

Martin Meyer-Renschhausen

Das amerikanische Recht der Luftreinhaltung

Ein Vorbild für die deutsche Luftreinhaltungspolitik?*

Über die Frage, wie Umweltrisiken wirksam begegnet werden kann, gibt es länderspezifische Antworten. Während die Bundesrepublik Deutschland den traditionellen Weg der Auflagen für bestimmte Anlagen verfolgte, gingen die USA einen anderen Weg. Weniger ordnungspolitisch als marktwirtschaftlich orientiert, entwickelten sie ein Modell des Umweltschutzes, das den Handel mit Emissionslizenzen einführte. Der Autor zeigt, daß ein solches Modell flexibler und wirksamer mit Umweltproblemen umgehen kann als das bundesrepublikanische.

Die Red.

1. Einleitung

Die Staaten der Europäischen Union sowie die USA waren in den 80er Jahren im Bereich der Luftreinhaltung mit einer ähnlichen Problemlage konfrontiert: Der zunehmenden Versauerung von Ökosystemen durch den Eintrag von SO₂ und NO_x. In beiden Fällen zeigte sich, daß die bisherige Auflagen-Strategie, die vor allem auf die Einhaltung von Immissionsnormen zum Schutz der menschlichen Gesundheit abzielte und generelle Emissionsnormen nur für Neuanlagen kannte, nicht ausreichend war, um Umweltrisiken wirksam auszuschließen. Hohe Schornsteine, welche die Immissionssituation in der Kraftwerksumgebung verbesserten, verlagerten die Probleme auf entferntere Standorte (z. B. neue emissionsferne Waldschäden). Unabdingbar für eine dauerhaft-umweltgerechte Entwicklung war eine deutliche Minderung der Emissionen von Altanlagen.

Bei der Einbeziehung der Altanlagen wurden in der Bundesrepublik Deutschland und den USA sehr unterschiedliche Wege beschritten. In Deutschland wurde – orientiert am sog. Vorsorgeprinzip – das ordnungsrechtliche Instrumentarium ausgebaut. In einem »auf der Welt einzigartige(n) Programm«¹ wurden die Anforderungen für Neuanlagen auf die Altanlagen ausgedehnt. In den USA wurden dagegen in einer Art »Weltpremiere« handelbare Emissionslizenzen für SO₂ (allowances) eingeführt. Der wesentliche Vorteil dieses marktwirtschaftlichen Instrumentariums wird darin gesehen, daß aufgrund der größeren Flexibilität der Emittenten die Umweltschutzziele mit geringeren volkswirtschaftlichen Kosten erreichbar sind als im Falle von Auflagen. Wie groß die Einsparungen tatsächlich sind, hängt ent-

* Für wertvolle Hinweise danke ich P. Bader (Augsburg), D. Burtraw (Washington), D. Ellerman (Cambridge/Mass.), B. Hansjürgens (Marburg), B. McLean (Washington).

¹ Vgl. J. Jung, Die Kosten der SO₂- und NO_x-Minderung in der deutschen Elektrizitätswirtschaft, in: Elektrizitätswirtschaft, 87. Jg., 1988, H. 5, S. 267

scheidend davon ab, wie die betreffenden Instrumente – die Auflagen ebenso wie die Emissionslizenzen – in der Praxis ausgestaltet werden.

Ziel des Beitrags ist es, das deutsche und US-amerikanische Instrumentarium der SO₂-Reduktionspolitik darzustellen und anhand zweier Kriterien zu diskutieren, der ökologischen Effektivität (Postulat einer dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung) und der ökonomischen Effizienz (Zielerreichung zu minimalen Kosten).

2. Grundzüge der deutschen Luftreinhaltepolitik

Rechtliche Grundlage der deutschen Luftreinhaltepolitik sind u. a. das Bundesimmissionschutzgesetz (BImSchG), das Benzinbleigesetz (BzBlG), die Straßenverkehrszulassungs-Ordnung (StVZO) sowie das Umwelthaftungsgesetz.

Zentrale Bedeutung kommt dem BImSchG zu, dessen Ziele in Verordnungen und Verwaltungsvorschriften konkretisiert werden. Die für die Rückhaltung von SO₂ relevantesten Durchführungsverordnungen sind die über

- Kleinf Feuerungsanlagen (1. DVO)
- genehmigungsbedürftige Anlagen (4. DVO)
- Großfeuerungsanlagen (13. DVO)

Da Kleinf Feuerungsanlagen für die SO₂-Reduktion nur von geringerer Bedeutung sind, wird auf sie im Rahmen dieser Betrachtung nicht näher eingegangen.

2.1 Ziele der deutschen Luftreinhaltepolitik

Allgemeine Zielsetzung der deutschen Luftreinhaltepolitik ist a) der *Schutz* vor schädlichen Umwelteinwirkungen (§ 5 Nr. 1 BImSchG) und b) die *Vorsorge* gegen schädliche Umwelteinwirkungen (§ 5, Nr. 2 BImSchG). Die deutsche Luftreinhaltepolitik ist damit sowohl *immissions-* als auch *emissionsorientiert*.

Der Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen gilt als gewährleistet, wenn die Luftqualitätsziele (*Immissionsstandards*) eingehalten werden. Die Immissionsziele der deutschen Luftreinhaltepolitik sind kurioserweise nicht im BImSchG oder einer seiner Verordnungen festgelegt, sondern in einer Verwaltungsvorschrift zur 4. DVO, der Technischen Anleitung Luft (TA-Luft). In erster Linie gelten sie damit für Anlagen, die nach der TA-Luft zu genehmigen sind. In der Genehmigungspraxis finden sie jedoch bei allen genehmigungsbedürftigen Anlagen Anwendung, d. h. auch bei Großfeuerungsanlagen. Bei den Immissionszielen handelt es sich zum einen um

- Gesundheitswerte, die echte Grenzwerte darstellen und deren Überschreitung nicht zulässig ist, zum anderen um
- Nachteils- bzw. Belästigungswerte, die als Richtwerte konzipiert sind, und die eine Abwägung mit anderen Interessen zulassen.

Bei den Gesundheitswerten handelt es sich um Schwebstaub, Blei und Cadmium im Schwebstaub, Chlor, Chlorwasserstoff und Schwefeldioxid, Kohlenmonoxid und Stickstoffoxide. Belästigungs- und Nachteilswerte sind Staubniederschlag (nicht gefährliche Stäube) sowie Blei, Cadmium und Thallium im Staubniederschlag sowie Fluor.²

² Vgl. TA-Luft, Abschnitt 2.5 sowie S. Kalmbach, Die TA-Luft 1986 – Eine Übersicht über Ziele, Auswirkungen und Inhalte, in: *Energie und Umwelt*, 1986, Teil 5, S. 259–287.

Die Realisierung der Luftqualitätsziele erfolgt über den Genehmigungsvorbehalt und die damit verbundenen Auflagen: Neue Anlagen oder Anlagenänderungen werden nur genehmigt, wenn die damit verbundenen Emissionen nicht zu einer Überschreitung der Immissionsstandards im Einwirkungsbereich führen. Die Genehmigungspraxis ist i.d.S. immissionsorientiert.

Zusätzlich zu dieser »Schutzpflicht« schreibt das BImSchG eine »Vorsorgepflicht« vor: Die Genehmigung neuer Anlagen oder von Anlagenänderungen wird auch davon abhängig gemacht, daß Vorsorge gegen schädliche Umwelteinwirkungen getroffen wird. Dies geschieht, indem die dem »Stand der Technik« entsprechenden Maßnahmen der Emissionsbegrenzung angewendet werden (*Emissionsstandards*). Ohne diese Vorsorgepflicht wären in Gebieten, die bislang eine gute Luftqualität aufweisen, neue Anlagen bis zur Erreichung der Immissionsgrenze ohne Emissionsauflagen zu genehmigen.

Die Konkretisierung der generalklauselartigen Betreiberpflichten – Beachtung des »Standes der Technik« – erfolgt nicht durch die Genehmigungsbehörden, sondern durch die Bundesregierung mit Zustimmung des Bundesrates³.

Die Anforderungen an die genehmigungsbedürftigen Anlagen werden durch die VO über genehmigungsbedürftige Anlagen (4. DVO) sowie durch die Großfeuerungsanlagen-VO (GRA-VO) geregelt. Der Geltungsbereich der 4. DVO betrifft Anlagen mit einer Feuerungswärmeleistung von

- 1 bis 50 MW beim Einsatz von Kohle und schwerem Heizöl,
- 5 bis 50 MW beim Einsatz von leichtem Heizöl,
- 10 bis 100 MW beim Einsatz von Gas.

Die 4. DVO regelt damit vor allem industrielle Feuerungsanlagen (z. B. Chemie, Stahlwerke, Zementwerke, Metallhütten etc.). Anlagen mit höheren Feuerungsleistungen – in wesentlichen die Kraftwerke – fallen in den Geltungsbereich der GRA-VO (13. DVO).

Die Konkretisierung des »Standes der Technik« erfolgt dabei in der Weise, daß zunächst die Emissionsminderungstechnologien eruiert werden, die in den einzelnen Bereichen (Haushalte, gewerbliche Kleinverbraucher, Industriebetriebe, Kraftwerke) als »Stand der Technik« zu betrachten sind. Dies sind neben brennstoffbezogenen Optionen (Verbot bestimmter Brennstoffe⁴, Begrenzung des Schwefelgehaltes etc.) vor allem anlagenbezogene Änderungen. Gegenstand der Auflage sind jedoch nicht spezielle Technologien, sondern die mit diesen Technologien erreichbaren Emissionsminderungen (Emissionsgrenzwerte). Es handelt sich mithin nicht um Technologieauflagen, sondern um Emissionsauflagen. Dem Emittenten steht es grundsätzlich frei, den Grenzwert mit einer beliebigen Technologie (end-of-pipe-Technologie, emissionsarme Produktionstechnik etc.) einzuhalten. Im Falle genehmigungsbedürftiger

³ Der Gesetzgeber stellt es der Bundesregierung frei, die Konkretisierung durch allgemeine Verwaltungsvorschriften oder durch Rechtsverordnungen vorzunehmen. Der vermeintliche Vorteil von Verwaltungsvorschriften, ihre Flexibilität, wird in bezug auf die Regulierung von Umweltatbeständen zunehmend in Frage gestellt. Nachteilig im Vergleich zu Rechtsvorschriften ist zum einen die umstrittene Bindungswirkung, d. h. in der Möglichkeit von betroffenen Dritten, ihre Rechte auf dem Klageweg durchzusetzen, zum anderen, daß sie seitens des Europäischen Gerichtshofes nicht als Umsetzungsakte von EU-Richtlinien akzeptiert werden. »Angesichts dieser unklaren rechtlichen Situation und der sich ausweitenden Regulierungsaktivitäten der Europäischen Union besteht ein gewisser Konsens in der juristischen Diskussion, daß mit den Entscheidungen des Europäischen Gerichtshofes das Ende der Ara der Verwaltungsvorschriften, soweit sie Umweltstandards enthalten, eingeleitet wurde.« Vgl. Rat der Sachverständigen für Umweltfragen (RSU), Umweltgutachten 1994. Für eine dauerhaft-umweltgerechte Entwicklung, BT-Drucks. 12/6995, 1994, S. 307.

⁴ Im Falle von Kleinfeuerungsanlagen ist z. B. der Einsatz von Ballastkohle, schwerem Heizöl, gestrichenem Holz und Spanplatten verboten.

Verbrennungsanlagen (4. und 13. DVO) existieren Grenzwerte für SO₂, NO_x, Staub und CO. Im Falle der 4. DVO werden sie nicht in der VO selbst genannt, sondern in der dazugehörigen Verwaltungsvorschrift, der TA-Luft.

Die gesetzliche Schutz- und Vorsorgepflicht gilt ausnahms- und einschränkungslos für neue Anlagen. Wie aber sollten die vielen Tausend bestehender Anlagen behandelt werden, von denen zweifellos wesentlich größere Umweltgefahren und -risiken ausgingen als von den Neuanlagen? Nach Schätzungen der Bundesländer waren allein in Westdeutschland rd. 50 000 Anlagen von der TA-Luft betroffen, rd. 1500 von der GRA-VO. In bezug auf die Behandlung der Altanlagen gab es in der TA-Luft und der GRA-VO zunächst unterschiedliche Regelungen.

Die ursprüngliche Fassung der TA-Luft aus dem Jahre 1974 sah für Altanlagen »keine automatische Anpassungspflicht« vor⁵. Die für Neuanlagen geltenden Emissionsauflagen »sollten« auch im Bereich der sogenannten *Alt-Anlagen* durchgesetzt werden, wenn kein ausreichender Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen oder sonstigen Gefahren gegeben war, also die *Schutzpflicht* verletzt war. Eine generelle Verpflichtung zur *Vorsorge* war dagegen nicht vorgesehen. Von »nachträglichen Anordnungen« betroffen waren demnach in erster Linie Unternehmen in belasteten Gebieten.

Ausschlaggebend für den Ansatz, die Großfeuerungsanlagen einschließlich der rd. 1500 Altanlagen einer separaten Verordnung zu unterwerfen, war das Bestreben des Gesetzgebers, die Vorsorge gegen Umweltschäden und -risiken in einem Bereich zu betreiben, in dem dies unter Beachtung des Verhältnismäßigkeitsgrundsatzes am ehesten zu vertreten war. Die intensive umweltpolitische Auseinandersetzung um den »sauren Regen« und das Waldsterben ab Anfang der 80er Jahre hat den Druck auf die Politik erhöht, speziell die Emissionen der Kraftwerke – die vermeintlichen Hauptschuldigen – drastisch zu reduzieren. Inwieweit die neuen, emissionsfernen Waldschäden tatsächlich auf die sauren Emissionen zurückzuführen sind, ist bis heute nicht abschließend geklärt. Einigkeit besteht darin, daß es sich um ein Phänomen sowohl mit biotischen als auch mit nicht-biotischen Ursachen handelt⁶. Die GFA-VO ist demnach nicht als Instrument der Gefahrenabwehr zu verstehen, sondern als Vorsorgemaßnahme⁷. In der politischen Diskussion fand dieser Unterschied allerdings nur bedingt Beachtung. Im Sondergutachten des Rates der Sachverständigen für Umweltfragen (RSU) aus dem Jahr 1983 heißt es dazu: »Die Großfeuerungsanlagen-Verordnung wird als eine Art therapeutische Antwort auf die Herausforderung gesehen, vor die sich die Umweltpolitik angesichts der neuen Waldschäden gestellt sieht. ... Die Unsicherheit der Diagnose wurde zunehmend verdrängt«⁸.

Kernpunkt der GFA-VO 1983 sind die Anforderungen an *Altanlagen*⁹. Die VO legt fest, daß die Emissionen der Altanlagen innerhalb bestimmter Fristen auf das für Neuanlagen geltende Niveau zu reduzieren sind. Ausnahmen existieren nur für solche Anlagen, die in wenigen Jahren außer Betrieb genommen werden (Absterbeordnung). Durch die Vorgabe fester Grenzwerte und Fristen unmittelbar in der VO selbst ist für den Bereich der Großfeuerungsanlagen das Verfahren der nachträglichen

⁵ Vgl. A. Gltz, Die (künftige) Verordnung über Großfeuerungsanlagen, in: Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht, Jg. 1983, H.2, S. 133–151, hier S. 144.

⁶ Vgl. Umweltbundesamt, Daten zur Umwelt 1990/91, Berlin 1992, sowie Rat der Sachverständigen für Umweltfragen (RSU) (1983), Waldschaden und Luftverunreinigungen. Sondergutachten März 1983. Stuttgart/Mainz 1983.

⁷ Vgl. Rat der Sachverständigen für Umweltfragen (RSU) (Fn. 6)

⁸ Vgl. Rat der Sachverständigen für Umweltfragen (RSU) (Fn. 6), S. 106.

⁹ Vgl. hierzu ausführlich D. Kuhnt, Die Verordnung über Großfeuerungsanlagen (13. BImSchV), Verfahrensgeschichte, Inhalte, Auswirkungen, Problematik, in: Energiewirtschaftliche Tagesfragen, 33. Jg., 1983, H.8, S. 567–584, sowie N. Dose, Die verhandelnde Verwaltung. Eine empirische Untersuchung über den Vollzug des Immissionsschutzrechts, Baden-Baden 1997, S. 133 ff

Anordnung – wie im Falle der TA-Luft – entbehrlich gemacht worden.¹⁰ Rechtliche Voraussetzung für die generelle umwelttechnische Sanierung der Altanlagen war die Ermächtigung der Bundesregierung zur Durchsetzung eines risikoorientierten Emissionsminderungskonzeptes durch die (nachgeschobene) Neufassung des BImSchG vom 4. 10. 1985 (in §§ 7 Abs. 2, 17 Abs. 2 und 48 Nr. 4)¹¹.

Für Anlagen auf Öl- und Kohlebasis mit einer Feuerungswärmeleistung von über 300 MW gilt ein Grenzwert von 400 mg/m³ Abgas. Für kleinere Kraftwerke gilt dagegen ein Grenzwert von 2000 mg/m³; in diesem Falle reicht der Einsatz schwefelarmer Brennstoffe. Der Grenzwert von 2000 mg/m³ gilt auch für größere Anlagen, sofern ihre geplante Restnutzungszeit unter 40 000 Vollaststunden liegt. Diese Sonderregelung gilt längstens bis zum 01. 04. 1993. Größere Altanlagen mit einer Leistung von über 300 MW (vor 1983 genehmigt) müssen heute folglich sämtlich mit einer Rauchgasentschwefelungsanlage (REA) ausgerüstet sein, um die entsprechenden Grenzwerte einzuhalten.

Mit der Novellierung des BImSchG 1985 (§ 7 Abs. 2 und § 17 Abs. 2) werden nachträgliche Anordnungen nicht länger von der wirtschaftlichen Vertretbarkeit abhängig gemacht. Damit wurde die Grundlage geschaffen, eine am Vorsorgeprinzip orientierte Emissionsminderungspolitik auch im Bereich der TA-Luft durchzusetzen und die betreffenden Altanlagen zügig zu sanieren. Die Konkretisierung erfolgt durch die Novellierung der TA-Luft 1986¹². Altanlagen sind gemäß der TA-Luft 1986 mit Fristen von 3, 5 oder 8 Jahren¹³, also bis spätestens 1. 3. 1994, nachzurüsten oder stillzulegen. Die bisherige Praxis individuell ausgehandelter Auflagen («Politik des individuellen Schornsteins») wurde damit aufgegeben¹⁴.

Die Genehmigungsbehörde soll allerdings »... von nachträglichen Anforderungen absehen« (§ 17 Abs. 3 BImSchG), sofern der Anlagenbetreiber einen *Sanierungsplan* vorlegt, in dem er *Ausgleichsmaßnahmen* vorschlägt. Diese können darin bestehen, daß er durch technische Maßnahmen im gleichen Betrieb, einem anderen zum Unternehmen gehörenden Betrieb oder im Betrieb eines Dritten Emissionsminderungsmaßnahmen durchführt, »... die zu einer weitergehenden Verringerung der Emissionsfrachten führen als die Summe der Minderungen, die durch den Erlaß nachträglicher Anordnungen ... erreichbar wäre« (§ 17 Abs. 1 BImSchG). Diese Kompensation ist jedoch nur dann zulässig, wenn dieselben oder in ihrer Wirkung gleiche Schadstoffe zurückgehalten werden und sich die Beurteilungsgebiete der Anlagen überschneiden, die Anlagen sich m. a. W. in räumlicher Nähe befinden¹⁵.

¹⁰ Der Betreiber einer Altanlage muß gegenüber der Genehmigungsbehörde eine schriftliche Erklärung abgeben, in der er die Restnutzungszeit der Anlage verbindlich festlegt. Gibt der Betreiber keine Erklärung ab, gelten die Anforderungen für Neuanlagen. »Diese rechtliche Konstruktion ist dem deutschen Verwaltungsrecht bisher fremd«. Rat der Sachverständigen für Umweltfragen (RSU) (Fn. 6), S. 129.

¹¹ Rat der Sachverständigen für Umweltfragen (RSU), Umweltgutachten 1987. Stuttgart/Mainz 1988, S. 251.

¹² Vgl. S. Kalmbach (Fn. 2), S. 262 f.

¹³ Maßstab für die Frage ob und wann nachgerüstet werden muß, ist nicht mehr die wirtschaftliche Vertretbarkeit der Nachrüstung, sondern der Verfassungsgrundsatz der Verhältnismäßigkeit. Bei seiner Auslegung sind – bzgl. der Anpassungsfrist – insbesondere die Emissionsart, das Ausmaß der Überschreitung der Grenzwerte sowie die Nutzungsdauer der Anlage von Bedeutung. Vgl. S. Kalmbach (Fn. 2), S. 262, 268 f.

¹⁴ Nach Angaben der Länder sind die Sanierungsmaßnahmen im wesentlichen abgeschlossen. Vgl. Umweltbundesamt: Daten zur Umwelt 1990/91, Berlin 1992, S. 314.

¹⁵ Die Größe des Beurteilungsgebietes hängt ab von der Schornsteinhöhe. Es umfaßt alle Beurteilungsflächen (1 km²), die sich vollständig innerhalb eines Kreises um den Emissionsschwerpunkt mit einem Radius befinden, der dem 30fachen (50fachen) der Schornsteinhöhe (max. 250 m) entspricht. Vgl. S. Kalmbach (Fn. 2), S. 270 sowie M. Putz/K.-H. Buchholz, Die Genehmigungsverfahren nach dem Bundes-Immissionsschutzgesetz, Berlin 1992, S. 62.

2.3 Ökologische Effektivität und ökonomische Effizienz der deutschen SO₂-Reduktionspolitik

Gegenstand dieses Abschnitts ist die Würdigung der deutschen SO₂-Reduktionspolitik unter ökologischen und ökonomischen Gesichtspunkten.

2.3.1 Ökologische Effektivität

Die emissionsbezogenen Ergebnisse sind Tab. 1 zu entnehmen. Der am Schutzziel orientierten Politik der 70er Jahre ist es offensichtlich nur teilweise gelungen, den weiteren Anstieg der »sauren« Emissionen zu verhindern. Während die SO₂-Emissionen mit Ausnahme des Kraftwerkssektors leicht rückläufig waren, wies der NO_x-Ausstoß eine weiter steigende Tendenz auf. Eine deutliche Wende ist dagegen für die 80er Jahre zu konstatieren. Dies gilt insbesondere für die SO₂-Emissionen, die von 1980 bis 1994 um 2,3 Mio. t bzw. 74% zurückgingen. Sie wurden damit deutlich stärker reduziert, als Anfang der 80er Jahre erwartet (rd. 1 Mio. t bzw. rd. 33%)¹⁶. Neben den Emissionen gingen auch die Immissionen drastisch zurück (UBA 1997, S. 150). Der durchschnittliche Immissionswert für SO₂ beträgt heute im alten Bundesgebiet (auch in den früher stark belasteten Ballungsräumen) weniger als 25 µg/m³ und liegt damit deutlich unter dem Immissionswert der TA-Luft, der für SO₂ – ökologisch kaum akzeptabel – noch immer 140 µg/m³ als Jahresmittelwert beträgt. Im ländlichen Raum beträgt das Immissionsniveau sogar nur 3 µg/m³¹⁷. Dennoch ist das Problem der Versauerung noch nicht gelöst. Im UBA-Jahresbericht 1996 heißt es dazu: »Die verträglichen Belastungsgrenzen für Schwefel- und Stickstoffverbindungen und die damit bedingten Säurebelastungen sind in Deutschland noch immer überschritten, die Folgen sind bekannt (unter anderem großflächige Vitalitätsverluste bei Waldbeständen, die Versauerung von Oberflächengewässern, zunehmende Nitratauswaschungen mit dem Bodensickerwasser in das Grundwasser, anhaltende Eutrophierung durch NO_x und NH₃ und damit Verschwinden bedrohter Pflanzen)«¹⁸.

Tab. 1: Emissionen an Schwefeldioxid und Stickoxid in der Bundesrepublik Deutschland (altes Bundesgebiet) 1970–1994 nach Sektoren (in 1000 t)

I. Schwefeldioxid

JAHR	KRAFTWERKE	INDUSTRIE	HAUSHALTE UND KLEINVERBRAUCH	VERKEHR	GESAMT
1970	1704	1165	733	129	3711
1980	1879	860	338	87	3164
1990	295	394	134	62	885
1994 ¹⁸	323	353	144	54	874

16 Vgl. Rat der Sachverständigen für Umweltfragen (RSU) (Fn. 6), S. 126.

17 Vgl. dazu Umweltbundesamt, Daten zur Umwelt 1997, Berlin 1997, S. 150 und 165.

18 Umweltbundesamt, Jahresbericht 1996, Berlin 1997, S. 127.

JAHR	KRAFTWERKE	INDUSTRIE	HAUSHALTE UND KLEINVERBRAUCH	VERKEHR	GESAMT
1970	614	526	146	769	2055
1980	800	396	143	1278	2617
1990	335	236	109	1282	1962
1994*	326	213	134	1083	1766

* Vorläufige Angaben

Quelle: Bundesministerium für Umwelt, Sechster Immissionsschutzbericht der Bundesregierung, Bonn 1996, S. 100f.

2.3.2 Ökonomische Effizienz

Das Kriterium der ökonomischen Effizienz ist erfüllt, wenn ein vorgegebener Immissionsstandard mit volkswirtschaftlich minimalen Kosten erreicht werden kann. Die gesamtwirtschaftliche Kostenminimierung beinhaltet, daß die Grenzkosten der Emissionsvermeidung oder -rückhaltung unter allen Emittenten das gleiche Niveau aufweisen. Diese Bedingung gilt unabhängig davon, ob der Immissionsstandard auf die Gefahrenabwehr oder die Minderung von Umweltrisiken abzielt. Wie oben erwähnt, sind die Emissionsauflagen in der Bundesrepublik in erster Linie am Vorsorgeprinzip ausgerichtet.

Wie die Literatur über umweltpolitische Instrumente zeigt, wird das Kriterium der ökonomischen Effizienz, der Ausgleich der Vermeidungsgrenzkosten unter den Emittenten, im Falle von Emissionssteuern oder -lizenzen automatisch bewirkt, vorausgesetzt die Praxis orientiert sich an den Idealtypen der Lehrbücher. Im Falle von Emissionsauflagen kann der Ausgleich der Grenzkosten durch eine grenzkostenorientierte Differenzierung der Anforderungen erreicht werden. D. h. Emittenten mit hohen spezifischen Vermeidungskosten werden mit niedrigeren Anforderungen konfrontiert als Emittenten mit niedrigen spezifischen Vermeidungskosten. Inwieweit trägt nun die Auflagenstrategie der deutschen Luftreinhaltepolitik diesem Gesichtspunkt Rechnung?

Zunächst einmal ist festzustellen, daß die deutsche Luftreinhaltepolitik keine uniformen Emissionsstandards für SO₂ und NO_x kennt, sondern ein beachtliches Maß an Differenzierung aufweist. Inwieweit diese Differenzierungen zu einem Ausgleich der Vermeidungsgrenzkosten führen, kann im Prinzip nur empirisch überprüft werden. Da eine solche Vorgehensweise an der Datenlage scheitert, bleibt nur der Weg, die in den Gesetzen, Verordnungen und Verwaltungsvorschriften enthaltenen Differenzierungen darzustellen und zu fragen, inwieweit sie zumindest in grober Annäherung den Unterschieden in den Grenzkosten der Vermeidung Rechnung tragen. Eine derartige Vorgehensweise hat einen deutlich geringeren Informationsbedarf. Da es sich bei den fraglichen Anlagen ausschließlich um Feuerungsanlagen handelt, die sich vor allem hinsichtlich der Anlagengröße und der Brennstoffwahl unterscheiden, ist zu fragen, inwieweit die Vermeidungskosten in Abhängigkeit von diesen Variablen differieren und die Auflagen diesen Kostendifferenzen Rechnung tragen.

Vorliegenden Untersuchungen ist zu entnehmen, daß Entschwefelungs- und Entstickungsanlagen beachtliche economics of scale aufweisen, d. h. die Kosten je vermie-

- dener Tonne SO₂ oder NO_x sinken mit zunehmender Anlagengröße¹⁹. Das Auf-
lagensystem der deutschen Luftreinhaltepolitik trägt dem insofern Rechnung, als
- im Falle kleiner Feuerungsanlagen (nicht-genehmigungsbedürftige Anlagen) keine Emissionsgrenzwerte vorgegeben werden (lediglich Verbot des Einsatzes bestimmter Brennstoffe)
 - im Falle mittelgroßer Anlagen Grenzwerte vorgegeben werden, die sich durch den Einsatz schwefelarmer Kohle erreichen lassen
 - anspruchsvolle Grenzwerte, die nur durch den Einsatz von REA erreichbar sind, auf den Bereich sehr großer Feuerungsanlagen (> 300 MW Feuerungswärmeleistung) beschränkt sind.

Die Anforderungen an die letzte Gruppe (> 300 MW_{th}) sind weiter differenziert. Zum einen werden Betreibern, die ihre Kraftwerke innerhalb der nächsten Jahre (max. 10 Jahre) stilllegen, mildere Grenzwerte eingeräumt, die mit Hilfe brennstoffseitiger Maßnahmen erreichbar sind. Zweitens können Kraftwerksbetreiber, die schwefelhaltige Kohle (aus deutscher Förderung) einsetzen, statt des Grenzwertes einen Entschwefelungsgrad einhalten. Da die Emissionen somit auch über dem Grenzwert liegen können, werden Zusatzkosten für zusätzliche Reinigungsanstrengungen vermieden. Differenzierte Anforderungen gibt es schließlich hinsichtlich der Grenzwerte für die verschiedenen Energieträger (Kohle, Öl, Gas) sowie Kraftwerkstypen (spezielle Grenzwerte z. B. für Wirbelschichtfeuerungsanlagen).

Neben den genannten Differenzierungen für Anlagen unterschiedlicher Größe und Befuerung bestehen *Kompensationsmöglichkeiten*. Den Betreibern von Altanlagen wird damit die Möglichkeit eingeräumt, die auferlegte Verpflichtung zur Verminderung auf solche Anlagen zu konzentrieren, bei denen dies zu unterdurchschnittlichen Kosten machbar ist. Kompensationsregelungen stellen damit grundsätzlich einen Beitrag zur Verbesserung der Effizienz von Auflagensystemen dar. Die praktische Bedeutung ist jedoch trotz einiger Liberalisierungsansätze im BImSchG 1990 (Lockerung der räumlichen und zeitlichen Beschränkungen) eher gering, da die Kompensationsmöglichkeiten sehr eng gefaßt sind. So können z. B. Anlagenstilllegungen und nicht-technische Lösungen (Einsatz emissionsarmer Inputs) nicht als Kompensationsmasse herangezogen werden. Auch die Anforderungen an Neuanlagen sind nicht durch eine verstärkte Emissionsreduktion in Altanlagen reduzierbar²⁰.

Die Darstellung zeigt, daß das deutsche Luftreinhalteinstrumentarium eine Reihe von Regelungen enthält, die geeignet sind, extreme Unterschiede in den Grenzvermeidungskosten zu verhindern und damit die ökonomische Effizienz des Auflagensysteminstrumentariums – verglichen mit einer uniformen Auflage – deutlich zu verbessern. Da die Differenzierung der Anforderungen jedoch nicht an dem Ziel orientiert ist, die Grenzkosten der Vermeidung systematisch anzugleichen, sondern den Stand der Technik durchzusetzen (allerdings unter Beachtung der wirtschaftlichen Vertretbarkeit), werden die Möglichkeiten der volkswirtschaftlichen Kostenminimierung nur bedingt genutzt.

Einen Überblick über die jährlichen Kosten der Rauchgas-Entschwefelung für den Bereich der öffentlichen Stromversorgung in Deutschland gibt die Tab. 2. Von den jährlichen Gesamtkosten von 3,5 Mrd. DM entfallen 62% auf kapitalgebundene Kosten, der Rest auf variable und fixe Betriebskosten. Der Berechnung liegen folgende Annahmen zugrunde: Spezifische Investitionskosten der Entschwefelung von

¹⁹ Vgl. J. Jung (Fn. 1), sowie ders., Die Kosten der SO₂- und NO_x-Minderung, ebd.

²⁰ Vgl. E. Rehbinder, Übertragbare Emissionsrechte aus juristischer Sicht, Teil I: Herkömmliche Kompensation im Bereich der Luftreinhaltung, in: A. Endres/E. Rehbinder/R. Schwarze, Umweltzertifikate und Kompensationslösungen aus ökonomischer und juristischer Sicht, Bonn 1994, S. 28–91, hier S. 55.

150 DM/KW_{th} (395 DM/KW_{el} bei einem Wirkungsgrad von 0,38), Gesamtinvestitionsaufwand der Entschwefelung von 14,3 Mrd. DM, Abschreibungszeitraum von 10 Jahren, reale Kapitalverzinsung von 6%, Thesaurierung von 15% sowie Berücksichtigung einer üblichen Gewinn- und Vermögensbesteuerung²¹.

Berücksichtigt man, daß der Kohleeinsatz der öffentlichen Kraftwerke im Zeitraum 1980–1994 um rd. 10% gestiegen ist, und damit auch der Gesamtschwefelgehalt der Kohle entsprechend zugenommen hat, so sind bei der Berechnung der spezifischen Vermeidungskosten statt des in Tab. 1 ausgewiesenen Rückgangs der SO₂-Emissionen von 1,58 Mio.t in 1980–1994 1,74 Mio.t. zugrunde zu legen. Es ergeben sich somit spezifische Entschwefelungskosten von rd. 2010 DM/t SO₂.

Ein Vergleich dieses Ergebnisses mit den Aussagen anderer Studien setzt voraus, daß den Berechnungen die gleichen Annahmen zugrunde gelegt werden: Es wird deshalb abweichend von den obigen Annahmen auch mit den international üblicheren Annahmen gerechnet (Abschreibungszeitraum von 20 Jahren, Kalkulationszins von 8%, Vernachlässigung von Steuereffekten und Thesaurierung). Unter diesen Annahmen vermindert sich der Kapitaldienst von 2,17 Mrd. auf 1,573 Mrd. DM (s. Tab. 2, Angaben in Klammern), und die spezifischen Entschwefelungskosten sinken auf 1670 DM/t SO₂. Die Entschwefelungskosten weisen damit immer noch ein im internationalen Vergleich relativ hohes Niveau auf. Der Erfolg der genannten effizienzverbessernden Regelungen – Differenzierung von Auflagen sowie Einräumung von Kompensationsmöglichkeiten – erscheint mithin gering.

Tab. 2: Jahreskosten der Rauchgas-Entschwefelung in der Bundesrepublik Deutschland

KOSTENART	MRD. DM
Kapitaldienst	2,170 (1,573)*
Variable Betriebskosten (Strom, Kalk etc.)	0,614
Instandhaltung	0,572
Personal	0,120
Abwasserbeseitigung	0,028
Jahreskosten gesamt	3,504 (2,907)*

* Bei Berücksichtigung international üblicher Annahmen (Lebensdauer 20 J.; Kalkulationszins 8%)

Quelle: J. Jung (Fn. 1), S. 269

Grundsätzlich ist davon auszugehen, daß die Informationen des politischen Systems über die Vermeidungskosten der verschiedenen Emittenten immer unvollkommen sein werden. Verglichen mit einer ›Idealwelt‹ vollkommener staatlicher Information sind volkswirtschaftliche Verluste kaum zu vermeiden. Entscheidend ist aber nicht der Vergleich mit theoretischen Idealwelten, sondern die Frage, ob andere Instrumente zur Verfügung stehen, die mit geringeren volkswirtschaftlichen Kosten durchführbar sind. Charakteristikum von marktwirtschaftlichen Instrumenten wie Emissionssteuern und -lizenzen ist, daß sie einen geringeren staatlichen Informationsbedarf aufweisen. Da für die Umweltbeanspruchung ein Preis zu entrichten ist, versorgen sie die Emittenten mit Anreizen, Informationen über günstige Vermeidungsmöglichkeiten bereitzustellen und Kostensenkungspotentiale zu erschließen.

²¹ J. Jung (Fn. 1), S. 269.

Die Analyse des US-amerikanischen Emissionslizenzsystems ist damit für die Weiterentwicklung der deutschen und europäischen Luftreinhaltepolitik von großem Interesse.

3. Grundzüge der US-amerikanischen Luftreinhaltepolitik

Die US-amerikanische Luftreinhaltepolitik läßt sich in zwei Perioden unterteilen. Während in der ersten Periode bis 1990 eine Emissionsminderung mit Hilfe verschiedener Auflagentypen betrieben wurde, wird seit 1990 auf das bislang nur selten praktizierte Instrument der Emissionslizenzen zurückgegriffen. Die Anwendung der Emissionslizenzen im Rahmen der amerikanischen SO₂-Reduktionspolitik stellt eine Art Weltpremiere dar: »The world's first large-scale application of these market-based instruments in a public policy to achieve an environmental goal«²¹. Bevor auf das Emissionslizenzsystem näher eingegangen wird, wird zunächst die Luftreinhaltepolitik der 70er und 80er Jahre in ihren Grundzügen dargestellt.

3.1 US-Luftreinhaltepolitik in den 70er und 80er Jahren

Grundlage der US-amerikanischen Luftreinhaltepolitik ist der Clean Air Act (CCA) 1970, novelliert 1977 und 1990. Kennzeichen der Luftreinhaltepolitik in den 70er Jahren ist – wie in der Bundesrepublik – das Nebeneinander von Immissions- und Emissionsnormen.

Kernpunkt der US-Luftreinhaltepolitik sind die *nationalen Immissionsnormen* (National Ambient Air Quality Standards, NAAQS). Sie existieren für annähernd die gleichen Stoffe wie in Deutschland, nämlich für Stäube, Schwefeldioxid (SO₂), Kohlenmonoxid (CO), Stickoxid, gerechnet als Stickstoffdioxid (NO₂), Kohlenwasserstoffe, Ozon (O₃) sowie Blei (Pb).

Werden in einer Region die Immissionsnormen eingehalten, so spricht man bezogen auf den jeweiligen Stoff (z. B. SO₂) von einem Reinluftgebiet (Non-Degradation Area), andernfalls von einem Belastungsgebiet (Non-Attainment Area). Im Falle eines Belastungsgebietes ist von der Regierung des betreffenden Bundesstaates ein staatlicher Vollzugsplan aufzustellen. In diesem Plan, der von der nationalen Umweltbehörde (U. S. Environmental Protection Agency, EPA) zu genehmigen ist, sind verbindliche Maßnahmen anzugeben, wie die Einhaltung des Immissionsstandards erreicht werden soll. Dies geschieht dadurch, daß allen größeren Schadstoffquellen spezifische Grenzwerte auferlegt werden. Im Falle von Reinluftgebieten ist sicherzustellen, daß im Zuge weiterer Genehmigungen keine signifikante Verschlechterung der Luftqualität erfolgt.

Ergänzend zu diesen immissionsorientierten Regelungen sieht der CAA *Emissionsnormen* vor. Für *Neuanlagen* sind sog. New Source Performance Standards (NSPS) einzuhalten. Dabei ist je nachdem, ob die Anlagen in Belastungs- oder in Reinluftgebieten genehmigt werden sollen, bezüglich der Emissionsrückhaltung die Lowest Achievable Emission Rate (LAER) oder aber die Best Available Control Technology (BACT) zu fordern. Im Falle der LAER-Technologie handelt es sich um die

²¹ A. D. Ellerman/R. Schmalensee/P. L. Joskow/J. P. Montero/E. Bailey, *Emission Trading under the U. S. Acid Rain Program: Evaluation of Compliance Costs and Allowance Market Performance*. MIT, Cambridge/Mass. 1997, S. 9.

schärfste Emissionsbeschränkung, die jemals in einem staatlichen Vollzugsplan gefordert wurde. Die BACT ist ähnlich definiert, allerdings spielen hier Kostengesichtspunkte eine größere Rolle²³.

Emissionsnormen existieren darüber hinaus für *Altanlagen*, sofern sie in Belastungsgebieten angesiedelt sind: Von ihnen wird die Anwendung der Reasonably Available Control Technology (RACT) gefordert; sie haben ihre Emissionen in wirtschaftlich vertretbarem Umfang zu reduzieren. Für Altanlagen in Reinluftgebieten existieren dagegen keine Emissionsauflagen.

Schwerpunkt der CAA-Novelle aus dem Jahr 1977 ist die Flexibilisierung des Auflagensystems: Den Emittenten wird die Möglichkeit eingeräumt, Emissionsverpflichtungen auf andere Emittenten zu verlagern (emission trading) oder aber sich eine Übererfüllung von Auflagen staatlich quittieren zu lassen (»Emission Reduction Credits«, ERC) und diese bei anderen (künftigen) Emissionsauflagen in Anrechnung zu bringen²⁴. Diese ERC konnten – anders als beim Kompensationsansatz in Deutschland – auch durch Stilllegung von Anlagen erreicht werden. Insgesamt sieht das Gesetz vier Anwendungsmöglichkeiten des Emissionshandels vor:

- Das »offset«-Konzept (Kompensation) eröffnet die Möglichkeit, Neuanlagen in Belastungsgebieten zu errichten, sofern die damit verbundenen zusätzlichen Emissionen durch Emissionsreduzierungen in bestehenden Anlagen überkompensiert werden.
- Das »bubble«-Konzept räumt den Emittenten einer Region die Möglichkeit ein, die verschiedenen Emissionsquellen zu einer Quelle zusammenzufassen. Die Emissionsminderung kann damit schwerpunktmäßig auf die Anlagen mit den geringsten marginalen Vermeidungskosten verlagert werden.
- Das »netting« erlaubt es den Emittenten, vorhandene ERC's einzusetzen und damit eine Verschärfung von Anforderungen bei anderen Altanlagen (vor allem bei Anlageänderungen) zu vermeiden.
- Das »banking« ermöglicht den Emittenten, ERC's für künftige Investitionsprojekte oder Anlagenerweiterungen zu nutzen oder aber sie innerhalb derselben Region zu verkaufen oder zu vermieten. Diese Variante des Emissionshandels kommt in ihrer Wirkung den 1995 eingeführten Emissionslizenzen bereits recht nahe.

Auch wenn mit den genannten Maßnahmen bereits Schritte in Richtung auf eine Flexibilisierung des Auflagensystems unternommen wurden, so waren doch die Wirkungen vor allem wegen des beachtlichen behördlichen Aufwandes und der Gefahr langwieriger gerichtlicher Auseinandersetzungen eher gering²⁵.

3.2 *Das Acid Rain Program 1990*

Eine deutliche Wende in Richtung auf Flexibilisierung der Emissionsreduktion wurde mit dem Acid Rain Program (ARP) 1990 vollzogen. Schwerpunkt des Programms ist die Verminderung der SO₂ und NO_x Emissionen des vorhandenen Kraftwerkparks, vor allem der älteren Kohlekraftwerke außerhalb von Belastungsgebieten. Aufgrund starker Widerstände der Kraftwerksbetreiber stand eine umfassende Sanierung aller

²³ Vgl. H. Bonus, Zwei Philosophien der Umweltpolitik: Lehren aus der amerikanischen Luftreinhaltepolitik, in: List Forum, Bd. 12, 1983/84, H. 5, S. 323–340, hier S. 326.

²⁴ Vgl. F. Messner, Kontinuität und Wandel in der Umweltpolitik der USA am Beispiel der Gesetzgebung zur Luftreinhaltung, in: Zeitschrift für angewandte Umweltforschung, Jg. 6 (1993), H. 1, S. 67–80.

²⁵ Vgl. R. W. Hahn/G. L. Hester, Marketable Permits: Lessons for Theory and Practice, in: Ecology Law Quarterly, Vol. 6, 1989, S. 361–406 sowie R. A. Liroff, Reforming Air Pollution Regulation: The Toil and Trouble with EPA's Bubble. The Conservation Foundation. Washington D. C. 1986.

Kraftwerke, wie sie in Deutschland mit Hilfe der GRA-VO durchgesetzt wurde, nicht zur Diskussion. Zur Debatte standen vielmehr verschärfte Auflagen für die ca. 50 größten »Dreckschleudern« oder aber ein System handelbarer Emissionslizenzen, das den Unternehmen die Freiheit läßt, die Emissionen dort zu vermeiden, wo dies am kostengünstigsten machbar ist. Die politische Entscheidung für das Lizenzsystem, dem von Beginn an die 200 stärksten Emittenten unterworfen sein sollten, kam auch für die EPA recht überraschend.

Mit dem ARP 1990, das eine bundesweite Einführung handelbarer Emissionslizenzen für SO₂ vorsieht, wurde zunächst für einen Luftschadstoff eine Abkehr von der bisherigen Auflagenpolitik beschlossen. Mit der Einführung der Emissionslizenzen ist die Erwartung verbunden, daß die Kosten des Programms um rd. 2–3 Mrd. \$/a niedriger ausfallen werden als im Falle eines herkömmlichen Auflagenprogramms²⁶. Die Minderung der übrigen Luftschadstoffe wie NO_x und Staub soll dagegen weiterhin mit Hilfe von Emissionsauflagen erfolgen. Da die wesentlichen Änderungen der US-amerikanischen Luftreinhaltepolitik auf dem Gebiet der SO₂-Kontrolle erfolgen, beziehen sich die folgenden Ausführungen auf diesen Schadstoff.

Grundelemente der neuen Politik sind vor allem die beiden folgenden Regelungen:

1. die Vorgabe einer nationalen SO₂-Gesamtemissionsmenge für den Bereich der Elektrizitätswirtschaft (emission-cap),
2. die Einführung von handelbaren SO₂-Emissionslizenzen, deren Gesamtzahl sich nach der für die Elektrizitätswirtschaft zulässigen Gesamtemissionsmenge bemißt.

Auf diese Grundelemente soll im folgenden näher eingegangen werden. Zuvor jedoch soll an einem einfachen Beispiel verdeutlicht werden, wie mit Hilfe der Emissionslizenzen gesamtwirtschaftliche Kosteneinsparungen gegenüber einem traditionellen Auflageninstrumentarium erzielt werden können (s. Abb. 1).

Unterstellt sei, daß in einer Volkswirtschaft zwei Unternehmen A und B jeweils 4 Einheiten eines Schadstoffs X emittieren und es das Ziel der Umweltpolitik sei, die Gesamtemission dieses Schadstoffes zu halbieren. Soll dieses Ziel mit Hilfe einer uniformen Auflage (gestrichelte Linie) erreicht werden, so hat jedes Unternehmen 2 Schadeinheiten zu vermeiden. Die Kosten, die von den Unternehmen hierfür aufzuwenden sind, sind allerdings unterschiedlich: Unternehmen A hat 30 DM aufzuwenden, Unternehmen B dagegen 20 DM. Die Gesamtkosten der Volkswirtschaft betragen 50 DM. Die durch die Auflage erreichte Lösung ist nicht effizient, da sich durch eine Reallokation (Neuzuordnung) der Vermeidungspflichtigen Kosten einsparen lassen. Reduziert A nur eine Einheit, während B drei Einheiten reduziert, vermindern sich die gesamtwirtschaftlichen Vermeidungskosten auf 40 DM.

Wird nun statt individueller Auflagen lediglich die Gesamtemissionsmenge (max. 4 Einheiten) limitiert, so können die nunmehr knappen Umwelt-Nutzungsrechte unter den Emittenten gehandelt werden. Werden z. B. die Emissionsrechte anfänglich so verteilt, daß beiden Emittenten jeweils die Emission von zwei Schadeinheiten zugestanden wird, so kann z. B. Unternehmen B dem Emittent A anbieten, eine zusätzliche Einheit von X zu beseitigen. Es wird hierfür ein Entgelt > 10 DM fordern. A wird – Gewinnmaximierung unterstellt – darauf eingehen, sofern der Preis < 20 DM ist. Kommt der Handel zustande, reduzieren sich die Vermeidungskosten für A auf 10 DM, während sie für B auf 30 DM steigen. Die volkswirtschaftlichen Vermeidungskosten sinken auf 40 DM.

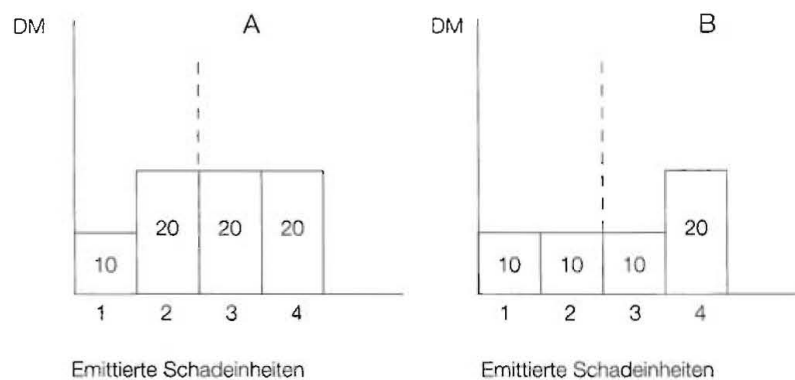
Aus der Darstellung läßt sich die allgemeine Bedingung für eine effiziente Emissionsreduktion ableiten: Sie ist erfüllt, wenn die Grenzkosten der Vermeidung, d. h.

²⁶ Vgl. D. Burtraw, The SO₂ Emissions Trading Program: Cost savings without allowance trades, in: Contemporary Economic Policy, Vol. XIV, April 1996, S. 79–94, hier S. 92.

die Kosten der letzten vermiedenen Schadeinheit unter den Emittenten gleich sind. Dies trifft für die Verhandlungslösung zu (jeweils 10 DM), nicht jedoch für die Auflagenlösung²⁷.

In der Realität existieren zahlreiche Emittenten. Der Versuch, eine optimale Reallokation der Umwelt Nutzungsrechte über Verhandlungen zu erreichen, wäre mit hohen Transaktionskosten verbunden. Effizienter ist es daher, die Umwelt-Nutzungsrechte in Form von Emissionslizenzen auf organisierten Märkten wie Lizenz-Börsen oder Lizenz-Auktionen zu handeln. Das Ergebnis des Lizenzhandels entspricht im Idealfall (idealtypische Ausgestaltung der Institutionen) dem des bilateralen Verhandlungsfalles.

Abb.1: Emissionsreduktion im Falle von Auflage und handelbaren Emissionsrechten



3.3 Ziele der US-amerikanischen SO₂-Reduktionspolitik

Ziel des ARP ist es, die Gesamtemissionen an SO₂ bis zum Jahre 2010 gegenüber dem Emissionsvolumen der 80er Jahre (rd. 25 Mio.t p.a.) um 10 Mio.t p.a. zu reduzieren. Hintergrund dieser Zielsetzung war die Feststellung, daß die bisher erreichten Emissionsminderungen – im Jahre 1973 betrug die SO₂-Gesamtemissionsmenge noch 33 Mio.t – nicht ausreichend sind, um gesundheitliche Schädigungen, Beeinträchtigungen von Ökosystemen (insbesondere Versauerung von Seen und Flüssen) sowie Sichtbeeinträchtigungen zu verhindern. Ziel des Programms ist damit eher die Gefahrenabwehr als die Vorsorge gegen Risiken.

Von der angestrebten Emissionsreduktion von 10 Mio.t p.a. sind dem Programm zufolge 8,5 Mio.t von der Elektrizitätswirtschaft zu erbringen. Die restlichen 1,5 Mio.t entfallen auf die Industrie, vor allem durch Substitution älterer emissionsintensiver durch neue schadstoffärmere Anlagen²⁸. Da von der Elektrizitätswirtschaft 1990 rd. 16 Mio. t SO₂ emittiert werden, bedeutet eine Minderung um 8,5 Mio.t eine Reduktion auf etwa die Hälfte der anfänglichen Emissionsmenge.

²⁷ Durch eine Differenzierung der Auflage kann dieses Problem allerdings abgemildert werden.

²⁸ Vgl. B. McLean, *The Sulphur Dioxide (SO₂) Allowance Trading Program – The First Five Years*, unveröff. Manuskript, Washington D. C. 1996, S. 136.

Eine Emissionslizenz entspricht dem Recht, 1 t SO₂ zu emittieren. Für jede Tonne SO₂, die emittiert wird, ist eine Lizenz (allowance) bei der Aufsichtsbehörde abzuliefern. Emissionen ohne Lizenz werden drakonisch bestraft (die Strafe beträgt ein Vielfaches des derzeitigen Lizenz-Marktpreises). Sofern ein Unternehmen am Ende eines Jahres feststellt, daß die Emissionsmenge des betreffenden Jahres größer war als die Zahl der verfügbaren Lizenzen, hat es die Möglichkeit, die fehlenden Lizenzen bis Ende Januar des Folgejahres auf dem Markt zu erwerben. Es kann sich dabei an spezielle Broker oder direkt an andere EVU wenden.

Das ARP gliedert sich in *zwei Phasen*. In Phase I von 1995–1999 sind zunächst nur 110 Kraftwerke (263 Kraftwerksblöcke) Emissionslimitierungen unterworfen. Es handelt sich hierbei um die schmutzigsten Kraftwerke. Auf sie entfielen 1985 rd. 57% aller Kraftwerksemissionen²⁹. Phase II, beginnend ab dem Jahr 2000, umfaßt alle Blöcke (units) mit einer Leistung von mehr als 25 MW_{el}, insgesamt über 2000. Aufgrund der im Gesetz vorgesehenen Möglichkeit, freiwillig in Phase I zu partizipieren, hat sich die Zahl der Blöcke in Phase I um weitere 182 auf insgesamt 445 erhöht.

Einer der zentralen Punkte bei der Gestaltung von Emissionslizenzsystemen ist die Frage, auf welchem Wege die *Erstausgabe der Lizenzen* vorgenommen wird (Versteigerung oder freie Vergabe). Das ARP sieht eine freie Vergabe vor. Beginnend mit dem Jahr 1995 erhält ein EVU für jedes Jahr bis zum Jahr 2010 eine bestimmte Zahl von Emissionslizenzen, die sich im Grundsatz – zumindest in Phase I – an den bisherigen Emissionsmengen orientiert (Grandfathering). Da von einer strikten Anwendung der Grandfather-Regel ein Anreiz ausgehen würde, die Emissionen vor dem Start des Lizenzsystems zu steigern, und zudem besonders emissionsträchtige Emittenten belohnt würden, werden statt der empirischen Vergangenheitswerte sog. Sollwerte zugrunde gelegt (modifizierte Grandfather-Regel)³⁰. Konkret wird folgender Weg beschritten: Der durchschnittliche Brennstoffeinsatz der Jahre 1985–1987 wird multipliziert mit dem geforderten Sauberkeitsgrad der Anlagen (2,5 bl. SO₂/Mio BTU). Dieser Wert ist durch den Einsatz von Kohle mit normalem Schwefelgehalt erreichbar.

Der Umfang der für jedes Jahr zur Verfügung stehenden Lizenzen (pro Kraftwerk und national) verringert sich im Zeitablauf, da nur so das Ziel einer Senkung der US-weiten Gesamtemissionsmenge erreichbar ist. In der ersten Phase 1995–1999 beträgt die Gesamtzahl der Lizenzen der sog. Phase I-Einheiten rd. 8,7 Mio. p.a.. Ab dem Jahr 2000 sinkt die Zahl der für diese Gruppe bereitgestellten Lizenzen auf etwa die Hälfte, da der geforderte Sauberkeitsgrad der Anlagen von 2,5 auf 1,2 bl. SO₂/Mio. BTU steigt³¹. Dieser Sauberkeitsgrad wird auch für die sog. Phase II-Einheiten zugrunde gelegt, die erst ab dem Jahr 2000 dem Lizenzsystem unterworfen sind. Mit dem von 2,5 auf 1,2 bl. SO₂/Mio. BTU gesenkten Zielwert wird angestrebt, daß der Standard für neue Kraftwerke (NSPS) aus dem Jahr 1977 nunmehr im Durchschnitt aller Kraftwerke eingehalten wird³².

Von den 8,7 Mio. Lizenzen der Phase I -Einheiten in 1995 entfallen 5,55 Mio. auf die 263 schmutzigsten Blöcke, auf die das Lizenzsystem ursprünglich beschränkt sein

²⁹ Vgl. EPA: 1995 Compliance Results. Acid Rain Program. Washington D. C. 1996, S. 1.

³⁰ Vgl. A. Endres/R. Schwarze, Das Zertifikatsmodell vor der Bewährungsprobe? Eine ökonomische Analyse des Acid Rain Programms des neuen US-Clean Air Act, in: A. Endres/E. Rehbinder/R. Schwarze (Fn. 20), S. 137–215, hier S. 145.

³¹ Ein Unternehmen, das z. B. für die Jahre 1995–1999 10 000 Lizenzen pro Jahr zugewiesen bekommt, erhält von 2000 bis 2010 nur noch 4 800 allowances pro Jahr.

³² Von den Phase II-Einheiten, die in der Mehrzahl jüngeren Baudatums sind, wird dieser Wert bereits heute durchweg erreicht.

sollte (Initial Allocation). Neben dieser Regelzuteilung nach dem geforderten Sauberkeitsgrad erfolgen *Sonderzuteilungen* nach verschiedenen Kriterien. Die vom Umfang her bedeutendsten Sonderzuteilungen entfallen auf Kraftwerke, die frühzeitig mit REA mit einem Wirkungsgrad von mindestens 90% ausgestattet wurden (1,3 Mio. für sog. Phase I Extension Units), und solche, die dem Lizenzsystem eigentlich erst in Phase II unterworfen werden sollten, aber freiwillig bereits der Phase I beigetreten sind (Substitution & Compensation Units). Da die Sonderzuteilungen in der Gesamtzahl der zulässigen Emissionen enthalten sind, geht von ihnen keine Gefährdung des Reduktionszieles aus³³.

Die Unternehmen haben die Möglichkeit, die Lizenzen eines bestimmten Jahres in dem betreffenden Jahr zu verbrauchen (via Emissionen), sie für spätere Jahre aufzuheben (banking) oder sie zu veräußern. Nicht erlaubt dagegen ist, die Emissionen eines Jahres mit Emissionslizenzen zu begleichen, die auf ein späteres Jahr datiert sind (borrowing).

Die Stilllegung eines alten Kraftwerkes bzw. eines Blocks führt nicht zum Verlust der hierfür (bis 2010) zugeteilten Lizenzen. Die freiwerdenden Lizenzen können vielmehr für den Betrieb neuer Kraftwerke genutzt werden. Die *Betreiber neuer Kraftwerke* sind von der Gratiszuteilung von Emissionslizenzen ausgeschlossen; sie haben die entsprechenden Lizenzen zu erwerben. Hierin besteht ein Anreiz, alte Kraftwerke stillzulegen, zum anderen aber auch eine Diskriminierung sog. unabhängiger Stromerzeuger wie z. B. Industrieunternehmen (Independent Power Producer, IPP), die bislang noch nicht im Bereich der Stromerzeugung aktiv waren. Für diese Unternehmensgruppe bestehen Sonderzuteilungen, die allerdings kostenpflichtig sind.

Der Betrieb neuer Kraftwerke setzt aus der Sicht der US-EPA (als der mit der Implementierung des ARP betrauten Behörde) – zumindest soweit es SO₂ betrifft – lediglich die entsprechende Ausstattung an Emissionslizenzen voraus. Die Genehmigungspraxis der Bundesstaaten weicht allerdings von dieser Sichtweise der US-EPA ab. In der Praxis wird vielmehr neuen Kraftwerken regelmäßig auch in bezug auf SO₂ die Einhaltung vorsorgeorientierter Emissionsstandards (NSPS) abverlangt³⁴. Der Erfolg des Programms steht und fällt mit der genauen Erfassung der Emissionsmengen. Die teilnehmenden Unternehmen haben von der EPA lizenzierte kontinuierliche Emissionsmeßsysteme (CEM) einzusetzen und die stündlichen Daten der EPA mitzuteilen.

3.5 Zur Funktionsweise des Emissionslizenzsystems 1995 und 1996

Der Beginn des Emissionslizenzsystem 1995 war mit mehreren Überraschungen verbunden, die sich allerdings zum Teil schon vor dem offiziellen Start andeuteten. Neben dem starken Rückgang der Emissionen betraf dies vor allem den vergleichsweise geringen Umfang des Lizenzhandels sowie die geringe Höhe des Lizenzpreises.

Mit dem Übergang zum Emissionslizenzsystem war die Erwartung verbunden, daß ein lebhafter Lizenzhandel einsetzen würde. Tatsächlich war jedoch die Zahl der Lizenzen, die unter den Elektrizitätsgesellschaften (inter-utility trade) gehandelt wurde, zunächst relativ gering. Sie betrug 1995 1,9 Mio. und 1996 4,4 Mio. Ein-

³³ Vgl. A. Endres/R. Schwarze, Das Zertifikatsmodell (Fn. 30), S. 147 ff.

³⁴ Vgl. R. Schwarze, SO₂ im Sonderangebot? Zur Entwicklung des US-Marktes für Schwefeldioxid-Lizenzen und den Perspektiven von Zertifikatsmodellen in der Luftreinhaltepolitik, in: Zeitschrift für angewandte Umweltforschung, Jg. 10 (1997), H. 2, S. 170–186, hier S. 181 f.

heiten³⁵. Nur ein kleiner Teil hiervon wurde mit dem Ziel erworben, in 1995 oder 1996 mehr SO₂ emittieren zu können, als die Anfangsausstattung mit Lizenzen zuläßt (spatial trade). Der größte Teil entfällt auf den Erwerb von Lizenzen für künftige Perioden (intertemporal trade).

Das Gros der von der US-EPA im allowance-tracking-system (ATS) registrierten Lizenztransaktionen entfällt auf sog. Reallokationen, d. h. Lizenzübertragungen zwischen den verschiedenen Kraftwerken eines EVU (intra-utility trade) sowie vor allem auf zeitliche Verlagerungen (banking). Während der geringe Umfang der ökonomisch relevanten Übertragungen (economic significant transfers) von einigen Autoren als Hinweis auf ein dürftiges Funktionieren des Lizenzmarktes gewertet wird, wird in einer Studie des MIT darauf verwiesen, daß die Dominanz des intertemporalen Handels (zwischen und innerhalb der Unternehmen) völlig rational sei, wenn die Unterschiede in den Grenzkosten in der Zeit, d. h. mit Übergang von Phase I zu Phase II, größer sind als die derzeitigen Unterschiede zwischen den Phase I-Kraftwerken³⁶.

Bei einem funktionierenden Emissionslizenzpreissystem reflektiert der Lizenzpreis die (langfristigen) Grenzkosten der Vermeidung. Vor Einführung des neuen Systems war daher mit einem Lizenzpreis von 400 bis 1000 \$ gerechnet worden³⁷. Die Preise der ersten EPA-Auktionen der Jahre 1993–1995 lagen dagegen bei nur 130 bis 150 \$. Auch die Preise des privaten Handels lagen auf diesem Niveau. Nach Tiefstpreisen von nur 66 \$ bei der EPA-Auktion 1996 liegt das gegenwärtige Preisniveau bei rd. 100 \$³⁸. Als Ursachen für das niedrige Lizenzpreisniveau werden einerseits institutionelle Einflüsse genannt, andererseits Entwicklungen auf den Märkten für Vermeidungstechnologien³⁹. Zu den institutionellen Einflüssen gehören ein ungünstiges Design der Lizenz-Auktionen, die energiewirtschaftliche Regulierung, die Furcht vor einer Entwertung der Lizenzen durch politische Kurskorrekturen sowie ergänzende umweltpolitische Auflagen. Alle diese Einflüsse haben zur Folge, daß die Nachfrage nach Lizenzen gering bleibt und der Preis gedrückt wird.

Hinsichtlich der Markteinflüsse wird vor allem auf grundlegende Änderungen des amerikanischen Kohlemarktes verwiesen, die durch den scharfen Rückgang der Transportkosten hervorgerufen wurden (als Folge der Deregulierung des US-Eisenbahntransportes). Schwefelarme Kohle aus den westlichen Förderregionen wurde damit zu einer relevanten Minderungsoption für die Kraftwerke des Mittelwestens. Grundlegende Änderungen sind auch für den REA-Markt festzustellen. Die Bau- und Betriebskosten von REA haben sich deutlich vermindert. Wurde z. B. bei REA in Studien aus den Jahren 1990 und 1993 noch von spezifischen Entschwefelungskosten von 450–500 \$/t SO₂ ausgegangen, so werden die Kosten 1997 gemäß der empirischen Erhebung von Ellerman u. a. auf durchschnittlich 282 \$/t SO₂ beziffert, bei allerdings sehr starker Streuung⁴⁰.

35 Vgl. EPA: 1996 Compliance Report. Acid Rain Program. Washington D. C. 1997. Der Handel wurde dabei überwiegend direkt zwischen den Unternehmen abgewickelt bzw. über die Broker. Den von der EPA veranstalteten jährlichen Auktionen kam nur eine relativ geringe Bedeutung zu.

36 Vgl. J.-P. Montero/A. D. Ellerman/R. Schmalensee, The US Allowance Trading Program for Sulfur Dioxide: An Update After the First Year of Compliance. Unveröff. Manuskript, MIT, Cambridge/Mass. 1996, S. 8.

37 Vgl. EPA: 1996 Compliance Report (Fn. 35), S. 10.

38 A. D. Ellerman/R. Schmalensee u. a. (Fn. 22), S. 9.

39 Vgl. Burtraw, D., S. 79–94; Bohi, D. R./D. Burtraw, SO₂ Allowance Trading: How Experience and Expectations Measure Up. Paper presented at Air & Waste Management Association Meetings in Phoenix, Arizona, January 1997; Hansjürgens, B., Wie erfolgreich ist das neue Schwefeldioxid-Zertifikatssystem in den U.S.A.? Erste Erfahrungen und Lehren für die Zukunft. Unveröff. Manuskript, Marburg/L. 1997; OECD: Evaluating Economic Instruments for Environmental Policy, Paris 1997 sowie R. Schwarze, SO₂ im Sonderangebot? (Fn. 34).

40 Vgl. A. D. Ellerman/R. Schmalensee u. a. (Fn. 22), S. 41 ff.

3.6.1 Ökologische Effektivität

Kriterium der ökologischen Effektivität ist die Einhaltung vorgegebener Immissions- oder Reduktionsziele. Wie oben dargestellt, unterscheidet das Acid Rain-Programm des neuen Clean Air Act zwei Phasen. In der Phase I (1995–1999) ist nur ein Teil der Kraftwerke, wenn auch die stärksten Emittenten, dem Lizenzsystem unterworfen, in der Phase II ab 2000 werden dagegen faktisch alle Kraftwerke einbezogen. Auswertungen für die beiden ersten Jahre des Lizenzsystems (1995 und 1996) zeigen, daß die Emissionen der Phase I-Anlagen deutlich unter dem Niveau der für diese Jahre zur Verfügung stehenden Lizenzmengen lagen.

Tab. 3: Zugeweilte und genutzte SO₂-Emissionslizenzen 1995 und 1996

KRAFTWERK-KATEGORIEN	ZUGETEILT 1995	GENUTZT 1995	ZUGETEILT 1996	GENUTZT 1996
Table 1 Units ^{*)}	5,55	4,45	5,55	4,77
Substitution und Compensation Units	1,33	0,85	1,18	0,63
Sonstige ^{**)}	1,86	0,00	1,57	0,04
Insgesamt	8,74	5,30	8,30	5,44

^{*)} Anfangszuteilung an die 263 schmutzigsten Kraftwerke

^{**)} Im wesentlichen Phase I-Extension Units

Quelle: EPA: 1996 Compliance Report. Acid Rain Program. Washington D. C. 1997, S. 7

Wie die Tabelle zeigt, wurde sowohl 1995 als auch 1996 nur ein Teil der zugeweilten Lizenzen genutzt. Geht man davon aus, daß die tatsächlichen Emissionen den genutzten Lizenzen entsprechen (perfekte Kontrolle), so ist festzustellen, daß das ökologische Ziel nicht nur eingehalten, sondern übererfüllt wurde. Betrachtet man beide Jahre zusammen, so wurden 6,3 Mio. Lizenzen nicht genutzt, d. h. es wurden 6,3 Mio.t SO₂ weniger emittiert als für diese Emittentengruppe umweltpolitisch zulässig war (und unter status-quo-ante-Bedingungen vermutlich auch emittiert worden wäre). Die Emissionsreduktion ist dabei gut zur Hälfte auf den Betrieb von REA und den Einsatz schwefelarmer Kohle zurückzuführen⁴¹.

Die überaus positive Bilanz für die Jahre 1995 und 1996 ist allerdings in zwei Hinsichten zu relativieren. Zum einen werden die in diesen Jahren nicht genutzten Emissionslizenzen in späteren Jahren genutzt werden (banking), d. h. es wird in Zukunft entsprechend mehr emittiert werden. Die zeitliche Umschichtung ist umweltpolitisch dennoch positiv zu beurteilen, da es zu einer rascheren Entlastung gefährdeter Umweltsysteme kommt. Zum zweiten betrifft der Entlastungseffekt nur die der Phase I unterworfenen Kraftwerke. Die SO₂-Emissionen der übrigen Sektoren (Phase II-Kraftwerke, Industrie) haben sich dagegen kaum verändert.

Insgesamt lassen die in 1995 und 1996 gemachten Erfahrungen erwarten, daß die Reduktionsziele des Lizenzsystems auch nach ihrer Verschärfung ab dem Jahr 2000 eingehalten werden. Inwieweit das Gesamtreduktionsziel von 10 Mio.t. erreicht wird, ist jedoch offen, da die industriellen SO₂-Emissionen keiner entsprechenden quantitativen Beschränkung unterworfen sind.

41: Ebd., S. 9.

Der Theorie zufolge sind Emissionslizenzsysteme bei entsprechender Ausgestaltung der Emissionsmessungen und der Sanktionen nicht nur ökologisch effektiv, sondern zugleich auch ökonomisch effizient i.d.S., daß sie die volkswirtschaftlichen Kosten der Emissionsminderung minimieren. Da nicht länger der einzelne Betrieb bestimmten Emissionsauflagen unterworfen ist (sondern die Gesamtheit der Emittenten), steht es dem einzelnen Unternehmer frei, die Emissionen in einem Betrieb zu reduzieren oder auch nicht, falls dies nur zu hohen Kosten möglich ist. Im letzten Fall hat er eine entsprechend größere Zahl von Lizenzen bereitzuhalten. Ein gewinnorientierter (im Wettbewerb stehender) Unternehmer wird sich bei der Beantwortung dieser Frage nach dem Marktpreis der Emissionslizenzen richten. Er wird – steigende Grenzkosten der Vermeidung unterstellt – die Schadstoffe solange vermeiden, bis die Kosten der letzten vermiedenen Schadeinheit (z. B. t SO₂) gleich dem Lizenzpreis sind. Im Falle der kostenlosen Erstausgabe der Lizenzen kann er die durch Emissionsreduzierung frei gewordenen Lizenzen zum Marktpreis verkaufen oder für künftige Perioden verwahren⁴². Er erhöht auf diese Weise seinen Gewinn. Der Lizenzpreis, der sich durch das Zusammenspiel von Angebot und Nachfrage auf dem Lizenzmarkt ergibt, entspricht den Kosten der teuersten Vermeidungstechnologie, die zur Erreichung des gegebenen Reduktionszieles noch einzusetzen ist (den langfristigen Grenzkosten der Vermeidung)⁴³. Er informiert die Emittenten darüber, welche Reduktionstechnologien sinnvoll einzusetzen sind und welche nicht. Indem sich alle Emittenten in ihren Reduktionsentscheidungen am Lizenzpreis orientieren, werden die gesamtwirtschaftlichen Kosten der Emissionsrückhaltung bei gleichzeitiger Einhaltung des Reduktionszieles minimiert.

In der Realität sind viele Annahmen, die dem theoretischen Modell zugrunde liegen, nicht oder nur bedingt erfüllt. Die tatsächlich realisierten Effizienzgewinne werden folglich von den theoretisch ermittelten abweichen. Die Abweichungen können in zwei Gruppen unterteilt werden: Die erste Gruppe umfaßt Defizite bei der Ausgestaltung des Instrumentariums selbst, die zweite Gruppe Wirkungsverluste, die durch sonstige wirtschaftspolitische Instrumente verursacht werden. Ein Teil der Abweichungen kann allerdings als Übergangproblem klassifiziert werden.

(1) In wissenschaftlichen Untersuchungen zum ARP besteht Einvernehmen darin, daß das US-Emissionslizenzsystem dem theoretischen Ideal insofern recht nahe kommt, als der Handel mit Lizenzen selbst keinen bürokratischen Hemmnissen unterworfen ist. Dennoch sind einige Abweichungen vom theoretischen Ideal festzustellen. Erstens sind nicht alle SO₂-Emittenten dem Lizenzsystem unterworfen. Die SO₂-Emissionen der Industrie, rd. ein Drittel der Gesamt-SO₂-Emissionen, werden weiterhin mit Hilfe von Auflagen kontrolliert. Ein Teil der theoretisch möglichen Kostensenkungseffekte bleibt damit ungenutzt. Bei der Abschätzung der Effizienzverluste ist allerdings zu berücksichtigen, daß die spezifischen Meßkosten (kontinuierliche Messung) bei kleineren Industrieanlagen sehr hoch sind (entsprechend der politische Widerstand). Zweitens hat die Gliederung des Programms in zwei Phasen Effizienzeinbußen bewirkt. EVU, die sowohl Phase I- als auch Phase II-Anlagen besitzen, können ihre Gewinne erhöhen, indem sie die Strom-

42 Ein Verwahren der Lizenzen für künftige Perioden ist dann rational, wenn damit gerechnet wird, daß die Lizenzpreise künftig stärker steigen als die Kapitalverzinsung.

43 Da der in der Phase I geforderte Sauberkeitsgrad durch den Einsatz von Kohle mit normalem Schwefelgehalt erreichbar ist, sind REA in dieser Phase entbehrlich. Ihr Einsatz ist aus heutiger Sicht erst in Phase II rational, wenn bei der Lizenzverteilung ein Sauberkeitsgrad zugrunde gelegt wird, der nur noch mit sehr schwefelarmer Kohle oder mit REA erreichbar ist. Die spezifischen Kosten der REA bestimmen somit – allerdings abdiskontiert – den heutigen Lizenzpreis.

erzeugung in der Phase I auf Phase II-Anlagen verlagern und dann die freiwerdenden Lizenzen veräußern. Die EPA hat auf diese ›Gesetzesumgehung‹ mit der Regelung reagiert, daß alle Phase II-Blöcke, deren Stromerzeugung während der Phase I ausgedehnt wird, den strengeren Anforderungen der Phase II unterworfen werden (substitution units). Der administrative Aufwand der EPA hat sich auf diese Weise erheblich erhöht⁴⁴.

(2) Die theoretische Darstellung umweltpolitischer Instrumente unterstellt i.d.R., daß zur Erreichung eines Zieles jeweils nur ein Instrument zur Anwendung kommt und darüber hinaus keine Einflüsse von Instrumenten wirksam sind, die zur Realisierung sonstiger wirtschafts- und sozialpolitischer Ziele eingesetzt werden. Die Realität sieht anders aus; das gilt auch für die USA. Zum einen ist mit der Einführung der SO₂-Emissionslizenzen das traditionelle Auflageninstrumentarium nicht abgeschafft worden, zum anderen wird das unternehmerische Kalkül der EVU stark von der staatlichen Energieaufsicht beeinflusst.

Die Bedeutung des traditionellen Auflageninstrumentariums zeigt sich bei der Genehmigungspraxis von Neuanlagen. Theoretisch haben die Unternehmen in einem Lizenzsystem auch beim Bau neuer Kraftwerke die Wahlfreiheit zwischen der Nutzung von Vermeidungstechnologien und dem Erwerb von Lizenzen. Die Genehmigungspraxis der Bundesstaaten sieht jedoch anders aus. Hier wird die Genehmigung weiterhin von der Nutzung fortschrittlicher Technologien (NSPS) abhängig gemacht. Da Schwefeldioxid nicht isoliert, sondern im Verbund mit anderen Schadstoffen entsteht (Schwebstaub), die der traditionellen Regulierung unterliegen, läuft die Liberalisierung der SO₂-Regulierung praktisch ins Leere⁴⁵. Mögliche Kosteneinsparungen werden durch die Dominanz der Auflagen blockiert.

Ähnliche Effekte gehen von der staatlichen Regulierung des Energiesektors aus⁴⁶. Der praktizierten rate-of-return -Regulierung zufolge sind – ähnlich wie in Deutschland – Gewinne, die über eine ›faire‹ Verzinsung hinausgehen, an die Kunden in Form reduzierter Preise weiterzugeben. Der Anreiz, den Gewinn durch Lizenzhandel zu steigern, wird dadurch reduziert. Kostenintensive Vollzugsstrategien (Rauchgasentschwefelung, Brennstoffsubstitution) werden zulasten des u. U. kostensparenden Erwerbs von Emissionslizenzen begünstigt. Die volkswirtschaftlichen Ersparnisse des Lizenzsystems werden dadurch verringert⁴⁷. Dieses Hemmnis wird allerdings abgeschwächt, wenn mit einer zunehmenden Liberalisierung der Strommärkte der Wettbewerb unter den Stromerzeugern intensiviert wird und die staatliche Preisaufsicht an Bedeutung verliert.

Als ein typisches Übergangsproblem kann die derzeitige Überinvestition in die vergleichsweise teureren REA interpretiert werden. Sie ist damit zu erklären, daß zunächst kein Lizenzpreis existiert, an dem die Unternehmen ihre Handlungen ausrichten können. Investitionen mit langen Planungs- und Bauzeiten müssen sich folglich auf Erwartungen stützen. Bei Verabschiedung des ARP überwog bei der Administration (EPA) ebenso wie unter den EVU die Überzeugung, daß sich der künftige Lizenzpreis auf einem hohen Niveau, etwa bei 750 \$, bewegen werde. Unter dieser Annahme war es für die Emittenten sinnvoll, in Vermeidungstechnologien zu investieren, deren Kosten unter diesem Niveau lagen, darunter REA und Umstellung des Brennstoffeinsatzes (Einsatz schwefelarmer Kohle bei Abschluß langfristiger Lieferverträge). Mit dem Beginn des Lizenzhandels 1992/93 stellte sich jedoch schnell

⁴⁴ Vgl. B. McLean (Fn. 28)

⁴⁵ Vgl. R. Schwarze (Fn. 34), S. 180f.

⁴⁶ Vgl. D. Burtraw (Fn. 26), sowie R. Schwarze (Fn. 34).

⁴⁷ Die negativen Effekte der energiewirtschaftlichen Regulierung sind allerdings umstritten. Vgl. Montero/ Ellerman/Schmalensee (Fn. 36), sowie A. D. Ellerman/R. Schmalensee u. a. (Fn. 22).

heraus, daß der Lizenzpreis unter den spezifischen Vermeidungskosten von REA liegen würde, diese Anlagen damit eine – zumindest in Phase I – ökonomisch nicht effiziente Investition darstellen. In einigen Fällen wurde daraufhin die Bestellung von REA wieder rückgängig gemacht⁴⁸. In vielen Fällen war dies jedoch nicht möglich. Aufgrund des verspäteten »richtigen« Preissignals sind die volkswirtschaftlichen Kosten der SO₂-Reduktion letztlich höher als dies im Falle eines bereits entwickelten Marktes zu erwarten gewesen wäre.

Ungeachtet der genannten Probleme deutet die Tatsache, daß ein Lizenzhandel zwischen den Kraftwerken stattfindet oder die Lizenzen innerhalb der Unternehmen zeitlich umgruppiert werden, darauf hin, daß die EVU die Flexibilität des neuen Instrumentariums nutzen, um die Kosten der Emissionsreduktion (z. B. »optimal timing of investments«) zu senken⁴⁹. Das Lizenzinstrumentarium weist damit Vorteile gegenüber einem Auflageninstrumentarium auf, das diese räumliche und zeitliche Flexibilität nicht einräumt.

Neben der statischen Effizienz eines Instruments (Realisierung von Einsparungen bei gegebenen Vermeidungstechnologien) ist die *dynamische Effizienz* von Bedeutung, d. h. die Fähigkeit, den umwelttechnischen Fortschritt zu fördern und die Vermeidungskosten zu reduzieren. Indem im Falle eines Emissionslizenzsystems den Emitenten keine zwingend einzuhaltenden Emissionsgrenzwerte vorgegeben werden, besitzen sie die Freiheit, zwischen unterschiedlichen Vermeidungstechnologien zu wählen. Die EVU können daher aus exogenen Änderungen der Inputmärkte – wie z. B. aus der wachsenden Verfügbarkeit und dem sinkenden Preisniveau schwefelärmer Kohle – Vorteile ziehen⁵⁰. Zugleich führt die Wahlmöglichkeit zu einer Intensivierung des Wettbewerbs unter den Anbietern verschiedener Reduktionstechnologien, zu technischen Innovationen und sinkenden Preisen⁵¹. Nach Auffassung von Burtraw sind vor allem die Entwicklungen auf dem REA-Markt – drastischer Preisrückgang bei gleichzeitiger Verbesserung von Reinigungsleistung und Anlagenverfügbarkeit – zu einem guten Teil auf die Einführung des Lizenzsystems zurückzuführen⁵².

Über die Kosten der SO₂-Reduktion im Jahre 1995 informiert die Tab. 4. Die SO₂-Reduktion erfolgt durch den Einsatz von REA, den Einsatz schwefelärmer Kohle mit einem Preisaufschlag für den geringen Schwefelgehalt (sulphur premium) sowie durch den Einsatz schwefelärmer Kohle aus dem Powder-River-Basin (PRB), deren Preis unter dem der zuvor verwendeten schwefelreichen Kohle liegt. Die Gesamtkosten der SO₂-Reduktion betragen 725 Mio. \$ (rd. 1,3 Mrd. DM) und liegen damit deutlich unter dem Niveau früherer Schätzungen.

4. Vergleich der deutschen und US-amerikanischen SO₂-Reduktionspolitik

Das Problem der zunehmenden Versauerung von Ökosystemen hat sowohl in Deutschland als auch in den USA zu einem beachtlichen Politikschub geführt. War die Luftreinhaltepolitik in der Vergangenheit in hohem Maße auf Neuanlagen konzentriert (new source bias), so wurden in Deutschland ab den 80er, in den USA ab den 90er Jahren die *Altanlagen*, die bislang nur in Belastungsgebieten Reduktions-

48 A. D. Ellerman/R. Schmalensee u. a. (Fn. 22), S. 9.

49 Vgl. D. Burtraw (Fn. 26), S. 91.

50 Vgl. D. Burtraw (Fn. 26), S. 80.

51 Vgl. J.-P. Montero/A. D. Ellerman/R. Schmalensee (Fn. 36), S. 12.

52 Vgl. D. Burtraw (Fn. 26), S. 90 f.

Tab. 4: Kosten der SO₂-Reduktion der dem Lizenzsystem unterworfenen Anlagen 1995

METHODE	SO ₂ -REDUKTION IN 1000T	FIXE KOSTEN GESAMT	VARIABLE KOSTEN GESAMT	FIXE UND VARIABLE KOSTEN	SPEZIFISCHE KOSTEN (\$/T SO ₂)
Entschwefelung	1.754	375,0	89,3	464,4	65
Brennstoffwechsel (schwefelarme Kohle)	1.709	57,2	204,1	261,3	153
PRB-Kohle	425	0	0	0	0
Alle Methoden	3.888	432,2	293,5	725,7	187

Quelle: A. D. Ellerman/R. Schmalensee/P. L. Joskow/J. P. Montero/E. Bailey, Emission Trading (Fn. 22), S. 40

anlagen unterworfen waren, umfassend einbezogen. Die Vorgehensweise, die dabei gewählt wurde, ist in beiden Ländern sehr unterschiedlich. In der Bundesrepublik wurden die EVU sowie die Industrie vor die Alternative gestellt, die Anforderungen für Neuanlagen einzuhalten oder die Altanlagen nach einer gewissen Frist stillzulegen. In den USA wurde ein gänzlich neuer Politikansatz gewählt: Die Festlegung eines SO₂-Gesamtemissionslimits für den Kraftwerkssektor bei gleichzeitiger Einführung von Emissionslizenzen.

In der Bundesrepublik (altes Bundesgebiet) ist die Sanierung der Altanlagen – soweit es SO₂ betrifft – weitestgehend abgeschlossen. In den USA zeigen die Erfahrungen der ersten 3 Jahre, daß das neue Instrumentarium gut funktioniert. Bedenken, die Lizenzpreise könnten wegen Hortung stark ansteigen, haben sich als gegenstandslos erwiesen. Handel und Reallokation von Lizenzen zeigen, daß die Unternehmen die Flexibilität des neuen Instruments zu nutzen wissen. Soweit Probleme vorhanden sind, sind sie zu einem guten Teil übergangsbedingt oder durch sonstige Regulierungseinflüsse verursacht.

Vergleicht man die Instrumente hinsichtlich der ökologischen Effektivität, so zeigt sich, daß die SO₂-Minderungspolitik in Deutschland – wenn auch eher implizit – wesentlich ehrgeizigere Ziele verfolgt als die der USA. Dies gilt für den Kraftwerkssektor, vor allem aber für die industriellen Feuerungsanlagen. In Westdeutschland sind die SO₂-Emissionen der Kraftwerke infolge der GRA-VO um mehr als 80% reduziert worden; demgegenüber sieht der CAA für die Phase II (ab 2000) eine Reduzierung um rd. 50% vor⁵³. Industrieheizungen unterliegen in Deutschland dem Sanierungsgebot der TA-Luft. In den USA fehlen entsprechende Regelungen. Verminderungen der Emissionen werden hier von autonom ablaufenden Substitutionsprozessen (verstärkter Erdgaseinsatz) erwartet.

Die Erklärung für die rigorosere Vorgehensweise in Deutschland kann in der Betonung des Vorsorgeprinzips (Vermeidung von Umweltrisiken) gesehen werden. Die Emissionen sind entsprechend dem technischen Fortschritt auf dem Gebiet der Emissionsminderung (Stand der Technik) zu reduzieren. Das SO₂-Minderungsziel

53 Die Unterschiede der Ziele werden auch deutlich, wenn man – wie in den USA üblich – die bezogen auf den Brennstoffeinsatz zulässigen Emissionen betrachtet. Der Zielwert für Phase II beträgt in den USA für den Durchschnitt der öffentlichen Kraftwerke 1,2 bl. SO₂/Mio. BTU Brennstoffeinsatz. In Deutschland dagegen fordert die GRA-VO 0,3 bl. SO₂/Mio. BTU für Kraftwerke > 300 MW Feuerungswarmeleistung und 2,26 bl. SO₂/Mio. BTU für kleinere Kraftwerke (100–300 MW). Tatsächlich werden im Durchschnitt aller öffentlicher Kraftwerke 0,23 bl. SO₂/Mio. BTU emittiert, d. h. rd. ein Funftel des US-Zielwertes ab 2000.

in den USA ist dagegen das Resultat einer Kosten-Nutzen-Analyse⁵⁴. Der Schwerpunkt liegt hier auf der Vermeidung von Schäden (Schutzziel), nicht auf Vorsorge gegen Umweltrisiken.

Vergleicht man die Kosten der SO₂-Reduktion, so zeigt sich, daß die Kosten in den USA deutlich niedriger sind als in der Bundesrepublik (wenn auch die Daten wegen der unterschiedlichen Zeitpunkte nur bedingt miteinander vergleichbar sind). Die Betrachtung beschränkt sich auf den öffentlichen Kraftwerkssektor. Während die Jahreskosten der SO₂-Minderung in Deutschland – bei Zugrundelegung der international üblichen Annahmen – 2,9 Mrd. DM betragen, belaufen sie sich in den USA auf lediglich 725 Mio. \$ (rd. 1,3 Mrd. DM). Da die vermiedenen SO₂-Mengen in den USA deutlich höher sind als in Deutschland, sind die Unterschiede bei den spezifischen Kosten noch ausgeprägter: Sie betragen in Deutschland rd. 1670 DM/t SO₂, in den USA dagegen im Durchschnitt 187 \$/t SO₂ (rd. 340 DM/t SO₂). Die entscheidende Frage ist, inwieweit diese Kostenunterschiede auf die unterschiedlichen luftreinhaltepolitischen Instrumente zurückzuführen sind.

Wie die Tabelle 4 zeigt, sind die Kostenvorteile der amerikanischen SO₂-Reduktionspolitik zu einem guten Teil darauf zurückzuführen, daß schwefelarme Kohle mit geringer oder ohne Schwefel-Prämie eingesetzt werden kann. Aber auch dort, wo REA eingesetzt werden, liegen die spezifischen Kosten in den USA mit durchschnittlich 265 \$/t SO₂ (rd. 480 DM/t SO₂) deutlich unter dem deutschen Niveau (1670 DM/t SO₂). Beim Vergleich dieser Daten ist allerdings zu berücksichtigen, daß die deutschen REA rd. 10 Jahre früher gebaut wurden als die amerikanischen. Allgemein wird davon ausgegangen, daß die Kosten der Entschwefelung seit Mitte der 80er Jahre um rund 25–30% gesunken sind⁵⁵. Würden die deutschen Kraftwerke demnach heute mit REA nachgerüstet, so wären spezifische Kosten von rd. 1250–1170 DM/t SO₂ zu veranschlagen.

Fragt man nach den Ursachen für die hohen spezifischen Vermeidungskosten in Deutschland, so zeigt sich (s. Tab. 2 und 4), daß diese nicht in den Anschaffungskosten liegen. Die spezifischen Investitionskosten der REA waren 1987 in Deutschland mit 395 DM/KW_{el} niedriger als 1995 in den USA (249 \$/KW_{el} bzw. 450 DM/KW_{el})⁵⁶. Von großer Bedeutung ist vielmehr die Auslastung der REA, die in erster Linie von der Ausnutzungsdauer der Kraftwerke abhängt (aber auch vom Schwefelgehalt der Kohle). Im Gegensatz zu den Kohlekraftwerken in den USA, die überwiegend als Grundlastkraftwerke betrieben werden und eine Nutzung von 65% aufweisen, werden in Deutschland nur die Braunkohlekraftwerke in der Grundlast gefahren, während die Steinkohlekraftwerke in der Mittellast betrieben werden (1995 ca. 4450 Vollaststunden, d. h. Nutzungsgrad von 51%). Auf letztere entfallen jedoch rd. 70% der installierten Kohlekraftwerksleistung und damit auch der REA-Kapazität. Die REA der US-Kohlekraftwerke sind damit im Durchschnitt wesentlich besser ausgelastet. Verstärkt wird dieser Effekt dadurch, daß die Betreiber von US-Kohlekraftwerken, diejenigen Kraftwerke, die mit einer REA ausgerüstet wurden, vorrangig einsetzen, um Lizenzen einzusparen. Diese Kraftwerke weisen 1995 im Schnitt eine Nutzung von 83% auf⁵⁷. Die spezifischen Kosten der Entschwefelung werden auf diese Weise gesenkt. In die gleiche Richtung wirkt die Tatsache, daß in den USA vielfach Kohle mit sehr hohem Schwefelgehalt eingesetzt wird.

54 Vgl. A. D. Burtraw/A. Krupnick/E. Mansur/D. Austin/D. Farrell, *The Costs and Benefits of Reducing Acid Rain. Resources for the future. Discussion Paper 97-31-REV*, Washington 1997.

55 Vgl. EU-Kommission, *Revision of the EC Emission Limit Values for New Large Combustion Installations (≥50 MWth)*, Brüssel 1996. A. D. Ellerman/R. Schmalensee u. a. (Fn. 22), gehen sogar von einer Halbierung der Entschwefelungskosten aus.

56 A. D. Ellerman/R. Schmalensee u. a. (Fn. 22), S. 43.

57 A. D. Ellerman/R. Schmalensee u. a. (Fn. 22), S. 44.

Aber nicht nur die spezifischen kapitalgebundenen Kosten der REA sind in den USA niedriger, sondern auch die Betriebskosten. Wie Tab. 2 zeigt, entfallen in Deutschland von den Jahreskosten der Entschwefelung in Höhe von 2,9 Mrd. DM 614 Mio. DM auf die variablen Betriebskosten. Bei einer jährlichen Entschwefelungsleistung von 1,74 Mio. t sind dies pro vermiedener t SO₂ rd. 353 DM. In den USA betragen die spezifischen variablen Betriebskosten dagegen nur 65 \$ (117 DM). Ein ähnlicher Unterschied besteht bei den fixen Betriebskosten; auf diesem Gebiet wurden in den USA in den vergangenen Jahren die höchsten Einsparungen erzielt⁵⁸.

Insgesamt kann festgestellt werden, daß die niedrigen spezifischen SO₂-Vermeidungskosten in den USA nicht nur auf das reichhaltige Angebot preisgünstiger schwefelarmer Kohle zurückzuführen sind, sondern auch auf die günstigen REA-Kosten. Als Erklärung kommt vor allem die Einführung des Emissionslizenziariums in Frage, welches den Kraftwerksbetreibern die Wahlfreiheit zwischen verschiedenen Optionen einräumt und damit zu einer Intensivierung des Wettbewerbs unter den Anbietern verschiedener Minderungstechnologien führt. Eine Erklärung kann aber auch in der Tatsache liegen, daß die Ordnung der US-amerikanischen Stromwirtschaft eine ausgeprägtere wettbewerbliche Ausrichtung aufweist und damit die EVU stärker als bislang in Deutschland zur Nutzung von Kostensenkungspotentialen anhält.

Die US-amerikanischen Erfahrungen lassen die Schlußfolgerung zu, daß sich auch ehrgeizige, am Vorsorgeprinzip orientierte Minderungsziele mit niedrigeren Kosten realisieren lassen, als dies in der Bundesrepublik der Fall ist. Die Nutzung dieser Kostensenkungspotentiale schafft Spielräume für weitere Umweltverbesserungen. Eine Aussage dahingehend, daß Emissionslizenzen generell gegenüber Emissionsauflagen vorzuziehen sind, kann jedoch von den positiven Erfahrungen mit den SO₂-Lizenzen nicht abgeleitet werden. Welches Instrument im Einzelfall überlegen ist, hängt entscheidend von den Charakteristika der einzelnen Schadstoffe ab. Emissionslizenzen scheiden aus, wenn die Bedingungen für einen funktionierenden Lizenzmarkt nicht erfüllt sind (z. B. bei Schadstoffen mit geringer räumlicher Ausbreitung und wenigen Emittenten).

5. Literatur

- Bohi, D.R./D. Burtraw, SO₂ Allowance Trading: How Experience and Expectations Measure Up. Paper presented at Air & Waste Management Association Meetings in Phoenix, Arizona, January 1997.
- Bonus, H., Zwei Philosophien der Umweltpolitik: Lehren aus der amerikanischen Luftreinhaltepolitik, in: List Forum, Bd. 12, 1983/84, H.5, S. 323-340.
- Bundesministerium für Umwelt (1996), Sechster Immissionschutzbericht der Bundesregierung, Bonn.
- Burtraw, D., The SO₂ Emissions Trading Program: Cost savings without allowance trades, in: Contemporary Economic Policy, Vol. XIV, April 1996, S. 79-94.
- Burtraw, D./A. Krupnick/E. Mansur/D. Austin/D. Farrell, The Costs and Benefits of Reducing Acid Rain. Resources for the future. Discussion Paper 97-31-REV, Washington 1977.
- Ellerman, A. D./R. Schmalensee/P. L. Joskow/J. P. Montero/E. Bailey, Emission Trading under the U. S. Acid Rain Program: Evaluation of Compliance Costs and Allowance Market Performance. MIT, Cambridge/Mass 1977.
- Endres, A./R. Schwarze, Das Zertifikatsmodell vor der Bewährungsprobe? Eine ökonomische Analyse des Acid Rain Programms des neuen US-Clean Air Act, in: A. Endres, E. Rehlinger,

⁵⁸ Ebd.

- R. Schwarze: Umweltzertifikate und Kompensationslösungen aus ökonomischer und juristischer Sicht. Bonn 1994, S. 137–215.
- EPA (1996): 1995 Compliance Results. Acid Rain Program. Washington D. C.
- EPA (1997): 1996 Compliance Report. Acid Rain Program. Washington D. C.
- EU-Kommission (1996): Revision of the EC Emission Limit Values for New Large Combustion Installations (>50 MWth), Brüssel.
- Glitz, A., Die (künftige) Verordnung über Großfeuerungsanlagen, in: Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht, H. 2 1983, S. 133–151.
- Hahn, R. W./G. L. Hester, Marketable Permits: Lessons for Theory and Practice, in: Ecology Law Quarterly 1989, Vol. 6, S. 361–406.
- Hansjürgens, B., Wie erfolgreich ist das neue Schwefeldioxid-Zertifikatssystem in den U. S. A.? Erste Erfahrungen und Lehren für die Zukunft. Unveröff. Manuskript, Marburg/L. 1997.
- Jung, J., Investitionsaufwand für die SO₂- und NO_x-Minderung in der deutschen Elektrizitätswirtschaft, in: VGB Kraftwerkstechnik, 68. Jg. 1988, H. 2, S. 154–157.
- Jung, J., Die Kosten der SO₂- und NO_x-Minderung in der deutschen Elektrizitätswirtschaft, in: Elektrizitätswirtschaft, 87. Jg. 1988, H. 5, S. 267–270.
- Liroff, R. A., Reforming Air Pollution Regulation: The Toil and Trouble with EPA's Bubble. The Conservation Foundation. Washington D. C. 1986.
- Umweltbundesamt (1992): Daten zur Umwelt 1990/91, Berlin.
- Kölbl, J., Staat und Umwelt. Die Bedeutung des Umweltrechts in der staatlichen Umweltpolitik, in: J. Jarre (Hrg.): Umweltrecht in der Bundesrepublik Deutschland, Lökkumer Protokolle 18/1983, Loccum.
- McLean, B., The Sulphur Dioxide (SO₂) Allowance Trading Program – The First Five Years, unveröff. Manuskript, Washington D. C. 1996.
- Messner, F., Kontinuität und Wandel in der Umweltpolitik der USA am Beispiel der Gesetzgebung zur Luftreinhaltung, in: Zeitschrift für angewandte Umweltforschung, Jg. 6 (1993), H. 1, S. 67–80.
- Montero, J.-P./A. D. Ellerman/R. Schmalensee, The US Allowance Trading Program for Sulfur Dioxide: An Update After the First Year of Compliance. Unveröff. Manuskript, MIT, Cambridge/Mass. 1996.
- OECD (1997): Evaluating Economic Instruments for Environmental Policy, Paris.
- Rat der Sachverständigen für Umweltfragen (RSU) (1983), Waldschaden und Luftverunreinigungen. Sondergutachten März 1983. Stuttgart/Mainz.
- Rat der Sachverständigen für Umweltfragen (RSU) (1988), Umweltgutachten 1987. Stuttgart/Mainz.
- Rat der Sachverständigen für Umweltfragen (RSU) (1994), Umweltgutachten 1994. Für eine dauerhaft-umweltgerechte Entwicklung. BT-Drucks. 12/6995.
- Rehbinder, E., Übertragbare Emissionsrechte aus juristischer Sicht, Teil I: Herkömmliche Kompensation im Bereich der Luftreinhaltung, in: A. Endres/E. Rehbinder/R. Schwarze, Umweltzertifikate und Kompensationslösungen aus ökonomischer und juristischer Sicht. Bonn 1994, S. 28–91.
- Schwarze, R., SO₂ im Sonderangebot? Zur Entwicklung des US-Marktes für Schwefeldioxid-Lizenzen und Perspektiven von Zertifikatsmodellen in der Luftreinhaltungspolitik, in: Zeitschrift für angewandte Umweltforschung, Jg. 10 (1997), H. 2, S. 170–186.
- Umweltbundesamt (1992), Daten zur Umwelt 1990/91, Berlin.
- Umweltbundesamt (1997), Daten zur Umwelt 1997, Berlin.