

Michaelis, Peter

Working Paper — Digitized Version

Ein ökonomischer Orientierungsrahmen für die Umweltpolitik

Kieler Diskussionsbeiträge, No. 270/271

Provided in Cooperation with:

Kiel Institute for the World Economy – Leibniz Center for Research on Global Economic Challenges

Suggested Citation: Michaelis, Peter (1996) : Ein ökonomischer Orientierungsrahmen für die Umweltpolitik, Kieler Diskussionsbeiträge, No. 270/271, ISBN 3894561173, Institut für Weltwirtschaft (IfW), Kiel

This Version is available at:

<https://hdl.handle.net/10419/48029>

Standard-Nutzungsbedingungen:

Die Dokumente auf EconStor dürfen zu eigenen wissenschaftlichen Zwecken und zum Privatgebrauch gespeichert und kopiert werden.

Sie dürfen die Dokumente nicht für öffentliche oder kommerzielle Zwecke vervielfältigen, öffentlich ausstellen, öffentlich zugänglich machen, vertreiben oder anderweitig nutzen.

Sofern die Verfasser die Dokumente unter Open-Content-Lizenzen (insbesondere CC-Lizenzen) zur Verfügung gestellt haben sollten, gelten abweichend von diesen Nutzungsbedingungen die in der dort genannten Lizenz gewährten Nutzungsrechte.

Terms of use:

Documents in EconStor may be saved and copied for your personal and scholarly purposes.

You are not to copy documents for public or commercial purposes, to exhibit the documents publicly, to make them publicly available on the internet, or to distribute or otherwise use the documents in public.

If the documents have been made available under an Open Content Licence (especially Creative Commons Licences), you may exercise further usage rights as specified in the indicated licence.

Ein ökonomischer Orientierungsrahmen für die Umweltpolitik

von Peter Michaelis

AUS DEM INHALT

- Der Konflikt zwischen Ökologie und Ökonomie wird dadurch unnötig verschärft, daß wirtschaftswissenschaftliche Prinzipien und Erkenntnisse bei der Gestaltung einer ökonomisch rationalen Umweltpolitik nur unzureichend berücksichtigt werden.
- Die Ziele der Umweltpolitik werden von der Politik häufig nicht nach ihrer tatsächlichen Dringlichkeit, sondern nach dem Kriterium ihrer Öffentlichkeitswirkung festgelegt. Beispielhaft hierfür steht die Verpackungsverordnung mit ihren Recyclingquoten, die ihrer Höhe nach mit ökonomischer Rationalität teilweise nicht mehr zu vereinbaren sind.
- Im Gegensatz zum Ordnungsrecht mit seinen Ge- und Verboten lassen ökonomische Instrumente im Umweltschutz (Abgaben, Steuern, handelbare Nutzungsrechte) den Betroffenen Spielraum für individuelle ökonomische Anpassungsentscheidungen. Dementsprechend werden die für den Umweltschutz aufgewendeten Ressourcen dorthin gelenkt, wo sie den größten Entlastungseffekt erzielen. Ökonomische Instrumente ermöglichen mithin mehr Umweltschutz für weniger Geld. Darüber hinaus löst der permanente Kostendruck bei Einsatz ökonomischer Instrumente Innovationsanreize aus, die bei ordnungsrechtlichem Vorgehen durch den staatlicherseits vorgeschriebenen „Stand der Technik“ blockiert sind.
- Die Anwendung ökonomischer Instrumente in der umweltpolitischen Praxis der Bundesrepublik beschränkt sich auf wenige Ausnahmen, die zudem einer marktwirtschaftlichen Umweltpolitik kaum entsprechen. Beispielsweise büßte die 1981 als richtungsweisend konzipierte Abwasserabgabe bereits im Vorfeld der Beratungen die ihr ursprünglich zuge dachte Anreizwirkung weitgehend ein. Sie wurde zu einem Vollzugsinstrument des Ordnungsrechts degradiert.
- Die Einführung ökonomischer Instrumente stellt eine grundlegende institutionelle Innovation dar, die die bestehenden Besitzstände verändern würde. Der für ihre Einführung erforderliche Konsens zwischen den Gesellschaftsgruppen ist daher nur schwer zu erreichen.
- Den praktischen Einsatzmöglichkeiten ökonomischer Instrumente sind bei realistischer Betrachtung der technischen, ökonomischen, ökologischen und rechtlichen Rahmenbedingungen engere Grenzen gesetzt, als eine Betrachtung erwarten läßt, die lediglich auf die theoretische Vorteilhaftigkeit dieser Instrumente abstellt. Dennoch kann die stärkere Berücksichtigung ökonomischer Konzepte im Umweltschutz zu einem wesentlichen Fortschritt in Richtung auf eine ökonomisch rationale Umweltpolitik beitragen.

6660?

9

KIELER DISKUSSIONSBEITRÄGE

K I E L D I S C U S S I O N P A P E R S

270/271

Ein ökonomischer Orientierungsrahmen für die Umweltpolitik

von Peter Michaelis

Die Deutsche Bibliothek - CIP-Einheitsaufnahme

Michaelis, Peter:

Ein ökonomischer Orientierungsrahmen für die Umweltpolitik

/ von Peter Michaelis. Institut für Weltwirtschaft Kiel. - Kiel :

Inst. für Weltwirtschaft, 1996

(Kieler Diskussionsbeiträge ; 270/271)

ISBN 3-89456-117-3

NE: GT

©

Institut für Weltwirtschaft an der Universität Kiel

D-24100 Kiel

Alle Rechte vorbehalten

Ohne ausdrückliche Genehmigung des Verlages ist es auch nicht

gestattet, den Band oder Teile daraus

auf photomechanischem Wege (Photokopie, Mikrokopie) zu vervielfältigen

Printed in Germany

ISSN 0455 - 0420

Inhaltsverzeichnis

I. Einleitung	5
II. Umweltnutzung als ökonomisches Knappheitsproblem	5
1. Optimales Umweltschutzniveau	6
2. Versagen des Marktmechanismus	7
3. Ansatzpunkte umweltpolitischer Korrekturmaßnahmen	7
a. Ordnungspolitische Ebene	8
b. Prozeßpolitische Ebene	9
III. Umweltpolitische Zielbestimmung	9
1. Probleme der quantitativen Zielbestimmung	10
a. Quantifizierung der Kostenseite	10
b. Quantifizierung der Nutzenseite	12
c. Konzeptionelle Grenzen der Nutzen-Kosten-Analyse	14
d. Praktische Bedeutung der Nutzen-Kosten-Analyse	16
2. Zielbestimmung auf der politischen Ebene	16
IV. Umweltpolitische Instrumentenwahl: Das theoretische Ideal	18
1. Instrumente der Umweltpolitik	18
a. Ordnungsrechtliche Instrumente	18
b. Ökonomische Instrumente	19
c. Suasorische Instrumente	20
2. Vergleichende Instrumentenanalyse	21
a. Referenzsituation und Beurteilungskriterien	22
b. Ökologische Effektivität	22
c. Ökonomische Effizienz	24
d. Schlußfolgerungen	29
V. Umweltpolitische Instrumentenwahl: Die Praxis	30
1. Stellenwert ökonomischer Instrumente in der Praxis	30
a. Bundesrepublik Deutschland	30
b. Andere EU-Staaten und USA	31
2. Widerstände gegen die Einführung ökonomischer Instrumente	32
a. Politische Entscheidungsträger	32
b. Umweltbehörden	33
c. Unternehmen	33
d. Umweltschutzverbände	34

3. Anwendungsbedingungen ökonomischer Instrumente	34
a. Ökonomische und technische Rahmenbedingungen	35
b. Ökologische Rahmenbedingungen	40
c. Rechtliche Rahmenbedingungen	42
c. Fiskalpolitische Rahmenbedingungen	46
d. Sonstige politische Rahmenbedingungen	47
4. Instrumentenwahl in drei Schritten	48
a. Erster Schritt: Ist-Analyse	48
b. Zweiter Schritt: Vorauswahl	48
c. Dritter Schritt: Bewertung	50
VI. Resümee: Herausforderungen und Lösungsansätze	51
1. Herausforderungen auf der Zielebene	51
2. Herausforderungen auf der Instrumentenebene	52
Anhang	55
Literaturverzeichnis	57

I. Einleitung

Im Rahmen des von der Bertelsmann Stiftung, der Heinz Nixdorf Stiftung und der Ludwig-Erhard-Stiftung initiierten und geförderten Forschungsprogramms „Weiterentwicklung und Perspektiven der Sozialen Marktwirtschaft“¹ behandelt ein Forschungsschwerpunkt den Themenbereich „Ökologie und Marktwirtschaft“.² Im Vordergrund der Analysen, die sowohl im Institut für Weltwirtschaft als auch von einer Reihe externer Wissenschaftler erarbeitet worden sind, steht die Frage, wie wirtschaftswissenschaftliche Prinzipien und Erkenntnisse für die Gestaltung einer ökonomisch rationalen Umweltpolitik nutzbar gemacht werden können, um so einen Beitrag zur Bewältigung des Konfliktes zwischen Ökonomie und Ökologie zu leisten.

Vor diesem Hintergrund hat sich der vorliegende Diskussionsbeitrag zur Aufgabe gestellt, die Einsatzmöglichkeiten und Grenzen ökonomi-

scher Konzepte in der Umweltpolitik auszuloten und mit der gegenwärtigen umweltpolitischen Praxis zu vergleichen. Dabei wird sowohl das Problem der umweltpolitischen Zielbestimmung als auch die Frage der jeweiligen Instrumentenwahl erörtert. Als Ergebnis der Untersuchung wird deutlich, daß eine stärkere Berücksichtigung ökonomischer Konzepte zu einem wesentlichen Fortschritt in Richtung auf eine rationale Umweltpolitik beitragen könnte. Zugleich zeigt sich aber auch, daß den praktischen Einsatzmöglichkeiten ökonomischer Instrumente bei realistischer Betrachtung der technischen, ökonomischen, ökologischen und rechtlichen Rahmenbedingungen konkreter Umweltprobleme engere Grenzen gesetzt sind, als dies die zuweilen mit Vehemenz vorgetragene Forderung nach einer ökonomischen Neuorientierung der Umweltpolitik nahelegen mag.

II. Umweltnutzung als ökonomisches Knappheitsproblem

Die Umwelt als Summe aller natürlichen Faktoren, die den menschlichen Lebensraum determinieren, erfüllt aus ökonomischer Sicht vier Grundfunktionen (Siebert 1995: 10 ff.):

- sie liefert erneuerbare und nichterneuerbare Rohstoffe, die im Produktionsprozeß als Inputfaktoren dienen,
- sie liefert öffentliche Umweltgüter, wie insbesondere Atemluft und Trinkwasser, aber auch landschaftliche Schönheit, Erholungswerte, etc.,
- sie liefert „natürliche Entsorgungsdienstleistungen“, indem sie als Aufnahmemedium für Abfallstoffe und Emissionen (einschließlich Lärm und Abwärme) dient, und
- sie stellt Boden als Standort für ökonomische Aktivitäten zur Verfügung.

Zwischen diesen vier Grundfunktionen bestehen vielfache Interdependenzen, die sich in der Regel als *konkurrierende Nutzungsansprüche* manifestieren (Siebert 1995: 10 ff.). Von beson-

derer umweltpolitischer Relevanz ist hierbei die Nutzungskonkurrenz zwischen den Funktionen als Schadstoffempfänger und als Lieferant öffentlicher Umweltgüter. In einer aus naturwissenschaftlicher Sicht stark vereinfachten Betrachtungsweise kann die Entstehung dieser Nutzungskonkurrenz als ein dreistufiger Prozeß aufgefaßt werden: Zunächst werden die an die Umwelt abgegebenen Schadstoffe durch Diffusionsprozesse weiträumig auf die verschiedenen Umweltmedien verteilt und im Rahmen natürlicher Regenerationsprozesse zum Teil neutralisiert. Die nicht neutralisierten Schadstoffe lagern sich in den Umweltmedien ab und akkumulieren sich im Zeitverlauf zu entsprechenden Schadstoffbeständen, die schließlich bei Überschreiten spezifischer Grenzwerte die Qualität der betreffenden Umweltgüter beeinträchtigen.

Diese Wechselwirkungen können aus ökonomisch-anthropozentrischer Sicht vernachlässigt werden, solange Umweltgüter wie saubere Luft, reines Wasser und unberührte Natur im Über-

fluß vorhanden sind. Bedingt durch Industrialisierung und Bevölkerungswachstum ist diese Voraussetzung in den meisten Regionen der Erde nicht mehr erfüllt — dem nicht beliebig vermehrbaren Angebot an Umweltgütern (bzw. natürlichen Entsorgungsdienstleistungen) steht eine stetig steigende Nachfrage gegenüber. Im Denkgebäude der Wirtschaftswissenschaften kann das Umweltproblem folglich als ein *ökonomisches Knappheitsproblem* interpretiert werden, zu dessen Lösung drei zentrale Fragen zu beantworten sind (Endres 1994: 3):

- Welches Niveau an Umweltschutzaktivitäten (und damit: welche Allokation der knappen Umweltressourcen auf die miteinander konkurrierenden Nutzungsansprüche) sollte unter Optimalitätsgesichtspunkten angestrebt werden?
- Ist der Marktmechanismus in der Lage, das Verhalten der Wirtschaftssubjekte so zu koordinieren, daß das resultierende Gleichgewicht mit dem Optimum übereinstimmt?
- Welche umweltpolitischen Eingriffsmöglichkeiten stehen gegebenenfalls zur Verfügung, um Abweichungen zwischen Optimum und Gleichgewicht zu korrigieren?

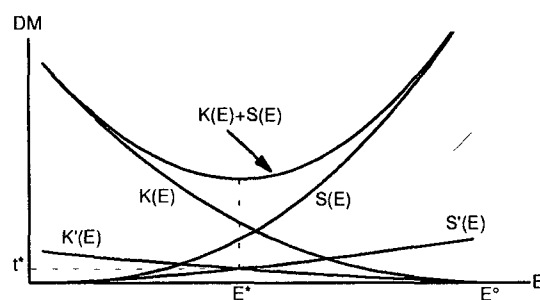
1. Optimales Umweltschutzniveau

Da nahezu jede denkbare ökonomische Aktivität direkt oder indirekt mit der Entstehung von Abfallstoffen und Emissionen verbunden ist, wäre ein *gänzlicher* Verzicht auf die Inanspruchnahme natürlicher Entsorgungsdienstleistungen mit prohibitiv hohen Kosten verbunden. Ein Zustand der *Null-Verschmutzung*, so erstrebenswert er landläufig erscheinen mag, ist aus ökonomischer Sicht folglich keine sinnvolle Zielsetzung. Damit stellt sich das Problem, bis zu welchem Grad an *optimaler Verschmutzung* Wasser, Luft und Boden als Aufnahmemedium für Abfälle und Emissionen genutzt werden sollten, obwohl hierdurch die Qualität der betroffenen Umweltgüter vermindert wird. Hierbei ist zu berücksichtigen, daß jeder graduelle Verzicht auf die Inanspruchnahme natürlicher Entsorgungsdienstleistungen letztendlich mit *Opportunitätskosten* in Form

eingeschränkter Produktionsmöglichkeiten einhergeht. Denn je weniger die Umwelt in ihrer Eigenschaft als Schadstoffempfänger genutzt werden darf, um so mehr knappe Produktionsfaktoren sind für umweltentlastende Maßnahmen, wie etwa den Bau von Kläranlagen, einzusetzen und stehen damit nicht mehr für anderweitige Verwendungen zur Verfügung.

Bei gegebenen technologischen Rahmenbedingungen existiert folglich ein Trade-off zwischen Umweltqualität und Güterproduktion, der sich unter einer Reihe von vereinfachenden Annahmen als „wohldefiniertes“ ökonomisches Optimierungsproblem auffassen läßt. Die Struktur dieses Problems ist in Schaubild 1 am konkreten Beispiel anthropogener Schadstoffemissionen dargestellt, die generelle Argumentationslinie läßt sich jedoch auch auf andere Formen von Umweltbelastungen übertragen. Hier bezeichnet E die emittierte Schadstoffmenge, $S(E)$ den zugehörigen, monetär bewerteten Umweltschaden und $K(E)$ die mit der Emissionsvermeidung einhergehenden Opportunitätskosten, wobei das „Laissez-faire“-Niveau E^0 einen unregulierten Ausgangszustand darstellt, in dem noch keinerlei Schadstoffvermeidung stattfindet und damit auch keine Vermeidungskosten $K(E)$ anfallen.

Schaubild 1 – Bestimmung des gesellschaftlich optimalen Emissionsniveaus



Unter den Schaubild 1 zugrundeliegenden Prämissen ergibt sich das optimale Emissionsniveau gerade im Schnittpunkt von Grenzkosten $K'(E)$ und Grenzschäden $S'(E)$, denn hier erreicht die *Summe* aus Vermeidungskosten und verbleibenden Umweltschäden ihr Minimum. Da hiermit zugleich auch das optimale Niveau der

Schadstoffvermeidung, $E^0 - E^*$, feststeht, ist die erste der drei oben genannten Fragen — zumindest in der Theorie — beantwortet: Aus ökonomischer Sicht ist es sinnvoll, Umweltschutzaktivitäten so lange auszudehnen, bis die dadurch zusätzlich verursachten Kosten den zusätzlichen Nutzen in Form vermiedener Umweltschäden entsprechen.

2. Versagen des Marktmechanismus

Die zweite der oben genannten Fragen betrifft die Eigenschaften des Marktgleichgewichtes. Damit der Marktmechanismus zu einer optimalen Allokation knapper Ressourcen (und damit auch zu einem optimalen Niveau an Umweltschutzaktivitäten) führt, muß neben einer Reihe weiterer formaler Voraussetzungen gewährleistet sein, daß sich für *jedes* knappe Gut ein Marktpreis herausbildet, der *alle* monetären und nicht-monetären Kosten beinhaltet, die durch seine Bereitstellung und seinen Konsum verursacht werden. Bezogen auf die vorliegende Problemstellung impliziert diese Forderung, daß sich für die Nutzung der Umwelt als Schadstoffempfänger ein Preis herausbilden muß, der gerade den in Schaubild 1 skizzierten Grenzschaäden entspricht. Eine solche Preisbildung findet jedoch ohne umweltpolitische Eingriffe in den Marktmechanismus nicht statt. Denn an den betroffenen Umweltmedien existieren in der Regel keine privaten Eigentumsrechte, und damit gibt es niemand, der mit den Schadstoffverursachern in Preisverhandlungen treten und eine Entschädigung für die Verletzung seiner Eigentumsrechte fordern könnte.

Der fehlende Preis für die Nutzung der Umwelt als Schadstoffempfänger hat zur Folge, daß der Markt als Koordinierungsmechanismus versagt und die Allokation knapper Umweltressourcen in Abwesenheit politischer Eingriffe nach dem „Gesetz des Dschungels“ erfolgt. Dabei können sich die aggressiven Nutzungsansprüche der Schadstoffverursacher uneingeschränkt durchsetzen gegenüber den defensiven Nutzungsansprüchen der Konsumenten öffentlicher Umweltgüter (Endres 1994: 2). In dem in Schaubild 1 betrachteten Beispiel würde sich

folglich statt der optimalen Allokation E^* das „Laissez-faire“-Niveau E^0 einstellen.

Weiteren Aufschluß über Ursache und Tragweite von Umweltproblemen bietet die Theorie externer Effekte. Im vorliegenden Fall sind es die Schadstoffverursacher, die der Allgemeinheit externe Nachteile (Kosten) in Form einer verminderten Umweltqualität aufbürden. Da letztere aufgrund fehlender Marktbeziehungen nicht in das privatwirtschaftliche Kalkül der Verursacher einfließen, ergibt sich ein Auseinanderklaffen von privaten und gesellschaftlichen Kosten. Als Folge hiervon sind die *Marktpreise* umweltbelastend produzierter Güter zu gering, die Nachfrage ist zu hoch, und es ergibt sich eine entsprechende Fehlallokation der Produktionsfaktoren (z.B. Siebert 1976: 7 f.). Der fehlende Preis für die Nutzung der Umwelt als Schadstoffempfänger schlägt sich also nicht nur unmittelbar in einer zu hohen Umweltbelastung nieder, sondern er bewirkt darüber hinaus auch eine Verzerrung der gesamten volkswirtschaftlichen Produktionsstruktur. Dieser Effekt ist insbesondere dann von Bedeutung, wenn die umweltbelastend produzierten Güter nicht für den unmittelbaren Konsum bestimmt sind, sondern als Vorleistungen in die Produktion vieler nachgelagerter Stufen eingehen. In diesem Fall wird die betreffende Preisverzerrung von Produktionsstufe zu Produktionsstufe weitergegeben und breitet sich dabei auf einen immer größeren Kreis von Gütern und Dienstleistungen aus.

3. Ansatzpunkte umweltpolitischer Korrekturmaßnahmen

Umweltpolitische Maßnahmen zur Korrektur der Fehlallokation können an zwei verschiedenen *Eingriffsebenen* ansetzen. Zum einen ist es möglich, auf der ordnungspolitischen Ebene die allgemeinen Spielregeln wirtschaftlichen Handelns in einer solchen Weise zu modifizieren, daß der Marktmechanismus aus sich selbst heraus — also ohne weitere staatliche Einwirkung — das jeweils gewünschte Ergebnis erzeugt. Zum anderen ist es möglich, auf der prozeßpolitischen Ebene zu agieren und in jedem einzelnen Problembereich den angestrebten Zustand durch dis-

ktionäres staatliches Eingreifen herbeizuführen.

Eine wichtige Unterscheidung betrifft hierbei die jeweils verfolgte Zielsetzung: Maßnahmen auf der ordnungspolitischen Ebene trachten stets danach, externe Nutzen und Kosten möglichst vollständig in das Entscheidungskalkül der Wirtschaftssubjekte zu internalisieren, um damit dem Ideal einer *optimalen* Ressourcenallokation — wie etwa E^* in Schaubild 1 — möglichst nahe zu kommen. Demgegenüber ist es bei prozeßpolitischen Maßnahmen zunächst offen, ob das ökonomische Optimum angestrebt wird oder lediglich die weniger anspruchsvolle Zielsetzung, einen politisch wie auch immer vorgegebenen Standard durchzusetzen. Einen ersten Überblick über Eingriffsebene und Zielsetzung der verschiedenen Varianten umweltpolitischer Korrekturmechanismen gibt Übersicht 1.

a. Ordnungspolitische Ebene

Der klassische ordnungspolitische Vorschlag zur Bewältigung von Umweltproblemen besteht in der Zuweisung umfassender *Eigentumsrechte*, die es Schädigern und Geschädigten erlauben, das jeweilige Ausmaß an Umweltbelastung durch private Verhandlungen über entsprechende Kompensationszahlungen festzulegen. Wie von Coase (1960) gezeigt, führen solche Verhandlungen unter einer Reihe von vereinfachenden Annahmen zur Realisierung des optimalen Niveaus an Umweltschutzaktivitäten. Dies gilt insbesondere unabhängig davon, welcher der beiden beteiligten Parteien das Eigentumsrecht zugewiesen wird.

Unter allen denkbaren umweltpolitischen Eingriffsmöglichkeiten kommt die Zuweisung priva-

ter Eigentumsrechte dem ordnungspolitischen Ideal eines liberalen Staates, der sich auf das Setzen von Rahmenbedingungen beschränkt, am nächsten. Die praktische Anwendung des Coase-Theorems scheitert indes an einer Reihe schwerwiegender Probleme. So ist die Durchsetzung privater Eigentumsrechte an Umweltgütern aufgrund des fehlenden Ausschließungsprinzips häufig nicht möglich. Hinzu kommt, daß die von Coase (1960) nachgewiesenen Optimalitätseigenschaften nur dann gelten, wenn mit den Verhandlungen selbst keinerlei *Transaktionskosten* verbunden sind. Letzteres kann jedoch gerade bei Umweltproblemen, die sich zumeist durch das Gegenüberstehen einer kaum vollständig identifizierbaren Vielzahl von Schädigern und Geschädigten auszeichnen, nicht erwartet werden. Im Gegenteil ist bei vielen Umweltproblemen sogar davon auszugehen, „daß die Transaktionskosten den möglichen Verhandlungsgewinn übersteigen“ werden (Endres 1994: 50). In diesem Fall ist es für Schädiger und Geschädigte selbst bei Existenz wohldefinierter und prinzipiell durchsetzbarer Eigentumsrechte nicht lohnend, private Verhandlungen über das Ausmaß der Umweltschädigung aufzunehmen.³

Eng verwandt mit der Coase-Lösung sind *haftungsrechtliche Ansätze*, bei denen der Gesetzgeber explizit bestimmt, unter welchen Voraussetzungen der Verursacher eines externen Effektes die Geschädigten kompensieren muß. Für den Fall der verschuldensunabhängigen Gefährdungshaftung läßt sich hierbei in Analogie zu Coase zeigen, daß die mit der Schadensersatzpflicht einhergehende Internalisierung unter einer Reihe von vereinfachenden Annahmen stets zu einem optimalen Niveau an Umweltschutzaktivitäten führt (Endres 1994: 66).

Übersicht 1 – Eingriffsebene und Zielsetzungen umweltpolitischer Maßnahmen

	Ordnungspolitische Ebene	Prozeßpolitische Ebene
Internalisierungsansätze	Zuweisung von Eigentumsrechten Haftungsrechtlicher Ansatz	Pigou-Steuer
Standardorientierte Ansätze	—	Abgaben und handelbare Nutzungsrechte Auflagen und Verbote

Quelle: Eigene Darstellung in Anlehnung an Endres (1994).

Indes gilt auch hier, daß der praktischen Umsetzung einige schwerwiegende Probleme entgegenstehen. Insbesondere wäre vorauszusetzen, daß sich Verursacher, Opfer und Schadensumfang stets zweifelsfrei und kostenlos identifizieren lassen. Durch Umweltbelastungen hervorgerufene Schäden zeichnen sich aber häufig gerade dadurch aus, daß sie nicht einem *einzelnen* Verursacher zugerechnet werden können und daß zwischen Ursache und Wirkung nicht selten eine große räumliche oder zeitliche Distanz liegt. Angesichts der komplexen Wirkungszusammenhänge bei der Entstehung solcher Distanz-, Summations- und Allmählichkeitsschäden wird es in der Praxis häufig nicht möglich sein, einen zweifelsfreien Verursacher zu ermitteln und den zur Durchsetzung von Schadensersatzforderungen notwendigen Kausalitätsbeweis zu erbringen. Haftungsrechtliche Regelungen, von Rehbinder (1976: 394) nicht ohne Ironie als „Lieblingskind orthodox-liberaler Ökonomen“ bezeichnet, sind damit bestenfalls als ergänzendes Instrumentarium von einer gewissen, wenn auch untergeordneten, praktischen Bedeutung.⁴

b. Prozeßpolitische Ebene

Der klassische prozeßpolitisch orientierte Internalisierungsansatz geht auf den Vorschlag von Pigou (1920) zurück, die Verursacher von Umweltbelastungen mit einer Steuer zu belegen, die gerade dem Grenzscha-den im Optimum entspricht (wie zum Beispiel t^* in Schaubild 1).

Unter der Annahme kostenminimierenden Verhaltens seitens der Verursacher führt auch dieser Ansatz zu einem optimalen Niveau an Umweltschutzaktivitäten (z.B. Endres 1994: 90 ff.).

Die für eine solche Lösung erforderliche Bestimmung des optimalen Steuersatzes scheitert in der Praxis allerdings an einer Reihe schwerwiegender Informationsprobleme (vgl. Abschnitt III.1.b). Für den praktischen umweltpolitischen Einsatz ist die Pigou-Steuer damit ebenso ungeeignet wie die Coase-Lösung. Die Bedeutung dieser idealtypischen Internalisierungsmechanismen besteht vielmehr darin, daß sie den Ausgangspunkt für die Entwicklung einer Reihe von politiknäheren Instrumentvarianten bilden (Endres 1994: 96).

Bei diesen standardorientierten Ansätzen wird auf die anspruchsvolle Zielsetzung einer umfassenden Internalisierung verzichtet. Statt dessen wird hier lediglich die Realisierung eines politisch vorgegebenen und nicht notwendigerweise optimalen Umweltstandards verfolgt. Dabei sind zwei Entscheidungsebenen zu durchlaufen: Zunächst ist im Rahmen der umweltpolitischen Zielbestimmung festzulegen, welches Niveau an Umweltschutz im jeweiligen Einzelfall angestrebt werden soll (vgl. Kapitel III); anschließend ist im Rahmen der umweltpolitischen Instrumentenwahl eine Entscheidung darüber zu treffen, durch welche konkreten Maßnahmen diese Vorgaben in zielkonformes Verhalten auf der Verursacherebene umgesetzt werden (vgl. Kapitel IV und V).

III. Umweltpolitische Zielbestimmung

Wie sich unmittelbar aus dem in Kapitel II diskutierten Optimierungskalkül ableiten läßt, befindet sich das im *theoretischen Idealfall* anzustrebende Niveau an Umweltschutzaktivitäten gerade dort, wo Grenzkosten und Grenznutzen der Schadensvermeidung übereinstimmen (zum Beispiel E^* in Schaubild 1). Die Umsetzung dieser theoretischen Handlungsanweisung erfordert eine monetäre Quantifizierung der Nutzen und Kosten umweltentlastender Maßnahmen, die in der Praxis mit zahlreichen Abgrenzungs-, Infor-

mations- und Bewertungsproblemen verbunden ist (vgl. den folgenden Abschnitt III.1). Aufgrund dieser Schwierigkeiten ist es bisher nicht gelungen, das volkswirtschaftlich „optimale“ Niveau an Umweltschutz auch nur in einem einzigen konkreten Anwendungsfall zu bestimmen (vgl. Endres und Finus 1996). Das Kriterium der ökonomischen Optimalität kann deshalb die letztendlich von der politischen Ebene vorzunehmende Zielbestimmung nicht ersetzen. Aber es kann als Leitbild und Orientierungshilfe für die

Formulierung rationaler umweltpolitischer Zielvorstellungen dienen, die ansonsten Gefahr laufen, sich im Gestrüpp aus Gruppeninteressen, Ignoranz und falsch verstandenen Umwelt-schutzmotiven zu verlieren.

1. Probleme der quantitativen Zielbestimmung

Die Feststellung des volkswirtschaftlichen Optimums erfordert, daß die Nutzen und Kosten der betreffenden Umweltschutzaktivitäten quantifiziert und gegeneinander abgewogen werden. Dabei ist zu beachten, daß es im Gegensatz zur Vorgehensweise der traditionellen Projektbewertung nicht genügt, lediglich die Nutzen und Kosten für ein einzelnes, a priori definiertes Niveau an Umweltschutzaktivitäten zu ermitteln. Vielmehr ist es erforderlich, die jeweiligen Nutzen und Kosten für variierende Aktivitätsniveaus zu bestimmen, so daß sich der Verlauf der zugrundeliegenden funktionalen Zusammenhänge — wie z.B. $K(E)$ und $S(E)$ in Schaubild 1 — möglichst vollständig approximieren läßt. Obgleich die hierfür verfügbaren Verfahren seit Beginn der siebziger Jahre kontinuierlich verbessert und weiterentwickelt wurden, bestehen insbesondere bei der Quantifizierung der Nutzenseite noch zahlreiche ungelöste Probleme, die einer eindeutigen Feststellung des optimalen Niveaus an Umweltschutz entgegenstehen. Die große Aufmerksamkeit, die den Problemen der monetären Bewertung von Umweltqualität geschenkt wurde (vgl. z.B. Pommerehne und Römer 1992; Ewers und Rennings 1996), sollte jedoch nicht darüber hinwegtäuschen, daß auch die andere Seite des betrachteten Optimierungskalküls, nämlich die Quantifizierung der Kosten von Umweltschutzmaßnahmen, mit zahlreichen Schwierigkeiten verbunden ist.

a. Quantifizierung der Kostenseite

Zur Bestimmung der gesamtwirtschaftlichen Kosten von Umweltschutzaktivitäten stehen zwei unterschiedliche Vorgehensweisen zur Verfügung, die in der Literatur als „bottom up“- und „top down“-Ansatz bekannt sind. Das Grund-

prinzip dieser beiden Vorgehensweisen und die jeweils zu beachtenden Probleme werden im folgenden am Beispiel der Kohlendioxid-Vermeidung illustriert.⁵

„Bottom up“-Ansatz

Im Rahmen des „bottom up“-Ansatzes werden konkrete technologische Möglichkeiten der CO₂-Vermeidung auf ihre Kosten und Einsparungseffekte hin untersucht. Im Idealfall werden dabei alle Stufen von der Energieerzeugung bis zum Endverbraucher berücksichtigt, so daß sich ein möglichst umfassendes Bild der verfügbaren Einsparungspotentiale ergibt. In einem zweiten Schritt werden dann die jeweiligen Durchschnittskosten pro Tonne vermiedener CO₂-Emissionen berechnet und die einzelnen Optionen nach ihrer Wirtschaftlichkeit angeordnet. Werden hierbei die kumulierten Einsparungspotentiale in Abhängigkeit von den jeweiligen Kosten dargestellt, so kann der resultierende Kurvenverlauf als technologisch determinierte Vermeidungskostenfunktion interpretiert werden (vgl. z.B. Johansson und Swisher 1994).

Ein spezifisches Charakteristikum von „bottom up“-Schätzungen besteht darin, daß häufig umfangreiche Einsparpotentiale zu *negativen* Kosten identifiziert werden. Solche Ergebnisse führen jedoch unmittelbar zu der klassischen „free lunch“-Frage, wieso sich diese (scheinbar) kostensenkenden Maßnahmen nicht bereits ohne umweltpolitischen Eingriff durchsetzen konnten (Nordhaus 1991: 48). Hierfür bietet die Literatur zwei einander ergänzende Argumentationslinien. So ist zum einen davon auszugehen, daß die genannten Schätzungen häufig unvollständig sind, indem sie wichtige Faktoren wie etwa Transaktionskosten, Umstellungs- und Anpassungskosten sowie technische und regulatorische Risiken außer acht lassen. Darüber hinaus ist gerade im CO₂-Fall zu vermuten, daß sich selbst solche Vermeidungsoptionen, die tatsächlich mit einer Kostensenkung verbunden wären, aufgrund bestehender Marktunvollkommenheiten nicht durchsetzen können. Hier werden in der Literatur vor allem Finanzierungsrestriktionen, unvollkommene Information und ineffiziente Angebotsstrukturen im Energiesektor hervorgehoben (z.B. von Jochem und Gruber 1990).

Ein weiteres Problem von „bottom up“-Schätzungen besteht darin, daß es sich in der Regel um eine reine Addition partialanalytisch festgestellter Vermeidungspotentiale handelt, die in der Praxis jedoch häufig nicht unabhängig voneinander sind, so daß die Gefahr der Doppelzählung besteht. Hinzu kommt, daß die praktische Durchsetzung der als kostengünstig identifizierten Vermeidungsoptionen gerade im CO₂-Fall mit spürbaren *gesamtwirtschaftlichen Effekten* einhergehen würde. Dies betrifft die Änderung von relativen Preisen und Terms of Trade sowie die hieraus resultierenden Nachfrageumschichtungen und die entsprechenden Anpassungsreaktionen der Produzenten. Werden solche Rückwirkungen in die Betrachtung einbezogen, so lassen sich die tatsächlichen gesamtwirtschaftlichen Kosten der Emissionsvermeidung nur noch als Änderung des Sozialprodukts gegenüber einem entsprechenden Referenzpfad angeben, und der in „bottom up“-Ansätzen verwendete *Kostenbegriff*, der nur den direkten Ressourcenverzehr umfaßt, verliert an Aussagekraft. Mithin sind „bottom up“-Schätzungen strenggenommen nur bei Umweltproblemen von geringer ökonomischer Reichweite zulässig. In allen anderen Fällen, in denen spürbare gesamtwirtschaftliche Effekte zu erwarten sind, ist dem „top down“-Ansatz der Vorzug zu geben.

„Top down“-Ansatz

Im Gegensatz zu „bottom up“-Schätzungen beruht der „top down“-Ansatz nicht auf der Analyse konkreter technologischer Vermeidungsoptionen, sondern auf der Modellierung der prinzipiellen makroökonomischen Zusammenhänge zwischen wirtschaftlicher Aktivität und Umweltbelastung. So wird im CO₂-Fall die Technologie der betrachteten Sektoren in der Regel durch ineinander verschachtelte Produktionsfunktionen vom CES- bzw. Cobb-Douglas-Typ beschrieben, die auf der höchsten Aggregationsstufe die Faktoren Arbeit, Kapital und Energie zusammenfassen und auf den darunter liegenden Stufen die entsprechenden Substitutionsmöglichkeiten zwischen den verschiedenen Energieträgern abbilden (vgl. z.B. Manne und Richels 1990). Durch diesen mehrstufigen Aufbau können alle

Vermeidungsoptionen von der Energieerzeugung bis zum Endverbraucher berücksichtigt werden.

Die prinzipielle Vorgehensweise aller „top down“-Schätzungen besteht darin, zunächst ein „business as usual“-Szenario zu berechnen, das die zukünftige Entwicklung von Sozialprodukt und Emissionen unter Fortschreibung des Status quo darstellt. In einem zweiten Schritt werden dann umweltpolitische Maßnahmen, wie etwa die Erhebung einer Emissionsabgabe, in das Modell eingeführt und einer erneuten Simulation zugrunde gelegt, deren Zeitpfade dann mit dem „business as usual“-Szenario verglichen werden. Die hierbei festgestellten Unterschiede in der jeweiligen Entwicklung des Sozialprodukts lassen sich als gesamtwirtschaftliche Kosten der Schadstoffvermeidung interpretieren. Letztere sind in „top down“-Modellen typischerweise abhängig von (a) den angestrebten Reduzierungszielen im Verhältnis zum jeweiligen „business as usual“-Szenario und (b) den im Modell enthaltenen Vermeidungs- bzw. Substitutionsmöglichkeiten, wobei in der langfristigen Perspektive insbesondere die Existenz einer möglichen „backstop“-Technologie⁶ von großer Bedeutung ist (vgl. z.B. Hoeller et al. 1991: 52 ff. für den CO₂-Fall).

„Top down“-Schätzungen erfordern im Vergleich zum „bottom up“-Ansatz ein wesentlich höheres Maß an Informationen. Denn während sich der „bottom up“-Ansatz auf eine partialanalytische Betrachtung technologisch determinierter Vermeidungskosten beschränkt, sind bei „top down“-Schätzungen alle relevanten gesamtwirtschaftlichen Verflechtungen in die Analyse einzubeziehen. Hierzu kommen in der Regel nur empirische allgemeine Gleichgewichtsmodelle von erheblicher Komplexität in Betracht (vgl. z.B. Klepper et al. 1994). Dabei ist insbesondere zu beachten, daß die Erhebung einer Energieabgabe oder ähnlich weitreichende umweltpolitische Maßnahmen häufig auch mit signifikanten *außenwirtschaftlichen* Effekten verbunden sind,⁷ so daß eine Modellierung der binnenwirtschaftlichen Verflechtungen allein nicht ausreicht, um zu einer realistischen Schätzung der gesamtwirtschaftlichen Kosten zu gelangen. In diesem Fall sind *multi-regionale* Gleichge-

wichtsmodelle erforderlich, bei denen die Handelsbeziehungen zwischen den verschiedenen Modellregionen explizit berücksichtigt werden.⁸

Zusammenfassend läßt sich feststellen: Bei Umweltproblemen ohne nennenswerte gesamtwirtschaftliche Effekte läßt sich die Kostenseite des umweltpolitischen Entscheidungsproblems durch verhältnismäßig einfach zu handhabende „bottom up“-Ansätze quantifizieren. Wird dagegen die Erhebung einer Energieabgabe oder eine ähnlich weitreichende Maßnahme betrachtet, so lassen sich die gesamtwirtschaftlichen Kosten nur noch im Rahmen von „top down“-Modellen bestimmen, deren Entwicklung und Anwendung mit zahlreichen konzeptionellen Problemen verbunden ist (zu einer Übersicht vgl. Klepper et al. 1994).

b. Quantifizierung der Nutzenseite

Ein aus methodischer Sicht höchst bedeutsamer Unterschied zwischen der Kosten- und der Nutzenseite des umweltpolitischen Entscheidungsproblems besteht in der *Dimensionierung* der jeweils betrachteten Größen: Während sich die Kosten von Umweltschutzaktivitäten zumeist als unmittelbare Wertgröße angeben lassen (z. B. x Millionen DM), sind die zugehörigen Nutzen a priori nur als eine rein physische Mengengröße feststellbar (z. B. y Tonnen vermiedener CO₂-Emissionen). Um von dieser Information zu einer operationalen Größe im Sinne des ökonomischen Optimierungskalküls zu gelangen, sind zwei Schritte erforderlich. Zunächst muß ermittelt werden, welche konkreten (Umwelt-)Schäden durch die betrachtete Maßnahme vermieden werden können, und anschließend ist zu fragen, wieviel es der Gesellschaft *wert* ist, die betreffenden Schäden zu vermeiden. Während der erste dieser beiden Schritte primär naturwissenschaftliche Fragestellungen betrifft, ist die *monetäre Bewertung* eine originär wirtschaftswissenschaftliche Aufgabe, die in der Literatur entsprechend große Aufmerksamkeit gefunden hat.⁹

Bewertungsverfahren

Das grundsätzliche Problem der monetären Bewertung von Umweltverschlechterungen besteht darin, daß sich die Präferenzen für saubere Luft,

Naturschutz etc. in der Regel nicht in unmittelbar beobachtbaren Marktpreisen niederschlagen, so daß auf entsprechende Schätzungen und Hilfskonstruktionen zurückgegriffen werden muß. Die hierfür gebräuchlichen Methoden lassen sich unterteilen in *direkte* und *indirekte* Verfahren der Präferenzermittlung (vgl. z.B. Ewers und Rennings 1996).

Direkte Verfahren der Präferenzermittlung beruhen entweder auf der Simulation künstlicher Märkte für Umweltqualität oder auf der unmittelbaren Befragung der potentiell von einer Umweltverschlechterung betroffenen Wirtschaftssubjekte (contingent valuation). Gegen direkte Befragungen zur Ermittlung der Zahlungsbereitschaft für bestimmte Umweltgüter wird häufig eingewandt, die Probanden unterlägen einem strategischen Anreiz, ihre wahren Präferenzen zu verschleiern und eine je nach Befragungssituation verzerrte Zahlungsbereitschaft anzugeben. Die Resultate zahlreicher experimenteller Studien sprechen jedoch dafür, daß strategisches Verhalten in der Praxis eine vergleichsweise geringe Rolle spielt (Pommerehne und Römer 1992: 195). Schwerwiegender jedoch ist die häufig zu beobachtende Neigung der Probanden, die *Begrenztheit* ihres verfügbaren Budget zu übersehen und bei der spontanen Bewertung eines einzelnen, isoliert betrachteten Problems eine viel zu hohe Zahlungsbereitschaft anzugeben.

Dieses Konsistenzproblem wird bei der Simulation künstlicher Märkte für Umweltqualität umgangen, denn hier wird den Probanden ein zuvor festgelegtes Budget zugeteilt, das sie im Rahmen einer hypothetischen Spielsituation auf verschiedene umweltpolitische Verwendungszwecke aufteilen können (Pommerehne und Römer 1992: 196 ff.). Bedingt durch den höheren Aufwand läßt sich in dieses Verfahren jedoch nur eine wesentlich geringere Anzahl von Probanden einbeziehen, die zudem bereits ein gewisses Maß an Vorbildung aufweisen müssen, um die vergleichsweise komplexe Spielsituation überhaupt bewältigen zu können. Insofern erscheinen Marktsimulationen zur Gewinnung *repräsentativer* Ergebnisse wenig geeignet.

Indirekte Verfahren der Präferenzermittlung beruhen auf der Beobachtung von Entscheidungen auf realen Märkten, die in einem bestimmten

Zusammenhang mit den zu bewertenden Umweltgütern stehen (zum folgenden vgl. Pommerhne und Römer 1992: 174 ff.). Entstehen etwa bei der Inanspruchnahme eines bestimmten öffentlichen Umweltgutes *komplementäre* private Kosten (z.B. Transportkosten), so bildet die Summe der von allen Nutzern aufgewendeten Kosten einen Indikator für Gesamtwertschätzung des betreffenden Gutes. Mit diesem als „Transportkostenansatz“ bekannten Verfahren läßt sich allerdings nur eine eng eingegrenzte Gruppe von Umweltgütern bewerten (z.B. Naturparks). Hinzu kommt, daß die Beobachtung von Marktdaten nur Rückschlüsse auf solche Nutzenkomponenten zuläßt, die von der tatsächlichen Inanspruchnahme des betreffenden Gutes abhängen. Darüber hinausgehende Nutzenkomponenten, wie etwa Existenz- und Optionswerte, bleiben demgegenüber unberücksichtigt.

Während der Transportkostenansatz auf der Beobachtung *komplementärer* privater Kosten beruht, werden im Rahmen des Vermeidungskostenansatzes *substitutive* private Kosten als Bewertungsmaßstab herangezogen. So läßt sich etwa der Nutzen von Lärmschutzmaßnahmen quantifizieren anhand der privaten Kosten, die die betroffenen Individuen für den Einbau von Schallschutzfenstern aufwenden. Dabei ergeben sich allerdings zahlreiche Abgrenzungsprobleme, denn die betrachteten Ausgaben sind häufig mit Zusatznutzen verbunden, die über den zu bewertenden Tatbestand hinausgehen (z.B. Heizkostenersparnis durch Schallschutzfenster).

Ein weiteres indirektes Bewertungsverfahren ist schließlich die „hedonistische Preisanalyse“, bei der versucht wird, regionale Unterschiede in Häuser- und Grundstückspreisen mit den jeweiligen Umweltcharakteristiken der einzelnen Regionen in Verbindung zu bringen. Dabei läßt sich mit Hilfe ökonometrischer Verfahren schätzen, welchen Einfluß etwa ein variierender Grad an Luftverschmutzung auf die Zahlungsbereitschaft der Individuen hat. Dieser Ansatz führt allerdings nur dann zu aussagekräftigen Ergebnissen, wenn die Unterschiede in dem betrachteten Umweltmerkmal zwischen den einzelnen Regionen hinreichend stark ausgeprägt sind und wenn sonstige verzerrende Faktoren ausgeschlossen werden können.

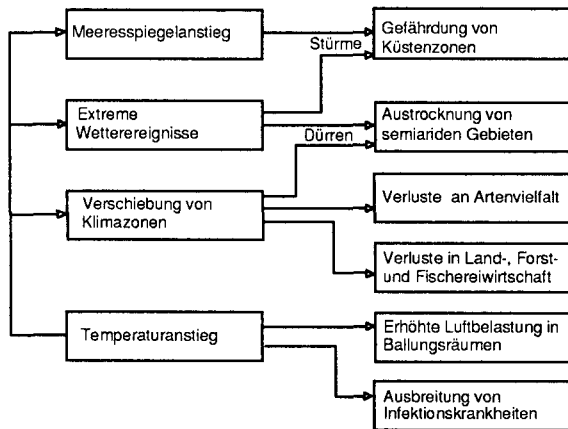
Identifikationsprobleme

Wie diese Aufzählung zeigt, steht für die monetäre Bewertung von Umweltschutzmaßnahmen zwischenzeitlich eine breite Palette empirisch erprobter Verfahren zur Verfügung. Dabei sollte jedoch nicht vergessen werden, daß die Monetarisierung erst den *zweiten* Schritt darstellt, der zunächst eine möglichst klare Identifikation des zu bewertenden Schadensphänomens selbst vorausgehen muß. So ist das ausgefeilteste ökonomische Bewertungsverfahren ohne jeden Nutzen, solange nicht zweifelsfrei geklärt ist, *welche* Effekte mit *welchen* Folgen und gegebenenfalls *welcher* Eintrittswahrscheinlichkeit zu erwarten sind.

Das genannte Identifikationsproblem mag trivial sein, wenn es etwa um die Frage geht, ob ein bisher zu Naherholungszwecken genutztes Gebiet für eine Industrieansiedlung freigegeben werden soll. Hier sind die betrachteten Alternativen klar definiert, und der Nutzen-Kosten-Analytiker kann unmittelbar zur Bewertung schreiten. Dieses in der Literatur häufig zitierte Beispiel stellt in seinem geringen Komplexitätsgrad jedoch nicht den Regelfall dar. Vielmehr sieht sich die umweltpolitische Zielbestimmung in der Praxis zumeist mit einer Vielzahl von Unsicherheiten konfrontiert. Denn die Konsequenzen anthropogener Umweltbeeinflussungen sind in der Regel nicht nur äußerst vielfältig, sondern aufgrund der unvollständigen Kenntnis natürlicher Regelkreisläufe und Wechselwirkungen auch nur in Teilbereichen absehbar.

Ein extremes Beispiel für die Komplexität umweltpolitischer Probleme sind die möglichen Auswirkungen des anthropogenen Treibhauseffektes, die sich bis heute nur unvollständig und mit erheblicher Unsicherheit identifizieren lassen. Schaubild 2 gibt einen Überblick über die unmittelbar zu erwartenden Auswirkungen einer Klimaerwärmung, wobei eventuelle sozio-ökonomische Folgeeffekte (Wanderungsbewegungen, verschärfte Verteilungskonflikte, etc.) noch nicht berücksichtigt sind. In Anbetracht der Tragweite und Komplexität dieser Zusammenhänge dürfte die Frage der *monetären Bewertung* in der Tat zweitrangig erscheinen.

Schaubild 2 – Mögliche Folgen des anthropogenen Treibhauseffektes



Quelle: In Abänderung von Masuhr et al. (1992).

Zeitliche Dimension

Eine weitere Schwierigkeit der ökonomischen Beurteilung von Umweltschutzmaßnahmen wird bei Einbeziehung der *zeitlichen* Dimension deutlich. Da Umweltprobleme häufig langfristiger Natur sind, lassen sich mögliche umweltpolitische Handlungsoptionen nur im Rahmen einer *intertemporalen* Nutzen-Kosten-Abwägung beurteilen. Bei der Auswahl des hierbei anzuwendenden Planungshorizonts sind zwei Probleme gegeneinander abzuwägen. Einerseits erfordern die weitreichenden und zum Teil erst mit erheblicher Zeitverzögerung auftretenden Konsequenzen anthropogener Umweltbeeinflussungen einen möglichst langen Planungshorizont. Andererseits werden aber die verfügbaren Informationen über die langfristige Entwicklung der Rahmendaten mit wachsendem Analysezeitraum immer unsicherer und spekulativer, so daß die resultierenden Ergebnisse an Aussagekraft einbüßen. Hier einen ausgewogenen Kompromiß zu finden ist nur im konkreten Einzelfall unter Berücksichtigung der jeweiligen Rahmenbedingungen möglich.

Ein zweites, mindestens ebenso großes Problem betrifft die Diskontierung zukünftiger Nutzen und Kosten. Die Frage, welche Diskontrate bei der Bewertung alternativer umweltpolitischer Handlungsoptionen verwendet werden sollte, wird in der wirtschaftswissenschaftlichen Literatur äußerst kontrovers diskutiert. Dabei reichen

die unterschiedlichen Standpunkte, die jeweils für sich betrachtet mit einer durchaus plausiblen Begründung aufwarten können, von einer Ablehnung jeglicher Diskontierung bis hin zu Diskonraten jenseits von 10 % (vgl. z. B. Lind 1982). So steht der Nutzen-Kosten-Analytiker vor dem Dilemma, daß es einerseits eine eindeutig „richtige“ Diskontrate nicht gibt, andererseits aber die resultierende Bewertung in starkem Maße von der gewählten Diskontrate abhängt.

Als besonders problematisch erweist sich in diesem Zusammenhang, daß die *Kosten* von Umweltschutzmaßnahmen in der Regel sofort anfallen, während die *Nutzen* häufig erst mit einer erheblichen zeitlichen Verzögerung auftreten. Durch diese zeitliche Asymmetrie von Nutzen und Kosten impliziert jede Diskontierung eine systematische Verzerrung in Richtung auf eine „Laissez-faire“-Politik. Als extremes Beispiel läßt sich auch hier wieder der anthropogene Treibhauseffekt nennen, denn aufgrund der ausgleichenden thermischen Wirkung des Ozeans vergehen mehrere Dekaden, bis sich das Klimasystem an den durch die jeweiligen Treibhausgasemissionen determinierten Gleichgewichtspfad angepaßt hat. Dementsprechend werden auch die Nutzen klimapolitischer Maßnahmen erst mit einer Zeitverzögerung von mehreren Dekaden wirksam, so daß die Höhe der Diskontrate einen entscheidenden Einfluß auf das „optimale“ Niveau an Klimaschutz hat.

Beträgt die mittlere Zeitverzögerung zum Beispiel 60 Jahre und wird hier eine Diskontrate von 2 % angewendet, so ist es rentabel, das Niveau an Klimaschutz solange auszudehnen, bis die letzte eingesetzte D-Mark zukünftige Klimaschäden in dreifacher Höhe vermeidet. Wird die Diskontrate dagegen auf 7 % erhöht, so ist die Rentabilitätsgrenze bereits erreicht, wenn die letzte eingesetzte D-Mark zukünftige Schäden in sechzigfacher Höhe vermeidet.

c. Konzeptionelle Grenzen der Nutzen-Kosten-Analyse

Verteilungsprobleme

Bereits das zuletzt genannte Beispiel deutet darauf hin, daß die traditionelle Vorgehensweise der Nutzen-Kosten-Analyse bei der Beurteilung von

Umweltproblemen an konzeptionelle Grenzen stößt. Werden Zeithorizonte von mehreren Generationen betrachtet, so läßt sich bei Anwendung einer hinreichend hohen Diskontrate nahezu jede zukünftige Katastrophe als Bestandteil eines ökonomisch „optimalen“ Planes ausweisen. Die Diskontierungsfrage allein greift jedoch zu kurz, um das Grundproblem der umweltpolitischen Zielbestimmung mit Hilfe der Nutzen-Kosten-Analyse zu erfassen. So wurde das Instrumentarium der Nutzen-Kosten-Analyse ursprünglich für die Beurteilung öffentlicher Investitionsprojekte etwa im Verkehrsbereich entwickelt. Bei der Interpretation der aus einer solchen Analyse resultierenden Ergebnisse ist zu beachten, daß die durch einen positiven Nettonutzen angezeigte Möglichkeit zu einer Wohlfahrtsverbesserung nur dann auch für jedes Individuum eine Verbesserung darstellt, wenn diejenigen, die bei Durchführung des Projektes einen Nachteil erleiden, hierfür entsprechend kompensiert werden. Da eine solche Kompensation in der Praxis regelmäßig unterbleibt, können auch Projekte mit hohem Nettonutzen zu erheblichen verteilungspolitischen Problemen führen.

Diese „Blindheit“ des Nutzen-Kosten-Kriteriums gegenüber Verteilungsaspekten kann nur dann vernachlässigt werden, wenn gewährleistet ist, daß (a) die zu beurteilenden Projekte für sich betrachtet jeweils nur eine geringfügige Auswirkung für die betroffenen Individuen haben, und (b) keine Gruppe von Individuen bei den einzelnen Projektentscheidungen systematisch bevorzugt oder benachteiligt wird, so daß sich individuelle Vor- und Nachteile zumindest in der Tendenz ausgleichen können.

In den traditionellen Einsatzfeldern der Nutzen-Kosten-Analyse mögen diese beiden Voraussetzungen zumeist erfüllt sein — bei Umweltproblemen sind sie es häufig nicht. Als extremes Beispiel kann auch hier wieder der anthropogene Treibhauseffekt dienen. In diesem Fall ist es offensichtlich, daß die in Frage stehenden Entscheidungen für einzelne Gruppen von Individuen zu Schäden von existenziellem Ausmaß führen können; und es ist ebenso offensichtlich, daß die Nutzen unterlassener Klimaschutzmaßnahmen in Form niedriger Energiepreise vor allem den heute lebenden Generationen zugute

kommen, während die Kosten in Form mannigfaltiger Klimaschäden aufgrund der zeitverzögerten natürlichen Adaptionsmechanismen erst weit in der Zukunft anfallen und damit den Vertretern der nachfolgenden Generationen aufgebürdet werden.

An diesen Überlegungen wird deutlich, daß die übliche Vorgehensweise der Nutzen-Kosten-Analyse aus verteilungspolitischen Gründen nur bei „kleinen“ bis „mittelgroßen“ Umweltproblemen zulässig ist. Handelt es sich dagegen um Fragestellungen existenziellen Ausmaßes, so wird es unvermeidlich, die mechanische Aufrechnung von Nutzen und Kosten durch verteilungspolitisch motivierte Überlegungen zu ergänzen. Im konkreten Beispiel des Treibhauseffektes könnte dies etwa im Sinne der intergenerativen Verteilungsgerechtigkeit implizieren, daß ein bestimmtes Niveau an langfristiger Klimaveränderung als maximal tolerierbarer Grenzwert vorgegeben wird.

Probabilistische Großrisiken

Weitere Probleme der Nutzen-Kosten-Analyse ergeben sich bei der Betrachtung probabilistischer Großrisiken, wie etwa Kernschmelzunfälle. So weisen Ewers und Rennings (1996) darauf hin, daß die Verwendung statistischer Erwartungswerte zu fragwürdigen Ergebnissen führt, wenn die beiden zugrundeliegenden Komponenten „Schadensausmaß“ und „Unfallwahrscheinlichkeit“ extreme Werte annehmen. In solchen Fällen empfiehlt der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (1994: 61), Eintrittswahrscheinlichkeit und Schadensmaß als eigenständige Größen zu bewerten, so daß sich *unabhängig* von der Eintrittswahrscheinlichkeit die Frage nach der Höhe eines maximal akzeptablen Schadensausmaßes ergibt. In diesen Fällen ist die Nutzen-Kosten-Analyse um zusätzliche Restriktionen zu ergänzen.

Grenzen der Bewertbarkeit

Der fundamentalste aller Einwände gegen die Nutzen-Kosten-Analyse betrifft schließlich die Frage, ob es in der Tat möglich und vor allem unter ethischen Gesichtspunkten auch vertretbar ist, jedem Ding einen monetären Gegenwert zuzumessen. Unter Rückgriff auf Kant (1961: 87)

läßt sich die Trennungslinie zwischen Bewertbarem und prinzipiell Unbewertbarem nach dem Prinzip der *funktionalen Ersetzbarkeit* ziehen (vgl. hierzu auch Hampicke 1993):

„Im Reich der Zwecke hat alles entweder einen Preis oder eine Würde. Was einen Preis hat, an dessen Stelle kann auch etwas anderes als Äquivalent gesetzt werden; was dagegen über allen Preis erhaben ist, mithin kein Äquivalent verstattet, das hat eine Würde“.

Das hier als „Würde“ umschriebene Phänomen bezeichnet einen *intrinsischen* Wert, der losgelöst von allen instrumentellen Überlegungen steht: Etwas ist nicht Mittel zum Zweck, sondern ein Zweck „an sich“. Dabei ergibt sich für die Nutzen-Kosten-Analyse das Problem, daß intrinsische Werte aufgrund des fehlenden Referenzpunktes keinerlei monetärer Quantifizierung zugänglich sind und sich der Verlust an solchen Werten folglich in den resultierenden Ergebnissen nicht widerspiegelt. In Fällen, in denen bedeutende intrinsische Werte zur Disposition stehen, führt die mechanische Aufrechnung allein der quantifizierbaren Nutzen- und Kostenkomponenten zu keinerlei aussagefähigem Ergebnis. Vielmehr wird es auch hier erforderlich, die Nutzen-Kosten-Analyse durch exogene Restriktionen hinsichtlich der Unverletzbarkeit bestimmter Werte zu ergänzen.

d. Praktische Bedeutung der Nutzen-Kosten-Analyse

Das Instrumentarium der Nutzen-Kosten-Analyse und der hierauf aufbauende ökonomische Optimalitätsbegriff liefern eine wertvolle Entscheidungshilfe für die umweltpolitische Zielbestimmung. Denn nur durch eine systematische ökonomische Durchdringung wird es möglich, die Vor- und Nachteile der zur Wahl stehenden Handlungsalternativen offenzulegen und gegeneinander abzuwägen. Trotz aller in den letzten beiden Dekaden erzielten Fortschritte bei der ökonomischen Bewertung umweltpolitischer Handlungsalternativen ist die Nutzen-Kosten-Analyse aber kein Deus ex machina, der den politischen Entscheidungsträger von seinem letztendlich zu treffenden (Wert-)Urteil entbinden

könnte. Denn nach wie vor gilt, daß sich aufgrund zahlreicher Abgrenzungs-, Informations- und Bewertungsprobleme in der praktischen Anwendung kein eindeutiges volkswirtschaftliches „Optimum“ bestimmen läßt. Hinzu kommt, daß das für die Bewertung vergleichsweise überschaubarer öffentlicher Investitionsprojekte entwickelte Instrumentarium der Nutzen-Kosten-Analyse an zahlreiche konzeptionelle Grenzen stößt, wenn es unbesehen auf die Beurteilung umweltpolitischer Handlungsalternativen mit weitreichenden und kaum überschaubaren Konsequenzen übertragen werden soll. Hier ist es in der Regel erforderlich, die mechanische Abwägung von monetarisierten Kennziffern durch exogene Restriktionen zu ergänzen. Letztere können freilich nur von der *politischen Ebene* vorgegeben werden.

2. Zielbestimmung auf der politischen Ebene

Wie Endres und Finus (1996) feststellen, hatten die auf Nutzen-Kosten-Überlegungen basierenden Empfehlungen der Umweltökonomik bisher „nur in den seltensten Fällen“ einen spürbaren Einfluß auf die Bestimmung umweltpolitischer Ziele (dies gilt im übrigen auch für die später noch zu diskutierende Frage der umweltpolitischen Instrumentenwahl). Ein wichtiger Grund für diese Diskrepanz zwischen umweltökonomischem Anspruch und umweltpolitischer Praxis besteht darin, daß die politischen Akteure nicht ausschließlich nach der Maximierung des „Gemeinwohls“ trachten, sondern in der Regel auch eigennützige Zielsetzungen verfolgen.

Vor diesem Hintergrund versucht die Theorie der *Neuen Politischen Ökonomie*, das Ergebnis des umweltpolitischen Entscheidungsprozesses durch die Eigeninteressen der beteiligten Gesellschaftsgruppen zu erklären.¹⁰ Dabei wird in der Regel zwischen politischen Entscheidungsträgern, Umweltbehörden, Unternehmensverbänden und Umweltschutzverbänden unterschieden. Im nächsten Schritt wird dann gefragt, welche Eigeninteressen die Mitglieder dieser Gruppierungen verfolgen und wie stark ihr jeweiliges Einflußpotential ist.

Eine solche Betrachtungsweise des politischen Prozesses ist freilich mit zahlreichen Problemen verbunden. Insbesondere erscheint die Vorstellung, es stünden sich hier vollkommen homogene Gruppen mit eindeutig definierten Zielsetzungen gegenüber, wenig realistisch. So lassen sich zwar die Zielsetzungen von Unternehmens- und Umweltschutzverbänden noch vergleichsweise plausibel abgrenzen (obwohl es sicher auch hier interne Konflikte gibt), aber bereits bei den politischen Entscheidungsträgern ist unklar, welche individuellen Zielsetzungen sie verfolgen. Hier kommt ein breites Spektrum in Betracht, das sich von der Maximierung des Gemeinwohls bis zur Maximierung der Wählerstimmen oder auch der persönlichen Bereicherung spannt. Ebenso problematisch ist es, allgemeingültige Ziele der Vertreter von Umweltbehörden zu postulieren (Holzinger 1987).

Darüber hinaus stellt sich die Frage, wie die betrachteten Gruppen zusammenwirken und welche der vermutlich widerstreitenden Interessen sich im Endeffekt durchsetzen können. Zwar lassen sich einige allgemeine Plausibilitätsüberlegungen etwa zum Einflußpotential von Umweltschutz- und Industrieverbänden anstellen (vgl. z.B. Jäger 1994), aber in Anbetracht der Komplexität politischer Prozesse sind solche Überlegungen kaum geeignet, gesicherte Prognosen darüber abzuleiten, welche spontanen Interessenkoalitionen sich im Einzelfall bilden werden und welches Ergebnis hieraus resultiert.

So läßt sich auch für die umweltpolitische Zielbestimmung keine allgemeingültige Aussage darüber treffen, ob der Einfluß gruppenspezifischer Interessen im Saldo zu einem aus volkswirtschaftlicher Sicht zu geringen oder aber zu hohen Niveau an Umweltschutz führt (Endres und Finus 1996). Zwar könnte das Kräfteverhältnis zwischen den verschiedenen Interessengruppen prima vista vermuten lassen, daß das Niveau an Umweltschutz im politischen Gleichgewicht *zu gering* ist (Jäger 1994). Aber andererseits deuten empirische Untersuchungen darauf hin, daß sich das Umweltbewußtsein der Wähler in den letzten Jahren stetig erhöht hat (vgl. z.B. Horbach 1992), so daß Umweltschutz aus Sicht der Politiker zunehmend attraktiv wird. Hinzu kommt, daß auch die Präferenzen

des Unternehmenssektors nicht völlig homogen sind. So kann es für einzelne Firmen innerhalb der umweltbelastenden Industriezweige unter strategischen Gesichtspunkten rational sein, für eine Verschärfung der betreffenden Regulierungen zu plädieren (Michaelis 1994b). Darüber hinaus ist zu beachten, daß verschärfte Umweltschutzbestimmungen nicht für *alle* Industriezweige von Nachteil sind. Dies betrifft nicht nur die sogenannte *Umweltschutzindustrie*, sondern auch die Anbieter von *Substitutionsgütern*, denen bei einer Verschärfung der betreffenden Regulierungen ein Wettbewerbsvorteil zuwächst (Weck-Hannemann 1994).

Vor dem Hintergrund einander widersprechender Gruppeninteressen und in Anbetracht der im letzten Abschnitt bereits diskutierten Probleme bei der Festlegung eines objektiv „richtigen“ Niveaus an Umweltschutz ist es nicht verwunderlich, daß die umweltpolitische Zielbestimmung in der Praxis einem mehr oder weniger erratischen Prozeß gleicht, der in einigen Fällen ein zu geringes und in anderen Fällen ein zu hohes Maß an Umweltschutz hervorbringt. Letzteres läßt sich gegenwärtig zum Beispiel bei der Entsorgung von Verpackungsabfällen beobachten (vgl. hierzu Michaelis 1995a). Zwar ist der prinzipielle Ansatz der Verpackungsverordnung, die jeweiligen Entsorgungskosten durch eine Rücknahmepflicht den Herstellern bzw. Importeuren anzulasten, unter dem Aspekt des Verursacherprinzips zu begrüßen. Problematisch ist jedoch die gleichzeitige Vorgabe *politisch fixierter Recyclingquoten*, die in ihrer teilweise überzogenen Höhe mit einer gesamtwirtschaftlich effizienten Allokation nicht mehr zu vereinbaren sind. Im Kunststoffbereich hat dies zwischenzeitlich zu der grotesken Situation geführt, daß Sammlung, Sortierung und Verwertung der gebrauchten Verpackungen mit mehreren Tausend DM pro Tonne subventioniert werden muß. Dabei kommen zunehmend technische Verwertungsverfahren zum Einsatz, die ökologisch wie ökonomisch unsinnig sind und den einzigen Zweck haben, den politisch fixierten Recyclingquoten gerecht zu werden.

Aus der theoretischen Perspektive der *Neuen Politischen Ökonomie* ist die Entstehungsgeschichte der Verpackungsverordnung freilich

nicht überraschend. Die Verpackung, und zumal die aus Kunststoff, ist ein bewährtes Feindbild des (vermeintlich) fortschrittlichen Wählers, so daß entsprechende Maßnahmen eine hohe Wählerwirksamkeit aufweisen. Gleichzeitig wurde mit der institutionellen Ausgestaltung des *Dualen Systems* ein Weg gefunden, die entstehenden Kosten in einer von der Mehrheit der Verbraucher kaum wahrnehmbaren Weise auf diese zu überwälzen. Damit eröffnete sich die aus politischer Sicht attraktive Möglichkeit, ein entschiedenes Vorgehen gegen ein (vermeintlich) wichti-

ges Umweltproblem zu demonstrieren, ohne dabei offene Verteilungskonflikte zu riskieren. Nicht einkalkuliert wurde jedoch, daß die gewählte Subventionspraxis aufgrund der nur schwer kontrollierbaren Stoffflüsse einen erheblichen Anreiz zu illegalen Transaktionen bietet. Und so ist es nicht verwunderlich, daß sich das gesamte System zwischenzeitlich durch die sich häufenden Meldungen über Betrugsfälle mehr oder weniger diskreditiert hat (z.B. *Frankfurter Allgemeine* vom 24. Januar 1996).

IV. Umweltpolitische Instrumentenwahl: Das theoretische Ideal

Die Frage der umweltpolitischen Instrumentenwahl hat in der Literatur etwa seit Mitte der siebziger Jahre große Aufmerksamkeit gefunden (Bonus 1972; Hansmeyer 1976; Siebert 1976). Dabei besteht unter Ökonomen ein weitgehender Konsens darüber, daß *ökonomische Instrumente* eine Reihe von Vorteilen gegenüber dem *Ordnungsrecht* aufweisen.¹¹ Die wichtigsten Argumente, die zu dieser Einschätzung führen, werden im folgenden dargestellt. Den Ergebnissen dieser theoretisch orientierten Überlegungen wird dann in Kapitel V eine empirische Bestandsaufnahme gegenübergestellt. Dabei wird sich zeigen, daß der praktische Einsatz ökonomischer Instrumente in der Umweltpolitik bisher noch eher die Ausnahme als die Regel darstellt. Die möglichen Ursachen für diese Diskrepanz und die hieraus zu ziehenden Schlußfolgerungen für die Perspektiven der umweltpolitischen Instrumentendiskussion werden ebenfalls in Kapitel V erörtert.

1. Instrumente der Umweltpolitik

Umweltpolitische Instrumente zielen letztendlich darauf ab, das *Entscheidungsverhalten* einzelner Wirtschaftssubjekte (Haushalte, Unternehmen) zu beeinflussen. Dabei ist zu beachten, daß das Ergebnis eines jeden rationalen Entscheidungsprozesses durch drei Einflußgrößen determiniert wird: (1) die Menge der verfügbaren Handlungs-

alternativen, (2) die Nutzen und Kosten der verschiedenen Alternativen und (3) die Informationen und Wertvorstellungen des Entscheidungsträgers. Hieraus lassen sich drei verschiedene Kategorien umweltpolitischer Instrumente ableiten:

- *Ordnungsrechtliche Instrumente*, bei denen die Menge der zulässigen Handlungsalternativen begrenzt wird.
- *Ökonomische Instrumente*, bei denen die Nutzen und Kosten der einzelnen Handlungsalternativen beeinflußt werden.
- *Suasorische Instrumente*, bei denen die Informationen und Wertvorstellungen des Entscheidungsträgers hauptsächlich durch Überredung beeinflußt werden.

a. Ordnungsrechtliche Instrumente

Bei Anwendung ordnungsrechtlicher Instrumente erfolgt eine *direkte* Verhaltenssteuerung durch Ge- und Verbote, die an verschiedenen Tatbeständen ansetzen können: *Inputauflagen* betreffen die verwendeten Inputfaktoren, *Prozeßnormen* betreffen die angewandte Technologien, und *Outputauflagen* betreffen die produzierten Güter bzw. Emissionen.

Inputauflagen und Prozeßnormen

Bei Anwendung von Inputauflagen wird den Betreibern von Produktionsprozessen die Verwendung bestimmter Roh-, Hilfs- oder Betriebs-

stoffe vorgeschrieben bzw. verboten. Solche Gebote bzw. Verbote können entweder generell gültig sein oder aber räumlich bzw. zeitlich differenziert sein.

Prozeßnormen sind verbindliche Gebote bezüglich der anzuwendenden Produktions- und/oder Reinigungstechnologien. Werden Prozeßnormen nach dem *Stand von Wissenschaft und Forschung* definiert, dann sind die fortschrittlichsten in Entwicklung befindlichen Technologien einzusetzen. Prozeßnormen nach dem *Stand der Technik* fordern, daß die fortschrittlichsten der bereits mit Erfolg im Betrieb erprobten Technologien zur Anwendung kommen, und Prozeßnormen nach den *allgemein anerkannten Regeln der Technik* fordern den Einsatz solcher Technologien, die von der Mehrzahl der Betreiber ähnlicher Produktionsanlagen bereits genutzt werden (vgl. hierzu Endres 1988).

Outputauflagen

Outputauflagen können entweder bei den hergestellten Gütern oder bei den erzeugten Schadstoffemissionen anknüpfen. Im erstgenannten Fall ist weiterhin zu unterscheiden zwischen Mengenlimitierungen und Produktnormen. Bei Anwendung von Mengenlimitierungen wird die Herstellung bestimmter Güter mengenmäßig reglementiert, wobei als Extremfall auch ein völliges Produktionsverbot möglich ist. Produktnormen definieren demgegenüber verbindlich einzuhaltende Produkteigenschaften, die vor allem darauf abzielen, die durch den Verbrauch bzw. die Entsorgung der betreffenden Güter verursachten Umweltbelastungen zu vermindern.

Sind Outputauflagen mit den erzeugten Schadstoffemissionen verknüpft, so handelt es sich um Emissionsnormen, die entweder absolut oder relativ formuliert werden können. Durch absolute Emissionsnormen wird die pro Zeiteinheit (z.B. Jahr) und Emissionsquelle maximal zulässige Schadstofffracht fixiert. Demgegenüber definieren relative Emissionsnormen die maximal zulässige Schadstoffkonzentration in Abluft bzw. Abwasser.

Varianten in der Praxis

Die verschiedenen Varianten des ordnungsrechtlichen Instrumentariums werden in der Praxis

häufig miteinander kombiniert. Dabei lassen sich relative Emissionsnormen in Verbindung mit Prozeßnormen nach dem *Stand der Technik* als zentraler Baustein einer jeden ordnungsrechtlich orientierten Luft- und Wasserreinhaltepolitik identifizieren (vgl. z.B. Endres 1988). Demgegenüber kommt Inputauflagen, Produktnormen und Mengenlimitierungen in der Praxis eine nur geringe Bedeutung zu.

b. Ökonomische Instrumente

Bei Anwendung ökonomischer Instrumente erfolgt eine *indirekte* Verhaltenssteuerung durch finanzielle Anreizmechanismen. Die verschiedenen Ausprägungen dieses Ansatzes können in zwei Kategorien untergliedert werden: *Abgaben und Subventionen*, bei denen ein Preis auf die Nutzung der Umwelt erhoben bzw. für die unterbliebene Nutzung gezahlt wird; sowie *handelbare Nutzungsrechte*, bei denen bestimmte Umweltnutzungen mengenmäßig kontingentierte und am Markt gehandelt werden.

Abgaben und Subventionen

Bei der Anwendung von *Umweltabgaben* wird die Nutzung der Umwelt als Schadstoffempfänger über einen staatlicherseits gesetzten Preis reguliert. Dabei signalisiert die Höhe der Abgabe den Grad der Knappheit des Gutes „Umwelt“ und bewirkt entsprechende umweltentlastende Anpassungsprozesse seitens der Abgabepflichtigen. Diese idealtypische *Lenkungsfunktion* von Umweltabgaben, die in der theoretischen Diskussion stets betont wird, ist in der Praxis jedoch häufig von eher untergeordneter Bedeutung. Hier dominiert in der Regel die *Aufkommensfunktion*. Das heißt, Umweltabgaben werden primär zur Finanzierung öffentlicher Entsorgungsanlagen oder anderer Umweltschutzmaßnahmen eingesetzt, und die Lenkungswirkung wird bestenfalls als positiver Nebeneffekt bewertet (vgl. auch Kapitel V).

Je nach gewählter Bemessungsgrundlage lassen sich zwei verschiedene Ausgestaltungsformen unterscheiden (OECD 1993: 17): Bei Emissionsabgaben dienen die an die Umwelt oder an öffentliche Entsorgungseinrichtungen (z.B. Kläranlagen) abgegebenen Schad- bzw. Reststoff-

mengen als Bemessungsgrundlage, während bei Input- bzw. Produktabgaben die Menge bzw. die umweltrelevanten Eigenschaften der hergestellten Produkte oder der im Produktionsprozeß eingesetzten Faktoren als Bemessungsgrundlage herangezogen werden.

Besteht ein konstantes Verhältnis zwischen dem mengenmäßigen Einsatz eines bestimmten Inputfaktors und den hierdurch verursachten Schadstoffemissionen — wie dies etwa bei den energiebedingten CO₂-Emissionen der Fall ist (Heister, Michaelis et al. 1991: 22 f.) —, so läßt sich die eigentlich erforderliche, aber häufig mit hohem Meßaufwand verbundene Emissionsabgabe durch eine entsprechend einfacher zu erhebende Produktabgabe auf den betreffenden Inputfaktor ersetzen (vgl. auch Kapitel V).

Sonderfall „Öko-Steuern“

Umweltabgaben erlebten seit Ende der 80er Jahre in Form der sogenannten „Öko-Steuern“ eine überraschende Popularisierung in der Öffentlichkeit.¹² Der Grundgedanke dieses Ansatzes besteht darin, die steuerliche Belastung des Faktors Arbeit durch Abgaben auf umweltschädigende Aktivitäten zu ersetzen, um damit umweltentlastende und gleichzeitig arbeitsplatzschaffende Impulse zu erzeugen (vgl. z.B. Nutzinger und Zahmt 1989). Während eine solche Strategie bei umsichtiger Dosierung einen sinnvollen Ansatz zur Verbindung umwelt- und arbeitsmarktpolitischer Zielsetzungen darstellt, weisen die zuweilen sehr öffentlichkeitswirksam präsentierten Vorschläge für eine Totalreform des Steuersystems zahlreiche konzeptionelle Defizite auf und werden deshalb in der Literatur mehrheitlich abgelehnt. Dabei richtet sich die Kritik auf zwei Punkte. Während von finanzwissenschaftlicher Seite vor allem Bedenken gegen die fiskalpolitischen Konsequenzen einer solchen tiefgreifenden Umgestaltung des Steuersystems geltend gemacht werden, richtet sich die umweltökonomische Kritik darauf, daß es sich bei den genannten Vorschlägen zumeist um ein unkoordiniertes Nebeneinander mehr oder weniger willkürlich gewählter Steuersätze handelt, deren Auswirkungen in keiner Weise absehbar sind.¹³

Handelbare Nutzungsrechte

Bei Anwendung von handelbaren Nutzungsrechten wird das Recht auf eine bestimmte Umweltnutzung kontingentiert und in Form eines frei am Markt handelbaren Zertifikats verbrieft. Analog zum Abgabenfall lassen sich auch hier die beiden Anknüpfungspunkte „Emissionen“ und „Produkte“ unterscheiden, wobei jedoch der Steuerungsmechanismus nun nicht bei der Preisseite, sondern bei der Mengenseite ansetzt (Bonus 1990). So berechtigen Emissionszertifikate ihren Besitzer, pro Zeitperiode eine bestimmte Schadstoffmenge zu emittieren, wobei die insgesamt zulässigen Emissionen durch die Menge der in Umlauf befindlichen Zertifikate begrenzt wird. Um die erforderlichen Anpassungsprozesse zu ermöglichen, ist dabei in der Regel vorgesehen, zunächst Zertifikate im Umfang der aktuellen Ist-Emissionen auszugeben, die anschließend im Rahmen eines vorgegebenen Zeitplans „abgewertet“ werden. Infolge dieser Verknappung setzt unter den Emittenten ein Handel mit Emissionszertifikaten ein, und es bildet sich ein Knappheitspreis für die Nutzung der Umwelt als Schadstoffempfänger.

In analoger Weise läßt sich auch das Recht zur Herstellung bzw. zum Import bestimmter umweltbelastender Produkte (z.B. FCKWs) durch die Vergabe handelbarer Quoten mengenmäßig reglementieren, und ein vergleichbarer Mechanismus von Inputzertifikaten wäre für die Begrenzung umweltbelastender Produktionsfaktoren (z.B. Pflanzenschutzmittel) denkbar.

Obgleich sich handelbare Nutzungsrechte in der theoretischen Literatur großer Wertschätzung erfreuen (vgl. z.B. Bonus 1990), lassen sich in der Praxis bis heute nur wenige und eher rudimentäre Zertifikatlösungen finden, die zumeist nur auf eine Flexibilisierung des bestehenden Ordnungsrechts abzielen (vgl. Kapitel V).

c. Suasorische Instrumente

Suasorische Instrumente zielen darauf, die Informationen und Wertvorstellungen der betroffenen Wirtschaftssubjekte zu beeinflussen. Dabei lassen sich drei verschiedene Ansätze unterscheiden (vgl. Siebert 1976):

- Bereitstellung von Informationen über umweltrelevantes Verhalten.
- Appelle an Unternehmen und Haushalte, die von ihnen verursachten gesellschaftlichen Kosten stärker in ihrem Entscheidungskalkül zu berücksichtigen.
- Soziale (nichtmonetäre) Sanktionen gegen Wirtschaftssubjekte, welche die gesellschaftlichen Kosten ihres Verhaltens nicht hinreichend berücksichtigen.

Stellenwert suasorischer Instrumente

Nach empirischen Untersuchungen hängt die Wirksamkeit dieser Instrumente vor allem davon ab, wie stark die intrinsische Motivation des einzelnen zu umweltgerechtem Verhalten ausgeprägt ist und mit welchen Kosten eine entsprechende Verhaltensänderung verbunden wäre (vgl. z.B. Diekmann und Preissendörfer 1991). Der alleinige Einsatz suasorischer Instrumente ist aufgrund ihres unverbindlichen Charakters in der Regel nur dann zielführend, wenn die erwünschte Verhaltensänderung nur geringe Kosten verursacht (Stephan 1991: 11). Ist diese Voraussetzung nicht erfüllt, sind suasorische Instrumente als alleiniger Träger der Umweltpolitik nicht geeignet, sondern kommen lediglich als flankierende Maßnahme in Betracht.

Hieraus folgt, daß suasorische Instrumente in der vorliegenden Klassifizierung eine Sonderstellung einnehmen, denn sie sind in der Regel keine Alternative, sondern lediglich eine Ergänzung zur Anwendung ordnungsrechtlicher bzw. ökonomischer Instrumente. Dennoch sollte ihr umweltpolitisches Wirkungspotential nicht unterschätzt werden. Angesichts wachsenden Umweltbewußtseins seitens der Verbraucher (vgl. z.B. Grimm 1993) können suasorische Instrumente insbesondere in Verbindung mit Kennzeichnungspflichten zu einer nachhaltigen Änderung des Verbraucherverhaltens und damit zu erheblichen Rückwirkungen auf die jeweiligen Produzenten führen (Eifert und Figge 1995). Hinzu kommt, daß der Einsatz ökonomischer Instrumente nach jüngeren verhaltenspsychologischen Untersuchungen zuweilen einen nachteiligen Einfluß auf die intrinsische Umweltschutzmotivation der betroffenen Verbraucher ausübt, so daß eine Kombination mit suasorischen In-

strumenten, die diesem Effekt entgegenwirken, dringend geboten erscheint.¹⁴

Mögliche Bedeutung des Öko-Auditing

Die bisherigen Überlegungen zum Stellenwert suasorischer Instrumente bezogen sich vorwiegend auf die Verbraucherseite, die einer Beeinflussung durch öffentliche Appelle und ähnliche Maßnahmen der „moral suasion“ eher zugänglich sein dürfte als die Produzentenseite. Wie die derzeitige Entwicklung im Bereich des „Öko-Auditing“ zeigt,¹⁵ besteht für letztere eine erfolgversprechende Vorgehensweise eher in der Bereitstellung von Informationen und Managementtechniken, die es erlauben, bisher nicht ausgeschöpfte Effizienzpotentiale zu identifizieren, deren Wahrnehmung gleichzeitig eine umweltentlastende Wirkung hätte. Über die Hilfestellung bei der Identifikation solcher „win-win“-Strategien hinaus erscheint eine Beeinflussung der Produzentenseite durch suasorische Instrumente wenig erfolgversprechend, solange umweltorientierte Unternehmensentscheidungen aufgrund verzerrter Preissignale zu Konflikten mit dem traditionellen unternehmerischen Zielsystem führen. Auch die derzeit populären Ansätze einer „umweltorientierten Unternehmensführung“ finden in der Praxis zumeist dann ihre Grenzen, wenn Rentabilitätsziele zur Disposition gestellt werden müßten (vgl. z.B. Kurz 1993: 3).

„Ökosozialprodukt“

Von großer Bedeutung ist im vorliegenden Zusammenhang schließlich auch die Diskussion um die Reform der Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung (Stahmer 1996). Da das Wachstum des Sozialprodukts nach wie vor einen der zentralen gesamtwirtschaftlichen Erfolgsindikatoren darstellt, ist es hier nur folgerichtig, die Erhaltung des „Umweltkapitals“ durch eine Modifikation des Sozialproduktbegriffs direkt in das politische Zielsystem zu integrieren.

2. Vergleichende Instrumentenanalyse

Die vergleichende Analyse umweltpolitischer Instrumente blickt insbesondere in der deutsch-

sprachigen Literatur zur Umweltökonomie auf eine lange Tradition zurück (vgl. z.B. Bonus 1972; Siebert 1976; Hansmeyer 1976). Die prinzipielle Vorgehensweise besteht darin, eine bestimmte umweltpolitische *Referenzsituation* vorzugeben, auf deren Basis die verschiedenen Instrumente anhand ausgewählter *Beurteilungskriterien* miteinander verglichen werden.

a. Referenzsituation und Beurteilungskriterien

Als Referenzsituation wird in der Literatur zu meist ein idealisiertes Kontrollscenario unterstellt, bei dem es lediglich darum geht, die von einer überschaubaren Anzahl stationärer Quellen innerhalb eines fest abgegrenzten Raumes pro Zeitperiode verursachten Emissionen eines einzelnen, homogenen und leicht meßbaren Schadstoffes ohne sonstige Restriktionen (wie etwa die Vermeidung von räumlichen „hot spots“) auf eine bestimmte Gesamtmenge zu begrenzen, wobei sich die hierfür aufzuwendenden Kosten durch wohldefinierte funktionale Verläufe beschreiben lassen. In der Realität finden sich freilich kaum relevante Umweltprobleme, die durch dieses vereinfachte „Lehrbuchscenario“ hinreichend genau charakterisiert werden können. Deshalb ist bereits hier der einschränkende Hinweis angebracht, daß sich die im folgenden diskutierten Ergebnisse nur nach sorgfältiger Überprüfung des jeweiligen Einzelfalles auf praktische Probleme der Umweltpolitik übertragen lassen (vgl. auch Kapitel V).

Da nur ein Vergleich *problemadäquater* Instrumentalternativen zu sinnvollen Politikempfehlungen führen kann, impliziert die Zugründelegung eines bestimmten Kontrollscenarios gleichzeitig eine Entscheidung über die in den Vergleich einzubeziehenden Instrumentvarianten. Aufgrund der in der Regel emissionsorientierten Problemstellung handelt es sich hierbei zumeist um Emissionsnormen einerseits und Emissionsabgaben bzw. handelbare Emissionsrechte andererseits. Wie Gawel (1994: 8) hervorhebt, hat sich auch diese Verengung des Blickwinkels ex post als wenig förderlich für die praktische umweltpolitische Relevanz der abzuleitenden Ergebnisse erwiesen.

Die in der Regel verwendeten Beurteilungskriterien lassen sich nach einer Klassifikation der OECD (1994) den beiden Oberbegriffen *ökologische Effektivität* und *ökonomische Effizienz* zuordnen. Der Begriff der ökologischen Effektivität bezieht sich auf den Grad der umweltpolitischen Zielerreichung, wobei neben der Treffsicherheit im Sinne einer möglichst genauen Realisierung des angestrebten Zielwertes auch die Frage der jeweiligen Wirkungsgeschwindigkeit zu beachten ist.

Der Oberbegriff der ökonomischen Effizienz bezieht sich auf die Wirtschaftlichkeit der betreffenden Instrumente. Auch hier lassen sich verschiedene Teilaspekte unterscheiden: In statischer Hinsicht ist zu fragen, ob das angestrebte Umweltziel zu geringstmöglichen gesamtwirtschaftlichen Kosten erreicht wird. In dynamischer Hinsicht ist zu untersuchen, welche Auswirkungen auf den technischen Fortschritt zu erwarten sind und mit welchen Wettbewerbs- bzw. Strukturwirkungen die einzelnen Instrumente wahrscheinlich verbunden sind.

b. Ökologische Effektivität

Handelbaren Emissionsrechten wird in der Literatur regelmäßig ein hohes Maß an ökologischer Treffsicherheit zugeschrieben, denn die Menge der umlaufenden Rechte beschränkt die insgesamt zulässigen Emissionen unabhängig vom jeweiligen Umfang der Produktionstätigkeit und unabhängig von der jeweiligen technologischen Entwicklung (vgl. etwa Bonus 1990). Ein vergleichbares Maß an ökologischer Treffsicherheit auch unter sich wandelnden Rahmenbedingungen ermöglicht der ordnungsrechtliche Ansatz nur bei Anwendung *absoluter* Emissionsnormen, welche die maximal zulässige Schadstoffemission pro Zeiteinheit festlegen. In der umweltpolitischen Praxis dominieren jedoch *relative* Emissionsnormen in Verbindung mit Prozeßnormen nach dem Stand der Technik, die lediglich eine maximal zulässige Schadstoffkonzentration in Abluft bzw. Abwasser festlegen. Hierdurch läßt sich die Einhaltung des Emissionsziels nur unter statischen, nicht aber unter dynamischen Rahmenbedingungen gewährleisten, denn eine schnelle und flexible Anpassung der Grenzwerte

ist aufgrund des schwerfälligen Gesetzgebungsprozesses in der Regel nicht möglich.

Ökologische Inzidenz von Abgaben

Bei der Beurteilung der ökologischen Treffsicherheit von Abgabenlösungen ist zu beachten, daß hier eine *indirekte* Mengensteuerung über staatlich determinierte Preise erfolgt. Die Zielgenauigkeit einer solchen Politik hängt davon ab, inwieweit es der regulierenden Behörde gelingt, den Abgabensatz pro Schadstoffeinheit so festzulegen, daß die Anpassungsreaktionen der einzelnen Emittenten gerade zur Realisierung des insgesamt angestrebten Emissionsziels führen. Den Transmissionsmechanismus zwischen Preis- und Mengenseite stellt hierbei die bekannte einzelwirtschaftliche Kostenminimierungsregel „Abgabensatz = Grenzvermeidungskosten“ dar (Endres 1994: 124 ff.).

Wollte die regulierende Behörde das Wissen um diese Anpassungsregel zur exakten Prognose der durch eine Abgabe induzierten Emissionsreduktionen verwenden, so würde sie vollständige Informationen über die betreffenden Kostenstrukturen *aller* Emittenten benötigen. Da diese Informationen in der Regel nur unzureichend verfügbar sind, läßt sich das angestrebte Emissionsziel durch eine Abgabenlösung bereits unter statischen Bedingungen nur näherungsweise realisieren. Dabei kann die nachträgliche Korrektur des Abgabensatzes zwar zu einer weiteren Annäherung an den Zielwert führen. Aber ein solcher „trial and error“-Prozeß birgt nicht nur die Gefahr von Fehlinvestitionen seitens der betroffenen Emittenten (Pearce 1976: 101), sondern er versagt auch spätestens dann, wenn sich die jeweiligen Rahmenbedingungen schneller verändern, als der Abgabensatz angepaßt werden kann. Aus diesen Unsicherheiten hinsichtlich der ökologischen Inzidenz folgt, daß Emissionsabgaben nur dann als Instrument in Betracht kommen, wenn bei dem zu regulierenden Schadstoff eine gewisse Zielabweichung a priori toleriert werden kann. Der hieraus zuweilen in der rechtswissenschaftlichen Literatur gezogene Schluß, eine Abgabenerhebung käme deshalb nur für solche Lenkungsprogramme in Betracht, deren *gänzlich* Scheitern aus gesellschaftlicher Sicht

hingenommen werden könne (Kirchhof 1993), erscheint allerdings zu defätistisch.

Wirkungsgeschwindigkeit und Bestandsschutz

Die bisherige Argumentation legt die Schlußfolgerung nahe, unter dem Kriterium der ökologischen Effektivität seien absolute Emissionsnormen und handelbare Emissionsrechte gegenüber relativen Emissionsnormen und diese wiederum gegenüber Emissionsabgaben vorzuziehen. Hierbei ist jedoch noch nicht berücksichtigt, daß sich die verschiedenen Instrumente nicht nur bezüglich ihrer Wirkungsgenauigkeit, sondern auch bezüglich ihrer Wirkungsgeschwindigkeit unterscheiden. So ist nach Wicke (1984) davon auszugehen, daß verbindliche Emissionsnormen generell schneller wirken als ökonomische Anreizinstrumente, bei denen die Zeitdauer und das Ausmaß der Reaktion nicht sicher vorausgesagt werden können.

Dem ist allerdings entgegenzuhalten, daß bei der Einführung von Emissionsnormen zur Wahrung des Bestandsschutzes für bereits vorhandene Anlagen in der Regel weniger strenge Auflagen festgelegt werden als für neu zu genehmigende Anlagen. Hierdurch wird der Übergang zu umweltfreundlicheren Technologien verzögert, denn für die Emittenten entsteht ein Anreiz, die Aufwendungen für neue emissionsärmere Anlagen hinauszuzögern, indem sie die emissionsintensiven, aber kostengünstigeren Altanlagen länger nutzen (vgl. z.B. Endres 1994). Demgegenüber ist bei Anwendung von Abgaben oder handelbaren Emissionsrechten eine Differenzierung zwischen Alt- und Neuanlagen nicht notwendig, weil hier keine sofortige Anpassung an bestimmte Emissionswerte gefordert wird. Bei Abgaben erhalten emissionsarme Technologien einen Kostenvorteil gegenüber emissionsintensiven Altanlagen, und der technische Wandel wird beschleunigt.

Regelverstöße und Vollzugsdefizite

Schließlich ist noch ein weiterer Punkt zu beachten, der in der Literatur zur vergleichenden Instrumentenanalyse häufig übersehen wird. Alle bisherigen Überlegungen gingen von der impliziten Annahme aus, daß sich die Emittenten stets

normgerecht verhalten und daß auch seitens der zuständigen Behörden keine Vollzugsdefizite auftreten. Da sich rational handelnde Emittenten in ihrem Entscheidungsverhalten jedoch von *Nutzen-Kosten-Kalkülen* leiten lassen, sind Normbefolgung und Normverstoß gleichermaßen als Ergebnis individueller Vorteilsmaximierung denkbar (vgl. z.B. Becker 1968; Stigler 1970). So ist hier davon auszugehen, daß sich die betrachteten Emittenten nur dann normgerecht verhalten, wenn die Kosten der Normbefolgung geringer sind als die mit der jeweiligen Entdeckungswahrscheinlichkeit gewichtete Sanktion bei Normverstoß. Da die einzelwirtschaftlichen Kosten der Normbefolgung bei Anwendung ökonomischer Instrumente regelmäßig höher sind als bei ordnungsrechtlichen Maßnahmen, ist davon auszugehen, daß Emissionsabgaben bzw. handelbare Emissionsrechte einen höheren Anreiz zur Normverletzung bieten. Ökonomische Instrumente müssen folglich durch entsprechend strengere Kontrollen und/oder schärfere Sanktionen flankiert werden.

Neben bewußten Normverletzungen seitens der Emittenten kann die ökologische Effektivität umweltpolitischer Maßnahmen auch durch *Vollzugsdefizite* seitens der zuständigen Behörden geschmälert werden. Letztere treten auf, wenn die betreffenden Behörden aufgrund eigener Zielsetzungen nicht gewillt oder aufgrund unzureichender Ressourcenausstattungen nicht in der Lage sind, Kontrollmechanismen zu etablieren, die normgerechtes Verhalten gewährleisten. Die Gefahr „unfreiwilliger“ Vollzugsdefizite ist ceteris paribus um so höher, je größer der administrative Aufwand ist, den das betrachtete Instrumentarium erfordert. Dies ist insbesondere dann von Bedeutung, wenn der zu regulierende Schadstoff von einer Vielzahl unterschiedlicher Quellen emittiert wird. In diesem Fall erfordert der ordnungsrechtliche Ansatz eine Vielzahl von Einzelschriften, durch die das Verhalten der verschiedenen Emittentengruppen bis in die kleinsten technischen Details reglementiert wird. Die hiermit einhergehenden Anforderungen an den Vollzug sind ungleich höher als bei Anwendung eines einheitlichen Abgabensatzes, der von allen Emittenten gleichermaßen gezahlt werden muß. Und auch der administrative Aufwand bei

der Verwendung handelbarer Emissionsrechte kann unter Einbeziehung bereits vorhandener organisatorischer Strukturen minimiert werden. Insofern läßt sich die zum Beispiel von Wicke (1984) hervorgehobene größere Praktikabilität ordnungsrechtlicher Maßnahmen nicht uneingeschränkt bestätigen.

Zwischenergebnis

Als vorläufiges Fazit ergibt sich, daß ein System handelbarer Emissionsrechte unter der Annahme des vorliegenden Kontrollszenarios bezüglich der ökologischen Effektivität allen anderen Instrumentvarianten überlegen ist. Demgegenüber läßt sich für das Verhältnis zwischen Abgaben und Emissionsnormen keine eindeutige Rangfolge angeben: Emissionsnormen zeichnen sich in der Regel durch eine höhere ökologische Treffsicherheit aus, während Emissionsabgaben insbesondere bei Vorliegen einer ausgeprägten Alt-emittenten-Problematik in der Regel schneller wirken dürften. Bereits hier zeichnet sich also ab, daß die Instrumentenwahl in starkem Maße von den Voraussetzungen des jeweiligen Einzelfalles bestimmt wird.

c. Ökonomische Effizienz

Die ökonomische Effizienz der verschiedenen Instrumente ist sowohl unter statischen als auch unter dynamischen Gesichtspunkten zu untersuchen. Im Rahmen der statischen Analyse ist zu fragen, ob das angestrebte Emissionsziel zu geringstmöglichen gesamtwirtschaftlichen Kosten erreicht wird. Im Rahmen der dynamischen Analyse ist zu untersuchen, welche Auswirkungen der Instrumenteneinsatz auf den umwelttechnischen Fortschritt hat und welche Wettbewerbs- und Strukturwirkungen mit den einzelnen Instrumenten verbunden sind.

Statische Effizienzeigenschaften

Im Gegensatz zu ordnungsrechtlichen Maßnahmen, die den betroffenen Emittenten keinerlei Spielraum für kostenorientierte Anpassungsentscheidungen bieten, bleibt es bei Abgaben den Emittenten selbst überlassen, die für sie kostengünstigste Reaktionsmöglichkeit zu wählen. Unter der Annahme wohldefinierter Kostenverläufe

führen die betrachteten Anpassungsprozesse zu einer Angleichung der Grenzvermeidungskosten zwischen den einzelnen Emittenten (Endres 1994: 124 ff.). Dies hat zur Folge, daß die stärksten Vermeidungsanstrengungen dort ausgelöst werden, wo die hierfür günstigsten Kostenvoraussetzungen bestehen, und damit wird das insgesamt angestrebte Reduktionsziel zu gesamtwirtschaftlich minimalen Kosten erreicht.

Demgegenüber führen einheitliche Emissionsnormen in der Regel zu einer gesamtwirtschaftlich ineffizienten Allokation der insgesamt erforderlichen Vermeidungsmaßnahmen: Emittenten mit ungünstiger Kostenstruktur werden zu Vermeidungsmaßnahmen gezwungen, die betriebswirtschaftlich ebenso wie volkswirtschaftlich zu weitgehend und damit zu teuer sind, während die bei Emittenten mit günstiger Kostenstruktur vorhandenen Vermeidungsreserven nicht ausreichend genutzt werden. Wie im Rahmen empirischer Studien nachgewiesen wurde, können die hierdurch ausgelösten Effizienzverluste eine beträchtliche Größenordnung erreichen, so daß das gleiche Umweltziel bei Einsatz effizienter (ökonomischer) Instrumente zu wesentlich geringeren Kosten realisierbar ist. So ist etwa nach Friedrich (1993) allein für Baden-Württemberg davon auszugehen, daß die zur Zeit geltenden Grenzwerte für SO₂ und NO_x jährliche Kosten in Höhe von ca. einer Milliarde DM verursachen, während bei Einsatz ökonomischer Instrumente das gleiche Emissionsziel zu Kosten von nur ca. 750 Mill. DM erreicht werden könnte. Zu prozentualen Einsparungspotentialen in ähnlicher Größenordnung kommt eine Reihe vergleichbarer Studien für die USA (zu einer Übersicht vgl. Tietenberg 1992).

Preis- oder Mengensteuerung? Gegen die bisherige Argumentation ließe sich einwenden, daß die genannten Effizienzverluste im Rahmen des Ordnungsrechts vermieden werden können, wenn den einzelnen Emittenten individuelle, an ihrer jeweiligen Kostenstruktur orientierte Emissionsnormen auferlegt würden. Angesichts der in der Praxis häufig anzutreffenden Vielzahl und Heterogenität von Emissionsquellen scheitert eine solche Vorgehensweise jedoch in den meisten Fällen daran, daß die regulierende Behörde aufgrund unzureichender Informationen bezüglich

der einzelwirtschaftlichen Vermeidungskosten nicht in der Lage ist, die effiziente Allokation von Vermeidungsmaßnahmen vorab zu bestimmen und in individuelle Normen für jede einzelne Emissionsquelle umzusetzen.¹⁶ Die umweltpolitische Instrumentenwahl steht damit vor einem Dilemma: Emissionsnormen zeichnen sich in der Regel durch eine höhere ökologische Treffsicherheit aus, während Emissionsabgaben unter den Gesichtspunkten der Wirkungsgeschwindigkeit und ökonomischen Effizienz vorzuziehen sind. Einen Ausweg aus diesem Dilemma bieten handelbare Emissionsrechte, die die Vorteile beider Lösungen miteinander kombinieren: Die insgesamt zulässige Menge an Schadstoffemissionen wird durch die am Markt befindliche Menge an Emissionsrechten sicher begrenzt, und die freie Übertragbarkeit der Emissionsrechte gewährleistet gleichzeitig, daß sich die Grenzvermeidungskosten der einzelnen Emittenten einander angleichen und eine effiziente Allokation von Vermeidungsmaßnahmen resultiert.

Besondere Probleme handelbarer Rechte. Bei der Beurteilung handelbarer Emissionsrechte sollte allerdings nicht verkannt werden, daß die zusätzliche ökologische Sicherheit, die ein solches System gegenüber Emissionsabgaben bietet, durch zusätzliche Unsicherheiten an anderer Stelle erkaufte wird (Heister, Michaelis et al. 1991): Während sich nämlich bei bekanntem Abgabensatz die unmittelbaren ökonomischen Auswirkungen einer Abgabensatzlösung vergleichsweise sicher abschätzen lassen, können die Auswirkungen eines Systems handelbarer Rechte aufgrund des ex ante unbekannten Marktpreises nur sehr grob abgeschätzt werden. Das heißt: Werden handelbare Emissionsrechte anstelle von Emissionsabgaben verwendet, so findet eine partielle Verlagerung der Unsicherheit vom ökologischen in das ökonomische System statt. Ob eine solche Verlagerung von Vorteil ist, hängt im Einzelfall von der Anpassungsfähigkeit der beiden Systeme ab.

Darüber hinaus ist zu beachten, daß die Effizienzvorteile handelbarer Emissionsrechte nur dann voll zur Geltung kommen, wenn eine hinreichend große Anzahl von Marktteilnehmern existiert, so daß sich ein tatsächlicher Knapp-

heitspreis herausbilden kann. Wie in Kapitel V noch zu diskutieren sein wird, ist diese Voraussetzung insbesondere dann problematisch, wenn der betreffende Schadstoff zur Bildung kleinräumiger Belastungsschwerpunkte (hot spots) beiträgt. In diesem Fall können sich umweltpolitische Eingriffe nicht darauf beschränken, die insgesamt verursachten Emissionen zu regulieren, sondern darüber hinaus ist eine regionale Feinststeuerung erforderlich. Die hier naheliegende Lösung, handelbare Emissionsrechte zu schaffen, die nur innerhalb eines eng definierten Gebietes gültig sind (vgl. z.B. Kabelitz 1984), dürfte zumeist aufgrund der zu geringen Anzahl von Marktteilnehmern ausscheiden. Die Vermeidung kleinräumiger Belastungsschwerpunkte unter gleichzeitiger Aufrechterhaltung eines funktionsfähigen Marktes für Emissionsrechte ist in der Regel nur bei einer Kombination mit anderen Instrumenten möglich. Die Effizienzeigenschaften eines solchen Mischsystems, wie es etwa bei Heister, Michaelis et al. (1991: 187 ff.) für die Regulierung von NO_x-Emissionen entwickelt wird, lassen sich allerdings nur im jeweiligen Einzelfall beurteilen.

Bedeutung der Transaktionskosten. Die bisherige Analyse beschränkte sich auf einen Vergleich der unmittelbaren Vermeidungskosten. Um zu einem umfassenden Urteil der Effizienzeigenschaften zu gelangen, ist jedoch zusätzlich zu berücksichtigen, daß die Durchführung umweltpolitischer Maßnahmen selbst mit Kosten verbunden ist. So wurde oben in Zusammenhang mit der Gefahr von Vollzugsdefiziten bereits erwähnt, daß ordnungsrechtliche Instrumente bei stark heterogener Emittentenstruktur einen höheren administrativen Aufwand erfordern als Abgaben oder handelbare Nutzungsrechte. Andererseits ist jedoch auch zu berücksichtigen, daß ökonomische Instrumente eine kontinuierliche Erfassung und Dokumentation der jeweiligen Emissionen erfordern, während die Einhaltung ordnungsrechtlicher Standards in der Regel durch stichprobenartige Überprüfungen gewährleistet werden kann. Die Frage, welche Instrumentvariante mit geringeren oder höheren Transaktionskosten einhergeht, läßt sich dementsprechend nur im Einzelfall unter Berücksichtigung der jeweiligen ökonomischen und technischen

Rahmenbedingungen beantworten. Eine Ausnahme bilden allenfalls input- oder produktbezogene Abgabenlösungen, die zumeist erhebliche Einsparungen an Transaktionskosten ermöglichen (vgl. auch Kapitel V).

Innovationswirkungen

Die umfassendsten Wirkungen auf den umwelttechnischen Fortschritt gehen von Abgaben und handelbaren Emissionsrechten aus, denn die Kostenbelastung auf die verbleibenden Restemissionen verursacht einen permanenten Anreiz, nach weitergehenden Möglichkeiten der Emissionsminderung zu suchen. Hierdurch werden nicht nur kostensenkende, sondern auch emissionsmindernde Entsorgungstechniken sowie integrierte umweltfreundliche Produktionsverfahren angeregt (Cansier 1993: 223). Im Gegensatz dazu entstehen den Emittenten bei Anwendung von Emissionsauflagen keinerlei Kosten durch die verbleibenden (zulässigen) Restemissionen. Folglich beschränkt sich der Innovationsanreiz auf solche Verfahren, die eine Erfüllung der geforderten Norm zu geringeren Kosten ermöglichen. Über die Norm hinausgehende Vermeidungsverfahren sind demgegenüber a priori unwirtschaftlich, denn den entsprechenden Aufwendungen stünden keine Kostenersparnisse oder Erträge gegenüber.

„Schweigekartell der Oberingenieure“. Orientiert sich der Gesetzgeber bei einer möglichen Verschärfung von Emissionsnormen an der Entwicklung des *Standes der Technik*, so tritt überdem ein innovationshemmender Effekt ein, der in der umweltökonomischen Literatur häufig als das „Schweigekartell der Oberingenieure“ umschrieben wird (vgl. z.B. Endres 1988): Die Anlagenbetreiber werden in der Regel bemüht sein, die wahren technischen Möglichkeiten der Emissionsvermeidung gegenüber den staatlichen Instanzen zu verschleiern, um so zu verhindern, daß diese zum verbindlich anzuwendenden *Stand der Technik* erklärt werden. Merkel (1989: 66) beschreibt das Dilemma, in dem sich der Gesetzgeber bei Verordnungen nach dem *Stand der Technik* befindet, mit der treffenden Bemerkung: „Die Technik schreibt dem Recht vor, welche Grenzen das Recht der Technik vorschreiben darf“.

Darüber hinaus birgt jede Entwicklung *neuer* Vermeidungstechnologien aus Sicht der Anlagenbetreiber die Gefahr, daß der Gesetzgeber mit einer Verschärfung der Anforderungen nach dem *Stand der Technik* reagiert. Diese kontraproduktiven Anreizmechanismen bewirken, daß die letztendlich festgelegten Anforderungen weit hinter den tatsächlichen technologischen Möglichkeiten zurückbleiben und daß die zukünftige Entwicklung von Umweltschutztechnologien nachhaltig gehemmt wird.

Rolle der Umweltschutzindustrie. Neben den schadstoffverursachenden Unternehmen selbst hat sich etwa seit Mitte der achtziger Jahre ein expandierender Industriezweig herausgebildet, dessen Firmen auf die Entwicklung und Vermarktung von Umwelttechnologien spezialisiert sind. Wird dieser Industriezweig in die Betrachtung einbezogen, so sind die obigen Aussagen zur innovationshemmenden Wirkung einer auflagen gestützten Umweltpolitik möglicherweise zu relativieren. Denn insbesondere Regulierungen nach dem *Stand der Technik*, die den Einsatz bestimmter Verfahren zwingend vorschreiben, versprechen den Anbietern von Umwelttechnologien eine gleichsam staatlich garantierte Mindestnachfrage (Schreyer und Sprenger 1989). Unter diesen Marktbedingungen können einzelne Anbieter, die den *Stand der Technik* durch Neuentwicklungen vorantreiben, erhebliche Vorsprungsgewinne erwirtschaften. Dies legt die Vermutung nahe, daß umweltpolitische Regulierungen nach dem *Stand der Technik* nachhaltige Innovationsanreize seitens der Anbieter von Umwelttechnologien auslösen können. Im Gegensatz hierzu kommen empirische Analysen des Marktes für Umwelttechnologien jedoch zu dem Ergebnis, daß das Innovationsverhalten der betreffenden Anbieter eher defensiv geprägt ist, so daß die Produktentwicklung häufig erst als Reaktion auf verschärfte Anforderungen des Gesetzgebers erfolgt (vgl. z.B. Becher et al. 1990).

Integrierter Umweltschutz. Ein weiterer wichtiger Aspekt betrifft die Unterscheidung zwischen additiven und integrierten Umwelttechnologien (Zimmermann 1988): Bei additiven Verfahren werden die entstehenden Reststoffe und Emissionen durch eine nachgeschaltete Verfahrensstufe transformiert und in der Regel als feste

Abfälle entsorgt (Filterstäube, Klärschlämme). Demgegenüber wird bei integrierten Technologien der betreffende Produktionsprozeß selbst in einer solchen Weise modifiziert, daß die Entstehung von Reststoffen und Emissionen an der Quelle vermindert wird. Eine solche Vermeidungsstrategie hat gegenüber der nachträglichen Entsorgung durch additive Verfahren drei Vorteile (Michaelis 1991: 105 ff.):

- Die an die Umwelt abgegebene Schadstoffmenge wird tatsächlich vermindert, während bei der Entsorgung durch additive Verfahren häufig nur eine Problemverlagerung zwischen den verschiedenen Umweltmedien stattfindet.
- Durch integrierte Technologien läßt sich zu meist eine ganze Bandbreite verschiedener Schadstoffe gleichzeitig vermeiden, während additive Verfahren häufig nur punktuell auf einzelne Schadstoffe wirken.
- Integrierte Technologien zeichnen sich häufig durch einen geringeren Energie- und Rohstoffverbrauch aus, so daß weitere indirekte Effekte der Umweltentlastung hinzukommen.

Im Gegensatz zu diesen Vorteilen integrierter Technologien orientieren sich ordnungsrechtliche Vorgaben in der Regel an additiven Verfahren. Denn letztere sind weniger branchen- und prozeßspezifisch als maßgeschneiderte integrierte Technologien und lassen sich damit besser in standardisierte Verordnungen fassen. Bei Anwendung ökonomischer Instrumente wird dagegen die Richtung des technischen Fortschritts nicht präjudiziert, so daß sich die jeweils sinnvollste Lösung durchsetzen kann.

Strukturpolitische Probleme

Strukturpolitische Probleme treten vor allem dann auf, wenn in einer bestimmten Region aufgrund der bereits vorliegenden Umweltbelastung keine weitere Erhöhung der Gesamtemissionen mehr zugelassen werden kann (Cansier 1993: 226). In solchen „Belastungsgebieten“ ist die Expansion bestehender oder die Ansiedlung neuer Unternehmen nur dann möglich, wenn der Schadstoffausstoß der bereits vorhandenen Emissionsquellen (Altemittenten) entsprechend vermindert wird. Ist eine solche Schaffung zusätzlicher Emissionsspielräume nicht realisier-

bar, so wird die Errichtung neuer zukunftssträchtiger Produktionszweige behindert, und es droht eine Festschreibung der bestehenden Wirtschaftsstruktur. Im Extremfall kann dies zu dem umweltpolitisch paradoxen Ergebnis führen, daß ein innovativer Newcomer, der aufgrund einer verbesserten Produktionstechnologie nur eine geringere Umweltbelastung pro Wertschöpfungseinheit verursachen würde, aufgrund der festgeschriebenen Standort- und Industriestruktur keine Ansiedlungsmöglichkeit erhält (Siebert 1976: 69).

Im Rahmen des ordnungsrechtlichen Ansatzes ist die Schaffung zusätzlicher Emissionsspielräume nur durch eine Verschärfung der bestehenden Emissionsnormen möglich. Analog hierzu ist es im Falle einer Abgabensenkung erforderlich, die bestehenden Abgabensätze entsprechend zu erhöhen. Eine solche Anpassung des umweltpolitischen Instrumenteneinsatzes ist jedoch aufgrund der Schwerfälligkeit des Gesetzgebungsprozesses nur mit erheblichen Zeitverzögerungen möglich. Damit ergibt sich sowohl bei ordnungsrechtlichen Maßnahmen als auch bei Abgabensenkungen ein Zielkonflikt zwischen Struktur- und Umweltpolitik, denn die unter strukturpolitischen Gesichtspunkten erwünschte Ansiedlung neuer Produktionsstätten ist hier nur um den Preis einer (zumindest temporären) Verletzung des umweltpolitischen Mengenziels möglich. Demgegenüber sind die insgesamt zulässigen Emissionen bei Anwendung handelbarer Emissionsrechte stets exogen fixiert. Hier treten ansiedlungswillige Newcomer als zusätzliche Nachfrager am Markt für Emissionsrechte auf und erhöhen damit den Marktpreis. Durch den gestiegenen Marktpreis wird es für die alteingesessenen Unternehmen profitabel, mehr Emissionen als bisher zu vermeiden und die dann nicht mehr benötigten Emissionsrechte zu veräußern. Da sich der steigende Marktpreis für Emissionsrechte hier automatisch einstellt, besteht keine Veranlassung für umweltpolitische Eingriffe, und die bekannten Rigiditäten des politischen Prozesses werden vermieden.

Wettbewerbspolitische Probleme

Nach Cansier (1993) kann die umweltpolitische Verknappung von Emissionsmöglichkeiten dann als wettbewerbsneutral angesehen werden, wenn alle betroffenen Emittenten den gleichen Preis pro Emissionseinheit zu entrichten haben. Diese Voraussetzung ist bei Erhebung einheitlicher Abgaben ebenso wie bei der Einführung universell gültiger Emissionsrechte erfüllt. Anders verhält es sich bei Anwendung von Emissionsnormen. Hier existiert zwar kein expliziter Preis, auf den zur Beurteilung der Wettbewerbswirkungen zurückgegriffen werden könnte, aber es ist möglich, die bei Erfüllung des jeweiligen Standards verursachten Grenzvermeidungskosten als impliziten Preis zu interpretieren (Cansier 1993: 224). Nach diesem Ansatz sind einheitliche Emissionsnormen nicht wettbewerbsneutral, denn sie führen zu einer überproportionalen Kostenbelastung der Emittenten mit einer ungünstigen Vermeidungskostenstruktur. Da es sich bei letzteren aufgrund der in vielen Bereichen der Umwelttechnologie anzutreffenden Kostendegression häufig um kleine und mittlere Schadstoffemittenten handelt, läßt sich folgern, daß einheitliche Emissionsnormen zu einer systematischen Wettbewerbsverzerrung zugunsten von Großunternehmen führen.

Ein weiterer Aspekt betrifft die Zusammenhänge zwischen struktur- und wettbewerbspolitischen Wirkungen, denn die oben bereits genannte Gefahr der Festschreibung von Standort- und Industriestruktur impliziert stets auch eine Wettbewerbsverzerrung zugunsten der alteingesessenen Unternehmen. Allerdings sind auch handelbare Emissionsrechte nicht frei von wettbewerbspolitischen Problemen. Erfolgt nämlich deren Markteinführung durch eine kostenlose Zuteilung an die Altemittenten, wie etwa bei Bonus (1990) präferiert, so ergeben sich auch hier Wettbewerbsverzerrungen im Verhältnis zwischen bereits bestehenden Unternehmen und Newcomern. Denn die Altemittenten erhalten das Emissionsrecht zum Nulltarif, während neu anzusiedelnde Wettbewerber die benötigten Emissionsrechte nur am Markt, das heißt zum tatsächlichen Knappheitspreis, erwerben können.

Erfolgt die Markteinführung dagegen im Rahmen einer öffentlichen Versteigerung, so sind keine Wettbewerbsverzerrungen im Verhältnis zwischen Altemittenten und Newcomern zu erwarten. Nach Siebert (1976: 78) besteht dann zwar die Gefahr, daß der strategisch motivierte Aufkauf handelbarer Emissionsrechte „... von finanzkräftigen Unternehmen als Hebel benutzt werden kann, kleinere in der gleichen Region ansässige Firmen aus dem Markt zu drängen“. Allerdings scheint es bei näherer Betrachtung eher unwahrscheinlich, daß ein einzelnes Unternehmen gerade den Markt für Emissionsrechte als Hebel benutzt, um Konkurrenten auf dem Absatzmarkt zu verdrängen. Denn hierzu müßte das betreffende Unternehmen nicht nur die unmittelbaren Konkurrenten, sondern auch alle übrigen Nachfrager nach Emissionsrechten überbieten. Angesichts der hiermit einhergehenden Kosten erscheinen die traditionellen absatzpolitischen Instrumente wesentlich besser zur Erhöhung des Marktanteils geeignet zu sein als derartige Verdrängungsversuche über den Inputbereich (Cansier 1993: 225).

d. Schlußfolgerungen

Zusammenfassend läßt sich feststellen, daß keine der drei diskutierten Instrumentvarianten bezüglich aller Beurteilungskriterien eindeutig vorzuziehen wäre. Dementsprechend kann keine *generell gültige* Rangordnung zwischen den verschiedenen Instrumenten aufgestellt werden. Gleichwohl lassen sich einige allgemeine Schlußfolgerungen ableiten, die als Ausgangspunkt für weiterführende Überlegungen dienen können:

Unter dem Aspekt der *ökologischen Effektivität* weisen Systeme handelbarer Emissionsrechte den höchsten Zielerreichungsgrad auf, denn sie gewährleisten nicht nur die exakte Einhaltung des Mengenziels, sondern sie beschleunigen auch die Ablösung emissionsintensiver Altanlagen

und weisen damit eine entsprechend hohe Wirkungsgeschwindigkeit auf. Demgegenüber läßt sich für das Verhältnis zwischen Abgaben und Emissionsnormen bereits unter dem Aspekt der ökologischen Effektivität keine eindeutige Rangfolge mehr feststellen. Emissionsnormen zeichnen sich zumeist durch eine höhere ökologische Treffsicherheit aus, während Emissionsabgaben insbesondere bei ausgeprägter Altanlagen-Problematik schneller wirken dürften.

Bezüglich der *gesamtwirtschaftlichen Kostenwirkung* weisen Abgaben und handelbare Emissionsrechte zunächst einen Vorteil gegenüber einheitlichen Emissionsnormen auf, denn sie gewährleisten die Minimierung der insgesamt aufzuwendenden *Vermeidungskosten* (im Falle handelbarer Emissionsrechte gilt dies allerdings nur bei einer hinreichend großen Anzahl von Marktteilnehmern). Das hierbei realisierbare Einsparpotential ist um so größer, je unterschiedlicher die Vermeidungskostenverläufe der einzelnen Emittenten sind. Diesen Einsparungen müssen gegebenenfalls jedoch erhöhte *Transaktionskosten* gegengerechnet werden, so daß eine abschließende Beurteilung der gesamtwirtschaftlichen Kostenwirkung nur unter Berücksichtigung der jeweiligen Rahmenbedingungen möglich ist.

Unter dem Aspekt der *dynamischen Effizienz* sind auch die wettbewerbs- und strukturpolitischen Wirkungen der einzelnen Instrumente sehr stark von den jeweiligen Rahmenbedingungen und von der näheren Ausgestaltung des Instrumenteneinsatzes abhängig. Lediglich in Bezug auf die Innovationswirkungen läßt sich eine eindeutige Überlegenheit ökonomischer Instrumente feststellen, denn Abgaben und handelbare Emissionsrechte verursachen einen permanenten Anreiz zur Suche nach umweltfreundlicheren Produktions- und Entsorgungsverfahren, während sich die Vorgabe ordnungsrechtlicher Normen nach dem *Stand der Technik* als ein gravierendes Innovationshemmnis erweist.

V. Umweltpolitische Instrumentenwahl: Die Praxis

1. Stellenwert ökonomischer Instrumente in der Praxis

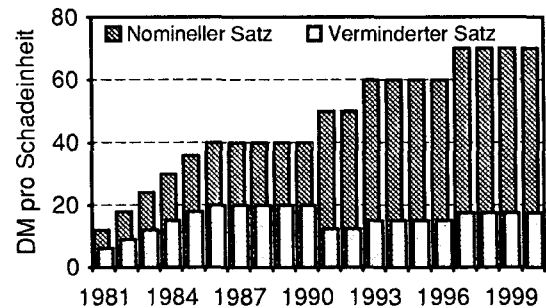
Wie in Kapitel IV deutlich wurde, besitzen Umweltabgaben und handelbare Nutzungsrechte aufgrund ihrer inhärenten Flexibilität eine Reihe von Effizienzvorteilen gegenüber dem inflexiblen, auf Ge- und Verboten basierenden Ansatz der ordnungsrechtlichen Verhaltenssteuerung. Zwar kann aufgrund der Verschiedenheit und Komplexität umweltpolitischer Probleme nicht a priori davon ausgegangen werden, daß ökonomische Instrumente *stets* gegenüber dem Ordnungsrecht vorzuziehen sind. Aber dennoch steht die äußerst geringe praktische Verbreitung von Abgaben und handelbaren Nutzungsrechten in einem starken Mißverhältnis zu ihren potentiellen Einsatzmöglichkeiten.¹⁷

a. Bundesrepublik Deutschland

Die einzig nennenswerte Umweltabgabe in der Bundesrepublik Deutschland ist die seit 1981 erhobene *Abwasserabgabe*, die in ihrer Entstehungsphase als Prototyp eines marktwirtschaftlichen Instruments konzipiert war. Der nach heftigen Kontroversen letztendlich verabschiedete Gesetzentwurf hatte jedoch bereits nur noch geringe Ähnlichkeit mit dem ökonomischen Ideal einer Lenkungsabgabe (Faber et al. 1983). So ist die Abwasserabgabe in das ordnungsrechtliche System des Wasserhaushaltsrechts eingebunden, indem der pro Schadeinheit zu entrichtende Abgabensatz vermindert wird, wenn der Abgabepflichtige die auf Basis der *allgemein anerkannten Regeln der Technik* definierten Mindestanforderungen an die Abwasserreinigung erfüllt. Der anfängliche nominelle Abgabensatz von 12 DM pro Schadeinheit wurde im Zeitverlauf bis auf gegenwärtig 60 DM erhöht, und zum 1. Januar 1997 ist eine weitere Steigerung auf 70 DM vorgesehen. Die Minderung des Abgabensatzes bei Erfüllung der Mindestanforderungen betrug zunächst 50 vH. Nach einer Übergangsregelung in 1989 und 1990 wurde dieser Abschlag zum 1. Januar 1991 mit der 3. Novelle

zum Abwasserabgabengesetz auf 75 vH erhöht, so daß der verminderte Abgabensatz wieder auf das Niveau von 1982 zurückfiel (Schaubild 3).

Schaubild 3 – Abwasserabgabe: Nominelle und verminderte Abgabensätze



Quelle: Ewringmann et al. (1993).

Obwohl die Abwasserabgabe als erste Umweltabgabe in der Bundesrepublik Deutschland gilt, wird ihre tatsächliche Lenkungswirkung von Ökonomen zumeist sehr zurückhaltend eingeschätzt (Ewringmann et al. 1993). Dabei richtet sich die Kritik vor allem darauf, daß die Abwasserabgabe durch ihre Verknüpfung mit dem Wasserhaushaltsrecht keine eigenständige Lenkungsfunction erfüllt, sondern lediglich zur beschleunigten Durchsetzung der Mindestanforderungen nach den *allgemein anerkannten Regeln der Technik* dient. Der nach Erreichen dieser Grenzwerte noch verbleibenden Restbelastung wird keine spürbare Anreizwirkung zugesprochen.

Ein weiteres Problem besteht darin, daß die Berechnung der Abgabenlast nicht auf Basis der tatsächlichen Schadstoffeinträge stattfindet, sondern auf Grundlage eines fiktiven „Bescheidwertes“, der sich errechnet aus der Abwassermenge gewichtet mit einer behördlicherseits festgestellten anlagenspezifischen Schadstoffkonzentration. Hierdurch wird zwar der administrative Aufwand bei der Abgabenerhebung stark reduziert, aber gleichzeitig läßt sich eine beträchtliche Einschränkung der Effizienz- und Anreizwirkung feststellen, denn es besteht kein direkter

Zusammenhang mehr zwischen Abgabenbelastung und tatsächlich vorgenommener Schadstoffeinleitung. Darüber hinaus ist zu bemängeln, daß die Abgabe lediglich bei Direktteinleitern erhoben wird. Indirekteinleitern — also solchen Emittenten, die ihre Abwässer über die Kanalisation an eine Kläranlage abgeben — wird die Abgabe lediglich im Rahmen der allgemeinen Abwasserentsorgungsgebühren angerechnet. Da hier keine nach Schadstoff differenzierten Gebühren erhoben werden, wird die Anreizwirkung der Abgabe im Bereich der Indirekteinleiter faktisch ausgehebelt.

Neben der Abwasserabgabe lassen sich in der Umweltpolitik der Bundesrepublik Deutschland nur einige rudimentäre Formen ökonomischer Instrumente feststellen. So werden zur Verminderung der aus dem Straßenverkehr resultierenden Luftbelastungen *differenzierte Steuersätze* bei der Mineralöl- und Kfz-Steuer verwendet, die als eine Kombination aus Umweltabgabe und Subvention interpretiert werden können. Ebenfalls zu erwähnen ist hier der in den meisten Bundesländern erhobene „Wasserpfennig“, dessen primärer Zweck jedoch nicht in der Verhaltenssteuerung, sondern in der staatlichen Mittelbeschaffung besteht (Brösse 1986). Ähnliches gilt für die seit 1. Januar 1995 gültige Straßennutzungsgebühr für Lastkraftwagen sowie für die in einigen Bundesländern erhobenen Sonderabfallabgaben.

Nicht unerwähnt bleiben sollte schließlich der bisher einzige Versuch, das Konzept handelbarer Emissionsrechte zumindest in rudimentärer Form in der bundesdeutschen Umweltpolitik zu etablieren. So ist im Bundes-Immissionsschutzgesetz vom 24.04.1986 vorgesehen, daß Altanlagen bestimmte Grenzwerte überschreiten dürfen, wenn durch entsprechend stärkere Maßnahmen benachbarter Anlagen eine insgesamt weitergehende Schadstoffminderung erreicht wird. Die praktische Relevanz dieser Kompensationslösung tendiert jedoch aufgrund zahlreicher institutioneller Hemmnisse gegen Null (Huckestein 1989; Gawel und van Mark 1991). So ist es bisher trotz massiver Unterstützung durch Politik, Administration und Wissenschaft nur sehr vereinzelt zu tatsächlichen Kompensationen gekommen (vgl. z.B. John 1990).

b. Andere EU-Staaten und USA

In den sonstigen EU-Staaten lassen sich ausgeprägte regionale Unterschiede feststellen. Während in Frankreich, Großbritannien, Österreich, Italien und den südeuropäischen Staaten kaum nennenswerte Beispiele für den Einsatz ökonomischer Instrumente zu finden sind, ist die Situation in den nordeuropäischen Staaten (einschließlich der Niederlande) etwas positiver zu beurteilen. Die Bandbreite der hier eingesetzten Umweltabgaben reicht von klassischen Emissionsabgaben über differenzierte Mehrwertsteuersätze und Abfallabgaben bis hin zu Input- bzw. Produktabgaben auf Pestizide, Kunstdünger, Batterien und Verpackungen (Michaelis 1995b). Dabei ist nach Auffassung der OECD (1994) allerdings auch hier davon auszugehen, daß die Abgabensätze in der Mehrzahl der Fälle zu gering sind, um eine nennenswerte Lenkungswirkung zu erzeugen.

In den USA liegt der Schwerpunkt ökonomischer Instrumente der Umweltpolitik nicht im Abgabenbereich, sondern im Bereich handelbarer Emissionsrechte. Neben einigen regional begrenzten Ansätzen in der Wassergütwirtschaft ist hier insbesondere das 1977 landesweit eingeführte „emission trading“-Programm hervorzuheben, in dessen Rahmen die bis dato geltenden Luftreinhaltevorschriften um verschiedene Möglichkeiten des Emissionshandels ergänzt wurden. Wie zahlreiche empirische Studien belegen (z.B. Hahn und Hester 1989), blieb der tatsächliche Handel mit Emissionsrechten jedoch weit hinter den anfänglichen Erwartungen zurück. Als Gründe hierfür werden neben hohen Transaktionskosten vor allem Rechtsunsicherheiten seitens der betroffenen Emittenten genannt. Dabei hat sich insbesondere als problematisch erwiesen, daß das „emission trading“-Programm von den Umweltverwaltungen der einzelnen Bundesstaaten häufig uneinheitlich und teilweise auch obstruierend gehandhabt und im Zeitverlauf mehrfach unangekündigt geändert wurde.

Trotz dieser ermüthenden Erfahrungen wurde 1990 das *Acid Rain Program* beschlossen, das ab 1995 die stufenweise Einführung eines landesweiten Handels mit Emissionsrechten für

SO₂ vorsieht. Da das Programm zum gegenwärtigen Zeitpunkt noch nicht vollständig implementiert ist, läßt sich noch nicht abschätzen, ob der Handel mit Emissionsrechten tatsächlich den erwarteten Umfang erreichen wird. Da das *Acid Rain Program* trotz seiner konzeptionell größeren Reichweite in vielerlei Hinsicht den früheren „emission trading“-Ansätzen ähnelt, werden die Erfolgsaussichten in der Literatur zurückhaltend eingeschätzt (Endres und Schwarze 1994). Auch eine im Frühjahr 1993 durchgeführte Vorab-Auktion von Emissionsrechten, durch die ein vorläufiges Preissignal generiert werden sollte, stieß nur auf geringes Interesse der Nachfrager (Fromm und Hansjürgens 1994).

2. Widerstände gegen die Einführung ökonomischer Instrumente

Als Begründung für die geringe Verbreitung ökonomischer Instrumente der Umweltpolitik werden in der Literatur überwiegend politische Gründe geltend gemacht. So gehen die Vertreter der *Neuen Politischen Ökonomie* davon aus, daß Abgaben und handelbare Nutzungsrechte gegen die (Verteilungs-)Interessen der am Gesetzgebungsprozeß beteiligten Gruppen verstoßen und deshalb auf politischer Ebene nicht durchgesetzt werden können (vgl. z.B. Frey 1972). Und in der Tat lassen sich hierfür einige Plausibilitätsgründe finden.

a. Politische Entscheidungsträger

Da die Öffentlichkeitswirksamkeit umweltpolitischer Maßnahmen aus Sicht der Politiker eine nicht unbedeutende Rolle spielt und die Wähler in der Regel nur unzureichend über die tatsächlichen Nutzen und Kosten einzelner Maßnahmen informiert sind, ist es für die Politik rational, solche Maßnahmen zu bevorzugen, „... die den Anschein einer hohen Wirksamkeit haben, die populär sind und die die Aktivität der Regierung demonstrieren“ (Holzinger 1987: 299). So gesehen weist das Ordnungsrecht gegenüber ökonomischen Instrumenten erhebliche Vorteile auf (Frey 1972): Ge- und Verbote sind in ihrer Wirkungsweise unmittelbar nachvollziehbar und un-

terstützen den Eindruck eines starken Staates, der die umweltbelastenden Unternehmen mit Nachdruck in die Schranken weist. Demgegenüber besitzen Abgaben und mehr noch handelbare Nutzungsrechte nur einen geringen politischen Symbolwert, denn ihre Wirkung entfaltet sich über den Marktmechanismus und läßt sich nicht sichtbar den Entscheidungen der politischen Ebene zuschreiben. Hinzu kommt, daß die indirekte Verhaltenssteuerung durch ökonomische Instrumente für die Mehrzahl der Wähler nicht nachvollziehbar ist, woraus sich nicht selten Aversionen gegen einen vermeintlichen „Ablasshandel“ entwickeln.

Darüber hinaus weist die OECD (1994: 189) in ihrer jüngsten Bestandsaufnahme zur Rolle ökonomischer Instrumente in der Umweltpolitik darauf hin, daß bei der Anwendung tradierter ordnungsrechtlicher Gesetzgebungsmuster auf umfangreiche praktische Erfahrungen zurückgegriffen werden kann, während Abgaben und mehr noch handelbare Nutzungsrechte von den politischen Entscheidungsträgern häufig (und nicht zu Unrecht) mit dem Risiko einer schwer kalkulierbaren institutionellen Neuerung in Verbindung gebracht werden.

Ein weiterer Ablehnungsgrund, der sich vor allem gegen Abgabenlösungen richtet, besteht in ihrer fiskalpolitischen Wirkung. So zeichnen sich einige der in jüngerer Zeit in der Bundesrepublik Deutschland diskutierten Umweltabgaben im Vergleich zu den meisten früheren Abgabenvorschlägen durch eine wesentlich breitere Bemessungsgrundlage und ein entsprechend höheres Mittelaufkommen aus (Hansjürgens 1992). Insbesondere das jährliche Aufkommen aus einer CO₂- oder Energieabgabe könnte leicht einen zweistelligen Milliardenbetrag erreichen. Solche Aufkommenseffekte haben eine Reihe von haushaltspolitischen Implikationen, die dazu führen, daß „Finanzminister und Kämmerer sozusagen ‘geborene’ Gegner umweltpolitischer Lenkungsabgaben sind“ (Ewringmann 1987: 11). So wird insbesondere befürchtet, daß das Steuersystem seiner Finanzierungsfunktion nicht mehr gerecht wird, wenn unter dem Gebot der Aufkommensneutralität fiskalisch zuverlässige Einnahmequellen in großem Umfang durch weniger sichere, ihre eigene Bemessungsgrundlage aushöhlende

Umweltabgaben ersetzt werden (bei einer näheren Betrachtung der zur Zeit diskutierten Abgabenvorschläge erscheint diese Befürchtung allerdings weitgehend unbegründet; vgl. den folgenden Abschnitt V.3).

b. Umweltbehörden

Ein möglicher Grund für die ablehnende Haltung von Umweltbehörden gegenüber ökonomischen Instrumenten besteht darin, daß sich innerhalb der Behörden im Zeitverlauf informelle Strukturen verfestigt haben, die eine Beibehaltung des Status quo begünstigen (Faber et al. 1989: 99): Die in langjähriger Tätigkeit erworbene Erfahrung und Sachkenntnis im Umgang mit ordnungsrechtlichen Regelungen stellt für die Behörden und ihre Mitarbeiter ein Kapitalgut dar, das durch den Übergang zu einem anderen instrumentellen Regime abrupt entwertet würde.

Diese Argumentation trifft in besonders starkem Maße auf den Übergang zu ökonomischen Lenkungsmechanismen zu, denn das Personal der betreffenden Behörden besteht in erster Linie aus Juristen, Naturwissenschaftlern und Technikern, die mit ökonomischen Wirkungszusammenhängen häufig nur wenig vertraut sind. Hinzu kommt, daß der Ansatz einer preislichen Steuerung mit flexiblen einzelwirtschaftlichen Anpassungsprozessen insbesondere im Bereich der Rechtswissenschaften auf grundsätzliche Aversionen stößt. Symptomatisch hierfür Klöpfer (1990: 247) zu dem mit der Einführung ökonomischer Instrumente vermeintlich einhergehenden Verlust an Rechtsstaatlichkeit:

„An die Stelle der klaren, aber bisweilen harten Alternative: ‘erlaubt oder verboten’ tritt die weiche, jedoch konturenschwächere Alternative des permissiven Staates; sie heißt: ‘erwünscht oder unerwünscht’. In [ihrer] spezifischen Ziel- und Wirkungsunschärfe sind die sog. ökonomischen Instrumente das kongeniale Instrument einer entschiedenen Politik des Vielleicht-doch-nicht oder doch. Bei der Steuerung durch ökonomische Mittel bleibt [das] unerwünschte Verhalten rechtmäßig, während im Ordnungsrecht das dort verbotene Verhalten rechtswidrig ist“.

Empirische Untersuchungen zeigen, daß die genannten Gründe in ihrer Gesamtheit zu einer

starken instrumentellen Präferenz zugunsten ordnungsrechtlicher Regelungen führen (vgl. z.B. Horbach 1992). Auf der Ebene der Ministerialbehörden hat dies zur Folge, daß Vorschläge für den Einsatz ökonomischer Instrumente zumeist bereits im Vorfeld der Beratungen abgeblockt oder zumindest verwässert werden. Und selbst wenn diese Hürde erfolgreich überwunden wurde, sehen sich die ungeliebten ökonomischen Instrumente zuweilen der subtilen Obstruktion durch die vollziehende Behörden ausgesetzt (vgl. z.B. Karl 1996).

c. Unternehmen

Aus Sicht der schadstoffemittierenden Unternehmen ist dasjenige umweltpolitische Instrument zu präferieren, das die geringsten einzelwirtschaftlichen Kosten verursacht. Unter diesem Aspekt sind ordnungsrechtliche Regulierungen gegenüber Abgabenlösungen eindeutig überlegen. Denn im Falle einer Abgabe hat der Emittent nicht nur die Vermeidungskosten zu tragen, sondern auch die Abgabenlast auf die verbleibenden Restemissionen, die bei einer ordnungsrechtlichen Regelung kostenlos sind.

Die Kosten handelbarer Emissionsrechte werden im wesentlichen durch den Modus der Erstvergabe determiniert. Erfolgt diese durch eine Versteigerung, so resultiert die gleiche Kostenbelastung wie im Abgabenfall. Werden die Rechte dagegen kostenlos an die Altemittenten vergeben, so gilt zumindest vorläufig, daß die bisher nach Ordnungsrecht erlaubten Emissionen auch weiterhin zum Nulltarif an die Umwelt abgegeben werden können.

Ein weiterer Aspekt betrifft die unternehmerische Planungssicherheit. Zwar gilt im Rahmen des Ordnungsrechts, daß die im Einzelfall letztendlich getroffenen Verfügungen das Ergebnis eines komplexen und damit schwer kalkulierbaren Verhandlungsprozesses zwischen Emittent und Behörde sind. Aber zumindest ist die unternehmerische Planungssicherheit hier insoweit gewahrt, als daß ordnungsrechtliche Regelungen zumeist mit weitreichenden Ausnahmen zugunsten des Bestandsschutzes versehen sind. Auch Abgabenlösungen sind unter dem Aspekt der Planungssicherheit weitgehend unproblematisch,

denn hier existiert zumindest ein ex ante fixierter Abgabensatz, der als Planungsgrundlage verwendet werden kann. Demgegenüber unterliegt der Marktpreis handelbarer Emissionsrechte permanenten Schwankungen, wodurch eine vorausschauende Planung erheblich erschwert wird. Zwar ist es hier möglich, die unternehmerische Planungssicherheit durch einen Terminmarkt für Emissionsrechte zu erhöhen, aber die Abwicklung derartiger Termingeschäfte wäre wiederum mit zusätzlichen Kosten verbunden (Heister, Michaelis et al. 1991: 121).

Darüber hinaus besitzt das Ordnungsrecht aus unternehmerischer Sicht eine Reihe strategischer Vorteile. So wurde bereits erwähnt, daß ordnungsrechtliche Regelungen den vollziehenden Behörden in der Regel einen weiten Ermessensspielraum lassen. Im Gegensatz zu Abgaben und handelbaren Emissionsrechten bietet das ordnungsrechtliche Instrumentarium den Emittenten also die Möglichkeit, in direkten Verhandlungen mit der vollziehenden Behörde Einfluß auf die konkrete Ausgestaltung der Auflagen zu nehmen (Horbach 1992).

Ein weiterer strategischer Vorteil ergibt sich im Verhältnis zwischen den am Markt präsenten Unternehmen und potentiellen Newcomern. Hier eröffnet das Ordnungsrecht die Möglichkeit, mit Hinweis auf den verfassungsrechtlich garantierten Bestandsschutz differenzierte Anforderungen für Altanlagen einerseits und neu zu genehmigende Anlagen andererseits durchzusetzen, die de facto als Marktzutrittsbarriere gegenüber potentiellen Wettbewerbern wirken (Jäger 1994: 151). Ein vergleichbarer Effekt läßt sich im Rahmen ökonomischer Instrumente nur bei kostenloser Zuteilung von Emissionsrechten an die Altemittenten erzielen.

d. Umweltschutzverbände

Die Rolle der Umweltschutzverbände in der Instrumentendiskussion hat sich im Verlauf der achtziger Jahre grundlegend gewandelt. Während in früheren Stellungnahmen fast ausschließlich Forderungen nach schärferen ordnungsrechtlichen Eingriffen zu finden waren (Holzinger 1987: 313), bewirkt die seit Ende der achtziger Jahre geführte „Öko-Steuer“-Diskussion,

daß marktwirtschaftliche Lenkungsmechanismen und insbesondere Abgabenlösungen im Bereich der Umweltschutzverbände zunehmend Akzeptanz finden. Eine Vorreiterrolle kommt insbesondere dem *Bund für Umwelt- und Naturschutz* zu, der nach Hey und Brendle (1994: 505) bereits sehr frühzeitig „zu den Motoren der Ökosteuerdebatte in Deutschland gehörte“.

3. Anwendungsbedingungen ökonomischer Instrumente

Über die oben genannten Argumente hinaus findet sich in der jüngeren Literatur ein zweiter, eher kasuistisch orientierter Erklärungsansatz für die geringe Verbreitung von Abgaben und handelbaren Nutzungsrechten, der die Zweckmäßigkeit und Praktikabilität der klassischen umweltökonomischen Empfehlungen zur Instrumentenwahl generell in Frage stellt. Ausgangspunkt der Kritik ist die Feststellung, daß die in der Literatur stets hervorgehobene Überlegenheit ökonomischer Instrumente auf der Analyse extrem idealisierter Modelle basiert, die die tatsächlichen Rahmenbedingungen umweltpolitischer Probleme unzureichend abbilden. So stellen z.B. Hahn und Stavins (1992: 465) fest:

„The marked preference economists have shown for incentive based instruments over command-and-control is largely based on their theoretical efficiency advantages in highly stylised situations. [...] In the absence of empirical research, this remains largely an untested hypothesis“.

Die Forderung nach einer detaillierteren Analyse der konkreten Anwendungsbedingungen umweltpolitischer Instrumente wird auf internationaler Ebene vor allem seitens der OECD vorangetrieben (OECD 1991, 1993, 1994). Parallel dazu hat sich im deutschsprachigen Raum eine jüngere umweltökonomische Forschungsrichtung etabliert, die ebenfalls darauf abzielt, konkrete Anwendungsbedingungen für den Einsatz ökonomischer Instrumente im Umweltschutz zu identifizieren.¹⁸ Dabei zeigt sich, daß es in der Umweltpolitik keine Patentlösungen gibt. Vielmehr ist eine rationale Entscheidung über das anzuwendende Instrumentarium nur unter expli-

ziter Berücksichtigung der im jeweiligen Einzelfall vorliegenden Rahmenbedingungen ökonomischer, technischer, ökologischer, rechtlicher und (fiskal-)politischer Natur möglich.

a. **Ökonomische und technische Rahmenbedingungen**

In einer ersten Grobklassifikation lassen sich die technisch-ökonomischen Rahmenbedingungen der Instrumentenwahl drei Schwerpunktbereichen zuordnen: (1) Emittentenstruktur, (2) Vermeidungskostenstruktur und (3) Meß- und Kontrollprobleme.

Emittentenstruktur

Bei einer zu *geringen* Anzahl von Emittenten kann der Einsatz ökonomischer Instrumente mit verschiedenen Problemen einhergehen. Letztere betreffen im Abgabefall vor allem die Frage der ökologischen Inzidenz, während bei Anwendung handelbarer Rechte Wettbewerbsprobleme und eine möglicherweise eingeschränkte Anreizwirkung zu beachten sind.

Stehen etwa die zu regulierenden Emittenten auf ihren Absatzmärkten in unvollkommener Konkurrenz zueinander, so kann eine Abgabenerhebung neben den direkten Anpassungsreaktionen auch zu einer Umverteilung der jeweiligen Marktanteile führen, so daß sich der im Saldo erzielte Vermeidungseffekt a priori nur noch schwer einschätzen läßt. Wie zum Beispiel Ebert (1992) zeigt, kann dabei selbst der scheinbar widersinnige Fall, daß die Einführung einer Emissionsabgabe im Endeffekt zu einer Erhöhung der Gesamtemissionen führt, nicht ausgeschlossen werden. Diese Wirkungsbrüche und Unsicherheiten haben zur Folge, daß Abgabensenkungen bei unvollkommener Konkurrenz mit erheblichen Fehlsteuerungen bezüglich des angestrebten Mengenziels einhergehen können. Insbesondere führt das bekannte „trial and error“-Verfahren zur Annäherung an den Zielwert in die Irre, wenn die Gesamtemissionen abnormal auf Variationen des Abgabensatzes reagieren. Abgabensenkungen erscheinen damit bei unvollkommener Konkurrenz nur dann zweckmäßig, wenn es aufgrund der jeweiligen ökologischen Rahmenbedingungen (vgl. den folgenden Abschnitt

V.3.b) zulässig ist, signifikante Zielabweichungen zugunsten der dynamischen Anreizwirkung einer solchen Politik zu tolerieren.

Anders gelagert ist die Problematik einer zu geringen Anzahl von Emittenten bei Verwendung handelbarer Rechte. Zwar ist hier keine Verletzung des Mengenziels zu erwarten, aber bei einem zu engen Markt für Emissionsrechte können sich wettbewerbspolitische Probleme ergeben. Sofern hier die Erstverteilung im Rahmen einer Versteigerung erfolgt, ist nicht auszuschließen, daß einzelne finanzkräftige Firmen versuchen könnten, den Markt für Emissionsrechte zur Verdrängung kleinerer Konkurrenten zu mißbrauchen (Siebert 1976: 78). Wie bereits erwähnt, ist eine solche Strategie zwar eher unwahrscheinlich (vgl. Abschnitt IV.2.c), aber dennoch erscheint es bei einem potentiell engen Markt auch im Hinblick auf die politische Akzeptanz eines solchen Systems erforderlich, dem möglichen Mißbrauch von Marktmacht vorzubeugen, indem die Emissionsrechte nicht versteigert, sondern den Altemittenten im Rahmen eines „grandfathering“-Verfahrens zugeteilt werden (Endres 1994: 148 f.).

Mit dieser Zuteilungsvariante sind allerdings verschiedene Probleme verbunden, die bereits mehrfach angesprochen wurden. Insbesondere ergeben sich Wettbewerbsverzerrungen im Verhältnis zwischen Altemittenten, die die Emissionsrechte zum Nulltarif erhalten, und potentiellen Newcomern, die die benötigten Rechte nur am Markt, das heißt zum Knappheitspreis, erwerben können. Im Extremfall ist es hier denkbar, daß sich die Altemittenten zu einem Kartell zusammenschließen, das die Emissionsrechte nur zu überhöhten Preisen abgibt oder den Marktzutritt neuer Firmen gänzlich verhindert. Bei einem potentiell engen Markt kommt die Anwendung handelbarer Rechte folglich nur dann in Betracht, wenn die bestehenden Marktstrukturen die Gefahr wettbewerbsbeschränkender Absprachen zwischen den Altemittenten ausschließen, so daß mit dem erforderlichen „grandfathering“-Verfahren keine unüberwindbaren Marktzutrittsbarrieren geschaffen werden.

Ein weiteres Problem zu enger Märkte betrifft die Effizienz der Sekundärallokation von Emissionsrechten, die sich aus den Markttransaktio-

nen nach der Erstverteilung ergibt. Wie etwa Wirl (1988) zeigt, verhalten sich die Emittenten bei unvollkommener Konkurrenz auf dem Markt für Emissionsrechte nicht mehr als Preisnehmer, sondern sie berücksichtigen, daß ihr eigenes Angebots- bzw. Nachfrageverhalten den Marktpreis beeinflusst. Als Folge kommt es nicht mehr zum Ausgleich der Grenzvermeidungskosten zwischen den einzelnen Emittenten, und die gesamtwirtschaftlich kostenminimale Allokation wird verfehlt. Hieraus kann jedoch nicht der Schluß gezogen werden, handelbare Rechte hätten bei unvollkommener Konkurrenz keinerlei Effizienzvorteile gegenüber dem Ordnungsrecht. Vielmehr ist davon auszugehen, daß die Möglichkeit des Handels mit Emissionsrechten auch bei unvollkommener Konkurrenz Kosteneinsparungen gegenüber einem System einheitlicher Emissionsauflagen ermöglicht. Der Unterschied zum Fall vollkommener Konkurrenz besteht darin, daß die gegenüber der Auflagenlösung theoretisch verfügbaren Kosteneinsparungspotentiale hier nicht vollständig ausgeschöpft werden, wobei sich jedoch der letztendlich realisierte Grad an Kosteneinsparung a priori kaum abschätzen läßt.

Darüber hinaus ist zu beachten, daß sich ein zu enger Markt für Emissionsrechte auch nachteilig auf die Innovationsbereitschaft der Emittenten auswirken kann. Denn der Marktpreis für Emissionsrechte ist im Gegensatz zur Abgabe keine politisch fixierte Größe, sondern er resultiert aus Angebot und Nachfrage. Bei einem hinreichend engen Markt ist hierbei zu erwarten, daß sich bereits das Innovationsverhalten eines einzelnen Emittenten spürbar auf den Preis auswirkt. Muß jedoch der potentielle Innovator befürchten, daß der Marktpreis als Folge seines zusätzlichen Angebots sinken würde, so vermindert dies seine Innovationsbereitschaft, denn ein sinkender Preis impliziert geringere Erlöse bei der Veräußerung der freiwerdenden Emissionsrechte (Cansier 1993: 202). Hinzu kommt, daß die Variabilität des Marktpreises für Emissionsrechte auch Anlaß zu Freifahrerverhalten geben kann (Endres 1994: 136 ff.): Geht nämlich der potentielle Innovator davon aus, daß der Marktpreis für Emissionsrechte fällt, wenn die betrachtete Innovation von anderen am Markt be-

teiligten Emittenten eingeführt wird, so kann es für ihn selbst rational sein, auf die eigene Innovation zu verzichten, die damit verbundenen Kosten zu vermeiden und seine Emissionen nach Sinken des Marktpreises auf die neue kostenminimierende Menge zu erhöhen. Verhalten sich jedoch alle Emittenten nach diesem Kalkül, so besteht die Gefahr, daß die betrachtete Innovation überhaupt nicht realisiert wird.

Zusammenfassend läßt sich feststellen, daß die positive Beurteilung handelbarer Emissionsrechte bei potentiell engen Märkten stark zu relativieren ist: Die vorteilhaften Effizienzigenschaften ebenso wie die dynamische Anreizwirkung werden nachhaltig eingeschränkt, während sich gleichzeitig erhebliche wettbewerbspolitische Probleme ergeben.

Vermeidungskostenstruktur

Wie in Kapitel IV bereits deutlich wurde, resultieren die statischen Effizienzvorteile ökonomischer Instrumente daraus, daß die betroffenen Emittenten die für sie auf Basis ihrer individuellen Kostenstruktur jeweils vorteilhafteste Anpassungsreaktion wählen können. Damit ist gewährleistet, daß die stärksten Vermeidungsanstrengungen dort ausgelöst werden, wo die hierfür günstigsten Kostenvoraussetzungen bestehen. Dabei wird das Ausmaß der im Vergleich zu einer pauschalen Auflagenpolitik möglichen Kosteneinsparungen durch die jeweiligen Unterschiede in den einzelwirtschaftlichen Vermeidungskosten determiniert. Je größer diese Unterschiede sind, um so stärker weichen die von den einzelnen Emittenten bei Kostenminimierung gewählten Vermeidungsniveaus voneinander ab und um so größer sind die Effizienzgewinne gegenüber pauschalen Auflagen, die von allen Emittenten ein einheitliches Vermeidungsniveau fordern. Dem Argument der statischen Effizienz ist bei der umweltpolitischen Instrumentenwahl demzufolge ein um so größeres Gewicht beizumessen, je stärker die Unterschiede in den einzelwirtschaftlichen Vermeidungskosten ausgeprägt sind und je weniger es möglich ist, diesen Unterschieden durch eine geeignete Differenzierungs- ordnungsrechtlicher Vorgaben Rechnung zu tragen.

Die Unterschiede in den einzelwirtschaftlichen Vermeidungskosten wiederum werden im wesentlichen durch die Emittentenstruktur und die Art der verfügbaren Vermeidungstechnologien bestimmt. Dabei ist zu beachten, daß integrierte Umwelttechnologien aufgrund ihrer Spezialisierung in der Regel stärkere Kostendifferenzen aufweisen als normierte „end of pipe“-Verfahren, die sich häufig durch sehr ähnliche Kostenverläufe auszeichnen (Huckestein 1993a: 352). Weisen im Extremfall alle Emittenten den gleichen Kostenverlauf auf oder ist es möglich, bestehenden Unterschieden durch eine hinreichend starke Differenzierung der Auflagen vollständig Rechnung zu tragen, so ergeben sich keine instrumentspezifischen Unterschiede in den Vermeidungskosten, und die Frage der statischen Effizienz läßt sich auf einen Vergleich der Transaktionskosten reduzieren.

In der bisherigen Argumentation wurde an der klassischen Modellvorstellung festgehalten, den Emittenten stünde ein Kontinuum von Vermeidungsmöglichkeiten zur Verfügung, die sich durch eine wohldefinierte Kostenfunktion beschreiben lassen. Im Gegensatz hierzu kommen empirische Analysen betrieblicher Emissionsminderungsmaßnahmen in der Regel zu dem Ergebnis, daß den Emittenten nur ein begrenztes, technologisch determiniertes Set von Anpassungsmöglichkeiten zur Verfügung steht, deren zugehörige Kostenkurve sich häufig durch Unstetigkeiten und partiell *fallende* Grenzkosten auszeichnet (Rentz et al. 1987; Gruber 1991; Friedrich 1993).

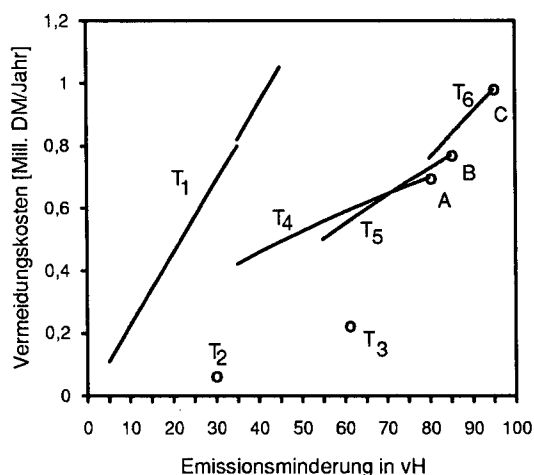
Als Beispiel hierfür zeigt Schaubild 4 die Vermeidungskostenfunktion für die Minderung der NO_x-Emissionen eines mit schwerem Heizöl S befeuerten Kessels zur Erzeugung von Prozesswärme, wie er in zahlreichen Industrien insbesondere des Grundstoffgewerbes eingesetzt wird. Neben der als Technologie T₁ bezeichneten Substitution von schwerem durch leichtes Heizöl bzw. Erdgas, die sich bei allen Minderungsgraden als ineffizient erweist, stehen hier drei technische Basisoptionen zur Verfügung. Dabei handelt es sich um (a) die Anwendung eines NO_x-armen Brenners, (b) die Einführung der Stufenverbrennung mit Abgasrückführung und (c) die Anwendung eines nachgeschalteten SCR-Kata-

lysators. Durch Kombination dieser Optionen resultieren neben der Inputsubstitution T₁ fünf weitere „Vermeidungstechnologien“ T₂:

- T₂: NO_x-armer Brenner,
- T₃: NO_x-armer Brenner + Abgasrückführung,
- T₄: SCR-Katalysator,
- T₅: NO_x-armer Brenner + SCR-Katalysator,
- T₆: NO_x-armer Brenner + SCR-Katalysator + Abgasrückführung.

Dabei ist zu beachten, daß NO_x-arme Brenner ebenso wie die Abgasrückführung einen fixen Wirkungsgrad aufweisen, so daß T₂ und T₃ in Schaubild 4 lediglich einen isolierten Einzelpunkt bilden. Nur bei Anwendung eines SCR-Katalysators, der mit den beiden anderen Maßnahmen kombiniert werden kann, ist es möglich, den Grad der Emissionsminderung durch eine Änderung des Katalysatorvolumens kontinuierlich zu variieren. Aufgrund der hierbei auftretenden Kostendegression sind die resultierenden Teilstücke der Kostenkurve jedoch nicht konvex, sondern sogar leicht konkav gekrümmt.

Schaubild 4 – Kosten der NO_x-Minderung bei einem mit Heizöl S befeuerten Kessel (40 Megawatt Wärmeleistung, 4 500 Betriebsstunden p.a.)



Quelle: Nach Friedrich (1993:15).

Konkave Kostenkurven implizieren, daß die Grenzkosten entlang der jeweiligen Teilstücke nicht steigen, sondern *fallen*, so daß kostenminimierende Emittenten bei Erhebung einer Abgabe

oder bei Einsatz handelbarer Rechte den Grad der Emissionsminderung stets bis an die Kapazitätsgrenze ausdehnen (Friedrich 1993: 173 ff.). Der ökonomisch relevante Bereich der Technologien T_4 bis T_6 reduziert sich folglich auf die mit A bis C bezeichneten Randpunkte. Bei einer Variation des Preises pro Emissionseinheit finden damit keine kontinuierlichen Anpassungsprozesse mehr statt, sondern die Emittenten reagieren erst dann, wenn der Abgabensatz bzw. der Marktpreis für Emissionsrechte einen kritischen Wert überschreitet und der Einsatz einer neuen Technologie rentabel wird (Becker et al. 1993; Michaelis 1993b).

Da Vermeidungstechnologien mit fixem Wirkungsgrad bzw. fallenden Grenzkosten in der Praxis eher die Regel als die Ausnahme bilden, ist zu fragen, in welcher Weise sich das Phänomen diskontinuierlicher Anpassungsprozesse auf die relative Vorteilhaftigkeit ökonomischer Instrumente auswirkt. Dabei ist zunächst festzustellen, daß die Kosteneinsparungspotentiale gegenüber einer ordnungsrechtlichen Lösung tendenziell vermindert werden. Wenn nämlich die regulierende Behörde aufgrund der genannten Zusammenhänge a priori davon ausgehen kann, daß ohnehin nur einige wenige (Rand-)Punkte der jeweiligen Kostenkurve als Ergebnis des einzelwirtschaftlichen Minimierungskalküls in Betracht kommen, so ist es zumindest bei einer weitgehend homogenen Emittentenstruktur vergleichsweise einfach, die effiziente Lösung vorab zu schätzen und in Form entsprechend differenzierter Auflagen zu implementieren.

Ein weiterer Aspekt wird beim Übergang von der einzelwirtschaftlichen zur gesamtwirtschaftlichen Ebene deutlich. Liegen fixe Wirkungsgrade oder fallende Grenzkosten vor, so zeichnet sich die Reaktionsfunktion eines einzelnen Emittenten, die den Zusammenhang zwischen Abgabensatz und individuellem Emissionsniveau darstellt, durch einen stufenförmigen Verlauf aus, bei dem jeder Sprung einem Technologiewechsel entspricht (Michaelis 1993b: 157). Aus der Aggregation dieser Kurvenverläufe folgt eine gesamtwirtschaftliche Reaktionsfunktion, die den Zusammenhang zwischen Abgabensatz und Gesamtemissionen beschreibt. Die Gestalt dieser Funktion ist maßgeblich von der zugrunde-

liegenden Emittentenstruktur abhängig. Gibt es für den betrachteten Schadstoff hinreichend viele Emittenten und ist die Kostenstruktur der einzelnen Emittenten hinreichend unterschiedlich, so resultiert aus der Aggregation eine stetige Reaktionsfunktion. Liegen dagegen nur wenige Emittenten vor oder sind die Emittenten zwar zahlreich, aber sehr homogen, so zeichnet sich auch die gesamtwirtschaftliche Reaktionsfunktion durch einen diskontinuierlichen, stufenförmigen Verlauf aus. In diesem Fall werden die im Zusammenhang mit der Abgabenlösung bereits mehrfach diskutierten Probleme der geringen ökologischen Inzidenz nachhaltig verschärft. Denn bei diskontinuierlicher Reaktionsfunktion können bereits marginale Fehler bei der Festlegung des Abgabensatzes zu gravierenden Abweichungen von dem insgesamt angestrebten Zielwert führen.

Ähnlich problematisch verhält es sich auch bei Anwendung handelbarer Emissionsrechte. In diesem Fall kann die Reaktionsfunktion als aggregierte Nachfragefunktion nach Emissionsrechten interpretiert werden, wobei der Abgabensatz nun dem jeweiligen Marktpreis entspricht. Aufgrund der diskontinuierlich verlaufenden Nachfragefunktion gilt hier, daß bereits marginale Änderungen der umlaufenden Menge an Emissionsrechten zu extremen Preisschwankungen führen können. Ein dergestalt volatiler Markt würde nicht nur erhebliche Unsicherheiten und Anpassungsprobleme seitens der betroffenen Emittenten verursachen, sondern er könnte auch einzelne Nachfrager zu strategischen Käufen von Emissionsrechten veranlassen. Eine gesamtwirtschaftlich effiziente Allokation der insgesamt zulässigen Emissionen wäre dann nicht mehr gewährleistet.

Bei diskontinuierlicher Reaktionsfunktion gehen die in Kapitel IV diskutierten Vorteile ökonomischer Instrumente also teilweise verloren. Hinzu kommt, daß sich die mit dem ordnungsrechtlichen Instrumentarium auf der statischen Ebene einhergehenden Effizienzverluste gerade bei solchen Konstellationen, die zu einer diskontinuierlichen Reaktionsfunktion führen, weitgehend vermeiden lassen: Liegen nur sehr wenige Emittenten vor, so lassen sich nämlich einzelfallbezogene Maßnahmen ergreifen, bei denen

die entstehenden Effizienzverluste durch eine explizite Berücksichtigung der individuellen Kostenstruktur minimiert werden können. Und sind die Emittenten zwar zahlreich, aber bezüglich ihrer Vermeidungskostenstruktur weitgehend homogen, so lösen auch pauschale ordnungsrechtliche Vorgaben nur vergleichsweise geringe Effizienzverluste aus. Unter dem Aspekt der statischen Effizienz läßt sich hier folglich keine eindeutige Überlegenheit ökonomischer Instrumente mehr begründen.

Meß- und Kontrollprobleme

Es wurde in Kapitel IV bereits darauf hingewiesen, daß den Effizienzvorteilen ökonomischer Instrumente gegebenenfalls Mehrkosten im Meß- und Kontrollbereich gegenüberstehen können. Dieser Aspekt wird hier noch einmal aufgegriffen und einer näheren Betrachtung unterzogen. Dabei ist zunächst zu beachten, daß sich die bisherige Argumentation im wesentlichen am Fall *emissionsbezogener* umweltpolitischer Maßnahmen orientierte. Wie jedoch oben bereits deutlich wurde, kommt *inputbezogenen* Maßnahmen, wie insbesondere Inputabgaben, in der Praxis eine mindestens ebenso wichtige Rolle zu. Beide Ausgestaltungsvarianten werden im folgenden betrachtet.

Emissionsbezogene Maßnahmen. Ordnungsrechtliche Vorgaben, die an der Emissionsseite anknüpfen, werden in der Praxis zumeist als relative Grenzwerte bezogen auf die Schadstoffkonzentration in den Trägermedien Abluft oder Abwasser definiert. In diesem Fall sind die meßtechnischen Anforderungen wesentlich geringer als bei Anwendung emissionsbezogener ökonomischer Instrumente. Denn bei hinreichend hoher Strafandrohung für den Fall der Normverletzung genügt es hier, die Einhaltung der Grenzwerte durch punktuelle Einzelmessungen zu kontrollieren (Welsch 1994). Demgegenüber erfordert der Einsatz emissionsbezogener ökonomischer Instrumente stets, daß die betreffenden Emissionen kontinuierlich an der Quelle erfaßt werden, denn eine sinnvolle Bestimmung der Abgabenlast (bzw. der erforderlichen Emissionsrechte) ist nur auf Basis der tatsächlich getätigten Emissionen möglich. Eine solche Erfassung der Bemessungsgrundlage setzt voraus, daß so-

wohl der Volumenstrom des Trägermediums als auch die jeweilige Schadstoffkonzentration kontinuierlich gemessen und dokumentiert wird. Der hiermit einhergehende meßtechnische Aufwand ist wesentlich höher als der Aufwand zur Überwachung ordnungsrechtlicher Maximalkonzentrationen, bei denen lediglich die Null-Eins-Entscheidung zu treffen ist, ob der Grenzwert überschritten wurde oder nicht. Bei emissionsbezogenen Maßnahmen ist folglich davon auszugehen, daß ökonomische Instrumente insbesondere bei Vorliegen vieler Einzelquellen mit einem wesentlich höheren Meß- und Kontrollaufwand verbunden sind als ordnungsrechtliche Grenzwerte.

Inputbezogene Maßnahmen. Eine völlig andere Beurteilung ergibt sich für inputbezogene Maßnahmen. Da die Einhaltung von Inputauflagen stets vor Ort kontrolliert werden muß, ist bei Vorliegen vieler Einzelquellen, wie insbesondere in der Landwirtschaft oder im Bereich privater Kleinverbraucher, mit einem möglicherweise prohibitiv hohen Überwachungsaufwand zu rechnen. Im Vergleich hierzu weisen Inputabgaben erhebliche Vorteile auf, denn in der Regel unterliegen die in Betracht kommenden Faktoren ohnehin bereits einer Besteuerung, so daß lediglich eine Erhöhung bzw. Differenzierung der betreffenden Steuersätze erforderlich wäre.

Analog zur Erhebung von Inputabgaben wäre auch die Verwendung handelbarer Rechte denkbar, die ihren Besitzer dazu ermächtigen, eine bestimmten Menge des reglementierten Inputfaktors durch Produktion oder Import in Verkehr zu bringen. Ein solches System, wie es etwa bei Heister, Michaelis et al. (1991: 55 ff.) für fossile Brennstoffe entwickelt wurde, verursacht im Vergleich zu einer Inputabgabe zwar einen höheren Kontroll- und Überwachungsaufwand, es gewährleistet aber gleichzeitig auch ein höheres Maß an Mengensicherheit.

Input- oder emissionsseitige Maßnahmen? Die Frage der Meß- und Kontrollkosten gewinnt mit wachsender Anzahl der zu regulierenden Emittenten zunehmend an Bedeutung. Dabei gilt, daß Inputabgaben unter allen Instrumentvarianten in der Regel den geringsten Überwachungs- und Kontrollaufwand verursachen. Diesem Vorteil stehen jedoch auch Nachteile gegenüber, denn zum einen existiert häufig nur ein sehr va-

ger quantitativer Zusammenhang zwischen Input und Emissionen, und zum anderen führt eine Inputabgabe lediglich zur Verringerung des betreffenden Faktoreinsatzes, obwohl es möglicherweise wesentlich kostengünstigere Vermeidungsoptionen gibt (Siebert 1976: 34). Deshalb sind inputbezogene Maßnahmen nach Einschätzung der OECD (1993: 57) nur dann gegenüber einer direkten Belastung der Emissionen vorzuziehen, wenn folgende Kriterien erfüllt sind:

- eine direkte Emissionsmessung ist nicht oder nur zu prohibitiv hohen Kosten möglich,
- das Verhältnis zwischen Input und Emission läßt sich durch konstante prozeßunabhängige Emissionsfaktoren beschreiben, und
- mögliche Emissionsminderungen durch „end of pipe“-Maßnahmen werden durch ein Rückerstattungsverfahren berücksichtigt.

Ein zusätzliches Argument zugunsten inputbezogener Maßnahmen, das über diesen Kriterienkatalog hinausgeht, wird bei näherer Betrachtung der Stoffflüsse zwischen Betrieb und Umwelt deutlich. Schadstoffe, die als Bestandteil der genutzten Inputfaktoren in den Produktionsprozeß eingeschleppt werden und sich nicht durch Prozeßhitze neutralisieren oder anderweitig unschädlich machen lassen, können den Betrieb nämlich nur auf zwei Wegen wieder verlassen: Entweder in Form von Emissionen und Abfällen oder aber als Bestandteil der erzeugten Produkte. Folglich können emissionsbezogene Regulierungen hier dazu führen, daß der Schadstoff in die Produkte verlagert und damit diffus in der Umwelt verteilt wird (Rat von Sachverständigen für Umweltfragen 1991: 231). Um einer derartigen Strategie entgegenzuwirken, wären zusätzliche Produktnormen erforderlich, die wiederum mit erheblichen Überwachungs- und Kontrollkosten einhergehen würden. Deshalb erscheint es hier sinnvoller, eine auf den Schadstoffgehalt bezogene Inputabgabe zu erheben, die bei Nachweis entsprechender „end of pipe“-Maßnahmen zurückerstattet wird.

b. Ökologische Rahmenbedingungen

Die wichtigsten aus ökologischer Sicht zu beachtenden Rahmenbedingungen der umweltpoli-

tischen Instrumentenwahl lassen sich den beiden Bereichen (1) räumliche bzw. zeitliche Belastungsschwerpunkte und (2) ökologische Schwelleneffekte zuordnen.¹⁹

Belastungsschwerpunkte

Der Einsatz ökonomischer Instrumente impliziert eine gegenüber dem Ordnungsrecht erhöhte Flexibilität hinsichtlich der resultierenden Allokation von Vermeidungsmaßnahmen. Wie der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (1994: 154) feststellt, kann eine solche Flexibilität aus umweltpolitischer Sicht nur dann zugelassen werden, *wenn es „... für die Funktionsfähigkeit der Ökosysteme gleichgültig ist, wo und wann im Zeit-Raum-Kontinuum ökonomischer Aktivitäten vermieden wird“*. Die bei Einsatz ökonomischer Instrumente zulässigen Allokationen müssen folglich einander „ökologisch äquivalent“ sein. Dabei ist es für die Ausgestaltung umweltpolitischer Maßnahmen wichtig, zwischen räumlicher und zeitlicher Äquivalenz zu unterscheiden (Huckestein 1993b: 3 f.).

Räumliche Äquivalenz. Mit der Forderung nach räumlicher Äquivalenz der zulässigen Allokationen wird insbesondere die Vermeidung regionaler Belastungsschwerpunkte (hot spots) bezweckt. Bei global wirkenden Schadstoffen, wie etwa CO₂, ist diese Problematik irrelevant, denn hier ist die Schadenswirkung unabhängig davon, an welchem Ort die jeweilige Emission stattfindet. Im Gegensatz dazu zeichnet sich jedoch die Mehrzahl der in der umweltpolitischen Praxis relevanten Schadstoffe durch eine kleinräumige Wirkung aus. In diesem Fall kann die Bildung regionaler Belastungsschwerpunkte nur durch einen räumlich differenzierten Instrumenteneinsatz bzw. durch eine Kombination verschiedener Instrumente ausgeschlossen werden.

Bei Anwendung handelbarer Emissionsrechte liegt es nahe, unterschiedliche Rechte zu definieren, deren Gültigkeit auf eine nach ökologischen Gesichtspunkten abzugrenzende Region beschränkt ist (Kabelitz 1984). Auf diese Weise entstehen regional oder sogar lokal begrenzte Märkte, auf denen die unterschiedlich hohen Preise die unterschiedliche Knappheit der jeweiligen Emissionsmöglichkeiten reflektieren. Dabei ist jedoch zu beachten, daß die Anzahl der

Marktteilnehmer durch eine kleinräumige Abgrenzung stark vermindert wird, so daß die Gefahr eines zu engen Marktes besteht. In diesem Fall werden nicht nur die vorteilhaften Effizienz- und Anreizwirkungen handelbarer Rechte eingeschränkt, sondern es ist auch mit gravierenden wettbewerbspolitischen Problemen zu rechnen (vgl. Abschnitt IV.2.c).

Aus diesem Grund wurde ein alternativer Ansatz entwickelt, der auf die Abgrenzung von Teilmärkten verzichtet und die Bildung räumlicher Belastungsschwerpunkte statt dessen durch eine Kombination mit ordnungsrechtlichen Maßnahmen verhindert (Heister, Michaelis et al. 1991: 216 ff.). Im einzelnen wird hier vorgeschlagen, für bestimmte Emissionsquellen in potentiellen Belastungsgebieten maximal zulässige Emissionswerte festzulegen, die auch bei Besitz einer größeren Menge an Emissionsrechten nicht überschritten werden dürfen. Durch eine solche Beschränkung wird der Markt für handelbare Emissionsrechte nur insofern betroffen, als die potentielle Nachfrage mengenmäßig begrenzt wird. Solange jedoch die Menge der insgesamt verfügbaren Emissionsrechte geringer ist als die nach Ordnungsrecht maximal zulässigen Emissionen, bleibt der Markt voll funktionsfähig und erzeugt einen positiven Knappheitspreis.

Eine analoge Kombination mit ordnungsrechtlichen Maßnahmen ist bei Anwendung von Emissionsabgaben zwar auch denkbar, aber in der Regel nicht erforderlich. Im Gegensatz zu einem System handelbarer Rechte bleiben nämlich Abgabenlösungen häufig auch bei regional differenzierten Sätzen voll funktionsfähig. Damit weisen Abgabenlösungen bei der Vermeidung räumlicher Belastungsschwerpunkte eine generell größere Gestaltungsfreiheit auf als handelbare Rechte. Jedoch lassen sich auch hier Einschränkungen feststellen. Insbesondere ist eine regionale Differenzierung nur bei stationären Quellen und hier auch nur bei Anwendung emissionsbezogener Abgaben praktikabel, denn regional differenzierte Inputabgaben könnten leicht durch räumliche Arbitrageprozesse umgangen werden (Siebert 1976). Bei kleinräumig wirkenden Schadstoffen, die aus Gründen der Gefahrenabwehr einen regional differenzierten Instrumenteneinsatz erforderlich machen, ergeben sich

damit enge Grenzen für die Anwendung inputbezogener Maßnahmen.

Zeitliche Äquivalenz. Die Forderung nach zeitlicher Äquivalenz zielt auf die Vermeidung temporärer Belastungsspitzen, die tages- oder jahreszeitlich bedingt auftreten können. Bei ordnungsrechtlichen Maßnahmen ist dies vergleichsweise unproblematisch, denn mit der Vorgabe maximal zulässiger Schadstoffkonzentrationen in Abgas oder Abwasser wird das zulässige Zeitprofil der Emissionen bereits a priori beschränkt. Im Gegensatz hierzu unterliegt die zeitliche Verteilung der insgesamt getätigten Emissionen bei Anwendung ökonomischer Instrumente zunächst keinerlei Restriktion. Hier können temporäre Belastungsspitzen nur dann vermieden werden, wenn der Instrumenteneinsatz selbst zeitlich differenziert oder durch zeitlich differenzierte ordnungsrechtliche Maßnahmen ergänzt wird.

Eine enge zeitliche Differenzierung handelbarer Emissionsrechte, wie sie insbesondere zur Vermeidung tageszeitlich bedingter Belastungsspitzen erforderlich wäre, ist unter Praktikabilitäts Gesichtspunkten nur schwer vorstellbar, so daß auch hier wieder nur die Möglichkeit einer Kombination mit ordnungsrechtlichen Maßnahmen bleibt. Im Gegensatz dazu ist eine zeitliche Differenzierung von Emissionsabgaben — wenn auch bei einem erhöhten administrativen Aufwand — prinzipiell möglich. Aus technischer Sicht ist dabei lediglich erforderlich, daß die Erfassung und Dokumentation der jeweils getätigten Emissionen eine entsprechende zeitliche Zuordnung ermöglichen.

Abgaben versus handelbare Rechte. Wie diese Überlegungen deutlich machen, ergeben sich aus der Forderung nach ökologischer Äquivalenz weitreichende Konsequenzen für die Entscheidung zwischen Abgaben und handelbaren Rechten. Letztere verursachen nämlich immer dann schwerwiegende Probleme, wenn es nicht nur um eine Globalsteuerung der insgesamt getätigten Emissionen geht, sondern darüber hinaus auch um eine Feinsteuerung zur Vermeidung räumlicher oder zeitlicher Belastungsspitzen.

Ökologische Schwelleneffekte

Da eine treffgenaue Realisierung des angestrebten Emissionsziels bei einer Abgabenteilung nur näherungsweise möglich ist, kommen Abgaben nur dann in Betracht, wenn eine gewisse Zielabweichung a priori toleriert werden kann. Inwiefern diese Voraussetzung erfüllt ist, hängt im wesentlichen davon ab, wie stark die gesellschaftlichen Kosten der Umweltbelastung bei einer marginalen Ausdehnung der emittierten Schadstoffmengen zunehmen. Ein Maßstab hierfür ist die Steigung der zugehörigen Schadensfunktion. Verläuft letztere stetig und vergleichsweise flach, so können moderate Zielabweichungen in der Regel toleriert werden. Liegen jedoch ökologische Schwelleneffekte vor, das heißt, die Schadensfunktion verläuft aufgrund diskontinuierlicher ökologischer Anpassungsprozesse in Teilbereichen sehr steil oder weist gar eine Sprungstelle auf, so können schon geringe Überschreitungen des angestrebten Emissionsziels zu einer sehr starken Zunahme der Schäden führen. In diesem Fall ist eine Preissteuerung problematisch, denn da sich das Anpassungsverhalten der betroffenen Emittenten in der Regel nur unzureichend prognostizieren läßt, wären hier prohibitiv hohe Abgabensätze erforderlich, um das Überschreiten kritischer Schwellenwerte mit Sicherheit auszuschließen (Dasgupta 1982: 81 f.).

Bei gravierenden ökologischen Schwelleneffekten ist eine Mengensteuerung gegenüber der Preissteuerung vorzuziehen. Eine solche Mengensteuerung kann entweder in Form handelbarer Emissionsrechte oder durch ordnungsrechtliche Ge- und Verbote erfolgen. Welcher dieser beiden Varianten der Vorzug zu geben ist, hängt von den sonstigen ökonomischen, ökologischen, technischen und rechtlichen Rahmenbedingungen ab, wobei insbesondere die in Abschnitt IV.1.b bereits erläuterten Grenzen für den Einsatz handelbarer Rechte zu beachten sind. Darüber hinaus kommt hier auch dem relativen Gefahrenpotential des jeweiligen Schadstoffes große Bedeutung zu. Sind bereits bei mengenmäßig sehr geringen Emissionen erhebliche Schadenskosten zu erwarten, so daß eine (nahezu) vollständige Emissionsvermeidung erforderlich ist, so sind ordnungsrechtliche Maßnahmen zur Gewährlei-

stung der unmittelbaren Gefahrenabwehr unverzichtbar.

c. Rechtliche Rahmenbedingungen

Da jede umweltpolitische Maßnahme in den bestehenden rechtlichen Rahmen eingeordnet werden muß, ergeben sich eine Reihe weiterer Restriktionen, die ebenfalls bei der Auswahl des anzuwendenden Instrumentariums zu beachten sind. Im folgenden werden zunächst grundsätzliche Fragen der verfassungs- bzw. EU-rechtlichen Zulässigkeit ökonomischer Instrumente diskutiert. Anschließend wird untersucht, inwiefern neu einzuführende ökonomische Instrumente mit dem im Einzelfall bereits bestehenden Ordnungsrecht in Einklang gebracht werden können und welche Schlußfolgerungen sich hieraus für die in der umweltpolitischen Praxis bestehenden Handlungsspielräume ergeben.

Verfassungsrechtliche Zulässigkeit

Bei der Einführung umweltpolitischer Maßnahmen sind unabhängig von der konkreten Instrumentenwahl einige grundsätzliche Verfassungsnormen zu beachten, die insbesondere Fragen der Verhältnismäßigkeit und des Eigentumsschutzes betreffen (vgl. z.B. Jarass 1986). Darüber hinaus ergeben sich aber gerade auch unter verfassungsrechtlichen Gesichtspunkten eine Reihe *instrumentenspezifischer* Probleme, die der Anwendung ökonomischer Instrumente entgegenstehen können. So weist Klöpfer (1990: 250 f.) darauf hin, daß der verfassungsrechtlich garantierte Rechtsschutz gegenüber einem Akt der öffentlichen Verwaltung bei Anwendung ökonomischer Instrumente eingeschränkt wird, denn im Gegensatz zu ordnungsrechtlichen Auflagen existiert hier kein formaler Verwaltungsakt, dessen Rechtmäßigkeit die Betroffenen durch die Verwaltungsgerichte überprüfen lassen könnten. Dabei ist jedoch in der Literatur umstritten, inwiefern dies bereits als *verfassungswidrig* einzustufen wäre (befürwortend Klöpfer 1990, ablehnend Meßerschmidt 1986).

Probleme handelbarer Nutzungsrechte. Ein weiterer verfassungsrechtlich motivierter Einwand, der häufig gegen handelbare Rechte er-

hoben wird, betrifft die Frage, inwieweit der Staat seine Vorsorgepflicht im Umweltschutz an den Marktmechanismus delegieren darf. Meßerschmidt (1986: 98) faßt diese Bedenken in dem Satz zusammen, die Einführung handelbarer Rechte dürfe keinesfalls „... so weit führen, daß der Staat seiner Verantwortung für die Verteilung knapper Umweltgüter entsagt.“ Zur Begründung verweist er auf die Rechtsprechung des Bundesverfassungsgerichts, welches im Hinblick auf das knappe Gut „Grund und Boden“ festgestellt hat, daß dessen Unvermehrbarkeit und Unentbehrlichkeit es verbiete, seine Nutzung unkontrolliert den freien Marktkräften zu überlassen (BVerfGE 1967: 73 ff.).

Dieser ablehnenden Haltung schließen sich auch Becker-Neetz (1988) und Klöpfer (1989) an. Insbesondere die Erstverteilung von Emissionsrechten im Rahmen einer Versteigerung sowie ihre sukzessive Abwertung im Zeitverlauf wird von den genannten Autoren als ein Verstoß gegen die verfassungsrechtliche Eigentums-garantie bewertet. Dieser Argumentation kann allerdings entgegengehalten werden, daß Bedenken hinsichtlich des Bestandsschutzes keine Eigentümlichkeit ökonomischer Instrumente sind, sondern unabhängig hiervon stets dann auftreten, wenn durch neue Regelungen Nachteile für die Betreiber von Altanlagen entstehen (Jarass 1986). Insofern erscheint es fragwürdig, den Bestandsschutz als Argument gegen den Einsatz handelbarer Emissionsrechte zu instrumentalisieren.

Einwände gegen Umweltabgaben. Während sich verfassungsrechtlich motivierte Bedenken gegen handelbare Emissionsrechte zumeist auf Fragen des Eigentumsschutzes und der grundsätzlichen Zulässigkeit von Marktlösungen beziehen, konzentriert sich die Diskussion der (finanz-)verfassungsrechtlichen Zulässigkeit von Umweltabgaben im wesentlichen auf die Frage der konkreten abgabenrechtlichen Ausgestaltung als Gebühr, Steuer oder Sonderabgabe (Hansjürgens 1992: 156 ff.). Der Erhebung von Umweltabgaben auf dem Gebührenweg sind enge rechtliche Grenzen gesetzt, denn Gebühren können nur als Gegenleistung für die konkrete Inanspruchnahme öffentlicher Einrichtungen erhoben werden und dienen primär der Finan-

zierung staatlicher Leistungen. Zwar ist es nach Entscheidung des Bundesverfassungsgerichtes grundsätzlich zulässig, bei der Gebührenbemessung auch Lenkungszwecke zu verfolgen (BVerfGE 1979: 217), problematisch sind jedoch bereits Gebührensätze, die über die unmittelbare betriebswirtschaftliche Kostendeckung hinausgehen (Klages 1988: 485).

Steuern sind hoheitlich festgelegte Zwangsabgaben ohne Anspruch auf Gegenleistung. Sie dienen primär der Beschaffung allgemeiner Deckungsmittel für den öffentlichen Haushalt, wobei nach der Abgabenordnung jedoch auch Lenkungszwecke mitverfolgt werden können. In welchem Umfang der Finanzierungszweck hinter den Lenkungszweck zurücktreten darf, ist in der Literatur allerdings umstritten (Hansjürgens 1992: 192): Während die Finanzwissenschaft zumeist auch solche Steuern als zulässig erachtet, bei denen der Finanzierungszweck völlig in den Hintergrund tritt, werden aus rechtswissenschaftlicher Sicht häufig Bedenken gegenüber der Zulässigkeit solcher Lenkungssteuern geltend gemacht. Dabei läßt sich in jüngerer Zeit zwar eine Tendenzwende hin zu einer weniger rigiden Haltung gegenüber primär lenkenden Steuern beobachten; inwiefern hier mehrheitliche Positionen wechseln, kann derzeit jedoch noch nicht abgeschätzt werden (Hansjürgens 1992).

Sonderabgaben unterscheiden sich von Steuern im wesentlichen durch die Verwendung des Mittelaufkommens: Während das Aufkommen aus Steuern in der Regel den allgemeinen Haushaltsmitteln zufließt, ist das Aufkommen aus Sonderabgaben zweckgebunden zu verwenden. Im Gegensatz zur Erhebung von Steuern, bei denen eine vergleichsweise große Gestaltungsfreiheit besteht, ist die Zulässigkeit von Sonderabgaben nach Rechtsprechung des Bundesverfassungsgerichtes eng an den Zweck der Abgabenerhebung geknüpft (Bergmann und Ewringmann 1989: 64 ff.): Sonderabgaben, die primär eine *Finanzierungsfunktion* erfüllen, sind nur dann zulässig, wenn es sich bei den Belasteten um eine deutlich abgegrenzte Gruppe handelt (Homogenität), die eine enge Beziehung zu dem mit der Abgabe verfolgten Zweck aufweist (Sachnähe) und wenn das Aufkommen ausschließlich

im Interesse der belasteten Gruppe verwendet wird (Gruppennützigkeit).

Demgegenüber sind Sonderabgaben, die primär eine *Lenkungsfunktion* verfolgen, auch dann zulässig, wenn die Kriterien der Sachnähe und der Gruppennützigkeit nicht erfüllt sind. Da insbesondere die gruppennützige Mittelverwendung bei umweltpolitisch motivierten Sonderabgaben in der Regel nicht gegeben ist, hängt ihre verfassungsrechtliche Zulässigkeit also im wesentlichen davon ab, ob sie als Sonderabgabe mit Finanzierungsfunktion oder als Sonderabgabe mit Lenkungsfunktion zu klassifizieren sind. Dabei kann der verfassungsrechtlich weniger bedenkliche Fall einer Sonderabgabe mit Lenkungsfunktion regelmäßig dann angenommen werden, wenn sich die betreffende Abgabe aufgrund enger Bemessungsgrundlage durch ein vergleichsweise geringes Aufkommen auszeichnet. Demgegenüber ist der Status als Sonderabgabe mit Lenkungsfunktion zweifelhaft, wenn es sich um eine Energie- oder CO₂-Abgabe handelt, die aufgrund ihrer breiten Bemessungsgrundlage ein entsprechend hohes Mittelaufkommen erbringt. Um eine wirtschaftspolitisch problematische Erhöhung der Staatsquote zu vermeiden, sind in diesem Fall nämlich andere Abgaben entsprechend zu senken, deren *Finanzierungsfunktion* dann von der neu eingeführten Abgabe mitübernommen wird. Inwiefern bei einer solchen Abgabe, die de facto Lenkungs- und Finanzierungszwecken dient, die wesentlich strengeren Voraussetzungen einer Sonderabgabe mit Finanzierungsfunktion (Homogenität, Sachnähe und Gruppennützigkeit) greifen, ist bisher ungeklärt.

Unklare Rechtslage. Zusammenfassend läßt sich feststellen, daß ökonomische Instrumente in der Umweltpolitik auf eine Reihe von verfassungsrechtlich motivierten Bedenken stoßen. Dabei ist es angesichts der unklaren Gesetzeslage im Einzelfall jedoch kaum möglich, die verfassungsrechtliche Zulässigkeit einer bestimmten umweltpolitischen Maßnahme ex ante zuverlässig abzuschätzen. Insofern erscheint es hier sinnvoll, bei der umweltpolitischen Instrumentenwahl zunächst von einer prinzipiellen verfassungsrechtlichen Zulässigkeit ökonomischer Instrumente auszugehen und Zweifelsfälle ex post

durch höchstrichterliche Entscheidung klären zu lassen.

EU-rechtliche Zulässigkeit

Nach Artikel 130t EWG-Vertrag (EWGV) ist es den einzelnen Mitgliedstaaten grundsätzlich gestattet, umweltpolitische Maßnahmen zu ergreifen, die über die einschlägigen EU-Bestimmungen hinausgehen. Die auf nationaler Ebene ergriffenen Maßnahmen müssen allerdings mit den sonstigen Maßgaben des EWGV vereinbar sein. EU-rechtliche Beschränkungen können sich dabei vor allem aus dem Verbot der grenzüberschreitenden Diskriminierung ergeben. Nach Benkert et al. (1990: 90) liegt eine solche Diskriminierung dann vor, wenn die Einfuhr von Produkten aus anderen Mitgliedstaaten etwa durch Produktnormen oder Abgaben erschwert wird, ohne daß gleichartige inländische Produkte in der gleichen Weise reglementiert werden. Nach dieser Definition ist eine deutliche Trennungslinie zwischen emissionsbezogenen Maßnahmen einerseits und input- bzw. produktbezogenen Maßnahmen andererseits zu ziehen. Denn bei Anwendung von Emissionsabgaben oder handelbaren Emissionsrechten werden nur inländische Aktivitäten belastet, und damit ergeben sich in der Regel auch keine Probleme hinsichtlich des Verbots der grenzüberschreitenden Diskriminierung. Anders zu beurteilen sind jedoch input- und produktbezogene Maßnahmen, die zumeist auch solche Güter betreffen, die im Ausland produziert werden. In diesem Fall kann das Vorliegen eines unzulässigen Handelshemmnisses a priori nicht ausgeschlossen werden. Dabei wird die Frage der EU-rechtlichen Zulässigkeit bereits dann virulent, wenn die betrachtete Maßnahme unabhängig von ihrer tatsächlichen Intention prinzipiell geeignet erscheint, inländische Produkte gegenüber vergleichbaren ausländischen Erzeugnissen zu schützen.

Eine solche Wettbewerbsbeschränkung ist nach EU-Recht unzulässig, sofern sich der nationale Gesetzgeber nicht auf die Ausnahmeregelung des Art.100a EWGV berufen kann, nach der wettbewerbsbeschränkende Handelshemmnisse dann hingenommen werden müssen, wenn sie „zwingenden Erfordernissen“ des Arbeits-

Umwelt- oder Gesundheitsschutzes dienen. Solche Ausnahmen wurden von der Kommission bisher jedoch nur in wenigen Fällen und auch nur im Zusammenhang mit ordnungsrechtlichen Maßnahmen einzelner Mitgliedstaaten zugelassen. Inwiefern die gleichen Kriterien auch bei Einsatz ökonomischer Instrumente Anwendung finden, ist ohne eine entsprechende Entscheidung des Europäischen Gerichtshofes nicht absehbar (Benkert et al. 1990: 100).

Die Unterscheidung zwischen emissions- und input- bzw. produktbezogenen Maßnahmen ist im Zusammenhang mit dem Europäischen Binnenmarkt jedoch nicht nur von rechtlicher Bedeutung, sondern sie ist auch wichtig für die praktischen Realisierungsmöglichkeiten umweltpolitischer Maßnahmen. Während nämlich emissionsbezogene Instrumente aus rein technischer Sicht auch unter Binnenmarktbedingungen im nationalen Alleingang eingeführt werden können, sind inputbezogene Maßnahmen bei freiem Warenverkehr nur im Rahmen einer EU-weiten Lösung möglich, denn jede national begrenzte Maßnahme würde durch entsprechende Arbitrageprozesse unterlaufen werden. Auch hieraus können sich in der Praxis zahlreiche Beschränkungen für den Einsatz von Inputabgaben und ähnlich wirkenden Maßnahmen ergeben.

Ordnungsrechtliche Kompatibilität

Auch im Rahmen einer marktwirtschaftlich orientierten Umweltpolitik sind ergänzende ordnungsrechtliche Eingriffe im Sinne einzelfallbezogener Schutzmaßnahmen vor konkreten Gefährdungen häufig unverzichtbar. Jenseits des Gebotes der unmittelbaren Gefahrenabwehr, das eine gezielte Regulierung einzelner umweltbelastender Aktivitäten erfordert, verliert das Ordnungsrecht jedoch notwendigerweise den Vorteil seiner Konkretheit, und es eröffnen sich Spielräume für den Einsatz ökonomischer Instrumente. Damit lassen sich verschiedene Ebenen umweltpolitischer Ziele trennen, denen unterschiedliche Instrumente zugeordnet werden können (Heister, Michaelis et al. 1991: 205): Das Prinzip der unmittelbaren Gefahrenabwehr ist mit einzelfallbezogenen ordnungsrechtlichen Mitteln sicherzustellen, während die darüber hinausgehenden Zielsetzungen des Vorsorgeprinzips un-

ter Effizienz- und Anreizgesichtspunkten nach Möglichkeit durch ökonomische Instrumente verfolgt werden sollten.

Eine solche Zuordnung erfordert in der Praxis, daß das bereits bestehende Ordnungsrecht auf diejenigen Bestimmungen reduziert wird, die der unmittelbaren Gefahrenabwehr dienen. Demgegenüber wären alle dem Vorsorgebereich zurechenbaren Ge- und Verbote bei Einführung ökonomischer Instrumente außer Kraft zu setzen. Dies betrifft insbesondere sogenannte Dynamisierungsklauseln, die eine automatische Anpassung des Ordnungsrechts an die zukünftige Entwicklung des *Standes der Technik* vorsehen. Eine solche Fortschreibung, die unter dem Aspekt der Gefahrenabwehr nicht gerechtfertigt werden kann, ist bei gleichzeitigem Einsatz ökonomischer Instrumente nicht nur überflüssig, sondern schädlich. Denn wenn den Emittenten immer weitergehende ordnungsrechtliche Vermeidungspflichten auferlegt werden, dann bleibt kein Spielraum mehr für kostenorientierte Anpassungsentscheidungen, und die Effizienzvorteile ökonomischer Instrumente gehen verloren.

Eine nachträgliche Beschränkung des Ordnungsrechts auf den Bereich der unmittelbaren Gefahrenabwehr dürfte sich in der Praxis jedoch als äußerst schwierig erweisen, denn wie die umweltpolitische Erfahrung zeigt, kann bereits bestehendes Ordnungsrecht in der Regel nicht mehr durch ökonomische Instrumente ersetzt, sondern bestenfalls nur noch ergänzt werden. Hierdurch werden die Vorteile ökonomischer Instrumente erheblich eingeschränkt, denn die zu erzielenden Effizienzgewinne sind um so geringer, je stärker die Menge der zulässigen Allokationen durch das gleichzeitig fortwirkende Ordnungsrecht begrenzt wird. Bleibt den mit einer Abgabenslösung konfrontierten Emittenten im Extremfall überhaupt kein Entscheidungsspielraum, so bewirkt die Abgabe lediglich eine selektive Verteuerung emissionsintensiv hergestellter Produkte, deren Wirkung sich in einem entsprechenden Nachfragerückgang erschöpft.

Zusammenfassend läßt sich feststellen, daß die Einsatzmöglichkeiten ökonomischer Instrumente durch die in vielen Umweltbereichen bereits bestehenden ordnungsrechtlichen Strukturen stark eingeschränkt werden. Da eine Ablö-

sung bestehender Rechtsvorschriften in der Regel nicht durchsetzbar ist, verbleiben als potentielle Anwendungsfelder für ökonomische Instrumente im wesentlichen nur solche Umweltprobleme, die bisher noch keiner vollständigen ordnungsrechtlichen Regulierung unterliegen.

c. Fiskalpolitische Rahmenbedingungen

Da der Einsatz ökonomischer Instrumente in der Regel mit einer Einnahmenerzielung seitens der öffentlichen Hand einhergeht, sind bei der Ausgestaltung umweltpolitischer Maßnahmen auch fiskalpolitische Aspekte zu berücksichtigen. Eine aus finanzwissenschaftlicher Sicht zentrale Fragestellung lautet hierbei, ob Umweltabgaben als Steuern oder als Sonderabgaben gestaltet werden sollten. Neben den oben bereits diskutierten verfassungsrechtlichen Gesichtspunkten lassen sich eine Reihe weiterer Vor- und Nachteile dieser beiden Ausgestaltungsvarianten finden.

Der Haupteinwand gegen Sonderabgaben besteht in ihrer haushaltspolitischen Wirkung (vgl. z.B. Zimmermann und Hansjürgens 1993: 20 f.). So verletzt die Zweckbindung der Mittelverwendung das Nonaffektationsprinzip, nach dem die öffentlichen Einnahmen in ihrer Gesamtsumme zur Deckung der Gesamtheit der öffentlichen Ausgaben dienen sollen. Darüber hinaus ist zu beachten, daß mit der Zweckbindung der betreffenden Finanzmittel gleichzeitig eine Auslagerung aus dem regulären Haushalt in speziell eingerichtete Sonderfonds verbunden ist. Hierdurch werden dem Parlament wichtige Entscheidungs- und Kontrollbefugnisse entzogen, womit letztlich eine Schwächung des Demokratieprinzips einhergeht (Zimmermann und Hansjürgens 1993: 22).

Die genannten Probleme deuten darauf hin, daß Umweltabgaben aus fiskalpolitischer Sicht nicht als Sonderabgaben, sondern als Steuern ausgestaltet werden sollten. Diese Auffassung findet in der finanzwissenschaftlichen Literatur jedoch keine ungeteilte Zustimmung. So macht etwa Ewingmann (1988) gegen „Öko Steuer“-Modelle geltend, daß sich unüberwindbare Zielkonflikte ergeben, wenn Steuern, denen fiskalpolitisch vorrangig eine Finanzierungsfunktion zukommt, gleichzeitig zu Lenkungszwecken ver-

wendet werden sollen. Während nämlich der Finanzierungsaspekt einen langfristig möglichst zuverlässigen Mittelzufluß erfordert, zeichnen sich umweltpolitisch erfolgreiche Lenkungsabgaben gerade durch ein im Zeitablauf sinkendes Aufkommen aus.

Empirisch betrachtet scheinen diese Befürchtungen allerdings weniger relevant zu sein, als die mit Vehemenz geführte Debatte vermuten läßt. Denn die zugrundeliegende Befürchtung, daß fiskalisch zuverlässige Einnahmequellen in großem Umfang durch weniger sichere, ihre eigene Bemessungsgrundlage aushöhlende Umweltabgaben abgelöst werden, wäre nur dann von Bedeutung, wenn das Aufkommen aus Umweltabgaben in der Praxis einen entsprechend hohen Anteil an den gesamten Steuereinnahmen erreichen könnte. Wie jedoch eine nähere Analyse der zur Zeit in der Bundesrepublik diskutierten Abgabenvorschläge zeigt, würde lediglich eine CO₂- bzw. Energieabgabe einen signifikanten Beitrag zum Staatshaushalt erbringen. Alle anderen zur Zeit diskutierten Umweltabgaben würden selbst zusammengenommen nur einen Anteil von deutlich weniger als 5 vH zum gegenwärtigen Staatshaushalt beitragen.

Der vermeintliche Zielkonflikt zwischen Aufkommens- und Lenkungsfunction könnte also allenfalls bei der Einführung einer CO₂- bzw. Energieabgabe virulent werden. Aber selbst in diesem Fall scheinen die genannten Befürchtungen unbegründet, denn gerade bei einer solchen Abgabe läßt sich das Aufkommen ex ante vergleichsweise gut abschätzen. Und auch die vielzitierte „Aushöhlung der Bemessungsgrundlage“ stellt hier zumindest in kurz- und mittelfristiger Sicht kein gravierendes Problem dar, denn um die notwendigen technologischen und strukturellen Anpassungsprozesse zu ermöglichen, ist es ohnehin erforderlich, zunächst mit vergleichsweise geringen Abgabensätzen zu beginnen und diese im Zeitverlauf kontinuierlich ansteigen zu lassen.

In diesem Zusammenhang ist es allerdings erforderlich, eine scharfe Trennungslinie zu ziehen gegenüber der in der „Öko-Steuer“-Diskussion zuweilen anzutreffenden Meinung, man könne die entsprechenden Steuersätze im Zeitverlauf stets in einer solchen Weise erhöhen, daß das

Aufkommen trotz sinkender Bemessungsgrundlage konstant bleibt (Umwelt- und Prognose-Institut Heidelberg 1988). Dies ist aus ökonomischer Sicht völlig verfehlt, denn hier gilt grundsätzlich, daß sich die Höhe einer Lenkungsabgabe stets nach dem Lenkungszweck und nicht nach haushaltspolitischen Erwägungen zu richten hat.

Obgleich sich die von finanzwissenschaftlicher Seite oft hervorgehobene Befürchtung, durch die Einführung von Umweltabgaben würde die Zuverlässigkeit und Ergiebigkeit des bestehenden Steuersystems gefährdet, bei einer näheren empirischen Betrachtung als weitgehend unbegründet erweist, verbleibt eine Reihe gravierender fiskalpolitischer (Verteilungs-)Probleme. So erhöhen die Aufkommenseffekte von Umweltabgaben die Einnahmen derjenigen Gebietskörperschaften, die über die Ertragshoheit verfügen. Da die betreffenden Abgabenzahlungen aber von den Emittenten als Betriebsausgaben gewinnmindernd geltend gemacht werden können, sinkt gleichzeitig das Aufkommen aus gewinnabhängigen Steuern. Durch diese Verlagerungseffekte können sich die relativen Finanzpositionen zwischen den Gebietskörperschaften erheblich verändern, wodurch das politisch ohnehin labile Gleichgewicht des Finanzausgleichs nachhaltig gefährdet werden könnte.

Noch wesentlich gravierendere Probleme sind bei der Einführung solcher Umweltabgaben zu erwarten, die bei breiter Bemessungsgrundlage ein entsprechend hohes Aufkommen erbringen. Um eine Erhöhung der Staatsquote zu vermeiden, ist es in diesem Fall zwingend erforderlich, gleichzeitig an anderer Stelle steuerliche Entlastungen vorzunehmen. Die Erfahrung zeigt jedoch, daß Umschichtungen in der Größenordnung eines ein- bis zweistelligen Milliardenbetrages tiefe Einschnitte in das gewachsene Steuersystem erforderlich machen, die erhebliche Verteilungskonflikte sowohl zwischen den Gebietskörperschaften als auch zwischen den verschiedenen gesellschaftlichen Interessengruppen verursachen würden. Unter diesem Aspekt gewinnt die Anwendung handelbarer Emissionsrechte zunehmend an Attraktivität, denn sofern hier ein (aus anderen Gründen freilich nicht unproblematisches) „grandfathering“-Regime ge-

wählt wird, lassen sich Aufkommenseffekte und die damit einhergehende Notwendigkeit zu anderweitigen Steuersenkungen vermeiden.

d. Sonstige politische Rahmenbedingungen

Da die Entscheidung über das anzuwendende umweltpolitische Instrumentarium nicht in einem politikfreien Raum stattfindet, sind über die bereits diskutierten Einflußfaktoren hinaus noch eine Reihe anderer politischer Restriktionen zu berücksichtigen. Neben der auf gruppenspezifischen Verteilungsinteressen beruhenden Frage der *politischen Durchsetzbarkeit*, die bereits ausführlich erörtert wurde, ist hier insbesondere zu beachten, daß umweltpolitische Maßnahmen stets in einer engen Wechselwirkung mit zahlreichen anderen Politikbereichen stehen. Hieraus können je nach Einzelfall eine Vielzahl zusätzlicher Restriktionen für den Einsatz ökonomischer Instrumente resultieren.

So ist zum Beispiel eine abgabengesteuerte Verminderung der anthropogenen CO₂-Emissionen, die auf einer je nach Kohlenstoffgehalt differenzierten Verteuerung fossiler Energieträger beruht, nicht zu vereinbaren mit beschäftigungspolitisch motivierten Subventionen für den besonders kohlenstoffreichen Energieträger Steinkohle (Heister, Michaelis et al. 1991: 125). Ein zweites Beispiel betrifft etwa die in einigen Bundesländern diskutierte Einführung einer Nahverkehrsabgabe, die kaum Lenkungswirkung entfalten kann, solange keine verkehrspolitischen Prioritäten zugunsten der Schaffung entsprechender Ausweichmöglichkeiten im öffentlichen Personennahverkehr gesetzt werden (Rat von Sachverständigen für Umweltfragen 1994: 279 ff.). Und als drittes Beispiel könnte die Agrarpolitik genannt werden, wo die Lenkungswirkung ökonomischer Instrumente durch zahlreiche kontraproduktive Subventionsmechanismen ausgehebelt würde (Karl 1994; Nutzinger 1994).

An dieser Aufzählung politikübergreifender *Koordinierungsdefizite*, die sich nahezu beliebig fortsetzen ließe, wird deutlich, daß die umweltpolitische Instrumentenwahl in jedem einzelnen Fall eine sorgfältige Analyse und gegebenenfalls auch eine Korrektur des jeweiligen politischen

Umfeldes erfordert (OECD 1991: 25). Letzteres freilich ist wiederum mit einer Vielzahl spezifischer Probleme verbunden, die weit über den eigentlich Bereich der Umweltpolitik hinausgehen.

4. Instrumentenwahl in drei Schritten

Wie deutlich wurde, unterliegt die umweltpolitische Instrumentenwahl einer Vielzahl ökonomischer, technischer, rechtlicher, ökologischer und (fiskal-)politischer Restriktionen, die je nach Anwendungsfall höchst unterschiedlich ausgeprägt sein können. Die hiermit einhergehende Komplexität läßt sich durch die Betrachtung eines einzelnen idealisierten Modellszenarios nicht erfassen, so daß es kaum möglich ist, allgemeingültige Politikempfehlungen zu geben. Eine rationale Entscheidung über das bestmögliche Instrumentarium läßt sich letztendlich nur auf Basis einer sorgfältigen Prüfung und Abwägung aller im Einzelfall zu beachtenden Einflußfaktoren treffen. Dabei erscheint es jedoch zumindest möglich, aus den vorliegenden Ergebnissen einige Ansatzpunkte für die weitere Systematisierung dieses Prozesses abzuleiten.

a. Erster Schritt: Ist-Analyse

In einem ersten Schritt erscheint es unerlässlich, die im jeweiligen Einzelfall vorliegenden Rahmenbedingungen möglichst vollständig zu erfassen. Für diese Ist-Analyse lassen sich auf Basis der vorliegenden Ergebnisse zwölf charakteristische Strukturmerkmale herauskristallisieren, die als ausschlaggebend für die letztendlich zu treffende Instrumentenwahl angesehen werden können. Wie in Übersicht 2 unter der vereinfachten Annahme einer jeweils nur binären Ausprägung dargestellt, handelt es sich hierbei um eine äußerst heterogene Ansammlung von (teilweise einander überschneidenden oder auch sich wechselseitig ausschließenden) Rahmenbedingungen und Charakteristiken, die sich nur unter Vorbehalt in ein einheitliches Schema einfügen lassen. So sind aus ökonomischer Sicht vor allem die jeweilige Anzahl der Emittenten, Höhe und Struktur der Vermeidungskosten und das im Einzelfall vermutete Innovationspotential von Bedeutung.

Hinzu kommt eine Reihe von technischen und ökologischen Merkmalen, die vor allem die näheren Eigenschaften der betrachteten Emissionsquelle bzw. des betrachteten Schadstoffes und die jeweils verfügbare Meßtechnik betreffen. Und schließlich sind noch verschiedene organisatorische und rechtliche Rahmenbedingungen zu berücksichtigen, die sich etwa auf den Informationsstand der regulierenden Behörde sowie auf die bereits vorhandenen ordnungsrechtlichen Vorschriften beziehen.

Übersicht 2 – Typische Strukturmerkmale umweltpolitischer Anwendungsfälle

Strukturmerkmal	Mögliche Ausprägungen	
Anzahl der Emittenten	Hoch	Gering
Vermeidungskosten: Höhe	Hoch	Gering
Vermeidungskosten: Struktur	Homogen	Heterogen
Innovationspotential	Hoch	Gering
Emissionsquellen: Lokalisierung	Stationär	Mobil
Emissionsquellen: Beobachtbarkeit	Punktquelle	Diffuse Quelle
Kosten der Emissionsmessung	Hoch	Gering
Verhältnis Input/Emissionen	Konstant	Variabel
Verlauf der Schadensfunktion	Flach	Steil
Art der Schadenswirkung	Global	„Hot spots“
Informationsstand der Behörde	Gut	Schlecht
Ordnungsrechtlicher Status quo	Kaum reguliert	Stark reguliert

Quelle: Eigene Darstellung.

Diese Liste kann zwar keinen Anspruch auf Vollständigkeit erheben, aber gleichwohl mag sie als erste Orientierungshilfe dienen bei der Erfassung und Beschreibung der im Einzelfall vorliegenden Rahmenbedingungen. Dabei ist allerdings zu beachten, daß die Annahme einer jeweils nur binären Merkmalsausprägung der tatsächlichen Komplexität realer Umweltprobleme häufig nicht gerecht wird, so daß eine differenziertere Betrachtung vorteilhaft wäre. Andererseits lassen sich jedoch schon auf Basis der hier gewählten Betrachtungsweise insgesamt $12 \cdot 12 = 144$ verschiedene Szenarien konstruieren, die jeweils eine gesonderte Entscheidung über das optimale Instrumentarium erfordern.

b. Zweiter Schritt: Vorauswahl

Im zweiten Schritt des zu durchlaufenden Entscheidungsprozesses ist eine Vorauswahl der-

Übersicht 3 – Basisvarianten ökonomischer Instrumente der Umweltpolitik

	Emissionsbezogene Instrumente	Input- bzw. Produkt-bezogene Instrumente
Preissteuernde Instrumente	Emissionsabgaben	Input- bzw. Produktabgaben
Mengensteuernde Instrumente	Handelbare Emissionsrechte	Handelbare Input- bzw. Produktionsquoten

Quelle: Eigene Darstellung.

jenigen Instrumentvarianten zu treffen, die bei den jeweils gegebenen Rahmenbedingungen als prinzipiell möglich und erfolgversprechend erscheinen. Dabei ist es sinnvoll, die betrachteten ökonomischen Instrumente nach zwei verschiedenen Aspekten zu differenzieren: (1) preissteuernde versus mengensteuernde Instrumente, und (2) emissionsbezogene versus input- bzw. produktbezogene Instrumente (vgl. Übersicht 3).

Preissteuerung versus Mengensteuerung

Preissteuernde Instrumente können aufgrund ihrer geringen Zielgenauigkeit nur dann eingesetzt werden, wenn die den Verlauf der Schadensfunktion determinierenden ökologischen Rahmenbedingungen eine gewisse Zielabweichung a priori zulässig erscheinen lassen. Dabei existiert ein Trade-off zwischen dem Informationsstand der regulierenden Behörde und dem erforderlichen Grad an ökologischer Anpassungsfähigkeit: Je weniger Informationen über die einzelwirtschaftlichen Vermeidungskosten verfügbar sind, um so stärker sind die möglichen Zielabweichungen und um so „robuster“ muß sich das ökologische System gegenüber solchen Abweichungen verhalten, um den Einsatz preissteuernder Instrumente dennoch rechtfertigen zu können. Letzteres setzt insbesondere voraus, daß die zugehörige Schadensfunktion im relevanten Bereich hinreichend flach verläuft und keine gravierenden Sprungstellen aufweist.

Scheiden preissteuernde Instrumente aufgrund ihrer mangelnden Zielgenauigkeit aus, so bleibt im Rahmen einer marktwirtschaftlich orientierten Umweltpolitik nur die Möglichkeit, auf mengensteuernde Instrumente, also handelbare Rechte, zurückzugreifen. Letztere sind jedoch nur dann problemlos einzusetzen, wenn sich der zu etablierende Markt durch eine genügend hohe Anzahl potentieller Teilnehmer auszeichnet. Ist diese Voraussetzung nicht erfüllt, womit insbe-

sondere dann zu rechnen ist, wenn die ökologischen Rahmenbedingungen eine Abgrenzung von Teilmärkten erforderlich machen, so kommen mengensteuernde Instrumente aufgrund wettbewerbsspolitischer Probleme nur dann in Betracht, wenn die Erstverteilung durch ein „grandfathering“-Verfahren erfolgen kann und die bestehenden Marktstrukturen keine wettbewerbsbeschränkenden Absprachen zwischen den Alt-emittenten erwarten lassen.

Bereits diese ersten Überlegungen zeigen, daß die Menge der im Einzelfall in Betracht kommenden Instrumente erheblichen Einschränkungen unterliegt. Dabei kann unter ungünstigen Rahmenbedingungen nicht ausgeschlossen werden, daß sich die Anwendung ökonomischer Instrumente bereits auf der vorliegenden Beurteilungsstufe als unpraktikabel erweist. Insbesondere sind Fälle denkbar, in denen eine Preissteuerung aufgrund ihrer geringen ökologischen Inzidenz ausscheidet, gleichzeitig aber eine Mengensteuerung wegen wettbewerbsspolitischer Probleme außer Betracht steht.

Input- versus emissionsbezogene Instrumente

Emissionsbezogene Instrumente setzen zwingend voraus, daß der betrachtete Schadstoff unmittelbar an der Quelle zu vertretbaren Kosten kontinuierlich gemessen werden kann. Das führt insbesondere dann zu kaum überwindbaren Problemen, wenn der Emissionsvorgang als solcher nicht beobachtbar und kontrollierbar ist (z. B. diffuse Emissionen der Landwirtschaft) oder wenn für den betrachteten Schadstoff keine hinreichend genaue und in Relation zur Anzahl der Emissionsquellen kostenmäßig vertretbare Meßtechnik zur Verfügung steht. Unter diesen Bedingungen kann es erforderlich werden, auf eine indirekte Verhaltenssteuerung über input- bzw. produktbezogene Instrumente auszuweichen. Diese Vorgehensweise kommt allerdings nur

dann in Betracht, wenn ein von den jeweiligen Voraussetzungen des Einzelfalles möglichst unabhängiges Verhältnis zwischen der zu regulierenden Umweltbelastung einerseits und der entsprechenden input- bzw. produktionsbezogenen Kenngröße andererseits besteht *und* wenn die gegebenen ökologischen Rahmenbedingungen keinen räumlich differenzierten Instrumenteneinsatz erfordern, der bei inputbezogenen Maßnahmen zu entsprechenden Arbitrageproblemen führen würde. So ist auch zu beachten, daß input- bzw. produktbezogene Maßnahmen unter Binnenmarktbedingungen nicht im nationalen Alleingang, sondern nur in Koordination mit den Partnerstaaten eingeführt werden können.

Diese Beschränkungen haben zur Folge, daß sich auch hier eine Reihe von Fällen identifizieren läßt, in denen der Einsatz ökonomischer Instrumente generell ausscheidet, weil die erforderlichen technisch-organisatorischen Voraussetzungen weder für emissionsbezogene noch für input- oder produktbezogene Maßnahmen gegeben sind. Dies trifft zum Beispiel dann zu, wenn eine direkte Emissionsmessung zu vertretbaren Kosten nicht möglich ist, aber gleichzeitig der Einsatz input- oder produktbezogener Maßnahmen am Widerstand der Partner im Binnenmarkt scheitert.

Rechtliche und politische Aspekte

Werden über diese eher technischen Gesichtspunkte hinaus noch rechtliche und politische Aspekte in die Vorauswahl einbezogen, so ergibt sich eine Reihe zusätzlicher Restriktionen, die die Menge der möglichen Lösungen weiter einschränken. Dies betrifft die verfassungsrechtliche Zulässigkeit ebenso wie EU-rechtliche Probleme und die Frage der Kompatibilität mit dem bestehenden Ordnungsrecht. Darüber hinaus sind verschiedene fiskalpolitische Zusammenhänge zu beachten, und schließlich können sich gerade bei umweltpolitischen Entscheidungen vielfältige Koordinierungsprobleme mit angrenzenden Politikfeldern ergeben. Allgemeingültige Aussagen, welche Varianten ökonomischer Instrumente in besonders starkem Maß von diesen Problemen betroffen sind, lassen sich hier jedoch kaum ableiten. Eine abschließende Bewertung der Frage, welche Optionen unter rechtlichen

bzw. politischen Aspekten letztendlich überhaupt noch in Betracht kommen, ist deshalb nur unter Abwägung der im Einzelfall vorliegenden Rahmenbedingungen möglich.

c. Dritter Schritt: Bewertung

Im dritten Schritt sind die verbleibenden Instrumentvarianten (einschließlich möglicher ordnungsrechtlicher Alternativen) einer vergleichenden Bewertung anhand der Kriterien der generellen Praktikabilität, der ökologischen Effektivität, der statischen Effizienz, der dynamischen Innovationsanreize und der wettbewerbs- und strukturpolitischen Wirkungen zu unterziehen. Im Idealfall würde dieser Arbeitsschritt zu einem eindeutigen Ergebnis in dem Sinne führen, daß sich ein Instrument gegenüber allen anderen Alternativen bezüglich aller Beurteilungskriterien als überlegen oder zumindest gleichwertig erweist. Ein solches eindeutiges Ergebnis dürfte in der Praxis allerdings eher die Ausnahme sein, denn die gleichzeitige Verwendung mehrerer Kriterien führt in der Regel zu Zielkonflikten.

In solchen Fällen erfordert der betrachtete Entscheidungsprozeß nicht nur eine Bewertung der einzelnen Instrumente nach den verschiedenen Beurteilungskriterien, sondern darüber hinaus auch ein Gewichtungsschema für die Kriterien selbst (Knüppel 1989). Letzteres ist im Grundsatz zwar auf politischer Ebene zu bestimmen, aber dennoch lassen sich eine Reihe von spezifischen Rahmenbedingungen angeben, die unmittelbaren Einfluß auf die relative Bedeutung einzelner Beurteilungskriterien ausüben. So ist die Frage, welcher Stellenwert den statischen Effizienzvorteilen ökonomischer Instrumente zugeordnet werden sollte, maßgeblich davon abhängig, welche Kosteneinsparungen sich im konkreten Einzelfall durch den Einsatz von Abgaben oder handelbaren Rechten tatsächlich erzielen ließen. Wie oben erläutert, werden die im Vergleich zu einer pauschalen Auflagenpolitik möglichen Einsparungen durch die Unterschiede in den einzelwirtschaftlichen Vermeidungskosten determiniert: Je homogener die Kostenstruktur ist, um so geringer sind die potentiell erzielbaren Kosteneinsparungen und um so weniger Gewicht

ist dem Kriterium der statischen Effizienz beizumessen.

Ein weiterer Fall, in dem das Kriterium der statischen Effizienz zunehmend in den Hintergrund tritt, liegt dann vor, wenn sich der betreffende Schadstoff durch die Bildung kleinräumiger Belastungsschwerpunkte auszeichnet, so daß die Menge der im Rahmen einer marktwirtschaftlichen Lösung zulässigen Allokationen durch zusätzliche Restriktionen eingeschränkt werden muß. Unter diesen Bedingungen können die bestehenden Effizienzspielräume auch bei Anwendung ökonomischer Instrumente nicht oder nur in sehr beschränktem Umfang ausgeschöpft werden, und damit werden die potentiell

erzielbaren Kosteneinsparungen entsprechend vermindert.

In ähnlicher Weise läßt sich zeigen, daß auch die relative Bedeutung der anderen Kriterien nicht losgelöst von den im Einzelfall vorliegenden Rahmenbedingungen gesehen werden kann (Michaelis 1996b). Damit ist in jedem einzelnen Anwendungsfall nicht nur zu fragen, wie die zur Wahl stehenden Instrumente unter Zugrundelegung der verschiedenen Kriterien zu beurteilen sind, sondern es ist gleichzeitig auch zu untersuchen, welcher Stellenwert den einzelnen Kriterien unter den gegebenen Rahmenbedingungen zukommt.

VI. Resümee: Herausforderungen und Lösungsansätze

1. Herausforderungen auf der Zielebene

Wieviel Umweltschutz kann und soll sich eine Gesellschaft in Anbetracht knapper ökonomischer Ressourcen leisten? Als Antwort auf diese Kernfrage der umweltpolitischen Zielbestimmung bietet die ökonomische Theorie ein eindeutiges Optimalitätskonzept: Aus gesamtwirtschaftlicher Sicht sollten Umweltschutzmaßnahmen, wie etwa die Vermeidung und Verminderung schadstoffhaltiger Abgase, stets gerade so weit ausgedehnt werden, bis die Grenzkosten mit den Grenznutzen in Form vermiedener Umweltschäden übereinstimmen. Die praktische Umsetzung dieser theoretischen Handlungsanweisung ist freilich mit zahlreichen Informations-, Abgrenzungs- und Bewertungsproblemen verbunden. Besondere Schwierigkeiten bereitet hierbei, daß die Konsequenzen anthropogener Umweltbeeinflussungen in der Regel nicht nur äußerst vielfältig sind, sondern aufgrund der unvollständigen Kenntnis natürlicher Kreisläufe und Wechselwirkungen auch nur in Teilbereichen absehbar. Hinzu kommt eine Reihe von Einzelproblemen, die zwar eher methodischer Natur sind, aber dennoch einen gravierenden Einfluß auf das jeweilige Ergebnis des Nutzen-Kosten-

Vergleichs haben. Insbesondere hervorzuheben sind hier die Fragen, wie den jeweiligen Umweltschäden mitsamt ihren sozio-ökonomischen Folgewirkungen ein angemessener Geldwert zugeordnet werden kann und in welcher Weise die Bedürfnisse zukünftiger Generationen in das Entscheidungskalkül einfließen. Gerade der zuletzt genannte Punkt ist bei der Beurteilung langfristiger Umweltprobleme, wie etwa des Treibhauseffektes, von nicht zu überschätzender Bedeutung. Werden hier übliche Marktzinssätze zur Diskontierung zukünftiger Schäden angewendet, so werden alle Effekte, die nach mehr als zwei Generationen auftreten, faktisch aus der Betrachtung ausgeblendet.

Aufgrund dieser und anderer Schwierigkeiten ist es bisher nicht gelungen, das volkswirtschaftlich optimale Niveau an Umweltschutz auch nur in einem einzigen Anwendungsfall eindeutig zu bestimmen. Das auf Nutzen-Kosten-Überlegungen basierende Optimalitätskonzept des Ökonomen ist deshalb kein *Deus ex machina*, der den politischen Entscheidungsträger von seinem letztendlich zu treffenden (Wert-)Urteil entbinden könnte. Jedoch kann die Nutzen-Kosten-Analyse wertvolle Entscheidungshilfen für den Prozeß der umweltpolitischen Zielbestimmung liefern, denn nur durch eine systematische öko-

nomische Durchdringung wird es möglich, die Vor- und Nachteile der zur Wahl stehenden Handlungsalternativen offenzulegen und gegeneinander abzuwägen.

Ein solcher Ansatz, mehr ökonomische Rationalität in die umweltpolitische Zielbestimmung einzubringen, erscheint um so wichtiger, als der aufmerksame Beobachter sich des Eindrucks nicht erwehren kann, daß die in der Umweltpolitik verfolgten Ziele häufig nicht nach ihrer tatsächlichen Dringlichkeit, sondern nach dem Kriterium der Öffentlichkeitswirkung festgelegt werden. Ein prägnantes Beispiel ist die Verpackungsverordnung. Um gegenüber der zunehmend ökologisch orientierten Wählerschaft ein entschiedenes Vorgehen gegen ein (vermeintlich) wichtiges Umweltproblem zu demonstrieren, wurden hier Recyclingquoten festgelegt, die in ihrer teilweise überzogenen Höhe mit ökonomischer Rationalität nicht mehr zu vereinbaren sind. Insbesondere im Kunststoffbereich hat dies zu der grotesken Situation geführt, daß Sammlung, Sortierung und Verwertung gebrauchter Verpackungen mit mehreren Tausend DM pro Tonne subventioniert werden müssen, wobei zunehmend Verwertungstechnologien zum Einsatz kommen, die ökologisch wie ökonomisch unsinnig sind und den einzigen Zweck haben, die politisch aufgezwungene Recyclingquote zu erfüllen. Nicht einkalkuliert wurde auch, daß die gewählte Vorgehensweise aufgrund der nur schwer kontrollierbaren Stoffflüsse einen erheblichen Anreiz zu Subventionsbetrug bietet. So ist es nicht verwunderlich, daß sich das gesamte System zwischenzeitlich durch die sich häufenden Meldungen über Betrugsfälle mehr oder weniger diskreditiert hat. Die Verantwortlichkeit hierfür liegt bei der Politik.

Solchen Auswüchsen bereits im Vorfeld der umweltpolitischen Zielbestimmungen entgegenzutreten ist eine vordringliche Aufgabe der ökonomischen Politikberatung. Dazu ist es notwendig, die Diskussion über Vor- und Nachteile der betrachteten Handlungsalternativen zu versachlichen, von Gruppeninteressen geleitete Scheinargumente als solche offenzulegen und den erforderlichen Abwägungsprozeß durch quantifizierbare Nutzen-Kosten-Überlegungen zu unterstützen.

2. Herausforderungen auf der Instrumentenebene

Durch welche Instrumente sollen die in der Umweltpolitik verfolgten Ziele in entsprechende Verhaltensänderungen auf einzelwirtschaftlicher Ebene umgesetzt werden? Zu dieser Frage besteht unter Wirtschaftswissenschaftlern seit Beginn der 70er Jahre ein weitgehender Konsens, daß ökonomische Instrumente der Umweltpolitik (Abgaben und Steuern, handelbare Nutzungsrechte) eine Reihe von gesamtwirtschaftlichen Vorteilen gegenüber dem inflexiblen auf Ge- und Verboten basierenden Ansatz der ordnungsrechtlichen Verhaltenssteuerung aufweisen. Da ökonomische Instrumente den Betroffenen einen weiten Spielraum für individuelle ökonomische Anpassungsentscheidungen lassen, werden die für den Umweltschutz aufgewendeten Ressourcen dorthin gelenkt, wo sie den größten Entlastungseffekt erzielen. Wie zahlreiche Untersuchungen belegen, lassen sich hierdurch erhebliche Kosteneinsparungen erzielen. Ökonomische Instrumente ermöglichen mithin mehr Umweltschutz für weniger Geld.

Ein weiterer Vorteil ökonomischer Instrumente besteht in ihrer innovationsfördernden Wirkung. Bei Anwendung von Emissionsnormen und anderen ordnungsrechtlichen Vorschriften werden die umwelttechnischen Standards allein von Vertretern staatlicher Bürokratien geprägt. Dabei haben die Unternehmen kaum einen Anreiz, zur technischen Weiterentwicklung beizutragen. Im Gegenteil, das aus Sicht der Betroffenen rationale Bestreben, den staatlicherseits verordneten *Stand der Technik* nicht weiter voranzutreiben, hat sich in der Vergangenheit als schwerwiegendes Innovationshemmnis erwiesen. Dieses vielbeklagte „Schweigekartell der Oberingenieure“ läßt sich nur durch die konsequente Anwendung ökonomischer Instrumente durchbrechen, denn nur permanenter Kostendruck garantiert einen nachhaltigen Anreiz zur Suche nach neuen umweltentlastenden Produkten und Verfahren.

Ein Blick in die Praxis zeigt jedoch, daß die Anwendung ökonomischer Instrumente in der Umweltpolitik bisher eher die Ausnahme als die Regel darstellt. Die einzige nennenswerte Um-

weltabgabe in der Bundesrepublik ist die seit 1981 geltende Abwasserabgabe, die anfänglich als richtungsweisend für eine marktwirtschaftlich orientierte Umweltpolitik konzipiert war, aber bereits im Vorfeld der Beratungen soweit deformiert wurde, daß der letztendlich verabschiedete Gesetzentwurf nur noch geringe Ähnlichkeit mit dem ökonomischen Abgabenmodell hatte. Die zwischenzeitlich erfolgten Novellierungen haben ein weiteres getan, die ursprünglich beabsichtigte Anreizwirkung auszuhebeln.

Neben der Abwasserabgabe lassen sich in der Bundesrepublik nur einige rudimentäre Formen ökonomischer Instrumente feststellen, denen mit Ausnahme der Mineral- und Kfz-Steuer keine praktische Relevanz zukommt. Ähnlich ist die Situation auch in den sonstigen EU-Staaten und den USA.

Ein wesentlicher Grund für diese Dominanz ordnungsrechtlicher Politikmuster besteht darin, daß ökonomische Instrumente eine grundlegende institutionelle Innovation darstellen, deren Einführung zu nachhaltigen Veränderungen in der bestehenden Einkommens- und Vermögensverteilung führen würde. Wie die politische Erfahrung zeigt, verlangen derartige Neuerungen einen breiten Konsens zwischen allen betroffenen Gesellschaftsgruppen. Eine solche Zustimmung ist jedoch kaum zu erwarten.

Neben diesen politischen Hemmnissen gibt es auch andere Erklärungsansätze für die geringe

Verbreitung ökonomischer Instrumente, die die Zweckmäßigkeit und Praktikabilität vermeintlicher Patentlösungen grundsätzlich in Frage stellen. Ausgangspunkt dieser Kritik ist die Beobachtung, daß die von wirtschaftswissenschaftlicher Seite stets hervorgehobene Überlegenheit ökonomischer Instrumente auf der Betrachtung extrem idealisierter Modellwelten basiert, die der Komplexität realer umweltpolitischer Probleme zumeist nicht gerecht werden. So läßt sich in der Tat feststellen, daß den praktischen Einsatzmöglichkeiten ökonomischer Instrumente in der Umweltpolitik bei realistischer Betrachtung der technischen, ökonomischen, ökologischen und rechtlichen Rahmenbedingungen engere Grenzen gesetzt sind, als dies die zuweilen mit Vehemenz vorgetragene Forderung nach einer ökonomischen Neuorientierung der Umweltpolitik nahelegen könnte.

Eine solchermaßen differenzierte Betrachtungsweise bedeutet nicht, Abgaben und handelbaren Nutzungsrechten ihren Stellenwert im Rahmen einer rationalen Umweltpolitik abzusprechen. Vielmehr eröffnet sich hier die Chance, der Diskussion um die Instrumente der Umweltpolitik neue Impulse in Richtung auf eine stärkere praktische Relevanz zu geben und damit einen konstruktiven Beitrag zur Bewältigung des Konfliktes zwischen Ökonomie und Ökologie zu leisten.

Endnoten

- 1 Einen Überblick über das Forschungsprogramm gibt Soltwedel in Bertelsmann (1993).
- 2 Mit dem vorliegenden Diskussionsbeitrag werden die umfangreichen Vorarbeiten zusammengefaßt, die im Rahmen dieses Forschungsschwerpunkts im Institut für Weltwirtschaft und von einer Reihe externer Wissenschaftler erstellt worden sind (vgl. dazu die Übersicht im Anhang). In besonderem Maße greift dieser Diskussionsbeitrag auf die im Anhang genannten Arbeiten von Michaelis zurück. Der Beitrag gibt ausschließlich die Sicht des Instituts für Weltwirtschaft wieder; es handelt sich nicht um eine Stellungnahme der beteiligten externen Wissenschaftler.
- 3 Zu weiteren Kritikpunkten am Coase-Theorem und seinen Einsatzmöglichkeiten vgl. neben Endres (1994) zum Beispiel Buchholz und Haslbeck (1991), Bromley (1991), Illing (1992) und Cansier (1993).
- 4 Zu einer ausführlicheren Diskussion der umweltpolitischen Einsatzmöglichkeiten und Grenzen des Haftungsrecht vgl. z.B. Blankart (1988), Assmann (1990), Endres (1992), Karl (1992) und Reh binder (1992).
- 5 Mit den ökonomischen Aspekten des Treibhauseffektes beschäftigen sich im Rahmen des vorliegenden Forschungsschwerpunktes die Beiträge von Michaelis (1993a, 1994a und 1996a).
- 6 Der von Nordhaus (1973) geprägte Begriff „backstop“ bezeichnet im klimapolitischen Zusammenhang eine nichtfossile CO₂-freie Energiequelle, die zu konstanten Grenzkosten in beliebigem Umfang verfügbar ist (z.B. Photovoltaik).
- 7 Mit den Zusammenhängen zwischen Umweltpolitik und Außenhandel beschäftigt sich im Rahmen des vorliegenden Forschungsschwerpunktes der Beitrag von Ulph (1996).
- 8 Ein Beispiel hierfür ist das von Experten der OECD entwickelte GREEN-Modell, das 12 Regionen mit jeweils 11 Produktionssektoren unterscheidet. Zu einer zusammenfassenden Darstellung vgl. Klepper et al. (1994: 529 ff.).
- 9 Mit den Möglichkeiten und Grenzen der monetären Bewertung von Umweltschäden beschäftigt sich im Rahmen des vorliegenden Forschungsschwerpunktes der Beitrag von Ewers/Rennings (1996). Darüber hinaus sei etwa auf die Arbeiten von Pommerehne und Römer (1992) und Hampicke (1993) verwiesen.
- 10 Mit dem Einfluß eigennütziger Zielsetzungen der Akteure auf die umweltpolitische Zielbestimmung beschäftigt sich im Rahmen des vorliegenden Forschungsschwerpunktes der Beitrag von Endres und Finus (1996).
- 11 Mit der Frage der umweltpolitischen Instrumentenwahl beschäftigen sich im Rahmen des vorliegenden Forschungsprogramms die Beiträge von Michaelis (1995a, 1995b, 1996b).
- 12 Auslöser hierfür war eine Studie des UPI-Instituts Heidelberg (1988), die später jedoch aufgrund gravierender wissenschaftlicher Mängel heftig angegriffen wurde (vgl. z.B. Gretschnann 1989; Paskuy 1989 und Benkert et al. 1990).
- 13 Mit den Möglichkeiten und Grenzen einer ökologischen Steuerreform beschäftigt sich im Rahmen des vorliegenden Forschungsschwerpunktes der Beitrag von Zimmermann (1996).
- 14 Mit den Zusammenhängen zwischen intrinsischer Motivation und umweltpolitischer Instrumentenwahl beschäftigt sich im Rahmen des vorliegenden Forschungsschwerpunktes der Beitrag von Frey und Oberholzer-Gee (1996).
- 15 Mit der Bedeutung des Öko-Auditing als Instrument des betrieblichen Umweltmanagements beschäftigt sich im Rahmen des vorliegenden Forschungsschwerpunktes der Beitrag von Steger und Ebinger (1996).
- 16 Damit sei jedoch nicht bestritten, daß eine gewisse Differenzierung von Emissionsnormen — etwa nach einzelnen Industrien oder nach Anlagenalter — durchaus sinnvoll ist und in der Praxis auch angewandt wird.
- 17 Zu einer ausführlichen empirischen Übersicht über den praktischen Einsatz ökonomischer Instrumente in der Umweltpolitik vgl. OECD (1994), Umweltbundesamt (1994) und Michaelis (1995b).
- 18 Vgl. insbesondere Gawel (1991, 1993), Gawel und van Mark (1991), Hansjürgens (1992, 1993, 1994), Huckestein (1989, 1993a, 1993b), van Mark et al. (1992) und Michaelis (1993a, 1996b).
- 19 Weitere Probleme, die aus der Existenz *additiv* oder *synergetisch* wirkender Schadstoffe resultieren können, werden im folgenden vernachlässigt. Vgl. hierzu die Diskussion bei Michaelis (1996b: 134 ff.).

Anhang

Publikationen im Forschungsschwerpunkt „Ökologie und Marktwirtschaft“:

Scott Barrett

Economic Incentives for the Protection of Biological Diversity

In H. Siebert (Hrsg.), *Elemente einer rationalen Umweltpolitik*. Tübingen 1996 (in Vorbereitung).

Alfred Endres und Michael Finus

Umweltpolitische Zielbestimmung im Spannungsfeld gesellschaftlicher Interessengruppen. Theorie und Empirie

In H. Siebert (Hrsg.), *Elemente einer rationalen Umweltpolitik*. Tübingen 1996 (in Vorbereitung).

Hans-Jürgen Ewers und Klaus Rennings

Quantitative Ansätze einer rationalen umweltpolitischen Zielbestimmung

In H. Siebert (Hrsg.), *Elemente einer rationalen Umweltpolitik*. Tübingen 1996 (in Vorbereitung).

Bruno S. Frey und Felix Oberholzer-Gee

Zum Konflikt zwischen intrinsischer Motivation und umweltpolitischer Instrumentenwahl

In H. Siebert (Hrsg.), *Elemente einer rationalen Umweltpolitik*. Tübingen 1996 (in Vorbereitung).

Guy Kirsch

Umwelt, Ethik und individuelle Freiheit: Eine Bestandsaufnahme

In H. Siebert (Hrsg.), *Elemente einer rationalen Umweltpolitik*. Tübingen 1996 (in Vorbereitung).

Peter Michaelis

Stabilising the Global Greenhouse — A Simulation Model

Kieler Arbeitspapiere 604. Institut für Weltwirtschaft, Kiel 1993.

Peter Michaelis

On The Economics of Greenhouse Gas Accumulation

In *European Journal of Political Economy* 10 (1994): 707–726.

Peter Michaelis

Product Stewardship, Waste Minimization and Economic Efficiency

In *Journal of Environmental Planning and Management* 38 (1995): 231–243.

Peter Michaelis

Ökonomische Instrumente in der Umweltpolitik: Eine empirische Bestandsaufnahme

In *Die Weltwirtschaft* 1/1995: 72–98.

Peter Michaelis

Ökonomische Instrumente in der Umweltpolitik. Eine anwendungsorientierte Einführung

Physika Lehrbuch, Heidelberg 1996.

Peter Michaelis

Effiziente Klimapolitik im Mehrschadstofffall. Eine theoretische und empirische Analyse

Kieler Studien. Tübingen 1996 (in Vorbereitung).

Carsten Stahmer

Ökologie und Volkswirtschaftliche Gesamtrechnung

In H. Siebert (Hrsg.), *Elemente einer rationalen Umweltpolitik*. Tübingen 1996 (in Vorbereitung).

Ulrich Steger und Frank Ebinger

Öko-Auditing als Instrument des betrieblichen Umweltmanagements

In H. Siebert (Hrsg.), *Elemente einer rationalen Umweltpolitik*. Tübingen 1996 (in Vorbereitung).

Alistair Ulph

Strategic Environmental Policy and International Competitiveness

In H. Siebert (Hrsg.), *Elemente einer rationalen Umweltpolitik*. Tübingen 1996 (in Vorbereitung).

Horst Zimmermann

Öko-Steuern: Ansätze und Probleme einer „ökologischen Steuerreform“

In H. Siebert (Hrsg.), *Elemente einer rationalen Umweltpolitik*. Tübingen 1996 (in Vorbereitung).

Literaturverzeichnis

- Assmann, H. (1990). Privatrechtliche Tatbestände der Umwelthaftung in ökonomischer Analyse. In G. Wagner (Hrsg.), *Unternehmung und ökologische Umwelt*. München.
- Barrett, S. (1996). Economic Incentives for the Protection of Biological Diversity. In H. Siebert (Hrsg.), *Elemente einer rationalen Umweltpolitik*. Tübingen (in Vorbereitung).
- Becher, G. et al. (1990). *Regulierungen und Innovationen — Der Einfluß wirtschafts- und umweltpolitischer Rahmenbedingungen auf das Innovationsverhalten von Unternehmen*. Ifo-Studien zur Umweltökonomie 13. München.
- Becker, G. (1968). Crime and Punishment: An Economic Approach. *Journal of Political Economy*. 76: 169–180.
- Becker, N., M. Baron und M. Shechter (1993). Economic Instruments for Emission Abatement under Appreciable Technological Indivisibilities. *Environmental and Resource Economics* 3: 263–284.
- Becker-Neetz, G. (1988). *Rechtliche Probleme der Umweltzertifikatmodelle in der Luftreinhaltepolitik*. Frankfurt am Main.
- Benkert, W., J. Bunde und B. Hansjürgens (1990). *Umweltpolitik mit Öko-Steuern? Ökologische und finanzpolitische Bedingungen für neue Umweltabgaben*. Marburg.
- Bergmann, E., und D. Ewringmann (1989). Öko-Steuern. Entwicklung, Ansatzpunkte und Bewertung. In H. Nutzinger und A. Zahmt (Hrsg.), *Öko-Steuern: Umweltsteuern und -abgaben in der Diskussion*. Karlsruhe.
- Bertelsmann Stiftung (Hrsg.) (1993). *Weiterentwicklung und Perspektiven der Sozialen Marktwirtschaft — Umriss eines Forschungsprogramms*. Gütersloh.
- BVerfGE (*Entscheidungen des Bundesverfassungsgerichts*) (1967). Beschluß vom 12. Januar 1967 (1 BvR 169/63). Bestimmung von Inhalt und Schranken des Eigentums; verfassungsmäßige Auslegung des § 9 Abs. 1 Nr. 1 GrdstVG. 21 (9): 73–87.
- (1979). Verfahren zur Prüfung der Verfassungsmäßigkeit des § 15 Abs. 4 Satz 2 des Gebührengesetzes für das Land Nordrhein-Westfalen (GebGNW) vom 23. November 1971. 50 (18): 217–234.
- Blankart, C. (1988). Umweltschutzorientierte Sonderabgaben und ihre Alternativen: Besteuerung und Haftungsrecht im Sondermüllbereich. In K. Schmidt (Hrsg.), *Öffentliche Finanzen und Umweltpolitik*. Berlin.
- Bonus, H. (1972). Über Schattenpreise von Umweltressourcen. *Jahrbuch für Sozialwissenschaft*. 23: 342–354.
- (1981). Wettbewerbswirkungen umweltpolitischer Instrumente. *Ifo-Schnelldienst* 8 (1/2): 20–28.
- (1990). Preis- und Mengenlösungen in der Umweltpolitik. *Jahrbuch für Sozialwissenschaft* 41: 343–358.
- Bromley, D. (1991). *Environment and Economy: Property Rights and Public Policy*. Cambridge, Mass.
- Brösse, U. (1986). Wasserzins statt Wasserpennig! *Wirtschaftsdienst* 66: 566–569.
- Buchholz, W., und C. Haslbeck (1991). Private Verhandlungen und staatliche Regulierung bei asymmetrischer Information. *Finanzarchiv* 49: 167–180.

- Cansier, D. (1993). *Umweltökonomie*. Stuttgart.
- Coase, R. (1960). The Problem of Social Cost. *Journal of Law and Economics* 3: 1–44.
- Dasgupta, P. (1982). *The Control of Resources*. Oxford.
- Diekmann, A., und P. Preissendörfer (1991). Umweltbewußtsein, ökonomische Anreize und Umweltverhalten. *Schweizerische Zeitschrift für Soziologie* 17: 207–231.
- Ebert, U. (1992). *On the Effect of Effluent Fees under Oligopoly: Comparative Static Analysis*. Wirtschaftswissenschaftliche Diskussionsbeiträge 82. Universität Oldenburg.
- Eifert, M., und P. Figge (1995). Produktbezogener Umweltschutz durch (ökologische) Produktkennzeichnung? *Zeitschrift für angewandte Umweltforschung* 8: 360–372.
- Endres, A. (1988). Der „Stand der Technik“ in der Umweltpolitik. *Das Wirtschaftswissenschaftliche Studium* 17: 83–84.
- (1992). Haftpflicht und Verhütung von Umweltschäden: Ökonomische Aspekte. In A. Endres, E. Rehbinder und R. Schwarze (Hrsg.), *Haftung und Versicherung für Umweltschäden aus ökonomischer und juristischer Sicht*. Berlin.
- (1994). *Umweltökonomie — Eine Einführung*. Darmstadt.
- Endres, A., und M. Finus (1996). Umweltpolitische Zielbestimmung im Spannungsfeld gesellschaftlicher Interessengruppen. In H. Siebert (Hrsg.), *Elemente einer rationalen Umweltpolitik*. Tübingen (in Vorbereitung).
- Endres, A., und R. Schwarze (1994). Das Zertifikatmodell vor der Bewährungsprobe? Eine Ökonomische Analyse des „Acid Rain“-Programms des neuen US-Clean Air Acts. In A. Endres, E. Rehbinder und R. Schwarze (Hrsg.), *Umweltzertifikate und Kompensationslösungen aus ökonomischer und juristischer Sicht*. Bonn.
- Ewers, H.-J., und K. Rennings (1996). Quantitative Ansätze einer rationalen umweltpolitischen Zielbestimmung. In H. Siebert (Hrsg.), *Elemente einer rationalen Umweltpolitik*. Tübingen (in Vorbereitung).
- Ewringmann, D. (1987). *Umweltorientierte Abgabenpolitik*. Referat vor dem Hauptausschuß der Arbeitsgemeinschaft für Umweltfragen. Bonn, 19. Februar 1987.
- (1988). Öko-Steuern oder Umweltabgaben? *Zeitschrift für angewandte Umweltforschung* 1: 319–325.
- Ewringmann, D., et al. (1981). *Auswirkungen des Abwasserabgabengesetzes auf industrielle Indirekt-einleiter*. Umweltbundesamt Berichte 2. Berlin.
- Ewringmann, D., E. Gawel und K.-H. Hansmeyer (1993). Die Abwasserabgabe vor der vierten Novelle — Abschied vom gewässergütepolitischen Lenkungs- und Anreizinstrument? Diskussionsbeiträge 93–3, Finanzwissenschaftliches Forschungsinstitut der Universität Köln.
- Faber, M., H. Niemes und G. Stephan (1983). *Umweltschutz und Input-Output-Analyse — mit zwei Fallstudien aus der Wassergütewirtschaft*. Tübingen.
- Faber, M., G. Stephan und P. Michaelis (1989). *Umdenken in der Abfallwirtschaft: Vermeiden — Verwerten — Beseitigen*. 2. Auflage. Berlin.
- Frey, B. (1972). *Umweltökonomie*. Göttingen.

- Frey, B., und F. Oberholzer-Gee (1996). Zum Konflikt zwischen intrinsischer Motivation und umweltpolitischer Instrumentenwahl. In H. Siebert (Hrsg.), *Elemente einer rationalen Umweltpolitik*. Tübingen (in Vorbereitung).
- Friedrich, R. (1993). *Umweltpolitische Maßnahmen zur Luftreinhaltung: Nutzen-Kosten-Analyse*. Berlin.
- Fromm, O., und B. Hansjürgens (1994). Erfolgsbedingungen von Zertifikatmodellen in der Umweltpolitik am Beispiel der Novelle des US-Clean Air Act von 1990. *Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht* 17: 473–495.
- Gawel, E. (1991). *Umweltpolitik durch gemischten Instrumenteneinsatz — Allokative Effekte instrumentell diversifizierter Lenkungsstrategien für Umweltgüter*. Berlin.
- (1993). Die Emissionsrechtelösung und ihre Praxisvarianten. Eine Neubewertung. *Zeitschrift für Umwelt und Umweltrecht* 16: 31–54.
- (1994). Ökonomie der Umwelt — Ein Überblick über neuere Entwicklungen. *Zeitschrift für angewandte Umweltforschung* 7: 37–84.
- Gawel, E., und M. van Mark (1991). Kompensationslösungen im Umweltschutz: Kritische Überlegungen zur effektiven umweltpolitischen Reichweite eines instrumentellen Hoffnungsträgers. *Zeitschrift für angewandte Umweltforschung* 4: 52–67.
- Gretschmann, K. (1989). Ökosteuern: Zwischen Vision und Revision. *WSI-Mitteilungen* 42: 423–431.
- Grimm, E. (1993). *Marketing-strategische Nutzung der deutschen und europäischen Wertewandelforschung*. Gesellschaft für Marketing-, Kommunikations- und Sozialforschung mbH, Hamburg.
- Gruber, K. (1991). Zur methodischen Auswahl von Emissionsminderungsmaßnahmen. Heidelberg.
- Hahn, R., und G. Hester (1989). Where Did All the Markets Go? An Analysis of EPA's Emissions Trading Program. *Yale Journal of Regulation* 6: 109–153.
- Hahn, R., und R. Stavins (1992). Economic Incentives for Environmental Protection: Integrating Theory and Practice. *American Economic Review, Papers and Proceedings* 82: 464–468.
- Hampicke, U. (1993). Möglichkeiten und Grenzen der monetären Bewertung der Natur. In H. Schnabl (Hrsg.), *Ökointegrative Gesamtrechnung: Ansätze, Probleme, Prognosen*. Berlin.
- Hansjürgens, B. (1992). *Umweltabgaben im Steuersystem. Zu den Möglichkeiten der Einfügung von Umweltabgaben in das Steuer- und Abgabensystem der Bundesrepublik Deutschland*. Baden-Baden.
- (1993). Affinität zwischen Typen von Umweltabgaben und Umweltproblemen — unter Berücksichtigung neuerer Vorschläge. In H. Zimmermann (Hrsg.), *Umweltabgaben — Grundsatzfragen und abfallwirtschaftliche Anwendung*. Bonn.
- (1994). Erfolgsbedingungen für Kooperationslösungen in der Umweltpolitik. *Wirtschaftsdienst* 74: 34–42.
- Hansmeyer, K.-H. (1976). Die Abwasserabgabe als Versuch einer Anwendung des Verursacherprinzips. In O. Issing (Hrsg.), *Ökonomische Probleme der Umweltpolitik*. Berlin.
- Heister, J., P. Michaelis et al. (1991). *Umweltpolitik mit handelbaren Emissionsrechten*. Tübingen.
- Hey, C., und U. Brendle (1994). *Umweltverbände und EG — Strategien, politische Kulturen und Organisationsformen*. Opladen.

- Hoeller, P., A. Dean und J. Nicolaisen (1991). Macroeconomic Implications of Reducing Greenhouse Gas Emissions: A Survey of Empirical Studies. *OECD Economic Studies* 16, Paris.
- Holzinger, K. (1987). *Umweltpolitische Instrumente aus der Sicht der Bürokratie*. Ifo-Studien zur Umweltökonomie 6. München.
- Horbach, J. (1992). *Neue Politische Ökonomie und Umweltpolitik*. Frankfurt am Main.
- Huckestein, B. (1989). Anforderungen an Kompensationslösungen im Immissionsschutzrecht der Bundesrepublik Deutschland. *Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht* 12: 1–24.
- (1993a). Umweltabgaben — Anwendungsbedingungen einer ökologischen Allzweckwaffe. *Zeitschrift für angewandte Umweltforschung* 6: 343–368.
- (1993b). Umweltlizenzen — Anwendungsbedingungen einer ökonomisch effizienten Umweltpolitik durch Mengensteuerung. *Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht* 16: 1–29.
- Illing, G. (1992). Private Information and Transaction Costs: The Coase Theorem Revisited. *Journal of Institutional and Theoretical Economics* 148: 558–576.
- Jäger, F. (1994). Durchsetzungsprobleme in der Umweltpolitik — Ansätze zu einer politischen Ökonomie des Umweltschutzes. In Initiative Wirtschaft und Umwelt (Hrsg.), *Politische Wege zur Nachhaltigkeit*. Münster.
- Jarass, H. (1986). Reichweite des Bestandsschutzes industrieller Anlagen gegenüber umweltrechtlichen Maßnahmen. *Deutsches Verwaltungsblatt* 101: 314–321.
- Jochem, E., und E. Gruber (1990). Obstacles to Rational Electricity Use and Measures to Alleviate Them. *Energy Policy* 18: 340–350.
- Johansson, T., und B. Swisher (1994). Perspectives of „Bottom up“ Analyses of the Costs of CO₂ Emission Reductions. In Organisation for Economic Co-Operation and Development (ed.), *The Economics of Climate Change*. Paris.
- John, K. (1990). Möglichkeiten und Grenzen von Marktlösungen in der Umweltpolitik. In P. Oberender und M. Streit (Hrsg.), *Soziale und ökologische Ordnungspolitik in der Marktwirtschaft*. Baden-Baden.
- Kabelitz, K. (1984). *Eigentumsrechte und Nutzungslizenzen als Instrumente einer ökologisch rationalen Luftreinhaltepolitik*. München.
- Kant, I. ([1785] 1961). *Grundlegung der Metaphysik der Sitten*. Stuttgart.
- Karl, H. (1992). Umweltschutz mit Hilfe ziviler und kollektiver Haftung. *RWI-Mitteilungen* 43: 83–88.
- (1994). Begründung und Ansatzpunkte für eine umwelt- und agrarpolitische Reform der Gemeinschaftsaufgabe „Verbesserung der Agrarstruktur und des Küstenschutzes“. In K. Hagedorn (Hrsg.), *Gesellschaftliche Forderungen an die Landwirtschaft*. Münster-Hiltrup.
- (1996). Ökonomische Probleme regionaler Emissionsrechtsmärkte — Eine Analyse vor dem Hintergrund der Erfahrungen mit dem Emissionsgutschriftenhandel in den Kantonen Basel-Stadt und Basel-Landschaft. In Akademie für Raumforschung und Landesplanung (Hrsg.), *Räumliche Aspekte umweltpolitischer Instrumente*. Hannover (in Vorbereitung).
- Kirchhof, P. (1993). Verfassungsrechtliche Grenzen von Umweltabgaben. In P. Kirchhof (Hrsg.), *Umweltschutz im Abgaben- und Steuerrecht*. Köln.
- Kirsch, G. (1996). Umwelt, Ethik und individuelle Freiheit: Eine Bestandsaufnahme. In H. Siebert (Hrsg.), *Elemente einer rationalen Umweltpolitik*. Tübingen (in Vorbereitung).

- Klages, C. (1988). Rechtliche Instrumente zur Abfallvermeidung. *Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht* 7: 481–487.
- Klepper, G., J. Lorz, F. Stähler, R. Thiele und M. Wiebelt (1994). Empirische allgemeine Gleichgewichtsmodelle. Struktur und Anwendungsmöglichkeiten. *Jahrbücher für Nationalökonomie und Statistik* 213: 513–544.
- Klöpfer, M. (1989). *Umweltrecht*. München.
- (1990). Rechtsstaatliche Probleme ökonomischer Instrumente im Umweltschutz. In G. Wagner (Hrsg.), *Unternehmung und ökologische Umwelt*. München.
- Knüppel, H. (1989). *Umweltpolitische Instrumente. Analyse der Bewertungskriterien und Aspekte einer Bewertung*. Baden-Baden.
- Kurz, R. (1993). Ökologische Unternehmensführung. Herausgegeben vom Bundesarbeitskreis Wirtschaft und Finanzen des Bundes für Umwelt und Naturschutz Deutschland e.V. (BUND), o.O.
- Lind, R. (1982). *Discounting for Time and Risk in Energy Policy*. Washington, D.C.
- Lohaus, J. (1990). Übersicht über die geltenden Verwaltungsvorschriften zu § 7a WHG. *Korrespondenz Abwasser* 37: 660–666.
- Manne, A., und R. Richels (1990). CO₂ Emission Limits: An Economic Cost Analysis for the USA. *The Energy Journal* 11: 51–74.
- Mark, M. van, E. Gawel und D. Ewringmann (1992). *Kompensationslösungen im Gewässerschutz*. Heidelberg.
- Masuhr, K., H. Wolff und J. Keppler (1992). *Die externen Kosten der Energieversorgung*. Stuttgart.
- Merkel, R. (1989). Die Placebo-Paragraphen. *Die Zeit* (43): 66.
- Meßerschmidt, K. (1986). *Umweltabgaben als Rechtsproblem*. Berlin.
- Michaelis, P. (1991). *Theorie und Politik der Abfallwirtschaft — Eine ökonomische Analyse*. Berlin.
- (1993a). Stabilising the Global Greenhouse — A Simulation Model. Kieler Arbeitspapiere 604. Institut für Weltwirtschaft, Kiel.
- (1993b). Umweltpolitik und Technologiewahl. *Jahrbücher für Nationalökonomie und Statistik* 212: 151–161.
- (1994a). On The Economics of Greenhouse Gas Accumulation. *European Journal of Political Economy* 10: 707–726.
- (1994b). Regulate Us, Please! On Strategic Lobbying in Cournot-Nash Oligopoly. *Journal of Institutional and Theoretical Economics* 150: 693–709.
- (1995a). Product Stewardship, Waste Minimization and Economic Efficiency. *Journal of Environmental Planning and Management* 38: 231–243.
- (1995b). Ökonomische Instrumente in der Umweltpolitik: Eine empirische Bestandsaufnahme. *Die Weltwirtschaft* (1): 72–98.
- (1996a). *Effiziente Klimapolitik im Mehrschadstoffall. Eine theoretische und empirische Analyse*. Tübingen (in Vorbereitung).
- (1996b). *Ökonomische Instrumente in der Umweltpolitik. Eine anwendungsorientierte Einführung*. Heidelberg.

- Nordhaus, W. (1973). The Allocation of Energy Resources. *Brooking Papers on Economic Activity* 3: 529–570.
- (1991). The Costs of Slowing Climate Change: A Survey. *The Energy Journal* 12: 37–65.
- Nutzinger, H. (1994). Economic Instruments for Environmental Protection in Agriculture: Some Basic Problems. In H. Opschoor und K. Turner (eds.), *Economic Incentives and Environmental Policy: Principles and Practice*. Dordrecht.
- Nutzinger, H., und A. Zahrnt (1989). Einleitung: Umweltsteuern und Abgaben in der Diskussion. In H. Nutzinger und A. Zahrnt (Hrsg.), *Öko-Steuern: Umweltsteuern und -abgaben in der Diskussion*. Karlsruhe.
- OECD (1991). *Environmental Policy: How to Apply Economic Instruments*. Paris.
- (1993). *Taxation and the Environment: Complementary Policies*. Paris.
- (1994). *Managing the Environment: The Role of Economic Instruments*. Paris.
- Paskuy, E. (1989). Überlegungen zum Vorschlag des Umwelt- und Prognose Instituts Heidelberg. In H. Nutzinger und A. Zahrnt (Hrsg.), *Öko-Steuern: Umweltsteuern und -abgaben in der Diskussion*. Karlsruhe.
- Pearce, D. (1976). *Environmental Economics*. London.
- Pigou, A. (1920). *The Economics of Welfare*. London.
- Pommerehne, W., und A. Römer (1992). Ansätze zur Erfassung der Präferenzen für öffentliche Güter. *Jahrbuch für Sozialwissenschaft* 43: 171–210.
- Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (1991). *Sondergutachten Abfallwirtschaft*. Stuttgart.
- (1994). *Für eine dauerhaft-umweltgerechte Entwicklung*. Bundestagsdrucksache 12/6995 vom 8. März 1994.
- Rehbinder, E. (1976). Umweltrecht. *Rabels Zeitschrift für ausländisches und internationales Privatrecht* 40: 363–408.
- (1992). Haftpflichtrecht und Verhütung von Umweltschäden aus juristischer Sicht. In A. Endres, E. Rehbinder und R. Schwarze (Hrsg.), *Haftung und Versicherung für Umweltschäden aus ökonomischer und juristischer Sicht*. Berlin.
- Rentz, O., J. Remmers und E. Plinke (1987). *Proceedings of the Workshop on Emission Control Cost — Methodology and Example Cases*. Institute for Industrial Production, Universität Karlsruhe.
- Schreyer, M., und R.-U. Sprenger (1989). Umwelttechnik: Marktchancen durch den ökologischen Umbau der Industriegesellschaft. *Ifo-Schnelldienst* 42 (10): 3–10.
- Siebert, H. (1976). *Analyse der Instrumente der Umweltpolitik*. Göttingen.
- (1995). *Economics of the Environment. Theory and Policy*. 4. Auflage. Berlin.
- Stahmer, C. (1996). Ökologie und Volkswirtschaftliche Gesamtrechnung. In H. Siebert (Hrsg.), *Elemente einer rationalen Umweltpolitik*. Tübingen (in Vorbereitung).
- Steger, U., und F. Ebinger (1996). Öko-Auditing als Instrument des betrieblichen Umweltmanagements. In H. Siebert (Hrsg.), *Elemente einer rationalen Umweltpolitik*. Tübingen (in Vorbereitung).
- Stephan, G. (1991). Umwelt, Bewußtsein, Staat und Markt: Eine wirtschaftswissenschaftliche Betrachtung. Arbeitspapier 12. Volkswirtschaftliche Fakultät der Universität Bern.

- Stigler, G. (1970). The Optimum Enforcement of Laws. *Journal of Political Economy* 78: 526–537.
- Tietenberg, T. (1992). Economic Instruments for Environmental Regulation. *Oxford Review of Economic Policy* 6: 17–33.
- Ulph, A. (1996). Strategic Environmental Policy and International Competitiveness. In H. Siebert (Hrsg.), *Elemente einer rationalen Umweltpolitik*. Tübingen (in Vorbereitung).
- Umwelt- und Prognose-Institut Heidelberg (1988). *Ökosteuern als marktwirtschaftliche Instrumente im Umweltschutz*. UPI-Berichte 9. Heidelberg.
- Umweltbundesamt (1994). *Umweltabgaben in der Praxis — Sachstand und Perspektiven*. UBA-Texte 27. Berlin.
- Weck-Hannemann, H. (1994). Die politische Ökonomie der Umweltpolitik. In R. Bartel und F. Hackl (Hrsg.), *Einführung in die Umweltpolitik*. München.
- Welsch, H. (1994). Meßtechnik und Umweltpolitik: Ein Beitrag zur Instrumentendiskussion. *Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht* 17: 181–206.
- Wicke, L. (1984). Instrumente der Umweltpolitik. Von Auflagen zu marktkonformeren Instrumenten. *Das Wirtschaftswissenschaftliche Studium* 13 (2): 75–82.
- Wirl, F. (1988). Effizienz von Umweltinstrumenten in imperfekten Märkten. *Quartalshefte der Girozentrale Wien* 23 (2/3): 61–66.
- Zimmermann, H. (1996). Öko-Steuern: Ansätze und Probleme einer „ökologischen Steuerreform“ In H. Siebert (Hrsg.), *Elemente einer rationalen Umweltpolitik*. Tübingen (in Vorbereitung).
- Zimmermann, H., und B. Hansjürgens (1993). Umweltpolitische Einordnung verschiedener Typen von Umweltabgaben. In H. Zimmermann (Hrsg.), *Umweltabgaben — Grundsatzfragen und abfallwirtschaftliche Anwendung*. Bonn.
- Zimmermann, K. (1988). Umweltpolitik und integrierte Technologien: Entwicklungen und Determinanten in empirischer Analyse. *Konjunkturpolitik* 34: 327–351.