ECONSTOR
Make Your Publications Visible.

A Service of

ZBW Leibniz-Informationszentrum Wirtschaft
Leibniz Information Centre for Economics

Rahmeyer, Fritz

Working Paper

Klimaschutz durch Steuern oder Lizenzen

Volkswirtschaftliche Diskussionsreihe, No. 183

Provided in Cooperation with:
University of Augsburg, Institute for Economics

Suggested Citation: Rahmeyer, Fritz (1999) : Klimaschutz durch Steuern oder Lizenzen, Volkswirtschaftliche Diskussionsreihe, No. 183, Universität Augsburg, Institut für Volkswirtschaftslehre, Augsburg

This Version is available at:
https://hdl.handle.net/10419/70041

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.

WWW.ECONSTOR.EU

Mitglied der Leibniz-Gemeinschaft

Klimaschutz durch Steuern oder Lizenzen

von

Fritz Rahmeyer *

Zusammenfassung

Mit den Berichten des ”International Panel on Climate Change” und mit der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen ist der Klimaschutz zu einem zentralen Teilbereich der nationalen und internationalen Umweltpolitik geworden. Seine Modellierung erfolgt in vier Schritten:

- Ökonomische Aktivität und Treibhausgasemissionen,
- Treibhausgaskonzentration und Klimawandel,
- Kosten und Nutzen des Klimaschutzes,
- Instrumente und Strategien des Klimaschutzes.

Signifikantes Merkmal des Klimawandels als Folge von Treibhausgasemissionen ist die Unsicherheit auf allen Stufen seiner naturwissenschaftlichen und ökonomischen Analyse. Im Mittelpunkt der Ermittlung von Nutzen und Kosten des Klimaschutzes steht die Höhe der geschätzten Schadens- und der Vermeidungskosten und die der angenommenen Diskontierungsrate, die über die Höhe der aufzuwendenden Vermeidungskosten entscheidet.

Marktwirtschaftliche Instrumente des Klimaschutzes sind Umweltsteuern als eine Preislösung und handelbare Umweltlizenzen als Mengenlösung. Die praktische Ausgestaltung der Umweltsteuern wird im Hinblick auf eine umweltgerechte Finanzreform in Deutschland analysiert. Neben einer Emissionsminderung (”erste Dividende”) werden zugleich eine wohlfahrtssteigernde Entzerrung des Steuersystems und eine Zunahme der Beschäftigung erhofft (”zweite Dividende”). Die schrittweise (EU- oder weltweite) Einführung handelbarer Umweltlizenzen erleichtert im Vergleich zu den Steuern eine international harmonisierte CO_2-Minderung. Ihr Hauptproblem besteht in der gerechten Erstzuteilung der Lizenzen auf Industrie- und Entwicklungsländer und in der Organisation des Lizenzmarktes.

Key words: Klimaschutz, Umweltsteuern, Umweltlizenzen

Climate chage, invironmental taxes, tradeable permits

JEL classification: D62; Q38

* Für die anregende Diskussion und die hilfreiche Durchsicht des Manuskriptes danke ich Herrn Dipl. oec. Pascal Bader.

Anschrift des Verfassers: Prof. Dr. Fritz Rahmeyer, Universität Augsburg, WiSo-Fakultät, 86135 Augsburg, ☎ (0821) 598-4203, 💻 fritz.rahmeyer@wiso.uni-augsburg.de

Abstract

Climate protection has become a central part of national as well as international environmental policy, triggered off above all by the reports of the “International Panel on Climate Change” and by the UN Framework Convention on Climate Change. Its scientific modelling is carried out in four steps:

- Economic activity and emission of greenhouse gases,
- Atmospheric concentration of greenhouse gases and climate change,
- Costs and benefits of climate protection,
- Environmental policy instruments and strategies of climate protection.

A peculiarity of climate change is its element of uncertainty on every stage of its scientific and economic analysis. The focus of interest in discovering costs and benefits of climate protection is the extent of the estimated damage and abatement costs and the level of the discount rate. The latter is a value judgement concerning the role of future generations when making economic policy decisions.

Market economy orientated instruments of climate protection are environmental taxes (price solution) and tradeable permits (quantity solution). The form of environmental taxation is analyzed in view of an ecological tax reform in Germany. Additional to a reduction of carbon dioxide emissions (“first dividend”) a welfare improving correction of the tax system and an increase in employment (“second dividend”) is hoped for. A stepwise (EC- or world wide) introduction of a system of tradeable permits is supposed to lighten an international harmonized reduction of carbon dioxide emissions instead of a national or international carbon dioxide or energy tax. It also can be combined with a national environmental tax. The major problem is the fair allocation of permits to advanced industrial and to less developed countries (grandfathering, public auction) and the organization of the permit market.

Inhaltsverzeichnis

	Seite
1. Umwelt und Ökonomie	1
2. Treibhauseffekt und Klimawandel	3
3. Kosten und Nutzen des Klimaschutzes	6
3.1 Schadenskosten des Klimawandels	7
3.2 Vermeidungskosten des Klimawandels	9
3.3 Kritik der Kosten-Nutzen-Analyse	11
4. Präventive Klimapolitik	12
4.1. Zielsetzungen	12
4.2. Instrumenteneinsatz	17
4.2.1. Systematik der Instrumente	17
4.2.2. Umweltabgaben	19
4.2.3. Umweltlizenzen	21
4.3. Umweltgerechte Finanzreform	25
4.3.1. Grundkonzeption	25
4.3.2. Ausgestaltung und Wirkung der Umweltsteuer	27
4.3.3. ”Doppelte Dividende” der Umweltsteuer?	32
4.4. Ausgestaltung eines CO_2-Lizenzsystems	38
Literaturverzeichnis	44

Klimaschutz durch Steuern oder Lizenzen

Fritz Rahmeyer

1. Umwelt und Ökonomie

Die natürliche Umwelt (Boden, Wasser, Luft) wird durch wirtschaftliche Aktivitäten, sowohl zu produktiven als auch konsumtiven Zwecken, auf zweifache Weise in Anspruch genommen. Zum einen dient sie als Lieferant von erneuerbaren und nicht-erneuerbaren Rohstoffen (Material- und Energieströme) und stellt öffentliche Konsumgüter zur Verfügung, wie z.B. Luft, Wasser, Naturschönheiten (Extraktionsnutzung). Zum anderen nimmt sie die in Produktion und Konsum anfallenden unerwünschten Kuppelprodukte auf (Depositionsnutzung), z.B. Luftschadstoffemissionen bei der Verbrennung fossiler Energieträger. Ein Teil der Abfallstoffe wird von den Ökosystemen aufgefangen, so daß ein Umweltschaden erst dann entsteht, wenn die Fähigkeit zur Regeneration der Ökosphäre erschöpft ist. Er ist in ökonomischer Interpretation eine Folge der konkurrierenden Verwendung der Naturgüter, damit ein Allokationsproblem (vgl. *Siebert* 1978, S. 2). Das Ergebnis der Verwendungskonkurrenz kann eine regionale und/oder globale Übernutzung der Umwelt durch Abbau der Ressourcen und durch Schadstoffemissionen sein. Die Übernutzung der Umwelt wird vor dem Maßstab einer optimalen (effizienten) Allokation der volkswirtschaftlichen Ressourcen als ein Marktfehler oder eine Marktunvollkommenheit interpretiert, da sie zu einer Abweichung zwischen privaten und sozialen Kosten der Produktion führt (negative Externalität). ”Konkurrierende Verwendungen sind eine Ursache für externe Effekte; negative externe Effekte im Umweltbereich sind die Auswirkungen der nicht gelösten Konkurrenz von Verwendungen. Beide Ansätze sind Versuche, die Umweltbelastung zu erklären” (ders., S. 18 f.). Die Lösung des Umweltproblems wird in der ökonomischen Ökologie in dem Versuch gesehen, durch Einbeziehung der Umweltbelastung in das Marktsystem mittels Marktkorrektur und/oder Markterweiterung (vgl. *Maier-Rigaud* 1991, S. 35) die Differenz zwischen privaten und sozialen Kosten der Umweltnutzung aufzuheben oder zu vermindern. Die Theorie der externen Effekte bildet in traditioneller Betrachtung die theoretische Basis der Umweltökonomie (vgl. *Cropper, Oates* 1992, S. 676). In der umweltpolitischen Zielfindung wird das wohlfahrtsökonomisch begründete Konzept der Internalisierung externer Effekte (zunehmend) durch die Festlegung von Umweltqualitätszielen und daraus abgeleiteten ökologischen Mindeststandards für einzelne Umweltbereiche ersetzt, z.B. die Bestimmung von quantitativen Zielen der

Emissionsminderung anstelle eines optimalen Steuersatzes zur Erreichung eines umweltverträglichen Anstiegs von Treibhausgasemissionen, die zur Konkretisierung des Leitbildes einer dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung beitragen sollen (zur umweltpolitischen Entscheidungsfindung vgl *SRU* 1998, Kap. 1; ebenso *Rehbinder* 1997, S. 314). Umweltqualitätsziele umfassen sowohl das Ziel der Gefahrenabwehr als auch das der Umweltvorsorge (vgl. *Heister* 1997, S. 18). Dabei erfordert die Bestimmung eines Qualitätsstandards im Umweltschutz auch die Abwägung von dessen ökonomischen Kosten und Nutzen (Schadens- und Vermeidungskosten). Insofern lassen sich ökologische und ökonomische Indikatoren einer dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung miteinander verbinden (vgl. *Ewers, Rennings* 1996, 167).

Grundlage für eine ökonomisch begründete Sichtweise auch von Natur und Umwelt ist die Annahme, daß das menschliche Handeln vorwiegend durch individuelle Rationalität und Eigennutz geprägt ist, wobei ihm Wahlmöglichkeiten zugrunde liegen, z.B. im Einsatz von verschiedenen Energieträgern. Das Umweltproblem ist dann die Folge individuellen Rationalverhaltens von privaten Haushalten und Unternehmen, nicht dagegen die einer fehlenden Umweltmoral (vgl. *Stephan, Ahlheim* 1996, S. 10 ff.). Der ökonomischen Analyse des Umweltproblems liegt eine anthropozentrische Weltsicht der Beziehung von Mensch und Natur zugrunde, ohne dabei die Verantwortung des Menschen gegenüber der Natur und späteren Generationen zu vernachlässigen. ”Der Schutz der Natur ist..eine Frage der Selbstachtung des Menschen, in dessen Obhut sich die Natur heute befindet” (*Heister* 1997, S. 6). Das anthropozentrische Weltbild kann somit die Wertvorstellungen des ökozentrischen Weltbildes umfassen.

Zentrale Teilbereiche der praktischen Umweltpolitik sind der Gewässerschutz, die Luftreinhaltung, die Abfallwirtschaft, der Boden- und der Naturschutz. Seit Ende der achtziger Jahre ist der Klimaschutz zu einem wichtigen Teil der Luftgütepolitik geworden, z.B. als Folge der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen (1994) zum Schutz des Erdklimas. Er steht zugleich im Mittelpunkt gegenwärtiger globaler Umweltprobleme (vgl. *Zimmermann* 1992, S. 311). Das Bundesimmissionsschutzgesetz ist kein Handlungsfeld der Klimapolitik, da Treibhausgase nicht in direkter Weise gefährdend auf Mensch und Natur wirken (Gefahrenabwehr), so daß sie nicht Gegenstand der Regulierung durch dieses Gesetz sind. Der Entwurf zu einem Umweltgesetzbuch in Deutschland enthält zwar kein eigenständiges Kapitel zum Klimaschutz, wohl dagegen kli-

maschutzrelevante Regelungen, vor allem zum verkehrsbezogenen Immissionsschutz und zur Energieversorgung (vgl. UGB-KomE 1998, S. 92).

2. Treibhauseffekt und Klimawandel

Die Bedeutung des Klimaschutzes in der (nationalen und internationalen) Umweltpolitik ergibt sich aus der beobachteten trendmäßigen Erwärmung der Erdatmosphäre im Verlauf der letzten einhundert Jahre um ca. 0,5 °C (besonders ausgeprägt zwischen 1910-1940 und ab ungefähr 1980), die allerdings noch im Rahmen der natürlichen Klimavariabilität liegen kann.[1] Das 1988 gegründete "Intergovernmental Panel on Climate Change" (IPCC) projektiert auf der Grundlage von Klimamodellen (allgemeine und gekoppelte Zirkulationsmodelle) als beste mittlere Schätzung einen durchschnittlichen globalen Temperaturanstieg bis gegen Ende des 21. Jahrhunderts von etwa 2 °C gegenüber dem heutigen Wert bei einer Verdoppelung der atmosphärischen CO_2-Konzentration (status-quo-Szenario), womit die langfristige Erwärmung wegen großer zeitlicher Verzögerung zwischen Verursachung und Wirkung aber noch nicht abgeschlossen ist. Der Unsicherheitsbereich der Schätzung liegt zwischen 1,0-3,5 °C. Die regionalen Klimaänderungen fallen sehr unterschiedlich aus, so daß es Gewinner und Verlierer z.B. im Landwirtschaftssektor, auch innerhalb *eines* Landes, geben kann. Die Erwärmung führt zu einem Anstieg des Meeresspiegels um ungefähr 50 cm, zu Auswirkungen auf die Frischwasserversorgung (Rolle der Niederschläge und der Verdunstung) und auf das Ökosystem, vor allem auf die Wälder, letztere auch in Verbindung mit der gleichzeitigen Luftverschmutzung durch Schwefeldioxyd (SO_2) (vgl. zu diesen Angaben *IPCC* 1996a). "Ein solcher Temperaturanstieg ist von der Größenordnung her gesehen vergleichbar mit der Temperaturdifferenz zwischen der Eiszeit vor 18 Tsd. Jahren und der jetzigen Warmzeit (4 - 5°C) mit dem Unterschied, daß sich diese anthropogen ausgelöste Änderung des Klimas in 100 Jahren vollzieht, während der Übergang von der letzten Eiszeit zur jetzigen Warmzeit rund 5 Tsd. Jahre Zeit brauchte" (*Enquete-Kommission* "Schutz der Erdathmosphäre" 1995, S. 57f.)

Eine Ursache des anthropogenen, d.h. von menschlichen Aktivitäten verursachten Klimawandels (neben z.B. dem Vulkanismus und der Zirkulation der Atmosphäre und der Ozeane), der sich mit natürlichen Vorgängen überlagern

---

1 "Our ability to quantify the human influence on global climate is currently limited because the expected signal is still emerging from the noise of natural variability, and because there are uncertainties in key factors...Nevertheless, the balance of evidence suggests that there is a discernible human influence on global climate" (*IPCC* 1996a, S. 39).

kann, ist die Verbrennung fossiler Energieträger (Kohle, Öl, Gas) (vor allem ab 1950), aber auch die Verringerung der Waldfläche auf der Erde, die zur Freisetzung von Kohlendioxyd (CO_2) und (neben einer Absorption durch Ozeane und Biosphäre in Höhe von ca. 55 vH der Emission) zur Erhöhung der CO_2-Konzentration in der Erdatmosphäre führen (vgl. zur Übersicht *Schönwiese* 1996, S. 15; *Houghton* 1998, S. 10 ff.). Die Zunahme von CO_2 -Emissionen trägt in etwa zu zwei Dritteln zum anthropogenen (im Unterschied zum lebenswichtigen natürlichen) Treibhauseffekt bei, zu etwa 15 vH die Zunahme von Methangas (CH_4). Hauptemittentengruppen von CO_2 sind fossil befeuerte Kraftwerke (Stein- und Braunkohle), Industriefeuerungen, Straßenverkehr und private Haushalte, wobei in Deutschland den Kraftwerken und damit dem Energiesektor mit ungefähr 40 vH der höchste Anteil zukommt. Von den Energieträgern entfällt der größte Teil der CO_2-Emissionen auf Mineralöl und Braunkohle. CH_4 entsteht beim Reisanbau und bei der Viehhaltung, somit in Landwirtschaft und Ernährung, zum geringeren Teil bei der Energieumwandlung und in der Abfallwirtschaft. Sein Treibhauspotential (pro kg) ist erheblich höher als das von CO_2, bei allerdings geringerer Verweildauer in der Atmosphäre. CO_2 ist also im wesentlichen energiebedingt, CH_4 steht in enger Verbindung mit der Ernährung. Mit dem Treibhauseffekt bezeichnet man die Erkenntnis, daß die Treibhausgase in der Erdatmosphäre (CO_2, Wasserdampf, Ozon) für die Einstrahlung von Sonnenenergie durchlässiger als für die von der Erdoberfläche abgesonderte Wärmestrahlung sind mit der Folge einer Energie- und Temperaturerhöhung auf der Erde (vgl. *Cline* 1991, S. 904 ff.; *Enquete-Kommission* ”Schutz der Erdatmosphäre 1995, S. 23 ff.; *Loske* 1996, S. 35 ff.). Ein natürlicher Abbau von CO_2 in der Erdatmosphäre erfolgt nicht, es gibt dagegen Austauschprozesse zwischen der Atmosphäre und bestehenden CO_2-Reservoiren, z.B. den Ozeanen, die sich sehr langfristig vollziehen und deren genaue Zeitdauer nur geschätzt werden kann. Die Ozeane verzögern die Erwärmung der Erdatmosphäre als Folge der Zunahme der CO_2-Konzentration. Eine weitere Ursache der Bewegung von Wärme neben der Strahlung sind vertikale Luftbewegungen als Folge der Erwärmung der Erdoberfläche und der bodennahen Luftschichten (Konvektion). Die Luft kühlt sich bei ihrem Aufstieg in die Troposphäre ab und gibt dadurch weniger Wärmestrahlung in den Weltraum ab. ”Without the structure of decreasing temperature with height, therefore, there would be no greenhouse effect on the Earth” (*Houghton* 1998, S. 16).

Spezifische Dimensionen des Klimawandels sind

- die Irreversibilität anthropogener Klimaänderungen. Ausschlaggebend für den Klimawandel ist die Zunahme der CO_2-Konzentration in der Erdatmosphäre (Bestandsgröße), nicht die laufende CO_2-Emission (Stromgröße);
- der globale Charakter von Ursache und Wirkung des Klimawandels und des Klimaschutzes. Der Ort der Emission und der Vermeidung haben keinen Einfluß auf die CO_2-Konzentration und den Treibhauseffekt. Entsprechend ist Klimaschutz ein Beispiel für ein internationales öffentliches Gut (vgl. *Krumm* 1995, S. 5; *Kirchgässner* 1995, S. 37 ff.). Ein zentraler politischer Akteur besteht in der Klimapolitik nicht, stattdessen müssen in der internationalen Umweltpolitik gemeinsame Entscheidungen der beteiligten autonomen Staaten auf dem Wege von freiwilligen Vereinbarungen getroffen werden;
- die große Zeitverzögerung zwischen Verursachung und Wirkung des Klimawandels. Die Kosten des Klimaschutzes z.B. in Form einer CO_2-Steuer entstehen in der Gegenwart, die Nutzen in Form einer Verringerung des Temperaturanstiegs und der Schadensvermeidung in der Zukunft, für zukünftige Generationen. "..the greenhouse problem is a pollution problem over space and time..."(*IPCC* 1996b, S. 402);
- die Unsicherheit auf allen Stufen der Analyse des Klimawandels (vgl. *OECD* 1995, S. 14; 143 ff.):
  - über die Höhe des zukünftigen CO_2-Ausstoßes, u.a. in Abhängigkeit vom Wachstum des Sozialproduktes und der Bevölkerung, der Höhe und der Struktur des Energieverbrauches, den vorhandenen Vermeidungstechnologien;
  - über den Zusammenhang von CO_2-Emission und CO_2-Konzentration in der Erdatmosphäre als Folge der Unsicherheit über die Verweildauer von Treibhausgasen und des Zusammenhanges zwischen natürlichem und anthropogenem Treibhauseffekt;
  - über den Zusammenhang von CO_2-Konzentration und Klimawandel. Der Temperaturanstieg auf der Erdoberfläche und in der unteren Atmosphäre ist nur *ein* Aspekt des Klimawandels, hinzu kommen Niederschlagshäufigkeit, Bodenfeuchtigkeit, Wolkenbildung. Die Auswirkungen des Klimawandels sind interdependent, z.B. führt der Temperaturanstieg zur Zunahme von Wasserdampf in der Atmosphäre durch Verdunstung des Wassers in den Ozeanen und damit einer Erhöhung des natürlichen Treibhauseffek-

tes. Unsicherheit besteht vor allem über die Gesamtwirkung der Wolkenbildung für den Klimawandel (Reflektion von Sonneneinstrahlung in den Weltraum, Absorption von Wärmeabstrahlung von der Erdoberfläche) und über die Speicherfähigkeit der Ozeane für die höhere Energiezufuhr;

– über die eintretenden Klimaschäden auf das ökonomische und ökologische System, z.B. das Eintreten von Klimakatastrophen (vgl. im kurzen Überblick zu den Dimensionen des Klimawandels *Hennicke, Becker* 1995, S. 147; *Jaeger* 1995, S. 48; *Houghton* 1998, S. 73 ff.).).

Die Unsicherheit über Ursache und Wirkung des Klimawandels überträgt sich auf zukünftige wirtschafts- und umweltpolitische Entscheidungen (Vermeidungs- oder Anpassungsstrategie) und läßt den Klimaschutz zu einem besonders schwierigen Problem der Wirtschafts- und Umweltpolitik werden.

3. Kosten und Nutzen des Klimaschutzes

Vor dem naturwissenschaftlichen Hintergrund der Treibhausgasemissionen und des Klimawandels ist es die Aufgabe der Umweltökonomie, die (regional und sektoral unterschiedlichen) Kosten und Nutzen des Klimaschutzes zu ermitteln. Kosten des Klimawandels resultieren aus den Schadenskosten, die in Abhängigkeit von der Höhe der Emissionstätigkeit und der CO_2-Konzentration entstehen, und aus den Vermeidungskosten der Emissionsreduzierung von Treibhausgasen. Die Vermeidung der Schadenskosten des Klimawandels ergibt zugleich den Nutzen des Klima- und Umweltschutzes für die Gesellschaft (vgl. *Nordhaus* 1991, S. 923 f.). Schadenskosten des Klimawandels und der Umweltbelastung entstehen dann, wenn diese nicht an der Quelle verhindert werden oder wenn keine Anpassungsmöglichkeiten im ökonomischen System gegeben sind. Sie entstehen im einzelnen vornehmlich

- in der Landwirtschaft, in Abhängigkeit von der Temperatur, der Niederschlagsmenge, der Boden- und der Luftfeuchtigkeit;
- durch einen Anstieg des Meeresspiegels in Form von Deichbau und Landverlust;
- durch Auswirkungen auf das Ökosystem (Wald- und Artensterben, menschliche Gesundheit, Dürren und Wirbelstürme) (vgl. *Cline* 1991, S. 914 f.; *Nordhaus* 1991, S. 930 ff.).

Schadensvermeidungskosten des Klimawandels werden aufgewendet, um Folgekosten der Umweltbelastung zu verhindern. Hierzu zählen z.B. die von Un-

ternehmen und privaten Haushalten getätigten Umweltschutzausgaben und Einkommensverluste als Folge höherer Energiepreise. Zum Verlauf der Kosten des Klimawandels wird angenommen, daß die Schadenskosten mit zunehmender Emissionstätigkeit und die Vermeidungskosten mit zunehmender Emissionsminderung überproportional ansteigen. Im Schnittpunkt der Schadens- und der Vermeidungskostenkurve ergibt sich das Minimum der Umweltkosten. Das ökonomische Optimum der Emissionsvermeidung ist zugleich durch die Gleichheit von Grenznutzen und Grenzkosten des Klimaschutzes gekennzeichnet (vgl. *Nordhaus* 1993, S. 18 f.). Es entspricht nach der nutzen- bzw. präferenzorientierten Internalisierungsstrategie (vgl. *SRU* 1994, Tz. 133) der Höhe des CO_2-Steuersatzes im Falle einer Besteuerung der Treibhausgasemissionen (Pigou-Steuer)[2]. Die Höhe der Schadenskosten ist mit größerer Unsicherheit behaftet, da diese neben marktbezogenen auch nicht-marktmäßige Auswirkungen auf die Umwelt enthalten, deren monetäre Bewertung schwierig ist. Deshalb steht der Vermeidungskostenansatz im Vordergrund der praktischen Umweltpolitik.

3.1 Schadenskosten des Klimawandels

Die empirische Ermittlung der Schadenskosten des Klimawandels bzw. der Nutzen des Klimaschutzes erfordert die monetäre Bewertung von Klima- bzw. Umweltschutzmaßnahmen (Verbesserung der Umweltqualität) für sich ändernde Niveaus von Produktion und Emission, d.h. auch die Kenntnis der Präferenzen der Individuen für den Erhalt der Umwelt. Der Nutzen einer Umweltverbesserung wird mittels der Zahlungsbereitschaft (willingness to pay) der privaten Haushalte für eine solche Maßnahme gemessen, die Nutzenabnahme bei einer Verschlechterung der Umweltqualität mittels der Kompensationsforderung (willingness to sell), wobei sich in beiden Fällen die Haushalte weder besser noch schlechter stellen (kompensierende Variation des Einkommens): Wie hoch ist die maximale Zahlungsbereitschaft der Geschädigten für eine Verringerung der Umweltbelastung (im Falle der Nicht-Haftungsregel, d.h. bei einem Recht auf Produktion) bzw. ihre minimale Entschädigungsforderung, damit sie bereit sind, auf eine Verbesserung der Umweltqualität zu verzichten (im Falle der Haftungsregel, d.h. bei einem Recht auf saubere Umwelt)? Da Umweltgü-

2 Für die neoklassische Theorie "...climate stability is a limiting factor of human development if and only if some individuals have an aversion against observed climate risks. As long as individuals do not care about climate change, climate protection does not produce any benefit for them and has, therefore, no economic value...Thus, the protection of critical natural capital can be achieved if revealed preferences for intact ecosystems exist" (*Rennings, Hohmeyer* 1998, S. 88).

ter, z.B. saubere Luft, die Eigenschaften eines internationalen öffentlichen Gutes haben, von dessen Konsum niemand ausgeschlossen werden kann und bei dessen Verbrauch keine Rivalität besteht, kann bei Befragungen als direkter Methode zur Schätzung der Zahlungsbereitschaft deren Erhaltung zu gering bewertet werden, so daß es dann zu einer Übernutzung der Umwelt kommt. Die indirekten Verfahren neigen zur Unterschätzung der Zahlungsbereitschaft, da sie die Möglichkeit der Nutzung von Umweltgütern nicht erfassen. Auch können sie zukünftige Schäden neuartiger Umweltentwicklungen nicht abschätzen (zur Monetarisierung der Nutzen von Umweltgütern vgl. z.B. *Cansier* 1996, S. 84 ff.; *Endres, Holm-Müller* 1998, S. 94 ff.).

Die Schadenskosten (einschließlich der Kosten der Anpassungsmaßnahmen) werden in vorliegenden empirischen Schätzungen vorwiegend partiell ermittelt und anschließend aufsummiert, mögliche Interdependenzen zwischen den Schäden auf diese Weise nicht erfaßt (”partial equilibrium” approach). Sie belaufen sich bei einer Verdoppelung der vorindustriellen CO_2-Konzentration gegenüber dem vorindustriellen Wert (1750) im Gleichgewicht des Klimawandels (equilibrium climate change analysis) für die OECD-Länder danach auf etwa 1,5-2 vH des jährlichen Sozialproduktes, bei großen regionalen Unterschieden, sogar innerhalb eines Landes (USA) (vgl. zu letzterem *Fankhauser, Tol* 1996, S. 668), während Entwicklungsländer als Folge ihres größeren Agrarsektors erheblich stärker als die Industrieländer betroffen sein werden. Eine Zunahme der Emissionstätigkeit über den Richtwert der CO_2-Verdoppelung hinaus bei einem Abbau aller fossilen Energiereserven kann sehr langfristig zu einer erheblichen Zunahme des Temperaturanstiegs und der Schadenskosten führen (vgl. u.a. *Fankhauser, Pearce* 1994, S. 74 f.; *Fankhauser* 1995, S. 54 ff.; *IPCC* 1996b, S. 203 ff.). Die Vermeidung von CO_2-Emissionen hat neben den Klimaeffekten weitere positive Umweltwirkungen wie z.B. die Verringerung der Luftverschmutzung, auch des Verkehrsaufkommens, zur Folge, ebenso eine Energieeinsparung, die zu einer Verringerung der Schadens- und der Vermeidungskosten führen.[3]

3 Zu einer Kontroverse um die Abschätzung der Höhe der Schadenskosten vgl. die Kommentare von *Tol, Reilly und Cline*(1998, S. 237- 261) im Anschluß an den Beitrag von Mendelsohn (1998, S. 219 ff.) und dessen Behauptung, die Schadenskosten des Klimawandels seien vom IPCC zu hoch geschätzt (unzureichende Auswertung der jüngeren Literatur, die geringere Schadenskosten aufzeigen; unzureichende Berücksichtigung von Anpassungsmaßnahmen, z.B. in der Landwirtschaft und im Küstenschutz; Vernachlässigung von positiven Wirkungen des Klimaschutzes).

3.2 Vermeidungskosten des Klimawandels

Die Höhe der ermittelten Kosten zur Vermeidung von CO_2-Emissionen unterscheidet sich vor allem als Folge der bei der Schätzung verwendeten Modellannahmen sehr stark voneinander (vgl. *Repetto, Austin* 1997, S. 5 ff.). Hierzu gehören die Substitutionsmöglichkeiten zwischen den Energieträgern und den Produktionsfaktoren, die Erhöhung der Energieeffizienz bei geringen Vermeidungskosten (autonomous energy efficiency improvement), die Rate des induzierten energietechnischen Fortschritts als Folge der Veränderung der relativen Faktorpreise, die Verwendung des Steueraufkommens, die Verfügbarkeit von nicht-fossilen Energieträgern. In *Top-down-Modellen* (allgemeine Gleichgewichtsmodelle, makroökonomische Modelle), die als globale Modelle und als regionale Kostenstudien vor allem für die USA vorliegen, steht die Analyse einer Erhöhung der Energiebesteuerung durch eine CO_2-Steuer im Vordergrund (Preis- und Kosteneffekte). Ein Anstieg der Energiepreise führt zu einer nur geringfügigen Substitution des Faktors Energie durch Arbeit und Kapital und zwischen den Primärenergieträgern entsprechend ihres CO_2-Gehaltes. Nicht-preisbedingte Energieeinsparungen durch eine rationellere Energienutzung werden nicht angenommen. Für Güter- und Arbeitsmärkte wird insbesondere in Gleichgewichtsmodellen eine hohe Anpassungsfähigkeit an Datenänderungen unterstellt. Zu erwarten sind dann negative gesamtwirtschaftliche Auswirkungen einer (höheren) Energiebesteuerung in Form eines niedrigeren Outputwachstums. Weitere wichtige Determinanten der Vermeidungskosten neben der Höhe des CO_2- bzw. Energiesteuersatzes sind der Zeitraum der Emissionsreduktion und insbesondere die Verwendung des Steueraufkommens. *Bottom-up-Modelle* nehmen eine mögliche höhere autonome Zunahme der nicht-preisbedingten Energieeffizienz bei der Erzeugung und Umwandlung von Energie und auch der Substitutionselastizität zwischen den Produktionsfaktoren und den Energieträgern im Vergleich zu Top-down Modellen an, dabei differenziert nach Wirtschaftszweigen. Dazu wird die Einführung neuer Energietechnologien im Zeitablauf und der Abbau von Marktfehlern auf dem Energiemarkt, z.B. die Subventionierung von Energie, berücksichtigt, ebenso die damit ausgelösten Nachfrage- und Beschäftigungseffekte. Die Erhöhung der Energieeffizienz ersetzt (zumindest teilweise) die Einführung einer CO_2-/Energiesteuer zur Minderung der CO_2-Emissionen. Offen ist allerdings die Frage, ob die bestehenden Marktfehler und institutionellen Rigiditäten auf dem Energiemarkt und bei der Einführung neuer Technologien vollständig beseitigt werden können. Empirische Ergebnisse zu den Top-down Modellen zeigen, daß die Kosten mit der prozentualen Höhe der

Emissionsvermeidung progressiv ansteigen (vgl. *Grubb et al.* 1993, S. 415). Bottom-up Modelle kommen zu dem Ergebnis, daß hohe Energieeinsparungen längerfristig zu geringen Vermeidungskosten möglich sind, insbesondere nach Anpassung des Kapitalstocks an die veränderte Höhe und Struktur der Emissionsbesteuerung und nach Verfügbarkeit effizienterer Verfahren der Energieeinsparung und der Energiesubstitution (vgl. *Richels, Sturm* 1996, S. 885), so daß die Vermeidungskosten entsprechend geringer als in Top-down Modellen geschätzt werden (zu den Modellierungsansätzen der Vermeidungskosten vgl. im Überblick *IPCC* 1996b, S. 303 ff.; *Loske* 1996, S. 202 ff.; *Walz* 1995; *Cline* 1992, S. 152 ff.). Eine notwendige Integration beider Modelltypen könnte darin bestehen, die ingenieurtechnischen Kenntnisse von Bottom-up-Studien über Energieproduktion und -verbrauch (Angebots- und Nachfrageseite) in Top-down-Modellen einzubeziehen, um produktionstechnische Alternativen aufzuzeigen, die ihrerseits das Verständnis für die gesamtwirtschaftlichen Interaktionen und Auswirkungen der CO_2-Minderung erhöhen (vgl. *Richels* 1998, S. 216; auch *Wilson, Swisher* 1993, S. 257).

Den zahlreichen empirischen Schätzungen zufolge (vgl. *Fankhauser* 1995, S. 95 ff.; *IPCC* 1996b, S. 303 ff.) sind die aufzuwendenden Vermeidungskosten der Emissionsreduzierung als Folge der Steuererhebung gegenüber dem status-quo- (oder business as usual-) Szenario in Form eines verringerten Outputwachstums im Falle einer effizienten Vermeidungsstrategie relativ gering (ca. 2,5 vH des Weltsozialproduktes des Jahres 2040), die jährliche durchschnittliche Wachstumsrate verringert sich um 0,05 vH. Absolut gemessen, in Mrd. $, ist der Outputverlust dagegen beträchtlich, der für andere Aufgaben nicht mehr zur Verfügung steht (vgl. *Weyant* 1993, S. 35 f.; 1998, S. 192). Je schneller das Vermeidungsziel erreicht werden soll, desto höher ist der Outputverlust, vor allem wegen des notwendigen rascheren Ersatzes des bestehenden Kapitalstocks. Der geschätzte Outputverlust für eine vorgegebene Emissionsreduzierung wird in Top -down Modellen aus der Elastizität des Energieverbrauches in bezug auf eine Reduzierung der CO_2-Emissionen (0,5) und der der Outputhöhe in bezug auf die Verringerung des Energieeinsatzes (0,08) abgeleitet (vgl. *Cline* 1994, S. 93 f.). Die Kosten des Klimaschutzes als Folge der Vermeidung von Treibhausgasen können geringer ausfallen, die Klimapolitik kann sogar einen positiven Nettonutzen erbringen, wenn Effizienzgewinne in der Energieverwendung berücksichtigt und insbesondere die Verwendungsformen des Steueraufkommens, z.B. Senkung verzerrender Steuern bei Aufkommensneutralität oder Finanzierung unterstützender umweltpolitischer Maßnahmen, in die Gesamtbeurteilung einbezogen werden (vgl. *Ekins* 1995, S.

272; *Walz* 1996, S. 197; *Weyant* 1998, S. 192 f.). ”The importance of revenue recycling is surprising and striking. These findings emphasize the critical nature of designing the instruments and use of revenues in a careful manner. The tail of revenue recycling would seem to wag the dog of climate-change policy” (*Nordhaus* 1993, S. 317).

3.3 Probleme der Kosten-Nutzen-Analyse

Probleme der Kosten-Nutzen-Schätzung des Klimaschutzes ergeben sich neben Informations- und Bewertungsfragen z.B. bei Schutzgütern wie Natur und menschliche Gesundheit (vgl. *Ewers, Rennings* 1996, S. 145) vor allem aus dessen zeitlicher Dimension und der unzureichenden Berücksichtigung von Energieeinsparungen ohne nennenswerte Kosten (Effizienzgewinne) (vgl. im Überblick *Loske* 1996, S. 181ff.). Während die Kosten des Klimaschutzes unmittelbar in der Gegenwart anfallen, treten die Nutzen erst mit großer zeitlicher Verzögerung für spätere Generationen auf. Wird der gewählte Diskontierungssatz, der Kosten und Nutzen des Klimaschutzes zeitlich vergleichbar machen soll (Ermittlung des Gegenwartswertes der Schäden von heutigen Emissionen), relativ hoch angesetzt, dann fallen die Schadenskosten und entsprechend die in der Gegenwart aufzuwendenden Vermeidungskosten relativ gering aus. Risiken des Klimawandels werden möglicherweise unterschätzt. Die Schadenskosten des Klimawandels können im Falle einer Klimakatastrophe unendlich hoch werden. Als Diskontierungsrate findet die aus dem Ramsey-Modell des optimalen Wirtschaftswachstums abgeleitete soziale Zeitpräferenzrate Anwendung, die sich aus der reinen Zeitpräferenzrate (”time discounting”) und der (mit der Elastizität des Grenznutzens gewichteten) Wachstumsrate des pro-Kopf-Konsums (”growth accounting”) zusammensetzt (vgl. *Nordhaus* 1994, S. 122 ff.; *IPCC* 1996b, S. 130 ff.; *Fankhauser* 1995, S. 115 ff.). Sie wird von Nordhaus mit 6 vH , dabei 3 vH für beide Komponenten, relativ hoch angesetzt. Bei einer Diskontierungsrate von größer Null lebt die gegenwärtige zulasten der zukünftigen Generation durch den Verbrauch natürlicher Ressourcen, wobei allerdings bedacht werden muß, daß Naturkapital in Teilbereichen durch menschengemachtes Kapital ersetzt werden kann (Annahme der ”weak sustainability”) und daß das pro-Kopf-Einkommen in der Zukunft weiter wachsen wird. Eine niedrige Diskontrate, wie z.B. von Cline (1992, S. 255) mit 1,5 vH angenommen, vermindert dagegen das Risiko des Klimawandels und wirkt wie eine Versicherung gegen zukünftige Klimaschäden (vgl. auch *Fankhauser* 1995, S. 125 ff.). Aus ethischen Gründen wird deshalb für die reine Zeitpräferenzrate ein Wert von größer Null für Umweltschutzmaßnahmen, die

zukünftige Generationen betreffen, häufig abgelehnt, da der Verbrauch von Umweltressourcen begrenzt ist und der Wohlfahrt zukünftiger Generationen das gleiche Gewicht wie das der gegenwärtigen Generation beigemessen werden muß (vgl. *Hampicke* 1991, S. 132 ff.; *Fankhauser* 1995, S. 115 ff.; auch *Cansier* 1996, S. 125 f.)[4]. Die von Cline angenommene Höhe der Diskontrate (reine Zeitpräferenzrate = 0, Wachstumsrate des pro-Kopf-Konsums = 1 vH, Elastizität des Grenznutzens = 1,5) für Investitionen in den Klimaschutz ist erheblich geringer als der reale Marktzinssatz für herkömmliche private oder öffentliche Investitionen. Gegen diesen Kritikpunkt wird eingewandt, daß Investitionsprojekte jeglicher Art Nutzen für zukünftige Generationen erbringen, z B. im Bildungs- und Gesundheitssektor, nicht nur solche für den Klimaschutz, eine Differenzierung des Diskontsatzes somit nicht empfehlenswert sei (vgl. *Nordhaus* 1994, S. 132 f.; *Birdsall, Steer* 1997, S. 601 ff.). Ein ökonomisches Optimum der Emissionsvermeidung und des Klimaschutzes als wohlfahrtsökonomische Zielsetzung ist insbesondere aufgrund der großen Unsicherheit über die zukünftigen Schadenskosten und der Bewertungsprobleme bei nicht-marktbezogenen Schäden mittels der Kosten-Nutzen-Analyse somit nicht zu ermitteln (vgl. *Perman* 1994, S. 110; auch *Hohmeyer* 1997, S. 77 f.). Umweltziele (Emissionsstabilisierungs- und Emissionsreduktionsziel) können bei Geltung des Vorsorgeprinzips nicht endogen bestimmt, sie müssen auf der politischen Ebene als ökologisches Ziel festgesetzt werden.

4. Präventive Klimapolitik

4.1 Zielsetzungen

Die Alternative in der umweltpolitischen Zielfindung zur nutzen- bzw. präferenzorientierten bildet eine umweltqualitätsorientierte Strategie in Form der Erfüllung eines Umweltqualitätsziels und eines verbindlichen Umweltqualitätsstandards (vgl. *SRU* 1994, Tz. 133). Diese müssen auf Bewertungen der Schutzwürdigkeit z.B. der menschlichen Gesundheit beruhen und dienen der Begrenzung verschiedener Formen von Einwirkungen auf den Menschen und/oder die Umwelt (Umweltvorsorge). Im Vordergrund des Klimaschutzes steht die direkte Reduzierung der CO_2-Emissionen als nationales oder internationales Minderungsziel. ”Ökologische Ziele sind immer nur als Mengen zu definieren” (*Maier-Rigaud* 1994, S. 43). Das Umweltqualitätsziel kann aus dem Oberziel der Erhaltung des ökologischen Gleichgewichts abgeleitet

4 Zur Kritik an der ethischen Forderung nach einer Gleichwertigkeit von gegenwärtiger und zukünftiger Generation (Reine Zeitpräferenzrate = Null) vgl. *Lind, Schuler* 1998, S. 75 ff.).

werden, das der Bewahrung der Tragekapazität der Umwelt dient: Die Freisetzung von Schadstoffen darf danach die Aufnahmefähigkeit des ökologischen Systems nicht überschreiten. Entscheidend hierfür ist die Bestimmung der noch tolerierbaren Obergrenze des globalen Temperaturanstiegs (”minimum standard of climate stability”). Der CO_2-Minderung werden die Kosten der Vermeidung des Klimawandels gegenübergestellt. ”Welche Natur geschützt werden soll, bleibt eine im politischen Prozeß zu treffende Entscheidung und damit eben auch Gegenstand ökonomischer Abwägung” (*Ewers, Rennings* 1996, S. 166). Ökologische Kenntnisse *und* ökonomische Restriktionen gemeinsam sind somit für die Bestimmung von Umweltqualitätsstandards von Belang.[5] Die Schädigung zukünftiger Generationen lehnt der ”sustainability”-Ansatz sowohl in seiner strengen als auch in seiner schwachen Variante ab, wobei die Kosten zur Erreichung dieses Zieles berücksichtigt werden müssen. Im Vordergrund dieser zweitbesten Strategie der Umweltpolitik steht die Analyse des Instrumenteneinsatzes zur kosteneffizienten Erreichung des umweltpolitischen Ziels (cost-effectiveness approach) (Kosteneffizienz anstelle von optimaler Internalisierung).

Die *Klimarahmenkonvention* der Vereinten Nationen, die zu den Abschlußdokumenten der ”Weltkonferenz zu Umwelt und Entwicklung” (1992) gehört, schafft eine völkerrechtlich verbindliche Grundlage für die internationale Zusammenarbeit bei der Bekämpfung von globalen Klimaänderungen. Ihre Zielsetzung ist die Stabilisierung der Konzentration von Treibhausgasen in der Erdatmosphäre auf einem Niveau, das Klimaschäden in der Zukunft verhindert (Vermeidung des Klimawandels). Um dieses Ziel zu erreichen, wollen die Industrieländer bis zum Jahre 2000 zunächst ihre Treibhausgasemissionen auf das Niveau von 1990 begrenzen, danach sind erhebliche Minderungen erforderlich. Einen genauen Zeitplan für die Zielerreichung gibt die Konvention nicht vor, stattdessen legt sie einen Folgeprozeß fest, der auf Klimakonferenzen der Vertragsstaaten bestimmt wird. Jeder Vertragsstaat verpflichtet sich, nationale Politiken zur Reduzierung von Treibhausgasen einzuführen. Die Instrumente der Klimapolitik sind nach dem Prinzip der Vorsorge einzusetzen, um der hohen Unsicherheit auf allen ihren Stufen zu begegnen, ohne daß Empfehlungen für den Instrumenteneinsatz gegeben werden.

---

5 "Umweltqualitäts- und Umwelthandlungsziele sind sinnvoll zur Erhöhung der Transparenz der Umweltpolitik, zur Erweiterung des Zeithorizonts in Richtung auf langfristige Strategien und als Maßstab für die Setzung von Prioritäten, die stärkere Berücksichtigung von Kosten-Nutzen-Aspekten und die Kontrolle der Zielerreichung. Sie dienen insgesamt der Erhöhung der Rationalität der Umweltpolitik" (*Rehbinder* 1997, S. 316).

Das Handlungsziel des Klimaschutzes in *Deutschland* ist die Reduzierung der Treibhausgasemissionen um rund 25 vH bis 2005 gegenüber 1990 vornehmlich durch die Erhöhung der gesamtwirtschaftlichen Energieproduktivität (Verringerung des Energieeinsatzes pro Outputeinheit z.B. mittels eines höheren Wirkungsgrades der Kraftwerke) und den Wandel der Energieträgerstruktur (Verringerung der CO_2-Emission pro Energieeinheit durch Substitution zwischen den Energieträgern im Endenergieverbrauch und im Umwandlungsprozeß). Dabei sind sowohl der Primärenergieverbrauch als auch die CO_2-Emissionen in Relation zum Sozialprodukt in der Vergangenheit bereits deutlich zurückgegangen (vgl. *BMU* 1994, S. 33, 45). Klimapolitik ist damit ganz wesentlich auch Energiepolitik (vgl. *Walz* 1996, S. 416; auch *Bartmann* 1996, S. 263 ff.). Das Reduktionsziel dient dazu, den Temperaturanstieg pro Dekade auf 0,1°C im 21. Jahrhundert zu begrenzen, um eine natürliche Anpassung des Ökosystems an den Klimawandel zu ermöglichen (vgl. *Enquete-Kommission* "Schutz der Erdathmosphäre" 1995, S. 246). Ein eigenständiger, institutionell abgesicherter Politikbereich ist Klimapolitik in Deutschland allerdings nicht geworden (vgl. *Beuermann, Jäger* 1996, S. 224), eher hat sie den Charakter einer Querschnittsaufgabe. Das CO_2-Reduktionsprogramm der Bundesregierung von 1990, das die Erfüllung des Reduzierungsziels in die Praxis umsetzen soll, umfaßt vor allem ordnungsrechtliche Regelungen, z.B. die Wärmeschutz- und die Kleinfeuerungsanlagenverordnung, die Novellierung des Energiewirtschaftsgesetzes, während ökonomische Anreizinstrumente, z.B. die Einführung einer CO_2- oder einer Energiesteuer für alle Energieträger zur Erhöhung der Energiepreise und damit zur Energieeinsparung, nicht enthalten sind (vgl. *BMU* 1997, S. 93 ff.). Nach dem Szenario der RWI-/Ifo-Studie (vgl. *Hillebrand, Wackerbauer* 1997, S. 108 ff.) sind hierzu zusätzliche Maßnahmen erforderlich, um das Emissionsminderungsziel der Bundesregierung zu erreichen, z.B. die Übertragung der Wärmeschutzverordnung auf den Altbaubestand, der Ausbau der Kraft-Wärme-Koppelung (vgl. zur Kritik dieser Studie *Fischedick* u.a. 1997).

Die deutsche Industrie hat 1996 eine freiwillige Selbstverpflichtung zur Reduzierung von CO_2-Emissionen vorgelegt, die u.a. nahezu die gesamte öffentliche Energieversorgung umfaßt, wenn die Bundesregierung auf weitere gesetzliche Maßnahmen des Umweltschutzes verzichtet. "Auf freiwilliger Basis ist die deutsche Wirtschaft bereit, besondere Anstrengungen zu unternehmen, ihre spezifischen CO_2-Emissionen bzw. den spezifischen Energieverbrauch bis zum Jahre 2005 auf der Basis des Jahres 1990 um 20 Prozent zu verringern" (*Kristof, Ramesohl, Schmutzler* 1997, S. 1). Selbstverpflichtungen der Industrie

werden seitens der offiziellen Wirtschafts- und Umweltpolitik in Deutschland als ein Mittel der Deregulierung im Umweltschutz in Ergänzung zu ordnungsrechtlichen und ökonomischen Anreizinstrumenten befürwortet (vgl. *SRU* 1998, Tz. 273). Nach Beobachtung des Wuppertal-Instituts für Klima, Umwelt, Energie liegen die gegenwärtig erreichten Reduktionsziele lediglich im Trend der bisherigen Entwicklung. ”Besondere Anstrengungen” sind danach nicht zu erkennen (vgl. *Kristof, Ramesohl, Schmutzler* 1997, S. 8; vgl. auch *Rennings, Brockmann, Bergmann* 1998, S. 250 f.). Das Rheinisch-Westfälische Institut für Wirtschaftsforschung (1997, S. 46) konstatiert, daß der größte Teil der erreichten CO_2-Ersparnis im Zeitraum 1990-95 (ungefähr 20 vH) *vor* der Selbstverpflichtungserklärung der deutschen Industrie erreicht wurde. Eine Trendfortschreibung dieser CO_2-Minderung für die Zukunft sei nicht zu erwarten. Auch führen Selbstverpflichtungen der Unternehmen nicht zu einer Verringerung des Energieverbrauches bei den Kleinverbrauchern (Verkehr, private Haushalte), im Unterschied zu ökonomischen Anreizinstrumenten.

Die Beschlüsse der dritten Vertragsstaatenkonferenz der Klimarahmenkonvention in Kyoto zu einer verbindlichen Treibhausgasreduzierung um weltweit rd. 5 vH bis 2012 gegenüber 1990 bei Differenzierung zwischen Staatengruppen (EU: 8 vH, USA 7 vH, Deutschland zur Lastenverteilung innerhalb der EU 21 vH) bleiben hinter dem nationalen deutschen Klimaschutzziel weit zurück. Im internationalen Vergleich müssen die Industrieländer dauerhaft einen größeren Anteil als die Entwicklungsländer - für die noch keine Reduktionsziele festgelegt worden sind - an der weltweiten CO_2-Minderung übernehmen, verbunden mit Finanzhilfen der Industrie - an die Entwicklungsländer für die Einführung von CO_2-mindernden Produktionstechniken (vgl. *Cansier* 1996, S. 185, 359 f.). Als flexible Mechanismen der Emissionsreduzierung sind die Nutzung von Emissionsminderungen im Ausland (”Joint Implementation”), die Bildung von Zielgemeinschaften (z.B. EU) und der Handel mit Emissionsrechten vorgesehen. In der Wahl der heimischen Instrumente zur CO_2-Minderung sind die beteiligten Länder frei. Zusätzliche Maßnahmen und Instrumente zum Klimaschutz in Deutschland gegenüber dem Programm der Interministeriellen Arbeitsgruppe (IMA) CO_2-Reduktion der Bundesregierung sind die Einführung der Wärmenutzungsverordnung zur Steigerung des Wirkungsgrades von Kraftwerken und (wiederum) der Ausbau der industriellen Kraft-Wärme-Koppelung (Empfehlung der Enquete-Kommission ”Schutz der Erdathmosphäre).

Die *Europäische Union* hat bisher keine großen Erfolge in der Klimapolitik erreichen können. Zu Beginn der neunziger Jahre plante sie in einer internatio-

nalen Vorreiterrolle die Einführung einer kombinierten CO_2-/Energiesteuer für Brenn- und Kraftstoffe und für Elektrizität ab 1993 (neben Maßnahmen zur Förderung regenerierbarer Energien und der Energieeinsparung). Ziel war die Stabilisierung der CO_2-Emissionen in der Europäischen Union bis zum Jahre 2000 auf das Niveau von 1990, was einer Reduzierung von in etwa 10 vH entsprach. Über die CO_2-Komponente der Steuer wird jede energiebedingte Freisetzung von CO_2 einer Abgabe unterworfen, unabhängig davon, ob diese Emission beim Verbrauch oder bei der Umwandlung von Energie entsteht. Die Energiekomponente belastet den endgültigen Energieverbrauch, einschließlich des Stromverbrauches. Die Kernenergie wird bei dem EU-Vorschlag nur von der Energiekomponente belastet. Die Steuerbelastung, die bis 2000 auf maximal 10 $ je Barrel Öläquivalent steigen sollte (bei einem erwarteten Steueraufkommen von 30 Mrd. DM pro Jahr im Jahre 2000), war für alle Mitgliedsländer als gleich hoch geplant, wobei die Steuereinnahmen den einzelnen Mitgliedsstaaten zufließen sollten. Für energieintensive Wirtschaftszweige waren Ausnahmeregelungen vorgesehen. Die Form der Rückerstattung des Steueraufkommens bei Aufkommensneutralität an Haushalte und Unternehmen hatte zum Ziel, die schwache regressive Verteilungswirkung der CO_2-/Energiesteuer auszugleichen (vgl. *Kommission der Europäischen Gemeinschaften* 1992). Dieser Vorschlag der EU wurde bereits 1994 offiziell fallen gelassen. Er war von Anbeginn im Ministerrat umstritten. Eine gemeinsame EU-Steuer hätte einen Verzicht auf nationale Steuersouveränität bedeutet, wozu nicht alle Mitgliedsländer bereit waren (vgl. *Lenschow* 1996, S. 103). Außerdem wurde der von der EU vorgesehene Abgabensatz als zu niedrig angesehen, um merkliche Lenkungseffekte ausüben zu können. ”Eine entscheidende Energieträgersubstitution mit ökologischen Entlastungseffekten wird..nicht stattfinden” (*Klemmer* 1993, S. 326). Der Vorschlag der EU vom März 1997 zur gemeinsamen Besteuerung von Energieerzeugnissen beinhaltet die Festlegung von Mindeststeuersätzen für alle Energieträger (nicht nur für Mineralöl), die die bestehenden indirekten Steuern (mit Ausnahme der Mehrwertsteuer) einbeziehen und die schrittweise angehoben werden sollen. Dabei sind wiederum Steuererleichterungen für energieintensive Unternehmen und auch für Investitionen zur effizienteren Energienutzung vorgesehen. Die Gesamtsteuerbelastung in der Volkswirtschaft soll durch die (höhere) Energiebesteuerung nicht steigen. Für eine Annahme dieses EU-Vorschlages ist Einstimmigkeit erforderlich (vgl. *Schiffer* 1997, S. 303 ff.). Eine gemeinsame Klimapolitik der Europäischen Union gibt es somit nicht. Diese besteht gegenwärtig lediglich darin, die Einhaltung der nationalen

Minderungsprogramme, die allerdings kaum aufeinander abgestimmt sind zu überwachen.

Die Klimapolitik ist gegenwärtig durch ein internationales Dilemma gekennzeichnet:

- Ein nationaler Alleingang in der Emissionsreduzierung für Deutschland wird (überwiegend) abgelehnt, um Wettbewerbsnachteile gegenüber den anderen EU-Ländern zu vermeiden. Er vermindert die globale CO_2-Emission nur geringfügig, führt aber neben absoluten auch zu relativen Kostensteigerungen.
- Eine CO_2-/Energiesteuer innerhalb der Europäischen Union ist abgelehnt worden, um Wettbewerbsnachteile gegenüber USA und Japan, auch den industriellen Schwellenländern, nicht entstehen zu lassen. Die EU-Kommission (1992, S. 158 ff.) schätzt den Wettbewerbsnachteil allerdings als nur geringfügig ein, insbesondere dann, wenn die anfänglichen Nachzügler auch Maßnahmen des Klimaschutzes ergreifen.

Ein gemeinsamer, abgestimmter Ausbruch aus diesem kollektiven Dilemma ist gegenwärtig nicht erkennbar, da auch ein Sanktionsmechanismus bei Nichterfüllung der Verpflichtung zur Emissionsreduktion nach der Klimakonferenz von Kyoto nicht besteht. Ein Anreiz zur Teilnahme könnte in der Gewährung finanzieller Transfers zu einer ”gerechten” Lastenverteilung zwischen den Teilnehmerstaaten oder Staatengruppen bestehen. Neben Fragen der Gleichheit innerhalb einer Generation treten auch solche zwischen den Generationen auf (intra- und intergenerationelle Transfers in der Klimapolitik). Der ”Sachverständigenrat für Umweltfragen” (*SRU* 1996, Tz. 1051) plädiert dagegen für eine ”gewisse Vorreiterrolle einzelner Staaten” (von Deutschland innerhalb der Europäischen Union, von dieser gegenüber anderen Staatengruppen), um das ”global common property dilemma” zu durchbrechen. Eine Vorreiterrolle könne langfristig zu Innovations- und Wettbewerbsvorteilen bei klimarelevanten Technologien führen, außerdem zur Entwicklung neuer ”Gesellschafts- und Wohlstandsformen” (*Enquete-Kommission* 1995, S. 249) angesichts des Klimawandels.

4.2 Instrumenteneinsatz

4.2.1 Systematik der Instrumente

Die Verringerung der CO_2-Emissionen im Rahmen einer internationalen Kooperation im Klimaschutz kann mittels einer proportionalen CO_2-Minderung

oder eines kosteneffizienten Übereinkommens zwischen den beteiligten Ländern erfolgen, wobei als Instrumente für letzteres eine (nationale oder internationale) CO_2-/Energieabgabe und handelbare CO_2-Lizenzen zur Verfügung stehen (vgl. *Hoel* 1991, S. 94). Die Wirkungsanalyse und die Beurteilung umweltökonomischer Instrumente stehen im Mittelpunkt einer auf Effizienz und Effektivität ausgerichteten Umweltpolitik (vgl. *Wicke* 1993, S. 23 f.; *Cansier* 1996, S. 152). Deren Gliederung wird nach unterschiedlichen Kriterien vorgenommen (vgl. *Hansmeyer* 1993, S. 64 ff.), so nach ihrem Einfluß auf den öffentlichen Haushalt in fiskalische und nicht-fiskalische oder auch ökonomische Anreizinstrumente und ordnungsrechtliche Instrumente, entsprechend der Form der Verhaltenssteuerung der Marktteilnehmer in Instrumente der Preissteuerung und der Mengensteuerung (vgl. auch *Bonus* 1990, S. 344 ff.) und nach ihrer Marktnähe in marktliche, marktanaloge und außermarktliche Lösungen. Nach dieser Einteilung zählen Umweltabgaben zu den fiskalischen und den ökonomischen Anreizinstrumenten, zur Preissteuerung (vorgegebener Steuersatz bei variabler Emissionsmenge) und zu den marktanalogen Instrumenten, Umweltlizenzen ebenfalls zu den fiskalischen (nicht im Falle der Gratisvergabe) und den Anreizinstrumenten, zur Mengensteuerung (Vorgabe der Gesamtemissionsmenge bei Preisbildung am Lizenzmarkt) und auch zu den marktanalogen Instrumenten. Umweltauflagen (Gebote und Verbote) sind dagegen ein nicht-fiskalisches, ordnungsrechtliches und außermarktliches Instrument. Der Einsatzbereich der Umweltabgaben ist unter Ausklammerung der Gefahrenabwehr auf den Bereich der vorsorgenden Umweltpolitik beschränkt (vgl. *Gawel, Hansmeyer* 1995, S. 267). Für die Abwehr konkreter Gefahren empfehlen sich Umweltauflagen, z.B. Zulassungs- und Genehmigungsverfahren nach dem Stand der Technik, die häufig an die Einhaltung von Grenzwerten gebunden sind. Sie legen dem Einzelnen die Pflicht zu einem bestimmten umweltverträglichen Verhalten auf und sollen einen ökologischen Mindeststandard sichern. Das Ordnungsrecht ist zielgenauer (”Feinsteuerung”) als die Umweltabgaben (”Grobsteuerung”), weist in der Praxis aber ein hohes Vollzugsdefizit und eine hohe Regelungsdichte auf, die zu einem abnehmenden Vertrauen in seine Wirkung geführt haben (vgl. *Gawel* 1994, S. 81 f.).

Der umweltpolitische Instrumenteneinsatz zur Erreichung einer (nach dem Stand der Technik oder einem Umweltqualitätsziel gesetzten) Emissionsminderung ist international durch den Widerspruch gekennzeichnet, daß Umweltabgaben und Umweltlizenzen als ökonomische Anreizinstrumente zwar eine höhere statische und dynamische Effizienz als ordnungsrechtliche Instrumente (Gebote und Verbote) aufweisen, d.h. die vorgegebene Emissionsminderung zu

den geringsten Kosten erreichen und zugleich einen Anreiz zu darüber hinausgehenden Vermeidungen durch eine finanzielle Belastung der Restemission ausüben, regulierende Umweltauflagen als Folge des politischen Willensbildungs- und Entscheidungsprozesses der beteiligten umweltpolitischen Akteure (Regierungen, Bürokratien, Wähler, Interessengruppen) dagegen in der Praxis eindeutig dominieren, z.B. in der Luftreinhaltepolitik in Deutschland (vgl. u.a. *OECD* 1997, S. 18 f.[6]). Endres, Finus (1996, S. 36) weisen - neben anderen - auf diese "Diskrepanz zwischen umweltökonomischem Wunsch und umweltpolitischer Wirklichkeit" hin. Ein genereller Umbau des umweltpolitischen Instrumentariums in Richtung auf ökonomische Instrumente ist nicht zu erwarten. In Betracht kommt lediglich eine Ergänzung des vorherrschenden ordnungsrechtlichen durch das ökonomische Instrumentarium (Verzicht auf instrumentellen Ausschließlichkeitsanspruch; vgl. *Gawel* 1992, S. 267 ff.) und eine Flexibilisierung des bestehenden Ordnungsrechts (vgl. *SRU* 1994, Tz. 301, auch 360 ff.). Einsatzmöglichkeiten für die (verstärkte) Einführung ökonomischer Instrumente in die Umweltpolitik sieht der "Rat von Sachverständigen für Umweltfragen" (vgl. *SRU* 1996, Tz. 993) vor allem im Bereich des Klimaschutzes durch die Besteuerung von CO_2-Emissionen bzw. alternativ des Energieverbrauches, damit von fossilen Energieträgern, oder durch die Ausgabe handelbarer Umweltlizenzen. Sie können zugleich dazu beitragen, eine Umweltrahmenordnung auf der Grundlage marktwirtschaftlicher Instrumente für den Bereich der Umweltvorsorge zu schaffen (vgl. *Heister* 1997, S. 10 f.). Sowohl die theoretische als auch die wirtschafts-, finanz- und umweltpolitische Diskussion um die Umweltabgaben, die ihrerseits eine Folge der Kritik an der Dominanz des Ordnungsrechts in der Umweltpolitik ist, mündet in die Forderung nach einer Ökologisierung des deutschen Steuer- und Abgabensystems (so auch *Ewringmann* 1997, S. 88).

4.2.2 Umweltabgaben

Umweltabgaben sind nach einer Definition des Umweltbundesamtes (*UBA* 1994, S. 7) "Geldleistungen, die von einem öffentlich-rechtlichen Gemeinwesen kraft seines Hoheitsrechts erhoben werden, um umweltpolitdsche Zwecke zu verfolgen". Umweltabgaben im *weiteren* Sinne können aus rechtlicher und finanzwissenschaftlicher Sicht in Form von Gebühren und Beiträgen (Vorzugslasten) als individuell zurechenbare oder als gruppenbezogene Gegenleistung

6 Zum "political market"- framework umweltpolitischer Instrumente vgl. u.a. *Stavins* 1998, S. 71 ff. -"..cost effectiveness is the primary focus of economists when evaluating public policies, but the political system gives much greater weight to distributional concerns" (*ders.*, S. 84).

für die unmittelbare Beanspruchung oder die Bereitstellung von Verwaltungsleistungen der öffentlichen Hand, von Steuern (Gemeinlasten) als an öffentliche Körperschaften zu leistende Zwangsabgaben für alle Steuerpflichtigen ohne Anspruch auf Gegenleistung und (im Ausnahmefall) von Sonderabgaben (Sonderlasten), die im Unterschied zu Steuern gruppenbezogen sind und der Zweckbindung für spezielle Umweltaufgaben unterliegen, erhoben werden (vgl. u.a. *Kirchhoff* 1993, S. 12 ff.; *Eckhardt* 1993, S. 120 ff.; *Wicke* 1993, S. 395; *Balmes* 1997, S. 48 ff.). Steuern und Gebühren haben aus ökonomischer Sicht vornehmlich eine Finanzierungsfunktion für allgemeine Staatsaufgaben, bei Steuern kann die Erzielung von Einnahmen auch Nebenzweck sein. Sonderabgaben haben vornehmlich eine Lenkungsfunktion. Bei den Umweltsteuern (Steuern mit umweltschützendem Hauptzweck) kann zwischen der Einführung neuer Steuern und der ökologischen Umwidmung bestehender Steuern unterschieden werden (vgl. *Lang* 1993, S. 126 ff.). Sie richten sich am Leistungsfähigkeitsprinzip aus, die Gebühren und Sonderabgaben am Äquivalenzprinzip. Die einzelnen Abgabearten haben eine unterschiedliche Bedeutung in der staatlichen Finanzverfassung, z.B. bezüglich des Finanzausgleiches zwischen Bund und Ländern (vgl. *Zimmermann* 1993, S. 28). Dabei haben Steuern Vorrang vor Gebühren und Sonderabgaben (vgl. *Eckhardt* 1993, S. 140; *Hansjürgens* 1993a, S. 34). Bei Umweltabgaben im *engeren* Sinne dominiert die Anreiz- und Lenkungsfunktion, die Erzielung von Einnahmen ist nur Nebenzweck (vgl. *Wicke* 1993, S. 395). Hierzu zählt die reine Emissionssteuer (sog. Pigou-Steuer), die das Ziel verfolgt, den Verursachern der Umwelteinwirkungen die sozialen Zusatzkosten der Produktion anzulasten. Die Unternehmen werden angeregt, die Schadstoffabgabe und dadurch die Produktion zu verringern, die privaten Haushalte werden bei gestiegenen Preisen die Nachfrage nach umweltbelastend produzierten Gütern vermindern. Die Reaktion der Unternehmen auf die Emissionssteuer ist durch das Ziel bestimmt, die Steuerschuld zu senken. Ist der Steuersatz höher als die zusätzlichen Vermeidungskosten pro Emissionseinheit, so reduzieren sie den Schadstoffausstoß so lange, bis die zusätzlichen Vermeidungskosten gleich dem Steuersatz sind (sog. Internalisierungs- bzw. Optimierungsfunktion der Umweltabgaben). Die Aufteilung der Schadstoffminderung auf die einzelnen Betriebe und Produktionsanlagen bleibt den Unternehmen überlassen. Sie werden die Emissionsminderung dort erbringen, wo sie am kostengünstigsten ist (Kostenminimierungsfunktion der Umweltabgaben). Das erzielte Steueraufkommen ist in geeigneter Form an die Haushalte und Unternehmen zurückzugeben, nicht aber zur Kompensation der Schädiger zu verwenden. Aber auch die Finan-

zierung umweltbezogener Aufgaben der Gebietskörperschaften kommt in Betracht. Aufgrund der Unbestimmtheit der unternehmerischen Reaktion auf die Steuererhebung ist die ökologische Treffsicherheit und damit der Mengeneffekt der Umweltsteuer ungewiß, was zur Bestimmung eines Umweltqualitätsstandards als umweltpolitischem Ziel beigetragen hat. Eine vollkommene Internalisierung externer Effekte wird nicht mehr angestrebt, lediglich eine Verhaltensänderung der Wirtschaftssubjekte zur Erreichung konkreter Umweltziele. Voraussetzung für den Einsatz von Umweltabgaben ist eine große Anzahl von Emittenten und ein hohes Emissionsniveau bei intensiver Nutzung der Schadstoffquellen, z.B. im Abfall-, Verkehrs- und Gewässerbereich (Abwasser- und Abfallabgaben, auch die Mineralölsteuer), gleichzeitig geringe Substitutionsmöglichkeiten (vgl. *Hansjürgens* 1993b, S. 58; *Zimmermann* 1996, S. 245)[7]. In reiner Form haben Umweltabgaben in Deutschland bisher keine Anwendung gefunden.

4.2.3 Umweltlizenzen

Umweltlizenzen sind ein Instrument, mit dem eine Umweltbehörde ihr umweltpolitisches Ziel, die Emissionstätigkeit entsprechend einer nationalen oder internationalen Zielvorgabe bis zu einer Höchstgrenze zu reduzieren, mittels der Ausgabe von individuellen Umweltverschmutzungsrechten als Eigentumsrechte an der Umwelt, z.B. an sauberer Luft, kosteneffizient verwirklichen will (Mengensteuerung) (vgl. u.a. *Huckestein* 1993, S. 1 ff.; *Kemper* 1993, S. 41 ff.; *Cansier* 1996, S. 187 ff.). Sie können als eine pragmatische Variante der Verhandlungslösung von Coase angesehen werden (vgl. *Chichilnisky, Heal* 1994, S. 11). Die ausgegebenen Nutzungsrechte sind handelbar, so daß nach einem Primärmarkt (Umweltpolitik mittels Markterweiterung) ein organisierter Sekundärmarkt für Emissionslizenzen geschaffen werden muß, auf dem die Zertifikatspflichtigen und (je nach Ausgestaltung) daneben der Staat zum Zwecke der Marktpflege und Anleger von Lizenzen tätig sein können, vergleichbar z.B. einer Rohstoffbörse. Der Preis einer Umweltlizenz bestimmt sich endogen am Markt durch Angebot und Nachfrage. Für eine effiziente Allokation der Lizenzen müssen eine ausreichende Anzahl von Marktteilnehmern und ein ausreichendes Handelsvolumen vorhanden sein (Wettbewerbsmarkt). Besonders geeignet sind Umweltlizenzen für die Reduzierung von Globalschadstoffen wie CO_2, für die der Ort der Emission keine Bedeutung für den verursachten Schaden hat

7 ”Abgabenlösungen eignen sich besonders gut zur Grobsteuerung von Massenschadstoffemissionen, die ubiquitär auftreten und gut bilanziert werden können, wie z.B. Kohlendioxyd” (*SRU* 1996, Tz. 935).

(im Unterschied zu Oberflächenschadstoffen). Eine räumliche Differenzierung des Lizenzmarktes ist dann nicht erforderlich, die Zahl der Marktteilnehmer kann ausreichend hoch sein, so daß die Gefahr von Marktmacht geringer als auf einem regionalen Markt ist. Das Erfordernis der sachlichen, räumlichen und zeitlichen Äquivalenz der Umweltbelastung ist im Falle von CO_2 gegeben (vgl. *Huckestein* 1993, S. 4 f.). Auch bestehen im Bereich von CO_2-Emissionen noch keine ordnungsrechtlichen Regelungen (vgl. *Rehbinder* 1994, S. 110). Bei der Stückelung der maximal festgelegten Gesamtemission in geeignete Emissionseinheiten (z.B. to CO_2) muß ein Kompromiß zwischen anschließender Handelbarkeit und möglichst genauer Anpassungsfähigkeit an die Grenzvermeidungskosten einerseits und möglichst geringen Transaktionskosten für den Lizenzhandel andererseits gefunden werden. Diese bestehen insbesondere darin, Tauschpartner für Lizenzen zu finden und in den Kosten für die Organisation des Lizenzmarktes.

Die Erstvergabe der Umweltlizenzen auf dem Primärmarkt hat Bedeutung für Kostenbelastung und Planungssicherheit bestehender und den Marktzutritt für neue Unternehmen, zudem hat sie Auswirkungen auf den staatlichen Haushalt (vgl. *Heister, Michaelis* u.a. 1991, S. 104). Eine Versteigerung der Gesamtemissionsmenge führt - wie bei Umweltabgaben - zu Einnahmen des Staates und zu Kosten der Unternehmen, wodurch sich für den Staat das Problem der Verwendung des Versteigerungserlöses stellt, z.B. in Form von Steuersenkungen. Die Höhe der Nachfrage nach Umweltlizenzen resultiert aus der Höhe der Grenzvermeidungskosten der Unternehmen. Das globale Kostenminimum ist damit von Anbeginn erreicht (vgl. im einzelnen *Scheelhaase* 1994, S. 106 ff.). Mit der Versteigerung ist auch zugleich der zukünftige Marktpreis für Lizenzen auf dem Sekundärmarkt abschätzbar, so daß den Lizenzhaltern die Planung erleichtert wird. Für bestehende Betriebsgenehmigungen müssen Lizenzen erworben werden, wodurch der Bestandsschutz für Altemittenten aufgehoben ist. Ein Lizenzhandel auf dem Sekundärmarkt wird dann aufgenommen, wenn ein zusätzliches Angebot z.B. durch Einführung einer neuen Produktionstechnik oder eine zusätzliche Nachfrage z. B. durch Neueintreter in den Markt, auf den Lizenzmarkt kommen. Im Unterschied zur Versteigerung knüpft die Gratisvergabe der Lizenzen an die bisher erlaubten Emissionen an und gewährleistet damit den Bestandsschutz für Altanlagenbetreiber (sog. grandfathering). Zusätzliche Staatseinnahmen und Kosten für die Anlagenbetreiber entstehen nicht. Die Höhe der Staatseinnahmen im Falle der Versteigerung und der Wert der an die Unternehmen übertragenen Lizenzen entsprechen dem Steueraufkommen des Staates im Falle der Umweltsteuer.

Im Anschluß an die Gratisvergabe beginnt der Tausch der Umweltlizenzen: Unternehmen mit relativ geringen Grenzvermeidungskosten können nicht benötigte Lizenzen verkaufen, solche mit hohen Grenzvermeidungskosten fragen Lizenzen nach. Das Handelsvolumen im Anschluß an die Erstvergabe wird höher als im Falle der Versteigerung sein, da die Anfangsverteilung der Lizenzen unabhängig von den Grenzvermeidungskosten der Emissionsminderung erfolgt (vgl. *Endres, Schwarze* 1994, S. 183). Wenn der Lizenzmarkt ein Wettbewerbsmarkt ist und wenn Transaktionskosten gering sind, dann hat die Anfangsverteilung der Lizenzen keinen Einfluß auf deren effiziente Allokation auf dem Sekundärmarkt. Allokations- und Distributionsziel, letzteres z.B. zwischen Unternehmen eines Landes oder zwischen einzelnen Staaten, sind voneinander getrennt (vgl. *Tietenberg* 1990, S. 22: 1995, S. 326). Der Lizenzpreis wird von den Lizenzpflichtigen vergleichbar einer Umweltabgabe auf die Preise der privaten Konsumausgaben und die Vorleistungen der Unternehmen überwälzt. Belastungsträger sollen die Emittenten sein. Ein Nachteil der Gratisvergabe wird darin gesehen, daß Neu- gegenüber Altemittenten benachteiligt werden, da diese die Lizenzen kostenlos erhalten, jene dagegen sie zum Marktpreis erwerben müssen. Allerdings kann der Staat bei der Ausgabe Lizenzen für die in den Markt eintretenden Unternehmen zurückhalten. Bei der Verteilung der Lizenzen ist auch eine Kombination von Versteigerung und Gratisvergabe z.B. an energieintensive Unternehmen denkbar. Der (anfänglich bestimmte) ökologische Rahmen der Umweltpolitik kann im Falle einer zeitlichen Befristung der Geltungsdauer der ausgegebenen Umweltlizenzen (to CO_2/ Jahr) durch deren Neuausgabe flexibel verschärft, zugleich auf diese Weise das Lizenzsystem auch um zusätzliche Länder erweitert werden. Bei zeitlich unbegrenzter Gültigkeit der Lizenzen kann deren Wert mittels einer politischen Entscheidung durch generelle Abwertung der verbrieften Emissionsrechte in bestimmten Zeitabständen verringert werden, wodurch ebenfalls ein Zwang zur Emissionsvermeidung entsteht. Auch ein Ankauf durch den Staat ist vorstellbar (Offenmarktpolitik). Eine grundsätzliche Präferenz bei der Anfangsverteilung besteht in der theoretischen Umweltökonomie weder zugunsten der Versteigerung noch der Gratisvergabe. Eine durch die Lizenzausgabe finanzierte Senkung von verzerrenden Steuern ist allerdings nur im Falle der Versteigerung möglich (vgl. Kap. 4.3.3). Die Erstvergabe kann in einem internationalen Lizenzsystem jedes Land unterschiedlich vornehmen.

Umweltlizenzen als ein Instrument der Mengensteuerung sind sowohl ökonomisch effizient (wie auch Umweltabgaben) als auch ökologisch effektiv. Sie führen über den sich einstellenden Lizenzpreis zu einer Angleichung der Grenz-

vermeidungskosten für alle Anlagenbetreiber, wodurch die umweltbezogenen Kosten (Vermeidungskosten und Kosten des Lizenzerwerbs abzüglich des Erlöses aus einem Lizenzverkauf) minimiert werden, und zu einem Anreiz zu Neuerungen in der Vermeidungstechnik, da diese die Kosten der Emissionstätigkeit senken, so daß Lizenzen verkauft werden können. Im Unterschied zu den Umweltabgaben brauchen die Grenzvermeidungskosten der Umweltbehörde nicht bekannt zu sein, sondern nur den emittierenden Unternehmen. Da der Lizenzpreis zumindest in der Anfangsphase des Lizenzhandels größere Schwankungen aufweisen dürfte, ist die Höhe der Vermeidungskosten nicht genau prognostizierbar (ökonomische Unsicherheit). Unsicherheit besteht auch über die Höhe des Transaktionsvolumens auf dem Lizenzmarkt. Nachteile können in Kosten für die Überwachung der Emissionstätigkeit und für Schaffung und Betrieb einer Lizenzbehörde bestehen. Umweltabgaben als ein Instrument der Preissteuerung sind ökonomisch effizient, aber nicht ökologisch effektiv, da die Reduktionswirkung eines gegebenen Steuersatzes nicht hinreichend genau vorhersehbar ist (ökologische Unsicherheit). Weder sind die Preis-und die Einkommenselastizität der Energienachfrage genau bekannt noch ist die makroökonomische Wirkung der Energiepreiserhöhung exakt prognostizierbar. Die gesamtwirtschaftliche Wirkung ist aufgrund des gegebenen Steuersatzes für Staat und Unternehmen dagegen relativ gut abzuschätzen. Dabei ist zu bedenken, daß ein naturwissenschaftlich begründetes exaktes Reduktionsziel im Falle der Umweltlizenzen weder national noch international bestimmt werden kann. Im Falle von dynamischen Marktveränderungen wie Wirtschaftswachstum und Inflation verändern sich die Marktpreise für Umweltlizenzen endogen, der Umweltsteuersatz muß dagegen immer neu von der Umweltbehörde angepaßt werden, um eine angestrebte Emissionsminderung zu erzielen. Die Wirkung *beider* Instrumente ist mit Unsicherheit behaftet, deren Bedeutung gegeneinander abgewogen werden muß (vgl. *Heister, Michaelis* et al. 1991, S. 186; *Schöb* 1995, S. 94). Eine Preissteuerung kann sich dann als vorteilhaft erweisen, wenn die Grenzschadenskosten sehr flach verlaufen, wie z.B. im Falle von CO_2-Emissionen, also des Klimaschutzes, die Mengensteuerung dagegen empfiehlt sich bei deren starkem Anstieg ab einem bestimmten Emissionsniveau oder wenn irreversible Umweltschäden entstehen können (vgl. *Schöb* 1995, S. 99). Über diesen instrumentellen Vergleich hinaus gehen Mengenlösungen davon aus, daß das ökologische und das ökonomische System voneinander getrennt sind (Setzung eines ökologischen Rahmens), Preislösungen dagegen von der Verbindung beider Bereiche (Ökonomisierung der Ökologie) (vgl. *Maier-Rigaud* 1994, S. 45 f.).

4.3 Umweltgerechte Finanzreform

4.3.1 Grundkonzeption

Grundlegend für eine präventive Klimapolitik mittels Umweltabgaben als Vorsorge gegen die (weitere) Erwärmung der Erdatmosphäre anstelle einer ”wait and see”-Strategie der Anpassung des ökologischen und des sozio-ökonomischen Systems an den Klimawandel, z.B. im Küstenschutz, durch Migration, Veränderung des Anbaus in der Landwirtschaft, ist die Verknüpfung eines umweltbezogenen Lenkungsziels mit einem gleichrangigen Finanzierungsziel (vgl. *Feess* 1995, S. 66). Bei der Lenkungsfunktion der Steuern ist die Erzielung von Einnahmen ursprünglich nur Nebenzweck, ihr Hauptzweck sind Verhaltensänderungen im privaten Sektor der Wirtschaft entsprechend der (nach Musgrave) Allokations-, Stabilisierungs- und Verteilungsfunktion des Staates. Die fiskalische Zielsetzung erfordert eine hohe Einkommenselastizität und eine Dauerergiebigkeit der Steuern, damit eine breit ausgestaltete Bemessungsgrundlage bei niedrigem Abgabensatz, die lenkende, nicht-fiskalische Besteuerung zielt dagegen auf Substitutionseffekte z.B. zwischen Energieträgern mittels einer engen Gestaltung der Bemessungsgrundlage und eines hohen Steuersatzes ab. Zwischen beiden Zielsetzungen des Steuersystems kann ein Konflikt in der Form bestehen, daß erfolgreich lenkende Umweltsteuern zugleich fiskalisch aufkommensschwache Steuern sind (vgl. *SRU* 1996, Tz. 948).

Eine umweltgerechte Finanzreform kann sich nicht auf die Einführung neuer Umweltabgaben beschränken, sie muß vielmehr folgende Bausteine umfassen (vgl. *SRU* 1996, Tz. 983; *Huckestein* 1996, S. 387 ff.):

- Abbau von Steuervergünstigungen mit ökologisch negativen Wirkungen, z.B. Umwandlung der Kilometergeldpauschale in eine verkehrsmittelunabhängige Entfernungspauschale, Abschaffung der Mineralölsteuerbefreiung für den inländischen Flugverkehr.
- Verstärkung bestehender umweltpolitisch ausgerichteter Abgaben, z.B. Umgestaltung der Kfz-Steuer nach ökologischen Kriterien, Erweiterung der Mineralölsteuer zu einer Primärenergiesteuer.
- Einbau von Anreizen zu umweltgerechtem Verhalten in bestehende fiskalische Abgaben.
- Einführung neuer Lenkungsabgaben mit dem Hauptzweck des Umweltschutzes, z.B. Besteuerung breiter Stoffströme wie Energie, Transportlei-

stungen, Abfälle, die eine hohe fiskalische Ergiebigkeit aufweisen. Die Besteuerung einzelner Produkte und Produktionsprozesse ist wegen bestehender großer Substitutionsmöglichkeiten fiskalisch unergiebig. Ökologische Steuern treten als ”Zentralsteuern” neben Einkommens- und Verbrauchssteuern und müssen mit dem bestehenden Steuersystem harmonisiert werden (vgl. *Hansjürgens* 1995, S. 203.). Das theoretische Konzept von Umweltabgaben im Rahmen einer ökologischen Steuerreform ist nicht mehr das der Internalisierung externer Effekte bzw. der kosteneffizienten Erreichung eines politisch gesetzten Umweltqualitätsstandards (Standard-Preis-Ansatz), sondern das der Demeritorisierung umweltbelastender Aktivitäten, die kein exakt quantifiziertes Allokationsziel mehr aufweist (”Umweltschutz ohne Effizienz und ohne Optimalität”; *Gawel* 1995, S. 186 f.).

Eine Umweltsteuer, die innerhalb der Umweltabgaben im Vordergrund der umweltgerechten Finanzreform steht, kann unterschiedliche Formen annehmen (vgl. *Hoel* 1992a, S. 101; 1992b, S. 400):

- eine inländische Steuer zur Erreichung eines nationalen Reduktionszieles,
- eine internationale Steuer,
- eine international harmonisierte inländische Steuer.

Im Falle einer internationalen Steuer muß das gemeinsame Steueraufkommen nach einem auszuhandelnden Schlüssel auf die beteiligten Länder verteilt werden. Dadurch werden finanzielle Anreize zur Beteiligung an der Emissionsreduktion ausgelöst, die Einnahme einer Trittbrettfahrerposition wird vermieden. Die Steuerautonomie der Teilnehmerstaaten ist aufgehoben. Hindernis für eine internationale Steuer mit einheitlichem Steuersatz sind zudem Unterschiede in den nationalen Steuersystemen. Bei einem internationalen System harmonisierter nationaler Umweltsteuern (vgl. auch *Krumm* 1996, S. 94 ff.) verbleibt das Steueraufkommen bei den beteiligten Ländern. Ein Rückverteilungsschlüssel braucht nicht bestimmt zu werden. Das Steueraufkommen entspricht der Höhe der Vermeidungskosten. Eine völlige Harmonisierung der nationalen Steuersysteme mit einheitlichen Steuersätzen braucht nicht zu bestehen, denkbar ist ein einheitlicher Mindeststeuersatz auf CO_2-Emissionen oder den Energieverbrauch. Die einzelnen Länder können frei entscheiden, ob die bereits bestehenden Steuern auf Energie gesenkt werden sollen oder nicht (vgl. *Hoel* 1993, S. 224). Auch Differenzierungen des Steuersatzes nach Wirtschaftszweigen oder Energieverbrauchern können in der Anfangsphase zulässig sein, die aber die Effizienz der Umweltsteuern schmälern. Aus Gründen der gerechten Lastenverteilung einer international harmonisierten CO_2-Reduzierung und als

Anreiz zur Teilnahme an der internationalen Kooperation in der Klimapolitik können feste Transferzahlungen zwischen den Ländern vereinbart werden, die von den Zahlerländern anderweitig aufgebracht werden müssen. Souveränitätsverzichte der beteiligten Länder in der Finanz- und Energiepolitik gehen auch mit der internationalen Steuerharmonisierung einher. Eine gemeinsame Emissionsbesteuerung innerhalb von Staatengruppen, z.B. der Europäischen Union, hat gegenüber nationalen Steuern den Vorteil, daß sich die Grenzvermeidungskosten international über den gegebenen Steuersatz angleichen, damit eine Kostenminimierung erreicht wird im Unterschied z. B. zu einer proportionalen CO_2-Minderung zwischen den beteiligten Ländern. Zugleich kann eine Staatengruppe anstelle eines einzelnen Landes eine Vorreiterrolle in der internationalen Klimapolitik einnehmen, wodurch der Wettbewerbsnachteil gegenüber nicht-kooperativen Drittstatten verringert wird, insbesondere wenn - wie im Falle der EU - die beteiligten Volkswirtschaften eine enge wirtschaftliche Integration aufweisen. Nach den bisherigen Erfahrungen innerhalb der Europäischen Union erscheint die Abstimmung auf eine international einheitliche CO_2-/Energiesteuer aufgrund der unterschiedlichen nationalen Steuer- und Energiesysteme wenig realistisch zu sein.

4.3.2 Ausgestaltung und Wirkung der Umweltsteuer

Steuersystematisch muß eine neu eingeführte Umwelt- oder CO_2-/ Energiesteuer als spezielle Verbrauchssteuer konstruiert werden, z. B. auf Rohstoffe oder Produktionsgüter. Sie fällt dann unter die im Grundgesetz Art. 106 aufgeführten Steuerarten. Dabei kann eine Verbrauchssteuer sowohl den privaten Konsum als auch die eingesetzten Produktionsgüter als Vorleistungen der Unternehmen belasten (vgl. Stenger 1995, S. 183). Eine Energiesteuer ist eine Faktorverbrauchssteuer und auf den Endverbraucher überwälzbar (vgl. *Bach* 1995, S. 272; kritisch *Lang* 1993, S. 183), Emissionssteuern sind dagegen keine Verbrauchssteuern und damit nicht mit der Finanzverfassung vereinbar (vgl. *Kloepfer, Thull* 1992, S. 31; *Franke* 1994, S. 202 f.). Die Leistungsfähigkeit der Steuerpflichtigen kann eine Umweltverbrauchssteuer nicht berücksichtigen. Dennoch verstoßen Umweltsteuern nicht gegen das Leistungsfähigkeitsprinzip, wenn bei dem hohen Rang des Umweltschutzes z. B. eine Emissionstätigkeit zweifelsfrei umweltschädlich ist und die eingesetzten Instrumente ökonomisch effizient und ökologisch effektiv sind (vgl. *Stenger* 1995, S. 198; auch *Hey* 1998, S. 40). ”Da der mit der Erhebung von Umweltverbrauchssteuern verbundene Verstoß gegen das Leistungsfähigkeitsprinzip nicht stärker ist als

der mit der Erhebung der ‘traditionellen’ besonderen Verbrauchssteuern des deutschen Steuersystems einhergehende Verstoß, und angesichts der Tatsache, daß an der verfassungsmäßigen Relevanz des Staatszieles ‘Umweltschutz’ kein Zweifel besteht, steht einer Einführung von ‘Ökosteuern’ in der Ausprägungsform als Umweltverbrauchsproduktsteuern nichts im Wege; das Leistungsfähigkeitsprinzip bildet in diesem Fall keine Begrenzung der Einsatzmöglichkeiten von ‘Ökosteuern’” (*Stenger* 1995, S. 242).

Das Mittelaufkommen aus der (inländischen oder international harmonisierten) Umweltsteuer kann ohne oder mit Zweckbindung verwendet werden oder aber aufkommensneutral erfolgen. Im Falle fehlender Zweckbindung sind die Umweltsteuern ein Bestandteil des Steuersystems und dienen der Finanzierung allgemeiner Staatsaufgaben. Bei bestehender Zweckbindung sind sie vom allgemeinen Steuersystem getrennt, das Non-Affektationsprinzip ist durchbrochen. Eine Verwendung für allgemeine Umweltaufgaben kann darin bestehen, einen zusätzlichen Anreiz zur Vermeidung von Emissionen auszulösen, z.B. mittels Subventionen zur Förderung neuer Umwelttechniken, während spezielle Umweltsteuern als Sonderabgaben gruppenspezifisch eingesetzt werden, z.B. im Falle der Abwasserabgabe für den Bau von Kläranlagen (vgl. *Dickertmann* 1993, S. 41; *Zimmermann, Hansjürgens* 1993, S. 20 ff.; *Hansjürgens* 1995, S. 200 ff.). Soll die umweltgerechte Finanzreform, insbesondere die Erhebung einer (höheren) Umweltsteuer - wie überwiegend gefordert - aufkommensneutral erfolgen und nicht zu einer Erhöhung der staatlichen Einnahmen- und Ausgabenquote führen, so muß entsprechend ein Ausgleich durch andere Einnahmearten im Unternehmens- und Haushaltssektor vorgenommen werden, z.B. durch eine Senkung der Einkommenssteuer zur Entlastung des Faktoreinsatzes, auch der Sozialversicherungsbeiträge der Unternehmen. Selbst wenn bei einer umweltgerechten Finanzreform tendenziell eine Aufkommensneutralität erreicht werden kann, wobei die unterschiedliche Entwicklung der Fiskalsteuern (Steuersenkung) und der Umweltsteuern (Steuererhöhung) berücksichtigt werden muß, so wird diese nicht neutral in bezug auf die sektorale Wirtschaftsstruktur sein. Insbesondere energieintensive Grundstoffindustrien werden belastet, arbeitsintensive Wirtschaftszweige dagegen entlastet. Allerdings weist die Mehrzahl der Wirtschaftszweige nur eine geringe Energieintensität auf.

Die Bemessungsgrundlage der CO_2-Steuer als einer Mengensteuer kann eine Output- oder eine Inputgröße sein (vgl. *Ewringmann, Hansmeyer* 1991, S. 121 f.; *Montgomery* 1992, S. 124 ff.; *Scheelhaase* 1994, S. 135 ff.; *Cansier* 1996, S.

182 ff.). Im ersten Fall werden die Primärenergieträger nach der Höhe der Emissionen direkt besteuert (Emissionssteuer), wodurch auch (in Abhängigkeit von der Elastizität der Energienachfrage in bezug auf den Energiepreis) ein Lenkungseffekt zugunsten einer globalen Verringerung des Energieeinsatzes (Heiz- und Kraftstoffe) ausgeübt wird. Nachteile sind Meßprobleme bei der Ermittlung der Emissionsmenge insbesondere bei Kleinemittenten (Haushalte, Verkehr als mobile Emissionsquellen) und hohe Kosten der Emissionsmessung. Im Falle einer Steuer auf den Wert des Energieinput als Ersatzbemessungsgrundlage für die CO_2-Vermeidung kann diese einmal auf den gesamten Energieverbrauch einheitlich oder differenziert nach dem Energiegehalt der Primärenergieträger, aber unabhängig vom CO_2-Gehalt des Energieträgers, erhoben werden (Energiesteuer). Nachteil ist die nur indirekte Lenkung der Emissionen, zudem löst die Energiesteuer keine erwünschten Substitutionseffekte zwischen den einzelnen Primärenergieträgern aus. Vorteil dagegen ist die zusätzliche Ressourcenschonung und Reduzierung der globalen Stoffströme (Dematerialisierung) und auch anderer klimarelevanter Schadstoffe, insbesondere Schwefeldioxyd (SO_2). Eine bestehende Inputsteuer auf den Energieeinsatz und zugleich größte Umweltsteuer ist die Mineralölsteuer auf Kraft- und Heizstoffe. Ein Konflikt zwischen der Lenkungs- und Finanzierungsfunktion besteht wegen der kurzfristig (relativ) preisunelastischen Nachfrage nach Energie nur in geringem Maße. Ihr Nachteil ist, daß kein ausreichender Zusammenhang zwischen Kraftstoffverbrauch und Luftschadstoffemissionen besteht. Auch berücksichtigt sie nicht die regionale Differenzierung in bezug auf die Emissionen. Für den Zweck einer umfassenden Energiesteuer muß sie auch auf die Verbrennung von Kohle und Erdgas erhoben werden. Alternativ zur allgemeinen Energiesteuer kann der Abgabensatz auf den Verbrauch fossiler Primärenergieträger nach deren spezifischem CO_2-Gehalt (kg CO_2/ kg SKE) differenziert werden. Dieser ist für Braunkohle am höchsten, bei Erdgas am niedrigsten. Die einzelnen Energieträger verteuern sich dann in unterschiedlichem Maße, so daß neben der allgemeinen Energieeinsparung auch Substitutionseffekte zugunsten emissionsärmerer Energien und auch anderer Produktionsfaktoren, z.B. Arbeit, ausgelöst werden (vgl. *SRU* 1996, Tz. 1007). Die Besteuerung des Primärenergieverbrauches soll möglichst am Anfang der Verteilungskette zwischen Produktion und Verbrauch und zugleich an möglichst wenigen Stellen erfolgen, z.B. bei der Förderung (Kohle) oder der Einfuhrstelle (Öl, Gas). Zum einen können auf diese Weise Verluste in der Energieumwandlung und in der Energieverteilung verringert werden, zum anderen sind die Meß- und

Kontrollkosten geringer als im Fall der direkten Steuererhebung bei den Kleinverbrauchern als Emittenten (vgl. *Scheraga, Leary* 1992, S. 394 ff.; *Scheelhaase* 1994, S. 145 ff.). Abgabenpflichtige und Abgabenbelastete sind voneinander getrennt. Durch die Besteuerung der Primärenergieträger anstelle des Endenergieverbrauches werden Einsparungen auch im Umwandlungsprozeß von Energie in den Kraftwerken induziert. In bezug auf die Substitution zwischen den Produktionsfaktoren (Arbeit, Kapital, Energie) und den Primärenergieträgern (einmal entsprechend ihres CO_2-Gehalts, zum anderen fossil oder nicht fossil) besteht eine große Unsicherheit, wobei im Falle der Energieträger zwischen kurzfristigen (bei gegebener Kraftwerkskapazität) und langfristigen Substitutionseffekten (durch Neubau von Kraftwerken) zu unterscheiden ist. Für die ausreichende Wirksamkeit der Umweltsteuer darf es möglichst wenig Ausnahmen von der Besteuerung geben, z.B. für energieintensive Wirtschaftszweige.

Neben der Bemessungsgrundlage bestimmt die Höhe des Abgabensatzes (DM/to CO_2) über das Aufkommen aus einer Umweltabgabe. Da die Energienachfrage eine geringe Preis- und gleichzeitig eine hohe Einkommenselastizität der Nachfrage aufweist - wobei die Preiselastizität langfristig höher als kurzfristig ist, da langfristig die Produktionstechnik an die gestiegenen Energiepreise angepaßt wird (vgl. *Erdmann* 1995, S. 232) - muß der Abgabensatz relativ hoch sein und zudem im Zeitablauf steigen, um nennenswerte Einspareffekte im Energieverbrauch erreichen und um den erwünschten Rückgang der Bemessungsgrundlage für die Erzielung einer gewünschten Aufkommenshöhe ausgleichen zu können. Die Anpassung der Haushalte (Belastung der privaten Konsumausgaben) und Unternehmen (Belastung der Vorleistung Energie) wird im Falle einer graduellen und langfristig festgelegten Steuersatzerhöhung erleichtert. Das erzielte Steueraufkommen muß zugleich zur aufkommensneutralen Finanzierung von Steuersatzsenkungen bei fiskalischen Steuern ausreichen, wobei das Aufkommen aus Umweltsteuern schwer zu prognostizieren ist. Auf Dauer ist ungewiß, ob ein erwünschter Rückgang der Bemessungsgrundlage durch einen Anstieg des Steuersatzes ausgeglichen werden kann, um ein Energiesteueraufkommen zu erreichen, daß in etwa mit der Entwicklung des Sozialproduktes einhergeht (vgl. *Ewringmann* 1997, S. 77). Die Höhe des CO_2-/Energiesteuersatz muß damit zwei Anforderungen genügen:

- Reduzierung der CO_2-Emission auf ein umweltpolitisch gesetztes Reduzierungsziel (in Abhängigkeit von der Preiselastizität der Energienachfrage),
- Aufbringung von Umweltsteuern zur aufkommensneutralen Finanzierung (in Abhängigkeit von der Aufkommenselastizität der Umweltsteuer).

Ein detailliertes Beispiel für einen Abgabenvorschlag zur Reduzierung der CO_2-Emissionen ist - neben der kombinierten CO_2-/Energiesteuer der EU-Kommission - die Energiesteuer des ”Deutschen Instituts für Wirtschaftsforschung” (*Bach* u.a. 1995). Nach diesem Konzept wird die Energiesteuer auf der Stufe der Primärenergieerzeugung erhoben, um Anreizeffekte bereits im Bereich der Energieumwandlung zu induzieren. Die Steuerpflicht setzt an der Gewinnung, Herstellung und Einfuhr steuerpflichtiger Energieträger an, möglichst nahe am Entstehungsort von CO_2. Zur Kompensation im Unternehmenssektor wird eine Senkung der Arbeitgeberbeiträge zur Sozialversicherung empfohlen, um die Kosten für den Produktionsfaktor Arbeit zu verringern. Für die privaten Haushalte soll eine Kompensation in Form eines direkten Öko-Bonus erfolgen, um unerwünschte Verteilungseffekte als Folge der regressiven Verteilungswirkung der Energiesteuer - einer speziellen Verbrauchssteuer - zu vermeiden, deren Ausmaß allerdings als geringfügig angesehen wird (vgl. *OECD* 1995, S. 21 ff.; *Repetto, Austin* 1997, S. 32 f.). Zwischen den Allokations- und den (sektoralen, regionalen und personellen) Verteilungswirkungen von Umweltsteuern kann somit ein Konflikt bestehen, der die Einführung einer Energiesteuer zumindest erschwert. Bei der Prognose der gesamtwirtschaftlichen Wirkungen kommt die Studie zu dem Ergebnis, daß die (höhere) Energiebesteuerung das wirtschaftliche Wachstum nicht oder nur geringfügig beeinträchtigt und langfristig positive Beschäftigungseffekte entstehen. Zu einem vergleichbaren Ergebnis gelangt *Walz* (1996, S. 198) für die Enquete-Kommission ”Schutz der Erdatmosphäre”: ”Im ungünstigen Fall werden..die CO_2-Minderungsmaßnahmen nicht durch eine Reduktion des heutigen Konsumniveaus, sondern durch einen geringfügigen Verzicht auf Konsumsteigerungen finanziert, im günstigen Fall durch zusätzliche Produktivitätssteigerungen.”- ”Das einzig gravierende Problem der ökologischen Steuerreform dürfte der auftretende Beschäftigungsverlust in einigen Branchen und Regionen sein” (*Bach u.a.* 1995, S. 154). Hierzu gehören die eisenschaffende Industrie, die Zellstoff- und Papiererzeugung und die chemische Industrie.

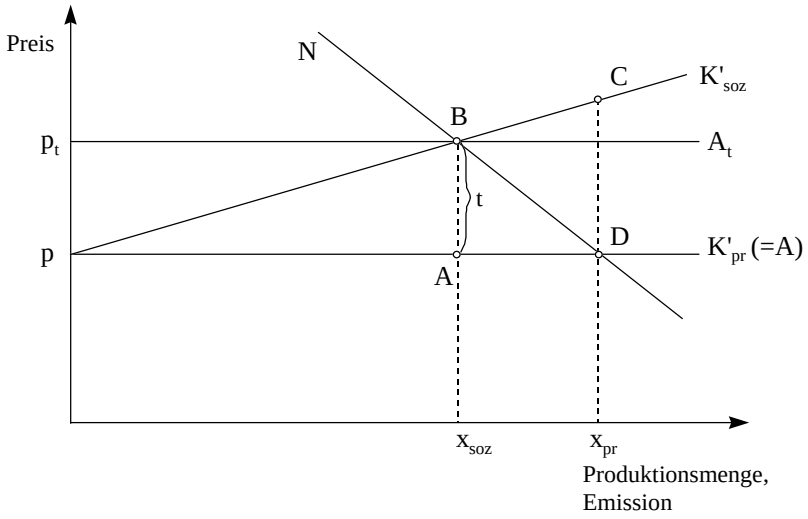
Kritisch zur DIW-Studie wird angemerkt, daß eine Energiesteuer eine geringe ökologische Treffsicherheit mit zugleich hohen Anpassungskosten in der Produktionsstruktur hat, da mit ihr neben der Emissionsminderung auch ressourcen- und beschäftigungspolitische Aufgaben verfolgt werden. Auch eine nennenswerte Erhöhung der Beschäftigtenzahl wird (bei den gegebenen Struktureigenschaften des Arbeitsmarktes) skeptisch beurteilt. Weiterhin werden eine Inkonsistenz bei der Abstimmung zwischen den getrennten Teilmodellen (Schätzung des Energieverbrauches und der sektoralen Preisentwicklung, Simulation eines makroökonomischen Konjunkturmodells), eine Vernachlässigung von Substitutionseffekten in der Nachfrage- und Produktionsstruktur, z.B. zwischen den Inputfaktoren, als Folge der Energiesteuer (statisches Input-Output-Modell), eine unzureichende Abbildung des Außenwirtschaftssektors und eine fehlende Differenzierung der Steuersätze kritisiert (vgl. *Böhringer, Fahl, Voß* 1994, S. 622 ff*.; Hettich, Killinger, Winker* 1997, S. 205 ff.). Trotz der vorgebrachten Mängel wird die Pilotfunktion der DIW-Studie hervorgehoben, die dazu beigetragen habe, Informationsdefizite bei der ökologischen und ökonomischen Analyse von Abgabenvorschläge abzubauen (vgl. *Koschel, Weinreich* 1995, S. 32).

4.3.3 ”Doppelte Dividende” der Umweltsteuer?

Im Falle der aufkommensneutralen Erhebung einer die Produktionstätigkeit entzerrenden Umweltsteuer (Reduzierung von Schadstoffemissionen) wird in der Umwelt- und Finanzpolitik kontrovers diskutiert, ob neben der damit primär angestrebten Verbesserung der Umweltqualität zugleich wohlfahrtsmindernde Verzerrungen durch eine Steuersatzsenkung bei *irgendeiner* (nicht nur bei einer einzelnen) bestehenden einkommensabhängigen Steuer beseitigt werden können, die zu einer Effizienzerhöhung des gesamten Steuersystems und zusätzlich zu einer Zunahme der Beschäftigung führen (strenge Form der ”doppelte Dividende”; *Goulder* 1995, S. 162). Umweltsteuern wären dann nicht nur ein Instrument der Emissionsreduktion (”erste Dividende”), sondern mittels einer Verringerung der steuerlichen Zusatzlast auch zur effizienteren Ausgestaltung des Steuersystems (”zweite Dividende”). Grundannahme ist, daß - im Unterschied zu einer Pigou-Steuer als alleiniger Steuer - Umweltsteuern Teil eines durch Verzerrungen gekennzeichneten Steuersystems sind. Abb. 1 zeigt im Rahmen einer Partialanalyse die (Brutto- und Netto-) Umweltdividende einer Steuererhebung graphisch auf. Aus Vereinfachungsgründen wird ein linearer Anstieg der Grenzschadenskostenkurve unterstellt. K'_{pr} bezeichnet die

Grenzkostenkurve vor, K'_{soz} diejenige nach Erhebung der Umweltsteuer, A_t die Angebotskurve nach Besteuerung und N die Nachfragekurve. Der Güterpreis steigt bei einer vollkommen elastischen Angebotskurve um den vollen Betrag des Steuersatzes t von p auf p_t, die Produktionsmenge sinkt entsprechend von x_{pr} auf x_{soz}. Der Wohlfahrtsverlust der Besteuerung fällt allein auf die Konsumenten.

Abb. 1: Umweltdividende und Umweltsteuer



Quelle: Gottfried, Wiegard 1995, S. 500f.

pp_tDB	Verlust an Konsumentenrente als Folge der Steuererhebung mit dem Steuersatz t
pp_tAB	Dauerhaft verfügbares Steueraufkommen. Die fiskalische Funktion der Umweltsteuer bleibt somit erhalten (vgl. Zimmermann 1996, S. 252). Rückgabe an die Konsumenten in Form eines Lump-sum Transfers. Die Umweltsteuer ist dann verzerrungsfrei.
ABCD	Emissionsverminderung (= Brutto-Umweltdividende), zugleich ”erste Dividende” der Umweltsteuer
ABD	Zusatzlast der Umweltsteuer in Form eines Verlustes an Konsumentenrente nach dem Lump-sum Transfer
DBC	Positiver Wohlfahrtsgewinn, zugleich Netto-Umweltdividende

Das Steueraufkommen der Emissions- bzw. der Energiebesteuerung kann anstelle eines Lump-sum Transfers auch zur Senkung anderer, verzerrender Steuern verwendet werden, z.B. der Besteuerung des Faktors Arbeit, wobei Aufkommensneutralität gewahrt bleiben muß (Revenue-recycling effect; vgl.

Goulder 1995, S. 158). Weist die Lohn- und Einkommensteuer eine höhere Zusatzlast als die Umweltsteuer auf (Fläche ABD), dann sinkt die gemeinsame Zusatzlast beider Steuern bzw. des Steuersystems, so daß eine (schwache) ”zweite Dividende” entsteht (vgl. ebenda, S. 159; auch *Oates* 1993, S. 138; *Zimmermann* 1996, S. 256 ff.). Eine Partialanalyse überschätzt den Wohlfahrtsverlust der Umweltsteuer. Das dauerhaft erzielte Umweltsteueraufkommen resultiert aus der Besteuerung der Restemission, d.h. der Emission *nach* erfolgter Internalisierung externer Effekte oder der Erfüllung einer Mindestnorm in Form einer Umweltauflage oder eines Umweltqualitätsstandards, die bisher steuerfrei war (vgl. *Zimmermann* 1996, S. 263). Für Zimmermann (1996, S. 262) ist die Restemission Ausdruck der ”Hinnahme einer zivilisatorischen Grundbelastung” und damit steuerfrei zu halten. Sie geht über die Internalisierung externer Effekte hinaus. Dem ist als Argument entgegenzuhalten, daß Umweltsteuern im Unterschied zu Umweltauflagen statisch und dynamisch effizient sind und auch die Restemission zu einer Zunahme der CO_2-Konzentration führt. Die Höhe der Zusatzlast einer Steuer ist von Enge bzw. Weite der Bemessungsgrundlage und von der Preiselastizität der Angebots- und Nachfragekurve abhängig:

- Je enger die Bemessungsgrundlage einer Steuer, desto höher muß der Steuersatz sein, um ein gewünschtes Steueraufkommen erzielen zu können.
- Je elastischer die Angebots- oder Nachfragekurve verläuft, desto größer ist die Zusatzlast bei gegebener Höhe des Steuersatzes (inverse Elastizitätsregel der Besteuerung).

Umweltsteuern weisen eine vergleichsweise enge Bemessungsgrundlage (z.B. eine Energie- im Vergleich zur Einkommensteuer) und kurzfristig eine geringe, längerfristig eine höhere Elastizität der Nachfrage und des Angebots auf. Hieraus kann folgendes Dilemma resultieren (vgl. *Krause-Junk* 1997, S. 697): Eine enge Bemessungsgrundlage mit einem hohen Steuersatz ist für die Verminderung der Umweltbelastung empfehlenswert, verursacht aber zugleich eine hohe Zusatzlast bei Haushalten und Unternehmen. Eine weite Bemessungsgrundlage führt zu einer geringen Zusatzlast, ist umweltpolitisch dagegen relativ wirkungslos. Die Zusatzlast der Besteuerung steigt also mit der Enge der Bemessungsgrundlage und mit der Elastizität von Angebot und Nachfrage, wohingegen die gewünschte Allokationswirkung zunimmt.

Kritisch gegen die Begründung einer möglichen (auch ”starken” Form der) ”zweiten Dividende” wird eingewendet, daß die bei der Besteuerung zu

betrachtenden Güter- und Produktionsfaktormärkte nicht unabhängig voneinander, sondern interdependent sind (sog. tax-interaction effect; *Goulder* 1995, S. 158; auch *Gottfried, Wiegard* 1995, S. 506). Die Erhebung einer Umweltsteuer auf ein umweltbelastendes Konsumgut verursacht - wie auch die einer traditionellen Fiskalsteuer - Verzerrungen auf den Faktormärkten bei der optimalen Entscheidung der privaten Haushalte zwischen Arbeit und Freizeit (Arbeitsmarkt) und zwischen Konsum und Ersparnis bzw. Investitionen (Kapitalmarkt) (vgl. *Goulder* 1994, S. 110 f.). Sie führt zu einem Anstieg der Energiepreise und einem Rückgang ihrer Bemessungsgrundlage und entsprechend des Steueraufkommens, da die Haushalte das ”schmutzige” gegen ein ”sauberes” Konsumgut substituieren (tax base erosion effect; *Goulder* 1995, S. 163) (vgl. *Bovenberg, de Mooij* 1994, S. 1087 f.). Die Senkung des Steuersatzes auf den Faktor Arbeit muß bei Aufkommensneutralität der höheren Umweltbesteuerung geringer ausfallen, so daß der Nettoreallohn sinkt. Überwiegt der Substitutionseffekt den Einkommenseffekt der Reallohnsenkung, so sinkt das Arbeitsangebot. ”...energy taxes not only introduce distortions in product markets, but also induce the sort of factor market distortions generated by income taxes” (*Goulder* 1994, S. 113). Eine Verteuerung von Energie als Vorleistung der Unternehmen führt zusätzlich zu den Inputmärkten zu Substitutionen zwischen Gütern mit unterschiedlicher Energieintensität auf dem Markt für Vorleistungen, die ebenfalls einen geringeren Anstieg des Aufkommens aus der Umweltsteuer zur Folge haben im Vergleich z.B. zur Einkommens- oder Mehrwertsteuer mit einer breiteren Bemessungsgrundlage. Auch kann sie die Rentabilität des Kapitaleinsatzes und damit die Höhe der privaten Investitionen dämpfen. Weiterhin ist zu bedenken, daß der Faktor Energie als Vorleistung (wie auch Kapital) ein mobiler, der Faktor Arbeit dagegen ein immobiler Produktionsfaktor ist, der mehr Ausweichreaktionen zuläßt als die Steuer auf Arbeit. Eine Überwälzung der Energiesteuer auf den Faktorbesitzer ist nicht möglich. Der Energiepreis bildet sich auf dem Weltmarkt (vgl. *Richter* 1997, S. 125). Ist die verzerrende Wirkung einer Steuer auf den Kapitaleinsatz höher als auf den Arbeitseinsatz, dann empfiehlt sich eine (relative) Entlastung des Faktors Kapital. Der Wissenschaftliche Beirat beim Bundesministerium der Finanzen (*BMF* 1997, S. 39 ff.) empfiehlt daher eine Senkung der Kapitalkosten anstelle der Lohnkosten, um die Beschäftigung zu erhöhen. Zusammenfassend ergibt sich, daß - als Folge der Steuerausfälle durch Erhebung der Umweltsteuer - der Umweltsteuersatz zur Erzielung eines gewünschten Aufkommens höher sein muß, wodurch die Zusatzlast der Besteuerung auf den Faktormärkten zunimmt,

in Abhängigkeit auch von der unterschiedlichen Breite der Bemessungsgrundlage der Umwelt- und der Fiskalsteuer. Der optimale Steuersatz ist somit niedriger als der Pigou-Steuersatz, der die sozialen Kosten der Umwelt voll internalisiert (vgl. *Bovenberg, Goulder* 1996, S. 988). Aufgrund der sehr restriktiven Annahmen über die Wirkung einer Umwelt- bzw. einer Energiesteuer (z.B. komparativ-statische Analyse, vollkommene Faktormobilität, positive Arbeitsangebotselastizität) kann ein eindeutiges, auch politikrelevantes Ergebnis über die unterschiedlichen Wohlfahrts- und Beschäftigungseffekte einer Energie- und einer einkommensabhängigen Steuer theoretisch nicht bestimmt werden. Eine gesicherte theoretische Basis für eine umweltgerechte Finanzreform zur Erzielung einer ”doppelten Dividende” besteht bisher nicht (so *Goulder* 1994, S. 116; *Gottfried, Wiegard* 1995, S. 508). ”...there is... no complete reliability either to reject or to confirm the existence of a double dividend-everything is linked to the reliability of the model specification and its parameterisation” (*Conrad, Schmidt* 1998, S. 209).

Ein Überblick über vorliegende empirische Studien zu den Wohlfahrts- und den Beschäftigungswirkungen einer (höheren) Energiebesteuerung zeigt im Vergleich zu den theoretischen Arbeiten vorwiegend ein positiveres Ergebnis (vgl. *Ekins* 1995, S. 271; *Jaeger* 1995, S. 57 f., 61 f.; *Majocchi* 1996, S. 377 ff.; *OECD* 1997, S. 33). Allerdings fällt der positive Beschäftigungseffekt danach nur gering aus und reicht für Deutschland zur Überwindung der Arbeitslosigkeit bei weitem nicht aus (vgl. *Kirchgässner* 1998, S. 295 ff.; auch *BMF* 1997, S. 43 f.). Ausnahmeregelungen z.B. für energieintensive Wirtschaftszweige in Form von Steuererleichterungen und Kompensationszahlungen für private Haushalte verringern den Spielraum für die Senkung verzerrender Steuern und erschweren es, hohe Beschäftigungswirkungen von Umwelt- bzw. Energiesteuern zu erzielen. Von Bedeutung für die Beschäftigungswirkung ist auch die Reaktion der Gewerkschaften auf den Anstieg der Energiepreise, die Senkung des Reallohnes und die (erwünschten) Zunahme der Arbeitsnachfrage. Diese dürfen nicht zu (zusätzlichen) Nominallohnerhöhungen führen, die eine Lohn-Preis-Spirale auslösen können (vgl. *Klepper, Scholz* 1998, S. 53). Anpassungshemmnisse können auch im sektoralen Beschäftigtenstrukturwandel von energie- zu arbeitsintensiven Wirtschaftszweigen bestehen. Vor allem aber dürfte das Beschäftigungsproblem in Deutschland vorwiegend struktureller Natur und nicht allein

von der Höhe der Lohnkosten abhängig sein[8]. Abweichend von den bisherigen Ergebnissen kommen Meyer u.a. (1997) auf der Grundlage eines ökonometrischen Input-Output-Modells (bottom-up-Modell bei vollständiger Integration aller Teilmodelle) mit variablen Inputkoeffizienten - im Unterschied zum DIW-Modell - zu dem Ergebnis, daß bei vollständiger Verwendung des Steueraufkommens aus der CO_2-Steuer zur Senkung der Arbeitgeberbeiträge zur Sozialversicherung die Höhe der Beschäftigung um rechnerisch 1,5 Mio. zunehmen kann, insbesondere im Baugewerbe und im Handel. Ausdrücklich betonen sie, daß Kompensationszahlungen an private Haushalte den positiven Beschäftigungseffekt erheblich mindern würden. Insgesamt kann eine umweltgerechte Finanzreform somit Teil einer allgemeinen Steuerreform in Deutschland sein. Sie dient der Vorsorge im Klimaschutz bei bestehender Unsicherheit auf allen Stufen des Klimawandels, zudem löst sie Impulse für umwelttechnischen Fortschritt aus. Eine Umwelt- oder Energiesteuer kann durch ordnungsrechtliche Instrumente zur Emissionsminderung ergänzt werden.

Wenn die theoretische Grundlage für die Wirkung einer höheren, aufkommensneutralen Energiesteuer auf die Zusatzlast der Besteuerung und/ oder die Höhe der Beschäftigung unsicher ist, dann ist deren Wohlfahrtswirkung allein von der Verbesserung der Umweltqualität abhängig, die im Falle des Klimawandels schwer zu bestimmen ist. Überwiegt der tax-interaction effect den revenue-recycling effect, d.h. sind die ausgelösten Verzerrungen auf den Faktor- und Produktmärkten größer als die entzerrende Wirkung einer Steuersenkung auf Arbeit und Kapital, dann sind die Emissionsreduktion und der Klimaschutz als das primäre Allokationsziel der Umweltabgabe mit Kosten verbunden, vor allem mit einem höheren Energiepreis und einem geringeren Outputwachstum. Wird weiter bedacht, daß die ”erste Dividende” einer Umweltsteuer zur Verringerung der Emission eines globalen Schadstoffes im Falle eines nationalen oder auch eines europäischen Alleinganges nur sehr gering oder aber nicht ausreichend ist, um den Klimawandel nachhaltig zu beeinflussen, zugleich die große Unsicherheit über Kosten und Nutzen des Klimaschutzes, ebenso mögliche regressive Verteilungswirkungen, dann erklärt sich die gegenwärtig eher skeptische

8 So kommt der ”Sachverständigenrat zur Begutachtung der gesamtwirtschaftlichen Entwicklung” (1998, Tz. 502) in angebotstheoretischer Perspektive zu folgendem Ergebnis: ”Will man die Arbeitslosigkeit verringern, so muß man anders ansetzen. Gebraucht wird eine beschäftigungsorientierte Lohnpolitik, eine stärkere Differenzierung der Löhne und eine größere Flexibilität des Arbeitsmarktes. Einen substantiellen Beitrag zur Lösung des Problems der Arbeitslosigkeit erwarten wir von einer Ökosteuer nicht.”

Einschätzung zur Umwelt- und Klimapolitik im Rahmen der allgemeinen Wirtschaftspolitik in Deutschland (vgl. beispielhaft *BMF* 1997, S. 43 f.; *Peffekoven* 1998, S. 68).

4.4 Ausgestaltung eines CO_2-Lizenzsystems

Modellcharakter für den Klimaschutz mittels Ausgabe und Handel von Umweltlizenzen kann das ”US Acid Rain Program” (ARP) auf der Grundlage der Novellierung des US Clean Air Acts (von 1990) zur Verringerung der Emissionen von Schwefeldioxyd (SO_2) haben (bindend ab 1995)[9]. Es ist die erste umfassende Anwendung des theoretischen Konzeptes handelbarer Umweltlizenzen[10]. Diese haben in der amerikanischen Umweltpolitik eine starke Präferenz sowohl gegenüber Umweltabgaben als auch ordnungsrechtlichen Instrumenten (vgl. *Stavins* 1998, S. 74 f.), wobei wegen geringerer sichtbarer Kosten eine kostenlose Erstvergabe bevorzugt wird. Das ARP dient der Verringerung von SO_2-Emissionen, einem Hauptverursacher des saueren Regens, auf einen (wissenschaftlich, ökonomisch und politisch; so *Solomon* 1995, S. 81) vorgegebenen Höchstwert (vgl. *Klaassen, Nentjes* 1997, S. 390 ff.; *Hansjürgens* 1998, S. 1 ff.). Adressat des Lizenzsystems sind überwiegend Kohle verfeuernde Kraftwerke, die sehr unterschiedlich hohe Grenzvermeidungskosten aufweisen und die rd. 70 vH der SO_2-Emissionen in den USA ausstoßen. Die Erstvergabe erfolgt als (um die angestrebte prozentuale Reduktionsleistung reduzierte) Gratisvergabe, ein geringer Anteil der Lizenzen wird von der Umweltbehörde zu einem Festpreis verkauft bzw. versteigert. Der Lizenztausch findet auf jährlichen Auktionen der Umweltbehörde EPA unter Beteiligung auch privater Händler statt. Die wichtigsten bisherigen Marktentwicklungen des ARP sind ein geringeres Handelsvolumen und ein erheblich niedrigerer Lizenzpreis, mit allerdings steigender Tendenz, als ursprünglich erwartet (vgl. *Klaassen, Nentjes* 1997, S. 394 ff.; *Hansjürgens* 1998, S. 4 ff.; *Schwarze* 1997, S. 173 ff.). Während die ökologische Effektivität des ARP durch die Mengenbegrenzung des SO_2-Ausstoßes/Jahr gewährleistet ist, stellt sich bezüglich der ökonomischen Effizienz die Frage, ob der niedrige Lizenzpreis die Höhe der

9 Vgl aber den warnenden Hinweis von *Stavins* (1998, S. 84):”...the tremendous differences between SO2 and acid rain, on the one hand, and the combustion of fossil fuels and global climate change, on the other, indicate that any rush to judgement regarding global climate policy instruments is unwarranted”.

10 Eine regional begrenzte Implementierung eines Lizenzsystems ist das RECLAIM- Programm in Südkalifornien. Vgl. *Hansjürgens, Fromm* 1994, S. 473 ff.; *Bader, Rahmeyer* 1996, S. S. 43 ff.

Grenzvermeidungskosten widerspiegelt oder ob er die Folge von Mängeln des Lizenzmarktes ist. Eine nähere Betrachtung der Kostenentwicklung bei den Vermeidungsalternativen der SO_2-Emission für Kraftwerke (ab 1990) zeigt einen Kostenrückgang und zugleich Überinvestitionen bei der Rauchgasreinigung und eine Brennstoffsubstitution hin zu Steinkohle mit geringerem Schwefelgehalt (fuel switching) als Folge gesunkener Eisenbahntarife an, damit eine Begründung für die Verringerung der Grenzvermeidungskosten und des Preises für gehandelte Lizenzen unabhängig vom Lizenzhandel und einem möglichen Marktfehler (vgl. *Klaassen, Nentjes* 1997, S. 399; *Hansjürgens* 1998, S. 19 ff.; *Schwarze* 1998, S. 175 f.; *Ellerman, Montero* 1998, S. 28 ff.). Die Substitution zwischen den Kohlearten wurde durch den Wechsel von einer technologie- zu einer ergebnisorientierten Umweltregulierung ermöglicht, die mit der Einführung von handelbaren Lizenzen einherging (vgl. *Burtraw* 1996, S. 80). Quantitativen Schätzungen zufolge gehen vom eigentlichen Lizenzhandel volkswirtschaftliche Gesamteinsparungen von über 60 vH gegenüber ordnungsrechtlichen Instrumenten aus (vgl. *Klaassen, Nentjes* 1997, S. 401; *Schmalensee et al.* 1998, S. 64, kommen auf 25-34 vH). Eine wichtige Erfahrung aus dem SO_2-Lizenzhandel ist, daß ein funktionsfähiger und effizienter Lizenzmarkt geschaffen werden kann und daß dieser zudem zur Aufdeckung der Höhe der Grenzvermeidungskosten beiträgt und diese erheblich geringer als erwartet sein können (vgl. *Hansjürgens* 1998, S. 24), auch als Folge bisher nicht erkannter Vermeidungsmöglichkeiten.

Ausschlaggebend für die politische Durchsetzbarkeit der Einführung eines internationalen CO_2-Lizenzsystems ,-das einer internationalen Steuer entspricht-, und für die Anzahl der Teilnehmerländer ist die Ausgestaltung der Erstvergabe der Lizenzen auf einzelne Länder bzw. Ländergruppen (z.B. die Europäische Union). Die Anfangsverteilung verursacht im Anschluß an den Lizenzhandel Verteilungseffekte zwischen den Ländern und übt somit auch Anreize für die Teilnahme am CO_2-Lizenzsystem aus, ohne daß eine effiziente Allokation auf dem (wettbewerblichen) Lizenzmarkt beeinträchtigt wird (Trennung von Allokations- und Distributionsziel). Eine große Zahl von Teilnehmerländern erhöht die ökologische Wirksamkeit und die ökonomische Effizienz des Lizenzsystems, zugleich verbessert sie die Funktionsfähigkeit des Lizenzmarktes (vgl. *Heister, Michaelis et al.* 1991, S. 152 ff.; *Chichilnisky, Heal* 1994, S. 35 ff.). Bei der Anfangsverteilung der Umweltlizenzen kommt am ehesten eine Gratisvergabe in Betracht (vgl. *Kverndock* 1993, S. 106 f.). Diese entspricht in etwa einer proportionalen CO_2-Minderung zwischen den beteiligten

Ländern. Eine europa- oder gar weltweite Versteigerung wäre nicht praktikabel. Das hohe Mittelaufkommen müßte auf dem Wege von Verhandlungen auf die teilnehmenden Länder rückverteilt werden, wobei der angewendete Verteilungsschlüssel erwünschte internationale Verteilungseffekte bewirken könnte (wie auch im Falle einer internationalen CO_2-Steuer). Das Problem der Zuteilung der Lizenzen verschärft sich auf internationaler Ebene gegenüber der nationalen Vergabe (Nord-Süd-Problem). Die Erstvergabe muß vor allem international gerecht sein, da kein Land zur Teilnahme am CO_2-Lizenzsystem gezwungen werden kann (vgl. *Rose* 1992, S. 56; *Grubb* 1992, S. 11). Folgende Regeln für die Zuteilung der Lizenzen bei der Gratisvergabe, die der Rückerstattung einer internationalen CO_2-/Energiesteuer entsprechen und denen unterschiedliche Kriterien der Gerechtigkeit zugrundeliegen, lassen sich unterscheiden (vgl. *Rose* 1992, S. 59 ff.; *Grubb, Sebenius* 1992, S. 193 ff.; *Heister* 1997, S. 337 ff.):

- Zuteilung auf der Basis der gegenwärtigen und der kumulierten Emissionen (Prinzip des status quo bzw. der historischen Verantwortung). In beiden Fällen werden die Industrie- zulasten der Entwicklungsländer bevorteilt, diese werden sich daher nicht am Lizenzsystem beteiligen (vgl. auch *Bertram* 1992, S. 440). Im Verlauf der wirtschaftlichen Entwicklung müssen die Entwicklungsländer von den Industrieländern Lizenzen zukaufen. Die Vorgabe von Reduktionsquoten nach dem Kyoto-Protokoll gegenüber dem Emissionsniveau von 1990 entspricht der Zuteilung von Lizenzen nach dem gegenwärtigen Emissionsniveau.
- Zuteilung proportional zur Größe des Sozialprodukts, damit nach dem Kriterium der Zahlungsfähigkeit. Auch in diesem Fall haben die Industrieländer einen Vorteil.
- Zuteilung proportional zur Größe der Bevölkerung entsprechend dem Prinzip der Gleichheit. Hiernach sind die Entwicklungsländer im Vorteil, die Industrieländer werden durch den Lizenzkauf hohe Zahlungen zu leisten haben. Die Transferleistungen an die Entwicklungsländer können zur Förderung deren wirtschaftlicher Entwicklung verwendet werden, auch zur Einführung energiesparender Technologien (”...to tackle development and sustainability as simultaneous parts of a joint problem...”(ebd., S. 440).

Einzelne Länder oder Ländergruppen präferieren als Folge der damit verbundenen Verteilungswirkungen unterschiedliche Vergabeverfahren. Denkbar ist auch eine Kombination der Einzelkriterien, z.B. aus gegenwärtigen Emissionen und Höhe der Bevölkerung, wobei deren Gewichtung im Zeitablauf

zu Lasten der akkumulierten Emissionen und zugunsten der Bevölkerung veränderbar ist, dadurch zugleich der Entwicklungsländer. Mit der Festlegung nationaler Reduktionsziele im Kyoto-Protokoll ist das Problem der Verteilung der Lizenzen innerhalb der Industrie- und der Osteuropa-Länder gelöst. Die Lizenzvergabe an diese Länder erfolgt entsprechend ihrer nationalen Reduktionsverpflichtung.

Die Versteigerung von Lizenzen hat gegenüber der Gratisvergabe den Vorteil, daß sie wie Umweltabgaben auch zu staatlichen Einnahmen führt, die zur Senkung von verzerrenden Steuern verwendet werden können (”revenue recycling policies”; *Goulder, Parry, Burtraw* 1997, S. 709 f.; ebenso *Parry, Williams, Goulder* 1998, S. 1 ff.). Umweltpolitische Instrumente, die staatliche Einnahmen erbringen, *können* die wirtschaftliche Effizienz durch eine Verringerung der steuerlichen Zusatzlast erhöhen. Insofern weisen Umweltabgaben und Umweltlizenzen (im Falle der Versteigerung) auch unter dem Aspekt der Einnahmenerzielung Gemeinsamkeiten auf.

Bemessungsgrundlage für die Ausgabe von Umweltlizenzen können wie bei Umweltsteuern zum einen CO_2-Emissionen, zum anderen (als Ersatzgröße) der Brenn- und Kraftstoffverbrauch sein. Im ersteren Fall werden Emissionen direkt belastet, damit einher geht eine genaue Verhaltenssteuerung und Zielerreichung. Der Vorteil der letzteren Methode liegt im geringeren Erfassungs- und Kontrollaufwand, da der Handel mit CO_2-Lizenzen auf der Menge des Energieverbrauches aufbauen kann. Bei der Zertifikatspflicht können die Lizenzen bei der Erstvergabe direkt an Großemittenten (Kraftwerke, Industriebetriebe) verteilt werden. Für kleine und für mobile Emissionsquellen (Haushalte, Verkehr) ist eine direkte Lizenzpflicht aus Gründen der Praktikabilität nicht möglich. Die Anzahl der Marktteilnehmer auf dem Lizenzmarkt fällt entsprechend niedriger aus. Bei der Zertifikatspflicht für den Energieverbrauch kann diese auf frühe Produktions- oder Handelsstufen vorverlagert werden, z.B. auf Energieproduzenten bzw. -importeure (Stufe der Hersteller) (vgl. *Heister, Michaelis et al.* 1991, S. 63; *Scheelhaase* 1994, S. 202 ff.) oder auf den Groß- und Einzelhandel (vgl. *Cansier* 1996, S. 202). Wird die Lizenzpflicht bei den Brennstoffanbietern angesiedelt, so überwälzen diese die Lizenzkosten über höhere Energiepreise auf die Energieverbraucher. Die Wirkung des Lizenzsystems entspricht somit genau der einer CO_2-Steuer auf fossile Brennstoffe, mit dem Unterschied, daß für die CO_2-Emission eine absolute Obergrenze vorgegeben ist. Denkbar ist auch eine Kombination von direkter Lizenzpflicht der Großemittenten und indirekter Pflicht der

Kleinemittenten. Abgabenpflichtige und Abgabenberechtigte sind bei einer Versteigerung der Lizenzen wie auch im Falle der Umweltsteuern voneinander getrennt.

Im Anschluß an die Zuteilung nach der praktizierten Allokationsregel werden die CO_2-Lizenzen zwischen den beteiligten Ländern frei getauscht. Die zunächst nicht beteiligten Länder (z.B. die Entwicklungs- und Schwellenländer) müssen sich (zumindest) verpflichten, die international erreichte CO_2-Minderung nicht durch eigene zusätzliche Emissionen auszugleichen. Auch ist zu erwägen, Mindestquoten für die inländische CO_2-Reduzierung zu bestimmen, so daß nur ein Teil des Emissionsziels durch Zukauf von Lizenzen erfüllt werden kann. Die nationalen Emissionsquoten müssen je nach Ausgestaltung des internationalen Lizenzhandels auf die Zertifikatspflichtigen in den beteiligten Ländern durch Gratisvergabe oder durch Versteigerung verteilt werden (sog, zweistufiges Verfahren der Emissionsausgabe; vgl. *Tietenberg* 1995, S. 333 f.). Auf einem internationalen Lizenzmarkt können dann sowohl die Regierungen der Teilnehmerstaaten als auch deren zertifikatspflichtigen Unternehmen teilnehmen (gemischter Lizenzhandel). Denkbar ist auch eine Kombination von Märkten, auf denen nur Länder bzw. Regionen tauschen, und nationalen Lizenzmärkten (vgl. *Chichilnisky, Heal* 1995, S. 30 f.). Für die Überwachung der CO_2-Minderung und damit für die Einhaltung des Reduktionsziels ist der Staat verantwortlich. Eine nationale CO_2-Minderung im Rahmen eines internationalen Übereinkommens ist auch durch Erhebung einer inländischen Umweltsteuer möglich. Ein Unternehmen kann dann im Falle einer höheren Emission zwischen dem Kauf von zusätzlichen Lizenzen und der Zahlung einer Umweltsteuer wählen (ebenda, S. 17 f.). Ist das Reduktionsziel am Ende einer Periode nicht erfüllt, so muß ein Ausgleich durch Kauf oder Verkauf von Lizenzen erfolgen. Ein internationales CO_2-System weist somit gegenüber der Abgabenlösung eine größere nationale Flexibilität auf (vgl. auch *Stavins* 1997, S. 299). Die Kontrolle der CO_2-Minderung im Rahmen eines internationalen Übereinkommens und die Durchführung von Sanktionen zur Erreichung der umweltpolitischen Ziele sind auf internationaler Ebene besonders schwierig. Während die Messung der Emissionen über die Höhe des Energieverbrauches und die gehaltenen Lizenzen für jedes Land durch eine internationale Behörde noch möglich sein dürfte, gibt es keine Sanktionsmöglichkeiten gegen einzelne Staaten, da der Beitritt zu einem internationalen Klimaabkommen freiwillig ist.

Der "'political market' framework" (vgl. *Stavins* 1998, S. 71 ff.) der eingesetzten umweltpolitischen Instrumente bezieht neben der Effizienz und Effektivität auch Argumente der nationalen und internationalen Verteilungsgerechtigkeit und der Fairness in den Instrumentenvergleich ein (vgl. auch *Hahn, Stavins* 1992, S. 466). In den USA werden von den anreizorientierten Instrumenten kostenlos vergebene Umweltlizenzen gegenüber Umweltsteuern präferiert. Eine Beteiligung an einer *C*O_2-/ Energiesteuer innerhalb der OECD ist sehr unwahrscheinlich. In Europa haben nationale Umweltsteuern eine größere Bedeutung (vgl. zum Überblick *Cansier, Krumm* 1997, S. 60 ff.). Lizenzen leiden hier häufig noch unter Akzeptanzproblemen (vgl. *Gawel* 1997, S. 495 ff.). Eine internationale Klimapolitik mittels einer einheitlichen internationalen oder einer harmonisierten nationalen CO_2-/ Energiesteuer dürfte nach den bisherigen Erfahrungen in der Europäischen Union nicht praktikabel sein. Eine Einigung kann am ehesten über einheitliche Mindeststeuersätze erfolgen, die an die Stelle der bisherigen Energiesteuer treten oder die auf diese aufgeschlagen werden. Im Mittelpunkt des zukünftigen Klimaschutzes wird die Entwicklung eines Systems handelbarer CO_2-Lizenzen stehen, zunächst möglicherweise auf die Europäische Union beschränkt, danach unter stufenweisem Einbezug der übrigen OECD- Länder und in der Endstufe auch der Schwellen- und Entwicklungsländer. Die nationalen Vermeidungsmaßnahmen können durchaus unterschiedlich sein, auch in einer Kombination von Steuern und Lizenzen bestehen. Der pragmatische, stufenweise Ausbau der Klimapolitik bezüglich des Reduktionszieles, des Zeithorizontes und des Teilnehmerkreises erleichtert die Schätzung der (abdiskontierten) Nutzen des Klimaschutzes über einen überschaubaren Zeitraum und entspricht dem hohen Grad der Unsicherheit auf jeder Stufe der Analyse des Klimawandels (vgl. *Lind, Schuler* 1998, S. 81 f.)[11].

11 Zum Vergleich des (bisherigen) "deep, then broad"- mit einem (alternativen) "broad, then deep"- Ansatz in der Klimapolitik vgl. *Schmalensee* 1998, S. 147 ff.- "This alternative would place less stress on near- term emissions reductions, which are of relatively little importance over the long haul, and would concentrate instead on developing institutions to ensure broad international participation in emissions abatement, which is essential to any serious effort" (*ebenda*, S. 148).

Literaturverzeichnis

Bach, S. (1995), Wirtschaftliche Auswirkungen und rechtlich-institutionelle Aspekte einer ökologischen Steuerreform. Steuer und Wirtschaft, 72. Jg., S. 264-279.

Bach, S. u.a. (1995), Wirtschaftliche Auswirkungen einer ökologischen Steuerreform. Deutsches Institut für Wirtschaftsforschung, Sonderheft 153. Berlin.

Bader, P., Rahmeyer, F. (1996), Das Reclaim-Programm handelbarer Umweltlizenzen. Konzeption und Erfahrungen. Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht, 19. Jg., S. 43-74.

Balmes, F. (1997), Verfassungsmäßigkeit und rechtliche Systematisierung von Umweltsteuern. Lohmar, Köln.

Bartmann, H. (1996), Umweltökonomie-ökologische Ökonomie. Stuttgart, Berlin, Köln.

Bertram, G. (1992), Tradeable Emission Permits and the Control of Greenhouse Gases. The Journal of Development Studies, Vol. 28, S. 423-446.

Beuermann, Chr., Jäger, J. (1996), Climate Change Politics in Germany. How long will any double dividend last? In: T. O'Riordan, J. Jäger (eds.), Politics of Climate Change. A European Perspective. New York, S. 186-227.

Birdsall, N., Steer, A. (1997), "Act Now on Global Warming - But Don't Cook the Books". In: T. Tietenberg (ed.), The Economics of Global Warming. Cheltenham, Brookfield, S. 601-603.

Böhringer, C., Fahl, U., Voß, A. (1994), Ökologische Steuerreform - ein Königsweg? Energiewirtschaftliche Tagesfragen, 44. Jg., S. 622-624.

Bonus, H. (1990), Preis- und Mengenlösungen in der Umweltpolitik. Jahrbuch für Sozialwissenschaft, Bd. 41, S. 343-358.

Bovenberg, A., de Mooij, R. (1994), Environmental Levies and Distortionary Taxation. The American Economic Review, Vol. 84, S. 1085-1089.

Bovenberg, A., Goulder, L. (1996), Optimal Environmental Taxation in the Presence of other Taxes: General-Equilibrium Analyses. The American Economic Review, Vol. 86, S. 985-1000.

Burtraw, D. (1996), The SO_2 Emission Trading Program. Cost Savings without Allowance Trades. Contemporary Economic Policy, Vol. 14, S. 79-94.

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) (1994), Klimaschutz in Deutschland. Erster Bericht der Regierung der Bundesrepublik Deutschland nach dem Rahmenübereinkommen der Vereinten Nationen über Klimaänderungen. Bonn.

Dass. (1997), Klimaschutz in Deutschland. Zweiter Bericht der Regierung der Bundesrepublik Deutschland nach dem Rahmenübereinkommen der Vereinten Nationen über Klimaänderungen. Bonn.

Dass. (Hrsg.), Umweltgesetzbuch (UGB-KomE). Berlin.

Cansier, D. (1996), Umweltökonomie, 2. Aufl. Stuttgart, Jena.

Cansier, D., Krumm, R. (1997), Air Pollutant Taxation: an empirical Survey. Ecological Economics, Vol. 23, S. 59-70.

Chichilnisky, G., Heal, G. (1994), Markets for Tradeable CO_2 Emission Quotas. Principles and Practice. OECD, Economics Department. Working Papers No. 153. Paris.

Cline, W. (1991), Scientific Basis for the Greenhouse Effect. The Economic Journal, Vol. 101, S. 904-919.

Cline, W. (1992), The Economics of Global Warming. Washington, D.C.

Cline, W. (1994), Costs and Benefits of Greenhouse Abatement: A Guide to Policy Analysis. In: OECD, The Economics of Climate Change. Paris, S. 87-105.

Cline, W. (1998), Comments. Equity and Discounting in Climate-Change Decisions. In: W. Nordhaus (ed.), Economics and Policy Issues in Climate Change. Resources for the Future. Washington, D.C., S. 97-103.

Conrad, C., Schmidt, T. (1998), Double Dividend of Climate Protection and the Role of International Policy Coordination in the EU - An Applied General Equilibrium Analysis with the GEM-E3 Model. In: O. Hohmeyer, K. Rennings (eds.), Man-Made Climate Change. Economic Aspects and Policy Options. ZEW Economic Studies. Heidelberg, S. 180-215.

Cropper, M., Oates, W. (1992), Environmental Economics: A Survey. The Journal of Economic Literature, Vol. 30, S. 675-740.

Dickertmann, D. (1993), Erscheinungsformen und Wirkungen von Umweltabgaben aus ökonomischer Sicht. In: P. Kirchhof (Hrsg.), Umweltschutz im Abgaben- und Steuerrecht. Köln, S. 33-65.

Eckhardt, K. (1993), Probleme einer Umweltpolitik mit Abgaben. Finanzwissenschaftliche Schriften, Bd. 52. Frankfurt am Main.

Ekins, P. (1995), Rethinking the Costs Related to Global Warming: A Survey of the Issues. Environmental and Resource Economics, Vol. 6, S. 231-277.

Ellerman, A., Montero, J.-P. (1998), The Declining Trend in Sulfor Dioxide Emmisions: Implications for Allowance Prices. Journal of Environmental Economics and Management, Vol. 36, S. 26-45.

Endres, A., Schwarze, H. (1994), Das Zertifikatsmodell vor der Bewährungsprobe. In: A. Endres, E. Rehbinder, H. Schwarze, Umweltzertifikate und Kompensationslösungen aus ökonomischer und juristischer Sicht. Bonn, S. 137-215.

Endres, A., Finus, M. (1996), Umweltpolitische Zielbestimmung im Spannungsfeld gesellschaftlicher Interessengruppen. Ökonomische Theorie und Empirie. In: H. Siebert (Hrsg.), Elemente einer rationalen Umweltpolitik. Tübingen, S. 35-133.

Endres, A., Holm-Müller, K. (1998), Die Bewertung von Umweltschäden. Theorie und Praxis sozioökonomischer Verfahren. Stuttgart, Berlin, Köln.

Enquete-Kommission ”Schutz der Erdatmosphäre” des Deutschen Bundestages (Hrsg.) (1995), Mehr Zukunft für die Erde. Nachhaltige Energiepolitik für dauerhaften Klimaschutz. Bonn.

Erdmann, G. (1995), Energieökonomik: Theorie und Anwendungen, 2. Aufl. Zürich.

Ewers, H.-J., Rennings, K. (1996), Quantitative Ansätze einer rationalen umweltpolitischen Zielbestimmung. In: H. Siebert (Hrsg.), Elemente einer rationalen Umweltpolitik. Tübingen, S. 135-171.

Ewringmann, D., Hansmeyer, K.-H. (1991), CO_2-Abgaben-Gratwanderung zwischen Effizienz und Praktikabilität. Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht, 14. Jg., S. 115-132.

Ewringmann, D. (1997), Staatsfinanzierung und Lenkungsabgaben: Problemfelder und Gestaltungsmöglichkeiten einer ökologischen Steuerreform. In: Staehelin-Witte, E., Blöchliger, H. (Hrsg.), Ökologisch orientierte Steuerreformen. Bern, Stuttgart, Wien, S. 61-100.

Fankhauser, S. (1995), Valuing Climate Change: The Economics of the Greenhouse. London.

Fankhauser, S., Tol, R. (1996), Climate Change Costs. Recent Advancements in the Economic Assessments. Energy Policy, Vol. 24, S. 665-673.

Fankhauser, S., Pearce, D. (1994), The Social Costs of Greenhouse Gas Emissions. In: OECD, The Economics of Climate Change. Paris, S. 71-86.

Feess, E. (1995), Umweltökonomie und Umweltpolitik. München.

Fischedick, M. et al. (1997), Kritische Anmerkungen zur RWI/ Ifo-Studie ”Gesamtwirtschaftliche Beurteilung von CO_2-Minderungsstrategien.” Wuppertal-Institut für Klima, Umwelt, Energie. Wuppertal.

Gawel, E. (1992), Die mischindustrielle Strategie in der Umweltpolitik: Ökonomische Betrachtungen zu einem neuen Politikmuster. Jahrbuch für Sozialwissenschaft, Bd. 43, S. 267-286.

Gawel, E. (1994), Umweltpolitik zwischen Verrechtlichung und Ökonomisierung. ORDO, Bd. 45, S. 63-103.

Gawel, E. (1995), Ökologisierung des Steuer- und Abgabensystems. Übergangsprobleme und umweltpolitische Implikationen. Hamburger Jahrbuch für Wirtschafts- und Gesellschaftspolitik, 40. Jahr, S. 171-195.

Gawel, E. (1997), Akzeptanzbarrieren für Marktlösungen im Umweltschutz - der Fall handelbarer Umweltnutzungsrechte. Staatswissenschaften und Staatspraxis, 8. Jg., S. 485-529.

Gottfried, P., Wiegard, W. (1995), Wunderwaffe Ökosteuern? Eine finanzwissenschaftliche Betrachtung. Wirtschaftswissenschaftliches Studium (WiSt), 24. Jg., S. 500-508.

Goulder, L. (1994), Energy Taxes: Traditional efficiency effects and environmental implications. In: J. Poterba (ed.), Tax Policy and the Economy 8. National Bureau of Economic Research, Cambridge (Mass.), S. 105-158.

Goulder, L., Environmental Taxation and the Double Dividend: A Reader‘ s Guide. International Tax and Public Finance, Vol. 2, S. 157-183.

Goulder, L., Parry, I., Burtraw, D. (1997), Revenue-raising versus other approaches to environmental protection: The critical significance of preexisting tax distortions. Rand Journal of Economics, Vol. 28, S. 7o8-731.

Grubb, M., Sebenius, J. (1992), Participation, Allocation and Adaptibility in International Tradeable Emission Permit Systems for Greenhouse Gas Control. In: OECD, Climate Change. Designing a Tradable Permit System. Paris, S. 185-225.

Grubb, M. et al. (1993), The Costs of Limiting Fossil-Fuel CO_2 Emissions. A Survey and Analysis. Annual Review of Energy and the Environment, Vol. 18, S. 397-478.

Hahn, R., Stavins, R. (1992), Economic Incentives for Environmental Protection: Integrating Theory and Practice. The American Economic Review, Papers and Proceedings, Vol. 82, S. 464-468.

Hampicke, U. (1991), Neoklassik und Zeitpräferenz - der Diskontierungsnebel. In: F. Beckenbach (Hrsg.), Die ökologische Herausforderung für die ökonomische Theorie. Marburg, S. 127-149.

Hansjürgens, B. (1993), Sonderabgaben aus finanzwissenschaftlicher Sicht - am Beispiel der Umweltpolitik. Steuer und Wirtschaft, 70. Jg., S. 20-34 (1993a).

Hansjürgens, B.(1993), Affinität zwischen Typen von Umweltabgaben und Umweltproblemen- unter Berücksichtigung neuerer Vorschläge. In: H. Zimmermann (Hrsg.), Umweltabgaben. Grundsatzfragen und abfallwirtschaftliche Anwendung. Marburg, S. 35-71 (1993b).

Hansjürgens, B. (1995), Wie passen ”Ökosteuern” in das Steuersystem? Konjunkturpolitik, 41. Jg., S. 199-225.

Hansjürgens, B., (1998), Wie erfolgreich ist das neue Schwefeldioxid - Zertifikatesystem in den USA? Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht, 21. Jg., S. 1-32.

Hansjürgens, B., Fromm, O. (1994), Erfolgsbedingungen von Zertifikatemodellen in der Umweltpolitik - am Beispiel der Novelle des US-Clean-Air-Act von 1990. Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht, 17. Jg., S. 473-495.

Hansmeyer, K.-H., Das Spektrum umweltpolitischer Instrumente. In: H. König (Hrsg.), Umweltverträgliches Wirtschaften als Problem von Wissenschaft und Politik. Schriften des Vereins für Socialpolitik, NF, Bd. 224, Berlin, S. 63-86.

Heister, J. (1997), Der internationale CO_2-Vertrag. Kieler Studien 282. Tübingen.

Heister, J., Michaelis, P. et al. (1991), Umweltpolitik mit handelbaren Emissionsrechten. Kieler Studien 237. Tübingen.

Hennicke, P., Becker, R. (1995), Ist Anpassen billiger als Vermeiden? Anmerkungen zur Aussagefähigkeit globaler Kosten/ Nutzen-Analysen von Klimaänderungen. Zeitschrift für Energiewirtschaft, Bd. 19, S. 143-155.

Hettich, F., Killinger, S., Winker, (1997), Die ökologische Steuerreform auf dem Prüfstand. Zur Kritik des Gutachtens des DIW. Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht, 20. Jg., S. 199-225.

Hey, J. (1998), Rechtliche Zulässigkeit von Umweltabgaben unter dem Vorbehalt ihrer ökologischen und ökonomischen Wirksamkeit. Steuer und Wirtschaft, 75. Jg., S. 32-54.

Hillebrand, B., Wackerbauer, J. (1996), Ökologische und ökonomische Wirkungen von CO_2-Minderungsstrategien. RWI-Mitteilungen, Jg. 47, S. 107-131.

Hillebrand, B., Buttermann, H.G., Oberheitmann, A. (1997), First Monitoring Report: CO_2-Emissions in German Industry 1995-1996. RWI-Papiere, No. 50. Essen.

Hoel, M. (1991), Efficient International Agreements for Reducing Emissions of CO_2. The Energy Journal, Vol. 12, S. 93-107.

Hoel, M. (1992), The Role and Design of a Carbon Tax in an International Climate Agreement. In: OECD, Climate Change. Designing a Practical Tax System. Paris, S. 101-114 (1992a).

Hoel, M. (1992), Carbon Taxes. An international tax or harmonized domestic taxes? European Economic Review, Vol. 36, S. 400-406 (1992b).

Hoel, M. (1993), Harmonization of Carbon Taxes in International Climate Agreements. Environmental and Resource Economics, Vol. 3, S. 221-231.

Hohmeyer, O. (1997), Social Costs of Climate Change. Strong Sustainability and Social Costs. In: O. Hohmeyer, R. Ottinger, K. Rennings (eds.), Social Costs and Sustainability. Berlin, Heidelberg, S. 61-83.

Houghton, J. (1998), Global Warming, 2nd ed. Cambridge.

Huckestein, B. (1993), Umweltlizenzen-Anwendungsbedingungen einer ökonomisch effizienten Umweltpolitik durch Mengensteuerung. Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht, 16. Jg., S. 1-29.

Huckestein, B. (1996), Ökologische Steuerreform und nachhaltige Entwicklung - Ansatzpunkte und Bestandteile einer nachhaltigen Finanzreform. Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht, 19. Jg., S.387-408.

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (1996), Climate Change 1995. The Science of Climate Change, Cambridge, New York, Melbourne (1996a).

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (1996), Economic and Social Dimensions of Climate Change. Cambridge, New York, Melbourne (1996b).

Jaeger, W. (1995), The welfare costs of a global carbon tax when tax revenues are recycled. Resource and Energy Economics, Vol. 17, S. 47-67.

Kemper, M. (1993), Das Umweltproblem in der Marktwirtschaft. Berlin.

Kirchhof, P. (1993), Verfassungsrechtliche Grenzen von Umweltabgaben. In: P. Kirchhof (Hrsg.), Umweltschutz im Abgaben- und Steuerrecht. Köln, S.3-31.

Kirchgässner, G. (1995), Internationale Umweltprobleme und die Problematik internationaler öffentlicher Güter. Zeitschrift für angewandte Umweltforschung, Jg. 8, S. 34-44.

Kirchgässner, G. (1998), Ökologische Steuerreform. Utopie oder realistische Alternative? In: G. Krause-Jung (Hrsg.), Steuersysteme der Zukunft. Schriften des Vereins für Socialpolitik, NF, Bd. 256, zugleich: Beiheft 6: Zeitschrift für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften. Berlin, S. 279-319.

Klaassen, G., Nentjes, A. (1997), Sulfur Trading under the 1990 CAAA in the US: An Assessment of First Experiences. Journal of Institutional and Theoretical Economics, Vol. 153, S. 384-410.

Klemmer, P. (1993), CO_2-Abgaben - eine kritische Bestandsaufnahme aus empirischer Sicht. In: K. Mackscheidt, D. Ewringmann, E. Gawel (Hrsg.), Umweltpolitik mit hoheitlichen Zwangsabgaben? Berlin, S. 321-330.

Klepper, G.., Scholz, Ch. (1998), Ausgestaltung und Wirkung einer ökologischen Steuerreform. Zeitschrift für Wirtschaftspolitik, Jg. 47, S. 43-57.

Kommission der Europäischen Gemeinschaften (1992), Die Klimaherausforderung. Ökonomische Aspekte der Gemeinschaftsstrategie zur Begrenzung der CO2-Emissionen. Europäische Wirtschaft, Nr. 52 (Mai).

Koschel, H., Weinreich, S. (1995), Ökologische Steuerreform auf dem Prüfstand - Ist die Zeit reif zum Handeln? In: O. Hohmeyer (Hrsg.), Ökologische Steuerreform. Baden-Baden, S. 9-38.

Krause-Jung, G. (1997), Fallstudie einer ökologischen Steuerreform. Wirtschaftsdienst, 77. Jg., S. 694-701.

Kristof, K., Ramesohl, S., Schmutzler, Th. (1997), ”Aktualisierte Erklärung der deutschen Wirtschaft zur Klimavorsorge”: Große Worte, keine Taten? Wuppertal-Papers, Nr. 71. Wuppertal-Institut für Klima, Umwelt, Energie. Wuppertal.

Krumm, R. (1996), Internationale Umweltpolitik. Eine Analyse aus umweltökonomischer Sicht. Heidelberg, Berlin.

Kverndock, S. (1993), Global CO_2-Agreements. A Cost-Effective Approach. The Energy Journal, Vol. 14, S. 91-112.

Lang, J. (1993), Verwirklichung von Umweltschutzzwecken im Steuerrecht. In: P. Kirchhof (Hrsg.), Umweltschutz im Abgaben- und Steuerrecht. Köln, S. 115-160.

Lenschow, A. (1996), Der umweltpolitische Entscheidungsprozeß in der Europäischen Union am Beispiel der Klimapolitik. In: H.G. Brauch (Hrsg.), Klimapolitik. Berlin, Heidelberg, S. 89-104.

Lind, R., Schuler, R. (1998), Equity and Discounting in Climate-Change Decisions. In: W. Nordhaus (ed.), Economics and Policy Issues in Climate Change. Resources for the Future. Washington, D.C., S. 59-96.

Loske, R. (1996), Klimapolitik. Marburg.

Maier-Rigaud, G. (1991), Die Herausbildung der Umweltökonomie: Zwischen axiomatischem Modell und normativer Theorie. In: F. Beckenbach (Hrsg.), Die ökologische Herausforderung für die ökonomische Theorie. Marburg, S. 27-43.

Maier-Rigaud, G. (1994), Umweltpolitik mit Mengen und Preisen. Marburg.

Majocci, A. (1996), Green Fiscal Reform and Employment: A Survey. Environmental and Resource Economics, Vol. 8, S. 375-397.

Mendelsohn, R. (1998), Climate-Change Damages. In: W. Nordhaus (ed.), Economics and Policy Issues in Climate Change. Resources for the Future. Washington, D.C., S. 219-236.

Meyer, B. u.a. (1997), Was kostet eine Reduktion der CO_2-Reduktionen? Universität Osnabrück, Beiträge des Instituts für Empirische Wirtschaftsforschung, Nr. 55. Osnabrück.

Montgomery, D. (1992), Designing Fees for Abating Greenhouse Gas Emissions. OECD, Climate Change. Designing a Practical Tax System. Paris, S. 117-141.

Nordhaus, W. (1991), To Slow or not to Slow? The Economics of the Greenhouse Effect. The Economic Journal, Vol. 101, S. 920-937.

Nordhaus, W. (1993), Reflections on the Economics of Climate Change. The Journal of Economic Perspectives, Vol. 7, No. 4, S. 11-25.

Nordhaus, W. (1994), Managing the Global Commons. The Economics of Climate Change. Cambridge (Mass.), London.

OECD (1995), Global Warming. Economic Dimensions and Policy Responses. Paris.

OECD (1997), Evaluating Economic Instruments for Environmental Policy. Paris.

Oates, W. (1993), Pollution Charges as a Source of Public Revenues. In: H. Giersch (ed.), Economic Progress and Environmental Concerns. Berlin u.a., S. 135-152.

Parry, I., Williams III, R., Goulder, L. (1998), When can Carbon Abatement Policies increase Welfare? The Fundamental Role of Distorted Factor Markets. Resources For The Future, Discussion Paper 97-18-REV. Washington, D. C.

Peffekoven, R. (1998), Ausgestaltung und Wirkung einer ökologischen Steuerreform. Zeitschrift für Wirtschaftspolitik, Jg. 47, S. 58-69.

Perman, R. (1994), The Economics of the Greenhouse Effects. Journal of Economic Surveys, Vol. 8, S. 99-132.

Rehbinder, E. (1994), Übertragbare Emissionsrechte aus juristischer Sicht. In: A. Endres, E. Rehbinder, H. Schwarze, Umweltzertifikate und Kompensationslösungen aus ökonomischer und juristischer Sicht. Bonn, S. 92-136.

Rehbinder, E. (1997), Festlegung von Umweltzielen. Natur und Recht, 19. Jg., S. 399-416.

Reilly, J. (1998), Comments. Climate-Change Damages. In: W. Nordhaus (ed.), Economics and Policy Issues in Climate Change. Resources for the Future. Washington, D.C., S. 243-255.

Rennings, K., Brockmann, K.L., Bergmann, H. (1998), Assessment of Voluntary Agreements in Environmental Policy - A Neoclassical Perspective. In: O. Hohmeyer, K. Rennings (eds.), Man-Made Climate-Change. Economic Aspects and Policy Options. ZEW Economic Studies. Heidelberg, S. 244-281.

Rennings, K., Hohmeyer, O. (1998), Linking Weak and Strong Sustainability Indicators: The Case of Global Warming. In: O. Hohmeyer, K. Rennings (eds.), Man-Made Climate Change. Economic Aspects and Policy Options. ZEW Economic Studies. Heidelberg, S. 83-110.

Repetto, R., Austin, D.(1997), The Costs of Climate Protection: A Guide for the Perplexed. World Resource Institute. Washington, D.C.

Richels, R. (1998), Comments. The Costs of Greenhouse - Gas Abatement and Carbon Emissions Reductions. In: W. Nordhaus (ed.), Economics and Policy Issues in Climate Change. Resources for the Future. Washington, D.C., S. 215-217.

Richels, R., Sturm, P. (1996), The Costs of CO_2 emission reduction. Some insights from global analyses. Energy Policy, Vol. 24, S. 875-887.

Richter, W. (1997), Über die Ineffizienz einer nationalen Energiesteuer. Wirtschaftswissenschaftliches Studium (WiSt), 26. Jg., S. 124- 130.

Rose, A. (1992), Equity Considerations of Tradeable Carbon Emission Entitlements. In: UNCTAD, Combating Global Warming. Study on a global system of tradeable carbon emission entitlements. New York, S. 55-83.

Sachverständigenrat zur Begutachtung der gesamtwirtschaftlichen Entwicklung (1998), Jahresgutachten 1998. Deutscher Bundestag, Drucksache 14/ 73.

Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU) (1994), Umweltgutachten 1994. Deutscher Bundestag, Drucksache 12/ 6995.

Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU) (1996), Umweltgutachten 1996. Deutscher Bundestag, Drucksache 13/ 4108.

Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU) (1998), Umweltgutachten 1998. Deutscher Bundestag, Drucksache 13/10195.

Scheelhaase, J. (1994), Abgaben und Zertifikate als Instrumente zur CO_2-Reduktion in der EG. Ifo-Studien zur Umweltökonomie, Bd. 19. München.

Scherega, J., Leary, N. (1992), Improving the Efficiency of policies to reduce CO_2-emissions. Energy Policy, Vol. 20, S. 394-404.

Schiffer, H.-W. (1997), Energiemarkt Bundesrepublik Deutschland, 6. Aufl. Köln.

Schmalensee, R. (1998), Greenhouse Policy Architectures and Institutions. In: W. Nordhaus (ed.), Economics and Policy Issues in Climate Change. Resources for the Future. Washington, D.C., S. 137-158.

Schmalensee, R. et al. (1998), An Interim Evaluation of Sulfur Dioxide Emissions Trading. The Journal of Economic Perspectives, Vol. 12, No. 3, S. 53-68.

Schöb, R. (1995), Ökologische Steuersysteme. Umweltökonomie und optimale Besteuerung. Frankfurt/ Main.

Schönwiese, Chr.-D. (1996), Naturwissenschaftliche Grundlagen: Klima und Treibhauseffekt. In: H.G. Brauch (Hrsg.), Klimapolitik. Berlin, Heidelberg, S. 3-20.

Schwarze, R. (1997), SO_2 im Sonderangebot? Zur Entwicklung des US-Marktes für Schwefeldioxyd-Lizenzen und den Perspektiven von Zertifikatsmodellen in der Luftreinhaltepolitik. Zeitschrift für angewandte Umweltforschung, Jg. 10, S. 170-186.

Siebert, H. (1978), Ökonomische Theorie der Umwelt. Tübingen.

Solomon, B. (1995), Global CO_2 Emissions Trading: Early Lessons from the US Acid Rain Program. Climatic Change, Vol. 30, S. 75-96.

Stavins, R. (1997), Policy Instruments for Climate Change: How can national governments adress a global problem? The University of Chicago Legal Forum, Vol. 1997, S. 293-329.

Stavins, R. (1998), What Can We Learn from the Grand Policy Experiment? Lessons from SO_2 Allowance Trading. The Journal of Economic Perspectives, Vol. 12, No. 3, S. 69-88.

Stenger, J. (1995), Das Steuerrecht als Instrument des Umweltschutzes. Frankfurt am Main u.a.

Stephan, G., Ahlheim, M. (1996), Ökonomische Ökologie. Berlin u.a.

Tietenberg, T. (1990), Economic Instruments for Environmental Regulation. Oxford Review of Economic Policy, Vol. 6, S. 17-33.

Tietenberg, T. (1995), Transferable Discharge Permits and Global Warming. In: D. Bromley (ed.), Handbook of Environmental Economics. Oxford, Cambridge (Mass.), S. 317-352.

Tol, R. (1998), Comment. Climate Change Damages. In: W. Nordhaus (ed.), Economics and Policy Issues in Climate Change. Resources for the Future. Washington, D.C., S. 237-242.

Umweltbundesamt (1994), Umweltabgaben in der Praxis. Sachstand und Perspektiven. Berlin.

Walz, R. (1995), Gesamtwirtschaftliche Auswirkungen von Klimaschutzmaßnahmen - der Modellierungsansatz der Enquete-Kommission. In: P. Hennicke (Hrsg.), Klimaschutz: Die Bedeutung von Kosten-Nutzen-Analysen. Berlin, Basel, Boston, S. 134-152.

Walz, R. (1997), Potentiale und Strategien zur CO_2-Reduktion durch Energieeinsparung. In: H.G. Brauch (Hrsg.), Energiepolitik. Berlin, Heidelberg, S. 411-422.

Weyant, J. (1993), Costs of Reducing Global Carbon Emissions. Journal of Economic Perspectives, Vol. 7 (Fall), S. 27-46.

Weyant, J. (1998), The Costs of Carbon Emissions Reductions. In: W. Nordhaus (ed.), Economics and Policy Issues in Climate Change. Resources for the Future. Washington, D.C., S. 191-214.

Wicke, L. (1993), Umweltökonomie. Eine praxisorientierte Einführung, 4. Aufl., München.

Wilson, D., Swisher, J. (1993), Exploring the gap. Top-down versus bottom-up analyses of the cost of mitigating global warming. Energy Policy, Vol. 21, S. 249-263.

Wissenschaftlicher Beirat beim Bundesministerium der Finanzen (BMF) (1997), Umweltsteuern aus finanzwissenschaftlicher Sicht. Schriftenreihe des BMF, H. 63. Bonn.

Zimmermann, H. (1992), Ökonomische Aspekte globaler Umweltprobleme. Zeitschrift für angewandte Umweltforschung, Jg. 5, S. 310-321.

Zimmermann, H. (1996), Öko-Steuern: Ansätze und Probleme einer ”ökologischen Steuerreform”. In: H. Siebert (Hrsg.), Elemente einer rationalen Umweltpolitik. Tübingen, S. 239-284.

Zimmermann, H., Hansjürgens, B. (1993), Umweltpolitische Einordnung verschiedener Typen von Umweltabgaben. In: H. Zimmermann (Hrsg.), Umweltabgaben. Grundsatzfragen und abfallwirtschaftliche Anwendung. Marburg, S. 1-38.