

Rahmeyer, Fritz

**Working Paper**

## Europäische Klimapolitik mit handelbaren Emissionslizenzen

Volkswirtschaftliche Diskussionsreihe, No. 257

**Provided in Cooperation with:**

University of Augsburg, Institute for Economics

*Suggested Citation:* Rahmeyer, Fritz (2004) : Europäische Klimapolitik mit handelbaren Emissionslizenzen, Volkswirtschaftliche Diskussionsreihe, No. 257, Universität Augsburg, Institut für Volkswirtschaftslehre, Augsburg, <https://nbn-resolving.de/urn:nbn:de:bvb:384-opus4-712008>

This Version is available at:

<https://hdl.handle.net/10419/22780>

**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.*



Institut für Volkswirtschaftslehre

Universität Augsburg

## Volkswirtschaftliche Diskussionsreihe

**Europäische Klimapolitik  
mit handelbaren Emissionslizenzen**

**Fritz Rahmeyer**

**Beitrag Nr. 257, Januar 2004**

# Europäische Klimapolitik mit handelbaren Emissionslizenzen

**Fritz Rahmeyer\***

Universität Augsburg

Januar 2004

## **Abstract**

With the adoption of the „Directive 2003/87/EU of the European Parliament and the Council ...“ greenhouse gas emission allowance trading within the community will begin in 2005. Emission trading is a flexible instrument to abate emissions within the framework of the Kyoto-Protocol that provides besides the first binding agreement concerning emission abatement above all an institutional lead-in to a preventive protection against anthropogenic climate change. At present command-and-control regulations and national emission or energy taxes are predominant within environmental policy. The former are economically inefficient, concerning the latter a harmonization of pre-existent environmental taxes between Annex B-countries is not to be expected. So at least for a transitional period different instruments will overlap, whereby especially the German air pollution law (Bundes-Immissionsschutzgesetz) and emission trading are incompatible. The EU-Directive releases approved industrial installations, that take part in emission allowance trading, from fulfilling their duty to keep marginal emission values.

It is the purpose of this paper to present and elucidate the future sectoral system of emission allowance trading according to the EU-Directive. The question of its compatibility and interaction with the existing environmental law is in the fore. Emission trading systems have to adapt to command-and-control regulations and existing market based instruments, even if the instrumental mix will go along with a loss in efficiency compared to a pure trading system.

Keywords: climate policy, emission trading, double regulation

JEL Classification: Q25, Q28, H23

---

\* Prof. Dr. Fritz Rahmeyer, Universität Augsburg, Wirtschaftswissenschaftliche Fakultät,  
D-86135 Augsburg, Tel.: ++49-821-598-4203,-4186, E-Mail: fritz.rahmeyer@wiwi.uni-augsburg.de

## 1. Einleitung

Nach der Annahme der Richtlinie 2003/87/EG durch das Europäische Parlament und den Rat der Europäischen Union wird der Handel mit Treibhausgasemissionszertifikaten in der Gemeinschaft ab 2005 aufgenommen. Er stellt ein flexibles Instrument der Emissionsreduzierung im Rahmen des Kyoto-Protokolls zum Rahmenübereinkommen der Vereinten Nationen über Klimaveränderungen dar, das neben einem ersten verbindlichen Reduktionsziel vornehmlich einen institutionellen Einstieg in den präventiven Klimaschutz liefert. Das vorherrschende Instrumentarium der Umweltpolitik sind gegenwärtig ordnungsrechtliche Regulierungen und die Erhebung von nationalen Umwelt- bzw. Energiesteuern. Erstere sind ökonomisch ineffizient, für letztere ist eine enge Harmonisierung bestehender nationaler Ökosteuern zwischen den Teilnehmerstaaten nicht zu erwarten. Zumindest für eine Übergangsperiode werden sich verschiedene Instrumente überlagern, wobei sich vor allem das bestehende Ordnungsrecht und der Lizenzhandel grundsätzlich voneinander unterscheiden. Als Ausweg befreit die EG-Richtlinie genehmigte Industrieanlagen, die dem Emissionshandel unterliegen, von der Pflicht zur Einhaltung von Grenzwerten nach dem Stand der Technik.

Für die Darstellung und kritische Analyse des gegenwärtigen Standes der europäischen Klimapolitik mit handelbaren Emissionslizenzen werden zunächst Grundprobleme der präventiven Klimapolitik aufgezeigt (Kap. 2). Danach werden detailliert deren quantitativen Ziele dargestellt, ebenfalls die dazu vorgesehenen Instrumente, wobei der Inhalt des Kyoto-Protokolls im Vordergrund steht (Kap. 3). Gegenstand von Kap. 4 bildet die Behandlung der theoretischen Grundlage des Emissionshandels. Anhand der Richtlinie 2003/87/EG wird anschließend das zukünftige sektorale System des Lizenzhandels erläutert und beurteilt (Kap. 5). Im Vordergrund steht die Frage nach dessen Vereinbarkeit insbesondere mit dem bestehenden Anlagengenehmigungsrecht, aber auch den Umweltsteuern. Die Analyse ergibt, dass sich der Lizenzhandel in das vorliegende Instrumentarium einordnen muss, auch wenn der Instrumentenverbund mit einem Effizienzverlust gegenüber dem reinen Emissionshandel einhergeht.

## 2. Grundprobleme der präventiven Klimapolitik

Seit Ende der achtziger Jahre ist der Klimaschutz ein wichtiger Teilbereich der nationalen und internationalen Umweltpolitik, speziell der Luftgütepolitik. Nach dem Ergebnis des dritten Berichtes des „Intergovernmental Panel on Climate Change“ (IPCC) ist der Klimawandel zur Realität geworden, ebenso, dass der Hauptanteil des Temperaturanstiegs um  $0,6^{\circ}\text{C}$  im Verlauf des 20. Jh. durch menschliche Aktivitäten verursacht ist (anthropogener Klimawandel). Hieß es im zweiten Bericht des IPCC (1996, S. 39) noch: „... the balance of evidence suggests that there is a discernible human influence on global climate“, so kommt der dritte Bericht zu folgendem Ergebnis: „In the light of new evidence and taking into account the remaining uncertainties, most of the observed warming over the last 50 years is likely to have been due to the increase in greenhouse gas concentration“ (IPCC, 2001, S. 201). Und an anderer Stelle: „There is new and stronger evidence that most of the warming observed over the last 50 years is attributable to human activities“ (ebd., S. 5, 158). Die Verbrennung fossiler Energieträger (Kohle, Öl, Gas) setzt – in unterschiedlicher Höhe –  $\text{CO}_2$ -Emissionen frei, führt zu Luftverunreinigungen in Form einer Erhöhung der  $\text{CO}_2$ -Konzentration in der Erdatmosphäre (seit 1750 um 31 vH) und ist dadurch die (vermutete) Hauptursache des anthropogenen

Treibhauseffektes, der Schädigungen der natürlichen Lebensgrundlagen zur Folge hat (zu Einzelheiten vgl. u.a. *Lang*, 1999, S. 10 ff.; *Schwarze*, 2000, S. 23 ff).

Spezifische Merkmale des Klimawandels sind seine Irreversibilität, der globale Charakter (Klimaschutz als internationales öffentliches Gut), die große Zeitverzögerung zwischen Verursachung und Wirkung und vor allem die Unsicherheit auf allen Stufen seiner Analyse als Folge unvollständigen (ökonomischen und naturwissenschaftlichen) Wissens oder fehlender Übereinstimmung bezüglich des vorliegenden Wissens (vgl. *Hennicke und Becker*, 1995, S. 147; *OECD*, 1995, S. 14; 143 ff.). Hierzu zählen

- die Höhe des zukünftigen CO<sub>2</sub>-Ausstoßes, u.a. in Abhängigkeit vom Wachstum des Sozialprodukts und der Bevölkerung, aber auch der autonomen Energieproduktivität („Business-as-usual“-Fall);
- der Zusammenhang von CO<sub>2</sub>-Emissionen und CO<sub>2</sub>-Konzentration in der Erdatmosphäre;
- der Zusammenhang von CO<sub>2</sub>-Konzentration und Klimawandel;
- die eintretenden Klimaschäden im ökonomischen und ökologischen System.

Die Unsicherheit über die genauen Ursachen und Wirkungen des Klimawandels überträgt sich auf die Gewichtung bei der kombinierten Anwendung von Vermeidungs- und von Anpassungsstrategien auf den bereits unvermeidlichen Klimawandel und den einzuschlagenden Zeitpfad der Emissionsreduzierung bei gegebenem Reduktionsziel (early action vs. delayed action; „deep, then broad“ vs. „broad, then deep“-Strategie; zu letzterem *Schmalensee*, 1998, S. 147 f.). Die Vermeidung zielt auf die Verringerung des Ausmaßes des Klimawandels ab, die Anpassung auf die seiner nachteiligen Auswirkungen. Das Ziel beider Reaktionen ist die Minimierung der Kosten des Klimawandels in Form eines gesamtwirtschaftlichen Outputverlustes. Umweltpolitische Instrumente sind mit der Wahl der Strategie nicht determiniert. „Klimapolitische Prioritätensetzungen, Strategien und Maßnahmen müssen aufgrund der Ungewissheits- und Unvollständigkeitsproblematik des Wissens flexibel sein, um Freiräume zur Berücksichtigung neuen Wissens sicherstellen zu können“ (*Schröder et al.*, 2002, S. 31).

Im Mittelpunkt der *ökonomischen* Analyse der Klimapolitik steht als erstes die Ermittlung der Kosten und Nutzen des Klimaschutzes, ein zweiter Schwerpunkt liegt in der Analyse von Instrumenten der Emissionsreduzierung. Vermeidungskosten entstehen aus der Emissionsminderung, einschließlich der Anpassung an negative Folgen des Klimawandels. Der Nutzen resultiert aus der Verringerung der residualen Schadenskosten des Klimawandels. Die Höhe der in Klimamodellen geschätzten Vermeidungskosten unterscheidet sich vor allem als Folge der unterstellten Modellannahmen (vgl. *Repetto, Austin* 1997, S. 5 ff.). Hierzu gehören die Substitutionsmöglichkeiten zwischen Energie und den übrigen Produktionsfaktoren, das Ausmaß der autonomen und Preis induzierten Erhöhung der Energieeffizienz, die Art der Verwendung staatlicher Einnahmen im Falle der Erhebung einer CO<sub>2</sub>- oder Energiesteuer. Eine Reihe von Vermeidungs- und Anpassungsmaßnahmen sind zu geringen oder gar negativen Kosten möglich, vor allem die Energieeinsparung und die Erhöhung der autonomen Energieeffizienz. Da Kosten und Nutzen des Klimaschutzes zeitlich weit auseinander fallen, entsteht die Notwendigkeit, zukünftige Schadenskosten zu diskontieren. Dabei wirkt ein aus ethischen Gründen gewählter niedriger Diskontsatz, der der sozialen Zeitpräferenzrate entspricht (z.B. *Cline*, 1992, S. 255 von 1,5 vH), wie eine Versicherung gegen zukünftige Klimaschäden (vgl. *Fank-*

hauser 1995, S. 125 ff.), während das IPCC (2001, S. 336) eine Diskontierungsrate von 4-6 vH, in etwaiger Höhe der Opportunitätskosten des Kapitals, für angemessen hält. Der Nutzen einer Vermeidungsstrategie ist dann geringer, die Zukunft verliert gegenüber der Gegenwart an Bedeutung.

Als Folge der Unsicherheit über die Höhe der Schadenskosten des Klimawandels und der Bewertungsprobleme bei nicht Markt bezogenen Schäden kann ein ökonomisches Optimum der Emissionsvermeidung und des Klimaschutzes als wohlfahrtsökonomische first-best-Zielsetzung weder ermittelt noch realisiert werden (so *RSU*, 2002, Tz. 527; auch *Hohmeyer*, 1997, S. 77 f.). Als Konsequenz werden Ziele der Umweltpolitik auf der politischen Ebene als Umweltqualitätsziele oder -standards in Form einer Richt- oder Orientierungsgröße festgesetzt, z.B. als Obergrenze der CO<sub>2</sub>-Konzentration. Sie beruhen auf Bewertungen der Schutzwürdigkeit z.B. der menschlichen Gesundheit und dienen der Begrenzung verschiedener Formen von schädlichen Einwirkungen auf den Menschen und/oder die Umwelt. Das wichtigste Ziel bei der Erfüllung des Vorsorgeprinzips als dem geeigneten Handlungsprinzip des präventiven Klimaschutzes ist die direkte Reduzierung der CO<sub>2</sub>-Emissionen. „Ökologische Ziele sind immer nur als Mengen zu definieren“ (*Maier-Rigaud*, 1994, S. 43). Es wird aus dem Oberziel der Erhaltung des ökologischen Gleichgewichts abgeleitet, das der Bewahrung der Tragkapazität der Umwelt dient: Die Freisetzung von Schadstoffen darf danach die Aufnahmefähigkeit des ökologischen Systems nicht überschreiten. Entscheidend für die Quantifizierung ist die Bestimmung der noch tolerierbaren Obergrenze des globalen Temperaturanstiegs („minimum standard of climate stability“). „Welche Natur geschützt werden soll, bleibt eine im politischen Prozess zu treffende Entscheidung und damit eben auch Gegenstand ökonomischer Abwägung“ (*Ewers und Rennings*, 1996, S. 166). Ökologische Erfordernisse und ökonomische Restriktionen gemeinsam sind für die Bestimmung von Umweltqualitätsstandards von Belang. Im Vordergrund dieser zweitbesten Strategie der Umweltpolitik steht die Analyse des Instrumenteneinsatzes zur kosteneffektiven Erreichung des umweltpolitischen Ziels bei Berücksichtigung seiner ökonomischen, ökologischen und rechtlichen Anwendungsbedingungen im Einzelfall (so *Michaelis*, 1996, S. 34 f.).

### **3. Zielsetzungen der präventiven Klimapolitik**

Aufgrund des globalen Charakters von Ursache und Wirkung des Klimawandels gibt es einen zentralen politischen Akteur in der Klimapolitik nicht. In der internationalen Umweltpolitik müssen stattdessen gemeinsame Entscheidungen autonomer Staaten auf dem Wege von freiwilligen vertraglichen Vereinbarungen nach dem Kooperationsprinzip getroffen werden (vgl. *Endres*, 1995, S. 144 f.; *Schröder et al.*, 2002, S. 253). Dazu muss jedes beteiligte Land mittels eines Vergleiches der erwarteten zukünftigen Schadenskosten und der Vermeidungskosten zur Reduzierung der Treibhausgasemissionen einen Vorteil aus der Kooperation ziehen können. Eine internationale Kooperation führt durch Angleichung der nationalen Grenzvermeidungskosten zu einer höheren Kosteneffizienz und durch gegenseitige Berücksichtigung der positiven Externalitäten der nationalen Emissionsminderung auch zu einem höheren Vermeidungsniveau von Umwelt schützenden Maßnahmen (vgl. *Krumm* 1996, S. 14). Ein Anreiz hierzu kann in der Gewährung finanzieller Transferleistungen der Kooperationsgewinner an die Kooperationsverlierer in Höhe der Vermeidungskosten bestehen („Beneficiaries Pay Principle“; *Wiener* 1998, S. 752; auch *Endres*, 1999, S. 419).

Als ersten Schritt zur Institutionalisierung eines globalen Klimaschutzes schaffte die *Klimarahmenkonvention* der Vereinten Nationen, die zu den Abschlussdokumenten der „Weltkonferenz zu Umwelt und Entwicklung“ (1992) gehört, eine völkerrechtlich verbindliche Grundlage für die internationale Zusammenarbeit souveräner Staaten 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 vermeidet (Art. 2). Einen Zeitplan für die Zielerreichung gibt die Konvention nicht vor, stattdessen legt sie einen Folgeprozess fest, der auf Klimakonferenzen der Vertragsstaaten bestimmt wird. Jeder Vertragsstaat – im Wesentlichen die OECD-Staaten und die Transformationsländer Mittel- und Osteuropas (sog. Annex B-Länder) – verpflichtet sich, nationale Politiken zur Reduzierung von Treibhausgasen einzuführen. Nach Art. 3 kommt den Industrieländern eine größere Verantwortung bei der Vermeidung des Klimawandels als den Entwicklungs- und Schwellenländern zu. Die Instrumente der Klimapolitik sind nach dem Prinzip der Vorsorge einzusetzen (Art. 3), um der hohen Unsicherheit auf allen ihren Stufen zu begegnen, ohne dass Empfehlungen für den Instrumenteneinsatz gegeben werden.

Das Handlungsziel des Klimaschutzes in *Deutschland* ist die Reduzierung der CO<sub>2</sub>-Emissionen um rund 25 vH bis 2005 gegenüber 1990 durch die (autonome und Preis induzierte) Senkung des gesamtwirtschaftlichen Energiekoeffizienten, z.B. mittels eines höheren Wirkungsgrades der Kraftwerke, und des CO<sub>2</sub>-Koeffizienten (CO<sub>2</sub>-Emission pro Energieeinheit) durch Substitution zwischen den fossilen Energieträgern im Endenergieverbrauch und im Umwandlungsprozess und die Zunahme des Anteils erneuerbarer Energien am Primärenergieverbrauch. Im Zeitraum 1990-2002 sind die Energie bedingten CO<sub>2</sub>-Emissionen in Deutschland um rd. 15 vH gesunken, davon bis 1994 als Folge von Veränderungen der Wirtschafts- und Energieträgerstruktur in den neuen Bundesländern bereits um 11 vH. Den größten Rückgang im Zeitraum 1990-2001 weisen in sektoraler Gliederung die Industrie (-32 vH) und – als mit Abstand größter Emittent – die Energieerzeugung (-14 vH) auf, während der nationale Verkehrssektor (10 vH) eine Zunahme seiner CO<sub>2</sub>-Emissionen zu verzeichnen hat (vgl. *DIW*, 2003). Die gestiegene Energieproduktivität und der geringere CO<sub>2</sub>-Gehalt der fossilen Energieträger tragen in etwa je zur Hälfte zu der Emissionsminderung bei. Die wichtigste emissionssteigernde Komponente ist das Pro-Kopf-Einkommen. „Deutschland befindet sich schon seit einigen Jahren nicht mehr auf dem für die Zielerreichung im Jahre 2005 notwendigen Pfad der Emissionsminderung,...“ (*DIW*, 2002, S. 138). Der Beitrag klimaschutzpolitischer Maßnahmen für den Emissionsrückgang wird als geringfügig höher als der der deutschen Wiedervereinigung geschätzt (vgl. *Sleich u.a.*, 2001, S. 378).

Auf der Instrumentenebene ist das nationale Klimaschutzprogramm (vgl. BT-Drucksache 14/4729) durch finanzielle Anreizmechanismen (Maßnahmen zur Energieeinsparung und zur Förderung erneuerbarer Energien) vor allem in Form der ökologischen Steuerreform, die den Energieverbrauch verteuert (zur bisherigen Wirkung vgl. *RSU*, 2002, Tz. 457 ff.; *Hillebrand*, 2002), und freiwillige Selbstverpflichtungen der deutschen Industrie zur (relativen) Reduzierung von CO<sub>2</sub>-Emissionen als kooperatives Handeln zwischen Staat und Privaten gekennzeichnet, weniger durch das Ordnungsrecht (so *Verheyen*, 2002, S. 451). Der größte Beitrag für die noch erforderliche Reduktion zur Zielerreichung im Jahre 2005 muss von einer weiteren Erhöhung der Energieproduktivität und der Zunahme des Beitrags CO<sub>2</sub>-freier Energieträger zur Energieversorgung kommen (vgl. *DIW*, 2003, S. 587). Bei der Durchsetzung kosteneffektiver

Technologien ist zu bedenken, dass dazu bestehende technische und ökonomische Hemmnisse, z.B. Preisverzerrungen, Konsumentenpräferenzen (soziale und kulturelle Barrieren) und Preise der Technologien überwunden werden müssen (vgl. *IPCC*, 2001, S. 328 ff.; *Galeotti und Carraro*, 2003, S. 230 f.). Ein eigenständiger, institutionell abgesicherter Politikbereich ist Klimapolitik in Deutschland nicht (vgl. *Beuermann und Jäger*, 1996, S. 224), eher hat sie den Charakter einer Querschnittsaufgabe. Obwohl die Europäische Union ein eigenständiger Akteur der globalen Umweltpolitik ist, besteht auch eine gemeinsame europäische Klimapolitik nicht. „...the development of a common EU climate policy has so far been more a failure than a success“ (*Wettestad*, 2000, S. 35). Die Hauptverantwortung für die Erfüllung des Reduktionsziels aus dem Kyoto-Protokoll liegt bei den einzelnen Mitgliedsstaaten. Von Bedeutung sind bisher allein die Minderungen in Deutschland und Großbritannien.

Die Beschlüsse der dritten *Vertragsstaatenkonferenz* („Conference of the Parties“) der *Klimarahmenkonvention in Kyoto* zu einer verbindlichen Reduzierung von sechs Treibhausgasen („basket approach“) um weltweit rd. 5 vH im Zeitraum 2008-2012 („commitment period“) gegenüber 1990 bei Differenzierung zwischen Staatengruppen (EU und Mehrzahl der mittel- und osteuropäischen Länder 8 vH, USA 7 vH, Russland, Ukraine, Weißrussland 0 vH, Deutschland zur bindenden Lastenverteilung innerhalb des „Bubbling“ der EU-Staaten 21 vH) bleiben hinter dem nationalen deutschen und auch dem ursprünglichen EU-Klimaschutzziel weit zurück. Die unterschiedlichen Reduktionsverpflichtungen sind das Ergebnis eines Verhandlungsprozesses, nicht aber entsprechen sie den erwarteten Kosten des Klimaschutzes (vgl. *Schmidt*, 1998, S. 460 f.). Zwar wird der Trend des CO<sub>2</sub>-Emissionsanstiegs bei Erfüllung des Reduktionsziels gebrochen, eine Stabilisierung der CO<sub>2</sub>-Konzentration in der Atmosphäre aber bei weitem noch nicht erreicht. Für die nächste Commitment-Periode müssen erheblich höhere Reduktionsleistungen erbracht werden (vgl. *Oberthür und Ott*, 1999, S. 138 f.). Dabei ist zu bedenken, dass die Politik der Klimastabilisierung aus einem langen und sequentiellen Entscheidungsprozeß besteht, nicht einer einmaligen Festsetzung der oberen Grenze der CO<sub>2</sub>-Konzentration oder des Temperaturanstiegs (vgl. *Lind und Schuler*, 1998, S. 81 f.; *IPCC*, 2001, S. 352). Sie muss aufgrund des energietechnischen Fortschritts eine intertemporale Flexibilität auf der Grundlage neuer Informationen aufweisen (so *Richels und Sturm*, 1996, S. 885). Sowohl der ökologische Nutzen als auch die ökonomischen Kosten der Treibhausgasreduzierung nach dem Kyoto-Protokoll werden als gering angesehen (vgl. *Grubb et al.*, 1999, S. 165). „Annex B trading lowers the costs for the OECD region as a whole to less than 0,5 vH (of GDP) and regional impacts within this vary between 0,1 vH to 1,1 vH“ (*IPCC*, 2001, S. 341). Reduktionen vor diesem Zeitraum, sog. frühzeitige Vermeidungsaktivitäten, werden (ursprünglich) nicht auf die Verpflichtungen der Länder angerechnet. Im internationalen Vergleich müssen die Industrieländer dauerhaft einen größeren Anteil als die Entwicklungs- und Schwellenländer – für die noch keine Reduktionsziele festgelegt worden sind – an der weltweiten CO<sub>2</sub>-Minderung übernehmen, verbunden mit Finanzhilfen an diese Staatengruppe im Falle der Einführung von CO<sub>2</sub>-mindernden Produktionstechniken (vgl. *Cansier*, 1996, S. 186, 359 f.).

Als flexible Mechanismen der Emissionsreduzierung sieht das Kyoto-Protokoll – *ergänzend* zu den im Inland zu erbringenden Reduktionsmaßnahmen – einen Emissionshandel zwischen den Vertragsparteien und die Nutzung von im Ausland erbrachten Emissionsminderungen auf Projektebene vor, z.B. im Energiebereich, die zur Erteilung von Emissionsrechten an das In-

vestitionsland führen („Joint Implementation“ zwischen den Mitgliedsstaaten, „Clean Development Mechanism“ zwischen diesen und Entwicklungsländern). Die zugeteilten und die durch den Mechanismus für umweltverträgliche Entwicklung und durch Senken bildende Aktivitäten entstehenden Emissionsberechtigungen sollen auf Vorschlag der Europäischen Kommission ab 2008 im Lizenzhandel voll konvertierbar sein mit der Folge einer Senkung der Vermeidungskosten und des Lizenzpreises (vgl. *Kommission der Europäischen Gemeinschaften*, 2003b, S. 6). „Mit dem Vorschlag wird ein Gleichgewicht angestrebt zwischen dem Ziel, JI und CDM zu fördern einerseits, und dem Bewusstsein, dass diese die Maßnahmen zur Emissionsverringern im Lande selbst nur ergänzen sollen, andererseits“ (*ebd.*, S. 2). Die Teilnehmerstaaten sind verpflichtet, jederzeit einen Mindestbestand ihrer zugestandenen Lizenzen in Reserve zu halten, wodurch der Handel stark eingeschränkt wird. Für die Europäische Union – im Gegensatz u.a. zu den USA – haben nationale Emissionsminderungen Priorität gegenüber den Flexibilitätsmechanismen. Allerdings vermindern Handelsbeschränkungen von Emissionslizenzen den Kostenvorteil des freien Lizenztausches. In der Wahl der heimischen Instrumente zur CO<sub>2</sub>-Minderung sind die beteiligten Länder frei, wie die Einführung einer inländischen oder einer international harmonisierten CO<sub>2</sub>-/Energiesteuer bei Ertragshoheit der Mitgliedsstaaten, freiwillige Selbstverpflichtungen der Unternehmen. Auch kann der Emissionshandel zwischen den Mitgliedsstaaten um einen solchen innerhalb eines Landes zwischen privaten Unternehmen ergänzt werden, wobei die Staaten für die Minderungsverpflichtungen verantwortlich bleiben. Die Folge wird ein unterschiedlicher Instrumentenmix in jedem Teilnehmerstaat sein. „...the most striking feature of the Kyoto-Protocol is the degree of flexibility afforded, which appears to be as wide-ranging as feasible in the real world“ (*Grubb*, 2000, S. 225). Insgesamt wird das Kyoto-Protokoll als dem ersten partiellen Klimaschutzabkommen mit seinen Zielvorgaben und seinem Überwachungsmechanismus als „eine Art Ordnungsrecht zwischen Staaten“ (*Verheyen*, 2002, S. 448) bezeichnet. Um in Kraft treten zu können, muss es von mindestens 55 Staaten ratifiziert werden, wobei die ratifizierenden Länder zudem 55 vH des Treibhausgasausstoßes (von 1990) auf sich vereinigen müssen.

#### **4. Handelbare Emissionslizenzen als Instrument der Klimapolitik**

Handelbare Emissionslizenzen sind ein marktanaloges und – je nach Vergabeverfahren – fiskalisches oder nicht-fiskalisches Instrument der Mengensteuerung von Emissionen, das zur Erfüllung eines politisch bestimmten regionalen oder globalen Umweltqualitätsziels mittels der Ausgabe und des anschließenden Tausches (cap and trade) von in geeigneten Einheiten zerlegten Emissionsrechten sowohl ökonomisch effizient als auch ökologisch effektiv erreichen will. Sie verkörpern ein vom Staat verbrieftes übertragbares Recht auf Umweltnutzung, z.B. am Ge- und Verbrauch von Luft. Geeignet sind sie insbesondere für die Reduzierung von Globalschadstoffen wie Treibhausgase, für die der Ort der Entstehung keine Bedeutung für den entstehenden Umweltschaden hat. Auch ist hierfür eine räumliche Differenzierung des Lizenzmarktes nicht erforderlich, entsprechend groß kann die Zahl der Marktteilnehmer und das Handelsvolumen auf dem Lizenzmarkt sein.

Im ersten Schritt für den Aufbau eines Lizenzhandelssystems ist zu bestimmen, bis zu welcher Höchstgrenze ein Umweltmedium innerhalb einer abgegrenzten Zeitperiode genutzt werden kann. Quantifizierte Zielgrößen der Klimapolitik wie die nach dem Kyoto-Protokoll haben den Charakter von Richtgrößen, die sowohl aus wissenschaftlichen Erkenntnissen als auch aus

normativen Prämissen abgeleitet werden (vgl. *Schröder et al.*, 2002, S. 23 f.). Durch die Zuteilung der Lizenzen entsteht ein Primärmarkt für Umweltgüter. Diese können zeitlich begrenzt oder unbefristet gelten, sie werden bei einer Verschärfung des ökologischen Rahmens entweder periodisch neu ausgegeben oder im Zeitablauf abgewertet, so dass ein Zwang zur Emissionsvermeidung entsteht. Die Form der Erstvergabe hat Bedeutung für Kostenbelastung und Planungssicherheit bestehender und den Marktzutritt für neue Unternehmen, zudem hat sie Auswirkungen auf den staatlichen Haushalt (vgl. *Heister und Michaelis u.a.*, 1991, S. 104). Eine Versteigerung der Gesamtemissionsmenge führt – wie bei Erhebung von Umweltabgaben – zu Einnahmen des Staates und zu Ausgaben der Unternehmen. Für den Staat ergibt sich daraus die Möglichkeit, den Versteigerungserlös in Form einer Senkung von verzerrenden Steuern („revenue recycling policies“) zu verwenden (zum Vergleich von Abgaben und Lizenzen als Instrument der Klimapolitik vgl. *Rahmeyer*, 1999, S. 329 ff.). Dieses Zuteilungsverfahren liefert zugleich einen Marktpreis für Lizenzen auf dem Sekundärmarkt, indem es die Zahlungsbereitschaft der einzelnen Bieter offenbart, so dass den Lizenzhaltern die Planung erleichtert wird. Allerdings dürfte der Lizenzpreis zumindest in der Anfangsphase des Lizenzhandels größere Schwankungen aufweisen, so dass die Höhe der Vermeidungskosten nicht hinreichend genau vorhersehbar ist (ökonomische Unsicherheit).

Im Unterschied zur Versteigerung knüpft die Gratisvergabe der Lizenzen an die Höhe der bisher zulässigen Emissionen an und gewährleistet dadurch den Bestandsschutz für Altanlagenbetreiber. Zusätzliche Ausgaben für die Anlagenbetreiber und Einnahmen für den Staat entstehen nicht. Unabhängig vom Zuteilungsverfahren verursacht die Haltung von Lizenzen Opportunitätskosten in Höhe ihres möglichen Verkaufserlöses bei einer Emissionsvermeidung. Der Lizenzpreis wird von den Lizenzpflichtigen, vergleichbar einer Umweltabgabe, auf die Preise der Konsumgüter und die Vorleistungen der Unternehmen überwältigt. Ist der Lizenzmarkt wettbewerblich strukturiert und sind die Transaktionskosten des Lizenzhandels gering, dann hat die Anfangsverteilung keinen Einfluss auf deren effiziente Allokation auf dem Sekundärmarkt, ebenso nicht auf die Preisstruktur (vgl. *Tietenberg*, 1995, S. 326; *Woerdman* 2003, S. 110). Allerdings bedeutet die Gratisverteilung eine Vermögensübertragung zugunsten der empfangenden Unternehmen, die die Grenzvermeidungskosten nicht beeinflusst, damit auch nicht Produktion und Preise. Das Handelsvolumen im Anschluss an die Erstvergabe wird höher als im Falle der Versteigerung sein, da die Anfangsverteilung unabhängig von den Grenzvermeidungskosten der Emissionsminderung erfolgt (vgl. *Endres und Schwarze*, 1994, S. 183). Die Wirkung des Lizenzsystems entspricht bei Sicherheit über den Verlauf der Vermeidungskosten genau der einer Steuer auf fossile Brennstoffe, mit dem Unterschied, dass für die Emission eine absolute Obergrenze vorgegeben ist (ökologische Sicherheit).

Lizenzpflichtige können entweder die Produzenten und Importeure von Primärenergie als Hersteller (Upstream-Variante) oder Großemittenten wie Kraftwerke, Raffinerien und Industrieanlagen als Verbraucher (Downstream-Variante) sein. Die Anzahl der Lizenzen ist bei beiden Verfahren unterschiedlich mit Folgen für die Struktur des Lizenzmarktes. Im ersteren Fall werden alle Emissionen, auch die der Kleinverbraucher, erfasst und direkt belastet (Brennstofflizenzen). Die administrativen Kosten sind vergleichsweise gering. Damit geht eine genaue Verhaltenssteuerung einher. Bei einer Gratiszuteilung fällt die entstehende Rente einer kleinen Gruppe von Unternehmen zu, die den Lizenzpreis auf die Endverbraucher überwälzen werden. Im zweiten Falle, bei Ausgabe von Emissionslizenzen, kommt die Rente einer größeren Grup-

pe von Unternehmen zugute. Eine Lizenzpflicht für kleine und mobile Emissionsquellen (Haushalte, Verkehrsteilnehmer) verbietet sich aus Gründen der Praktikabilität (vgl. im einzelnen *Bader* 2000, S. 164 ff.; auch *Woerdman* 2000, S. 617; *Boom und Nentjes* 2003, S. 47 ff.). Hierfür ist die Erhebung einer Energie- oder Emissionssteuer in Betracht zu ziehen. Ökonomische Effizienz ist bei diesem Instrumentenmix nur dann zu erreichen, wenn der Lizenzpreis dem Steuersatz entspricht. Allerdings können zusätzliche Instrumente durch die Erfüllung anderer Ziele als die Emissionsreduktion gerechtfertigt werden, z.B. die Überwindung von Marktfehlern wie Hemmnisse in der Einführung von effizienten Energiequellen oder auch die Erfüllung verteilungspolitischer Zielsetzungen. Der „Rat von Sachverständigen für Umweltfragen“ (1996, Tz. 1007; 2002, Tz. 473) empfiehlt die Ausgabe von Brennstofflizenzen, da diese alle Emittenten belasten. Bei der Zuteilung ist auch eine flexible Kombination von Versteigerung für Neueinsteiger und Gratisvergabe für Altemittenten, z.B. an energieintensive Unternehmen denkbar (vgl. *Cansier*, 1998, S. 101). Im Falle der Gratisvergabe steigt als Folge der Preiserhöhung seitens der Lizenzpflichtigen die Produzentenrente zulasten der Konsumentenrente. Dagegen ist mit der Rückverteilung eines Versteigerungserlöses an die Konsumenten ein Umverteilungseffekt nicht verbunden. Verteilungsargumente sprechen somit für die Versteigerung der Lizenzen (vgl. auch *Bader*, 2000, S. 264 f.).

Umweltlizenzen als Instrument der Mengensteuerung sind – unter der Annahme vollkommener Güter- und Lizenzmärkte und geringer Transaktionskosten – sowohl ökonomisch statisch und dynamisch effizient als auch ökologisch effektiv. Angebot und Nachfrage auf dem Sekundärmarkt richten sich nach der Höhe der Grenzvermeidungskosten der Emittenten und führen über die Höhe des Lizenzpreises zu deren Angleichung. Die Emissionslizenzen werden von den Unternehmen mit den höchsten Grenzvermeidungskosten gehalten. Sie üben – wie Umweltabgaben auch – zudem einen Anreiz zur Verringerung der beim gegebenen Lizenzpreis verbleibenden Restemission aus, z.B. durch die Einführung umwelttechnischer Neuerungen, wodurch die Anlagenbetreiber nicht mehr benötigte Lizenzen veräußern können. Für die Einhaltung der zulässigen Emissionsmenge als staatlichem Aktionsparameter brauchen die Grenzvermeidungskosten – im Unterschied zur Höhe der Energie- bzw. Emissionssteuer – nicht bekannt zu sein. Versteigerte Lizenzen weisen dabei eine höhere dynamische Effizienz als gratis zugeteilte auf (vgl. *Milliman und Prince*, 1989, S. 253 f.): Im Falle der periodischen Versteigerung können alle Unternehmen nach Einführung und Ausbreitung neuer Umwelttechnologien als Folge der Kostenersparnis neue Lizenzen zu einem niedrigeren Preis als zuvor ersteigern. Bei einer Gratisverteilung sind die Unternehmen – je nach Höhe ihrer Grenzvermeidungskosten – Käufer und Verkäufer von Lizenzen zugleich, d.h. es gibt zugleich Gewinner und Verlierer der Lizenzpreissenkung. Die Versteigerung ist somit auch unter dem Effizienzkriterium der Gratisvergabe von Lizenzen vorzuziehen<sup>1</sup>. Im Falle der Unsicherheit über die Kosten des Klimaschutzes empfiehlt sich eine Mengensteuerung mittels Emissionslizenzen bei einem vergleichsweise starken Anstieg der Grenzschaadungskosten ab einem bestimmten Emissionsniveau oder wenn irreversible Umweltschäden entstehen (vgl. *Baumol und Oates* 1988, S. 68 ff.). Eine Emissionsüberschreitung ist in diesem Fall nachteiliger als eine Zunahme der Vermeidungskosten. Da der

---

<sup>1</sup> Zu einer Differenzierung dieses Ergebnisses in Abhängigkeit von Eigenschaften des Innovationsprozesses, u.a. den Imitationsmöglichkeiten und den Kosten der Innovation, vgl. *Fischer, Parry und Pizer*, 2003.

Klimawandel eine Folge der CO<sub>2</sub>-Konzentration als Bestandsgröße, nicht der aktuellen Emission ist, resultieren hieraus Nachteile der Mengensteuerung im Vergleich zum alternativen ökonomischen Instrument der Umweltabgabe.

## 5. Europäischer Handel mit Emissionsrechten

### 5.1 Das Bonn-Marrakesch-Abkommen

Auf der siebten Vertragsstaatenkonferenz in Marrakesch wurde nach vierjähriger Verhandlungsphase Übereinstimmung über die Regeln für die Implementierung der Kyoto-Mechanismen gefunden (Kyoto-Bonn-Marrakesch-Abkommen) (zu einem Überblick vgl. *den Elzen und de Moor*, 2002; *Graichen und Harders*, 2002, S. 73 ff.). Nachdem die USA im März 2001 ihre eingegangene Reduktionsverpflichtung zurückgenommen haben, kann das Protokoll erst nach Ratifizierung durch Russland in Kraft treten. Die amerikanische Initiative zur Klimapolitik zielt auf eine Verringerung der Treibhausgasintensität der eigenen Volkswirtschaft in Höhe eines pro Jahr gesetzten Zielwertes ab, also auf eine Entkoppelung von Produktions- und Emissionswachstum. Sie setzt damit eine relative an die Stelle einer absoluten Zielsetzung wie im Kyoto-Protokoll (vgl. *Kolstad*, 2002). Als Folge der Anrechenbarkeit von Senken bildenden Maßnahmen (Waldbewirtschaftung, Aufforstung) für CO<sub>2</sub> auf die Reduktionsverpflichtung der Mitgliedsstaaten ist das Reduktionsziel gegenüber Kyoto faktisch auf ca. 2 vH gesunken. Dabei befürworteten die Europäische Union und die meisten Entwicklungsländer strengere Regeln für die Einbeziehung von Senken im Vergleich zu USA, Russland, Japan. Der Handel von Emissionsrechten soll – im Gegensatz zur ursprünglichen Fassung von Art. 17 des Kyoto-Protokolls – unlimitiert erfolgen, auch unter Einbezug der „natural hot air“ (Emissionsminderung als Folge des Produktionsrückganges bei zugleich fehlender Reduktionsverpflichtung) insbesondere Russlands und der Ukraine. Inländische Reduktionsmaßnahmen haben lediglich einen „signifikanten“ Beitrag, keinen festen Anteil, zur Erfüllung der Reduktionsverpflichtung zu leisten. Ein einheitliches Regime des Klimaschutzes gibt es gegenwärtig nicht, sondern lediglich regionale Lösungen. Nach Ausscheiden der USA als (potentiellem) Nachfrager auf dem Lizenzmarkt, dem erlaubten Handel von „hot air“ und der Einbeziehung von Senken kann das Angebot an CO<sub>2</sub>-Lizenzen die Nachfrage in Zukunft übersteigen mit der Folge eines niedrigeren als ursprünglich prognostizierten Lizenzpreises. Der Anreiz der Mitgliedsstaaten, nationale Maßnahmen zur Emissionsreduktion zu ergreifen, wird entsprechend sinken, ebenfalls auch der zur Einführung von energiesparenden Innovationen mit der Folge, dass die Emissionen wieder zunehmen können und der Lizenzpreisrückgang geringer ausfällt (vgl. *Buchner, Carraro und Cersosimo*, 2002, S. 279 ff.; *Galeotti und Carraro* 2003, S. 260). „...the Kyoto Protocol more or less boils down to business-as-usual without binding emission constraints“ (*Böhringer*, 2002, S. 52; vgl. auch *Böhringer und Vogt*, 2002, S. 471). Als Reaktion auf den niedrigen Lizenzpreis könnten die Länder der früheren Sowjetunion nur einen Teil ihrer „hot air“ in der ersten Verpflichtungsperiode anbieten („Banking“) mit dem Ergebnis eines daraufhin steigenden Lizenzpreises und höherer Vermeidungskosten für die Annex B-Länder. Zum Rückgang des Lizenzangebots wird auch das zukünftige Wirtschaftswachstum vor allem in Russland beitragen. Dessen Zögern bei der Ratifizierung des Kyoto-Protokolls dürfte eine Folge des geringer als anfänglich erwarteten Erlöses aus dem Lizenzverkauf sein, aber auch der Unsicherheit über die Kosten des Klimawandels.

## 5.2 Die EU-Richtlinie zum Emissionshandel

Das vorherrschende Instrumentarium der Umweltpolitik auf europäischer Ebene sind ordnungsrechtliche Regulierungen, auf einzelstaatlicher Ebene auch freiwillige Selbstverpflichtungen von Unternehmen und die Erhebung von Umweltabgaben (vgl. *Egenhofer* 2003, S. 27). Nach den bisher unzureichenden Erfolgen in der Klimapolitik steht die Europäische Union dem Emissionsrechtehandel aufgeschlossener gegenüber, um ihre Reduktionsverpflichtung erfüllen zu können. Die Einführung einer eigenen internationalen oder einer harmonisierten nationalen CO<sub>2</sub>-Emissionssteuer hat sich weder als durchsetzbar noch praktikabel erwiesen (vgl. *Kommission der Europäischen Gemeinschaften*, 1992). Für die Einführung eines Emissionslizenzsystems spricht, dass die Mengenlösung in Übereinstimmung mit den nationalen Reduktionszielen und der Anwendung von flexiblen Mechanismen des Kyoto-Protokolls steht. Entsprechend ihrer Richtlinie 2003/87/EG (vgl. *Kommission der Europäischen Gemeinschaften*, 2003a und des vorhergehenden Richtlinienentwurfs; dazu *dies.*, 2001, S. 2) zum Handel mit Treibhausgaslizenzen wird die Europäische Union bereits im Jahre 2005 mit dem Emissionshandel für CO<sub>2</sub> beginnen, nicht erst zu Beginn der Verpflichtungsperiode 2008, um Erfahrungen in der Umsetzung und Akzeptanz bei den Beteiligten (dazu *Gawel* 1997, S. 513 ff.) zu gewinnen. Für die Ausführung dieser Richtlinie hat der nationale Gesetzgeber den Entwurf für ein Treibhausgas-Emissionshandelsgesetz (TEHG) beschlossen (Dez. 2003), das die Grundlinien des Emissionshandelssystems für alle Sektoren regelt. Die anfängliche Beschränkung auf CO<sub>2</sub> soll Kontrollprobleme für andere Treibhausgase verringern. Der Emissionshandel will alternative Instrumente ergänzen und mit ihnen kompatibel sein, nicht aber diese verdrängen (vgl. *Kommission der Europäischen Gemeinschaften*, 2000, S. 6). „Der Emissionshandel als solcher führt nicht zu Emissionsminderungen, er schafft lediglich Anreize für die Suche nach den geringsten Kosten zur Erfüllung einer bestimmten Vorgabe für Emissionsreduktionen“ (*ebd.*, S. 11). Ein gemeinsames Konzept in der EU verhindert Wettbewerbsverzerrungen zwischen den Mitgliedsländern, auch führt es zu einem einheitlichen Lizenzpreis.

Entsprechend der EU-Richtlinie wird die Lizenzzuteilung in der Vorbereitungsphase 2005-2007 ganz überwiegend in Form der Gratiszuteilung vorgenommen, vornehmlich aus Gründen der politischen Durchsetzbarkeit und der Praktikabilität, bis zu 5 vH (ab 2008: 10 vH) auf dem Wege der Versteigerung (Art. 10). Sie erleichtert den späteren Zutritt von neuen Marktteilnehmern. Zugleich liefert die Versteigerung Preisinformationen und verringert die Unsicherheit über die zukünftige Kostenbelastung. Über die Gesamtmenge der auszugebenden Lizenzen und deren Aufteilung auf die einbezogenen Tätigkeiten (Sektoren) entscheidet jeder Teilnehmerstaat eigenständig (Art. 11). Für die erste Verpflichtungsperiode ist eine Zuteilung in jährlichen Abständen entsprechend der im Kyoto-Protokoll eingegangenen Reduktionsverpflichtung zu empfehlen. Hierbei ist das technische Potential der Anlagen zur Emissionsminderung zu berücksichtigen. Mögliche Allokationsregeln nach Kriterien der Gerechtigkeit gelangen nicht zur Anwendung. Die Lizenzen sind für die Gesamtperiode 2005-2007 und 2008-2012 gültig und zwischen diesen Perioden nicht übertragbar, wohl dagegen innerhalb der Teilperioden, um die Flexibilität der Unternehmen zu erhöhen. Sie können in einem zweistufigen Verfahren zunächst an die beteiligten Länder, danach durch diese an die Unternehmen in den einbezogenen Sektoren verteilt werden (dazu auch *Tietenberg*, 1995, S. 333 f.). Die Anzahl der Marktteilnehmer steigt durch die Erweiterung des Teilnehmerkreises um den privaten Sektor beträchtlich. Der anschließende Lizenzhandel unter Einbezug der Unternehmen kann mit oder ohne staatliche

Beteiligung stattfinden. Letztere Lösung dürfte eine höhere Effizienz aufweisen, da Regierungen möglicherweise auch andere Ziele als Unternehmen anstreben (vgl. *Bader*, 2000, S. 161 ff.; auch *Bayer und Cansier*, 1999, S 260 f.). Für die Kontrolle der nationalen Emissionsminderung und damit die Einhaltung des Reduktionszieles sind die Teilnehmerstaaten verantwortlich. Die Europäische Gemeinschaft überwacht lediglich die Einhaltung der nationalen Minderungsprogramme.

Adressaten der Lizenzzuteilung und des anschließenden Emissionshandels sind – in Anlehnung an das Emissionsmodell – die Mehrzahl der nach der IVU-Richtlinie<sup>2</sup> als dessen ordnungsrechtlicher Grundlage genehmigungsbedürftigen ortsfesten Industrieanlagen in den Wirtschaftszweigen der Strom- und Wärmeerzeugung (Verbrennungsanlagen mit mehr als 20 MV), der Eisen- und Stahlerzeugung, von Glas, Keramik, Zement, von Papier und Pappe, und in Raffinerien. In der chemischen Industrie werden nur Verbrennungsanlagen zur Eigenstromerzeugung mit einer Leistung von mehr als 20 MV erfasst, nicht aber Prozess bedingte Emissionen, damit insgesamt etwa 45 vH der CO<sub>2</sub>-Emissionen in der Europäischen Union. Diese Form der Lizenzzuteilung entspricht der Downstream-Variante, die sich am ehesten für Bereiche mit wenigen großen Anlagen und großen Emissionsmengen eignet. Ein effizienter Lizenzmarkt ist hiermit zu etablieren (vgl. *Stronzik und Cames*, 2002, S. 16). Mobile Emissionsquellen in Haushalten und im Verkehr als Kleinverbraucher werden auf diese Weise nicht berücksichtigt. Aus Gründen der Gleichbehandlung müssen sie in die Emissionsreduktion einbezogen werden, wenn auch mit anderen Instrumenten, z.B. der Erhebung einer Umweltabgabe (vgl. *Kommission der Europäischen Gemeinschaften*, 2000, S. 17; *dies.*, 2001, S. 7; auch *Rehbinder und Schmalholz*, 2002, S. 8). Die Zuteilung der handelbaren Emissionsberechtigungen (allowances) seitens der Mitgliedsstaaten, die den Charakter von Inputfaktoren haben, erfolgt im Anschluss an die Vergabe von Emissionsgenehmigungen für ortsfeste Anlagen (permits). Insbesondere auf Anregung Deutschlands besteht für die Vorbereitungsphase die Möglichkeit der Befreiung (opt out) von bestimmten Anlagen oder ganzen Wirtschaftszweigen vom Emissionshandel unter der Bedingung, dass für diese Unternehmen eigenständige Reduktionsverpflichtungen bestehen, z.B. freiwillige Selbstverpflichtungen (vgl. Richtlinie 2003/87 EG; Art. 27).

Grundpflichten der Betreiber von genehmigungspflichtigen Anlagen sind in Deutschland nach § 5 Abs. 1 BImSchG der Schutz vor und die Vorsorge gegen schädliche Umwelteinwirkungen. Die Schutzpflicht zielt auf die Verhinderung von Schadenswirkungen durch Immissionen auf Umweltmedien, die Gefahren für die Allgemeinheit hervorrufen können. Die Vorsorgepflicht dient der Verbesserung der generellen Umweltverhältnisse durch Emissionsverminderung mittels Berücksichtigung der „besten verfügbaren Techniken“<sup>3</sup>, die – aus der Sicht des durchschnittlichen Betreibers in einem Wirtschaftszweig (so *Engelhardt* 2002, S. 81) – wirtschaftlich vertretbar sein müssen. Das Vorsorgegebot u.a. gegen Restrisiken stellt umfassendere

---

<sup>2</sup> Richtlinie 91/96 EG des Rates vom 24.9.1996 über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften, 39. Jg. (1996), L 257/26. – Zu ihrer Umsetzung in das deutsche Umweltrecht vgl. *RSU*, 2002, Tz. 303 ff.

<sup>3</sup> Das deutsche Umweltrecht verwendet nach der Umsetzung der IVU-Richtlinie weiterhin den Terminus "Stand der Technik" (§3 Abs.6 BImSchG; §7a Abs.5 WHG; §12 Abs.2 Krw-/AbfG). – Zum Vergleich beider Technikstandards *Heimlich* 1998, S. 582 ff.

Anforderungen an den Umweltschutz als das Schutzgebot (zum Vergleich der Grundpflichten vgl. *Hoppe, Beckmann und Kauch*, 2000, § 21, Rn 53; *Koch*, 2002, S. 153 ff.). Zu den Schutzgütern zählt auch die Atmosphäre und damit das Klima (vgl. *Koch und Wieneke*, 2001, S. 101; *Bail, Marr und Oberthür*, 2003, S. 299). Zu den Grundpflichten gehört weiterhin das Gebot der sparsamen und effizienten Energieverwendung, unabhängig von der damit einhergehenden gleichzeitigen Emissionsminderung, also der Ressourcenschonung. Die Wahl einer bestimmten Technologie ist damit nicht vorgeschrieben, z.B. eines bestimmten Energieträgers (vgl. zur Darstellung auch *Koch und Wieneke*, 2001, S. 101 ff.; *Epiney*, 2002, S. 579 ff.). Das Bundesimmissionsschutzgesetz „errichtet ein um den Aspekt der Vorsorge erweitertes Gefahrenabwehrregime...“ (*Enders*, 1998, S. 187).

Für die Ausgabe der Lizenzen müssen die Mitgliedsstaaten einen nationalen Zuteilungsplan für die einzelnen Teilperioden erstellen, der die zulässige Menge und die Kriterien der Zuteilung auf die Unternehmen enthält und der von der Europäischen Kommission gebilligt werden muss. Er muss zudem Informationen darüber beinhalten, wie es Neuemittenten ermöglicht werden kann, am Emissionshandel teilzunehmen. Die Zuteilung sollte möglichst einheitlich in den Mitgliedsstaaten erfolgen, um Wettbewerbsverzerrungen zwischen ihnen zu vermeiden. Die Minderungspflicht ist in der Vorbereitungsphase noch nicht bindend. Auch fallen eventuelle finanzielle Sanktionen gegenüber privaten Unternehmen bei Überschreiten der zulässigen Emissionen geringer aus (40 anstelle von 100 € pro überschrittener Tonne CO<sub>2</sub> in 2008-2012). Die Menge der ausgegebenen Lizenzen bleibt innerhalb einer fünfjährigen Verpflichtungsperiode konstant, danach kann sie zwecks Verschärfung des Umweltstandards verringert werden. Zu einem späteren Zeitpunkt ist vorgesehen, das EU-System mit dem Lizenzhandelssystem anderer Regionen zu verknüpfen, zunächst unter stufenweisem Einbezug der übrigen OECD-Länder, in der Endstufe auch der Entwicklungs- und Schwellenländer. Anreize für die letztere Emissionengruppe, dem Kyoto-Protokoll beizutreten, können in der Verbindung zu anderen internationalen Verträgen liegen, z.B. bezüglich Handelserleichterungen und Technologietransfer. Die Lizenzsysteme müssen von Anbeginn harmonisiert werden, um Transaktionskosten zu minimieren, auch mit den bereits bestehenden, unterschiedlich ausgestalteten Handelssystemen von einzelnen Teilnehmerstaaten, die nicht die gleichen Sektoren wie das EU-System zu umfassen brauchen (zur Übersicht hierzu *Egenhofer*, 2003, S. 73 ff.; *Wackerbauer*, 2003, S. 74 f.). „International emissions trading is basically the international linkage of national emissions trading schemes“ (*Boom und Nentjes*, 2003, S. 59). Die Kostenersparnis eines zusätzlichen EU-weiten anstelle eines jeweils nationalen Lizenzhandels wird auf ca. ein Drittel der Gesamtkosten geschätzt, das sind 1,3 Mrd. € pro Jahr, der Lizenzpreis auf 20- 33 €/t CO<sub>2</sub>-Äquivalent (vgl. *Kommission der Europäischen Gemeinschaften*, 2001, S. 46), nach Aufnahme der projektbezogenen Mechanismen des Kyoto-Protokolls auf ungefähr 13 € (*dies.*, 2003b, S. 8)<sup>4</sup>. Zusammenfassend ist das geplante Emissionslizenzhandelssystem als „ordnungsrechtliche Steuerung unter zu Hilfenahme eines marktwirtschaftlichen Instruments, aber

---

<sup>4</sup> Zu einer Übersicht über empirischen Ergebnissen zu Kosteneinsparungen durch den EU-Treibhausgasemissionshandel im Vergleich zu nationalen Reduktionsmaßnahmen vgl. *Capros et al.* 2002.

keine Kooperation wie z.B. im Rahmen der Selbstverpflichtungen“ (*Verheyen*, 2002, S. 53) gekennzeichnet worden<sup>5</sup>.

### 5.3 Kritik des Konzeptes der EU- Richtlinie

Der EU-Richtlinienentwurf ist dahingehend kritisiert worden, dass die begrenzte Anzahl der einbezogenen Wirtschaftszweige mit zudem als Folge des bestehenden Ordnungsrechtes ähnlich hohen Vermeidungskosten die möglichen Kostenersparnisse des Emissionshandels in der Vorbereitungsphase beschränke (vgl. *RSU*, 2002, Tz. 478; *Meyer und Ströbele*, 2001, S. 71; *Rehbinder und Schmalholz*, 2002, S. 7). Zudem fehle ein Basisjahr für die Erstzuteilung der Lizenzen, so dass bereits erbrachte Vorleistungen in der Emissionsreduzierung missachtet würden (vgl. für die deutsche Industrie *Hein* 2001, S. 169; auch *Rehbinder und Schmalholz*, 2002, S. 3 f.). Entsprechend der Richtlinie 2003/87 EG, Art. 30, soll geprüft werden, ob der Emissionshandel auf weitere Sektoren (chemische Industrie, Verkehrssektor) und Treibhausgase ausgeweitet werden kann. Auch erhält Deutschland die Möglichkeit, bei der Aufstellung des nationalen Allokationsplans das Jahr 1990 als Basisjahr für die Allokation der Emissionsrechte zu wählen. Weiterhin ist das Problem der Überlagerung von Emissionsregulierungen in der Richtlinie nicht gelöst (vgl. *Wackerbauer*, 2003, S. 73).

Entsprechend den Grundpflichten der Anlagenbetreiber, zur Erteilung einer Genehmigung für jede einzelne Industrieanlage den Einsatz der besten verfügbaren Techniken und eine effiziente und zusätzlich sparsame Energieverwendung zu berücksichtigen, sind das Schutz- und das Vorsorgeprinzip der IVU-Richtlinie und des deutschen Anlagengenehmigungsrechts mit dem geplanten europäischen Lizenzhandel nicht vereinbar. Ersteres ist Anlagenbezogen (bottom up) und enthält kein Emissionsreduktionsziel, letzteres zielt auf die Höhe der Gesamtemissionsmenge (top down), unabhängig von der einzelnen Anlage (vgl. *Giesberts und Hilf*, 2002, S. 107; *Smith und Sorrell*, 2001, S. 29). Anlagenbetreiber sind nach gegebenem Recht nicht berechtigt, sich durch den Erwerb von Emissionslizenzen vom ordnungsrechtlichen „Stand der Technik“ und dem Gebot der effizienten Energieverwendung zu befreien (vgl. *Frenz*, 2001, S. 310; *Koch und Wieneke*, 2001, S. 116; *Rehbinder und Schmalholz*, 2002, S. 6 f.). In Erkenntnis dieser Unvereinbarkeit ergänzt Art. 26 der Richtlinie 2003/87/EG Art. 9 Abs. 3 der IVU- Richtlinie dahingehend, „dass ... keine Emissionsgrenzwerte für direkte Emissionen von Treibhausgasen aus Anlagen, die unter die vorliegende Richtlinie fallen, vorgeschrieben werden und dass es den Mitgliedsstaaten freisteht, keine Energieeffizienzanforderungen in Bezug auf Verbrennungseinheiten oder andere Einheiten am Standort, die Kohlendioxid ausstoßen, festzulegen“. Allerdings dürfen die Emissionen neben ihren Fernwirkungen keine signifikanten schädlichen örtlichen oder regionalen Auswirkungen haben, wie es bei CO<sub>2</sub> als Globalschadstoff auch nicht der Fall ist. Um den Konflikt zwischen geplantem Emissionshandel und beste-

---

<sup>5</sup> „Die von der EU-Kommission vorgeschlagene sektorale Abgrenzung des Emissionshandelssystems ist (ein) ausgewogener Kompromiss zwischen den Zielen, hinreichende Treibhausgasemissionen zu erfassen, einen liquiden und effizienten Markt für Emissionsrechte zustande kommen zu lassen, die Gruppe der Akteure überschaubar zu halten, ein hohes Maß an Transparenz zu schaffen, überhöhte Transaktionskosten zu verhindern und Verzerrungen zwischen den Mitgliedsstaaten zu begrenzen.“ *Enquete-Kommission*, 2002, Tz 1719.

hendem Ordnungsrecht aufzuheben, wird die Einführung eines „Kombinationsmodells“ (vgl. *Koch und Wieneke*, 2001, S. 120; *Epiney*, 2002, S. 584; *Stüer und Spreen*, 1999, S. 165) zwischen beiden Instrumenten empfohlen. Eine ausschließliche „Binnenrationalisierung“ des Ordnungsrechts“ (*Gawel*, 1999, S. 290 f.) durch seine noch stärkere Differenzierung und Flexibilisierung mit dem Ziel der Effizienzerhöhung wird als wenig Erfolg versprechend bewertet (ebd., S. 294). Zudem sind die Vorzüge des Ordnungsrechts für den Schutz der Umwelt wie die direkte Verhaltenssteuerung und die Treffsicherheit bei räumlicher Schadstoffkonzentration (so *Lübbe-Wolff*, 2001, S. 484 f.) für den Klimaschutz als globalem Umweltproblem nicht von Belang, da der Ausstoß einer einzelnen Anlage nicht zu Gefahren für die Allgemeinheit durch Luftverunreinigungen führt. Eine spezifische Begründung für den Einsatz ordnungsrechtlicher Instrumente im bisherigen Ausmaß besteht im Falle der Emissionsminderung von Treibhausgasen nicht. Der „Rat von Sachverständigen für Umweltfragen“ (2002, Tz. 584) fordert, dass die Einführung des Emissionshandelssystems mit der Verringerung, nicht aber der gänzlichen Aufhebung der ordnungsrechtlichen Anforderungen einhergehe (im gleichen Sinne *Koenig*, 1996, S. 947; *Köck*, 1999, S. 351; *Koch und Wieneke*, 2001, S. 121 f.; *Rehbinder und Schmalholz*, 2002, S. 7). Dabei müsse mittels der Menge der zugeteilten Lizenzen gewährleistet sein, dass die Emissionen nicht höher würden als wie nach geltendem Ordnungsrecht zu erwarten wäre, eine Forderung, die nicht leicht zu erfüllen ist, da sich die Höhe des Emissionsniveaus der Anlagen nach der Höhe des zukünftigen Lizenzpreises richten wird (vgl. *Epiney*, 2002, S. 584). Die bestehenden Technikregeln können zur Einhaltung von Mindeststandards so ausgewählt werden, dass sie lediglich eine „normale, in der Praxis bewährte Problemlösung“ in den technischen Anforderungen („Regeln der Technik“), nicht dagegen den „Stand der Technik“ oder die „beste verfügbare Technik“ als fortschrittliche Praxis sichern (vgl. *Schulte*, 1999, S. 44; *Giesberts und Hilf*, 2002, S. 118). Bevor allerdings das Ordnungsrecht gelockert wird, muss sich der Lizenzhandel als funktionsfähig erweisen (so *RSU*, 2002, Tz. 487). „Eine Kompatibilität von Emissionshandel und Vorsorgeprinzip durch Änderungen der Technikregeln erscheint also möglich“ (*Giesberts und Hilf*, 2002, S. 119).

Eine arbeitsteilige Kombination mit dem Anlagengenehmigungsrecht hat zur Folge, dass der Emissionshandel auf die zulässige Restemission begrenzt ist. Ein Angebot an Lizenzen entsteht bei Unterschreiten der Emissionsgrenzwerte als Folge von umwelttechnischen Innovationen, eine Nachfrage bei nicht erlaubten Umweltnutzungen oder – ab der ersten Verpflichtungsperiode – durch Teilnehmerstaaten mit national nicht erreichten Verpflichtungen zur Emissionsreduktion. Er dient der Flexibilisierung und damit der Wirkungsverstärkung des Ordnungsrechtes durch ökonomische Anreizinstrumente (vgl. *Hendler*, 2001, S. 282; auch *Gawel*, 2000, S. 27). Im Vergleich zu einem reinen Lizenzmodell wird das Handelsvolumen auf dem Lizenzmarkt geringer sein, ebenfalls der mögliche Effizienzgewinn, da ordnungsrechtliche Regulierungen Unterschiede in den Vermeidungskosten zwischen den Industrieanlagen in der Europäischen Union verringern (vgl. *Hansjürgens*, 2000, S. 267; *Rehbinder und Schmalholz*, 2002, S. 7; *Lübbe-Wolff*, 2001, S. 482). Weiterhin resultiert ein hoher Kontrollaufwand aus der gleichzeitigen Einhaltung des Ordnungsrechtes und des Emissionshandels. Eine Effizienz erhöhende Ausgestaltung des Kombinationsmodells kann auch darin bestehen, die Berücksichtigung technischer Mindeststandards auf Neuanlagen zu beschränken, für die kosteneffektive Modernisierung von Altanlagen (vor allem Großfeuerungsanlagen) dagegen Anreizeffekte durch einen Lizenzhandel zu schaffen. Die Betreiber von Altanlagen entscheiden dann mittels

eines Vergleiches ihrer Grenzvermeidungskosten und des Lizenzpreise selbst über die Einführung neuer Umwelttechniken (vgl. *Hansjürgens*, 2000, S. 267 f.). Alternativ zu diesem Kombinationsmodell wird angeregt, denjenigen Unternehmen, die die Grundpflichten für die Erteilung einer Anlagengenehmigung berücksichtigen, Vorteile bei der Erstzuteilung der Lizenzen zu gewähren, z.B. für den Fall frühzeitiger, also vor Beginn des Basisjahres durchgeführter Emissionsreduktionen (so *Rehbinder und Schmalholz*, 2002, S. 7).

Der zugleich mit dem Gesetzentwurf über den Emissionsrechtehandel vorgelegte Entwurf einer Verordnung zur Konkretisierung der Grundpflichten eines Anlagenbetreibers (34. BImSchV) enthält Anforderungen, die zur Vorsorge gegen schädliche Umwelteinwirkungen und zur effizienten Energieverwendung zu erfüllen sind. Er setzt in § 2 Abs. 1 den Art. 26 der Richtlinie 2003/87/EG „Änderung der Richtlinie 96/61/EG (IVU-Richtlinie)“ in nationales Recht um. Danach sind zur Ausgestaltung des Kombinationsmodells Emissionsbeschränkungen von Treibhausgasen in einem Genehmigungsverfahren nach § 21 Abs.1 9. BImSchV nur zum Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen im Einwirkungsbereich der Anlage zulässig, die zugleich vor anderen Emissionen als CO<sub>2</sub> schützen. Die Vorsorgepflicht, die eine Emissionsreduzierung vom Anlagenbetreiber verlangt, wird durch die Höhe der Zuteilung und den Handel von Emissionsberechtigungen erfüllt, ebenso das Gebot der effizienten und sparsamen Energieverwendung. „Die Regelung dient dazu, Freiräume für den Handel mit Emissionsberechtigungen für Treibhausgase zu gewinnen“ (Entwurf, Besonderer Teil, zu § 2). Zugleich dürfen keine über die bisherigen Pflichten hinausgehenden Anforderungen an die Energieeffizienz der vom Emissionshandel betroffenen Anlagen gestellt werden. Aussagen über die Einhaltung von technischen Mindeststandards trifft die Verordnung nicht.

Eine in der Vorbereitungsphase zunächst freiwillige Teilnahme am Emissionshandelssystem, um eine Übereinstimmung mit der „Selbstverpflichtungserklärung der deutschen Wirtschaft“ zum Klimaschutz zu ermöglichen (so *Rehbinder und Schmalholz* 2002, S. 9), lehnt der Umweltrat (vgl. *RSU*, 2002, Tz. 480) aufgrund der fehlenden Verbindlichkeit der Minderungszusage ab. Deutschland wird die Zuteilung der Emissionsberechtigungen an Unternehmen im Ausmaß der freiwilligen Selbstverpflichtungserklärung der deutschen Industrie zur Emissionsreduzierung vornehmen, wobei aber die Zielgruppe beider Instrumente nicht identisch ist. Eine zusätzliche Belastung durch den Emissionshandel entsteht den Unternehmen damit nicht. Wie im Falle der Einhaltung von Grenzwerten bei der Anlagengenehmigung könnten sie bei Übererfüllung Lizenzen verkaufen und müssten sie im Falle der Nichterfüllung Lizenzen zukaufen. Da die Selbstverpflichtungserklärung ein relatives Reduktionsziel verfolgt, um das Wachstum der einbezogenen Industrien nicht zu gefährden, wird ein absolutes Reduktionsziel in einer wachsenden Volkswirtschaft eher nicht erreicht. Dazu muss das relative in ein absolutes Reduktionsziel umgerechnet werden. Allerdings beschränkt sich bei dieser Abstimmung von Selbstverpflichtung und Emissionshandel der Lizenzhandel wiederum auf die Restemission.

Die EG-Kommission (2001, S. 7) eröffnet auch die Möglichkeit, Umweltabgaben und Lizenzen in verschiedenen Wirtschaftszweigen gleichzeitig zur CO<sub>2</sub>-Minderung einzusetzen, nicht dagegen im gleichen Wirtschaftszweig. In Deutschland unterliegen alle Sektoren, die am Emissionshandel beteiligt sein werden, auch der ökologisch ausgerichteten Besteuerung des Energieeinsatzes. Bei einer Doppelbelastung, wozu Abgaben- und Lizenzpflichtige – wie im Falle der Brennstofflizenzen – identisch sein müssten, könnten die Unternehmen zwischen beiden Instrumenten wählen (vgl. *RSU*, 2000, Tz. 126). Ist im Falle der Erhebung einer Umweltabga-

be das Reduktionsziel am Ende einer Verpflichtungsperiode nicht erfüllt, so ist ein Ausgleich durch den Kauf von Lizenzen zu schaffen, bei Übererfüllung können Lizenzen verkauft werden. Die Einführung von Mindeststeuersätzen vereinheitlicht die Energiepreise in der Europäischen Union und erleichtert einen Lizenzhandel. Um eine Doppelregulierung zu vermeiden, wird auch die Befreiung der Umweltabgabe für die Unternehmen, die am Emissionshandel teilnehmen, empfohlen (vgl. u.a. *Meyer und Ströbele*, 2001, S. 76 f.). Der Anreiz zur Beteiligung am Lizenzhandel ist aufgrund der gewährten Steuerermäßigung für die meisten energieintensiven Unternehmen gegenwärtig gering. Zumindest in der Vorbereitungsphase des europäischen Lizenzhandels wird in Deutschland ein gemischter Instrumenteneinsatz von – wenn auch gelockerten – ordnungsrechtlichen Regulierungen, handelbaren Emissionslizenzen und Umweltabgaben bestehen, auch ein Nebeneinander von absoluten und relativen Reduktionszielen (vgl. *Egenhofer*, 2003, S. 57 ff.; *Wackerbauer*, 2003, S. 28 ff.).

## **6. Zusammenfassende Bemerkungen**

Die Verringerung der Treibhausgasemissionen mit dem Ziel der Vermeidung des Klimawandels erfolgt im institutionellen Rahmen einer (unvollständigen) internationalen Kooperation der Regierungen entsprechend der Verpflichtung aus dem Kyoto-Protokoll mittels individueller nationaler Minderungen. Neben Ergebnis orientierten Emissionsnormen nach dem bestehenden Ordnungsrecht kommen als ökonomische Instrumente international harmonisierte inländische Umweltsteuern (Preissteuerung) und handelbare Emissionslizenzen (Mengensteuerung) in Betracht. Die Einführung einer CO<sub>2</sub>-/Energiesteuer in der Europäischen Union ist aufgrund damit ansonsten verbundener nationaler Souveränitätsverluste und von Unterschieden in den Steuer- und Energiesystemen gescheitert. Handelbare Emissionslizenzen, deren Einbeziehung als flexibles Instrument in das Kyoto-Protokoll insbesondere die USA gefordert haben, sind vor allem für die effiziente und effektive Reduzierung von Globalschadstoffen geeignet. Die Europäische Union hat in einer Richtlinie deren Implementierung für eine Vorbereitungsphase bereits ab 2005 beschlossen, um ihre eingegangenen Reduktionsverpflichtungen für die Periode 2008-2012 zu erfüllen. Nationale Vermeidungsmaßnahmen können auch aus einer abgestimmten Kombination von Ausgabe und Handel von Lizenzen, Umweltsteuern und Anlagengenehmigungsrecht bestehen. Die Einführung des Lizenzhandelssystems ist gegenwärtig nicht mit dem bestehenden deutschen und europäischen Ordnungsrecht vereinbar, das für die Errichtung und den Betrieb von genehmigungsbedürftigen Anlagen als Schutz und Vorsorge gegen schädliche Umwelteinwirkungen Maßnahmen nach dem Stand der Technik in Form der Einhaltung von Emissionsgrenzwerten verlangt. Die EU-Kommission und der nationale Gesetzgeber sehen zur Lösung dieses Konfliktes vor, die Betreiber genehmigungsbedürftiger Anlagen von der Vorsorgepflicht zu befreien. Auch eine Kombination von Emissionshandel und CO<sub>2</sub>- bzw. Energiesteuern in unterschiedlichen Sektoren der Volkswirtschaft ist zulässig.

## Literaturverzeichnis:

- Bader, P. (1998), Europäische Treibhauspolitik mit handelbaren Emissionsrechten, Berlin.
- Bail, C., Marr, S. und Oberthür, S. (2003), Klimaschutz und Recht, in: H.-W. Rengeling (Hrsg.), Handbuch zum europäischen und deutschen Umweltrecht (EUDUR), 2. Aufl., Bd. II, § 54.
- Baumol, W. und Oates, W. (1988), The Theory of Environmental Policy, 2<sup>nd</sup> ed., Cambridge.
- Bayer, S. und Cansier, D. (1999), Kyoto-Mechanismen und globaler Klimaschutz: Die Rolle handelbarer Emissionsrechte, Hamburger Jahrbuch für Wirtschafts- und Gesellschaftspolitik 44, S. 255-273.
- Beuermann, C. und Jäger, J. (1996), Climate Change Politics in Germany. How long will any double dividend last?, in: T. O'Riordan und J. Jäger (eds.), Politics of Climate Change: a European perspective, London, New York.
- Boom, J.-T. und Nentjes, A. (2003), Alternative design options for emissions trading: a survey and assessment of the literature, in: M. Faure, J. Gupta und A. Nentjes (eds.), Climate Change and the Kyoto Protocol. Cheltenham, Northampton, S. 45-67.
- Böhringer, C. (2002), Climate Politics from Kyoto to Bonn: From little to nothing, The Energy Journal 23, S. 51-72.
- Ders., und Vogt, C. (2003), Economic and environmental impacts of the Kyoto protocol, Canadian Journal of Economics 36, S. 475-494.
- Buchner, B., Carraro, C. und Cersosimo, I. (2002), Economic consequences of the US withdrawal from the Kyoto/Bonn Protocol, Climate Policy 2, S. 273-292.
- Cansier, D. (1996), Umweltökonomie, 2. Aufl., Stuttgart, Jena.
- Ders. (1998), Ausgestaltungsformen handelbarer Emissionsrechte und ihre politische Durchsetzbarkeit, in: H. Bonus (Hrsg.), Umweltzertifikate. Der steinige Weg zur Marktwirtschaft, Zeitschrift für angewandte Umweltforschung, Sonderheft 9, S. 97-112.
- Capros, P., Mantzos, L., Matti, V. und Zapfel, P. (2002), Economic Efficiency of cross-sectoral emissions trading in CO<sub>2</sub> in the European Union, in: J. Albrecht (ed.), Instruments for Climate Policy. Limited versus Unlimited Flexibility, Cheltenham, Northampton, S. 25-62.
- Cline, W. (1992), The Economics of Global Warming, Washington, D.C.
- Deutsches Institut für Wirtschaftsforschung (DIW) (2002), CO<sub>2</sub>-Emissionen im Jahre 2001: Vom Einsparziel 2005 noch weit entfernt, Wochenbericht 69, Nr. 8, S. 137-143.
- Dass. (2003), Treibhausgas- Emissionen nehmen weltweit zu – Keine Umkehr in Sicht, Wochenbericht 70, Nr. 39, S. 577-587.
- Egenhofer, C. (2003), The compatibility of the Kyoto mechanisms with traditional environmental instruments, in: C. Carraro, C. Egenhofer (eds.), Firms, Governments and Climate Policy, Cheltenham, Northampton, S. 17-82.
- den Elzen, M. und de Moor, A. (2002), Analyzing the Kyoto Protocol under the Marrakesh Accords: economic efficiency and environmental effectiveness, Ecological Economics 43, S. 141-158.

- Enders, C. (1998), Ökonomische Prinzipien im Dienst des Umweltrechts? Die Öffentliche Verwaltung 51, S. 184-191.
- Endres, A. (1995), Zur Ökonomie internationaler Klimaschutzvereinbarungen, Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht 19, S. 143-178.
- Ders. (1999), Assessing the different instruments in climate change mitigation from the perspective of economics, in: J. Hacker und A. Pelchen (eds.), Goals and Economic Instruments for the Achievement of Global Warming Mitigation in Europe, Dordrecht, Boston, London.
- Endres, A. und Schwarze, R. (1994), Das Zertifikatsmodell vor der Bewährungsprobe, in: A. Endres, E. Rehbinder und H. Schwarze (Hrsg.), Umweltzertifikate und Kompensationslösungen aus ökonomischer und juristischer Sicht, Bonn.
- Engelhardt, K. (2002), Die Umsetzung der IVU-Richtlinie in Deutschland, Augsburger Rechtsstudien 33, Baden-Baden.
- Enquete-Kommission „Nachhaltige Energieversorgung unter den Bedingungen der Globalisierung und der Liberalisierung“, Endbericht, Deutscher Bundestag, BT- Drucksache 14/9400.
- Epiney, A. (2002), Emissionshandel in der EU, Deutsches Verwaltungsblatt 117, S. 579-584.
- Ewers, H.-J. und Rennings, K. (1996), Quantitative Ansätze einer rationalen umweltpolitischen Zielsetzung, in : H. Siebert (Hrsg.), Elemente einer rationalen Umweltpolitik, Tübingen, S. 135-171.
- Fankhauser, S. (1995), Valuing Climate Change. The Economics of the Greenhouse, London.
- Fischer, C., Parry, I. und Pizer, W. (2003), Instrument choice for environmental protection when technological innovation is endogenous, Journal of Environmental Economics and Management 45, S. 523-545.
- Frenz, W. (2001), Klimaschutz und Instrumentenwahl. Zum Stand nach der Konferenz von Den Haag und vor der Konferenz in Bonn, Natur und Recht 23, S. 301-311.
- Galeotti, M. und Carraro, C. (2003), Traditional environmental instruments, Kyoto mechanisms and the role of technical change, in: C. Carraro, C. Egenhofer (eds.), Firms, Governments and Climate Policy, Cheltenham, Northampton, S. 222-266.
- Gawel, E. (1997), Akzeptanzbarrieren für Marktlösungen im Umweltschutz – der Fall handelbarer Umweltnutzungsrechte, Staatswissenschaften und Staatspraxis 8, S. 485-529.
- Ders. (1999), Umweltordnungsrecht – ökonomisch irrational? Die ökonomische Sicht, in: E. Gawel und G. Lübbe-Wolff (Hrsg.), Rationale Umweltpolitik – Rationales Umweltrecht, Baden-Baden.
- Ders. (2000), Effizientes Umweltordnungsrecht – Anforderungen und Grenzen aus ökonomischer Sicht, in: E. Gawel und G. Lübbe-Wolff (Hrsg.), Effizientes Umweltordnungsrecht, Baden-Baden.
- Giesberts, L. und Hilf, J. (2002), Handel mit Emissionszertifikaten, Köln u.a.
- Graichen, P. und Harders, E. (2002), Die Ausgestaltung des internationalen Emissionshandels nach dem Kyoto-Protokoll und seine nationalen Umsetzungsvoraussetzungen, Zeitschrift für Umweltrecht 12, S. 73-80.

- Grubb, M. et al. (1999), *The Kyoto Protocol. A Guide and Assessment*. The Royal Institute of International Affairs, London.
- Grubb, M. (2000), *Optimal Climate Policy versus Political and Institutional Realities: The Kyoto Protocol and its Follow-Up*, in: H. Siebert (ed.), *The Economics of International Environmental Problems*, Tübingen, S. 223-235.
- Hansjürgens, B. (2000), *Effizienzsteigerungen in der Umweltpolitik durch Policy Mix – Umweltordnungsrecht und handelbare Umweltnutzungsrechte*, in: E. Gawel und G. Lübbe-Wolff (Hrsg.), *Effizientes Umweltordnungsrecht*, Baden-Baden.
- Heimlich, J. (1998), *Der Begriff „Stand der Technik“ im deutschen und europäischen Umweltrecht*, *Natur und Recht* 11, S. 582-587.
- Hein, J. (2001), *Kosteneffiziente Klimavorsorge durch flexible Elemente*, in: H.-W. Rengeling (Hrsg.), *Klimaschutz durch Emissionshandel. Schriften zum deutschen und europäischen Umweltrecht* 26, Köln u.a.
- Heister, J. und Michaelis, P. et al. (1991), *Umweltpolitik mit handelbaren Emissionsrechten*. Kieler Studien 237, Tübingen.
- Hendler, R. (2001), *Zur Abstimmung von Anreizinstrumenten und Ordnungsrecht*, *Umwelt- und Planungsrecht* 21, S. 281-287.
- Hennicke, P. und Becker, R. (1995), *Ist Anpassen billiger als Vermeiden? Anmerkungen zur Aussagefähigkeit globaler Kosten/Nutzen-Analysen von Klimaänderungen*, *Zeitschrift für Energiewirtschaft* 19, S. 143-155.
- Hillebrand, B. (2002), *Die ökologische Steuerreform – ein Zukunftsmodell der Vergangenheit?* *RWI-Mitteilungen* 53, S. 321-343.
- Hohmeyer, O. (1997), *Social Costs of Climate Change. Strong Sustainability and Social Costs*, in: O. Hohmeyer, R. Ottinger und K. Rennings (eds.), *Social Costs and Sustainability*, Berlin, Heidelberg.
- Hoppe, W., Beckmann, M. und Kauch, P. (Hrsg.), *Umweltrecht*, 2. Aufl., München.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (1996), *Climate Change 1995. The Science of Climate Change*, Cambridge, New York, Melbourne.
- Dass. (2001), *Climate Change 2001: Synthesis Report*, Cambridge et al.
- Koch, H.-J. (Hrsg.) (2002), *Umweltrecht*, Neuwied, Kriftel.
- Koch, H.-J. und Wieneke, A. (2001), *Das europäische und das deutsche Anlagengenehmigungsrecht als Ordnungsrahmen eines Emissionshandels*, in: H.-W. Rengeling (Hrsg.), *Klimaschutz durch Emissionshandel. Schriften zum deutschen und europäischen Umweltrecht* 26, Köln u.a.
- Köck, W. (1999), *Umweltordnungsrecht – ökonomisch irrational? Die juristische Sicht*, in: E. Gawel und G. Lübbe-Wolff (Hrsg.), *Rationale Umweltpolitik – Rationales Umweltrecht*, Baden-Baden.
- Kolstad, Ch. (2002), *Climate Change Policy: A view from the US*. Paper prepared for the 10th Symposium of the Egon-Sohmen-Foundation, Dresden (draft).
- Koenig, C. (1996), *Möglichkeiten und Grenzen von Zertifikatmärkten als Steuerungsmedien im Umweltrecht*, *Die öffentliche Verwaltung* 49, S. 943-950.

- Kommission der Europäischen Gemeinschaften (1992), Die Klimaherausforderung. Ökonomische Aspekte der Gemeinschaftsstrategie zur Begrenzung der CO<sub>2</sub>-Emissionen, Europäische Wirtschaft, Nr. 51.
- Dies. (2000), Grünbuch zum Handel mit Treibhausgasemissionen in der Europäischen Union, KOM(2000) 87 final v. 8.3.2000.
- Dies. (2001), Directive of the European Parliament and of the Council establishing a scheme for greenhouse gas emission allowance trading within the Community and amending Council Directive 96/61 EC, COM(2001) 581 final v. 23.10.2001.
- Dies. (2003), Richtlinie 2003/87/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 13.10.2003 über ein System für den Handel mit Treibhausgasemissionszertifikaten in der Gemeinschaft und zur Änderung der Richtlinie 96/61EG des Rates, ABl. L 275 vom 25.10. 2003 (2003 a).
- Dies. (2003), Vorschlag für eine Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates zur Änderung der Richtlinie über ein System für den Handel mit Treibhausgasemissionsberechtigungen in der Gemeinschaft im Sinne der Projekt bezogenen Mechanismen des Kyoto-Protokolls, KOM(2003) 403 endg v. 23.7.2003 (2003b).
- Krumm, R. (1996), Internationale Umweltpolitik, Berlin, Heidelberg.
- Lang, G. (1999), Globaler Klimawandel und Agrarsektor, Schriften zur angewandten Wirtschaftsforschung 80, Tübingen.
- Lind, R. und Schuler, R. (1998), Equity and Discounting in Climate Change Decisions, in: W. Nordhaus (ed.), Economics and Policy Issues in Climate Change, Washington, D.C.
- Lübbe-Wolff, G.(2001), Instrumente des Umweltrechts – Leistungsfähigkeit und Leistungsgrenzen, Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht 20, S. 481-493.
- Maier-Rigaud, G. (1994), Umweltpolitik mit Mengen und Märkten, Marburg.
- Meyer, E. und Ströbele, W. (2001), Ökonomische und institutionelle Beurteilung des Zertifikatehandels für CO<sub>2</sub> in der EU, in: H.-W. Rengeling (Hrsg.), Klimaschutz durch Emissionshandel, Schriften zum deutschen und europäischen Umweltrecht 26, Köln u.a.
- Michaelis, P. (1996), Ökonomische Instrumente in der Umweltpolitik, Heidelberg.
- Milliman, S. und Prince, R. (1989), Firm Incentives to Promote Technological Change in Pollution Control, Journal of Environmental Economics and Management 17, S. 247-265.
- Oberthür, S. und Ott, H. (1999), The Kyoto Protocol. International Climate Policy for the 21st Century, Berlin, Heidelberg.
- OECD (1995), Global Warming. Economic Dimensions and Policy Responses, Paris.
- Rahmeyer, F. (1999), Klimaschutz durch Steuern oder Lizenzen, Konjunkturpolitik 45, S. 317-357.
- Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (RSU) (1996), Umweltgutachten 1996, Deutscher Bundestag, Drucksache 13/4108.
- Ders. (2000), Umweltgutachten 2000, Deutscher Bundestag, Drucksache 14/3363.
- Ders. (2002), Umweltgutachten 2002, Deutscher Bundestag, Drucksache 14/8792.
- Rehbinder, E. und Schmalholz, M. (2002), Handel mit Emissionsrechten für Treibhausgase in der Europäischen Union, Umwelt- und Planungsrecht 22, S. 1-10.

- Repetto, B. und Austin, D. (1997), *The Costs of Climate Protection: A Guide for the perplexed*. World Resource Institute, Washington, D.C.
- Richels, R. und Sturm, P. (1996), *The Costs of CO<sub>2</sub> emission reduction. Some insight from global analyses*, *Energy Policy* 24, S. 875-887.
- Schleich, J. et al. (2001), *Greenhouse gas reductions in Germany – lucky strike or hard work?* *Climate Policy* 1, S. 363-380.
- 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.
- Schröder, M. et al. (2002), *Klimavorhersage und Klimavorsorge*, Berlin, Heidelberg.
- Schmidt, H. (1998), *Die Klimakonferenz in Kyoto: Interpretation der Ergebnisse und Folgen für die internationale Klimapolitik*, *Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht* 21, S. 441-462.
- Schulte, H. (1999), *Umweltrecht*, Heidelberg.
- Schwarze, R. (2000), *Internationale Klimapolitik*, Marburg.
- Smith, A. und Sorrell, S. (2001), *Interaction between environmental policy instruments: carbon emission trading and Integrated Pollution Prevention and Control*, *International Journal of Environment and Pollution* 15, S. 22-41.
- Stronzik, M. und Cames, M. (2002), *Endbericht für die wissenschaftliche Vorbereitung einer Stellungnahme zum Entwurf einer Richtlinie zur Implementierung eines EU-weiten Emissionshandels*, Zentrum für Europäische Wirtschaftsforschung (ZEW), Öko-Institut, Mannheim, Berlin (Mskr.).
- Stüer, B. und Spreen, H. (1999), *Emissionszertifikate – Ein Plädoyer zur Einführung marktwirtschaftlicher Instrumente in die Umweltpolitik*, *Umwelt- und Planungsrecht* 19, S. 161-167.
- Tietenberg, T. (1995), *Transferable Discharge Permits and Global Warming*, in: D. Bromley (ed.), *Handbook of Environmental Economics*, Oxford, Cambridge (Mass.).
- Verheyen, R. (2002), *Klimaschutz – ein Beispiel für kooperative Umweltpolitik? Das Zusammenspiel zwischen Staat und privaten Akteuren zur Erreichung von Klimaschutzziele auf internationaler, europäischer und deutscher Ebene*, *Natur und Recht* 24, S. 445-455.
- Wackerbauer, J. (2003), *Emissionshandel mit Treibhausgasen in der Europäischen Union*, Ifo-Forschungsbericht 16, München.
- Wettstad, J. (2000), *The complicated development of EU climate policy*, in: J. Gupta und M. Grubb (eds.), *Climate Change and European Leadership*, Dordrecht, Boston, London.
- Woerdman, E. (2000), *Organizing emission trading: the barrier of domestic permit allocation*, *Energy Policy* 28, S. 613-625.
- Ders. (2003), *Developing carbon trading in Europe: does grandfathering distort competition and lead to state aid?* In: M. Faure, J. Gupta und A. Nentjes (eds.), *Climate Change and the Kyoto Protocol*, Cheltenham, Northampton, S. 108-127.
- Wiener, J. (1998), *Global Environmental Regulation. Instrument Choice in Legal Context*, *The Yale Law Journal* 108, S. 677-800.

