umweltlizenzen bis heute im politischen Prozeß nicht durchsetzen ließen, werden in den USA bereits zwei Lizenzmodelle in der umweltpolitischen Praxis erprobt. Das im Rahmen der 1990er Novelle des Clean Air Act

eingeführte Acid Rain-Programm institutionalisiert ein nationales Lizenzsystem für SO<sub>2</sub>-Emissionen. Ziel des Programms ist es, über einen Handel mit SO<sub>2</sub>-Zertifikaten die SO<sub>2</sub>-Emissionen aus Kraftwerken der öffentlichen und privaten Elektrizitätsversorgung effizient zurückzuführen und einen Beitrag zur Verringerung des sauren Regens zu leisten. In der ersten Programmphase, die Anfang 1995 begonnen hat und bis zum Jahr 2000 dauert, werden die 110 größten Kraftwerke an der Ostküste und im Mittleren Westen in das Programm aufgenommen; ab 2000 erfolgt eine landesweite Ausweitung des Programms (siehe hierzu Endres/Schwarze, 1994). Zwei weitere ausländische Lizenzmodelle sind das Anfang 1994 in Kraft getretene kalifornische RECLAIM-Programm zur Reduktion kleinräumiger Schadstoffkonzentrationen von Stickoxid (NO<sub>x</sub>) und SO<sub>2</sub> (Smog) sowie der nach amerikanischem Vorbild konzipierte schweizerische Emissionshandel in der Region Basel, der eine kostengünstige Umsetzung kantonaler Grenzwerte im Bereich NO<sub>x</sub> und flüchtiger Kohlenwasserstoffe (VOC) ermöglichen soll.

Während von der U.S. Environmental Protection Agency die Anwendung des Acid-Rain-Programms bereits jetzt als voller Erfolg bewertet wird, da sich der Handelswert der Gutscheine als einen Bruchteil des Wertes herausstellte, der zuvor auf Basis von Vermeidungskostenschätzungen berechnet wurde (siehe FAZ vom 28.12.1994) und auch die Erfolgsaussichten des RECLAIM-Programms als „günstig“ beurteilt werden (Fromm/Hansjürgens, 1994, S. 223), konnte sich beim Basler Emissionshandel bisher kein funktionstüchtiger Lizenzmarkt ausbilden (vgl. Staehelin-Witt/Spillmann, 1994). Am schweizerischen Beispiel wird besonders deutlich, wie entscheidend die jeweils bestehenden umweltpolitischen Rahmenbedingungen für den Erfolg oder Mißerfolg eines Lizenzmodells in der Praxis sein können.

In beiden amerikanischen Programmen wurde aus pragmatischen Gründen eine Zuteilung nach dem „grandfathering“ gewählt, wobei zahlreiche Ausnahmeregelungen und Sonderzuteilungen politischen Sonderinteressen Rechnung tragen bzw. der Unterstützung anderer umweltpolitischer Zielsetzungen (z.B. der Energieeinsparung) dienen (Endres/Schwarze, 1994, S. 144 ff.). Die EPA rechnet mit Kosteneinsparungen aus dem Acid Deposition-Programm von jährlich 1 bis 2 Mrd. US-\$ (Wasmeier, 1992, S. 220); die durch das RECLAIM-Programm eingesparten Kosten gegenüber einem ordnungsrechtlichen Vorgehen werden von 1994 bis 1999 auf jährlich durchschnittlich 42 Prozent veranschlagt (Fromm/Hansjürgens, 1994, S. 222).

### **C Haftungsrechtliche Regelungen**

Neben den klassischen ökonomischen Instrumenten wie Umweltabgaben und -zertifikaten stellt das Umwelthaftungsrecht eine Internalisierungsstrategie dar, die bei idealen Modellbedingungen durch die Verpflichtung des Verursachers zum Schadensersatz zur optimalen Schadensvermeidung führt (siehe z.B. Endres, 1994a, Cansier, 1993 oder Hemmelskamp/Neuser, 1993).

Indem die mit Stör- und Unfällen oder dem Normalbetrieb von Anlagen verbundenen Umweltrisiken in den Preisrelationen und damit im Kostenkalkül der Unternehmen ihren Niederschlag findet, entsteht für die Unternehmen ein Anreiz zur Schadensvermeidung, der sich im Gegensatz zu den zuvor diskutierten ökonomischen Instrumenten auch auf bisher nicht reglementierte Emissionen bezieht. Die Stärke des Haftungsrechts gegenüber Umweltabgaben und -zertifikaten liegt vor allem in seiner kontextspezifischen Wirkung und zeigt sich, wenn der staatliche Entscheidungsträger noch keine gesicherten Informationen über potentielle Schäden und Risiken besitzt. Für die Präventionswirkungen in der Praxis ist entscheidend, wie das haftungsrechtliche Instrumentarium ausgestaltet ist, insbesondere, welche Haftungsprinzipien (Verschuldens- oder Gefährdungshaftung) zur Geltung kommen. Während bei der *Verschuldenshaftung* lediglich Anreize zur Einhaltung des gesetzlich vorgeschriebenen Sorgfaltsstandards gegeben werden, entbindet bei der *verschuldensunabhängigen Gefährdungshaftung* eine öffentlich-rechtliche Genehmigung zum Betrieb einer Anlage nicht von der Verantwortung für Umweltschäden. Der Einsatz von neuen Techniken, welche unabhängig vom rechtlichen Sorgfaltsstandard die Eintrittswahrscheinlichkeit von Schäden und damit die erwarteten Schadensersatzzahlungen reduzieren können, gewinnt damit an Bedeutung. Die Gefährdungshaftung bietet im Vergleich zur Verschuldenshaftung auch größere Anreize zur Forschung über die Emissionsentstehung und Schadenswirkung (vgl. Cansier, 1993, S. 257 ff.).

Für die Internalisierungswirkung des geltenden Haftungsrechts spielt das Problem des Kausalitätsnachweises eine bedeutende Rolle. So liegt einer der Gründe für das Versagen des Haftungsrechts im Umweltschutz darin, daß die meisten Umweltschäden Langzeit-, Summations- und Distanzschäden darstellen, bei denen die verursachergerechte Zurechenbarkeit scheitert (Kirchgässner, 1992). Dies gilt insbesondere für viele Schäden aus dem Bereich der Energieversorgung, beispielsweise die Versauerung von Ökosystemen oder den Treibhauseffekt. Eine Präventionswirkung könnte hier nur durch die Errichtung von kollektiven Schadensfonds, die von dem Verursacherkollektiv mitzufinanzieren sind, aufrechterhalten werden (SRU, 1994, S. 219).

Das Problem der individuellen Zurechenbarkeit stellt sich im Bereich der Kernkraft dagegen nicht. Gemäß dem Atomgesetz von 1985 haften Inhaber kerntechnischer Anlagen im Rahmen einer Gefährdungshaftung. Deren Internalisierungswirkung wird vom Gesetzgeber jedoch stark abgeschwächt, da sich die geforderte Deckungsvorsorge im Rahmen der privaten Versicherung zur Zeit auf 500 Mio. DM beschränkt. Eine Verschärfung des Haftungsrechts, z.B. durch eine Aufstockung der Deckungssumme, könnte zu einer Erhöhung des „Sorgfaltniveaus“ beim Betrieb bestehender Kernkraftwerke beitragen - im Gegensatz zu einer Steuer auf Inputs (z.B. Uran) bzw. Energie, welche lediglich das Aktivitätsniveau der nuklearen Stromproduktion bzw. die Entsorgungslasten vermindern würden (vgl. Ewers/Rennings, 1992, Enquete Kommission 1995b).

## D Freiwillige Selbstverpflichtungen der Wirtschaft

Freiwillige Selbstverpflichtungen stellen regulative (normvertretende bzw. normersetzende) Absprachen zwischen staatlichen Stellen und Wirtschaftsverbänden dar, die den (meist bereits für den Fall des Scheiterns der Verhandlungen angedrohten) Erlaß einer schärferen Gesetzgebung oder Rechtsverordnung erübrigen (Kloepfer, 1991, S. 740). Grundsätzlich lassen sich derartige umweltpolitische Kooperationslösungen als Tauschgeschäfte interpretieren, bei denen sich die Industrie zu einem bestimmten umweltfreundlichen Verhalten verpflichtet und der Staat als Gegenleistung auf eine normative Festschreibung dieses gewünschten Verhaltens verzichtet (Murswiek, 1988, S. 988). Häufig angeführte Motive für den Abschluß freiwilliger Selbstverpflichtungen sind u.a. die Vermeidung eines Gesetzgebungsverfahrens mit unsicherem Ausgang, die schnellere Umsetzung umweltpolitischer Ziele, die höhere Effizienz bei freier Mittelwahl, die Reduktion des Verwaltungs- und Kontrollaufwandes und von Rechtsstreitigkeiten sowie der Flexibilitätsgewinn aufgrund der Unverbindlichkeit der Zielvorgaben (Kohlhaas/Praetorius, 1994, S. 51 ff.). Ein besonderer Vorteil freiwilliger Selbstverpflichtungen im Rahmen der Umsetzung nationaler Emissionsziele wird darin gesehen, daß die entsprechenden Emissionsreduktionsquoten unter Berücksichtigung der jeweiligen Besonderheiten der einzelnen Branchen festgelegt werden können (Rentz, 1995, S. 183).

Jüngstes Beispiel für ein freiwilliges Selbstverpflichtungsabkommen ist die Erklärung der deutschen Wirtschaft an die Bundesregierung vom 10. März 1995, welche anläßlich der 1. Vertragsstaatenkonferenz der Klimarahmenkonvention abgeschlossen wurde. Anknüpfend an das Initiativpapier der deutschen Wirtschaft von 1991 verpflichtet sich hierin die deutsche Wirtschaft dazu, „besondere Anstrengungen zu unternehmen, ihre spezifischen CO<sub>2</sub>-Emissionen bzw. den spezifischen Energieverbrauch bis zum Jahr 2005 (Basis 1987) um bis zu 20 Prozent zu verringern“ (BDI, 1995, S. 2). Als Gegenleistung erwarten die Industrieverbände, daß die Bundesregierung „dieser Privatinitiative Vorrang vor ordnungsrechtlichen und fiskalischen Maßnahmen einräumt“ (BDI, 1995, S. 2). Die Bundesregierung wertet dieses Angebot als Schritt in eine neue, ergebnis- und vorsorgeorientierte Umweltpolitik und hat bereits ihre Bereitschaft signalisiert, (unter bestimmten Bedingungen) ordnungsrechtliche Maßnahmen zur Klimavorsorge vorerst zurückzustellen (Umwelt 1995, S. 184).

Dem Einsatz von freiwilligen Selbstverpflichtungen im Umweltschutz stehen zahlreiche umweltpolitische, juristische und ökonomische Bedenken gegenüber, von denen hier nur einige genannt werden:

- In der *rechtlichen Unverbindlichkeit* der Vereinbarungen und dem *Fehlen von Sanktionsmechanismen* im Fall der Nichteinhaltung der Verpflichtung wird die Gefahr gesehen, daß die Industrie vor allem den Erlaß einer Rechtsverordnung und die ökologische Zielerfüllung hinauszögern will. Die erfolgreiche Umsetzung von (rechtlich unverbindlichen) freiwilligen Selbstverpflichtungen setzt voraus, daß entweder Staat und Wirtschaft annähernd die gleichen Interessen verfolgen (beispielsweise die Beschleunigung eines bereits angestoßenen

Entwicklungs- oder Modernisierungsprozesses) oder, daß im Fall von Interessendifferenzen diese nur marginal sind und die von der Wirtschaft geforderte Umstellung ohne große wirtschaftliche Verluste realisiert werden kann (Murswiek, 1988, S. 988). Die in Selbstverpflichtungen genannten umweltpolitischen Ziele lassen sich daher in der Regel bereits im Rahmen von „business as usual“-Strategien umsetzen, wie eine Untersuchung bestätigt, nach der die im Selbstverpflichtungsabkommen zum Klimaschutz festgelegten spezifischen Ziele bereits im Trend ohne zusätzliche Anstrengungen erreicht werden (Kohlhaas/Praetorius, 1995, S. 280).

- Informelle Absprachen bergen die Gefahr, daß die Rechte von nicht an der Verhandlung beteiligter Dritter beeinträchtigt werden. Erforderlich ist daher eine kritische Prüfung in jedem Einzelfall.
- Die ökonomischen Vorteile von Selbstverpflichtungen werden häufig überschätzt. Zwar besteht gegenüber pauschalierenden und unflexiblen Vorschriften des Ordnungsrechts der Vorteil darin, daß Umweltschutzziele globaler festgelegt werden und die verpflichtenden Branchen selbst entscheiden können, mit welchen Mitteln sie diese Ziele erreichen (Murswiek 1988, S. 988). Eine effiziente Umsetzung des Umweltziels *innerhalb* einer Branche wird jedoch durch das Trittbrettfahrerproblem gefährdet<sup>3</sup>, das um so stärker ins Gewicht fällt, je inhomogener die Branche und je unüberschaubarer die Firmenanzahl ist. Der Staat sollte daher stets die Vorlage eines Konzepts verlangen, das zur Lösung des Trittbrettfahrerproblems innerhalb einer Branche oder eines Verbandes beitragen kann (Kohlhaas/Praetorius, 1994, S. 177). Zum anderen bildet sich - im Gegensatz zu Abgaben oder Zertifikaten - kein einheitliches Preissignal für die Umweltnutzung heraus, an dem die einzelnen Verbandsmitglieder ihre Entscheidungen ausrichten könnten. Damit erscheint eine effiziente Allokation als keineswegs gesichert, sondern als eher unwahrscheinlich. Die Aussage, daß Selbstverpflichtungen „die Ziele der Klimavorsorge viel effizienter erfüllen als eine Steuer oder Abgabe und diese überflüssig machen“ (DIHT, 1995, S. 9), ist vor diesem Hintergrund kritisch zu betrachten. Selbstverpflichtungen geben zudem keine Impulse zur Weiterentwicklung von Techniken, die über das vereinbarte Reduktionsziel hinausführen (Kohlhaas/Praetorius, 1994, S. 177).

---

<sup>3</sup> So faßt das Umweltbundesamt seine Erfahrungen mit den im Rahmen des Initiativpapiers vom November 1991 durchgeführten Gesprächsrunden mit Vertretern beim Bundesumweltministeriums wie folgt zusammen: „Die Gespräche offenbarten grundsätzliche Schwierigkeiten, wenn Selbstverpflichtungen von Verbänden verbindliche Anforderungen enthalten sollen, die üblicherweise in Rechtsgrundlagen verankert werden. Verbandserklärungen werden von vielen Einzelunternehmen nicht als verbindlich anerkannt. Sanktionen bei Nichteinhaltung der Verpflichtungen sind kaum möglich. Hinzu kommt die Problematik, daß in einigen Branchen ein nicht unerheblicher Teil der Unternehmen nicht den Verbänden angehört“ (UBA 1993, S. 167).

## **E Nationale und internationale Kompensationsregelungen**

Kompensationen eröffnen Unternehmen die Möglichkeit, die im Rahmen von Investitionen bei dritten Unternehmen oder im Ausland erzielten Emissionsreduktionen auf ihre ordnungsrechtlich bzw. durch Selbstverpflichtungsabkommen vorgegebenen Reduktionsverpflichtungen oder ihre Steuerschuld anzurechnen. Im Gegensatz zu den zuvor diskutierten umweltpolitischen Maßnahmen sind sie „unselbständige“ Instrumente, die kein eigenständiges ökologisches Ziel verfolgen, sondern „add on“ zu bestehenden ordnungs- bzw. abgabenrechtlichen Regulierungen eingesetzt werden müssen (Schmitt/Düngen, 1992, S. 272). Maier-Rigaud (1994, S. 58) bezeichnet Kompensationen daher als wirtschafts- oder allokatonspolitische und *nicht* als umweltpolitische Instrumente.

Damit stellen sie kein Instrument zur Internalisierung externer Effekte und keinesfalls eine Alternative zu marktwirtschaftlichen Instrumenten dar. Sie können lediglich im Zusammenwirken mit ordnungsrechtlichen oder ökonomischen Instrumenten zur kosteneffizienteren Realisierung vorgegebener nationaler bzw. globaler Emissionsverringerungsziele beitragen, d.h. die volkswirtschaftlichen Anpassungskosten reduzieren, und stehen daher in der aktuellen klimapolitischen Diskussion hoch im Kurs.

*Nationale Kompensationsmodelle* werden hauptsächlich in Verbindung mit mengenbezogenen Instrumenten wie Auflagen oder Selbstverpflichtungen diskutiert. Nationale Abgabensysteme, die alle Emittentengruppen erfassen, erzeugen dagegen selbst Allokationseffizienz und könnten daher auch keine Anreize für Kompensationen zwischen den abgabenpflichtigen Emittenten geben.

Auf Basis ordnungsrechtlicher Vorgaben setzen Kompensationen voraus, daß anlagenspezifische Reduktionsvorgaben (sogenannte negative Property Rights) technisch-ökonomisch definiert und rechtlich festgesetzt werden (Maier-Rigaud, 1994, S. 59) und Über- und Unterschreitungen der gesetzlich gewährten Umweltnutzungsrechte zugelassen und kontrollierbar sind (SRU, 1994, S. 155). Die bisherigen Erfahrungen mit Kompensationsregelungen in der amerikanischen und der deutschen Luftreinhaltung haben gezeigt, daß hohe Transaktions- und Kontrollkosten sowie eine zu enge Bindung an die bestehende Genehmigungspraxis der Ausbildung von Märkten für Emissionsrechte und daher einer breiten Anwendung der Kompensationsregeln entgegenstehen (siehe beispielsweise Gawel/Ewringmann (1994) zu den deutschen Erfahrungen mit der Kompensationsregel der TA-Luft 1986 und Zimmermann (1983) zu den amerikanischen Erfahrungen mit dem „Emissions Trading“). Von ökonomischer Seite wird das Instrument der nationalen Kompensation als „Reparaturmechanismus“ kritisiert (Heister, 1992, S. 16), das dem ineffizienten Allokationssystem des Ordnungsrechts quasi „end of pipe“ nachgeschaltet wird. Ihr Ziel besteht darin, „die ineffiziente administrative Primärallokation durch eine marktliche Sekundärallokation wieder aufzuheben“ (Maier-Rigaud, 1994, S. 58) und einen Ausgleich der Grenzvermeidungskosten herbeizuführen.

Die ökonomische Kritik sowie Vorschläge zur Liberalisierung bestehender Kompensationsregeln sind jedoch immer vor dem Hintergrund des Prinzips der ökologischen, zeitlichen und sachlichen Äquivalenz und dem verfassungsrechtlichen Schutzprinzip zu sehen (vgl. Huckestein, 1993). Insbesondere bei lokal wirkenden Schadstoffen, die bereits im unmittelbaren Einwirkungsbereich der Anlage zu Umweltbeeinträchtigungen führen, muß aus Gründen der Gefahrenabwehr von einer weitergehenden Flexibilisierung technischer Auflagen Abstand genommen werden. Zudem würden weitere Liberalisierungen zu einem vollständigen Bruch mit dem bestehenden ordnungsrechtlichen System führen (Rehbinder, 1994, S. 87). Als neue Anwendungsbereiche für Kompensationen werden global wirkende Klimaschadstoffe diskutiert. Bevor jedoch ein ineffizientes regulatives ordnungsrechtliches System aufgebaut wird, das dann nachträglich flexibilisiert wird, besteht hier die Chance, von vornherein ein nationales ökonomisches System einzusetzen. Kompensationen außerhalb des anlagenbezogenen Ordnungsrechts stellen Flottenstandards zur Reduzierung von Kfz-Emissionen dar (siehe Rehbinder, 1994, S. 237 f.).

Der Einsatz *internationaler Kompensationsmodelle* wird insbesondere im Zusammenhang mit den globalen Luftschadstoffen Kohlendioxid und Methan diskutiert. Eine wesentliche Voraussetzung für eine ökologisch effiziente Klimapolitik stellen internationale Umweltschutzvereinbarungen dar, in denen globale Reduktionsmengen sowie länderspezifische Reduktionsquoten definiert sind. Lassen sich auf dieser Grundlage effiziente weltweite Abgaben- oder Zertifikatesysteme nicht durchsetzen, sind internationale Kompensationsansätze vom ökonomischen Standpunkt als second best-Lösung zu bewerten (Michaelowa, 1995, S. 259). Auf Basis ordnungsrechtlicher Vorgaben stellen internationale Kompensationen zudem einen Schritt bzw. „fließenden Übergang“ in Richtung globaler Zertifikatmodelle dar (Rentz, 1995, S. 199).

Sie können zu einer effizienteren Erreichung globaler Minderungsziele beitragen, indem sie die in internationalen Abkommen, aus pragmatischen Gründen häufig gleichmäßig prozentual festgelegten Quotensysteme flexibilisieren (Blank/Ströbele, 1994, S. 554 f.). So wurde bereits im Montreal-Protokoll zum Übereinkommen zum Schutze der Ozonschicht von 1987 in Art.2 Abs.5 die Möglichkeit zugelassen, daß ein Signatarstaat bei Übererfüllung seiner Pflichten zur Reduzierung der FCKW-Produktion dieses Guthaben auf einen anderen Signatarstaat übertragen kann, welcher dann in entsprechendem Ausmaß von seiner Reduktionspflicht entbunden wird (Rehbinder, 1994, S. 246).

Kompensationen können zum einen durch den Staat oder durch private Unternehmen durchgeführt und finanziert werden. Für die letzte Alternative spricht, daß die Unternehmen - und nicht der Staat - diejenigen Informationen besitzen, um eine effiziente Auswahl der Kompensationsprojekte treffen zu können. Zudem wird eine Erhöhung der Staatsquote vermieden (Rentz, 1995, S. 183).

Unabhängig davon, ob ein globales Emissionsreduktionsziel im Rahmen eines internationalen Abkommens festgelegt ist, sind internationale Kompensationen mit einer Effizienzerhöhung bei der Erreichung nationaler Emissionsverringerungsziele verbunden. Dabei wird davon ausgegangen, daß sich im Ausland, beispielsweise in ehemaligen Ostblockstaaten oder

Entwicklungsländern, kostengünstigere CO<sub>2</sub>-Minderungspotentiale erschließen lassen, welche auf die nationalen Reduktionsverpflichtungen angerechnet werden. Entsprechend der mengen- bzw. abgaben-bezogenen Basisvorgaben im Inland werden dann die einzelnen Unternehmen von ihren Abgaben oder Auflagen entlastet. Auf Drängen einzelner Industrieländer wurde der Kompensationsansatz daher auch in die Klimarahmenkonvention bei der UN-Konferenz Umwelt und Entwicklung 1992 aufgenommen und bildet nun die Grundlage für die auf der 1. Vertragsstaatenkonferenz zur Klimarahmenkonvention 1995 beschlossenen Pilotphase im Bereich Joint Implementation (Umwelt 1995, S. 169). Internationale Kompensationen werden jedoch nicht nur aus wirtschafts-, sondern auch aus entwicklungspolitischer Sicht befürwortet, da sie mit einem Technologie- und Know how-Transfer in weniger entwickelte Staaten verbunden sind (Schmitt/Düngen, 1992).

Trotz der grundsätzlich positiven Wertung stehen der praktischen Umsetzung internationaler Kompensationslösungen zahlreiche Vorbehalte gegenüber (Schmitt/Düngen, 1992; Rehbinder, 1994, Blank/Ströbele, 1994, S. 556, Loske, 1993, S. 315 ff.). Als problematisch eingeschätzt werden beispielsweise

- die Kontrolle und Verifikation sowie die institutionelle und inhaltliche Ausgestaltung,
- die Gefahr von Mitnahmeeffekten und die Sorge, daß sich die Industrieländer auf billige Weise ihrer eigenen Verantwortung zur Emissionsreduktion entziehen („Cheap buy out“),
- die mögliche Hemmung von Innovationen in den Industrieländern, die sich durch den Export ihrer „Status-quo-Technologie“ freikaufen können,
- die Übertragung nicht tragfähiger Strukturen in Entwicklungsländer und die Verzögerung des Übergangs auf eine am Leitbild des „sustainable development“ ausgerichtete Wirtschaftsweise in den Industrieländern sowie
- die Gefahr der Förderung monopolistischer Strukturen in der Energiewirtschaft.

#### 4.2.3. Mischinstrumentelle Strategien und flankierende Maßnahmen

Während lange Zeit aufgrund der theoretischen Vorzüge ökonomischer Instrumente die umweltökonomische Diskussion vom Leitbild „rein marktlicher Konfliktbewältigung“ bestimmt wurde, wird heute der alleinige Einsatz ökonomischer Instrumente als nicht mehr problemadäquat eingeschätzt. Befürwortet wird vielmehr eine auf das jeweilige Umweltproblem zugeschnittene *gemischt-instrumentelle Vorgehensweise*, die politischen und institutionellen Gegebenheiten Rechnung trägt und neben ökonomischen auch ordnungsrechtliche Komponenten einschließt (Gawel, 1994b, S. 42 ff.). Die Überlegenheit solcher Mischinstrumente besteht darin, daß die Vorzüge einzelner Instrumente gebündelt (Effizienzerhöhungsfunktion) und interessenpolitische Widerstände gegenüber ökonomischen Instrumenten tendenziell abgeschwächt werden



(Konfliktminderungs- und Akzeptanzerhöhungsfunktion) (Gawel, 1992, S. 267 ff.). Die erfolgreiche Bündelung der Instrumente erfordert jedoch eine genaue Abstimmung der Instrumente untereinander. So weist Gawel (1992) - bezugnehmend auf die Erfahrungen mit der bundesdeutschen Abwasserabgabe - auch auf die grundsätzliche Gefahr der „Verwässerung ökonomischer Lenkungs-konzeptionen“ im Rahmen von Mischinstrumenten hin.

Dem Einsatz mischinstrumenteller Strategien können mehrere Motive zugrunde liegen:

- Anlagenbezogene ordnungsrechtliche Vorschriften sind aus verfassungsrechtlichen Gründen unverzichtbar, wenn punktuell sicher wirkende Maßnahmen zur unmittelbaren Gefahrenabwehr ergriffen werden müssen oder ökologisch unerwünschte Ausweichreaktionen unterbunden werden sollen (Cansier, 1994). Durch die Kombination ordnungsrechtlicher Regelungen mit Umweltabgaben lassen sich beispielsweise sowohl ökologische Mindeststandards sichern als auch vollzugsunterstützende und innovationsfördernde Impulse geben. Möglichkeiten für den Einsatz derartiger *Restverschmutzungsabgaben* werden insbesondere im Bereich der Luftreinhaltung gesehen (BMU, 1994). Mischinstrumente stellen auch *Kompensationen* dar, die quellengebundene Emissionsgenehmigungen mobilisieren.
- Mittels ordnungsrechtlicher Komponenten lassen sich umwelt- und ressourcenpolitische Ziele verfolgen, die über den alleinigen Einsatz eines ökonomischen Instruments in der Praxis eventuell nicht durchsetzbar wären. Ein Beispiel hierfür stellt die Kombination aus (nationaler) Energieabgabe mit Wirkungsgradvorgaben dar (vgl. Altner et al., 1995, S. 154; Kohlhaas/Welsch, 1995, S. 95). Wenn aus Gründen des EU-Rechts und zur Vermeidung von Wettbewerbsverzerrungen auf die Besteuerung von Endenergie (Mineralölprodukte und Elektrizität) zuungunsten von Primärenergieträgern ausgewichen werden muß, werden in der Elektrizitätserzeugung keine Impulse zur Erhöhung der Umwandlungseffizienz gegeben. Zusätzliche Wirkungsgradvorschriften wirken diesem mangelnden Anreiz entgegen.
- Über den Preismechanismus allein lassen sich die aus volkswirtschaftlicher Sicht sinnvollen Potentiale von rationeller Energienutzung und regenerativen Energieträgern nicht vollständig erschließen (Altner et al., 1995, S. 126 ff.). Dabei behindern u.a. folgende Faktoren die Marktkräfte (ISI, 1994, S. 13; Lechner, 1994, S. 20):
  - Informationsmängel bezüglich der Möglichkeiten von Rationalisierungsinvestitionen,
  - fehlender Anpassungsdruck bei Vermietern, die hohe Raumheizungskosten problemlos überwälzen können,
  - unvollkommene Kapitalmärkte, auf denen an sich rentable Investitionen aus Kapitalmangel nicht durchgeführt werden und

- energiewirtschaftliche und rechtliche Regelungen (s.u.).

Der Einsatz flankierender ordnungspolitischer Maßnahmen zum Abbau dieser Hemmnisse stellt keine zwingende Voraussetzung für eine marktorientierte Lösung dar - durch eine Erhöhung der Lenkungswirkung ökonomischer Instrumente lassen sich Umweltziele jedoch mit schwächer dosierten umweltpolitischen Instrumenten durchsetzen (Enquete-Kommission, 1995b).

In dem Sinn läßt sich auch eine kombinierte Einführung von Wärmenutzungs-Verordnung und CO<sub>2</sub>-/Energiesteuer rechtfertigen. Beide Instrumente ergänzen sich insofern, als eine Erhöhung der Energiepreise das Wirtschaftlichkeitskalkül verändert, welches wiederum ein entscheidender Bestimmungsfaktor für das Ausmaß der im Rahmen der Wärmenutzungs-Verordnung durchzuführenden Energiesparinvestitionen ist (Kohlhaas/Praetorius, 1994, S. 47 f.).

- Parallel zur Klimaschutzdebatte hat eine Diskussion über eine Neuorientierung der Energiepolitik eingesetzt. Vorrangig geht es dabei um die Frage, mit welchen ordnungspolitischen Maßnahmen die - vom Ziel der Versorgungssicherheit und Preiswürdigkeit historisch geprägten - energierechtlichen Rahmenbedingungen klimaverträglicher gestaltet werden könnten (vgl. Altner et al., 1995). Ein dringender Handlungsbedarf im Elektrizitätssektor ergibt sich dabei aus der Tatsache, daß allein Kraft- und Fernheizwerke sowie der übrige Energieumwandlungsbereich mit 43 Prozent zu den energiebedingten CO<sub>2</sub>-Emissionen beitragen (Umwelt, 1995). In einem jüngst zu diesem Thema von der Enquete-Kommission „Schutz der Erdatmosphäre“ des Deutschen Bundestages veröffentlichten Gutachten<sup>4</sup> wird die *Reformbedürftigkeit des energiewirtschaftlichen Ordnungsrahmens* dokumentiert. Ein erheblicher Diskussionsbedarf besteht demnach hinsichtlich des Verhältnisses einer stärkeren Deregulierung bzw. wettbewerblichen Ausgestaltung leitungsgebundener Energiemärkte und der ökologischen Zielerreichung, insbesondere auch vor dem Hintergrund einer europaweiten Liberalisierung des Binnenmarktes für Strom und Gas.

### 4.3. Internalisierung und wirtschaftliche Verträglichkeit

Während eine Internalisierung externer Kosten zur Forcierung des Umweltschutzes allgemein begrüßt wird, weisen warnende Stimmen auf damit verbundene negative sozial- und wirtschaftspolitische Konsequenzen hin. Dabei steht jedoch nicht das Problem der Instrumentenwahl im Vordergrund, sondern die Frage, welches Ausmaß an Internalisierung einer im internationalen Wettbewerb stehenden Volkswirtschaft überhaupt „zugemutet“ werden kann bzw. nach welchen Kriterien die Dosierung klimapolitischer Instrumente zu erfolgen hat.

---

<sup>4</sup> Siehe Enquete-Kommission (1995b).

Inwieweit überhaupt ein Zielkonflikt zwischen Umweltschutz und makroökonomischen Größen existiert, ist umstritten. Dem Nutzen aus der gestiegenen Umweltqualität stehen zwar Kosten der volkswirtschaftlichen Anpassung gegenüber. Diese können jedoch gemildert bzw. kompensiert, wenn

- beispielsweise im Rahmen einer ökologischen Steuerreform neben der umweltbedingten ersten Dividende eine zweite Dividende erzielt werden kann, weil das Ökosteueraufkommen zur Senkung bestehender verzerrender Abgaben, z.B. der Lohnnebenkosten, verwendet wird;
- Innovationsvorsprünge angeregt werden, die zur Sicherung von wichtigen Zukunfts- und Exportmärkten, z.B. im Bereich regenerativer Energien, beitragen;
- die Internalisierung der externen Kosten in kleinen Schritten erfolgt und eine Umstellung der Kapitalbestände im zeitlichen Rahmen der betrieblichen Investitionszyklen, d.h. mittel- bis langfristig, ermöglicht werden kann.

Richter (1995) entwirft ein auf die speziellen Eigenschaften des Treibhauseffekts zugeschnittenes umweltpolitisches Leitbild für ein Abgabenkonzept im nationalen Alleingang: das *Leitbild der „Makroneutralität“*. Demnach sollte eine klimapolitisch motivierte Abgabenpolitik aufgrund der besonderen Eigenschaften des Treibhauseffekts nicht an nationalen Umweltzielen ausgerichtet werden, sondern an dem Kriterium der gesamtwirtschaftlichen Verträglichkeit. Eine an diesem Leitbild orientierte Klimapolitik kann jedoch nur Anreize zu gesamtwirtschaftlichen „no-regret“-Maßnahmen geben, d.h. zu Maßnahmen, die ohnehin aus anderen wirtschaftlichen Gründen durchgeführt worden wären. Der Hauptzweck einer so definierten Vorreiterrolle kann daher nicht in dem kurz- bis mittelfristigen Beitrag zur ökologischen Zielerreichung, sondern in der langfristigen Signalwirkung für die internationale Staatengemeinschaft gesehen werden. Sobald in einem internationalen Kooperationsabkommen verbindliche Reduktionsziele festgelegt seien, sollte - so fordert Richter - konzeptionell wieder der Standard-Preis-Ansatz zum Einsatz kommen, bei dem die ökonomischen Effekte der ökologischen Zielerreichung untergeordnet werden.

## 5. Externe Kosten im Konzept einer dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung

### 5.1. Definition einer dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung

Die Übersetzung des Begriffs *sustainable development* als *dauerhaft-umweltgerechte Entwicklung* hat der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen in seinem Umweltgutachten 1994 eingeführt (SRU, 1994, Tz. 6). Daneben sind eine Reihe weiterer Übersetzungen gebräuchlich, wie etwa nachhaltige, zukunftsfähige oder tragfähige Entwicklung. Für die Übersetzung des SRU spricht vor allem, daß sie die Priorität ökologischer Erfordernisse besonders herausstellt.

Als *Leitbild* der internationalen Umweltpolitik hat sich der Begriff einer dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung spätestens seit der *UNCED-Konferenz* 1992 in Rio durchgesetzt, wo er in der Präambel der Agenda 21 erwähnt wird. 1993 entschlossen sich der *Rat der Europäischen Gemeinschaften* und die im Rat vereinigten Mitgliedstaaten zu einem „Gemeinschaftsprogramm für Umweltpolitik und Maßnahmen im Hinblick auf eine dauerhafte und umweltgerechte Entwicklung“. Popularisiert wurde der Begriff zuvor vor allem durch den Bericht „Unsere gemeinsame Zukunft“ der Weltkommission für Umwelt und Entwicklung (WCED) im Jahre 1987, die nach ihrer Vorsitzenden *Brundtland-Kommission* genannt wird. Seit der Rio-Konferenz ist das Leitbild von bedeutenden deutschen Umweltbeiräten und -kommissionen übernommen worden (SRU, Wissenschaftlicher Beirat Globale Umweltveränderungen, Bundestags-Enquete „Schutz des Menschen und der Umwelt“).

Im *Brundtland-Bericht* wird dauerhaft-umweltgerechte Entwicklung definiert als eine „Entwicklung, die die Bedürfnisse der Gegenwart befriedigt, ohne zu riskieren, daß künftige Generationen ihre eigenen Bedürfnisse nicht befriedigen können“ (Hauff, 1987, S. 46). Als Schlüsselbegriffe werden dabei hervorgehoben:

- der Begriff „Bedürfnisse“, insbesondere die Grundbedürfnisse der Ärmsten der Welt (Forderung nach *intragenerativer Gerechtigkeit*), und
- der Gedanke von Beschränkungen, welche die Umwelt in die Lage versetzen, sowohl gegenwärtige als auch zukünftige Bedürfnisse zu befriedigen (*intergenerative Gerechtigkeit*).

In der sehr allgemeinen Definition der Brundtland-Kommission herrscht weitgehend Einigkeit über das Konzept. Dagegen wird die Vereinbarkeit weiteren wirtschaftlichen Wachstums mit einer dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung sehr konträr diskutiert. Insgesamt ist positiv festzuhalten, daß der Brundtland-Bericht den Nord-Süd-Konflikt und die Umweltzerstörung als zentrale globale Probleme thematisiert und Strategien zu ihrer Überwindung formuliert. Um Konsens zu erzielen, geht der Bericht aber von sehr optimistischen Annahmen hinsichtlich des wirtschaftlichen Wachstums und der Vereinbarkeit dieses Wachstums mit ökologischen Zielen aus. Vor diesem Hintergrund verwundert es nicht, daß politisch sehr unterschiedliche *Schlußfolgerungen* aus der Forderung nach einer dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung gezogen werden. Von marktwirtschaftlich orientierten Ökonomen und Wirtschaftsvertretern wird das Konzept meist als Herausforderung für eine „ökologische Modernisierung“ durch den Einsatz marktkonformer Instrumente der Umweltpolitik sowie Methoden des Umweltmanagements interpretiert. Die Vereinbarkeit ökonomischer und ökologischer Ziele wird durch eine Steigerung der „Öko-Effizienz“ des Gebrauchs von Energie und Ressourcen begründet. Gegen eine derartige, auf Wettbewerb und Fortschritt setzende Strategie stehen Interpretationen von seiten marktwirtschaftskritischer Ökonomen und einiger Umweltverbände, die eine Abkehr vom jetzigen *Lebensstil* in den Industrieländern als unausweichlich betrachten.

In der Ökonomie hat der Sustainability-Begriff eine lange Tradition. Das Konzept der Nachhaltigkeit stammt ursprünglich aus der *Forstwirtschaft*, wo es eine Verpflichtung auf eine Waldbewirtschaftung kennzeichnet, bei der die Holzernte die Regenerationsfähigkeit des Waldes nicht überschreitet, so daß ein dauerhafter Schwund des Waldbestandes vermieden wird. In einem weiteren Sinn wird der Begriff der nachhaltigen Ernte in der *Ressourcenökonomie* für eine bestandserhaltende Nutzung von erneuerbaren Ressourcen verwendet (sustainable yield).

Seit das Konzept der dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung in der Umweltpolitik eine zentrale Rolle spielt, bemühen sich auch Ökonomen um eine *allgemeinere Definition* und Konkretisierung dieses Begriffes. So wird der Nachhaltigkeitsbegriff in der neueren umweltökonomischen Literatur auch auf den Verbrauch erschöpfbarer Ressourcen und die Funktion der Umwelt als Aufnahmemedium für Schadstoffe ausgedehnt. Durchgesetzt hat sich bislang vor allem die ökonomische Formulierung des Dauerhaftigkeitskonzeptes von Pearce und Turner, die im wesentlichen eine Konstanz des natürlichen Kapitalstocks fordert (Pearce und Turner, 1990, S. 43 ff.). Entwicklung wird danach allgemein als positiver gesellschaftlicher Wandel verstanden, also als eine *Leerformel*, die von der Gesellschaft ausgefüllt werden muß. Elemente des Entwicklungsvektors können z.B. das Pro-Kopf-Einkommen, die Ausstattung mit Infrastruktur, Bildung, die Einkommensverteilung, Gesundheit, Freiheitsrechte oder Umweltqualität sein. Je weiter der Begriff definiert wird, desto größer werden auch die Probleme seiner adäquaten Messung. Als dauerhaft-umweltgerecht wird eine Entwicklung bezeichnet, wenn der Wert des Entwicklungsvektors im Zeitablauf nicht sinkt.

Pearce und Turner haben für natürliche Ressourcen das Konzept des konstanten natürlichen Kapitalstocks entwickelt. Um spätere Generationen nicht schlechter zu stellen, soll danach der Bestand an natürlichem Kapital konstant gehalten werden. Das Konzept formuliert drei grundsätzliche *Managementregeln*, welche zur Erhaltung eines konstanten natürlichen Kapitalstocks befolgt werden müssen:

- Die Abbaurate erneuerbarer Ressourcen darf ihre Regenerationsrate nicht überschreiten.
- Erschöpfbare Ressourcen dürfen nur dann abgebaut werden, wenn gleichwertige Alternativen geschaffen werden, d.h. wenn sie durch technischen Fortschritt, Realkapital und/oder erneuerbare Ressourcen ersetzt werden können.
- Emissionen dürfen die natürliche Aufnahmekapazität der Umwelt nicht überschreiten.

Die drei Managementregeln werden mitunter um das Leitprinzip der *Erhöhung der Ressourceneffizienz* ergänzt, das übergreifend für alle Umweltressourcen gilt (Daly, 1990, S. 5). Als weitere ergänzende Dauerhaftigkeitsregel hat der SRU den *Gesundheitsschutz* hervorgehoben, der in der Bundesrepublik in der Vergangenheit besonders durch das Vorsorgeprinzip zum Ausdruck gebracht wurde und von den Vertretern des Sustainability-Konzeptes in der Regel nicht explizit erwähnt wird (SRU, 1994, Tz. 12).

Je nachdem, ob sich die Forderung nach einer Konstanz des Kapitalstocks im engeren Sinne auf die Natur bezieht, oder ob im weiteren Sinne lediglich eine Konstanz des gesamten volkswirtschaftlichen Kapitalstocks gefordert wird (was meist implizit die Austauschbarkeit von künstlichem und natürlichem Kapital unterstellt), lassen sich Konzepte schwacher und starker Dauerhaftigkeit unterscheiden (Rennings/Wiggering, 1995, S. 76). Das Konzept *schwacher Dauerhaftigkeit* („*weak sustainability*“) basiert auf der neoklassischen Wohlfahrtstheorie und fordert lediglich die Konstanz des gesamten volkswirtschaftlichen Kapitalstocks. Dies läßt prinzipiell die *Substitution* natürlicher Ressourcen durch künstliches Kapital zu. Nutzenverluste aufgrund zunehmender Umweltbeeinträchtigungen (z.B. Waldschäden) können somit durch Zuwächse des Nutzens menschlich erzeugten Kapitals (z.B. Computer) ausgeglichen werden. In dem Konzept schwacher Dauerhaftigkeit werden daher die Kosten der Umweltbelastung als Indikatoren für entstandene Wohlfahrtsverluste verwendet. Das Konzept starker Dauerhaftigkeit („*strong sustainability*“) verneint dagegen eine vollständige Substituierbarkeit zwischen natürlichem und künstlichem Kapital und betont die *absoluten Schranken* der Nutzbarkeit natürlicher Ressourcen. Belastungsgrenzen natürlicher Ressourcen werden daher in physischen Größen gemessen.

## 5.2. Allokation, Distribution und Skalierung

Die Entwicklung sowohl ökologisch als auch ökonomisch problemadäquater Konzepte einer dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung ist Gegenstand der sogenannten *ökologischen Ökonomie*. Im Gegensatz zu rein wohlfahrtstheoretischen Ansätzen wird das Umweltproblem nicht lediglich als ökonomisches Allokationsproblem aufgefaßt. Die Vertreter einer ökologischen Ökonomie beanspruchen für sich, *interdisziplinär* sowie methodisch und theoretisch *offen* zu sein.

Während neoklassische Umweltökonomien überwiegend eine Position schwacher Dauerhaftigkeit einnehmen, akzeptieren Vertreter der ökologischen Ökonomie eher absolute Belastungsgrenzen der Natur. Diese Belastungsgrenzen rücken ins Zentrum des Konzeptes, indem gefordert wird, daß:

- sich zuerst das Niveau ökonomischer Aktivitäten an die *ökologische Tragekapazität* (ecological carrying capacity) anpassen muß,
- zweitens die Umweltnutzungen, die ökologisch tragfähig sind, *gerecht verteilt* werden müssen und
- erst in einem letzten Schritt eine effiziente Allokation dieser Umweltnutzungsrechte zu erfolgen hat. In diesem letzten Schritt ergeben sich aus dem Allokationsprozeß heraus *relative Preise für Umweltnutzungsrechte* (also jene heute noch unbekanntenen externen Kosten, die durch die Monetarisierung externer Effekte näherungsweise geschätzt werden sollen).

So unterscheidet Daly drei grundlegende, separierbare politisch-ökonomische Aufgaben: *Allokation*, *Distribution* und *Skalierung* (Daly, 1992, S. 185 ff.). Die ersten beiden Aufgaben sind weithin anerkannter, fester Bestandteil der ökonomischen Theorie und verfügen über ein eigenes Instrumentarium (z.B. freie Preisbildung, Transfers). Die Skalierung dagegen betrifft die Beschränkung des physischen Verbrauchs von Materie und Energie. Diese Beschränkungen sollen sich an der natürlichen Tragekapazität der Umwelt zur Bereitstellung von Ressourcen und zur Aufnahme von Schadstoffen orientieren. Während die Tragekapazität den *Mindeststandard* an Umweltschutz bestimmt („good scale“), sollte ein darüber hinausgehendes Maß an Umweltschutz mit anspruchsvolleren Standards (nach dem Konzept des *optimalen Umweltschutzniveaus*) dann realisiert werden, wenn dies aufgrund der individuellen Präferenzen *wohlfahrtsoptimal* erscheint („optimal scale“). Skalierung, so Daly, werde bislang nicht als eigenständige Aufgabe anerkannt, sondern unter Allokation oder Distribution subsumiert.

Neu am Konzept der Ökologischen Ökonomie gegenüber dem neoklassischen Konzept der externen Kosten (Kap. 2) ist also:

- die Einführung absoluter natürlicher Schranken in Form von ökologischen Mindeststandards sowie
- die Hervorhebung distributiver und ökologischer Aspekte als eigenständige Dimension gegenüber dem reinen Allokationskonzept der externen Kosten. Um es in den Worten von Daly auszudrücken: „Economists who are obsessed with allocation to the exclusion of scale really deserve the environmentalists criticism that they are busy rearranging deck chairs on the Titanic“ (Daly, 1992, S. 192).

Diese Grundaussagen der ökologischen Ökonomie lassen sich folgendermaßen als Kritik am Konzept der externen Kosten formulieren: Solange wirtschaftliche Aktivitäten nicht die Endlichkeit natürlicher Ressourcen beachten, und solange gleichzeitig eine gerechte Verteilung dieser endlichen Ressourcen unterbleibt, macht eine Bewertung externer Kosten wenig Sinn. Ein Beispiel: Erst nachdem die für einen nachhaltigen Klimaschutz notwendigen Emissionsreduktionen von Treibhausgasen durchgesetzt worden sind, und nachdem die verbleibenden Emissionsrechte global gerecht verteilt worden sind, können sich über einen Handel dieser Rechte Preise herausbilden, die als volkswirtschaftliche Kosten der Klimastabilität angesehen werden können. Wie leicht einzusehen ist, sind diese Preise z.B. extrem davon abhängig,

- ob bescheidene (Stabilisierung) oder sehr ehrgeizige (80prozentige Reduktion) Ziele über einen bestimmten Zeitraum vereinbart werden und ob
- ob die verbleibenden Rechte nach dem grandfathering-Prinzip weitgehend an die Industrieländer verteilt werden oder diese sich ihre Rechte erst von den Entwicklungsländern erwerben müssen.

Solange keine Entscheidungen über die Skalierung und Distribution gefallen sind, können externe Kosten daher lediglich nach dem Status quo (gegebene Verteilung von Emissionsrechten) oder aufgrund selbst gesetzter Annahmen bewertet werden. Dies erklärt wiederum die Unsicherheiten und weiten Bandbreiten der Schätzungen. Die ökologische Ökonomie kann somit einen Beitrag dazu leisten, den auf Allokationsfragen verengten Blick der Ökonomen für vorgelagerte ökologische und soziale Problemstellungen zu öffnen.

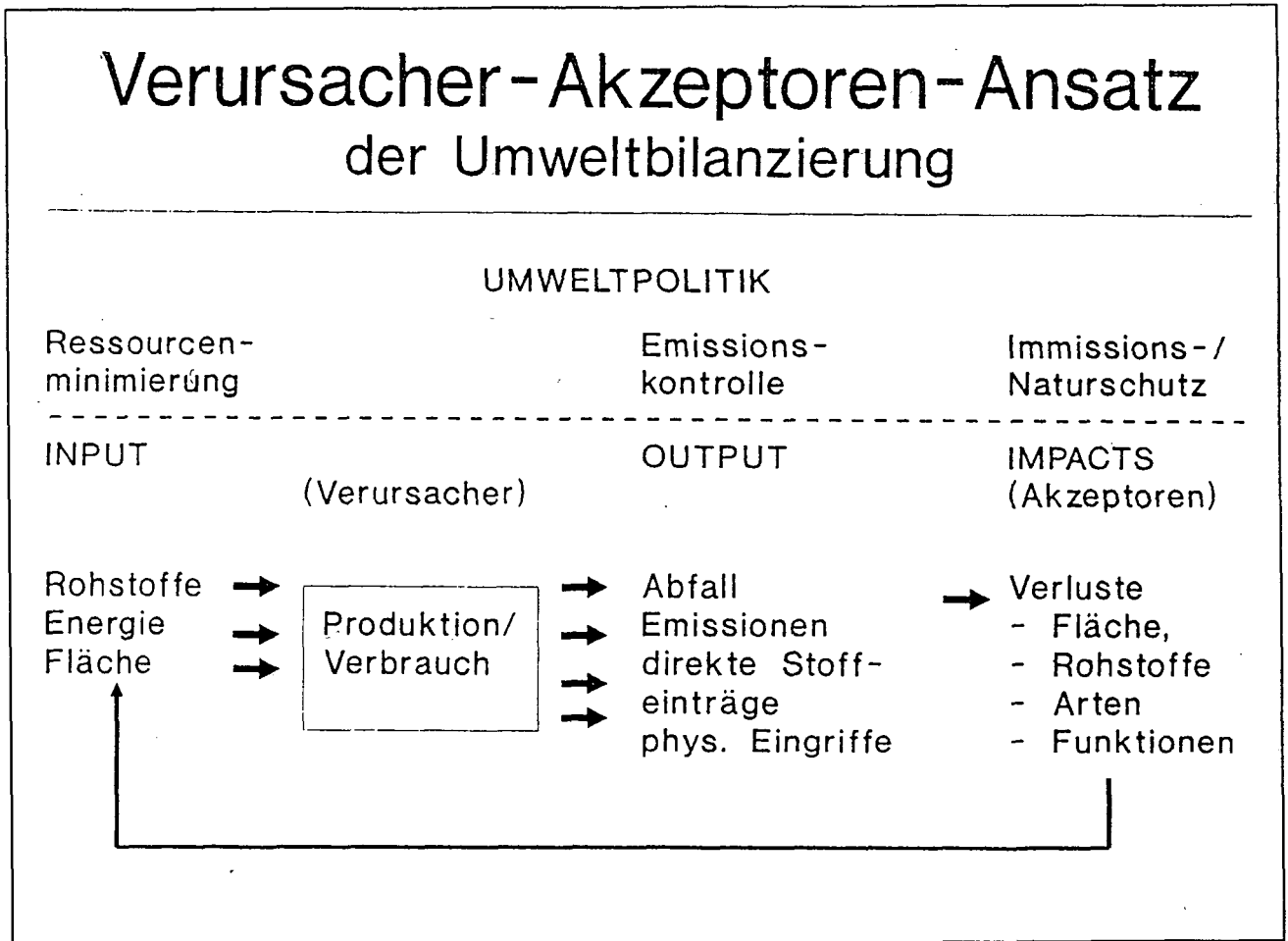


### 5.3. Indikatoren für eine dauerhaft-umweltgerechte Entwicklung

Auf der Basis der unterschiedlichen theoretischen Konzepte für eine dauerhaft-umweltgerechte Entwicklung wurden bislang ebenso unterschiedliche Indikatorenkonzepte entwickelt. *Ökonomisch orientierte Dauerhaftigkeitskonzepte* setzen vor allem auf eine Erweiterung der Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung durch eine Umweltökonomische Gesamtrechnung. Mit ihrer Hilfe soll ein *nachhaltiges Einkommen* ermittelt werden, das Wohlfahrtsänderungen korrekter abbilden soll als das traditionelle Bruttosozialprodukt. Die Erkenntnis der Unzulänglichkeiten einer rein ökonomischen Bewertung des Umwelt- und Ressourcenverbrauchs hat jedoch bereits dazu geführt, daß als Basis der Umweltökonomischen Gesamtrechnung ein *ökologisch orientiertes Umweltinformationssystem* geschaffen werden soll. Welche Indikatoren in einem solchen Konzept als *Steuerungsgrößen* für die Grob- und Feinsteuerung der Umweltqualität dienen können, zeigt der Verursacher-Akzeptoren-Ansatz der Forschungsstelle für Umweltpolitik der Freien Universität Berlin (Abb. 4).

Während die *Feinsteuerung* der Umweltqualität von Ökosystemen direkt an den *Akzeptoren* (impacts) ansetzen muß und dazu kleinräumiger und komplexer Umweltinformationssysteme bedarf, kann die *Grobsteuerung* der Umweltqualität bei den Inputs (z.B. Energie, Stoffe) und Outputs (z.B. Emissionen) der *Verursacher* ansetzen. Im Kern verfolgt eine solche Strategie die Ermittlung und Einhaltung *kritischer Belastungswerte* als Indikatoren für die ökologische Aufnahmekapazität, also sogenannter critical loads und critical levels für verschiedene Akzeptoren (SRU, 1994, Tz. 181 ff, Gregor, 1995, Nagel/Smiatek/Werner, 1994). Da kritische Belastungswerte nicht für alle Akzeptoren ermittelbar sind und die Zurechnung auf einzelne Verursacher aufgrund komplexer Ursache-Wirkungs-Zusammenhänge teilweise nicht möglich ist, kann es - insbesondere im vorsorgenden Umweltschutz - opportun sein, eine Grobsteuerung mit Hilfe geeigneter *Input- und Outputgrößen* des Produktionsprozesses zu verfolgen.

Abb. 4: Der Verursacher-Akzeptoren-Ansatz der Umweltbilanzierung



Quelle: Zieschank/Nouhuys (1995), S. 73.

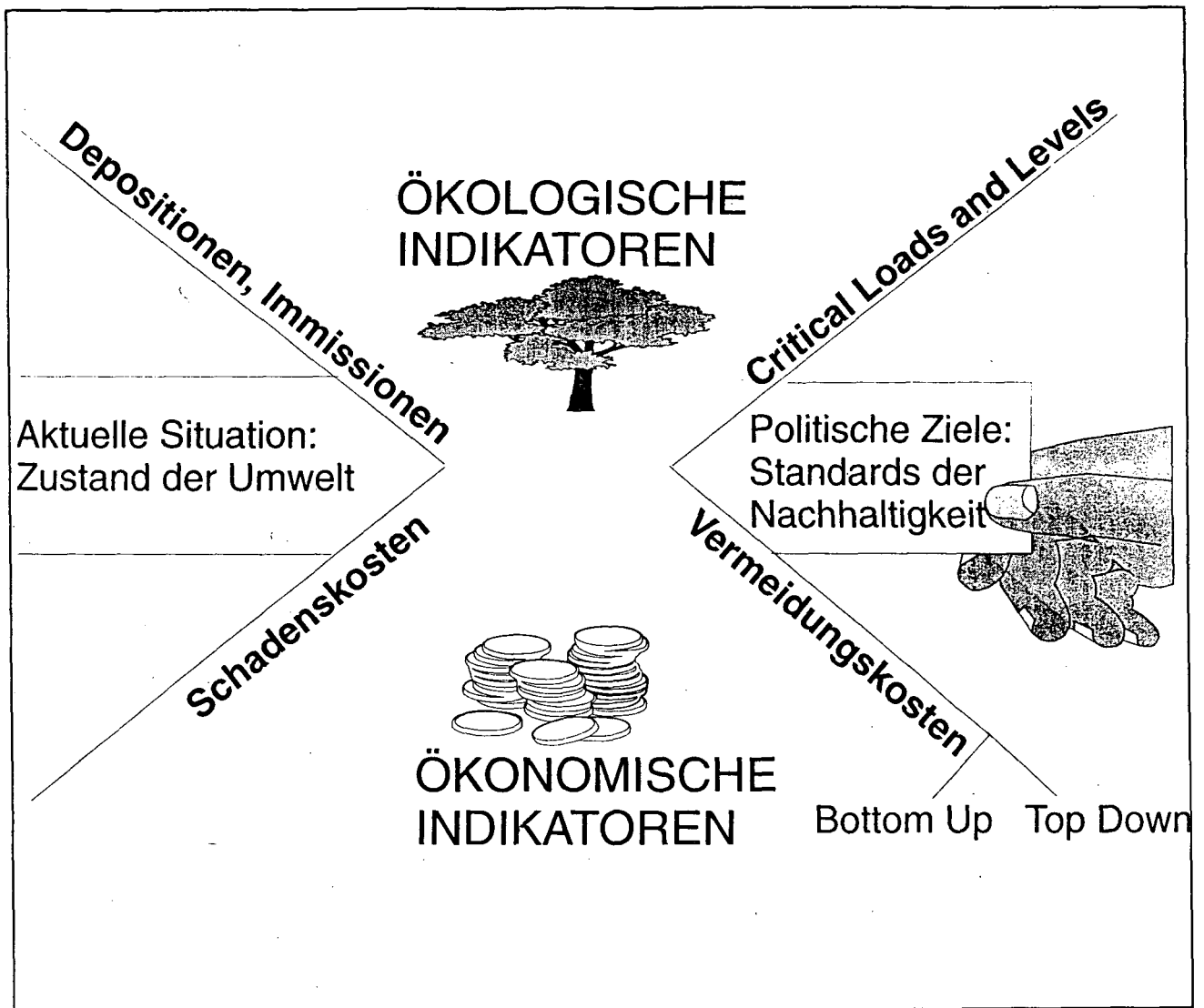
#### 5.4. Externe Kosten im Konzept einer dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung

Die ökonomische Bewertung von Kosten und Nutzen des Umweltschutzes wird durch das Konzept einer dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung keineswegs überflüssig. Zwar verzichten die Vertreter eines Sustainability-Konzeptes im Zweifel eher auf eine Kosten-Nutzen-Optimierung und fixieren stattdessen lediglich ökologische Mindeststandards, doch sprechen mindestens zwei Gründe dafür, das Konzept der externen Kosten auch im Rahmen einer Ökologischen Ökonomie beizubehalten und weiterzuentwickeln:

- Erstens gibt die Natur in der Realität keine sicheren Schranken vor. Belastungsgrenzen der Umwelt (z.B. critical loads) lassen sich nur für wenige Stoffe ableiten und können je nach methodischem Ansatz zu divergierenden Ergebnissen führen. Selbst wenn Schwellenwerte existieren, ist zu entscheiden, ob der Schwellenwert eingehalten werden soll oder gewisse Umweltschäden in Kauf genommen werden können. Im Regelfall ergeben sich durch umweltpolitische Entscheidungen marginale Veränderungen von Umweltrisiken, deren Kosten und Nutzen sehr wohl abgewogen werden müssen. Entweder-oder-Entscheidungen über den Erhalt oder Zusammenbruch ganzer Ökosysteme sind im politischen Tagesgeschäft kaum anzutreffen. Mit anderen Worten: *Welche* Natur geschützt werden soll, bleibt eine im *politischen Prozess* zu treffende Entscheidung
- und damit eben auch Gegenstand ökonomischer *Abwägung*.
- Zweitens sollte sich eine ökologisch orientierte Marktwirtschaft selbst dort, wo ökologische Mindeststandards (good scale) definierbar sind, mit ihnen nicht zufriedengeben, wenn ökonomische Gründe für höhere Standards (optimal scale) sprechen. Genauso sichert die soziale Marktwirtschaft keineswegs für jeden nur ein soziales Existenzminimum, sondern mitunter weit *mehr*.

Um dem ökonomischen Aspekt des Konzeptes einer dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung gerecht zu werden, ist es *zudem* erforderlich, auch die *Kosten und Nutzen einer Verbesserung der Umweltsituation* anzugeben. Soweit verlässliche Daten vorhanden sind, sollte daher ermittelt werden, welche Kosten für die Einhaltung kritischer Belastungsschwellen für verschiedene Ökosysteme aufgewendet werden müssen, aber auch, in welchem Ausmaß soziale Kosten der Umweltverschmutzung eingespart werden. *Mittel- bis langfristig* sollte daher eine *Verbindung ökonomischer und ökologischer Indikatoren* erfolgen, wie sie in Abb. 5 angedeutet wird. Dabei werden aus ökologischer Sicht der aktuellen Umweltbelastung kritische Belastungswerte gegenübergestellt. Aus ökonomischer Sicht werden die volkswirtschaftlichen Kosten der bestehenden Umweltverschmutzung mit den Kosten zur Beseitigung dieser Schäden bzw. der Schadensvorsorge verglichen. Je nachdem, von welcher Aggregationsstufe die Berechnung der Vermeidungskosten ausgeht, lassen sich top down- und bottom up-Ansätze unterscheiden.

Abb. 5: Verbindung ökologischer und ökonomischer Indikatoren einer dauerhaft-  
umweltgerechten Entwicklung



## 6. Zusammenfassung und Schlußfolgerungen

Ziel des Konzepts der externen Kosten ist es, die „ökologische Wahrheit“ der Preise zu ermitteln und in den Marktpreisen sichtbar werden zu lassen. Da es sich bei dem Angebot an Umweltqualität und natürlichen Ressourcen in der Regel um (teil-)öffentliche Güter handelt, die nicht auf Märkten gehandelt werden, müssen diese Preise zunächst geschätzt werden. Aufgrund methodischer Probleme und einer unzureichenden empirischen Basis bei der Identifizierung, Quantifizierung und Monetarisierung haben bisherige Kostenschätzungen zu sehr unterschiedlichen Bandbreiten externer Kosten geführt. Die großen Unterschiede in der Bewertung der externen Kosten der Energieversorgung sind im wesentlichen darauf zurückzuführen, daß die Autoren zum Teil sehr unterschiedliche Annahmen über die durch die Energieerzeugung verursachten Umweltschäden treffen. Zentrale Unterschiede liegen beispielsweise in der Einschätzung möglicher Folgen des Treibhauseffektes sowie der Möglichkeit eines Kernschmelzunfalls.

So erscheint die Hoffnung unrealistisch, in absehbarer Zeit zu einem Konsens über *die* externen Kosten der Energieerzeugung bzw. einzelner Energieträger zu gelangen. Zwar suggeriert die Strategie der „ökologischen Wahrheit“ der Preise, daß es eine Art objektiver Wahrheit geben kann. Schätzungen von externen Kosten der Energieerzeugung basieren jedoch auf subjektiven Werturteilen und Annahmen, so daß sich auf der Basis unterschiedlicher Annahmen auch sehr unterschiedliche, *subjektive Wahrheiten* ermitteln lassen. Um weitere Fortschritte bei der Quantifizierung externer Kosten erzielen zu können, wird es notwendig sein, die *Annahmen* deutlicher als bisher *offenzulegen*.

Während die Höhe zu internalisierender externer Kosten derzeit nur mit weiten Bandbreiten angegeben werden kann, verstärkt sich der *Internalisierungsdruck* durch die nationalen und internationalen, teilweise in Konventionen und Reduktionszielen konkretisierten Erfordernisse des Klimaschutzes. Als ökonomische Anreizinstrumente zur *Internalisierung* externer Effekte werden vor allem Zertifikate- und Kompensationslösungen, Umweltabgaben sowie das Haftungsrecht diskutiert.

Die Übersetzung des Begriffs *sustainable development* als *dauerhaft-umweltgerechte Entwicklung* hat der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen in seinem Umweltgutachten 1994 eingeführt. Als *Leitbild* der internationalen Umweltpolitik hat sich der Begriff einer dauerhaft-

umweltgerechten Entwicklung spätestens seit der *UNCED-Konferenz* 1992 in Rio durchgesetzt. Verbreitet ist bislang vor allem die ökonomische Formulierung des Dauerhaftigkeitskonzeptes von Pearce und Turner. Danach gelten für natürliche Ressourcen grundsätzliche *Managementregeln*, welche zur Realisierung einer dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung befolgt werden müssen.

Eine sowohl ökologisch als auch ökonomisch problemadäquate Formulierung des Konzepts einer dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung ist Gegenstand der sogenannten *Ökologischen Ökonomie*. Die neoklassische Umweltökonomie und die ökologische Ökonomie lassen sich voneinander abgrenzen, indem man sie den drei grundlegenden, separierbaren politisch-ökonomischen Aufgaben nach Daly zuordnet: *Allokation*, *Distribution* und *Skalierung*. Die ersten beiden Aufgaben sind weithin anerkannter, fester Bestandteil der ökonomischen Theorie und verfügen über ein eigenes Instrumentarium (z.B. freie Preisbildung, Transfers). Die Skalierung dagegen betrifft die Beschränkung des physischen Verbrauchs von Materie und Energie. Diese Beschränkungen sollen sich an der natürlichen *Tragekapazität* der Umwelt zur Bereitstellung von Ressourcen und zur Aufnahme von Schadstoffen orientieren (ecological carrying capacity). Skalierung, so Daly, werde bislang nicht als eigenständige Aufgabe anerkannt, sondern unter Allokation oder Distribution subsumiert. Neu am Konzept der Ökologischen Ökonomie ist daher die Einführung absoluter natürlicher Schranken in Form von ökologischen Mindeststandards sowie die Hervorhebung distributiver und ökologischer Aspekte als eigenständige Dimension gegenüber dem reinen Allokationskonzept der externen Kosten.

Auf der Basis unterschiedlicher theoretischer Konzepte für eine dauerhaft-umweltgerechte Entwicklung wurden bislang ebenso unterschiedliche Indikatorenkonzepte formuliert. *Ökonomisch orientierte Dauerhaftigkeitskonzepte* setzen vor allem auf eine Erweiterung der Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung durch eine Umweltökonomische Gesamtrechnung. Mit ihrer Hilfe soll ein *nachhaltiges Einkommen* ermittelt werden, von dem erhofft wird, daß es Wohlfahrtsänderungen korrekter abbildet als das traditionelle Bruttosozialprodukt. Die Erkenntnis der Unzulänglichkeiten einer rein ökonomischen Bewertung des Umwelt- und Ressourcenverbrauchs hat jedoch bereits dazu geführt, daß als Basis der Umweltökonomischen Gesamtrechnung ein *ökologisch orientiertes Umweltinformationssystem* mit physischen Indikatoren geschaffen werden soll. In diesem System setzt die *Feinsteuerung* der Umweltqualität von Ökosystemen direkt an den *Akzeptoren* an, während eine *Grobsteuerung* der Umweltqualität über die Inputs (z.B. Energie, Stoffe) und Outputs (z.B. Emissionen) der *Verursacher* erfolgen kann. Im Kern verfolgt eine solche Strategie die Ermittlung und Einhaltung *kritischer Belastungswerte*, also sogenannten critical loads und critical levels, für verschiedene Akzeptoren. Da kritische Belastungswerte nicht für alle Akzeptoren ermittelbar sind und die Zurechnung auf

einzelne Verursacher aufgrund komplexer Ursache-Wirkungs-Zusammenhänge teilweise nicht möglich ist, kann es - insbesondere im vorsorgenden Umweltschutz - opportun sein, eine Grobsteuerung mit Hilfe geeigneter *Input- und Outputgrößen* des Produktionsprozesses zu verfolgen.

Die ökonomische Bewertung von Kosten und Nutzen des Umweltschutzes wird durch das Konzept einer dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung keineswegs überflüssig. Zwar verzichten die Vertreter eines Sustainability-Konzeptes im Zweifel eher auf eine Kosten-Nutzen-Optimierung und fixieren stattdessen lediglich ökologische Mindeststandards, doch bleibt auch bei der Festlegung von Standards eine Abwägung von Kosten und Nutzen unverzichtbar.

Die Identifizierung, Quantifizierung, Monetarisierung und Internalisierung externer Effekte der Energieversorgung bleiben weiterhin eine wichtige umweltpolitische Aufgabe. Trotz der großen Bandbreite von Schadensschätzungen, Bewertungsunsicherheiten und -problemen besteht unter den Monetarisierern ein weitgehender *Konsens*, daß *Handlungsbedarf* gegeben ist und die Kosten der Umweltbelastung internalisiert werden müssen. Sicherheit über das Ausmaß der zu erwartenden Umweltschäden und daraus resultierender volkswirtschaftlicher Kosten wird erst dann bestehen, wenn diese Schäden eingetreten sind. Gerade das gilt es aber zu vermeiden.

Der *Engpaß* liegt daher in erster Linie in der *Umsetzung* bereits vorhandener Erkenntnisse in praktische Politik. Vor diesem Hintergrund erstaunt es, wie die zentrale Botschaft des Konzeptes externer Kosten, daß nämlich die Ausblendung von Umweltschäden die Allokationswirkung des Preis- und Kostensystems aushöhlt, plötzlich in ihr Gegenteil verkehrt wird. Im Rahmen der intensiven Diskussion, die die DIW-Studie zur ökologischen Steuerreform ausgelöst hat, heißt es etwa, „daß es sich bei diesem Reformvorschlag nicht um eine die marktwirtschaftliche Lenkungsfunction stärkende Internalisierungsstrategie handelt, sondern um ein pauschales Lenkungskonzept mit interventionistischen Zügen“ (Klemmer, 1994, S. 305). Versteht man diese Warnung als Hinweis darauf, daß der Energieverbrauch keinen geeigneten Indikator für Umweltbelastungen darstellt, so muß eine konstruktive Diskussion darauf hinauslaufen, die Bemessungsgrundlage für ökonomische Instrumente im Sinn von Abbildung 4 zu modifizieren oder zu vervollständigen. Zu beachten ist dabei, daß stärker an Emissionen und Immissionen ansetzende Internalisierungskonzepte häufig gravierende Meß-, Zurechnungs-, Kontroll- und Abwicklungsprobleme mit sich bringen. Besondere Einsatzpotentiale für marktwirtschaftliche Instrumente ergeben sich in den Bereichen, die nicht bereits durch das Ordnungsrecht geregelt sind, wie z.B. im Klimaschutz. In den bereits geregelten Bereichen kommen als

marktwirtschaftlich orientierte Alternativen oder Ergänzungen zu einer reinen Energiesteuer eigentlich nur gemischte Instrumentenstrategien wie etwa Restverschmutzungsabgaben oder Kompensationslösungen in Frage.

## Literaturverzeichnis

- Altner, Günter, Hans-Peter Dürr, Gerd Michelsen, Gerd Nitsch (1995): Zukünftige Energiepolitik. Bonn.
- Baumol, William J., Wallace E. Oates (1971): The Use of Standards and Prices for Protection of the Environment. In: Swedish Journal of Economics, 73.
- BDI (1995): Erklärung der deutschen Wirtschaft zur Klimavorsorge. Köln.
- Bernow, Stephen, Bruce Biewald, Paul Raskin (1994): From social costing to sustainable development: beyond the economic paradigm. In: Olav Hohmeyer, Richard L. Ottinger (1994): Social costs of energy - present status and future trends. Berlin, Heidelberg, New York, S. 373 - 404.
- Blandow, Volker, Walter Zittel (1992): Abschätzung der Schäden durch CO<sub>2</sub>/CH<sub>4</sub>-Akkumulation. In: Prognos-Schriftenreihe „Identifizierung und Internalisierung externer Kosten der Energieversorgung“, Bd. 4. Basel.
- Blank, Jürgen, Wolfgang Ströbele (1994): Das CO<sub>2</sub>-Problem aus umweltökonomischer Sicht. In: Wirtschaftsstudium, H. 11, S. 552 - 557.
- BMU-Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Hrsg. (1994): Umweltorientierte Reform des Steuersystems. Schlußbericht des Finanzwissenschaftlichen Forschungsinstituts an der Universität zu Köln. Bonn.
- Bonus, Holger (1994a): Vergleich von Abgaben und Zertifikaten. In: Klaus Mackscheidt, Dieter Ewringmann und Erik Gawel (Hrsg.): Umweltpolitik mit hoheitlichen Zwangsabgaben? Karl-Heinrich Hansmeyer zur Vollendung seines 65. Lebensjahres. Berlin, S. 287 - 300.
- Bonus, Holger (1994b): Umweltlizenzen. Arbeitspapier Nr. 4 der Forschungsgruppe Umweltökonomie und Umweltmanagement der Westfälischen Wilhelms-Universität Münster.
- Cansier, Dieter (1993): Umweltökonomie. UTB für Wissenschaft, Bd. 1749. Stuttgart, Jena.
- Cansier, Dieter (1994): Gefahrenabwehr und Risikovorsorge im Umweltschutz und der Spielraum für ökonomische Instrumente. In: Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht (NVwZ), H. 7, S. 642 -647.
- Coase, Ronald H. (1960): The Problem of social Cost. In: Journal of Law and Economics, 3, S. 1 - 44.
- Daly, Herman E. (1990): Towards some operational principles of sustainable development. In: Ecological Economics, 2/1990, S. 1 - 6.



- Daly, Herman E. (1992): Allocation, distribution and scale: towards an economics that is efficient, just and sustainable. In: Ecological Economics, Vol. 6, S. 185 - 193.
- DIHT - Deutscher Industrie- und Handelstag (1995): Klimaschutzpolitik - Globale Strategien und nationale Anstrengungen zur Verminderung der CO<sub>2</sub>-Emissionen. Bonn.
- DIW - Deutsches Institut für Wirtschaftsforschung (1994): Wirtschaftliche Auswirkungen einer ökologischen Steuerreform. Gutachten im Auftrag von Greenpeace. Berlin.
- DIW-Wochenbericht (1995): Investitionserfordernisse von CO<sub>2</sub>-Minderungsstrategien. In: DIW Wochenbericht, 62. Jg. , H. 14, S. 284 - 291.
- Dreyhaupt, Franz Joseph, Hrsg. (1994): VDI-Lexikon Umwelttechnik. Düsseldorf.
- EC - European Commission, DG XII, Hrsg. (1994): Externalities of fuel cycles - ExternE Project. Summary Report. Brüssel.
- Endres, Alfred (1994a): Umweltökonomie: Eine Einführung. Darmstadt.
- Endres, Alfred (1994b) Umweltzertifikate. In: Michael Kloepfer (Hrsg.) Reihe: Studien zum Umweltstaat. Umweltzertifikate und Kompensationslösungen aus ökonomischer und juristischer Sicht. Bonn, S. 1 - 27.
- Endres, Alfred, Immo Querner (1993): Die Ökonomie natürlicher Ressourcen - eine Einführung. Darmstadt.
- Endres, Alfred, Schwarze, Reimund (1994) Das Zertifikatsmodell vor der Bewährungsprobe. In: Michael Kloepfer (Hrsg.) Reihe: Studien zum Umweltstaat. Umweltzertifikate und Kompensationslösungen aus ökonomischer und juristischer Sicht. Bonn, S. 137 - 215.
- Enquete-Kommission „Schutz der Erdatmosphäre“ des Deutschen Bundestages, Hrsg (1995a): Energie, Bd. 3, Teilband II, Studienprogramm, Studie: Analyse von Hemmnissen und Maßnahmen für die Verwirklichung von CO<sub>2</sub>-Minderungszielen. Fraunhofer-Institut für Systemtechnik und Innovationsforschung, ifo-Institut für Wirtschaftsforschung und Gesellschaft für Energieanwendung und Umwelttechnik. Bonn.
- Enquete-Kommission „Schutz der Erdatmosphäre“ des Deutschen Bundestages, Hrsg (1995b): Energie, Bd. 3, Teilband II, Studienprogramm, Studie: Zukünftiger, die Klimaschutzziele begünstigender Ordnungsrahmen insbesondere für die leitungsgebundenen Energieträger. Energiewirtschaftliches Institut an der Universität zu Köln und Öko-Institut. Bonn.
- Ewers, Hans-Jürgen, Klaus Rennings (1992): Die Kosten möglicher Schäden durch einen sogenannten „Super-GAU“ - monetäre Bewertung und umweltpolitische Implikationen. In: Martin Junkernheinrich, Paul Klemmer (Hrsg.): Wirtschaftlichkeit des Umweltschutzes. Sonderheft 3/1992 der Zeitschrift für angewandte Umweltforschung (ZAU), S. 155 - 170.
- Ewers, Hans-Jürgen, Klaus Rennings (1995): Ökonomie des Strahlenschutzes. In: Paul Klemmer, Rainer Wagner, Martin Junkernheinrich: Handbuch zur Umweltökonomie. Berlin, S. 183 - 187.
- Friedrich, Rainer, Alfred Voss (1993): External costs of electricity generation. In: Energy Policy, Februar 1993, S. 114 - 122.
- Fritsch, Michael, Thomas Wein, Hans-Jürgen Ewers (1993): Theorie des Marktversagens. München.

- Fromm, Oliver, Bernd Hansjürgens (1994): Umweltpolitik mit handelbaren Emissionszertifikaten - eine ökonomische Analyse des RECLAIM-Programms in Südkalifornien. In: Zeitschrift für angewandte Umweltforschung (ZAU). Jg. 7, H. 2, S. 211 - 223.
- Gawel, Erik (1992) Die mischinstrumentelle Strategie in der Umweltpolitik. In: Jahrbuch für Sozialwissenschaft 43, S. 267 - 286.
- Gawel, Erik (1994a) Umweltallokation durch Ordnungsrecht. Tübingen.
- Gawel, Erik (1994b) Ökonomie der Umwelt - ein Überblick über neuere Entwicklungen. In: Zeitschrift für angewandte Umweltforschung, H. 1, S. 37 - 84.
- Gawel, Erik, Dieter Ewringmann (1994) Die Kompensationslösung der TA-Luft. In: Natur + Recht, H. 3, S. 120 - 125.
- Görres, Anselm, Henner Ehringhaus, Ernst Ulrich von Weizsäcker (1994): Der Weg zur ökologischen Steuerreform. Das Memorandum des Fördervereins ökologische Steuerreform. München.
- Gregor, H.-D. (1995): Das Critical Loads/Levels-Konzept - ein ökosystemarerer Ansatz für Umweltindikatoren auf der Basis von Wirkungsschwellen. In: Umweltgeologie heute. Heft 5/1995, S. 51 - 58.
- Hansjürgens, Bernd (1992): Umweltabgaben im Steuersystem: Zu den Möglichkeiten einer Einführung von Umweltabgaben in das Steuer- und Abgabensystem der Bundesrepublik Deutschland. In: Eichhorn, P., Friedrich, P. (Hrsg.): Schriften zur öffentlichen Verwaltung und öffentlichen Wirtschaft, Bd. 140, 1. Auflage. Baden-Baden.
- Hansmeyer, Karl-Heinrich, Schneider, Hans Karl (1990) Umweltpolitik. Ihre Fortentwicklung unter marktsteuernden Aspekten. Göttingen.
- Hauff, Volker (Hrsg.) (1987): Unsere gemeinsame Zukunft. Der Brundtland-Bericht der Weltkommission für Umwelt und Entwicklung. Greven.
- Hediger, Werner (1994): Energy policy and sustainable development: fundamentals for designing a modelling framework. In: David Pearce, Sylvie Faucheeaux: Proceedings of an international symposium on „models of sustainable development“. Paris, 16.-18.3.94, ohne Verlag, S. 317 - 326.
- Heister, Johannes (1992): Umweltpolitische Instrumente zur Steuerung der CO<sub>2</sub>-Minderung. In: Verein Deutscher Ingenieure (Hrsg.): CO<sub>2</sub>-Minderung durch staatliche Maßnahmen, VDI Berichte 997. Düsseldorf, S. 11 - 24.
- Hemmelskamp, Jens, Uwe Neuser (1993): Innovationswirkungen von Haftungsrecht - Ökonomische Theorie und juristische Bewältigung. In: UmweltWirtschaftsForum, Jg.1, H. 2, S. 48 - 55.
- Hohmeyer, Olav (1989): Soziale Kosten des Energieverbrauchs. 2. Auflage. Berlin, Heidelberg, New York.
- Hohmeyer, Olav (1994): Wie wirtschaftlich ist Windenergie wirklich? In: Interessenverband Windkraft Binnenland e.V. (Hrsg.): Windkraftanlagen 1994 - Marktübersicht. Osnabrück, S. 4 - 5.
- Hohmeyer, Olav, Henrike Koschel (1995): Umweltpolitische Instrumente zur Förderung des Einsatzes integrierter Umwelttechnik. Gutachten im Auftrag des Büros für Technikfolgen-Abschätzung beim Deutschen Bundestag. Unveröffentlichtes Manuskript.

- Hohmeyer, Olav, Klaus Rennings, Stefan Vögele, Sigurd Weinreich (1995): Umweltauswirkungen einer ökologischen Steuerreform. Untersuchung im Auftrag des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen. Unveröffentlichtes Manuskript.
- Hohmeyer, Olav, Michael Gärtner (1994): Die Kosten der Klimaänderung - eine grobe Abschätzung der Größenordnungen. Bericht an die Kommission der Europäischen Gemeinschaften, DG XII, aus dem Englischen übersetzt von Greenpeace Österreich, Wien.
- Huckestein, Burkhard (1993): Umweltlizenzen - Anwendungsbedingungen einer ökonomisch effizienten Umweltpolitik durch Mengensteuerung. In: Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht (ZfU), H. 1, S. 1 - 29.
- ISI - Fraunhofer-Institut für Systemtechnik und Innovationsforschung (1994): Hessische Energiepolitik und Klimaschutz. Gutachten für das Hessische Ministerium für Umwelt, Energie und Bundesangelegenheiten. Wiesbaden.
- Jochem, Eberhard, Olav Hohmeyer (1992): The economics of near-term reductions in greenhouse gases. In: Irving M. Mintzer (Hrsg.): Confronting climate change - risks, implications and responses. Cambridge University Press, S. 217 - 236
- Kaschenz, Helmut, Wolf-Dieter Glatzel (1994): Die Wärmenutzungsverordnung: Ein effektiver Weg zum integralen Umweltschutz. In: UmweltWirtschaftsForum, Oktober 1994, S. 31 - 34.
- Kepler, Jan (1991): Wieviel Geld für wieviel Umwelt? Entschädigungskonzepte und ihre normativen Grundlagen. In: Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht (ZfU), 4/1991, S. 397 - 410.
- Kirchgässner, Georg (1992): Haftungsrecht und Schadensersatzansprüche als umweltpolitische Instrumente. In: Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht (ZfU), H. 1, S. 15 - 44.
- Klemmer, Paul (1994): Brauchen wir eine ökologische Steuerreform? In: Zeitschrift für angewandte Umweltforschung (ZAU), Jg. 7, H. 3, S. 301 - 305
- Kloepfer, Michael (1991): Zu den neuen umweltrechtlichen Handlungsformen des Staates. In: Juristen Zeitung, 46. Jg., 15/16, S. 737 - 744.
- Kohlhaas, Michael, Barbara Praetorius (1994): Selbstverpflichtungen der Industrie zur CO<sub>2</sub>-Reduktion. Berlin.
- Kohlhaas, Michael, Barbara Praetorius (1995): „Selbstverpflichtung“ der Wirtschaft zur CO<sub>2</sub>-Reduktion: Kein Ersatz für aktive Klimapolitik. In: DIW-Wochenbericht, 62. Jg, H. 14, S. 277 - 283.
- Kohlhaas, Michael, Heinz Welsch (1995): Modelle einer aufkommensneutralen Energiepreiserhöhung und ihre wirtschaftlichen Auswirkungen, Teil 1: Modelle der Energiebesteuerung und Kompensation. In: ZfE, H. 1, S. 47 - 58.
- Krause, Florentin, Jonathan Koomey, David Olivier (1994): Incorporating global warming externalities through environmental least cost planning: a case study of Western Europe. In: Olav Hohmeyer, Richard L. Ottinger (Hrsg.): Social costs of energy - present status and future trends. Berlin, Heidelberg, New York, S. 287 - 312.
- Lechner, Doris (1994): Least-Cost-Planning in der leitungsgebundenen Energiewirtschaft vor dem Hintergrund der Klimaproblematik. In: ZEW-Newsletter, 1/1994, S. 19-23.
- Loske, Reinhard (1993): Kompensationsmaßnahmen in der nationalen und internationalen Klimapolitik. In: Energiewirtschaftliche Tagesfragen, 43. Jg. H. 5, S. 313 - 317.

- Lübbe-Wolff, G. (1993): Vollzugsprobleme der Umweltverwaltung. In: *Natur + Recht*, H. 5, S. 217 - 229.
- Maier-Rigaud, Gerhard (1994): *Umweltpolitik mit Mengen und Märkten*. Marburg.
- Masuhr, Klaus P., Heimfrid Wolff, Jan Keppler (1992): *Die externen Kosten der Energieversorgung*. Stuttgart.
- Mayerhofer, Petra (1994): Climate change in the framework of external costs of energy systems. Diskussionsbeitrag auf der A und WMA International Speciality Conference „Global climate change: science, policy and mitigation strategies“, April 1994, Phoenix, Arizona, U.S.A.
- Michaelowa, Axel (1995): Internationale Kompensation: eine Chance für den Umweltschutz?. In: *Wirtschaftsdienst* 1995/V, S. 259 - 266.
- Murswiek, Dietrich (1988): Freiheit und Freiwilligkeit im Umweltrecht. In: *Juristen Zeitung*, 43. Jg., H. 21, S. 985 - 993.
- Nagel, Hans-Dieter, Gerhard Smiatek, Beate Werner (1994): Das Konzept der kritischen Eintragsraten als Möglichkeit zur Bestimmung von Umweltbelastungs- und qualitätskriterien - Critical Loads und Critical Levels. Heft Nr. 20 der Materialien zur Umweltforschung des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen. Stuttgart
- Nagel, Thomas (1993): *Umweltgerechte Gestaltung des deutschen Steuersystems*. Frankfurt.
- ORNL - Oak Ridge National Laboratory, Resources for the Future (1992): *U.S.-EC fuel cycle study: background document to the approach and issues*. Tennessee.
- Ott, Walter, Klaus P. Masuhr et al. (1994): *Externe Kosten und kalkulatorische Energiepreiszuschläge für den Strom und Wärmebereich*. Bern.
- Ottinger, Richard L. (1991): Incorporation of environmental externalities in the United States of America. In: Olav Hohmeyer, Richard L. Ottinger (Hrsg.): *External environmental costs of electric power - analysis and internalization*. Berlin, Heidelberg, New York, S. 353 - 374.
- Pearce, David W., Camille Bann, Steven Georgiou (1992): *The Social Costs of Fuel Cycles: Report to the UK Department of Trade and Industry*. London.
- Pearce, David W., Robert K. Turner (1990): *Economics of natural resources and the environment*. New York et al.
- Pigou, Arthur C. (1920): *The Economics of Welfare*. London.
- Pommerehne, Werner, Anselm U. Römer (1992): Ansätze zur Erfassung der Präferenzen für öffentliche Güter. In: *Jahrbuch für Sozialwissenschaft*, Jg. 43, S. 171 - 210.
- Rehbinder, Eckard (1994): Übertragbare Emissionsrechte aus juristischer Sicht, Teil I, II und III. In: Michael Kloepper (Hrsg.) Reihe: Studien zum Umweltstaat. *Umweltzertifikate und Kompensationslösungen aus ökonomischer und juristischer Sicht*. Bonn, S. 28 - 136 und S. 216 - 255.
- Rennings, Klaus (1994): *Indikatoren für eine dauerhaft-umweltgerechte Entwicklung*. Stuttgart.
- Rennings, Klaus, Hubert Wiggering (1995): Weak and strong sustainability: how to combine economic and ecological indicator concepts? In: *Proceedings of the International Sustainable Development Research Conference, March 27th - 28th, in Manchester*. ERP Environment, Shipley, S. 76 - 79.

- Rentz, Henning (1995): „Joint Implementation“ in der internationalen Umweltpolitik. In: Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht (ZfU), H. 2, S. 179 - 203.
- Richter, Wolfgang (1995): Wandel im Leitbild von Ökosteuern: Vom Standard-Preis-Ansatz zur Makroneutralität. Wirtschaftswissenschaftliche Fakultät der Eberhard-Karls-Universität Tübingen, Diskussionsbeitrag Nr. 44.
- Schmitt, Dieter, Helmut Düngen (1992): Klimapolitik in der Sackgasse? Einsatzmöglichkeiten für Kompensationsmöglichkeiten. In: Wirtschaftsdienst 1992/V, S. 271 - 276.
- Spash, Clive L. (1994): Double CO<sub>2</sub> and beyond: benefits, costs and compensation. In: Ecological Economics, 10/1994, S. 27 - 36.
- SRU - Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (1994): Umweltgutachten 1994. Für eine dauerhaft-umweltgerechte Entwicklung. Drucksache 12/6995. Stuttgart.
- Stahelin-Witt, Elke, Andreas Spillmann (1994): Emissionshandel - Erfahrungen in der Region Basel und neue Ansätze. In: Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht, H. 2, S. 207 - 223.
- Umwelt (1995): CO<sub>2</sub>-Minderungsprogramm der Bundesregierung. In: Umwelt Nr.5, S. 182 - 184.
- Umweltbundesamt (1993): Jahresbericht. Berlin.
- Walter, Johann (1989): Innovationsorientierte Umweltpolitik bei komplexen Umweltproblemen. Wirtschaftswissenschaftliche Beiträge 13. Heidelberg.
- Wasmeier, Martin (1992): Marktfähige Emissionslizenzen - Das Zertifikatsmodell und seine Umsetzung in den USA. In: Natur + Recht, H. 5, S. 219 - 226.
- Weimann, Joachim (1991): Umweltökonomik. Berlin.
- Zieschank, Roland, Jo van Nouhuys (1995): Umweltindikatoren als politisches und geoökologisches Optimierungsproblem. In: Geowissenschaften 13, Heft 3, S. 73 - 80.
- Zimmermann, Horst (1983): Ökonomische Anreizinstrumente in einer auflagenorientierten Umweltpolitik. In: Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (Hrsg.): Materialien zur Umweltforschung. Stuttgart, Mainz.