

MARKTORIENTIERTE UMWELTPOLITIK IM SEEVERKEHR
ANREIZE ZUR REDUZIERUNG ATMOSPHERISCHER EMISSIONEN AUS
DER VERBRENNUNG VON SCHIFFSKRAFTSTOFFEN

DISSERTATION ZUR ERLANGUNG DES GRADES EINES DOKTORS DER
WIRTSCHAFTS- UND SOZIALWISSENSCHAFTEN DER UNIVERSITÄT
HAMBURG, FAKULTÄT WIRTSCHAFTS- UND SOZIALWISSENSCHAFTEN

KARSTEN KRAUSE
9, RUE DU ZODIAQUE
B-1190 BRÜSSEL
KARSTEN.KRAUSE@GMAIL.COM

ERSTGUTACHTER: PROF. DR. JÜRGEN DAVITER

ZWEITGUTACHTER: PROF. DR. HANS-GERWIN BURGBACHER

WISSENSCHAFTLICHES

GESPRÄCH: 27. SEPTEMBER 2006

Danke. Merci. Thank you.

Die ersten Schritte auf diesem langen Marsch zur Veröffentlichung meiner Promotion setzte ich vor über acht Jahren. Mit der Arbeit am Green-Shipping-Projekt der Umweltbehörde Hamburg reifte mein Interesse an einer marktorientierten Umweltpolitik im Seeverkehr. Der Zugang zu diesem Thema wäre nicht möglich gewesen, ohne das Vertrauen und die offene Arbeitsatmosphäre in der Umweltbehörde Hamburg. Dafür gilt mein Dank Michael Peper und Klaus de Buhr.

An der Hochschule für Wirtschaft und Politik ließ sich Prof. Dr. Elsholz von meinen Promotionsplänen überzeugen, ahnte allerdings vorausschauend, dass die Fertigstellung mit den Planungen für seinen Ruhestand kaum in Einklang zu bringen sein würde. So stellte er den Kontakt mit Prof. Dr. Jürgen Daviter her. Mit ihm zusammen entwickelte ich die ersten Ideen weiter, bis zu der vorliegenden Dissertation. Ohne die Freiheitsgrade seiner Betreuung, das Verständnis und die konstruktive Kritik wäre ein erfolgreicher Abschluss kaum möglich gewesen.

Nicht zuletzt wurde der Entstehungsprozess aber auch von privaten Sparringspartnern begleitet. Oliver Germeroth, Katrin Schumann, Peter Ullrich, Nicola Robinson, Swantje Bergmann und ganz besonders Bernd Baucks danke ich für kritische Anmerkungen und offene Ohren. Ohne die Unterstützung meiner Eltern Angelika und Kurt Krause wären weder Studium noch Promotion möglich gewesen.

Über meinem Schreibtisch hing über die Jahre hinweg ein Leitspruch von Kurt A. Körber: *Fange nie an aufzuhören, höre nie auf anzufangen*. In diesem Sinne ist die vorliegende Veröffentlichung nicht nur als Abschluss eines Projektes zu sehen, sondern auch als Beginn eines neuen.

Gliederung

Zusammenfassung	7
Abstract	6
Tabellen- und Abbildungsverzeichnis	9
Abkürzungsverzeichnis	10
1 EINLEITUNG	12
2 BESCHREIBUNG DER UMWELTPOLITISCHEN AUSGANGSLAGE	15
2.1 Atmosphärische Emissionen des Seeverkehrs	15
2.2 Entstehung von Emissionen und Reduktionsmöglichkeiten	20
2.3 Luftqualität und Klimaschutz als öffentliche Güter	26
2.4 Umweltpolitik im Rahmen der MARPOL Konvention	29
2.5 Marktorientierung der Umweltpolitik im Seeverkehr	34
3 ANREIZE ZUM UMWELTSCHUTZ IM SEEVERKEHR	36
3.1 Individuelle Handlungsbedingungen zur Reduzierung der Emissionen	36
3.1.1 Individuelle Anreizstrukturen zur Umweltnutzung	36
3.1.2 Handlungsbedingungen der Reeder	42
3.1.3 Handlungsbedingungen der Mineralölindustrie	50
3.1.4 Handlungsbedingungen der Schiffbau- und Zulieferunternehmen	54
3.2 Gestaltung der individuellen Handlungsbedingungen in Umweltschutzregimen	59
3.2.1 Koexistenz unterschiedlicher Umweltschutzregimes	59
3.2.2 Entwicklung umweltpolitischer Ziele	65
3.2.3 Umsetzung von umweltpolitischen Zielen in Instrumente	71
3.2.4 Kriterien für die Funktionalitäts- und Machbarkeitsprüfung umweltpolitischer Instrumente	74
4 ÖKONOMISCHE INSTRUMENTE ALS MARKTORIENTIERTE FORM DER UMWELTPOLITIK	78
4.1 Ausgestaltungsoptionen ökonomischer Instrumente	78
4.2 Anreize durch Preissteuerung	82
4.2.1 Grundlagen	82
4.2.2 Entgelte in der Umwelt- und Verkehrspolitik	87
4.2.3 Subventionen in der Umwelt- und Verkehrspolitik	93
4.3 Anreize durch Mengensteuerung	96
4.3.1 Grundlagen	96
4.3.2 Handelbare Emissions- und Nutzungsrechte in der Umwelt- und Verkehrspolitik	100
4.3.3 Handelbare Umweltschutzrechte in der Umwelt- und Verkehrspolitik	105

5	ERFAHRUNGEN MIT ÖKONOMISCHEN INSTRUMENTEN IM SEEVERKEHR	110
5.1	Überblick über eingeführte Instrumente.....	110
5.1.1	Anreize für qualitätsorientierte Schiffe	110
5.1.2	Anreize zur Förderung von getrennten Ballastwassertanks und Doppelhüllen auf Tankschiffen.....	114
5.1.3	Anreize zur Vermeidung betriebsbedingter Emissionen	116
5.1.4	Anreize zur Reduzierung von atmosphärischen Emissionen	118
5.2	Analyse ausgewählter marktorientierter Instrumente	121
5.2.1	Schwedisches System differenzierter Fahrwegs- und Hafengebühren zur Vermeidung von Luftemissionen von Seeschiffen.....	121
	5.2.1.1 Darstellung	121
	5.2.1.2 Beurteilung	126
5.2.2	Green-Award-Umweltindexierung von Schiffen.....	131
	5.2.2.1 Darstellung	131
	5.2.2.2 Beurteilung	135
5.2.3	Green-Shipping-Bonus auf das Hamburger Hafengeld	140
	5.2.3.1 Darstellung	140
	5.2.3.2 Beurteilung	146
5.2.4	Förderung umweltfreundlicher Schiffe in Norwegen	148
	5.2.4.1 Darstellung	148
	5.2.4.2 Beurteilung	153
6	KONZEPTE MARKTORIENTIERTER UMWELTPOLITIK IM SEEVERKEHR	156
6.1	Konzeptionelle Rahmenbedingungen zur Reduzierung atmosphärischer Emissionen durch ökonomische Instrumente.....	156
6.1.1	Handlungsebenen für den Einsatz ökonomischer Instrumente im Seeverkehr.....	156
6.1.2	Entwicklung und Analyse ökonomischer Instrumente.....	158
6.2	Konzeption einer anreizorientierten Umweltpolitik für Häfen, am Beispiel des Hamburger Hafens	159
6.2.1	Umweltpolitische Motivation und Handlungsmöglichkeiten.....	159
6.2.2	Adressaten.....	163
6.2.3	Handlungsziele und Bemessungsgrundlagen	166
6.2.4	Anreize durch Preissteuerung	167
	6.2.4.1 Umgestaltung bestehender Entgeltsysteme	167
	6.2.4.2 Einführung neuer Instrumente	172
6.2.5	Anreize durch Mengensteuerung.....	174
	6.2.5.1 Einführung eines Emissionshandels zwischen Seeschiffen.....	174
	6.2.5.2 Einführung eines Emissionshandel zwischen Seeschiffen und landseitigen Akteuren	178
6.2.6	Perspektiven anreizorientierter Instrumente.....	181

6.3	Konzeption einer marktorientierten Umweltpolitik für eine Wirtschaftsregion, am Beispiel der Europäischen Union	185
6.3.1	Umweltpolitische Motivation und Handlungsmöglichkeiten.....	185
6.3.2	Adressaten.....	188
6.3.3	Handlungsziele und Bemessungsgrundlagen	193
6.3.4	Anreize durch Preissteuerung	195
	6.3.4.1 <i>Umgestaltung bestehender Entgeltsysteme</i>	195
	6.3.4.2 <i>Einführung neuer Instrumente</i>	198
6.3.5	Anreize durch Mengensteuerung	201
	6.3.5.1 <i>Einführung eines Emissionshandels zwischen Seeschiffen</i>	201
	6.3.5.2 <i>Einführung eines Emissionshandel zwischen Seeschiffen und landseitigen Akteuren</i>	208
6.3.6	Perspektiven anreizorientierter Instrumente.....	210
6.4	Konzeption einer marktorientierten Umweltpolitik im Rahmen der IMO.....	213
6.4.1	Umweltpolitische Motivation und Handlungsmöglichkeiten.....	213
6.4.2	Adressaten.....	216
6.4.3	Handlungsziele und Bemessungsgrundlagen	218
6.4.4	Anreize durch Preissteuerung	223
	6.4.4.1 <i>Umgestaltung bestehender Entgeltsysteme</i>	223
	6.4.4.2 <i>Einführung neuer Instrumente</i>	224
6.4.5	Anreize durch Mengensteuerung	227
	6.4.5.1 <i>Einführung eines Emissionshandels zwischen Seeschiffen</i>	227
	6.4.5.2 <i>Einführung eines Emissionshandel zwischen Seeschiffen und landseitigen Akteuren</i>	228
6.4.6	Perspektiven anreizorientierter Instrumente.....	231
6	SCHLUSSFOLGERUNGEN	233
	LITERATUR.....	236

Zusammenfassung

Beim Verbrennen von Bunkerölen in den Schiffsmotoren der Welthandelsflotte werden Luftschadstoffe freigesetzt, die die menschliche Gesundheit und die natürliche Umwelt belasten, insbesondere in Küstengebieten und Hafenstädten. Bis 2020 wird erwartet, dass Seeschiffe in der EU die bedeutendste Verursachergruppe sind und einen höheren Luftschadstoffausstoß als alle landseitigen Emittenten zusammen verantworten. Zusätzlich werden Treibhausgase freigesetzt, die dem Umfang der Emissionen Frankreichs entsprechen. Erst 2005 traten mit dem Sechsten Anhang der Internationalen Meeresschutzkonvention (MARPOL Annex VI) erste Grenzwerte für Schiffsemissionen in Kraft. Diese sind aber nicht in der Lage, den Wachstumstrend der Seeverkehrsemissionen umzukehren.

Zahlreiche Umweltschutzmöglichkeiten können, im Vergleich zu anderen Bereichen, kostengünstig auf Schiffen realisiert werden, etwa Nutzung höherwertiger schwefelarmer Bunkeröle, der Verbesserung der Schiffs- und Motorentechnologie oder das Flottenmanagement der Reedereien. Um diese Potenziale zu erschließen, spielen ökonomische Instrumente eine wichtige Rolle, indem sie Anreize schaffen, die zu Verhaltensänderungen motivieren. Gebührendifferenzierungen und andere preisstuernde Instrumente wurde bereits in verschiedenen Häfen und Ländern eingeführt. Vorbildfunktion hat die Umgestaltung der schwedischen Fahrwegs- und Hafengebühren. Durch das aufkommensneutrale Instrument zahlen emissionsarme Schiffe weniger, andere mehr Gebühren pro Hafenanlauf. Ein alternativer Ansatz ist die Einführung handelbarer Nutzungs- oder Emissionszertifikate. Mit CO₂-Handelssystemen oder den Transitbörsen wurden bereits Erfahrungen mit umwelt- und verkehrspolitisch motivierten Verknappungen gemacht.

Um eine marktorientierte Umweltpolitik einzuführen, bieten sich drei Ebenen an: Häfen als Umschlagsort von Ladung und Bunkerölen, Regionen mit einer hohen ökonomischen und politischen Vernetzung sowie die Internationale Seeverkehrsorganisation IMO (International Maritime Organization). Die Verbindung von umweltpolitischem Handeln auf diesen Ebenen ist eine zentrale Voraussetzung für die Schaffung wirksamer Anreize für die Schifffahrt. Häfen können mit der Adressierung von lokal wirksamen Emissionen nicht nur die Luftqualität vor Ort schützen, sie erproben auch neue Ansätze, die später von internationaler Ebene übernommen werden. Dezentrales Handeln kann aber nur auf international operierende Schiffe wirken, wenn es nach gemeinsamen Grundsätzen und Bemessungsgrundlagen erfolgt. Dieser Rahmen wird insbesondere von der IMO geschaffen.

Eine zentrale Rolle für die Entwicklung von Anreizen für den Seeverkehr hat die Europäische Union. In dieser Region finden sich sowohl Mitgliedsländer, die von Emissionen besonders betroffen sind, als auch Flaggenstaaten mit einem Interesse an möglichst wenigen neuen Auflagen für ihre Flotte. Bei der Überwindung dieser Gegensätze könnte eine Einbeziehung der Seeschifffahrt in das bestehende CO₂-Emissionshandelssystem ein erster Schritt sein. Für Luftschadstoffe erscheint die Kombination von progressiven Grenzwerten und einer Flexibilisierung durch preis- und mengensteuernden Instrumente Möglichkeiten zu schaffen.

Entscheidend für den Erfolg einer Marktorientierung der Umweltpolitik ist die Verbindung von angebotenen Anreizen mit den Investitionszyklen der Industrie. Die langfristige Kapitalbindung der Reeder und Mineralölwirtschaft erfordert eher ein vorherbestimmbares Handeln des Staates als die Wahl eines einzigen Instrumententyps

Abstract

MARKET-ORIENTED ENVIRONMENTAL POLICY IN MARITIME TRANSPORT

INCENTIVES TO REDUCE ATMOSPHERIC EMISSIONS FROM BURNING MARINE FUELS

Emissions from marine fuel combustion by sea-going ships damage the environment and human health, particularly in coastal areas and port cities. The total emission of air pollutants from EU shipping is set to be higher than all EU land-based sources combined by 2020, and EU emissions of greenhouse gases from shipping are already equal to those of a country like France. The entry into force of the Sixth Annex to the International Convention on Marine Pollution (MARPOL Annex VI) introduced first emission standards for ships only in 2005. But these limits will not reduce the forecasted growth trend in emissions from maritime transport.

In comparison to other sectors, maritime transport offers a big potential for cost-effective emission reductions, for instance by using lower sulphur fuels, optimising the engine technology of a ship or the fleet operation of a ship owner. Economic instruments could create incentives to utilise the available potential. Differentiated charges and other price-related instruments are already implemented in different ports and countries. The Swedish system of differentiated port and fairway dues is an international role model: while clean ships pay a reduced tariff when calling a port, others pay more under the revenue-neutral system. An alternative approach to charging-related instruments are tradable user and pollution rights. First experiences have been made with trading schemes for CO₂ allowances or transit rights for transport infrastructure.

Three levels are appropriate to introduce a market-based environmental policy in maritime transport: ports as the point of cargo handling and the bunkering of fuel; regions with a high level of political and economic integration and the International Maritime Organization (IMO) as global standard-setting institution. Even if there is action on all three levels, coordination between them is a central precondition to create effective incentives for the shipping industry. In such a regime, ports have a role to address air pollution not only to protect local air quality but also as a laboratory to develop approaches that could be adopted later on the international level. But decentralised action can only be successfully influence internationally operating ships, if incentives are using common benchmarks and measurement methods. The IMO is in a crucial position to establish such a framework.

The European Union could play a central role in introducing incentives for maritime transport. In this region there are Member States affected by pollution from ships as well as Member States representing major flag states with a vested interest in a laissez-faire approach. To overcome these extremes, an integration of shipping into the existing European CO₂ emission trading scheme could be a first step. For the control of air pollution, a combination of progressive limit values with a pricing regime could be effective.

A success determinant for a market-oriented policy is the link between the incentives offered and the investment cycle of the industry. The sunk costs of the mineral oil industry and the ship owners' demands for predictable policy objectives are more important than the choice of a single instrument type.

Abbildungs- und Tabellenverzeichnis

Abbildungen

Abbildung 1:	Abgasemissionen von Schiffsdieselmotoren	16
Abbildung 2:	Regionale Konzentration des Seeverkehrs	19
Abbildung 3:	Anreizformen	38
Abbildung 4:	Modell umweltorientierten Handelns	40
Abbildung 5:	Modell der Seeverkehrswirtschaft	43
Abbildung 6:	Aufteilung der jährlichen Kosten eines Massengutfrachters	45
Abbildung 7:	Globaler Markt für Schiffskraftstoffe	51
Abbildung 7:	Preisauflschlag bei der Durchsetzung eines Schwefelgrenzwertes von 1,5 Prozent im Schiffskraftstoff	53
Abbildung 9:	Wirkungs- und Handlungsebenen in Umweltregimes	66
Abbildung 10:	Übersicht über die verschiedenen Arten von umweltabgaben	88
Abbildung 11:	Übersicht über die Mittelherkunft und -verwendung von Umweltsubventionen	94
Abbildung 12:	Darstellung von Handelssystemen für Emissions- und Nutzungsrechte	100
Abbildung 13:	Darstellung von Handelssystemen für Umweltschutz- und Nutzungsverzichtssrechte	106
Abbildung 14:	Die flexiblen Instrumente des Kioto-Protokolls	108
Abbildung 15:	Erzeugung und Handel von Minderungsnachweisen	109
Abbildung 16:	NOX- und Schwefelrabatte auf die Wasserstraßengebühr in Schweden auf Basis der BRZ	123
Abbildung 17:	Inanspruchnahme des GREEN SHIPPING – Bonus in Hamburg nach Kriterien (Juli 2001 bis August 2002)	144
Abbildung 18:	Gewichtung von Umweltkriterien bei der freiwilligen Schiffsklassifizierung in Norwegen	150
Abbildung 19:	Luftbelastung im Hamburger Hafen	161
Abbildung 20:	Zusammenwirken von Umweltpolitik und Instrumenten in einem Hafen	162
Abbildung 21:	Funktionsweise eines Emissionshandelssystems	175
Abbildung 22:	Funktionsweise eines benchmark tradings in einem Hafen	177
Abbildung 23:	Funktionsweise eines credit-based trading in einem Hafen	179
Abbildung 24:	Wirkungs- und Handlungsebenen in einer Wirtschaftsregion	186
Abbildung 25:	Emissionen in Europäischen Gewässern	191
Abbildung 26:	Anlauf von EU-Häfen durch unterschiedliche Schiffstypen	192
Abbildung 27:	Regionale Handelssysteme für Umweltschutzzertifikate	202
Abbildung 28:	Cap and Trade Emissionshandel für Schiffe	203
Abbildung 29:	Funktionsweise eines Handelskonsortiums	205
Abbildung 30:	Offener Emissionshandel zwischen Schiffen und Kraftwerken	209
Abbildung 31:	Wirkungs- und Handlungsebenen im Rahmen der IMO	214

Tabellen

Tabelle 1:	Emissionsminderungspotenzial auf Schiffen durch technische Maßnahmen	55
Tabelle 2:	Massnahmen zur Reduzierung der CO ₂ und NO _x -Emissionen von Dieselmotoren	58
Tabelle 3:	Differenzierte Hafengebühren für Schiffe mit schwefelarmen Kraftstoffen	125
Tabelle 4:	Vergünstigungen für Green Award Schiffe	133
Tabelle 5:	Bewertungssystem der Green Award Umweltindexierung	134
Tabelle 6:	Hafengeld in Hamburg für ausgewählte Schiffstypen	142
Tabelle 7:	Grundlage für das norwegische Punktesystem für umweltbezogene Tariffdifferenzierungen für die Schifffahrt	152
Tabelle 8:	Hafenanläufe und Hafengeld in Hamburg	164
Tabelle 9:	Hafengeld in Hamburg für ausgewählte Schiffstypen	165
Tabelle 10:	Übersicht über die Hafenkosten	168
Tabelle 11:	Schiffsbetrieb in europäischen Gewässern	190
Tabelle 12:	Berechnung des IMO-CO ₂ -Index für das Schiff MV Slingeborg	222

Abkürzungsverzeichnis

BRZ	Bruttoraumzahl (ohne Dimension), ähnlich der früheren Bruttoregistertonne (BRT)
BSH	Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie
BUND	Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland
CAEP	Committee on Aviation Environmental Protection (ICAO), Komitee für Umweltschutzfragen in der Luftfahrt
CAFE	Clean Air for Europe, Thematische Luftreinhaltestrategie der EU.
ChA	Chicago Convention on International Civil Aviation, Chicagoer Abkommen über die Internationale Zivilluftfahrt
CDM	Clean Development Mechanism (UNFCCC), Mechanismus für umweltverträgliche Entwicklung des Rahmenübereinkommens der Vereinten Nationen über Klimaänderungen bzw. des Protokolls von Kioto
CTO	Certified Tradeable Emission Offsets, Zertifizierte handelbare Emissionsreduktionen
DFG	Deutsche Forschungsgemeinschaft
ECAC	European Civil Aviation Conference, Europäische Zivilluftfahrtkonferenz
ECMT	European Conference of Ministers of Transport, Europäische Verkehrsministerkonferenz
ENV	Entgelte für Nutzungsverzichtserklärungen
EPA	Environmental Protection Agency US-amerikanische Bundesumweltschutzbehörde
EQUASIS	European Quality Shipping Information System
ESPO	European Sea Ports Organisation
FAO	Food and Agriculture Organization
FCKW	Fluorchlorkohlenwasserstoffe
GAUSS	Gesellschaft für Angewandten Umweltschutz und Sicherheit im Seeverkehr
GATT	General Agreement on Tariffs and Trade, Allgemeines Zoll- und Handelsabkommen
GATS	General Agreement on Trade in Services (WTO), Allgemeines Übereinkommen über den Handel mit Dienstleistungen
GEF	Global Environment Facility (UN), Globale Umweltfazilität
GESAMP	Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection, Expertengruppe der Vereinten Nationen zu wissenschaftlichen Aspekten von marinen Verschmutzungen
GPG	Global Public Goods, Globale öffentliche Güter
HAM	Humid Air Motor
IATA	International Air Transport Association, Internationale Lufttransportvereinigung
ICAO	International Civil Aviation Organisation (UN), Internationale Zivilluftfahrtorganisation

IISA	International Institute for Applied Systems Analysis
IMO	International Maritime Organization (UN), Internationale Seeschiffahrtsorganisation
IPPC	Integrated Pollution Prevention and Control, EU Richtlinie über integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung)
ISO	International Standardisation Organization
ISO 14001	Umweltmanagementnorm der International Standardisation Organization
ITF	International Transport Workers' Federation / Internationale Gewerkschaft der Arbeit im Transportgewerbe
km/h	Kilometer pro Stunde
kn	Knoten
kW	Kilowatt
kW/h	Kilowattstunde
LNG	Liquefied Natural Gas, verflüssigtes Erdgas
LPG	Liquefied Petrol Gas, Flüssiggas
LTO	(Emissions during) Landing and Take-Off cycle of an aircraft, Schadstoffausstoß bei Start und Landung eines Flugzeugs
LRTAP	Geneva Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution (UN), Genfer Übereinkommen über weiträumige, grenzüberschreitende Luftverunreinigung; Luftreinhaltkonvention
MARPOL	International Convention for the Prevention of Pollution from Ships, Internationales Abkommen zur Verhütung der Meeresverschmutzung durch Schiffe
MEPC	Marine Environment Protection Committee (IMO), Meeresschutzkomitee
MW	Megawatt
NAFTA	North American Free Trade Agreement, Nordamerikanisches Freihandelsabkommen
MGO	Marine Gas Oil
NO _x	Stickoxide
NRO	Nichtregierungsorganisation (NGO = Non Governmental Organisation)
OBO	Ore/Bulk/Oil
OCIMF	Oil Companies International Marine Forum
P&I	Protection & Indemnity (gegenseitige Haftpflichtschutz der Reeder)
Pod	Gondel für Motor und Propeller, Ruderpropeller
PSC	Port State Control = Hafenstaatkontrolle
OECD	Organisation for Economic Cooperation and Development, Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung
QS	Quality Shipping, Sicherer und umweltfreundlicher Seeverkehr
Ro/Ro	Roll on/Roll off, Roll on/Roll off ship: Frachtschiff mit Heck-, Bug- oder Seitenrampen zur Beladung mit rollendem Gut
SBSTA	Subsidiary Body on Scientific Technical and Technological Advice (CBD), Nebenorgan für wissenschaftliche und technologische Beratung

SBT	Segregated Ballast Tanks, getrennte Ballasttanks bei Öltankern
sm	Seemeile = 1,852 km
SeeBG	See-Berufsgenossenschaft
SIRE	Ship Inspection Report Exchange Programm
t	Tonne
TBT	Tributylzinn
tdw	ton dead weight = Ladefähigkeit in Tonnen
ULCC	Ultra Large Crude (Oil) Carrier
UN	United Nations, Vereinte Nationen
UNCLOS	United Nations Convention on the Law of the Sea, Seerechtskonvention
UNDP	United Nations Development Programme, Entwicklungsprogramm der Vereinten Nationen
UNFCCC	United Nations Framework Convention on Climate Change, Rahmenübereinkommen der Vereinten Nationen über Klimaänderungen
UNFfD	International Conference on Financing for Development, Internationale Konferenz zu Entwicklungsfinanzierung
USCG	US Coast Guard
VLCC	Very Large Crude (Oil) Carrier
VOC	Volatile Organic Compounds, Flüchtige organische Bestandteile
WBGU	Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen, German Advisory Council on Global Change
WSSD	World Summit on Sustainable Development, Weltgipfel für nachhaltige Entwicklung
WTO	World Trade Organization (UN), Welthandelsorganisation
TBT	Tributylzinn
TEU	Twenty Feet Equivalent Unit = 20' Container

1 Einleitung

Die internationalen Schifffahrtsrouten waren und sind die Blutbahnen des Welthandels, Seeverkehr ist untrennbar mit dem Prozess der Globalisierung verknüpft: Niedrige Frachtraten fördern die weltweite Arbeitsteilung und ermöglichen den Zugriff auf lukrative Absatz- und Beschaffungsmärkte. Die Beförderung von Gütern und Personen auf dem Seeweg wird dabei in der Regel als besonders umweltfreundliche Transportform angesehen, was insbesondere mit der vergleichsweise niedrigen Transportgeschwindigkeit, dem geringen Bedarf an Infrastruktur und einem günstigen Verhältnis zwischen dem Eigengewicht und der Ladungskapazität eines Seeschiffes in Verbindung gebracht wird (Skjølsvik et al. 2000: 78f). Technischer Fortschritt bei anderen Verkehrsträgern, häufig induziert durch umweltpolitische Maßnahmen, und zunehmende Reisegeschwindigkeiten moderner Schiffe haben diesen ökologischen Vorteil in den letzten Jahrzehnten verkleinert. Im Vergleich zum Transport auf Lastkraftwagen kann der Transport auf See bis zu 150 bis 300 Mal so viel Luftverschmutzung pro Tonnenkilometer verursachen (European Environmental Bureau et al. 2004: 4).

Durch das Fehlen jeglicher Umweltschutzaufgaben wurden Seeschiffe in vielen Regionen zum bedeutendsten Einzelverursacher von Luftverschmutzung (Davis et al. 2000: 49). Die durch das Verbrennen von Bunkerölen in den Schiffsdieselmotoren emittierten Luftschadstoffe belasten die menschliche Gesundheit und die natürliche Umwelt in den Küstengebieten und Hafenstädten (KOM 2002a: 2). Unabhängig vom Ort des Entstehens tragen die von Schiffen verursachten Treibhausgasemissionen zur globalen Klimaänderung bei und die freigesetzten ozonschädigenden Substanzen greifen die Ozonschicht der Stratosphäre an. Atmosphärische Emissionen von Seeschiffen gehören bislang zu den umweltpolitisch am wenigsten kontrollierten Bereichen (Davis et al. 2000: A4.31). Diese regulatorische Lücke wird von verschiedenen Seiten als ungerecht und wettbewerbsverzerrend kritisiert, zumal die Vermeidungskosten im Vergleich zu landseitigen Emissionsminderungen wesentlich niedriger sind (Kågeson 1999: 7).

Mit dem Ziel, weltweit gültige Vorgaben für die Begrenzung von luftverunreinigenden Schadstoffen einzuführen, wurde von der internationalen Schifffahrtsbehörde, der International Maritime Organization (IMO), 1997 der Sechste Anhang zur Meeresumweltschutzkonvention verabschiedet. Nach der Ratifizierung durch die Regierung Samoas im Mai 2004 trat der so genannte MARPOL Annex VI im Mai 2005 in Kraft. Die darin enthal-

tenen relativ moderaten Grenzwerte für Schwefeldioxid und Stickoxide können allerdings nur als ein Einstieg in Umweltschutzregimes zur Reduzierung atmosphärischer Emissionen gesehen werden. Verhandlungen über eine Weiterentwicklung des MARPOL Annex VI haben bereits vor der Ratifizierung begonnen. Neben strikteren internationalen Grenzwerten, regional differenzierten Schutzziele und der Einbeziehung weiterer Schadstoffe spielen dabei auch anreizorientierte Instrumente eine bedeutende Rolle. Im Mittelpunkt steht dabei die Frage, wie man durch eine Flexibilisierung der Grenzwerte die Kosten für weitere Umweltschutzmaßnahmen im Seeverkehr reduzieren kann. Eine solche Marktorientierung der Umweltpolitik der IMO wird auch im Bezug auf die Reduktion klimarelevanter Emissionen diskutiert. Bisher fehlen für den internationalen Seeverkehr jegliche Reduktionsverpflichtungen.

Parallel zu den weltweiten Aktivitäten der IMO werden regional in den Vereinigten Staaten und der Europäischen Union eigene Konzepte zur Begrenzung der regionalen Luftbelastung des Seeverkehrs entwickelt. Über das Umweltschutzregime der IMO hinaus sollen hier die atmosphärischen Emissionen begrenzt werden. Das internationale Seerecht und die Regeln der Welthandelsorganisation begrenzen die ordnungsrechtlichen Möglichkeiten gegenüber Schiffen in den nationalen Hoheitsgebieten, öffnen jedoch ungleich stärkere Spielräume für anreizorientierte Instrumente (Davis et al. 2000: A4.119). Eine Vorreiterrolle für solche marktorientierten Anreize nimmt dabei Schweden ein: Seit 1998 werden dort die Fahrwegs- und Hafengebühren nach einem nach den atmosphärischen Emissionen der anlaufenden Seeschiffe differenzierten Tarifsysteem erhoben. In der Europäischen Union und der IMO wird diskutiert, wie eine marktorientierte Umweltpolitik im Seeverkehr ausgestaltet werden kann. Als anreizorientierte Instrumente werden neben der Differenzierung von Infrastrukturkosten und der Besteuerung von Bunkeröl auch Emissionshandel und Umweltschutzsubventionen betrachtet (Harrison et al. 2005: 103).

In der vorliegenden Dissertation werden die Möglichkeiten anreizorientierter Instrumente zur Begrenzung atmosphärischer Emissionen des Seeverkehrs analysiert. Untersucht wird, ob durch die Einführung anreizorientierter Instrumente die Effizienz und die Effektivität des Umweltschutzes im internationalen Seeverkehr gestärkt werden kann und wie die Ausgestaltung der einzelnen Instrumente dieses beeinflussen kann.

Zur Beantwortung dieser Leitfrage wird die aktuelle Diskussion über eine marktorientierte Umweltpolitik im Seeverkehr mit der umweltökonomischen Instrumentendiskussion verbunden. Aufbauend auf dem transdisziplinären Ansatz der Neuen Umweltökonomie steht

dabei das Zusammenspiel von politischen Qualitäts- und Handlungszielen mit der Ausgestaltung von Instrumenten in überlappenden Umweltregimen im Mittelpunkt. Zwischen den Handlungsebenen der IMO, der von Schiffsemissionen belasteten Regionen wie der EU und den Hafenstandorten gibt es sowohl synergetische als auch konkurrierende umweltpolitische Interessen. Ziel der Arbeit ist die Identifizierung und Analyse von Handlungsmöglichkeiten zur Begrenzung atmosphärischer Emissionen des Seeverkehrs durch anreizorientierte Instrumente auf diesen drei Handlungsebenen.

Zunächst wird die umweltpolitische Ausgangssituation anhand der technischen, ökonomischen und rechtlichen Problemebenen differenziert. Darauf aufbauend werden die Adressaten umweltpolitischer Interventionen betrachtet, das sind die Marktteilnehmer, die mit ihrem Handeln auch tatsächlich direkten Einfluss auf die Emissionen haben. Diese Adressaten der Umweltpolitik sind in erster Linie die Reeder, die maßgeblich über die Art der eingesetzten Technologie und die Betriebsintensität ihrer Flotte entscheiden. Ihr Handeln ist von der Verfügbarkeit und dem Preis umweltfreundlicher Alternativen abhängig, für die in erster Linie die Mineralölwirtschaft sowie die Werften und Zulieferbetriebe verantwortlich sind. Für diese drei Akteursgruppen werden anhand eines handlungstheoretischen Modells die verschiedenen Anreizstrukturen für ein umweltorientiertes Handeln untersucht.

Die Rahmenbedingungen dieser gewinnorientiert handelnden Akteure werden durch staatliche Umweltschutzregimes der Flaggen-, Küsten- und Hafenstaaten gestaltet. Hierbei ist insbesondere die Entscheidungsbildung in den Regimes von Bedeutung für die Entwicklung umweltpolitischer Instrumente. Aufbauend auf der ex-post-Betrachtung vorhandener Instrumente werden neue Anwendungsmöglichkeiten für anreizorientierte Instrumente geprüft. Diese Konzepte einer marktorientierten Umweltpolitik werden auf drei geographisch definierten Handlungsebenen analysiert: hafenbezogen, regional und weltweit. Exemplarisch dafür werden neben dem Hamburger Hafen, den Gewässern der Europäischen Union auch das internationale Wirkungsgebiet der IMO betrachtet.

2 Beschreibung der umweltpolitischen Ausgangslage

2.1 Atmosphärische Emissionen des Seeverkehrs

Der Betrieb von Seeschiffen ist mit der Freisetzung von Luftschadstoffen, Treibhausgasen und ozonschädigenden Substanzen in die Atmosphäre verbunden. Diese atmosphärischen Emissionen belasten die Ökosysteme und schädigen neben der natürlichen Umwelt auch die menschliche Gesundheit. Zu den Luftschadstoffen werden in erster Linie Schwefeldioxid (SO₂), Stickoxide (NO_x), flüchtige organische Verbindungen (VOC) sowie Partikel (PM) gezählt. Als Treibhausgase werden die Emissionen bezeichnet, die als Verursacher der globalen Klimaänderung gelten. Das wichtigste Treibhausgas ist Kohlendioxid (CO₂). Bei den ozonschädigenden Substanzen geht es vor allem um Halone.¹ Zwischen den unterschiedlichen atmosphärischen Emissionen bestehen vielschichtige Zusammenhänge, sowohl bei ihrer Entstehung als auch bei ihren ökologischen Folgen (IIASA 2002). Im Mittelpunkt der internationalen umweltpolitischen Diskussion stehen insbesondere Schwefeldioxid, Partikel- bzw. Feinstaubemissionen und Stickstoffoxide aus der Verbrennung von Schiffskraftstoffen, aber auch freigesetztes Kohlendioxid (KOM 2002a / IMO 2002b).

Die gasförmigen Emissionen der Seeschiffe entstehen überwiegend bei der Verbrennung fossiler Brennstoffe, der so genannten Bunkeröle, in den Hauptantriebs- und Hilfsmotoren der Schiffe (Bornemann et al. 1999: 12).² Die Belastung der Umgebungsluft mit Schadstoffen ist ein Nebenprodukt der Verbrennung von Schiffstreibstoffen. Die von den Schiffsmaschinen emittierten Abgase setzen sich aus Stickstoffen, Sauerstoff, Kohlendioxid und Wasserdampf und einem kleineren Anteil von Kohlenmonoxid, Schwefeldioxid, Hydrokarbonen und Russpartikeln zusammen.

¹ Für eine ausführlichere Darstellung der Ursache-Wirkungs-Zusammenhänge einzelner Luft- und Klimaschadstoffe siehe u.a. Davis et al. (2000) und Bornemann et al. (1999)

² Weitere Luftemissionen entstehen durch Ausgasungen im Ladungsbereich, durch Müllverbrennungs-, Kühl- und Feuerlöschanlagen an Bord. Diese Emissionsquellen werden in der Dissertation nicht analysiert.

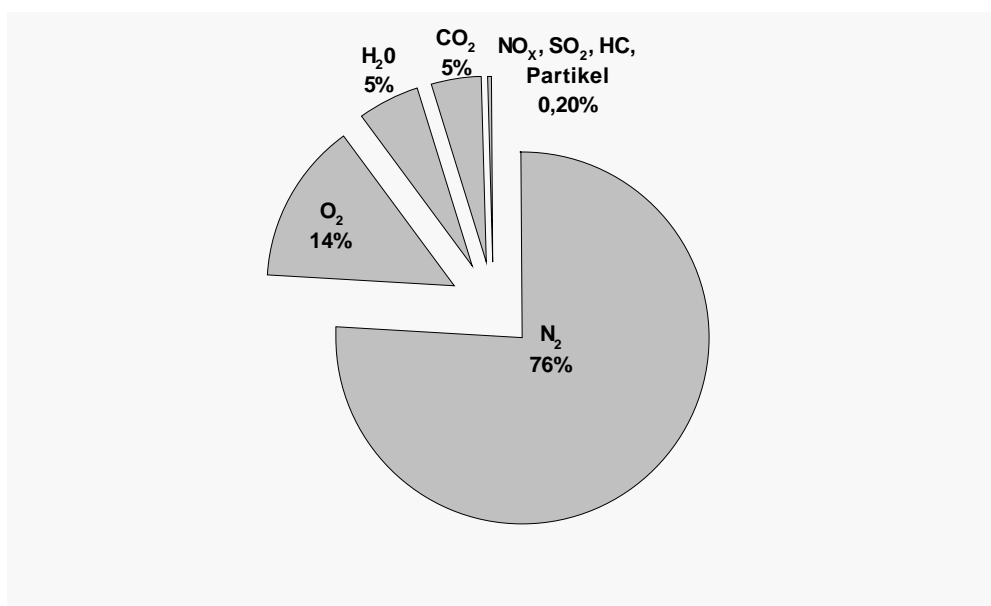
Die Menge und die Zusammensetzung der Abgase sind von den folgenden Einflussfaktoren abhängig:

- § Art des Motors (Zweitakt- oder Viertaktmotor)
- § installierte Leistung des Motors
- § Auslastung der vorhandenen Motorleistung
- § Anlagenzustand
- § Brennstoffverbrauch
- § Qualität des eingesetzten Brennstoffs
- § Einsatz abgasreduzierender Technologien.

Die folgende Abbildung illustriert die typische Abgaskomposition einer Schiffsmaschine. Die Zusammensetzung kann in Abhängigkeit von den oben genannten Einflussfaktoren variieren. Z.B. steigern hohe Motorenlasten typischerweise die Erzeugung von Russ und Stickoxiden.

Durch eine Verbesserung des Verbrennungsprozesses lässt sich der Ausstoß von Wasserstoff, Kohlenmonoxid, Russ, Kohlenwasserstoffen, Stickoxiden und Schwermetallen erheblich reduzieren oder fast komplett vermeiden. Die Emission von Stickstoff, Sauerstoff, Wasserdampf, Kohlendioxid und Schwefeldioxyden ist hingegen weitgehend unabhängig vom Verbrennungsprozess - sie wird in erster Linie durch die Einsatzmenge und Qualität der Brennstoffe beeinflusst (Germanischer Lloyd 1998).

ABBILDUNG 1: ABGASEMISSIONEN VON SCHIFFSDIESELMOTOREN



Quelle: Germanischer Lloyd, Zusammensetzung der Abgasemissionen von Schiffsdieselmotoren, in: 21. BMBF-Statusseminar zu den Entwicklungen in der Schiffstechnik, 22. Oktober 1998, Rostock

Über die Höhe der von der internationalen Seeschifffahrt emittierten Luftschadstoffe gibt es weit voneinander abweichende Einschätzungen. Diese Unterschiede beruhen zum einen auf der Unsicherheit der Daten bezüglich der Erfassung des weltweiten Verbrauchs an Bunkerölen in der Schifffahrt, zum anderen auf unterschiedlichen Betrachtungs- und Rechenweisen, etwa durch die Annahme eines durchschnittlichen Schadstoffausstosses je Tonne Bunkeröl. Im Jahr 1996 wurden durch den internationalen Seeverkehr weltweit mindestens 436 Millionen Tonnen Kohlendioxid emittiert. Der Anteil der CO₂ – Emissionen an den weltweiten Emissionen wird auf 1,8 Prozent geschätzt (OECD 2000: 38). Die Emission von Schwefeldioxyden lag 1996 bei mindestens 5,2 Millionen Tonnen, die der Stickoxide bei 10,1 Millionen Tonnen (Skjølsvik et al. 2000: 11). Der Anteil des internationalen Seeverkehrs an den weltweiten Schwefeldioxydemissionen wird auf 7 bis 8 Prozent geschätzt und für NO_x auf 11 bis 14 Prozent (Skjølsvik et al. 2000: 12). Bei den drei Schadstoffen entsprechen die Gesamtemissionen des Seeverkehrs denen eines großen Industrielandes wie Frankreich oder Australien (Davis et al. 2000: A2.2 / OECD 2000 38ff). Mit Blick auf neue Berechnungen des weltweiten Verbrauchs an Schiffskraftstoffen und Erkenntnisse über die Klimawirkungen anderer Treibhausgase des Seeverkehrs repräsentieren die genannten Anteile eine eher niedrige Schätzung. Demzufolge liegt der Schiffskraftstoffverbrauch und die Emissionswirkungen doppelt so hoch wie in den älteren Berechnungen angenommen (Corbett / Köhler 2003: 14).

Neben den Gesamtemissionen stellt die regionale Konzentration der Schadstoffemissionen und das prognostizierte Wachstum des Verkehrsaufkommens eine besondere ökologische Herausforderung dar. So wird erwartet, dass bis 2010 der Seeverkehr in europäischen Gewässern für 30 bis 40 Prozent der gesamten Immissionen von SO₂ und NO_x Europas verantwortlich ist (Davis et al. 2000: 49). Durch die Bündelung land- und seeseitiger Verkehrsströme in den Häfen konzentrieren sich Luftschadstoffemissionen vor allem in der näheren Umgebung von Umschlagsanlagen. Bis zu 80 Prozent der SO₂-, PM- und NO_x-Emissionen der Seeschiffe lagern sich in einem Radius von 30 Kilometern ab (Davis et al 2000: A6.7). Die Belastungsschwerpunkte befinden sich entlang der wichtigsten Schifffahrtsrouten - der Nordsee, dem Ärmelkanal, der westlichen Biskaya und der Straße von Gibraltar. Luftmessdaten haben gezeigt, dass in großen Häfen wie Rotterdam, Antwerpen oder Hamburg die Emissionen der Schiffe einen bedeutenden Einfluss auf die lokale Luftqualität und die so genannte Eutrophierung haben. Schätzungsweise 75 Pro

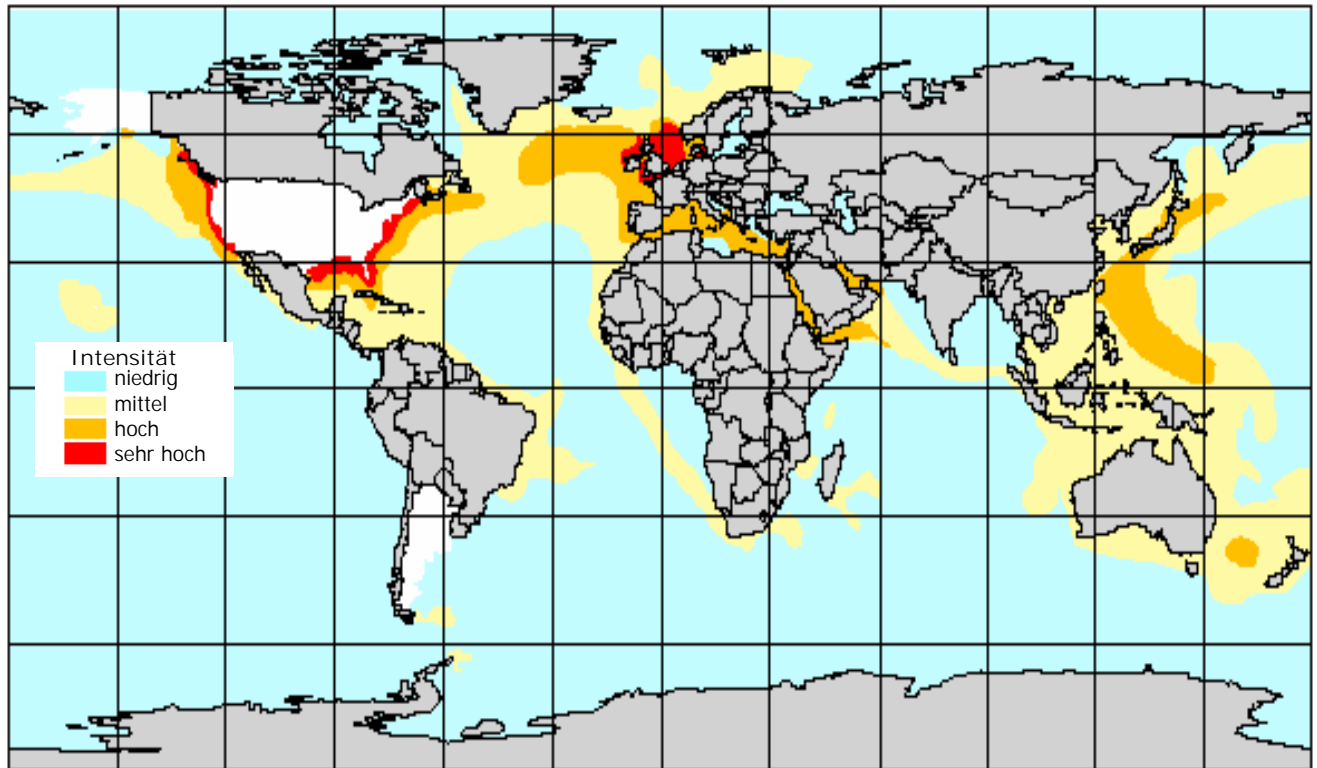
zent der Gesamtschadstoffimmissionen dieser Städte entstehen in den Hafengebieten (Davis et al 2000: A6.10). Aufgrund umweltpolitischer Erfolge bei der Luftreinhaltung landseitiger Quellen nimmt so die anteilmäßige Bedeutung der Schifffahrt als Emissionengruppe stetig zu.

Das bei der Verbrennung des Schwefelanteils in Brennstoffen entstehende Schwefeldioxid ist wasserlöslich und wird zu Schwefelsäure, in Niederschlägen auch als *Saurer Regen* bekannt. Dieser führt zu Schädigungen der Blätter bzw. Nadeln der Pflanzen, zur Versauerung des Bodens und gilt als eine der Hauptursachen des Phänomens des Waldsterbens. Die Eutrophierung führt zu einer Reduzierung der Biodiversität und auch zu Gesundheitsproblemen beim Menschen (Kågeson 1999: 2).

Bei den Stickoxiden handelt es sich um toxische Gase, die als Luftemission die Entwicklung von bodennahem Ozon und von Hydroxylradikalen fördern (Knoop 2000: 5f). Troposphärisches Ozon führt zu gesundheitlichen Beeinträchtigungen bei Mensch und Tier, etwa durch die Reizung der Schleimhäute, Asthma oder die Verringerung des Lungenvolumens. Eine zu hohe Stickoxidkonzentration schädigt darüber hinaus den Pflanzenwuchs und auch Bausubstanz in den Städten. Es besteht außerdem auch der Verdacht, dass Stickoxide neben den Partikeln krebserzeugend wirken.

Die lokale Belastung mit Luftschadstoffen und somit die Schadensintensität hängt von der gesamten Emissionsmenge und zusätzlich auch vom Diffusionsverhalten aufgrund der meteorologischen Bedingungen, insbesondere der vorherrschenden Windrichtung ab. Wie in der folgenden Abbildung zu sehen ist, konzentriert sich der Seeverkehr und damit die Emission von Luftschadstoffen von Schiffen in küstennahen Gewässern. Belastungsschwerpunkte ist die nördliche Hemisphäre entlang der West- und Ostküste der USA, im nördlichen Europa und dem Nordpazifik. Rund 70 Prozent der Abgase werden innerhalb in einer Distanz von bis zu 400 Kilometer vom Festland emittiert (Skjølsvik et al. 2000: 48).

ABBILDUNG 2: REGIONALE KONZENTRATION DES SEEVERKEHRS



Quelle: International Maritime Organization (2000a), Prevention of Air Pollution from Ships - Report on the outcome of the IMO Study on Greenhouse Gas Emissions from Ships, MEPC 45/8, London, Seite 50

Besonders betroffen durch die Freisetzung von Luftschadstoffen ist Skandinavien. Obwohl sich ein Großteil der Emissionen in einem Radius von 30 Kilometern ablagert, kommt es zu großräumigen und teilweise interkontinentalen Verschmutzungen (Davis et al 2000: A6.7). Aufgrund der vorherrschenden West- und Südwinde kumulieren in Norwegen und Schweden große Anteile der Luftemissionen der britischen und zentraleuropäischen Industriegebiete sowie des Seeverkehrs in der Nord- und Ostsee. Trotz verringerter Immissionen ab den frühen Neunziger Jahren ist die Belastung der nordischen Ökosysteme nach wie vor über dem kritischen Niveau, mit der Folge von Waldsterben und umkippenden Seen (Kågeson 1999: 2).

Im Gegensatz zu den regionalen Wirkungszusammenhängen von SO₂ und NO_x hat der Ort der Emission auf die ökologische Wirkung von Kohlendioxid und anderen Treibhausgasen³ keinen Einfluss. Die Akkumulation von Treibhausgasen in der Atmosphäre beschleunigt die Veränderung der klimatischen Bedingungen mit vielfältigen Auswirkungen auf die Umwelt.⁴ Die Folgen eines anthropogenen Klimawandels können aber auch die Seeschifffahrt erheblich beeinträchtigen. Ein steigender Meeresspiegel und extremere Wetterbedingungen stellen erhöhte Kosten an die Häfen und die Schifffahrt. Insbesondere durch häufigere und außergewöhnliche Stürme könnten steigende Ladungs- und Schiffsverluste den wettersensiblen Seeverkehr betreffen. Ein positiver Effekt der globalen Erwärmung ist die bessere Befahrbarkeit nördlicher Gewässer: Kanadische Häfen verlängern bereits gegenwärtig ihre Saison, und für Reedereien bietet die Nordroute von Europa nach Japan eine Chance, die Strecke um 5.000 Seemeilen zu verkürzen. Insgesamt ist es aber unwahrscheinlich, dass der Seeverkehr zu den „Netto“-Gewinnern des Klimawandels gehören wird (Bode et al. 2002: 167).

2.2 Entstehung von Emissionen und Reduktionsmöglichkeiten

Die Ausstoßmenge atmosphärischer Emissionen aus der Verbrennung von Schiffskraftstoffen hängt in erster Linie mit der Nachfrage nach Transportleistungen zusammen, die ihrerseits eine Folge sowohl der globalen Arbeitsteilung als auch der Verlagerung von anderen Verkehrsträgern hin zu Seeschiffen ist. Umgekehrt bestehen vielfältige Reduktionspotenziale durch technologische und managementbedingte Emissionsminderungen auf neuen und existierenden Schiffen.

Der Seeverkehr ist ein zentrales Element der Veränderung der Produktions- und Konsummuster der Weltwirtschaft. Über 97 Prozent der weltweit transportierten Güter nutzen den Seeweg (Knoop 2000: 3). Frachtraten spielen als ökonomische Konkurrenzgrenzen in den letzten Jahrzehnten eine immer geringere Rolle (Altvater/Mahnkopf 1996: 220),

³ Als Treibhausgase werden Kohlendioxid (CO₂), Methan (CH₄), Hydrofluorokarbone (HFCs), Perfluorokarbone (PFCs), Schwefelhexafluoride (SF₆) und Stickoxide bzw. Lachgas (N₂O) bezeichnet. Das bei weitem wichtigste Treibhausgas ist CO₂ aus der Verbrennung fossiler Brennstoffe.

⁴ Für eine ausführlichere Darstellung der Folgen eines anthropogenen Klimawandels siehe u.a. Grubb, Vrolijk und Brack: *The Kyoto Protocol – A Guide and Assessment*, London 1999, S. 155ff
Grubb, Michael / Vrolijk, Christiann / Brack, Duncan (1999): *The Kyoto Protocol – A Guide and Assessment*, London 1999

wodurch der Prozess der Globalisierung von Beschaffung, Erzeugung, Vertrieb und Entsorgung maßgeblich gefördert wurde. Von den im Jahr 2000 beförderten 5,4 Mrd. Tonnen waren 2,0 Mrd. Rohöl und Mineralölprodukte, weitere bedeutende Massengüter sind Kohle, Eisenerze, Bauxit, Phosphate und Getreide (Hader/Monden 2002: 8). In den letzten 15 Jahren wuchs das Transportvolumen um 63 Prozent, gleichzeitig stieg die Transportleistung der Welthandelsflotte um 75 Prozent (Hader/Monden 2002: 10). Das überproportionale Wachstum geht auf den Import von Kohle und anderen Rohstoffen aus der südlichen Hemisphäre in die nördlichen Industrieländer und den Containerverkehr zwischen Industrieländern sowie zwischen Industrieländern und den asiatischen Schwellenländer zurück. Die durchschnittliche Exportquote von Industrie- und so genannten Entwicklungsländern unterscheidet sich kaum voneinander, sie liegt zwischen 20 und 30 Prozent des Bruttoinlandsprodukts (Lachmann 1994: 11). Die dominierenden Exporte der Entwicklungsländer sind Massengüter, etwa Erze oder unverarbeitete Agrarerzeugnisse, die einen vergleichsweise geringen Warenwert pro Tonne Eigengewicht haben. Damit sind die Exporterlöse dieser Länder besonders abhängig von niedrigen Frachtraten.⁵ Sinkende Frachtraten erleichtern die räumliche Ausdehnung der Beschaffung, der Produktion, des Konsums und der Entsorgung für zunehmend viele Gütergruppen. Seeverkehr ist insofern eine zentrale Dienstleistung der Globalisierung im heutigen Sinne. Die Preiselastizität der Nachfrage nach Transportdienstleistungen unterscheidet sich aber stark zwischen den Handelsgütern und den jeweiligen Herkunfts- und Bestimmungsorten.⁶

Im Vergleich der Klimabelastung und Energiebedarfe verschiedener Verkehrsträger, etwa dem Flug-, Schienen- oder Straßenverkehr, gelten Seeschiffe generell als das umweltfreundlichste Verkehrsmittel zur Beförderung von Gütern und Personen (Bode et al. 2002: 165). Im Vergleich der Transportformen über Distanzen von 500, 2.000 und 5.000 Meilen zeigten sich die Energieverbrauchs- und Emissionsvorteile der Seeschiffe durch niedrigere Luftschadstoff- und Treibhausgasmissionen, nur die Schwefeldioxidmissionen pro Tonnenkilometer liegen um das sechs- bis sechsundzwanzigfache über denen der anderen Verkehrsträger (Skjølsvik et al. 2000: 125). Gerade die steigende optimale Reisegeschwindigkeit bei Neubauten verkleinert die Energieverbrauchs- und Emissionsvorteile. Auch strikter werdende Emissionsgrenzwerte für LKW in der EU und anderen

⁵ siehe dazu auch Abschnitt 3.1.2

⁶ Für einige Massengüter wie Eisenerz, Kohle oder Getreide wurden durch Oum et al. 1990 die Ölpreiselastizitäten berechnet. Preissteigerungen um 1 Prozent führen demzufolge zu Nachfragerückgängen zwischen 0,02 und 1,64 Prozent (Oum et al. 1990).

Regionen mindert den Vorsprung der Schiffe. Eine Verlagerung von Fracht auf Schiffe ist insofern nicht in jedem Fall mit Emissionsminderungen verbunden (European Environmental Bureau et al. 2004: 4).

Ein großes Potenzial zur Entkopplung des Transportvolumens von den atmosphärischen Emissionen gibt es aber auch innerhalb der Seeverkehrswirtschaft. Bei Neubauten wird das Potenzial zur Minderung des Kraftstoffverbrauchs auf 15 bis 50 Prozent geschätzt, durch Nachrüstungen bei existierenden Schiffen auf bis zu 20 Prozent (Skjølsvik et al. 2000: 14). Da sich der Verbrauch pro Seemeile mit dem Faktor der Geschwindigkeitsvariation potenziert, bieten bereits Absenkungen der Reisegeschwindigkeit ein erhebliches Emissionsminderungspotenzial. So führt eine Verringerung der Geschwindigkeit um 10 Prozent zu Einsparungen von 20 bis 25 Prozent (Skjølsvik et al. 2000: Anhang 41ff).

Neben generellen Entlastungseffekten durch niedrigere Geschwindigkeiten und Steigerungen der Energieeffizienz erfordert die Vermeidung von Stickoxid- und Schwefeldioxidemissionen unterschiedliche Strategien: Wird die Reduktion von Stickoxidemissionen z.B. durch Zustand und Lastkurve der Schiffsmaschine bedingt, kann eine Reduktion der SO₂-Emissionen nur durch eine Verringerung der Schwefelanteile im Schiffskraftstoff erzielt werden (Kågeson 1999: 2).

Ebenso wie die Preise anderer Erdölprodukte fluktuieren die Preise für Schiffskraftstoffe in Abhängigkeit vom Rohölpreis. Der durchschnittliche Verkaufspreis pro Tonne Schweröl in europäischen Häfen lag in den letzten fünf Jahren bei 100 US\$, der Preiszuschlag für MGO betrug 80 Prozent (Beicip-Franlab 2002: 5). Dieser Kostenunterschied und die Entwicklung von Dieselmotoren mit einer höheren Toleranz gegenüber niedrigeren Treibstoffqualitäten hat zu einer Verbreitung von Schwerölen als Schiffsbrennstoffe geführt (Stopford 1997: 168).⁷

Aber auch die Effizienz, die Betriebsweise und der Wartungszustand der Schiffsmaschine beeinflussen die verbrauchsbezogenen Emissionen, insbesondere den Stickoxidausstoß. Der Standardantrieb für mittlere und große Handelsschiffe sind langsamlaufende Zweitakt-Dieselmotoren. Sie können mit preiswerterem Rückstandsöl betrieben werden und sind auch in der für große Containerschiffe geforderten Leistung von 70.000 kW verfügbar (Hader/Monden 2002: 40). Schnelllaufende Dieselmotoren werden in Yachten und

⁷ siehe dazu auch Abschnitt 3.1.3

Marineschiffen eingesetzt, die leistungsfähiger sind, dennoch relativ günstige Abgaswerte haben, aber nur mit höherwertigem Treibstoff betrieben werden können. Die in Kreuzfahrtschiffen und Schnellfähren gegenwärtig überwiegend eingebauten Gasturbinen sind ebenfalls auf teurere Destillate angewiesen. Nur bei kleineren Schiffen besteht eine Wahl zwischen Zweitakt- und emissionsärmeren mittelschnellen Viertaktmotoren. Bis in die Siebziger Jahre wurden Schiffsneubauten primär mit Dampfturbinen ausgestattet. Mit der Ölpreiskrise ist man jedoch von diesen verbrauchsintensiven Antrieben ganz abgekommen, die letzten Turbinenschiffe werden innerhalb der nächsten Jahre abgewrackt (Hader/Monden 2002: 40).

Die Wahl des Motorkonzepts eines Schiffes und insbesondere die der Leistungsklasse der Antriebsanlage wird nicht nur von der geplanten Reisegeschwindigkeit und der Schiffsgröße bestimmt. Aus Gründen der Schiffssicherheit wird hier in der Regel eine Leistungs-Überkapazität vorgehalten.

Neben dem Hauptantrieb besitzen Schiffe einen oder mehrere Hilfsantriebe. Diese versorgen beispielsweise die Schiffe während des Be- und Entladens im Hafen mit Elektrizität. Um die Luftbelastung in Häfen zu reduzieren, werden Anschlussmöglichkeiten an das landseitige Stromnetz erprobt. Ähnlich wie bei Flugzeugen sollen standardisierte Anschlüsse ein Abschalten aller Motoren an Bord erlauben. Da in den letzten 10 Jahren die Energieeffizienz neuer Motoren von 40 auf knapp 50 Prozent gestiegen ist (Skjølsvik et al. 2000: 102), lassen sich durch einen Energiebezug von landseitigen Kraftwerken aber höchstens lokale Entlastungen erwirken – zumindest bei neueren Schiffen. Zusätzliche Motorenleistung kann die Schiffssicherheit erhöhen.

Durch die Optimierung von im Einsatz befindlichen Motoren lassen sich der Verbrauch um bis 15 Prozent und der Stickstoffausstoß um vier Prozent senken (Skjølsvik et al. 2000: 14). Dies kann durch eine Verbesserung der Brennstoffeinspritzung oder kürzere Wartungsintervalle geschehen. In der Entwicklung sind gegenwärtig alternative Antriebskonzepte für Seeschiffe. Großes Potenzial wird langfristig in dem Einsatz der Brennstoffzellentechnologie gesehen. Wie im Abschnitt 3.1.4 darstellt, wird seit längerem der Einsatz von Hilfssegeln und neuerdings von Zugdrachen auf Handelsschiffen in der Schiffbau- und Zulieferindustrie diskutiert.

Von der in den Schiffsmotoren erzeugten Energie wird nur ein Teil für den eigentlichen Schiffsantrieb eingesetzt. Bei vielen Schiffen wird mehr als die Hälfte des Energieeinsatz-

zes für das Kühlen der Schiffsmaschine verbraucht, geht als Abwärme oder aufgrund von technischem Verschleiß an der Antriebsanlage oder der Schiffsschraube verloren (Stopford 1997: 168). Obwohl die einzelnen Einflussfaktoren selbst zwischen Schiffen der gleichen Bauart erheblich variieren können, kann letztlich in der Regel weniger als ein Drittel der eingesetzten Energie genutzt werden. Damit liegt ein erhebliches Verminderungspotenzial an Emissionen auch in der bautechnischen Optimierung des Schiffsrumpfes, seines Unterwasseranstriches sowie in der Verbesserung des Antriebes, etwa dem Design der Schiffsschraube, der Effizienz des Motors oder des Getriebes.

Weitere Emissionsminderungen von NO_x und SO_2 lassen sich durch den Einsatz additiver Umweltschutztechnologien erreichen. Der Ausstoß von Schwefeldioxid kann durch bordseitige Maßnahmen beeinflusst werden, z.B. durch eigene Rauchgasentschwefelungsanlagen, die so genannten *Scrubber*, und durch eine nachträgliche Abgasreinigung. Grundsätzlich sind viele der end-of-the-pipe-Lösungen für Kraftwerke analog auf Seeschiffen anwendbar. Die bordinterne Aufbereitung von Schweröl kostet rund 25 bis 30 US Dollar pro Tonne und erhöht den Brennstoffbedarf um drei Prozent (Davis et al 2000: A5.7).

Die wirkungsvollste und auch teuerste Methode zur Abgasreinigung ist der Einsatz von selektiven Katalysatoren an allen Schiffsmaschinen. Dadurch können die Stickoxidemissionen um über 90 Prozent gemindert werden (Germanischer Lloyd 2001: 14). Der Einbau von Katalysatoren erhöht die Investitionskosten für die Motoranlage um 50 Prozent, zusätzlich steigen die Betriebskosten des Schiffes um 30 Prozent an, da der Einsatz von schwefelarmem Brennstoff und dem Zusatzmittel Harnstoff notwendig wird. (Skjølsvik et al. 2000: 80). Andere Methoden setzen z. B. durch Abgasrückführungen und Wassereinspritzungen am Verbrennungsprozess an, mit dem Ziel, dort die Bildung von Stickoxiden zu reduzieren. Letztere stellt höhere Anforderungen an die Frischwasserproduktion des Schiffes und andere Subsysteme. Für in Fahrt befindliche Schiffe werden von den oben genannten Reduktionsmaßnahmen insbesondere die Effizienzoptimierung und die verzögerte Brennstoffeinspritzung für anwendbar gehalten (Germanischer Lloyd 2001: 14). Die Umrüstung bereits im Einsatz befindlicher Schiffe ist vor allem aus Platzmangel im Maschinenhaus teurer als der Einbau der Technologie in neue Schiffe.⁸

Ein großes Potenzial zur Emissionssenkung liegt im Management des Flottenbetriebs. Die Einsatzstrategie eines Schiffes, d.h. die durchschnittliche Reisegeschwindigkeit, Rou-

tenplanung, Ballastzuladung oder die Ausnutzung der Ladekapazität sind betriebliche Entscheidungen, die als Reaktion auf die Marktnachfrage und auch auf die Brennstoffpreise variiert werden können. Insgesamt können durch die Kombination unterschiedlicher Maßnahmen bis zu 40 Prozent des Brennstoffverbrauchs eingespart werden (Skjølsvik et al. 2000: 93).

Ein Beispiel für den Rückgang des Verbrauchs und damit der Emissionen sind die Ölpreiskrisen in den Siebziger Jahren oder auch die Hochpreisphasen für Erdölprodukte in den Neunzigern. Einige Reeder reduzierten die Reisegeschwindigkeit ihrer Schiffe und erreichten so einen geringeren Treibstoffverbrauch und gesenkte Betriebskosten. Gleichzeitig waren aufgrund der geringeren Nachfrage nach Tonnage die längeren Fahrzeiten auch eine Anpassung an die Marktschwankungen. In den Siebziger Jahren setzte so ein Innovationsschub hin zu verbrauchsärmeren Schiffen ein, die für eine niedrigere optimale Geschwindigkeit ausgelegt wurden. Dahingegen war der Fokus in den letzten Jahren auf eine Erhöhung der Transportgeschwindigkeiten ausgerichtet (Skjølsvik et al. 2000: 15). Die Optimierung der Antriebsanlage und des Rumpfes auf eine niedrigere Reisegeschwindigkeit begrenzt aber die jährliche Frachtkapazität des Schiffes, zusätzlich würde ein längere Reisezeit auch zu höheren Kapitalkosten für die transportierten Ware führen (Bode et al. 2002: 181).

Durch neue satellitengestützte Navigationssysteme und Kommunikationsanlagen kann einerseits die Routenplanung verstärkt an die Wetterbedingungen angepasst werden, andererseits ist eine bessere Ausnutzung der Transportkapazität möglich, insbesondere durch das Bündeln von Ladungen im Linien- und Charterverkehr. Auf diesem Wege lassen sich aber auch die Wartungs- und Umschlagszeiten in Häfen reduzieren, was wiederum den Druck auf die Reisegeschwindigkeit reduziert.

Das erhebliche technische und betriebliche Potenzial zur Reduzierung von Luftemissionen wird gegenwärtig nur genutzt, wenn sich über Verbrauchssenkungen wirtschaftliche Vorteile ergeben. Luftreinhaltung und Klimaschutz gehen als externe und globale öffentliche Güter nicht in dieses betriebswirtschaftliche Kalkül ein.

⁸ In der Tabelle 3 im Abschnitt 3.1.4 werden die Emissionsminderungsmöglichkeiten und Kosten verschiedener Umweltschutzmaßnahmen vorgestellt.

2.3 Luftqualität und Klimaschutz als öffentliche Güter

Im Schiffsbetrieb wird die Umgebungsluft als Sauerstofflieferant für den Verbrennungsprozess und für die Entsorgung der Abgase genutzt. Auf beide Umweltfunktionen, als Ressource und als Senke, hat der Seeverkehr kostenfrei und praktisch unbeschränkt Zugriff. Während die Brennstoffkosten und die Kapitalkosten ein wichtiger Teil der Kalkulation der Frachtraten sind, interessieren die atmosphärischen Emissionen und die daraus resultierenden Schäden den einzelnen Verursacher nicht. Sie sind ein externer Effekt der Seeverkehrswirtschaft. Aufgrund des beschränkten Budgets und des Einkommensinteresses der Reeder und Charterer werden diese externe Kosten in Kauf genommen, so lange diese nicht internalisiert werden müssen und somit zu „realen“ Kosten werden - auch wenn dadurch der gesamtwirtschaftliche Schaden den Nutzen der Transportdienstleistung übersteigt. Individuell rationales Verhalten kann in solch einem sozialen Dilemma zu einem kollektiv nicht rationalen Ergebnis führen (Weimann 1991: 54).

Die Sicherstellung einer Luftqualität, die nicht zu gesundheitlichen und ökologischen Problemen führt, sowie die Vermeidung von klimarelevanten Emissionen sind insofern öffentliche Güter, deren Bestand nur vom Staat über Zwänge und Anreize sichergestellt werden kann. Ohne staatlichen Eingriff wäre es nicht rational, sich selbst an den Kosten der Aufrechterhaltung einer hohen Umweltqualität zu beteiligen. Selbst bei einer hohen gesellschaftlichen Wertschätzung von Umweltschutz kommt es durch ein Trittbrettfahrerverhalten einzelner so zu keinem positiven Marktpreis für Umweltschutz (Michaelis 1996: 13). Mit anderen Worten lassen sich die bei einem Reeder durch Umweltschutzmaßnahmen entstehenden Kosten in der Regel nicht als Wettbewerbsvorteil einsetzen.

Die lokale Umgebungsluft, das globale Klimasystem und die Ozonschicht der Stratosphäre weisen die Eigenschaften öffentlicher Güter auf: Jedermann kann die Umwelt nutzen, ein Ausschluss einzelner ist nicht möglich, es besteht keine Rivalität der Nutzer und die Eigentumsverhältnisse sind nicht definiert (Cansier 1993: 20). Die Rivalität besteht weniger zwischen den Reedern, als zwischen der Seeverkehrswirtschaft und der Allgemeinheit der von den Emissionen betroffenen und den verschiedenen Gruppen, die besonders an sauberer Luft interessiert oder vom Klimawandel besonders betroffen sind.⁹ Im Vergleich zu den leicht zu organisierenden Interessen der Reeder sind diese Gruppen aber

in einem strukturellen Nachteil: Das gemeinschaftliche Interesse schafft zwar eine latente Gruppe, aber deren Organisation und Meinungsvertretung ist nur schwer möglich (Olson 1965: 165).

Die grenzüberschreitende Wirkung der luftschädigenden und klimarelevanten Emissionen erschweren nationale oder regional begrenzte Kooperationen zum Schutz der Umwelt. Die politische Herausforderung besteht darin, auf internationaler Ebene Ziele und Regeln zur Vermeidung einer Übernutzung dieser Güter zu vereinbaren (Graßl et al. 2002: 5). Die Schutzwirkung ergibt sich aus dem Zusammenspiel von Anreizen und Zwängen im Gesamtwerk umweltpolitischer Regime auf unterschiedlichen Handlungsebenen. In den beiden folgenden Abschnitten dieser Arbeit wird das bereits bestehende Zusammenspiel zwischen der globalen Seeverkehrsbehörde IMO, Ländern und Regionen, sowie einzelnen Häfen näher beschrieben. Dabei zeigt sich, dass die Einhaltung lokaler Immissionsgrenzwerte an Orten mit hohem Schiffsverkehr ohne eine damit korrespondierende Begrenzung von Schiffsemissionen durch internationale Grenzwertregelungen praktisch gar nicht machbar ist.

Ein globales Konzept zum Schutz der öffentlichen Güter setzt die Berücksichtigung der unterschiedlichen Wirkung der Luft- und Klimaschadstoffe voraus. Die Wirkung einer emittierten Tonne Kohlendioxid auf das Klimasystem bleibt unabhängig vom Ort der Freisetzung gleich, jedoch nehmen die Schäden von Luftschadstoffen mit der Küstennähe messbar zu. Häfen mit den höchsten Emissionsbelastungen und den höchsten Schadenskosten pro Tonne Emission innerhalb der EU sind Hamburg, Barcelona, Genua, London, Amsterdam, Thessaloniki, Neapel, Lissabon, Dublin und Kopenhagen (KOM 2002b: 15). Die EU-Kommission hat in einer Berechnung zur Quantifizierung der Umwelt- und Gesundheitskosten den Schaden einer Tonne Schwefeldioxid für die Emission auf hoher See mit 4.100 € beziffert: die Summe verdoppelt sich in küstennahen Gewässern und Häfen. Die Vermeidung bewirkt umgekehrt, dass 8.200 € eingespart werden können, wenn die Emissionen nicht auf offener See, sondern im Hafen vermieden werden können; die Vermeidung einer Tonne Partikelemissionen würde sogar Einsparungen von 30.500 € bringen (KOM 2002b: 15).

⁹ Ein besonderes Interesse an Luftreinhaltung kann beispielsweise der Tourismusindustrie unterstellt werden. Ein Beispiel für einen Konflikt zwischen Schifffahrt und Tourismus ist Lübeck-Travemünde. Emissionen des Schiffsverkehrs gefährden den Status des Ortes als Kurbad. Siehe dazu ausführlicher www.new-hansa.org.

Das Handeln zum Schutz des öffentlichen Gutes Umwelt darf nicht isoliert von übrigen, etwa ökonomischen und sozialen Rahmenbedingungen betrachtet werden. Eine ausschließlich auf einen ökologischen Ursache-Wirkung-Zusammenhang begrenzte Strategie kann leicht zu einer Verlagerung des Problems auf andere Umweltbereiche führen und zudem sozioökonomische Probleme verursachen. Ausgehend von der 1992 in Rio de Janeiro durchgeführten Konferenz der Vereinten Nationen über Umwelt und Entwicklung hat sich als Ideal eines zukunftsfähigen Wirtschafts- und Gesellschaftssystems der Begriff der Nachhaltigkeit durchgesetzt.

Zusammenfassend lässt sich das Nachhaltigkeitskonzept in die folgenden vier Dimensionen einteilen: die soziale Verteilungsgerechtigkeit, die ökonomische Tragfähigkeit, die ökologische Verträglichkeit sowie die globale Gerechtigkeit. Ziel ist es dabei, die Ansprüche der gegenwärtig lebenden Menschen mit der Zukunftssicherung für die kommenden Generationen zu verbinden (BUND/MISEREOR 1996: 24f). Die Abwägung zwischen den Ansprüchen der verschiedenen Nachhaltigkeitsdimensionen ist komplex und bedeutet überdies eine Abkehr von der Grundannahme der Wertneutralität ökonomischer Entscheidungen.

Bei der Begrenzung atmosphärischer Emissionen können Zielkonflikte insbesondere im Rahmen des Nord-Süd-Konflikts auftreten. Die so genannten Entwicklungsländer sind auf vielfältige Art und Weise in die Seeverkehrswirtschaft eingebunden. Neben der Nachfrage nach Tonnagekapazität für den Außenhandel sind eine Reihe dieser Länder auch Anbieter vergleichsweise billiger Arbeitskräfte für Schiffbau, -reparatur und Schiffsmannschaften. Zudem haben fiskalische Gründe, etwa eine niedrige Besteuerung, geringe Auflagen, seltenere Kontrollen, eine Reihe von so genannten Entwicklungsländern in die Rolle wichtiger Flaggenstaaten wachsen lassen.

Als Flaggenstaaten werden Länder bezeichnet, in deren Schiffsregister ein Schiff registriert ist. Vereinfacht ausgedrückt sind Flaggenstaaten für die Durchsetzung und auch Kontrolle von Sozial-, Sicherheits- und Umweltstandards auf den Schiffen verantwortlich.¹⁰ Da das Stimmgewicht im Rahmen der IMO an die in einem Flaggenstaat registrierte Tonnage gekoppelt ist, hätten die Schwellen- und Entwicklungsländer so einen starken Einfluss auf die umweltpolitische Regimebildung.

¹⁰ Für weitere Informationen über die Geschichte der Ausflagung von Schiffen der Industrienationen und die Wirkungen auf die Schiffssicherheit und Mannschaften siehe diverse Veröffentlichungen der Internationalen Transportarbeitergewerkschaft – ITF (www.itf.org)

2.4 Umweltpolitik im Rahmen der MARPOL Konvention

Umweltschutz im Seeverkehr bezieht sich auf den Schutz maritimer Ökosysteme und die Reduzierung der Emissionen in Wasser und Luft. Das Ziel von Umweltpolitik als Gesamtheit aller Maßnahmen zum Erhalt der natürlichen Lebensgrundlagen (Wicke 1993: 703) ist, einen Ausgleich zwischen der individuell wohlfahrtssteigernden Inanspruchnahme der Umweltgüter und einem graduellen Verzicht zu schaffen (Michaelis 1996: 7). Dieser Ausgleich verlagert die Kosten zwischen den verschiedenen Nutzungsgruppen eines Umweltgutes. Während beispielsweise Hafenanwohner von einer sauberen Luft profitieren und so auch die Gesundheitskosten gesenkt werden können, bedeuten Betriebsbeschränkungen für den Hafenbetrieb oder Umstellungen auf den anlaufenden Schiffen zusätzliche Kosten. Jede neu eingeführte Beschränkung der Nutzung theoretisch unbegrenzter Entsorgungsdienstleistungen natürlicher öffentlicher Güter ist letztlich mit dem zusätzlichen Einsatz begrenzter ökonomischer Ressourcen verbunden. Das Problem der Übernutzung natürlicher Ressourcen ist somit nicht nur ein Knappheitsproblem, sondern auch ein gesellschaftliches Auswahlproblem (Michaelis 1996: 8).

Grundlage zur Regelung der Nutzungskonkurrenz zwischen Umweltinteressen und dem Seeverkehr ist das internationale Seerecht. Das sich seit dem 17. Jahrhundert fortentwickelnde Regime hat sich insbesondere aus dem Interesse der Kolonialmächte entwickelt, zur Ausweitung ihres Machteinflusses von anderen Ländern zur Ausweitung ihres Machteinflusses die friedliche Passage ihrer Kriegsschiffe garantiert zu bekommen.

Damit bildet das Seerecht den Ausgangspunkt aller internationalen Vereinbarungen und des internationalen Rechts schlechthin und koordiniert bis heute die Rahmenbedingungen jeder Nutzung der Meere. Zentrale Fragen in diesem Zusammenhang sind: Welches nationale Recht gilt für ein Schiff, wie werden nationale Hoheitsgewässer in Abgrenzung der für alle Staaten frei zugänglichen hohen See definiert, welche Rechte und Pflichten gelten für Schifffahrt und Fischerei auf hoher See und welche Rechte haben Länder, in deren Hoheitsgewässer ein Schiff operiert; kann beispielsweise bestimmten Schiffen die Zu- oder Durchfahrt verboten werden (Stopford 1997: 428). Teil des in den Achtziger Jahren überarbeiteten grundlegenden Seerechtsübereinkommens¹¹ ist auch die Pflicht

11 United Nations Convention On The Law Of The Sea, kurz UNCLOS

zum Schutz der Umwelt (Teil XII). Die umweltschutzbezogenen Vorgaben darin bilden den Rahmen, innerhalb dessen zahlreiche Vertragswerke ansetzen, die entweder spezifische Ursachen der Meeresverschmutzung betreffen oder aber regional begrenzte Sondersysteme, etwa für die Ostsee, die Nordsee oder das Mittelmeer errichten.

Die MARPOL Konvention befasst sich konkreter mit Umweltschutz im Seeverkehr. Sie ist einerseits Grundlage für nationale Gesetze und Vorschriften, andererseits werden teilweise durch nachgeordnete, nationale Regelwerke MARPOL-Regelungen vorweg genommen oder strengere Regel angewendet (Bornemann et al. 1999: 6f). Die MARPOL Konvention befasst sich mit allen umweltrelevanten Aspekten des Seeverkehrs mit der Ausnahme der Entsorgung landseitig erzeugter Abfälle. Sie setzt sich aus folgenden Teilen zusammen: Protokoll I beinhaltet Bestimmungen über Meldungen von Ereignissen in Verbindung mit Schadstoffen und Protokoll II Schiedsverfahren. Die MARPOL 73/78-Konvention hat sechs Anlagen. Die erste enthält Regelungen zum Schutz vor Ölverschmutzung, die zweite regelt die Kontrolle der Verschmutzung durch gefährliche flüssige Substanzen in Tanks, die dritte normiert den Schutz vor der Verschmutzung durch gefährliche Substanzen, die in verpackter Form transportiert werden. Die vierte Anlage regelt den Schutz vor der Verschmutzung durch Abwasser von Schiffen und die fünfte enthält Regelungen zum Schutz vor der Verschmutzung durch Abfälle von Schiffen.

Die sechste und jüngste Anlage der MARPOL Konvention befasst sich mit der „*Verhütung der Luftverunreinigung durch Schiffe*“. Darin wurde - nach zähen Verhandlungen - ein erster Ansatz einer globalen Regulierung des Umweltproblems gefunden, deren ökologische Entlastungseffekte aber nur begrenzt sind (Davis et al 2000: A4.4 / 49). Die in den Achtziger Jahren begonnene Entwicklung der Regeln wurde 1997 mit der Verabschiedung auf einer Diplomatischen Konferenz der IMO abgeschlossen. MARPOL Annex VI ist im Mai 2005 in Kraft treten, nachdem im Mai 2004 die mindestens fünfzehn erforderlichen Staaten mit insgesamt mindestens 50 Prozent des Bruttoreumgehalts der Welt-handelsflotte den Annex ratifiziert hatten. Im Mittelpunkt der Anlage VI steht die Reduzierung von SO_x und NO_x.¹² Die Anlage VI legt für den Schwefelgehalt von Schweröl für den Seeverkehr einen allgemeinen Grenzwert von 4,5 % fest und weist zwei SO_x-Emissions-Überwachungsgebiete aus, in denen der von Schiffen verwendete Kraftstoff weniger als 1,5 % Schwefel enthalten bzw. ein Verfahren zur Begrenzung der Emissionen angewandt

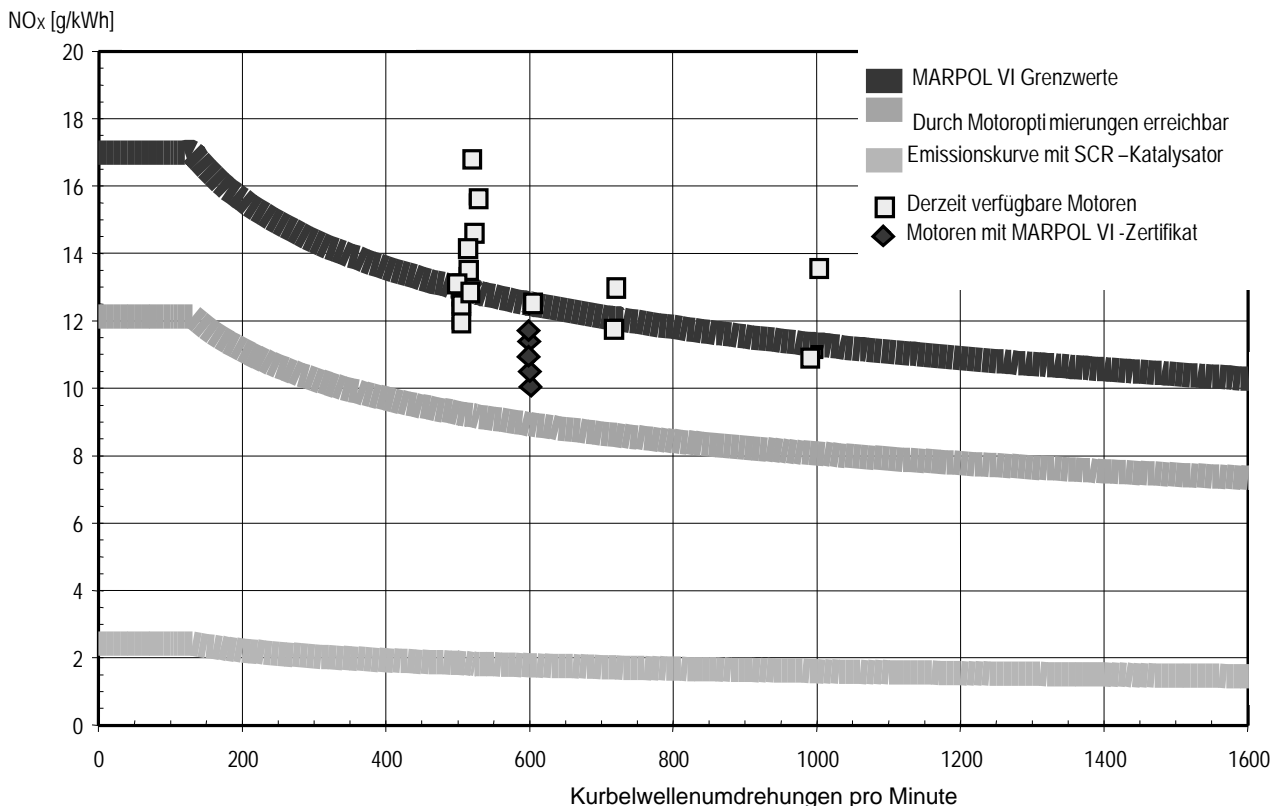
12

Darüber hinaus legt die Anlage VI (freiwillige) Bestimmungen für die Regelung der Emissionen von flüchtigen organischen Verbindungen fest, verbietet absichtliche Emissionen von Stoffen aus bestehenden Anlagen, die zu einem Abbau der Ozonschicht führen – vor allem Feuerlöschgeräten und verbietet auf allen Schiffen die Neuinstallation von Systemen, die Stoffe enthalten, die zu einem Abbau der Ozonschicht führen (KOM 2002: 13).

werden muss. Ursprünglich war nur die Ostsee als Überwachungsgebiet vorgesehen, nachträglich kamen die Nordsee und der Ärmelkanal hinzu. Das Inkrafttreten des zweiten SO_x-Emissions-Überwachungsgebiets wird aber nicht vor 2006 erfolgen können (Robinson 2005).

Zur Begrenzung der Stickoxidemissionen schreibt die Anlage VI Emissionsgrenzwerte für alle Dieselmotoren mit einer Antriebsleistung von mehr als 130 kW vor, die ab dem 1. Januar 2000 eingebaut worden sind. Damit hatte der MARPOL Annex VI bereits vor seinem eigentlichen Inkrafttreten eine Wirkung auf die Schiffsmotoren. Bei einer Nenn-drehzahl des Motors von weniger als 130 Umdrehungen pro Minute dürfen pro Kilowattstunde nicht mehr als 17,0 Gramm emittiert werden. Bei einer Kurbelwellenumdrehung von 130 bis 2000 liegt der Grenzwert bei 45,0 Gramm und bei schneller drehenden Motoren bei 9,8 Gramm. Für die Messverfahren, Prüfzyklen und Gewichtungsfaktoren wurde eigens eine *Technische Anleitung Stickoxide* erlassen. Die folgende Abbildung illustriert den leistungsabhängigen Grenzwert in Verbindung mit den Reduktionspotenzialen der Motoroptimierung und des Einsatzes von Katalysatoren:

ABBILDUNG 4: LEISTUNGSABHÄNGIGE STICKOXIDEMISSIONEN UND MOTORENKONZEPTE



Quelle: eigene Darstellung, angelehnt an: Gätjens, Hans J. (2000): Environmental Aspects in the Maritime Industry, Vortrag des Germanischen Lloyd im Hanse-Office am 18. Januar 2000, Brüssel, Seite 15

Bereits im Jahr 2000 wurden von den Herstellern Motoren mit einer entsprechenden Emissionseffizienz angeboten (KOM 2002a: 12). Wie man an den Rechtecken und den Karos in der Abbildung 4 sieht, konnten rund 50 Prozent der Motoren den Grenzwert erfüllen. Durch den Grenzwert der Anlage VI bleibt das technische Potenzial motorinterner Maßnahmen unausgeschöpft, für den Einsatz von zusätzlichen Umwelttechnologien entsteht keine Notwendigkeit (Gätjens 2000: 15). Als weitgehend wirkungslos kann der Schwefelgrenzwert angesehen werden. Der durchschnittliche Schwefelgehalt des Bunkeröls beträgt lediglich 2,7 Prozent und nur ein Prozent der Schifffahrt nutzt Brennstoffe mit einem Schwefelgehalt von über vier Prozent (MEPC 2002: 1). Selbst nach ihrem Inkrafttreten gehen von der Anlage VI daher nur geringe ökologische Entlastungseffekte für Gebiete wie Europa aus (Davis et al. 2000: 49).

Nicht berücksichtigt in der Anlage VI sind Treibhausgasemissionen. Zusammen mit dem Luftverkehr und dem Militärwesen ist die Seeschifffahrt damit einer der wenigen Bereiche, die aus dem internationalen Klimaschutzregime unter dem Protokoll von Kioto ausgeklammert¹³ sind und für die kein eigenständiges Allokations- und Emissionsminderungskonzept besteht. Gegenwärtig wird im Rahmen der IMO ein solches Konzept verhandelt und würde im Fall eines Beschlusses und erfolgreicher Ratifizierung die MARPOL Konvention zukünftig ergänzen.

Die Diskussion über die Fortentwicklung der Grenzwerte im Annex VI, die Ergänzung um weitere Luftschadstoffe und Treibhausgase wird 2006 nach dem Inkrafttreten im Rahmen des MEPCs untergeordneter Arbeitsgruppen intensiviert. Der bestehende Interessenkonflikt zwischen Umweltschutz und Wirtschaftsinteressen lässt die Verabschiedung neuer globaler Grenzwerte kurz- und mittelfristig allerdings unwahrscheinlich erscheinen. Neben weiterführenden regionalen Umweltschutzstrategien, etwa durch weitere SO_x-Emissions-Überwachungsgebiete, hat deshalb die Marktorientierung durch anreizorientierte Instrumente eine wichtige Rolle bei der Weiterentwicklung des Umweltregimes eingenommen.

Ein Vorreiter für die Einführung neuer, marktorientierter Umweltschutzinstrumente für die Seeschifffahrt ist Schweden, bedingt durch seine besondere Sensibilität gegenüber Schwefel- und Stickoxydemissionen. Seit 1998 werden in Schweden Schiffe mit reduzierten Stickstoffemissionen und schwefelarmen Kraftstoffen gegenüber anderen ökonomisch bevorzugt (Lemieszewski 2000). Saubere Schiffe zahlen dabei weniger als andere. Kernelement sind die nach Umweltgesichtspunkten differenzierten Wasserstraßen- und Hafengebühren. Die darin enthaltenen Referenzwerte für Schwefeldioxid und Stickoxide unterschreiten die MARPOL-Grenzwerte.

Auch die von der Europäischen Kommission im November 2002 vorgestellte Strategie zur Reduzierung atmosphärischer Emissionen von Seeschiffen geht über MARPOL hinaus. Ziel ist es, das bestehende Regulierungsgefälle im Vergleich zu Emissionsquellen an Land zu reduzieren (KOM 2002a). Zentraler Teil der EU-Strategie ist die Änderung der Richtlinie 1999/32/EG über den Schwefelgehalt von Schiffskraftstoffen (KOM 2002b).

¹³ Im Artikel 2.2 des Protokolls von Kioto wird die Zuständigkeit für die Treibhausgasemissionen aus der Verbrennung von Bunkerölen im internationalen Schiffsverkehr an die IMO übertragen.

Die US-amerikanische Bundes-Umweltschutzbehörde¹⁴ veröffentlichte 2002 einen Entwurf für Vorschriften über NO_x-Emissionen von Schiffsmotoren. In einer ersten Stufe entspricht dieser Vorschlag den Anforderungen des MARPOL Annex VI. Darüber hinaus sollen möglicherweise in einer zweiten Stufe ab 2006 weitergehende Standards eingeführt werden (EPA 2003). Einzelne US-Häfen haben bereits eigene Emissionsminderungsprogramme eingeführt.¹⁵

Die Einführung unterschiedlicher Systeme in einzelnen Ländern und Regionen bedeutet zusätzliche Komplikationen für die international operierende Seeschifffahrt. Reedereien empfinden bereits die gegenwärtigen administrativen Aufgaben und Inspektionen als aufwändig und stellen sich vehement gegen steigende Anforderungen (Zachcial et al 2000: 68). Auf der anderen Seite sind es aber nationale Alleingänge, die als die wichtigen Impulsgeber für die Umweltpolitik im Rahmen der IMO fungieren. Bei der Anlage VI zur MARPOL Konvention wirkte sich beispielsweise der Trend zu nationalen Alleingängen, wie etwa in der EU, als Anreiz zu einer Beschleunigung der Ratifizierung aus, um so striktere dezentrale Standards zu verhindern (Hollmann 2002: 11).

2.5 Marktorientierung der Umweltpolitik im Seeverkehr

Im internationalen Seeverkehr sind Ge- und Verbote durch globale Standards der IMO traditionelle Instrumente zur Durchsetzung von Schiffssicherheits- und Umweltschutzziele. Wie bereits gezeigt, ist die weltweite Durchsetzung von einheitlichen Umweltschutzstandards weder zur Vermeidung regionaler Belastungsschwerpunkte noch zur Erschließung des technisch möglichen Emissionsvermeidungspotenzials des Seeverkehrs ausreichend. Daher begann in einigen besonders umweltpolitikbewussten Regionen Europas und der USA eine parallele Entwicklung von marktorientierten Umweltschutzstrategien mittels des Einsatzes anreizorientierter Instrumente.

Im Gegensatz zu ordnungsrechtlichen Instrumenten wird mit Hilfe anreizorientierter Instrumente eine umweltpolitische Steuerung eingeführt, die den Adressaten mehr Handlungsspielräume überlässt und so die Effizienz der Umweltpolitik erhöhen kann. Anreize

¹⁴ Environmental Protection Agency, EPA

¹⁵ Ausführlichere Darstellung im Abschnitt 5.1

stellen ein Bindeglied zwischen den Motiven der Adressaten und denen der staatlichen Anreizgeber dar. Ökonomische Instrumente geben zwar den Emittenten einen spürbaren Anreiz zum Beheben eines umweltpolitisch unerwünschten Marktergebnisses, doch belassen sie ihnen auch die Entscheidungsfreiheit über die Umweltnutzung (Rogall 2002: 231). Die Emittenten können angepasst an ihre individuelle Situation reagieren und notwendige technische Maßnahmen leichter mit Ersatzinvestitionen verbinden.

Die Marktorientierung der Umweltpolitik bezieht sich nicht nur auf einen erweiterten Handlungsspielraum der Emittenten, sondern auch auf neue Ansätze für umweltpolitische Instrumente. Obwohl in der Schifffahrt insgesamt ein globales Regime bevorzugt wird, gibt es eine weltweite Tendenz, die IMO Standards durch komplementäre Instrumente zu ergänzen, die auf regionale Umweltprobleme bezogen sind.

Eine Marktorientierung der Umweltpolitik im Seeverkehr stellt eine Weiterentwicklung des existierenden Regimes dar: Ordnungsrechtliche IMO Standards werden durch anreizorientierte Instrumente ergänzt, in Häfen und Wirtschaftsregionen werden komplementäre Instrumente eingesetzt, die vor Ort vorhandene - und als solche erkannte - Umweltprobleme bekämpfen sollen.

Im Mittelpunkt einer marktorientierten Umweltpolitik stehen ökonomische Anreize, die die Kosten- und Nutzenrelationen zwischen Handlungsalternativen derart verändern, dass auch unter Bedingungen rationalen, wertneutralen Handelns erwünschte ökologische Ziele erreicht werden. Zu unterscheiden sind preis- und mengensteuernde Ausprägungen, wie etwa Steuern und Gebühren einerseits und z.B. Emissionszertifikate andererseits. Zwischen den ökonomischen Instrumenten, freiwilligen Maßnahmen, Informationskampagnen und ordnungsrechtlichen Instrumenten besteht in der politischen Praxis ein enger Zusammenhang.¹⁶ Mit Restverschmutzungsabgaben oder Kompensationsregelungen wurden bereits landseitig umfangreiche Erfahrungen gesammelt. Auch Hybridsysteme unterschiedlicher ökonomischer Instrumente etwa in der Form handelbarer Ökosteuern wurden vorgeschlagen (Santarius 2002: 126). Ein Beispiel für einen freiwilligen Beitrag, der auch als ökonomisches Instrument betrachtet werden kann, ist der *Green Award*, bei dem Häfen und verschiedene hafenbezogene Dienstleister für Schiffe mit diesem besonderen Umweltzertifikat einen Nachlass auf die Gebühren und Nutzungsentgelte anbieten.

¹⁶ ausführlichere Darstellung umweltpolitischer Instrumente im Abschnitt 3.2.3

3 Anreize zum Umweltschutz im Seeverkehr

3.1 Individuelle Handlungsbedingungen zur Reduzierung der Emissionen

3.1.1 Individuelle Anreizstrukturen zur Umweltnutzung

Ein Anreiz soll das Entscheidungsverhalten eines Individuums in einer gewünschten Weise beeinflussen. Konformität des Handelns wird durch ökonomische Zweckmäßigkeit erzeugt und Abweichungen unterbunden (Gelbhaar 1992: 31). Als Alternative zur Gewährung eines ökonomischen Vorteils kann der Anreiz für eine Verhaltensänderung auch durch unmittelbaren Zwang oder einen unverbindlichen Appell gesetzt werden. Als Anreiz zum umweltorientierten Handeln kann grundsätzlich der Gewinnanteil beschrieben werden, mittels dessen ein Entscheidungsträger zu einer bestimmten Anstrengung bewegt wird (Richter/Furubotn 1999: 203). So sorgen sie für einen Ausgleich zwischen den Interessen des Anreizgebers und des Anreiznehmers.¹⁷

Drei Anforderungen bedingen die Funktionalität eines Anreizes: Effektivität, Effizienz und individuelle Rationalität. Im Zusammenhang mit der Reduzierung atmosphärischer Emissionen bedeutet Effektivität, dass die ökologisch gewünschte Wirkung unter Inanspruchnahme des Anreizes auch tatsächlich eintritt bzw. eintreten kann. Für einen Anreizgeber ist ein Anreiz dann effizient, wenn die mit ihm entstehenden Kosten niedriger sind als die Kosten ansonsten entstehender ökologischer Schäden. Individuelle Rationalität bedeutet in diesem Zusammenhang, dass die Inanspruchnahme eines Anreizes durch den Adressaten durch die individuellen Rahmenbedingungen ausgelöst wird. Wie im folgenden dargestellt wird, beinhalten diese nicht nur Kosten-Nutzen-Verhältnisse, sondern auch unterschiedliche Wahrnehmungen und Bewertungen einer Situation.

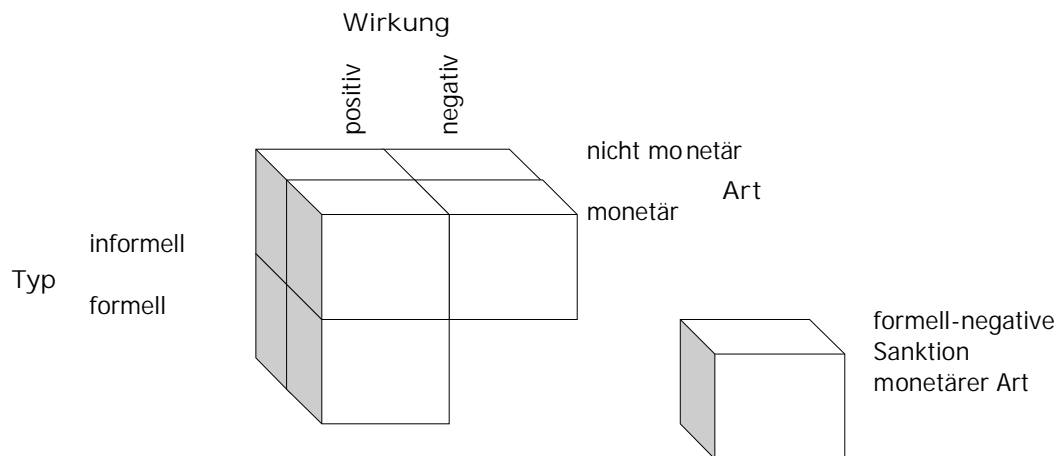
¹⁷ Die Anreizbildung in Umweltschutzregimen wird im Abschnitt 3.2 dargestellt

Die Nutzung von Anreizen zur Verhaltenssteuerung einer Adressatengruppe wird desto sinnvoller, je größer die Distanz zwischen der entscheidenden und der ausführenden Einheit ist. Die Kenntnis der Handlungsbedingungen einzelner Adressaten nimmt mit abnehmendem Kontakt zur Regulierungsinstanz ebenfalls ab. Politische Entscheidungen in einem Umweltregime gelten für eine heterogene Adressatengruppe. Je weiter die Ebene der umweltpolitischen Entscheidungsfindung von der Ebene der Umsetzung der Emissionsminderung entfernt und je geringer die Kohärenz zwischen den Instanzen ist, desto stärker muss ein Anreiz ggf. mit Zwang und Kontrolle verbunden werden (Laux 1990: 1f). Es kann nicht automatisch davon ausgegangen werden, dass das zur Verfügungstellen eines Vorteils auch ein konformes Verhalten bei allen Adressaten erzeugt. Berichtspflichten und unabhängige Prüfungen sind eine notwendige Ergänzung von Anreizen.

Die in den staatlichen Umweltregimen oder als Selbstregulierung entwickelten umweltpolitischen Ziele müssen nicht mit den Zielen der Unternehmen übereinstimmen, sie knüpfen aber daran an und werden so insbesondere mit dem Gewinnmaximierungsinteresse vernetzt. Anreize tragen so auch ohne die Bedingung der Akzeptanz zu einer automatischen Verständigung zwischen dem Staat, der Branche und dem einzelnen Unternehmen auf gemeinsame Ziele bei.

Ausgehend von einem umweltpolitischen Handlungsziel lassen sich Anreize nach (1) Typ, (2) Wirkung und (3) Art unterscheiden. Alle drei Dimensionen in der folgenden Grafik haben jeweils zwei Ausprägungen, die die Gestaltungsmöglichkeiten des Anreizes zeigen.

ABBILDUNG 3: ANREIZFORMEN



Quelle: Gelbhaar, Siegfried (1992), Monetäre Sanktionen als Instrumente staatlichen Handelns : Ökonomik der Geldstrafen und ihre Funktion im umweltpolitisch motivierten Staatshaushalt, Berlin, Seite 33

Bei einer negativen bzw. positiven Wirkung handelt es sich entweder um eine Förderung zur Erreichung des Zielzustands oder um eine negative Sanktionierung von Abweichungen. Dabei kann es nicht nur um Anreize für die Vermeidung bzw. Abwehr bestimmter Probleme gehen, sondern es können auch innovationspolitische Ziele angesteuert oder als unrechtmäßig betrachtete Gewinne abgeschöpft werden. Die Unterscheidung nach monetärer bzw. nicht-monetärer Art nimmt Bezug auf den Zugriff auf das Einkommen bzw. das Vermögen. Dabei können auch nicht-monetäre Anreize Auswirkungen monetärer Art haben beispielsweise durch den Zugewinn oder die Abwanderung von Kunden. Zusätzlich kann man zwischen formellen und informellen Anreizen differenzieren. Formelle Sanktionen können durch rechtlich legitimierte Instanzen angeordnet und kontrolliert werden. Diese fehlen bei informellen Anreizen wie z.B. Missachtung oder moralische Verurteilung. Sie treten in der Regel spontan auf, ohne begleitenden Sanktionsapparat (Gelbhaar 1992: 34).

Um zu einem spezifischen umweltorientierten Handeln zu motivieren, muss die erwartete Summe der Nutzen aus den angebotenen Anreizen höher sein als für alle anderen möglichen Verhaltensalternativen. Einzelwirtschaftlich rationales Verhalten kann auch gelegentliche oder regelmäßige Normverstöße beinhalten, wenn das bewusste Überschreiten

des legalen Entscheidungsspielraums Vorteile verspricht. Grund für dieses nicht regelkonforme Verhalten ist eine Abwägung zwischen dem erwarteten Vorteil und dem Risiko einer Bestrafung sowie der Höhe der Strafe (Gelbhaar 1992: 240f). Da gerade im internationalen Seeverkehr vielfältige Optionen bestehen, Regulierungen zu unterlaufen, muss grundsätzlich auch ein ungesetzliches Verhalten oder eine Substandard-Strategie zu diesen Möglichkeiten gezählt werden.

Gleichzeitig gibt es den freiwilligen Verzicht auf rechtlich zulässige Handlungsmöglichkeiten im Rahmen von Selbstverpflichtungen oder integriert in die Unternehmensphilosophie. Die intrinsische Motivation zur Selbstbeschränkung für ein Umweltschutzziel hängt mit dem Umfang der akzeptierten und erwarteten Opportunitätskosten anderer Verhaltensoptionen zusammen. Die Positionierung des Unternehmens als Umweltvorreiter gegenüber den Wettbewerbern kann individuell rational sein, wenn so neue Kunden gewonnen werden können oder die Konkurrenz später diesen Handlungsschritt auch vollziehen muss, aber höhere Anpassungskosten hat.

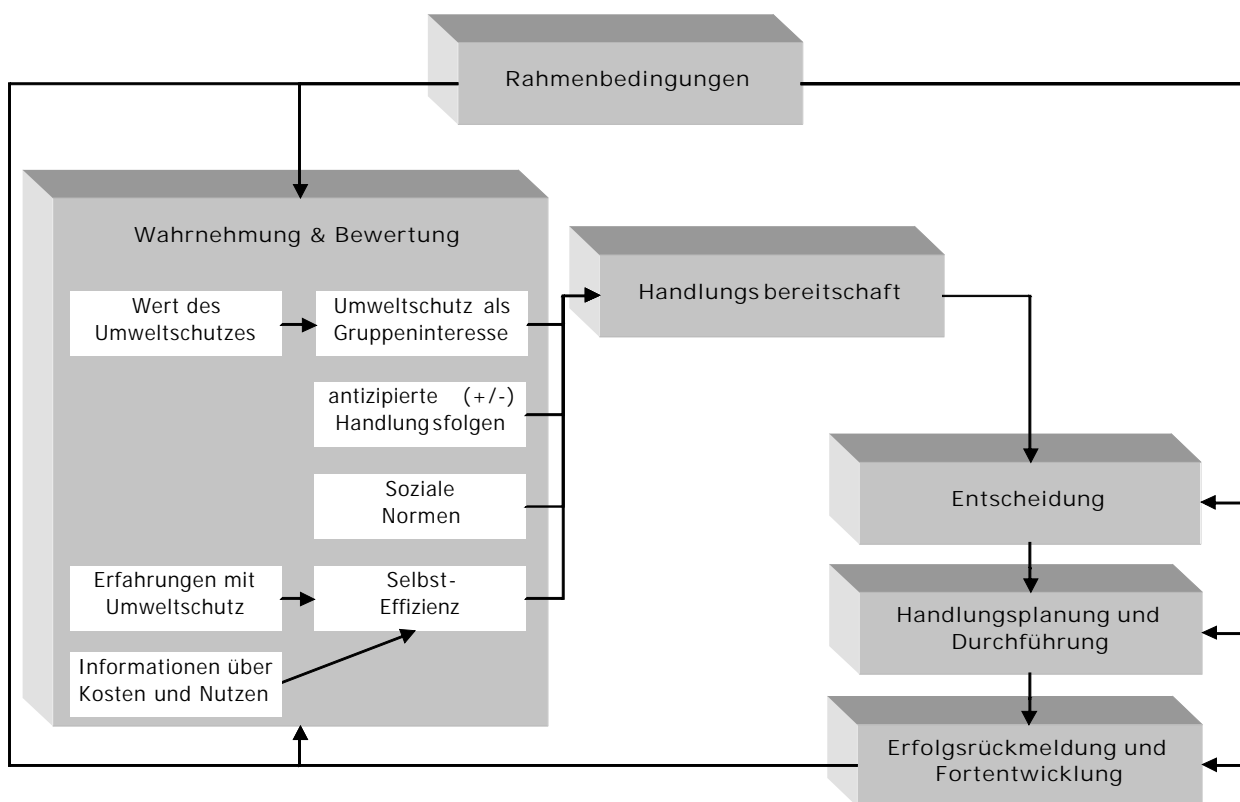
Der Schutz von Luft und Klima setzt sich zusammen aus individuellem Handeln und der Gestaltung der Rahmenbedingungen, in denen dieses Handeln stattfindet. Aufgrund des Dilemmas bei der Nutzung der internationalen Gemeinschaftsgüter und der daraus resultierenden Anreize zu einem Trittbrettfahrerverhalten haben die Umweltschutzregime der Flaggen- und Küstenstaaten sowie die Selbstregulierungsinstitutionen eine zentrale Bedeutung bei der Lenkung der Umweltnutzung durch die Gestaltung der Rahmenbedingungen. Das Handeln der umweltpolitischen Akteure eröffnet somit den im Markt agierenden Entscheidungsträgern Handlungsmöglichkeiten, in denen sie sich für oder gegen eine emissionsmindernde Strategie entscheiden können.

Umweltpolitisches Handeln ist somit auf die Veränderung der Rahmenbedingungen ausgerichtet, während umweltorientiertes Handeln, gegebenenfalls als Reaktion auf eine solche Veränderung z.B. auf konkrete Emissionsminderungen abzielt. Neben den Reedern sind die Mineralölwirtschaft sowie die Schiffsbauindustrie die wichtigsten Träger umweltorientierten Handelns im Seeverkehr.

Das umweltorientierte Handeln von Unternehmen kann als das Ergebnis eines Optimierungsprozesses zwischen individuellen Präferenzen und den technisch-organisatorischen Produktionsmöglichkeiten einerseits und den Restriktionen durch relative Preise, Budgetbeschränkungen und rechtliche Vorgaben andererseits verstanden werden (Deutsche

Forschungsgemeinschaft 1997: 19). Der Prozess der Entscheidungsbildung kann in die Kategorien Handlungsbereitschaft, -entscheidung und -umsetzung untergliedert werden. Die folgende Abbildung illustriert die Zusammenhänge:

ABBILDUNG 4: MODELL UMWELTORIENTIERTEN HANDELNS



Quelle: Deutsche Forschungsgemeinschaft (1997): Interdisziplinäre Analyse der Umsetzungspotenziale einer Energiespar- und Klimaschutzpolitik, Endbericht, Karlsruhe/Kiel/Wuppertal, Seite 22

Umweltorientiertes Handeln ist zunächst von den Rahmenbedingungen abhängig, die von Akteuren sowohl als fördernd aber auch als hemmend beurteilt werden können. Für die Schaffung und Weiterentwicklung der Rahmenbedingungen hat die Politik in den Umweltregimen die formal verantwortliche Steuerungsposition inne, ist dabei eng mit den wirtschaftlichen, rechtlichen und gesellschaftlich-kulturellen Faktoren verbunden (Deutsche Forschungsgemeinschaft 1997: 25). Die Politik als formal verantwortliche Instanz ist aber nicht autonom, einzig am Allgemeinwohl orientiert, sondern unterliegt vielfältigen Einflüssen, die ihre Handlungsautonomie stark beeinflussen. Dazu zählen die Kosten des Umweltschutzes, die Veränderung der Wettbewerbssituation der Betroffenen, die Wert-

schätzung der Umwelt, die exogenen Anforderungen an das Umweltschutzniveau oder die Artikulation von Gruppeninteressen im politischen Prozess.

Voraussetzung für die Handlungsbereitschaft ist die subjektive Wahrnehmung und Bewertung der Umwelt sowie der individuellen Verhaltensoptionen der Akteure (Deutsche Forschungsgemeinschaft 1997: 22). Zu den Verhaltensdeterminanten gehören die relativen Preise, Budgetrestriktionen, Präferenzen oder die Ausstattung mit Produktionsfaktoren und Wissen. Dabei besteht zwischen dem, was selbst gewollt ist, und dem, was auf den Akteur von außen als Anreiz oder Einschränkung wirkt, ein gradueller Übergang (Deutsche Forschungsgemeinschaft 1997: 23). Die Bestimmung der einzelnen Entscheidungsdeterminanten und ihrer Gewichtung im Entscheidungsprozess ist nicht immer eindeutig möglich.

Grundsätzlich kann man davon ausgehen, dass die dominanten Unternehmensziele Umsatz und Gewinn sind. Das schließt jedoch nicht aus, dass Umweltschutzziele als Unterziele berücksichtigt werden (Cansier 1993: 281). Immerhin findet das rationale, nutzenmaximierende und in diesem Sinne primär wertneutrale Handeln unter erheblicher Unsicherheit statt: Bei Investitionszyklen von bis zu 25 Jahren im Seeverkehr beinhalten sich ändernde umweltpolitische Anforderungen oder die wechselnden Präferenzen der Kunden erhebliche Risiken für die mittelfristige Qualität einer Investitionsentscheidung. Die kurzfristig rationale Entscheidung, aus Kostengründen auf die Ausrüstung eines Neubaus mit einer integrierten Umwelttechnologie zu verzichten, kann sich langfristig ebenso als Ausschlusskriterium für den Zugang zu regionalen Märkten herausstellen oder den Verlust umweltorientierter Kunden bedingen. Im einen wie im anderen Fall besteht das Risiko außergewöhnlicher Abschreibungen, das es unter dem Kalkül der ökonomischen Prioritätensetzung abzuwägen gilt.

Das Engagement für Umweltschutz oder die Ausblendung ökologischer Fragen aus der Unternehmensstrategie ist bei Unternehmen mit der Erwartung an einen direkten, d.h. monetären, oder einen indirekten Vorteil verbunden. Gegenüber seinen Wettbewerbern, den Kunden oder der Gesellschaft bzw. den Umweltregimes im Seeverkehr kann sich das einzelne Unternehmen entweder als ökologischer Vorreiter oder mit Einschränkungen als Substandardanbieter positionieren.

Der Kostendruck, insbesondere bei Massengut- und Stückguttransporten im Charterbereich, schränkt die Selbsteffizienz der Akteure ein. Der Begriff Selbsteffizienz beschreibt in diesem Zusammenhang die individuell wahrgenommenen Möglichkeiten zur Umsetzung von Umweltschutz, insbesondere vor dem Hintergrund finanzieller und personeller Ressourcen. Die Selbsteffizienz gewinnt desto mehr an Einfluss auf die Handlungsbereitschaft, je weniger der Akteur Normen unterworfen ist oder mit den Folgen seines Handelns konfrontiert wird (Deutsche Forschungsgemeinschaft 197: 23f). Wie in der Abbildung 4 zu ersehen ist, geht die Entscheidung für Umweltschutzmaßnahmen über die Umsetzungsphase und eine Rationalitätsbetrachtung in dieser Phase hinaus. Eine wichtige Rolle spielen die Wahrnehmung und Bewertung von Umweltschutz. Die Selbsteffizienz und Rückmeldungen über den Erfolg eigener Handlungen haben einen wichtigen Einfluss auf die zukünftige Wahrnehmung der Akteure und damit auf ihre Handlungsbereitschaft.

Für das umweltpolitische Ziel, die Umweltbelastung der Schifffahrt zu reduzieren, haben die Reeder und die Nachfrager der von ihnen angebotenen Transportdienstleistung eine zentrale Rolle. In den folgenden Abschnitten wird ihre Anreizstruktur genauer betrachtet. Weitere relevante Ebenen sind Schiffbau bzw. Schiffsausstatter und Zuliefermärkte, insbesondere die Erzeugung und der Verkauf von Bunkeröl.

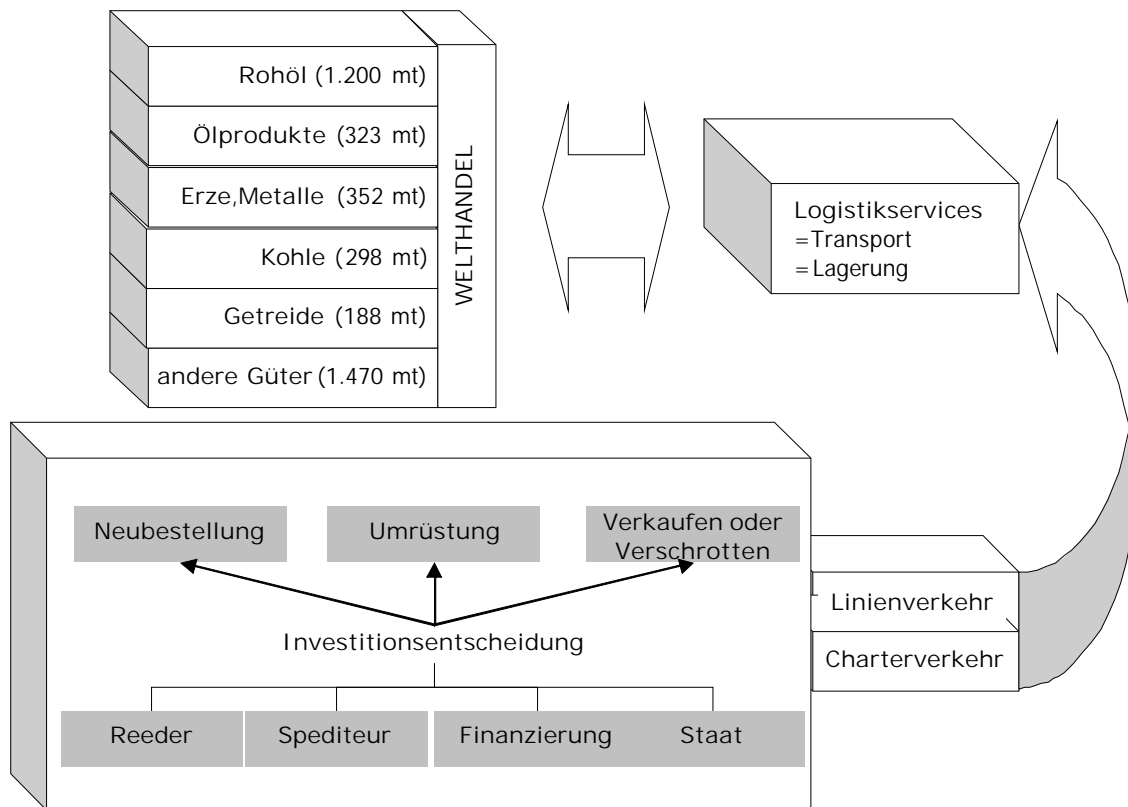
3.1.2 Handlungsbedingungen der Reeder

Reeder sind für die operativen und strategischen Einsatzentscheidungen der Schiffe zuständig. Ihr Ziel ist es, Ladungskapazität für die Verloader bereitzustellen. Ausgehend von dem charakteristischen Reedereikontor hat sich eine Vielzahl spezialisierter Unternehmen gebildet, die spezielle Teilfunktionen einer Reederei wahrnehmen, etwa das Schiffsmanagement, die Vermarktung von Tonnage oder das Zusammenstellen der Besatzung. Der Überbegriff Reeder soll dieses Netzwerk umschreiben, das die Welthandelsflotte kontrolliert.

Zur Welthandelsflotte gehören rund 41.000 Fracht- und Passagierschiffe¹⁸, darunter 10.000 Tanker, 6.000 Massengutschiffe, 2.600 Containerschiffe, 18.000 Stückgut- und Roll-on/Roll-off-Schiffe und einer Gesamttonnage von 544,3 Mio. BRZ (Hader/Monden 2002: 71ff). Der jährliche Umsatz der Seeverkehrswirtschaft wird auf 50 bis 80 Mrd. US Dollar geschätzt (Hader/Monden 2002: 17).

Innerhalb des Marktes gibt es zahlreiche Teilmärkte, an denen sich die Handlungsbedingungen der Reeder und die Anreizstrukturen der Umweltnutzung deutlich unterscheiden. Die folgende Abbildung skizziert die Zusammenhänge zwischen den Reederfunktionen und Teilmärkten in der Seeverkehrswirtschaft:

ABBILDUNG 5: MODELL DER SEEVERKEHRSWIRTSCHAFT



Quelle: Stopford, Martin (1998): Maritime Economics, London, Seite 116

¹⁸ Kleine Schiffe unter 300 BRZ (Küstenschifffahrt) werden hier nicht berücksichtigt

Zentraler Ansatzpunkt für die Schaffung von Anreizen zur Emissionsminderung sind die Investitionsentscheidungen der Reeder. Anreize müssen individuell rational erscheinen, um zu einer Veränderung des Status quo, d. h. die Entscheidung für Schiffe und Antriebssysteme zu führen, die das technische Potential zu Emissionsminderungen nicht ausnutzen.

Aufgrund ihres hohen Anschaffungspreises werden Aufträge zum Schiffsneubau in der Regel über Beteiligungsgesellschaften abgewickelt. Rund 90 Prozent der weltweit eingesetzten Containerschiffe und 80 Prozent der nordeuropäischen Küstenmotorschiffe wurden über solche Fonds-Modelle finanziert (Bettelhäuser/Ullrich 1999: 51). Über Verlustabschreibungsmöglichkeiten wird das Ziel der Ertragsmaximierung während des Schiffsbetriebs in der Regel durch ein Steuersparziel ergänzt. Die Investitionsentscheidung (welcher Schiffstyp, welcher Antrieb, welche Bauwerft) selbst ist ein hoch komplexer Vorgang und wird entscheidend von direkten und indirekten Subventionierungen beeinflusst. Je nach Lage auf dem Frachtmarkt, etwa Nachfrageboom oder Überangebot an Frachtraum, Auslaufen von Übergangsfristen für alte Schiffe, entstehen günstige und ungünstige Perioden zur Investition in Schiffsneubauten. Darüber hinaus begrenzen die Renditeerwartungen der Schiffsfianzierer den Spielraum für die etwaige Investitionsentscheidung der Reeder.

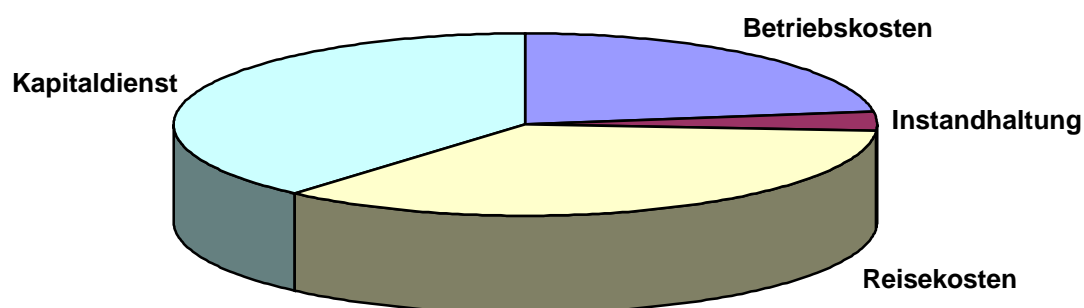
Mit der Entscheidung welcher Schiffstyp, welche Kapazität, welche Einsatzart sowie welche Bauwerft in Europa oder Asien werden letztendlich auch die wesentlichen Umweltaspekte eines Schiffes bestimmt. Das technische Know-how der Werften und das verbaute Material entscheiden über Lebensdauer, Reparatur- und Umrüstungsfreundlichkeit sowie vor allem auch über das Materialverhalten in extremen Wettersituationen. Nach der Bestellung kann ein Reeder nur noch bedingt flexibel auf neue umweltpolitische bzw. sicherheitstechnische Anforderungen reagieren.

Alle Neubauten müssen den jeweils national wie international geltenden Rechtsbestimmungen entsprechen, um eine für den Versicherungsschutz notwendige Klassifizierung zu erhalten. Gleichzeitig werden in der Regel Emissionsgrenzwerte und Sicherheitsbestimmungen antizipiert, die während der Lebensdauer des Schiffsneubaus in Kraft treten werden. Auch wenn in der internationalen Schifffahrt komfortable Übergangsregeln für ältere Schiffe bestehen, die einen Einsatz über die komplette Lebensdauer ermöglichen würden, kann sich der Wiederverkaufswert reduzieren, wenn z.B. in erhöhte Sicherheitsstandards investiert werden muss, um das Schiff nicht als "Unterstandardschiff" betreiben

zu müssen. Striktere - auf Regionen beschränkte - Anforderungen können bestimmte Schiffstypen von eben diesen regionalen Märkten verdrängen oder sie zumindest ökonomisch diskriminieren wie beispielsweise das schwedische System differenzierter Fahrwegsgebühren.¹⁹ Hier haben solche Werften einen Wettbewerbsvorteil, die die neuen Standards auf hohem qualitativem Niveau einbauen und auch warten können.

Aufgrund des hohen Anteils fixer Kosten an den Gesamtkosten führen Nachfrageausfälle oder regionale Anlaufbarrieren zu Problemen in der Seeverkehrswirtschaft. Betroffen sind insbesondere kleinere Reedereien ohne starke Eigenkapitalbasis (Stopford 1998: 97). Abbildung 6 zeigt, dass nur ca. ein Drittel der Gesamtkosten direkt mit der Auslastung zusammenhängt.

ABBILDUNG 6: AUFTEILUNG DER JÄHRLICHEN KOSTEN EINES MASSENGUTFRACHTERS



Anmerkung: Jährliche Kosten per 1993: 8,8 Mio US\$- Die Aufteilung bezieht sich auf einen 10 Jahre alten Massengutfrachter (Capesize) unter liberianischer Flagge

Quelle: Stopford, Martin (1998): Maritime Economics, London, Seite 160

Betriebskosten wie Heuern, Schmierstoffe, Verwaltungskosten oder auch Versicherungen lassen sich höchstens mittelfristig einsparen, wenn das Schiff für längere Zeit außer Betrieb gesetzt wird. Unabhängig von der Auslastung fallen die Kosten der Fremd- oder Eigenkapitalfinanzierung an. Die Höhe und die Verteilung der Kosten variiert erheblich, selbst zwischen baugleichen Schiffen. Besonders gravierend ist die Bedeutung des mit zunehmendem Alter abnehmenden Kapitaldienstes. Parallel nimmt die Bedeutung von variablen Kostenbestandteilen wie Hafengebühren oder Brennstoffkosten zu.

¹⁹ Das schwedische System und andere Anreizsysteme zur Förderung sicherer und emissionsarmer Schiffe werden im Abschnitt 5.2.1 vorgestellt und analysiert.

Die Gewinnmargen hängen stark mit der Auslastung des Schiffes zusammen. Charter- wie Frachtraten werden auf wettbewerbsintensiven Märkten festgelegt. Die tägliche Char- terrate bei Massengutschiffen orientiert sich oft an der doppelten Höhe der Betriebskos- ten (Stopford 1998: 160).

Da nur wenige Reeder Schiffe über ihre Gesamteinsatzdauer einsetzen, haben sich ge- gegensätzliche Unternehmensstrategien herausgebildet, die eine bedeutende Rückwirkung auf die individuellen Handlungsbedingungen zur Reduzierung atmosphärischer Emissio- nen haben. Einerseits gibt es Reedereiflotten, die in erster Linie moderne Schiffe einset- zen. Die von diesen Reedern bestellten Neubauten werden dabei auf aktuelle Anforde- rungen der Transportnachfrager und der Umweltpolitik ausgerichtet. Gleichzeitig müssen diese Schiffe hohe monatliche Erträge für die Reeder erwirtschaften. Andererseits gibt es Reeder, die in ihren Flotten primär ältere Schiffe betreiben. Es existiert ein ausgeprägter Gebrauchtmarkt, auf dem Schiffe mehrfach den Besitzer wechseln, bevor sie in der Tür- kei, Indien, Pakistan, Bangladesch oder China abgewrackt und als Sekundär-Rohstoff in den jeweiligen nationalen Wirtschaftskreislauf zurückgeführt werden.

Im Seeverkehrsmarkt haben sich zwei unterschiedliche Typen von Reedereien heraus- gebildet:

- Charterreedereien
Schiffe werden entweder für eine bestimmte Zeit verchartert oder auf einem Spotmarkt angeboten und entsprechend der Nachfrage eingesetzt. Massengut- schiffe, die so genannten Bulker, sind typischerweise auf den Chartermärkten an- zutreffen. Viele der ältesten und unsichersten Schiffe der Welthandelflotte verkeh- ren als Charterschiffe. Auf höhere Brennstoffpreise reagieren viele Charterschiffe mit geringeren Reisegeschwindigkeiten.
- Linienreedereien
Linienfahrer verkehren regelmäßig zwischen bestimmten Häfen und transportie- ren insbesondere Container, aber auch Stückgut. Zunehmende Schiffsgrößen konzentrieren insbesondere den internationalen Containerverkehr auf wenige Li- nien. Gleichzeitig ergibt sich aufgrund des hohen Werts der transportierten Waren ein hoher Druck, die Reisegeschwindigkeiten zu maximieren.

Das Angebotsprofil der Reedereien kann sich auf unterschiedliche Schiffstypen und Marktsegmente beziehen. Bei großen Reedereien ist es nicht unüblich, dass es getrennte

Unternehmensbereiche für Charter, Linien und Kreuzfahrten gibt. Ein besonderes Marktsegment wird durch Spezialschiffe beispielsweise Autotransporter abgedeckt. Diese Reedereien haben sich auf Teilmärkte spezialisiert und sind oft eine enge Kooperation mit ihren Auftraggebern eingegangen.

Zusätzlich zu den eigenständigen Reedereien gibt es aber auch Schifffahrtsabteilungen von Nicht-Schifffahrtsunternehmen. Für den Aufbau einer internen Reederei kann entweder eine eigene Transportnachfrage oder eine Diversifizierung der Unternehmensstrategie ausschlaggebend sein. Bis vor kurzem gehörte rund die Hälfte der Tankschiffe zu den großen Unternehmen der Mineralölwirtschaft; wie in anderen Bereichen wird nun ein wachsender Teil der Tonnage an Managementunternehmen ausgelagert. Reedereien können aber auch zu Mischkonzernen gehören wie etwa die Reederei Hamburg-Süd zur Dr. Oetker-Gruppe. Durch die Anbindung an ein größeres Unternehmen wirkt sich die Umweltorientierung im Konzern auch auf das Verhalten der Reederei aus. Ebenso können sich Umweltprobleme auf Schiffen auf den Konzern auswirken. Klassisches Beispiel ist die Havarie der *Exxon Valdez*.

Bezugnehmend auf das skizzierte Handlungsmodell ist die Entscheidung für oder gegen eine emissionsmindernde Handlungsoption durch einen Reeder von fünf Einflussfaktoren abhängig: (1) von der Bedeutung des Umweltschutzes im Unternehmen, (2) der Positionierung im Wettbewerbsumfeld, (3) von den antizipierten Folgen der Entscheidung für oder gegen Umweltschutz, (4) von den für den Reeder und die Mannschaft relevanten sozialen Normen und (5) von der Einschätzung der Bedeutung der eigenen Handlungsmöglichkeiten. Eingebettet ist diese intrinsische Motivation, d.h. der Bedeutung von Umweltschutz im Unternehmen, in die vorhandenen Rahmenbedingungen und die von ihnen ausgehenden Anreize. Umweltschutz kann die Reederei dabei entweder als Marktnische betrachten, in der er sich von seiner Konkurrenz abgrenzen kann, oder als treuhänderische Aufgabe, in dem er die staatlichen Umweltschutzverpflichtungen umsetzt.

Anreize zu einer Vorreiterrolle im Umweltschutz ergeben sich meist über Impulse der Eigentümer oder der Reedereikunden. Die Einbeziehung der Transportkette in betriebliche Umweltmanagementsysteme fördert so auch ein umweltorientiertes Handeln der Reeder. Ein Beispiel ist die *MS Cellus* der Reederei *Braren*. Der Stückgutfrachter hat einen Langzeitcharter für den Transport von Waldprodukten aus Skandinavien nach Deutschland. Der Charterer, Europas größtes Forstunternehmen *StoraEnso*, machte die Umrüstung zur Voraussetzung der Kooperation und setzte so sein betriebliches Umwelt-

schutzprinzip auch bei seinem Dienstleister durch (Zachcial et al. 2000: 31). Eine vergleichbare Zusammenarbeit mit den Kunden hat sich bei der Reederei *Wallenius Wilhelmsen* entwickelt. *Wallenius* ist einer der größten Transporteure von PKWs. Durch Anwendung der ISO 14001 verpflichtet sich das Unternehmen, dem Prinzip der kontinuierlichen Verbesserung ihrer umweltbezogenen Handlungen zu folgen. Umgesetzt wird dies über eine Anwendung von umweltfreundlicheren Technologien, die Einbeziehung der Schiffsmannschaften sowie der Umweltansprüche der Kunden.

Ein Reiseoptimierungssystem ermöglicht es, Geschwindigkeit und Treibstoffverbrauch während der Reisen zu optimieren. Weitere Maßnahmen beziehen sich auf die Verminderung der Schwefel- und Stickstoffemissionen. Höhere Kosten für schwefelärmere Treibstoffarten werden mit Einschränkungen akzeptiert, da sie teilweise durch Einsparungen bei der Wartung der Maschine ausgeglichen werden können. Weiterhin wird, wo möglich, während des Aufenthalts im Hafen die landgebundene Energieversorgung genutzt, um Luftemissionen zu reduzieren (Zachcial et al. 2000: 62). Die Ergebnisse des Umweltschutzkonzeptes werden in die Umweltkommunikation gegenüber den Kunden mit einbezogen.

Die Möglichkeit, auf politische oder nachfrageseitige Anreize zu reagieren, hängt von der individuellen Situation sowie von dem Operationsgebiet des einzelnen Reeders ab. Gerade mehrjährige Kundenbindungen stellen für den Reeder eine Absicherung seiner Umweltschutzinvestitionen dar. Um innovative Angebote der Reeder zu vermarkten, werden die bereits existierenden Umweltindices, etwa der *Green Award* oder der Blaue Engel, genutzt. Vergleichbar mit dem Markt für regenerativen Strom sollen diese Label den Kunden die Orientierung in den oft für Außenstehenden technischen Fragestellungen erleichtern und die Glaubwürdigkeit der eingesetzten Maßnahmen erhöhen.

Bei älteren Schiffen gibt es nur ein geringes technisch mögliches und ökonomisch sinnvolles Umweltschutzpotenzial. Im Bezug auf die verbrauchsabhängigen CO₂-Emissionen bieten sich freiwillige Geschwindigkeitsreduzierungen als umweltschonendes Transportangebot an. Hierbei kann eine Synergie mit den ökonomischen Zielen der Reeder verbunden werden, da bis zu 95 Prozent der Betriebskosten für den Treibstoff verwendet werden (Beicip-Franlab 2002: 16). Die Bedeutung der Brennstoffkosten ist dabei mit dem Alter des Schiffes positiv und dem Wert der Ladung negativ korreliert.

Die Anreize zu einem umweltorientierten Handeln der Reeder können auf drei Faktoren zurückgeführt werden. Zunächst der Wert des Umweltschutzes im Unternehmen und die Selbsteffizienz des Handelns, d. h. die vermuteten Konsequenzen der eigenen Entscheidungen auf die Beseitigung des zugrunde liegenden Umweltproblems. Umweltschutz kann für die Reedereien auch eine Rolle als Wettbewerbsfaktor spielen. Neben der recht weit verbreiteten Substandardstrategie, also dem bestmöglichen Umgehen gesetzlicher Vorgaben, kann sich eine Reederei auch als ökologischer Vorreiter positionieren. Erste Ansätze eines, mit dem Ökostrommarkt vergleichbaren, umweltorientierten Angebots im Transportsektor gibt es bislang nur in Schweden. Unter der Marke Green Cargo gründete die schwedische Staatsbahn ihr Frachtgeschäft aus. Neben der ökologischen Optimierung der einzelnen Stufen der Transportketten werden für die Bahntransporte fast ausschließlich erneuerbare Energien eingesetzt (Green Cargo 2001: 21).

Im Seeverkehr haben bislang, wie bei den Beispielen der Reedereien *Braren* und *Wallenius Wilhelmsen* zu ersehen, die Ansprüche der Kunden zu einer Verbesserung des Status quo auf einigen Schiffen geführt. Einen Einfluss auf dieses Vorbildverhalten hat neben der Eigenmotivation der Handelnden auch das öffentliche Interesse an dem Verhalten bekannter Unternehmen. Mit der *Clean Cargo Group* wurde eine freiwillige Plattform geschaffen, in der sich Reeder zusammen mit Logistikunternehmen und Versendern über Möglichkeiten eines emissionsarmen Seeverkehrs austauschen (Business for Social Responsibility 2005: S. 2).²⁰

Diesen sichtbaren Initiativen für mehr Umweltschutz steht ein weniger sichtbarer Markt für Substandardschiffe gegenüber. Durch die Umgehung bestehender umwelt- und sicherheitsbezogener Vorschriften ist es in einigen Frachtsegmenten des Seeverkehrs möglich, einen erheblichen Kostenvorteil gegenüber anderen Schiffen zu erlangen. Bei kleinen Massengutschiffen im Charterverkehr mit einer durchschnittlichen Frachtrate von 6.000 US Dollar pro Tag, kann dies einen Vorteil von 500 US Dollar täglich bedeuten (Clarkson Research Studies 1999: 11). Längere Wartungsintervalle und verkürzte Dockzeiten erhöhen zusätzlich die jährliche Einsatzdauer des Schiffes. Aufgrund von Lücken in den bestehenden Kontrollsystemen operieren rund 15 Prozent der Handelsschiffe im so genannten Substandardmarktsegment (Clarkson Research Studies 1999: 6). Neben erheblichen Sicherheitsproblemen mit diesen Schiffen kann auch von einer Erhöhung der

²⁰ In der von einem amerikanischen Beratungsunternehmen initiierten Arbeitsgruppe sind Unternehmen vertreten, die ca. 60 Prozent der weltweiten Containertonnage und 20 Prozent der 50 größten US-Importeure vertreten. Dazu gehören Unternehmen wie IKEA Services, Hennes & Mauritz AB, Kuehne & Nagel, P&O Nedlloyd oder Toyota. Weitere Informationen: www.bsr.org/sustainabletransport

atmosphärischen Luftemissionen ausgegangen werden. Neben reduzierten Motorinspektionen lassen sich durch den Einsatz minderwertigerer Bunkeröle bis hin zur Verbrennung von alten Motorölen und chemischen Abfällen die Betriebskosten weiter reduzieren (Ullrich 2000: 19).

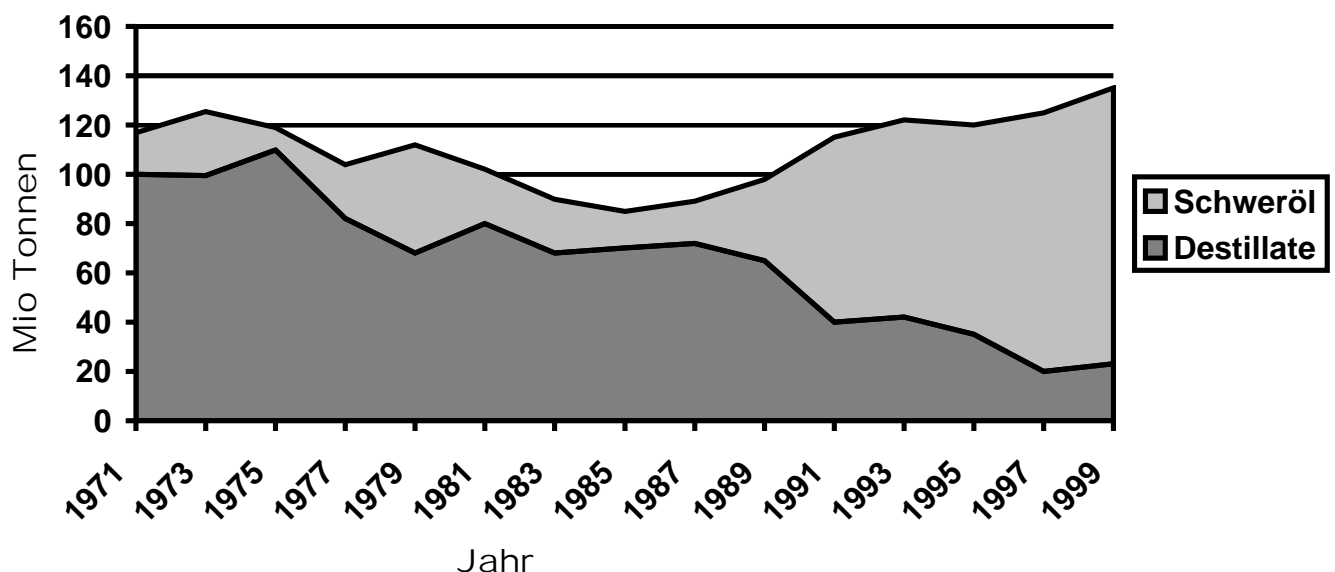
Eine rechtlich einwandfreie und durchsetzbare Definition von Substandardschiffen ist allerdings schwierig. Im Rahmen der Hafenstaatenkontrolle gibt es zudem ordnungsrechtliche Vorgaben zum Umgang mit Verstößen gegen IMO-Regeln. In der Praxis gibt es aber eine erhebliche „Grauzone“ zwischen den drei skizzierten Qualitätsstrategien (Substandard – Normal – Qualität). So wurde bereits ab Mitte der Neunziger Jahre ein Bedarf an zusätzlichen Mechanismen festgestellt, die zu mehr Transparenz hinsichtlich der Qualität einzelner Schiffe führen. So soll es zu einer Internalisierung der externen Kosten für qualitätsverbessernde oder –verschlechternde Maßnahmen in die Frachtraten und letztendlich zu einer größeren Rolle von Qualität im Wettbewerb kommen (Haralambides 1998: XIX).²¹

3.1.3 Handlungsbedingungen der Mineralölindustrie

Mineralölindustrie und Seeschifffahrt sind eng miteinander verknüpft, einerseits sind Rohöl und erdöhlhaltige Produkte die wichtigsten Transportgüter, andererseits ist die Schifffahrt eine wichtige Kundengruppe für Mineralölprodukte, insbesondere Kraftstoffe und Schmieröle. Weltweit werden jährlich 140 Millionen Tonnen Schiffskraftstoffe umgesetzt, der Wert der gehandelten Rückstandsöle und Destillate wird auf 15 Milliarden US Dollar geschätzt (Beicip-Franlab 2002: 31). Nahezu ebenso wichtig wie der Umsatz ist für die Mineralölindustrie die Rolle des Seeverkehrs als Absatzmarkt für die bei der Raffinerie des Erdöls übrig bleibenden Rückstandsöle. Etwa 80 Prozent der verkauften Schiffskraftstoffe bestehen aus Raffinerierückständen (Skjølvik et al. 2000: 80). Ohne diesen Absatzmarkt würden die Unternehmen mit hohen Kosten für die Entschwefelung von Erdölderivaten oder die Abfallentsorgung aus ihrer Kuppelproduktion konfrontiert (Davis et al. 2000: A5.10).

Die Nachfrage nach Schiffskraftstoffen ist konjunkturabhängig; mit den Ölpreiskrisen der Siebziger Jahre schrumpften auch die Bunkermärkte. Nach den Ölkrisen hat der Verbrauch mit 85 Millionen Tonnen im Jahr 1983 seinen Tiefpunkt erreicht, erst 1994 wurde das Niveau der frühen Siebziger wieder erreicht und wuchs von da an um rund 4 Millionen Tonnen auf 140 Millionen Tonnen in 1998 (Skjølsvik et al. 2000: 28). Für die nächsten zehn Jahre wird ein jährlicher Anstieg der Nachfrage von bis zu 2 Prozent erwartet (Beicip-Franlab 2002: 30). Wie aus der folgenden Abbildung zu ersehen ist, stiegen ab den Achtziger Jahren die weltweiten Treibstoffverkäufe wieder an. Interessant ist, dass nur die Nachfrage nach Schwerölen stieg, während die nach den höherwertigen Destillaten stetig fiel. Der durchschnittliche Schwefelgehalt der am Markt angebotenen Schiffskraftstoffe liegt gegenwärtig bei 2,7 Prozent (IMO 2002b: 1).

ABBILDUNG 7: **GLOBALER MARKT FÜR SCHIFFSKRAFTSTOFFE**



Quelle: Beicip-Franlab 2002: Advice on Impact of Reduction in Sulphur Content of Marine Fuels Marketed in the EU, Study C.1/01/2002 for the European Commission Directorate General for Environment, Brüssel , Seite 34

Eine höherwertige Qualität als Schweröle besitzen die Marinedieselöle. Sie enthalten keine Rückstandsöle, sondern bestehen aus Destillaten mit insgesamt unter 2,0 Prozent Schwefelgehalt. Marinegasöl enthält weniger als 1,5 Prozent Schwefel, wird aber oft in Qualitäten von unter einem Prozent angeboten. Während Marinedieselöl in den normalen

²¹ Siehe hierzu Abschnitt 5.1.1

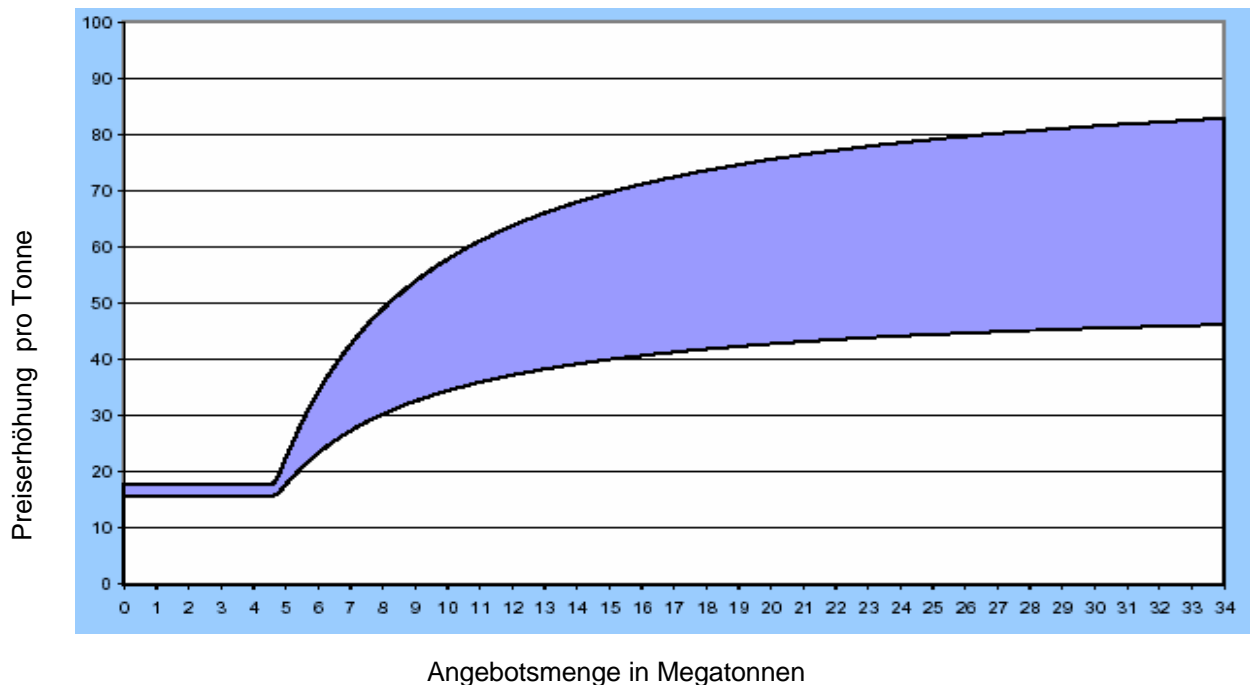
Schiffstankern eingelagert wird, gibt es für das Marinegasöl eigene Tanks (Davis et al. 2000: A5:10). Um eine Mindestqualität für die Schifffahrt sicherzustellen, wurden internationale Spezifikationen der verschiedenen Treibstoffarten eingeführt. Die gebräuchlichsten sind dabei IFO-Qualitäten wie IFO380 für Schweröl (Davis et al. 2000: A5:10). Die Nummerierung bezieht sich auf die Viskosität und den Schwefelgehalt. Bei den IFO-Qualitäten handelt es sich in der Regel um Mischungen aus Destillaten und Rückstandsölen. Die mit der Extraktion von Destillaten und insbesondere der Entschwefelung verbundenen Kosten spiegeln sich auch in den unterschiedlichen Preisen für die einzelnen Treibstoffqualitäten wider. Der typische Bunkerpreis für Schweröl in der Qualität IFO 380 liegt im Februar 2006 in Rotterdam bei 303 US Dollar im Vergleich zu 488 US Dollar pro Tonne (Bunkernews 2006). Ebenso wie die Preise anderer Erdölprodukte fluktuieren die Preise permanent in Abhängigkeit vom Rohölpreis. Der durchschnittliche Verkaufspreis pro Tonne Schweröl in europäischen Häfen lag in den letzten fünf Jahren bei 100 US Dollar, der Preiszuschlag für MGO betrug 80% (Beicip-Franlab 2002: 5).

Für die Mineralölwirtschaft insgesamt ist die Reduzierung atmosphärischer Emission der Seeschiffe mit einem Eingriff in den Absatz von Rückstandsölen und einem verstärkten Absatz von Destillaten verbunden. Das Raffinieren von Erdöl ist aber eine Kuppelproduktion. Kurzfristig können von der Nachfrageverschiebung in erster Linie die Betreiber relativ moderner Raffinerien profitieren, bei denen durch aufwendige Verfahren wenig Schweröl entsteht. Auch Mineralölunternehmen mit überwiegend schwefelarmen Rohölvorkommen beispielsweise die Nordseefördergebiete, haben einen Vorteil von Schwefelgrenzwerten. Striktere Grenzwerte würden insbesondere lateinamerikanische Exporteure treffen, da die dortigen Erdölvorkommen generell hohe Schwefelanteile haben. Begünstigt würden dem gegenüber die Fördernationen in der Nordsee und dem Nordatlantik. Neben „süßem“, d.h. schwefelarmem Öl wird dort auch Erdgas gefördert, das mittelfristig als ökonomische und umweltfreundliche Alternative zu Rückstandsölen und Destillaten betrachtet wird (Skjølvik et al. 2000: 107). Neben dem Wechsel auf alternative Schiffs-kraftstoffe oder zu höherwertigeren Qualitäten gibt es noch die Möglichkeit NOX-Emissionen durch die Homogenisierung zu senken. Dabei wird eine ‚Dieselmilch‘-Emulsion aus Bunkeröl und Wasser produziert. Gelingt es, stabile Emulsionen zu produzieren, könnten ähnlich der im folgenden Abschnitt beschriebenen direkten Wassereinspritzung in den Motor Emissionsreduktionen von bis zu 50 Prozent erreicht werden (Hugi et al. 2005: 8).

Da die technischen Möglichkeiten zur Veränderung der Raffinerieverfahren begrenzt sind, wird ein Anstieg der Preise für Schiffs-kraftstoffe erwartet. Die folgende Abbildung

prognostiziert die Preisentwicklung für Bunkeröl mit einem Schwefelgehalt in Abhängigkeit von der Nachfragemenge:

ABBILDUNG 8: **PREISAUFSCHLAG BEI DER DURCHSETZUNG EINES SCHWEFELGRENZWERTES VON 1,5 PROZENT IM SCHIFFSKRAFTSTOFF**



Quelle: Kommission der Europäischen Gemeinschaften (2002b): Eine Strategie der Europäischen Union zur Reduzierung atmosphärischer Emissionen von Seeschiffen – Vorschlag für eine Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates zur Änderung der Richtlinie 1999/32/EG hinsichtlich des Schwefelgehalts von Schiffskraftstoffen - KOM(2002) 595 – Band II - 20.11.2002, Brüssel, Seite 11

Bei den steigenden Kosten für höhere Kraftstoffqualitäten würde die Rauchgasentschwefelung von Schweröl (zur Reduzierung der SO_x-Emissionen über *Seawater Scrubbing*) an Bord der Schiffe rentabel werden. Da so trotz steigender umweltpolitischer Anforderungen der Entsorgungsmarkt Seeverkehr vorhanden bleibt, finanzieren verschiedene große Mineralölunternehmen die Vermarktung dieser Technologie im Rahmen der *SEaAT* – Initiative²². Im Gegensatz zu den landseitigen Treibstoffmärkten haben die großen Ölgesellschaften wie *Shell – Royal Dutch*, *EXXON* oder *BP - beyond petrol* im Seeverkehr nur einen kleinen Marktanteil. Er ist in den letzten Jahren von 85 Prozent auf 40 Prozent gesunken (Beicip-Franlab 2002: 15). Insgesamt konkurrieren alleine in der EU

²² Das Projekt „Shipping Emissions Abatement and Trading“ (SEaAT) wird im Abschnitt 6.3.5.1 vorgestellt.

rund 500 Unternehmen in den regionalen Bunkermärkten mit den großen Gesellschaften (Beicip-Franlab 2002: 15).

Als Bindeglied zwischen der Mineralölindustrie und der Seefahrt haben sich zahlreiche Broker und Händler etabliert, oft kleine Maklerunternehmen. Broker erhalten den Auftrag, einen Verkauf an ein Schiff vorzubereiten, die Abrechnung erfolgt normalerweise aber nicht über sie. Die Händler arrangieren Verkäufe an Schiffe, haben aber keinen direkten Einfluss auf die Raffinerien.

Die Reduzierung atmosphärischer Emissionen bei der Verbrennung von Schiffskraftstoffen als umweltpolitisches Handlungsziel steht dem Interesse gegenüber, die Schifffahrt weiterhin als Abnehmer von Rückstandsölen und anderen, höherwertigeren Raffinerieprodukten zu behalten. Im Zuge der Verbesserung der Raffinerietechniken konnte aber auch das Verhältnis von Produkten zu Rückständen verbessert werden. Um in Bunkelhäfen wie Rotterdam die Nachfrage nach Schwerölen befriedigen zu können, sind deshalb Importe aus Regionen mit veralteten Raffineriekapazitäten notwendig.

3.1.4 Handlungsbedingungen der Schiffbau- und Zulieferunternehmen

Werden Anreize zur Senkung der atmosphärischen Emissionen eines Schiffes eingeführt, können Reeder kurzfristig mit einem Wechsel der Brennstoffqualitäten oder einer Reduzierung der Reisegeschwindigkeiten reagieren. Um durch umweltpolitische Instrumente erhöhte Betriebskosten zu senken, hat die Schiffbau- und Zulieferindustrie eine strategische Bedeutung: als Anbieter von technischen Umweltschutzmaßnahmen und Dienstleistungen zur Emissionsminderung.

Da bereits vor dem Stapellauf die wesentlichen Einsatz- und Verbrauchsparameter für die rund fünfundzwanzigjährige Nutzungsdauer eines Schiffes festgelegt werden, hat die Planungsphase einen wichtigen Einfluss auf die Umweltfreundlichkeit des Seeverkehrs. Werften und Zulieferbetriebe haben die Möglichkeit, mit dem Angebot emissionsmindernd

der Produkte auf Kundenwünsche oder umweltpolitische Vorgaben zu reagieren. Sie können aber auch proaktiv neue Lösungen für umweltorientierte Reeder anbieten. Die folgende Tabelle fasst die wesentlichen technischen Möglichkeiten zusammen:

TABELLE 1: **EMISSIONSMINDERUNGSPOTENZIAL AUF SCHIFFEN DURCH TECHISCHE MAßNAHMEN**

	Potenzial	Total
Maßnahmen auf neuen Schiffen		
Optimierung der Rumpfform	5 - 20 %	
Neue Form von Schiffsschrauben	5 - 10 %	
Optimierte Motoren	2 – 12 %	
Einsatz von Destillaten statt Rückstandsöl	4 – 5 %	15 – 50%
Optimierung des Antriebskonzepts	4 - 6 %	
Einsatz von Hilfssegeln	10-20 %	
Motorenüberwachung	0.5 – 1 %	
Maßnahmen auf existierenden Schiffen		
Bessere Instandhaltung des Schiffsrumpfs	3 – 5 %	
Bessere Instandhaltung der Schiffsschraube	1 – 3 %	
Neue Brennstoffeinspritzung	1 – 2 %	
Einsatz von Destillaten statt Rückstandsöl	4 – 5 %	4 – 20 %
Modifikationen am Motor	3 – 7 %	
Modifikationen am Motor und am Turbolader	5 – 7 %	

- Quellen: - International Maritime Organization (2000a), Prevention of Air Pollution from Ships Report on the outcome of the IMO Study on Greenhouse Gas Emissions from Ships, MEPC 45/8, London, Seite 14
- Michaelis, Laurie (1997): Mitigation Options in the Transportation Sector. in: Watson, R. / Zinyowera, M. / Moss, R. (Hrsg.) (1995): Climate Change 1995: Impacts, Adapations and Mitigation of Climate Change – Scientific-Technical Analysis, Cambridge, Seite 693
- Bode, Sven / Isensee, Jürgen / Krause, Karsten / Michaelowa, Axel (2002): Climate Policy: Analysis of Ecological, Technical and Economic Implications for International Maritime Transport, in: International Journal of Maritime Economics, Issue 4/2002, London, Seite 181

Neubauwerften entwickeln zusammen mit ihren Kunden projekt- und situationsbezogene Lösungen. Im Vergleich mit anderen Verkehrsträgern gibt es im Schiffbau wenig standardisierte Produkte. Der Markt wird dominiert von Einzelanfertigungen und Kleinserien. Betriebskosten und Reisegeschwindigkeit sind dabei wesentliche Produktmerkmale. Ein Schwerpunkt des Schiffbaus ist gegenwärtig der Bau von Containerschiffen aufgrund des weiter anhaltenden Containerbooms.

Der Bau von Handelsschiffen hat sich in den letzten Jahrzehnten zunehmend nach Asien verlagert. Insbesondere Südkorea und China (VR & Taiwan) bauten ihre Werftkapazitäten massiv aus und eroberten erhebliche Marktanteile im Bau von Handelsschiffen. Neben den geringeren Arbeitskosten beruhen die Wettbewerbsvorteile auf massiven Subventionen und günstigen Verrechnungspreisen innerhalb der staatlichen Konzerne. Um die heimische Werftenindustrie gegenüber der Konkurrenz zu schützen, wurde auch in der Europäischen Union und anderen Regionen ein Subventionssystem aufgebaut. Trotzdem wurde die Schiffbauindustrie in vielen der klassischen Industrieländer in Marktanteilen zurückgedrängt, in denen sie technisch anspruchsvollere Spezialschiffe bauen beispielsweise Passagierschiffe, Fähren, Arbeitsschiffe, Doppelhüllen- oder Gastanker. Zu den technologisch anspruchsvolleren Schiffbauten europäischer und US-amerikanischer Werften gehört der ebenfalls stark subventionierte Bau von Kriegsschiffen. So existieren bereits einsatzfähige Unterseeboote mit Brennstoffzellenantrieben, während der Einsatz auf Handelsschiffen noch Gegenstand verschiedenster Forschungsprojekte ist. Der technische Vorsprung kann sich grundsätzlich auch günstig auf die Entwicklung umweltfreundlicher Schiffe auswirken.

Ein innovativer Impuls ging von den gestiegenen Brennstoffpreisen in den Achtziger Jahren aus. Bei den in dieser Zeit gebauten Handelsschiffen wurden erhebliche Brennstoffsparpotenziale erschlossen. Nach dem Sinken der Preise haben sich die Innovationen, insbesondere bei den Containerschiffen, zuletzt als Steigerungen der Tonnage und der Geschwindigkeit manifestiert. Ein neu entstehendes Marktsegment sind kleinere, schnelle Schiffe. Bereits 1973 wurden von der dänischen SeaLance - Werft acht SL-7 Containerschiffe gebaut, die eine Höchstgeschwindigkeit von 46 Knoten erreichen konnten (Skjølvik et al. 2000: 94). Allerdings wurde der Betrieb der Schiffe aufgrund der hohen Brennstoffkosten rasch wieder eingestellt. Da solche ‚Schnellboote‘ insbesondere auf den intermodalen Wettbewerb mit dem Flugverkehr zielen, spielen auch schiffahrtsexterne Entwicklungen eine Rolle. Im Fährverkehr haben Katamarane und Schnellfähren weltweit bereits erhebliche Marktanteile erreicht.

Ein Impuls für mehr Umweltschutz im Seeverkehr kann auch von der Finanzierung der Schiffsneubauten ausgehen. Ein Beispiel dafür ist die *Schiffshypothekenbank zu Lübeck AG*. Zu den Finanzierungskriterien der Bank zählten bereits frühzeitig die Ablehnung der Finanzierung von Einhüllentankern, die Weigerung, über 20 Jahre alte Schiffe zu finanzieren und die Weigerung, Substandard-Schiffe zu finanzieren (Zachcial et.al 2000: 37).

Das Zusammenspiel von lukrativen Investitionsmöglichkeiten, auf eher kurzfristige Ertragserwartungen ausgerichtete Betriebskonzepte der Reeder und eine auf lokale Wertschöpfung orientierte Subventionspolitik förderte den Aufbau von Überkapazitäten, die wiederum auf Kosteneinsparmöglichkeiten wie das Ausflaggen angewiesen sind, um konkurrenzfähig zu sein (Altvater/Mahnkopf 1996: 225). Ein Beispiel für den typischen Schweinezyklus im Schiffbau sind Tankschiffe. Noch unmittelbar vor den Ölpreiskrisen der Siebziger Jahre wurden viele Tanker bestellt, die aber aufgrund des gesunkenen Handelsvolumens nicht voll ausgelastet werden konnten. Zu den gegenwärtig fast 16.000 Schiffen, die älter als 25 Jahre sind, gehören insofern überdurchschnittlich viele Tanker (Hader/Monden 2002: 24).

Auf europäischer Ebene wurden verschiedene Initiativen wie etwa *LeaderSHIP 2015* gestartet, um die staatlichen Subventionen in Schiffbau und Produktentwicklung zwischen den Regionen, Staaten und europäischen Institutionen besser zu koordinieren. Ziel ist es, die zunehmende Verlagerung des Schiffbaus aus der EU und des damit verbundenen Arbeitsplatzverlusts zu bekämpfen.

Der Markt der Zulieferindustrie ist unabhängig vom Ort des Schiffbaus. Motoranlagen, Schiffsschrauben oder Steuerelektronik werden weltweit gehandelt. Rund 70 Prozent der Investitionskosten eines Neubaus wird für Schiffsausstattungen verwendet (Schubert/Mundt 2001: 4). Von besonderer Bedeutung sind im Bezug auf Luftemissionen die Motorenhersteller. Da bedeutende Schiffsmotorenhersteller wie die MTU-Motoren-Turbinen-Union AG, Wärtsilä NSD oder MAN B&W Diesel AG auch Motoren für den landseitigen Einsatz herstellen, können dort gewonnene Erfahrungen für den maritimen Einsatz genutzt werden. Beispiele für einen solchen Wissenstransfer sind die Entwicklung von Schiffskatalysatoren oder auch die Rauchgasentschwefelung. Die folgende Übersicht stellt die am Markt verfügbaren Methoden zur Reduzierung der Stickoxidemissionen und ihre jeweiligen Effizienzpotenziale dar:

TABELLE 2: MASSNAHMEN ZUR REDUZIERUNG DER CO₂ UND NO_x-EMISSIONEN VON DIESELMOTOREN

Methoden	Reduzierung		Kosten	
	Verbrauch	NO _x	Investition ^a	Betrieb ^b
Verzögerte Brennstoffeinspritzung	+ 10 %	10 %	keine	keine
Wassereinspritzung		60 %	5 %	keine
Wasser-Brennstoff-Emulsion		30 %	5 %	2 %
Humid Air Motor (HAM)		60 %	20 %	10 %
EGR (Abgasrückführung)		40 %	10 %	40 %
Katalysator (SCR)		90 %	30 %	50 %

- a) Zusatzkosten in Relation zu den Motorgesamtinvestitionen
b) Zusatzbetriebskosten für Brennstoff, Wasser oder Urea

Quelle: Skjølsvik, Kjell Olav; Andersen, Aage Bjørn; Corbett, James J.; Skjelvik, John Magne (2000): Prevention of Air Pollution from Ships - Report on the outcome of the IMO Study on Greenhouse Gas Emissions from Ships (MEPC 45/8), MT Report: MT00 A23-038, Trondheim, , Seite 80

Die wirksamsten Methoden zur Stickoxidreduktion sind die Motortechnologien mit Wassereinspritzung und der Schiffskatalysator. Die Verbreitung wird aber insbesondere durch hohe Kosten begrenzt. Eine sehr kostengünstige Option sind motorinterne Maßnahmen, etwa variable Ventile, die die Brennstoffeinspritzung in die Verbrennungskammern reduzieren. Die Nachrüstung würde NO_x-Emissionminderungen von 10 bis zu ca. 20 Prozent ermöglichen und Zusatzkosten von 1.200 Euro für kleine und rund 7.400 Euro für große Schiffe kosten (Hugi et al. 2005: 22). Höhere Betriebskosten sind nicht zu erwarten.

Eine Erhöhung der Kraftstoffpreise, striktere Schwefelgrenzwerte und weitere Anreize zur Reduzierung atmosphärischer Emissionen bieten für Werften und die Zulieferindustrie neue Marktpotenziale. Das Interesse der Werften und Zulieferindustrie gegenüber mehr Umweltschutz dürfte geteilt sein: Einerseits besteht ein Interesse, vorhandene Schiffskonzepte weiterhin zu verkaufen, und die Gefahr, durch einen Innovationswettbewerb vorhandene Gewinnmargen zu verlieren. Andererseits ermöglichen höhere Umweltschutzanforderungen gerade den forschungsintensiven Unternehmen in den Industrieländern neue Marktpotenziale.

Im Gegensatz zur ambivalenten Situation der Reeder oder der Mineralölindustrie dürften Werften und die Zulieferindustrie, etwa die Hersteller von Schiffskatalysatoren, anspruchsvolleren, umweltpolitischen Zielen zur Begrenzung atmosphärischer Emissionen eher positiv gegenüberstehen. Anspruchsvollere Umweltpolitik würde neue Nachfrage induzieren und einen Absatzmarkt für ihre Produkte schaffen. Die Identifikation und Erschließung von Emissionsminderungspotenzialen auf Schiffen kann auch eine neue Form von Dienstleistungen darstellen: Im Rahmen von *Contracting*-Verträgen²³ werden Effizienzmaßnahmen an Bord nicht Reedern überlassen, sondern von spezialisierten Unternehmen durchgeführt. Die Projektkosten werden durch Einsparungen aus den angebotenen umweltpolitischen Anreizen, wie zum Beispiel vermiedenen Emissionsabgaben finanziert.

3.2 Gestaltung der individuellen Handlungsbedingungen in Umweltschutzregimen

3.2.1 Koexistenz unterschiedlicher Umweltschutzregimes

Um Reeder, Mineralölindustrie und Schiffbauer zur Erschließung ihrer technischen und verhaltensbezogenen Umweltschutzpotenziale zu bewegen, ist eine Mischung aus Motivation zum freiwilligen Handeln, marktorientierten Anreizen und regulativen Vorgaben notwendig. Die Gestaltung der individuellen Handlungsbedingungen und die Entwicklung von Anreizstrukturen für und gegen die Reduktion atmosphärischer Emissionen im Seeverkehr finden in einem umweltpolitischen Regime statt.

²³ *Contracting*-Geschäfte haben sich im Bereich der Energieeffizienz in Gebäuden etabliert. Dabei werden beispielsweise normale Glühbirnen durch Energiesparlampen ausgetauscht. Die Umrüstkosten trägt typischerweise nicht der Gebäudeeigentümer, sondern ein externer Dienstleister, der *Contractor*. Diesem stehen für einen definierten Zeitraum auch die Einsparungen aus dem niedrigeren Stromverbrauch zu - zur Deckung der Projektkosten und seines Gewinns.

Wie bereits im Kapitel 2.4 dargestellt, hat sich im Seeverkehr über die Jahrhunderte ein verflochtenes Regulierungssystem aus Regeln und Vorschriften herausgebildet, das parallel in drei Umweltschutzregimen entwickelt und durchgesetzt wird: das Regime der Flaggenstaaten, das der Küstenstaaten und ein Selbstregulierungssystem der Seeverkehrswirtschaft. Innerhalb dieser Netzwerke bestehen eigene Abstimmungsprozesse zwischen den divergierenden Interessen der potenziell von Umweltschutzmaßnahmen betroffenen Reeder, Verbände und Staaten. Allein 163 Ländern haben eigene nationale Positionen und Interessen in diesem Bereich (Stopford 1997: 423).

Das Umweltschutzregime der Flaggenstaaten ist durch die Internationale Schifffahrtsorganisation formalisiert. Hauptaufgaben dieser Unterorganisation der Vereinten Nationen sind Fragen der Schiffssicherheit und des maritimen Umweltschutzes sowie spezielle Haftungsregelungen. Auf Vorschlag eines oder mehrerer IMO-Mitglieder werden Vertragsprojekte erarbeitet bzw. die bestehenden überarbeitet. Die Entwürfe werden jeweils in einem der vier IMO-Ausschüsse diskutiert. Für den Bereich des Meeresumweltschutzes ist das Umweltkomitee zuständig. Die Vorschläge werden dann dem Rat, der sich auf 32 Mitglieder gemäß ihrem Anteil an der Welttonnage beschränkt, oder gegebenenfalls der Versammlung übergeben. In der Versammlung sind alle Mitglieder mit einer Stimme vertreten. Rat und Versammlung sind die Hauptorgane der IMO. Von der Versammlung wird eine Konferenz der Mitglieds- bzw. Signaturstaaten einberufen, an deren Ende die Unterzeichnung des Vertrages steht. Jedoch tritt Rechtsverbindlichkeit für die einzelnen Staaten erst mit der Ratifikation bzw. dem Beitritt zum Vertrag ein. In Einzelfällen ist dieser Prozess auch nach 20 Jahren noch nicht abgeschlossen (Strassmann 2002: 45).

Mit dem VI. Annex zur MARPOL Konvention wurde eine Referenz für die Minderung atmosphärischer Emissionen durch Seeschiffe konzipiert, die nach der Ratifizierung eine Gültigkeit für alle Flaggenstaaten besitzen wird. Trotz der oft als anspruchslos kritisierten Grenzwerte für Schwefel- und Stickoxide gestaltet sich die Ratifizierung durch die Flaggenstaaten als schwierig. Die Harmonisierung des Nutzungskonfliktes zwischen den von atmosphärischen Emissionen belasteten Küsten- und Hafenstaaten und den Flaggenstaaten abseits der Schifffahrtsrouten erfolgte bei der Annex VI in einem Regime der Flaggenstaaten. Bei dem Annex VI zur MARPOL Konvention wirkte sich der Trend zu nationalen Alleingängen wie etwa in der EU als Anreiz zu einer Beschleunigung der Ratifizierung aus, um so strikere Standards zu verhindern (Hollmann 2002: 11).

Das Stimmrecht in der IMO beschränkt sich auf Flaggenstaaten. Da die IMO selbst keine Exekutivorgane und –funktionen besitzt, ist von der Umsetzung der Vorgaben in nationales Recht abhängig. Wie bei den atmosphärischen Emissionen zu ersehen, entsprechen die in dem Regime der Flaggenstaaten realisierten Standards nicht unbedingt denen der Länder, in deren Hoheitsgewässern die Schiffe operieren. Küstenstaaten sind die Hauptimmissionsgebiete für die Luftemissionen des Seeverkehrs, da rund 75 Prozent des Verkehrs in einem Abstand von höchstens 200 Seemeilen von der Küste stattfinden (Hader/Monden 2002: 40). Die Souveränität wird allerdings begrenzt durch das internationale Seerechtsübereinkommen, das das Recht auf freie Durchfahrt sicherstellt und es Ländern verbietet, technische Maßnahmen auf Schiffen zwingend vorzuschreiben. Eine wichtige Unterscheidung ist dabei der unmittelbare Zwang zur Betriebsumstellung oder die Belegung von Schiffen mit unterschiedlichen Abgaben bezogen auf ihre Emissionsintensität beispielsweise im Rahmen ökonomischer Instrumente wie in Schweden (Davis et al. 2000: A4.119). Darüber hinaus obliegt den Hafen- und Küstenstaaten zusammen mit den Klassifikationsgesellschaften die technische Überwachung der Umsetzung.

Umweltpolitischer Handlungsdruck entsteht allerdings weniger durch betriebsbedingte Umweltverschmutzung als durch öl- und chemikalienverschmutzte Küstengewässer infolge von Havarien und deren Presseecho. Oft ist bei den verunglückten Schiffen eine Häufung bestimmter Merkmale festzustellen: hohes Alter des Schiffes, schlechter Wartungszustand, registriert bei einer der so genannten Billigflaggen und ungenügende Qualifikation der Besatzung. Die aus diesen Merkmalen resultierenden Kostenvorteile der so genannten Substandardschiffe werden weltweit durch eine Kombination aus Anlaufverboten, erhöhten Kontrollmaßnahmen im Rahmen der Hafenstaatenkontrolle und ökonomischen Anreizen reduziert. Eine klare Grenzziehung zwischen legalem Wettbewerb und Substandard ist allerdings in der Praxis komplex und wird zudem durch unterschiedliche Anwendungen internationalen Rechts in den Flaggen- und Hafenstaaten erschwert (Haralambides 1999: XXIII).

Die staatlichen Umweltregime werden durch ein Selbstregulierungssystem der Seeverkehrswirtschaft ergänzt. Wichtigstes Element dabei sind die Klassifikationsgesellschaften. Um den Versicherungsgesellschaften eine Risikoeinschätzung einzelner Schiffe zu ermöglichen, wurde ab Mitte des 18. Jahrhunderts ein eigenes Regulierungssystem in Form der Klassifikationsgesellschaften entwickelt. Trotz ihrer internationalen Ausrichtung sind ihre Aktivitäten teilweise eng mit staatlichen Aufgaben verbunden, insbesondere in

den Herkunftsländern der Gesellschaften (Stopford 1997: 423). Zu den größten der weltweit über 50 Gesellschaften gehören *Lloyds Register of Shipping* (Großbritannien), *Det Norske Veritas* (Norwegen) sowie der *Germanische Lloyd* (Deutschland). Die Hauptaufgabe der Klassifizierer ist der Schutz von Leben und Eigentum durch die Sicherung hoher technischer Standards bei Design, Bau und Instandhaltung der Schiffe. Dafür haben die Gesellschaften jeweils eigene, differierende Anforderungssysteme entwickelt und unterhalten weltweite Netzwerke von Inspektoren. In einem Klassenzertifikat wird das Einhalten dieser Regeln durch die Schiffe nachgewiesen. Die Klassifikationsgesellschaften könnten eine größere Rolle bei der Förderung des Umweltschutzes auf See spielen z. B. durch Definition der Standards eines umweltverträglichen Schiffes oder durch Übernahme von Kontrollaufgaben durch ihr weites Netzwerk von Inspektoren. Da die Schaffung jeglicher zusätzlicher Kontrollorgane vermieden werden sollte, scheint es sehr sinnvoll, dass die Klassifikationsgesellschaften die Zertifizierung und regelmäßige Kontrollen von umweltverträglichen Schiffen während der jährlichen Besichtigungen übernehmen (Zachcial et al. 2000: 56).

Um ein Schiff versichern, teilweise auch um es überhaupt registrieren zu können, muss es klassifiziert sein. Anhand der ermittelten Klasse ist für den Charterer zu ersehen, in welchem Zustand das Schiff ist und welchem Risiko seine Ladung ausgesetzt ist. Trotz der Bedeutung der Klassifikationsgesellschaften haben sie keine legislativen oder exekutiven Funktionen, sondern nur parastaatliche. Sie bieten dem Staat und den Reedern zwei Dienstleistungen an: erstens die Entwicklung von Regeln und ihre Anpassung an den technischen Fortschritt, zweitens ihre Einführung und Überwachung von der Konstruktionsphase bis zu periodischen Inspektionen.

Die Kosten der Klassifizierung werden allein vom Reeder getragen und sind die wichtigste Einnahmequelle der Gesellschaften.²⁴ Als sich selbst tragende Organisationen sind sie gleichzeitig darauf angewiesen, für möglichst viele Kunden attraktive Preise und akzeptable Prüfungsanforderungen anzubieten. Diese Abhängigkeit von ihren Kunden und die Möglichkeit der Reeder durch einen Wechsel der Klassifikationsgesellschaft hohe Anforderungen umgehen zu können, ist regelmäßig Gegenstand von Kritik an der Neutralität

²⁴ In den Klassifikationsgesellschaften ist ein hohes Maß an technischem Wissen konzentriert, das denen aller anderen Institutionen im Seeverkehr überlegen ist. Beispielsweise arbeiten für Lloyds Register fast 4.000 Personen, von denen 50% Ingenieure sind. Im Sekretariat der IMO arbeiten rund 300 Personen, in vielen Reedereien sind landseitig weniger als 100 Personen beschäftigt (Stopford 1997: 427). Die meisten Klassifikationsgesellschaften können deshalb ihre Einnahmen durch die Übernahme von technischen Inspektionen im Auftrag von Regierungen, durch Forschungs- und Beratungsaktivitäten auch außerhalb des Seeverkehrs ergänzen. So betreibt der Germanische Lloyd ein Testfeld für Windkraftanlagen und Det Norske Veritas zertifiziert Klimaschutzprojekte in mexikanischen Haushalten. Ein weiteres Arbeitsgebiet für eine Vielzahl der Gesellschaften ist die Einführung von Qualitäts- und Umweltmanagementsystemen in see- und landseitigen Unternehmen.

der Gesellschaften. Für Reeder kann die Nutzung unterschiedlicher Klassifizierungsgesellschaften mit ihren unterschiedlichen Prüfmaßstäben Einsparungen von mehreren Millionen Dollar bedeuten (Stopford 1997: 425).

Im Rahmen der *International Association of Classification Societies* (IACS) wird eine Harmonisierung der unterschiedlichen Regeln angestrebt, gleichzeitig soll die Zusammenarbeit mit den anderen bedeutenden Regulierungsinstitutionen im besonderen mit der IMO optimiert werden. Gerade im Bereich der Schiffssicherheit kann von einem hohen Maß an Zielkonformität zwischen den Institutionen ausgegangen werden. Die mit der Reduzierung der atmosphärischen Emissionen verbundenen Mehrkosten der Reeder führen allerdings tendenziell zu einem Zielkonflikt zwischen der parastaatlichen Funktion und dem Kundeninteresse im Kernbereich der Klassifikationsgesellschaften.

Nur wenige Klassifikationsgesellschaften bieten explizite Umweltklassifizierungen an, noch weniger mit einem speziellen Fokus auf Luftemissionen. Als relevante Bewertungs- und Zertifizierungssysteme der Klassifizierer können die folgenden Systeme betrachtet werden (GAUSS/ISL 2002: 30):

- *Marine Safety, Quality and Environmental Management (American Bureau of Shipping)*
- *Class Notation "Clean Design", Class Notation "Clean" (Det Norske Veritas)*
- *Environmental Passport (Germanischer Lloyd)*
- *Provisional Rules: Environmental Protection (Lloyds Register of Shipping)*
- *Green Star Class Notation "Clean Air" and "Clean Sea" (Registro Italiano Navale)*

Des Weiteren bieten viele Klassifizierungsgesellschaften ihren Kunden die Einführung von Umweltmanagementsystemen an, hierbei sind die Standards der ISO14000-Reihe von besonderer Bedeutung. In diesen ergänzenden Bewertungssystemen werden unterschiedliche Kriterien von betriebsbezogenem störfallbedingtem Umweltschutz mit Sicherheitsaspekten kombiniert. Luftemissionen sind nur ein untergeordneter Teilaspekt. Eine Ausnahme dabei ist die vom *Registro Italiano Navale* angebotene *Green Star Class Notation "Clean Air"*. Das Premiumzertifikat richtet sich in erster Linie an Passagierschiffe, die in ökologisch besonders sensiblen Gebieten operieren. Im Bereich der Schiffsabgase entsprechen die Anforderungen dabei weitgehend den Anforderungen des MARPOL Annex VI (RINA 2000).

Neben diesen von den Klassifizierern ausgehenden Initiativen gibt es im Seeverkehr aber auch weitere Selbstregulierungsaktivitäten. Um die Sicherheit des Transports von Rohöl, Erdölderivaten und Gas zu erhöhen, hat das *Oil Companies International Marine Forum* Tankerinspektions- und Prüfsysteme für eigene und gecharterte Schiffe entwickelt. Das *Chemical Distribution Institute* lässt Chemikalientanker durch unabhängige Inspektoren untersuchen und stellt die Prüfberichte ihren Mitgliedern zur Verfügung. Durch gestaffelte Prämiensysteme der Ladungs- und Seekaskoversicherungen sowie der *Protection and Indemnity Clubs (P&I)*²⁵ werden ebenfalls eigene Schiffsuntersuchungen durchgeführt. Weitere Anreize können auch von Finanzierungsinstitutionen durchgesetzt werden beispielsweise durch die Weigerung, bestimmte Schiffstypen zu finanzieren. Die *Green Award Foundation* bietet für Öltanker und Massengutschiffe eine freiwillige Zusatzzertifizierung. Neben der Ausweisung von Qualität ist eine *Green Award*-Zertifizierung mit verschiedenen monetären Vorteilen verknüpft.²⁶ Im Jahr 2002 wurde erstmals das deutsche Umweltabzeichen „*Blauer Engel*“ an ein Schiff vergeben; aufbauend auf einem Kriterienkatalog wurde die *MS Cellus* damit ausgezeichnet.²⁷

Gegenwärtig wird die Diskussion über die Einführung umweltpolitischer Instrumente zur Begrenzung atmosphärischer Emissionen parallel auf drei Ebenen geführt. Erstens im Rahmen der IMO – als Weiterentwicklung des MARPOL Annex VI, zur Verbesserung der Lenkungswirkung und zur Integration von Treibhausgasemissionen. Zweitens haben die EU und die Vereinigten Staaten eigene Strategien zum Schutz der Küstenregionen und Hafenstädte vor den Folgen atmosphärischer Immissionen entwickelt. Drittens haben auch Hafenstädte eigene Maßnahmen zur Sicherung der Luftqualität initiiert.

Vor diesem Hintergrund ist die Formulierung einer konsistenten Interventionsstrategie zur Reduzierung atmosphärischer Emissionen des Seeverkehrs unrealistisch. Als Leitmotiv für eine effektive und effiziente Koexistenz der Regime kann das Subsidiaritätsprinzip angesehen werden. Entsprechend dem Subsidiaritätsprinzip sollen Probleme auf der politischen Hierarchieebene bearbeitet werden, die dem Problem am nächsten sind; die folgende Ebene wird erst aktiv, wenn keine Lösungsstrategie gefunden werden kann (Altwater/Mahnkopf 1996: 105). Im Gegensatz zu einer pauschal unterstellten Zuständigkeit

²⁵ Protection and Indemnity Clubs bieten ihren Mitgliedern eine Art Haftpflichtschutz gegen selbstverschuldete Schäden nach dem Prinzip der Gegenseitigkeit an.

²⁶ Für eine ausführliche Darstellung der Selbstregulierungssysteme in der Seeverkehrswirtschaft siehe Zachcial et al. 2000 und Haralambides 1999.

²⁷ Der Blaue Engel für Seeschiffe wird im Abschnitt 5.2.1 analysiert.

der IMO spielen so auch regional begrenzt wirksame Instrumente eine Rolle, die auf die spezifischen umweltpolitischen Handlungsmöglichkeiten und -notwendigkeiten ausgerichtet sind.

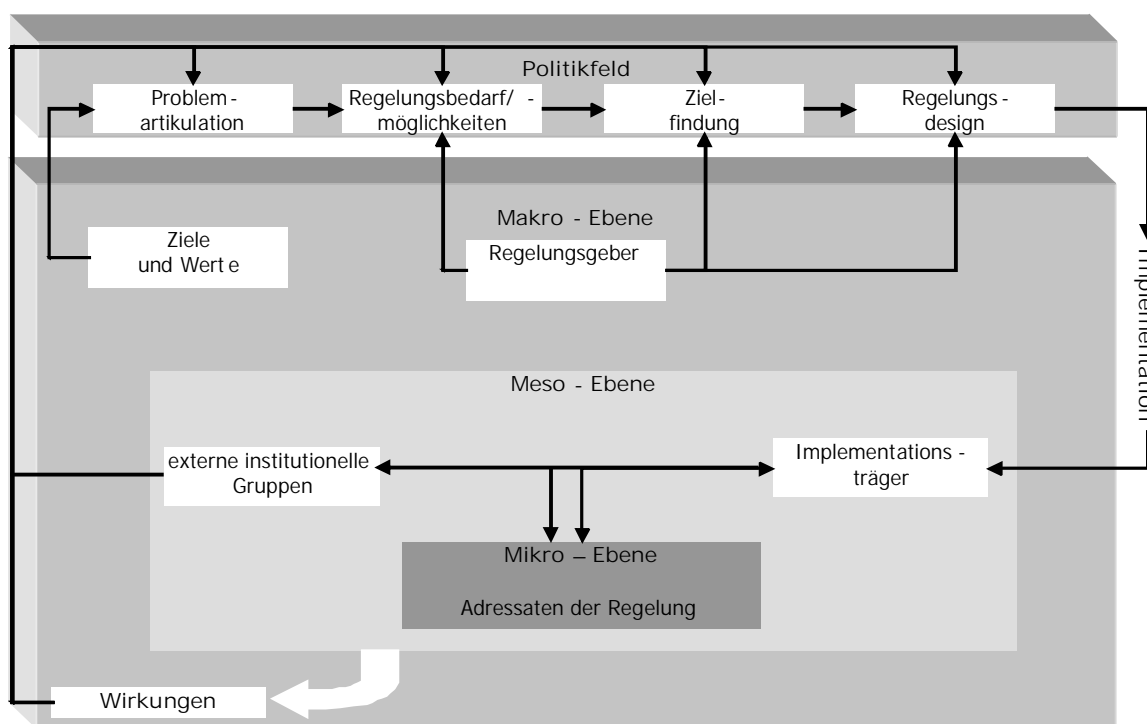
3.2.2 Entwicklung umweltpolitischer Ziele

Ziel des umweltpolitischen Handelns in den verschiedenen Regimen ist die Entwicklung und Durchsetzung von Maßnahmen zur Sicherung der Luftqualität und der Vermeidung von Treibhausgasemissionen. Neben der Gesundheit und den Lebensbedingungen der Menschen sollen auch Boden, Luft und Wasser, Pflanzen- und Tierwelt vor den nachteiligen Wirkungen menschlicher Eingriffe geschützt werden (Wicke 1993: 703). Das Ziel einer verminderten Umweltbelastung durch atmosphärische Emissionen aus der Verbrennung von Schiffskraftstoffen folgt dem Leitbild einer umweltfreundlichen bzw. sauberen Schifffahrt. Davon ausgehend ermöglichen Umwelt-Qualitätsziele und Handlungsziele eine Umsetzung des Leitbilds in konkrete Vorgaben und Anreize für die Reederei, die Mineralöl- oder die Schiffbauindustrie.

Im Mittelpunkt der Zielentwicklung steht die Entkoppelung von Transportvolumen und Emissionen durch die Erschließung von technischen oder verhaltensbezogenen Einsparpotenzialen und durch den Einsatz von zusätzlichen Umweltschutztechnologien. Die Vermeidung von Verkehrsnachfrage beispielsweise durch die räumliche Umgestaltung der Produktionsketten oder die Förderung regional erzeugter Produkte ist dabei eine langfristige Politik, die sich aber in der Regel dem Einflussbereich der Umweltpolitik entzieht. Umwelt-Qualitätsziele orientieren sich an den Wirkungen von Umweltschäden auf die menschliche Gesundheit (z.B. das Krebsrisiko von Rußpartikeln), der Beeinträchtigung der Funktionsfähigkeit der Öko-Systeme (z. B. Regenerationsfähigkeit) und an der gesellschaftlichen Sensibilität (Majer 2001: 66). Qualitätsziele für den Seeverkehr wären beispielsweise die Reduktion von Schwefeldioxidemissionen um 25 Prozent oder der Einsatz von Katalysatoren in 20 Prozent aller Schiffe.

Die Entwicklung von Qualitätszielen in der Umweltpolitik findet in einem vergleichbaren Rahmen statt wie die Berücksichtigung von Umweltschutz bei marktwirtschaftlichen Akteuren. Wie in Abbildung 9 dargestellt, berücksichtigt die Handlungsbereitschaft staatlicher Institutionen vorhandene Restriktionen durch relative Preise, individuelle Budgetbeschränkungen und die rechtlichen Vorgaben im Politikfeld. Bei der Politikformulierung spielen diese individuellen Bedingungen eine Rolle, ebenso wie die gesamtwirtschaftlichen und politischen Rahmenbedingungen. Die folgende Abbildung stellt das Zusammenwirken dieser drei Ebenen dar:

ABBILDUNG 9: WIRKUNGS- UND HANDLUNGSEBENEN IN UMWELTREGIMES



Quelle: Klemmer, Paul / Lehr, Ulrike / Löbbe, Klaus (1999) Umweltinnovationen - Anreize und Hemmnisse - Innovative Wirkungen umweltpolitischer Instrumente, Band 2, Berlin, Seite 20

Das Politikfeld eines Umweltregimes umfasst den Prozess vom Erkennen eines Problems über die Aufdeckung des Handlungsbedarfs bis zur Formulierung der Lösungsstrategien. Der politische Prozess vollzieht sich vor dem Hintergrund gegebener gesellschaftlicher, rechtlicher, technologischer und ökonomischer Rahmenbedingungen (Klemmer et al. 1999: 19). Neben der Handlungsbereitschaft der Makroebene der Gesellschaft insgesamt spielt die Situation in der Meso-Ebene eine besondere Rolle. Hier kommt es zu einem Zusammenwirken der Adressaten der Regelung, ihren institutionellen Repräsentan-

ten und den Implementierungsträgern der Umweltpolitik. Als externe institutionelle Gruppen konkurrieren sowohl Branchenverbände als auch Umweltverbände um die Interpretation der verfügbaren Information über das Umweltproblem und die Lösungsmöglichkeiten. Die politische Artikulation eines Interessenverbandes muss dabei nicht zwangsläufig mit dem Interesse aller Verbandsmitglieder übereinstimmen. Oft stellt sie eher den kleinsten gemeinsamen Nenner dar. Ökologische Vorreiter und ihr Interesse an einem „grünen“ Wettbewerbsvorteil werden auf der Meso-Ebene ebenso leicht vernachlässigt wie die Rolle von Umweltpolitik zur Förderung von Innovationen. Während die Benachteiligten ihre erwarteten Nachteile in der Regel klar benennen können, treten die Vorteile nur mit einer zeitlichen Verzögerung und oft auch nicht direkt sichtbar auf. Die durch die Implementierung verursachten Wirkungen werden letztlich an die Politik zurückgekoppelt und führen gegebenenfalls zu einer nachträglichen Optimierung des Vorgehens.

Im Seeverkehr lassen sich neben der Interessenvertretung auf dem kleinsten gemeinsamen Nenner und den stillschweigenden Unterstützern anspruchsvollerer Umweltziele auch Ansätze sehen: Freiwilliger Umweltschutz wird explizit als Ersatz für umweltpolitische Instrumente vermarktet. Ein Beispiel dafür ist die Interessenvertretung der europäischen Seehäfen, *European Sea Ports Organisation* (ESPO). Durch die ESPO Initiative *Ecoports* wird ein freiwilliges Umweltmanagement in Häfen gefördert, gleichzeitig versucht der Verband die Einführung neuer Instrumente auf Hafenebene zu verhindern, beispielsweise die umweltorientierte Differenzierung der Hafengebühren. Häfen sind dabei skeptisch, durch eigene Mindereinnahmen Umweltschutzinvestitionen auf Schiffen zu subventionieren (ESPO 2004).²⁸

Umweltpolitik kann in Konkurrenz mit ökonomischen Interessen des Einzelstaates treten und wird auch regelmäßig als konkurrierend zu diesen angesehen. Die wichtigsten nationalen Interessen gegen eine weitere Begrenzung atmosphärischer Emissionen durch Seeschiffe sind:

- Die so bedingte Verteuerung von Transportdienstleistungen gefährdet den Absatz von oder die Versorgung mit bestimmten Gütern, insbesondere den Export von Agrarprodukten und Rohstoffen.

²⁸ Die Einführung von umweltpolitischen Instrumenten auf Hafenebene wird im Kapitel 6 genauer untersucht

-
- Die Auslastung der registrierten oder kontrollierten Tonnage²⁹ wird beeinträchtigt, insbesondere gegenüber modernen Flotten.
- Durch höhere Brennstoffkosten werden Warenströme von nationalen Häfen umgeleitet, und die Auslastung der Häfen kann nicht mehr sichergestellt werden.
- Der Absatz von Erdöl, Erdgas und Rückstandsölen der nationalen Mineralölindustrie wird negativ beeinflusst.

Die Positionierung der einzelnen Regierungen zur Reduzierung von atmosphärischen Emissionen des Seeverkehrs hängt auch von der Thematisierung und Politisierung der ökologischen Schäden ab. Aus der Vielzahl der existierenden und zu lösenden Probleme erlangt aber nur eine kleine Auswahl eine ausreichende kollektive Wahrnehmung (Jänicke et al. 1999: 53). Die politische Wahrnehmung wird insbesondere durch die Kommunizierbarkeit des ökologischen Schadens und einen Zusammenhang zwischen Verursacher, Problem und Lösung bestimmt. Luftemissionen von Seeschiffen sind auf beiden Ebenen nur wenig beeindruckend. Einerseits handelt es sich im Gegensatz zu den dramatischen Tankerhavarien um eine schleichende ökologische Degradierung, andererseits gibt es für politische Akteure nur wenig Möglichkeit, schnelle und einfache Lösungen durchzusetzen. In dieser „Konstruktion“ eines Themas verbinden sich politische, kulturell-ideelle und sozioökonomische Faktoren mit technischen Möglichkeiten. (Jänicke et al. 1999: 56). Die Initiative der Thematisierung kann sowohl von unten im *bottom-up*-Verfahren entstehen als auch andersherum. Im ersten Fall sind Politisierungen in der Gesellschaft der Auslöser. Diese Außeninitiative veranlasst den Staat zum Handeln. Der Staat kann aber auch in einem *top-down*-Ansatz Maßnahmen im eigenen Hoheitsbereich initiieren. Für die Initiierung von Maßnahmen haben internationale und intersektorale Vernetzungen eine entscheidende Bedeutung. Eine Politikinnovation in einem Bereich oder einem Land kann durchaus Vorbildcharakter für andere haben (Jänicke et al. 1999: 57). Wie im Abschnitt 5.2 vorgestellt wird, hat beispielsweise das schwedische System differenzierter Fahrwegsgebühren einen solchen Vorbildscharakter eingenommen.

Für die Entwicklung umweltpolitischer Ziele ist aber auch die Kenntnis über die Schadenskosten und auch deren Vermeidungskosten von zentraler Bedeutung. Gerade die politische Durchsetzbarkeit eines Instruments hängt unmittelbar von der Verhältnismä-

²⁹ Neben den unter der nationalen Fahne registrierten Schiffen ist dafür auch die kontrollierte Tonnage von Bedeutung. So kontrolliert Griechenland die größte Handelsflotte der Welt, aber nur ein Drittel der Flote ist im Land registriert (Hader/Monden 2002: 25). Die griechische Flotte besteht zu einem hohen Anteil aus älteren Massengutschiffen und Tankern.

ßigkeit von Kosten und Umweltschutznutzen ab - auf der anderen Seite ist die Ermittlung dieser Kosten keineswegs eindeutig möglich, und die Verfahren sind umstritten. Die verschiedenen Ansätze der Monetarisierung externer Effekte zeigen mögliche Wege einer marktorientierten Internalisierung auf - das Prinzip der Systeme basiert auf dem Versuch, den Nutzungswert einer intakten Umwelt der Beeinträchtigung durch ihre Schädigung gegenüberzustellen. Aufgrund der Komplexität der mit der Nutzung der Luft und des Klimasystems als öffentliche Güter verbundenen Umweltbelastungen ist die Preisermittlung aufgrund der Quantifizierung ihres Wertes in der Regel mit großen Unsicherheiten behaftet.

Drei verschiedene Ansätze wurden entwickelt und unterteilen sich in Schadenskosten- und Vermeidungskostenansätze. Ein dritter Ansatz ist die Zahlungsbereitschaftsanalyse. Dabei wird versucht, anhand von Meinungsbefragungen den Wert des öffentlichen Gutes und seiner Nutzung zu ermitteln. Zahlungsbereitschaftsanalysen untersuchen die Bereitschaft, für die Vermeidung eines Schadens zu zahlen (willingness to pay) oder die Höhe der Kompensationszahlungen zur Hinnahme einer Belastung (willingness to sell). Aufgrund von Unterschieden zwischen Befragungsergebnissen und tatsächlichem Handeln ist diese Methode aber mit strukturellen Problemen verbunden (Rogall 2002: 64).

Beim Schadenskostenansatz werden Art und Umfang der Umweltbelastung bewertet und beim zweiten der Aufwand des Einsatzes von Technologien oder der Änderungen des Verhaltens zur Vermeidung der Umweltschädigung mit Geldeinheiten bewertet (Bartmann 1996: 202). Da der Markt keine optimale Allokation der öffentlichen Güter erzielen kann, sind umweltpolitische Entscheidungsträger aufgerufen, über eine qualitativ und quantitativ ausreichende Verteilung auf die Nutzungs- und Schutzinteressen zu entscheiden (Rogall 2002: 62).

Die Anwendung des Schadenskostenansatzes erfordert in der Regel ein zweiphasiges Vorgehen: die Identifizierung des Umweltschadens und danach die Schätzung seines monetären Wertes. In der ersten Phase müssen die Gesamtemissionen des bzw. der spezifischen Schadstoffe/s und ihre Ausbreitung analysiert werden: Wie viele verschiedene Schadstoffe werden in welchem Umfang durch die Seeschiffe emittiert, wie verteilen sie sich, wie und in welchem Zusammenhang schädigen sie die Umweltmedien? Neben der emissionsorientierten Betrachtung müssen zusätzlich auch die Wirkungen des bzw. der Schadstoffe/s auf Umwelt und Bevölkerung festgestellt werden. Mit der Tabelle 1 im Abschnitt 2.3 wurde ein Beispiel für die Ermittlung der Schadenskosten gegeben.

Noch schwieriger und kontroverser als die Ermittlung der Schadenskosten ist die Ermittlung des Schadens selbst, aufgrund des besonderen Charakters der menschlichen Gesundheit und der Umwelt sind hier subjektive Werturteile unumgänglich (Bartmann 1996: 203). Um den Wert von Umweltgütern und -schutz ermitteln zu können, bilden neben einer Zahlungsbereitschaftsanalyse auch Ertragsrückgänge oder Wertminderungen eine Grundlage. Gerade bei nachsorgendem Umweltschutz ist aber festzustellen, dass gar nicht alle Schäden rückgängig gemacht werden können (Rogall 2002: 63).

Bei der Anwendung des Vermeidungskostenansatzes wird bestimmt, wie viel für den Umweltschutz aufgewendet werden muss. Die Bestimmung der Vermeidungskosten ist i. d. R. mit weniger konzeptionellen und praktischen Problemen verbunden. Grundsätzlich ist aber von einer asymmetrischen Informationsverteilung zwischen dem Staat und den emittierenden Unternehmen auszugehen. Ohne neutralen technischen Sachverstand ist eine Bestimmung der Kosten und Reduktionsmöglichkeiten nur schwer möglich. Im Seeverkehr aber haben die Klassifikationsgesellschaften eine wichtige Rolle als Bindeglied, die sich beispielsweise an der Erarbeitung der Motorenzertifikate für den MARPOL Annex VI gezeigt hat.

Da die Methoden aufgrund der Bewertungsprobleme als unzureichend kritisiert werden, wird auch die Möglichkeit vorgeschlagen, die Umweltziele und -standards durch demokratisch legitimierte Entscheidungsträger festzulegen. (Rogall 2002: 76). Dieser pragmatische Ansatz wird im Kapitel 4 vorgestellt.

3.2.3 Umsetzung von umweltpolitischen Zielen in Instrumente

Mit der Einführung von Instrumenten werden umweltpolitische Ziele in ökonomische Anreize für die Adressaten übersetzt. Bereits im Übergang von der in Abbildung 9 dargestellten Stufe der Problemartikulation zur Zielfindung spielt das Regelungsdesign eines Instrumentes eine wichtige Rolle. Ein umweltpolitisches Ziel eines Regelungsgebers ergibt sich aus den vorherrschenden Wertvorstellungen und dem umweltpolitischen Handlungsdruck. Müssen Mindestanforderungen an die lokale Luftqualität umgesetzt werden, etwa im Rahmen der europäischen Luftreinhaltepolitik, so ist der Kommune oder dem Land das umweltpolitische Ziel bereits vorgegeben. Der Handlungsspielraum besteht in der Auswahl eines geeigneten Instruments und gegebenenfalls in der Umsetzung eigener und anspruchsvollerer Ziele. Instrumente zur Reduzierung der atmosphärischen Emissionen können dabei als Übersetzung politischer Ziele in Anreize für die eigentlichen Verursacher der Umweltbelastung verstanden werden, die konkrete Eingriffe in die Handlungsbedingungen der Reeder, der Mineralöl- bzw. der Schiffbauindustrie darstellen. Ziel ist die Korrektur eines Marktversagens quasi durch eine Änderung der Spielregeln oder das Hinzufügen neuer Spielregeln, nach denen Anbieter und Nachfrager in der Seeverkehrswirtschaft zukünftig agieren dürfen.

Der erste Schritt dieser Operationalisierung besteht in der Anlehnung des Regelungsdesigns an die grundlegenden Prinzipien der Umweltpolitik, das Verursacher-, Vorsorge- und Kooperationsprinzip und das als „Notbehelf“ konstruierte Gemeinlastprinzip (Bartmann 1996: 113). Beim Verursacherprinzip werden die Emittenten mit den Kosten der Inanspruchnahme der Umweltmedien belastet. Im Gegensatz zu dieser Internalisierungsstrategie werden beim Gemeinlastprinzip die Kosten des Umweltschutzes gerade nicht vom Emittenten getragen (Bartmann 1996: 115). Sie werden beispielsweise durch Kompensationszahlungen aus Steuermitteln auf die Allgemeinheit verteilt. Nach dem Vorsorgeprinzip sollen Umweltgefahren von vornherein vermieden werden. Das Kooperationsprinzip ist keine direkte Handlungsanweisung, sondern eher das Leitbild einer frühzeitigen Einbeziehung aller Beteiligten in die umweltpolitischen Willensbildungs- und Entscheidungsprozesse (Wicke 1993: 166). Die Anreizwirkung dieser Prinzipien der Umweltpolitik auf die Emittenten unterscheidet sich grundlegend, eine widersprüchliche Wirkung haben insbesondere das Verursacher- und das Gemeinlastprinzip. Beim *polluter-*

pays-Ansatz entstehen dem Verursacher Kosten für Emissionen; je mehr emittiert wird, desto teurer. Umgekehrt wird beim Gemeinlastprinzip dem Emittenten eine Belohnung für Emissionsreduktionen in Aussicht gestellt. Der für den Emittenten externe Umweltvorteil wird so internalisiert. Diese Internalisierung kann etwa durch die Gewährung von Steuer-
nachlässen für die Käufer von emissionsarmen Kraftfahrzeugen oder die Gewährung höherer Einspeisevergütungen für die Produzenten emissionsarmer Energien geschehen. Dieses aus theoretischer Perspektive suboptimale Konzept erweitert den umweltpolitischen Handlungsspielraum und stellt eine Verbindung zur Technologieförderung dar.³⁰

Umweltpolitische Instrumente sind eine prozesspolitische Regulierung des Marktgeschehens. Die Umweltziele werden auf individuelle Emittenten übertragen und sollen so Investitions-, Produktions- und Konsumententscheidungen beeinflussen. Basierend auf der Annahme, dass rational handelnde Akteure bei jedem Entscheidungsprozess aus der Menge verfügbarer Verhaltensalternativen diejenige auswählen, die unter Zugrundelegung der individuellen Informationen und Wertvorstellungen das günstigste Nutzen-Kosten-Verhältnis ausweisen, zielen sie darauf ab, das der Umweltverschmutzung zugrunde liegende Entscheidungsverhalten zu steuern (Michaelis 1996: 25).

Das Ergebnis dieses individuellen Entscheidungsprozesses wird durch drei Einflussgrößen determiniert: erstens die Menge an Handlungsalternativen, die zur Verfügung stehen und als realisierbar betrachtet werden. Zweitens die mit den Handlungsalternativen verbundenen Nutzen und Kosten bzw. deren erwartete Höhe und drittens die Informationen und Wertvorstellungen der Entscheidungsträger. Auf das Ergebnis dieses Entscheidungsprozesses kann auf vier verschiedene Arten Einfluss ausgeübt werden:

- Meinungsbeeinflussung, um die individuell angestrebten Ziele zu ändern
- Informationssteuerung, d.h. Berichtspflichten und das Geben oder Zurückhalten entscheidungsrelevanter Angaben,
- Preisverhältnisse ändern, indem die Kosten einzelner Entscheidungsalternativen beeinflusst werden,
- Verfügungsgewalt des einzelnen ändern, indem der Zugriff auf die Umwelt z.B. durch Auflagen und Gebote eingeschränkt wird.

Während durch die ersten beiden Optionen die Ziele beeinflusst werden oder neue Möglichkeiten vorgestellt werden, verändert die dritte Option die ökonomischen Rahmenbe-

³⁰ Die Anwendung des Gemeinlastprinzips wird im Abschnitt 4.2.3 anhand von Subventionen und im Abschnitt 4.3.3 anhand handelbarer Umweltschutzrechte genauer betrachtet.

dingungen und soll andere, emissionsärmere Handlungsoptionen günstiger machen. Die Änderung der Verfügungsgewalt kann etwa durch die Androhung von Anlaufbeschränkungen für besonders emissionsintensive Schiffe einen Anreiz ausüben.

In der umweltpolitischen Literatur werden die folgenden Instrumente diskutiert (Bartmann 1996: 119f) ³¹:

- Ge- und Verbote regulieren durch das Setzen von Auflagen die Umweltnutzung. Gebote werden in der Regel an Vermeidungs- und Beseitigungstechnologien geknüpft und Verbote betreffen die Wirkung bestimmter Emissionen. Diese ordnungsrechtlichen Instrumente sind oft mit der Veränderung der Verfügungsgewalt verbunden.
- Kompensationsregeln sind eine Flexibilisierung von Ge- und Verboten.
- Abgaben verteuern die Umweltnutzung. Lenkungsabgaben sind von Steuern zu unterscheiden.
- Umweltnutzungslizenzen vermarkten Emissionsrechte. Die maximalen Belastungsgrenzen werden definiert und als handelbares Recht an die Emittenten verteilt.
- Bei Verhandlungslösungen vereinbaren Umweltnutzer und die von den Emissionen Betroffenen eine Kompensation.
- Durch Haftungsregeln werden z. B. Emittenten für die Folgen der Umweltnutzung durch Schadenersatzansprüche verantwortlich gemacht.
- Kooperationslösungen umfassen freiwillige Selbstverpflichtungen, Informationskampagnen und umweltpolitische Mediationsverfahren.

Im Mittelpunkt dieser Dissertation steht die Gruppe der ökonomischen Instrumente, d.h. der Abgaben und der Emissionshandelssysteme. Zusätzlich zu der Verteuerung der Inanspruchnahme von Umweltleistungen werden auch Instrumente einbezogen, bei denen der Verzicht auf Emissionen belohnt wird, etwa durch Umweltschutzsubventionen. Die verschiedenen Instrumente und auch das Zusammenwirken mit anderen Instrumenten werden im Kapitel 4 analysiert.

³¹ Bartmann, Hermann (1996): Umweltökonomie – ökologische Ökonomie, Stuttgart, Berlin, Köln

3.2.4 Kriterien für die Funktionalitäts- und Machbarkeitsprüfung umweltpolitischer Instrumente

Um die verschiedenen Instrumentenarten und ihre Anwendungsformen beurteilen und miteinander vergleichen zu können, sind objektivierbare Bewertungskriterien notwendig. Diese sollen einerseits Rückschlüsse auf den Grad der ökologischen Zielerreichung und ihre sozioökonomischen Nebenwirkungen ermöglichen. Eine Funktionalitätsanalyse prüft daher die Effekte der Instrumentenanwendung mit Blick auf die theoretischen Annahmen und an anderen Orten mit ähnlichen Instrumenten gesammelten Erfahrungen. Für die Funktionalitätsanalyse kommen die im Abschnitt 3.1.1 gebildeten Kriterien zur Anwendung, nach denen ein wirksames ökonomisches Instrument gleichzeitig effektiv, effizient und individuell rational sein muss. Um die Wirkungsweise des Instruments beurteilen zu können, werden sie bei der Funktionalitätsanalyse anhand ihrer ökologischen Wirksamkeit, der ökonomischen Konsequenzen und ihrer Praktikabilität für die Emittenten bzw. Adressaten des Instruments geprüft.

In Ergänzung dazu wird die Konzeption des Instrumentenvorschlags bei einer Machbarkeitsanalyse hinsichtlich der Realisierbarkeit aus rechtlicher und politischer Perspektive untersucht. Bei der Machbarkeitsanalyse steht statt der theoretischen Analyse die rechtliche und politische Realisierbarkeit im Vordergrund, aber auch die Einflüsse von Änderungen der „Basisvorschläge“ des Instrumentendesigns auf die Funktionalität. Ziel der Überprüfung ist es, anhand der rationalen Kriterien, die auch Praktikabilitätsaspekte und politische Gesichtspunkte einschließen müssen, politischen Entscheidungsträgern die besten Instrumente zur Auswahl vorzulegen (Wicke 1993: 438).

Bei der Bewertung der Umweltwirkung der hier betrachteten Instrumente steht die Reduzierung der Emission von Luftschadstoffen und Treibhausgasen im Vordergrund. Die Bestimmung von Schutzziele ist aufbauend auf der naturwissenschaftlichen Problembeschreibung möglich. Neben der absoluten Emissionsminderung ist auch die regionale Verteilung der Schadstoffbelastung von Bedeutung, weil einerseits so eine verursacherorientierte Zuweisung von Verantwortung ermöglicht wird und es andererseits bei Luftschadstoffen regionale Belastungsschwerpunkte gibt. Zusätzlich können Abwälzungseffekte, d.h. Verlagerungen der Belastungen auf andere Umweltgüter durch Ausweichstrategien der Emittenten oder nicht intendierte Handlungsfolgen des Instruments, den Erfolg

des Instruments reduzieren. Es lassen sich folgende Teilkriterien für die Funktionalitätsanalyse bilden:

- Steigerung der Effizienz der Ressourcennutzung bezogen auf den Verbrauch von Umweltgütern, die Förderung von Umweltschutzinnovationen und die Nutzung von Energieressourcen.
- Verminderung der Schadstoffabgabe in die Umwelt, im Hinblick auf das umweltpolitische Ziel des Instruments, aber auch auf Verlagerungseffekte und nicht beabsichtigte Handlungsfolgen.
- Verbesserung der Regenerationsbedingungen der ökologischen Systeme und Beseitigung regionaler Belastungsschwerpunkte.
- Zeitdauer zwischen Einführung und Wirksamkeit des umweltpolitischen Instruments.

Die Bewertung der ökonomischen Konsequenzen bezieht sich auf die gesamtwirtschaftlichen Kosten des Umweltschutzes gegenüber den mit den Emissionen verbundenen Kosten, mit anderen Worten: Macht das umweltpolitische Instrument über die ökologische Wirkung hinaus auch aus einer wirtschaftspolitischen Perspektive Sinn? Dabei ist die Sichtweise der Anreizgeber und die der Anreizadressaten zu unterscheiden. Anreizgeber in umweltpolitischen Regimen ist dabei in erster Linie der Staat, während die Reeder die Adressaten umweltpolitischer Instrumente sind. Für Anreizgeber spielt ein Ausgleich zwischen den divergierenden Interessen an einem unkontrollierten Ausstoß von atmosphärischen Emissionen bzw. dem Schutz der Menschen und des Ökosystems eine Rolle. Staatliches Handeln bezieht sich aber auch immer auf die Förderung von Wohlfahrt und Wettbewerbsfähigkeit. Folgende Teilkriterien können zur Analyse eines Instruments herangezogen werden:

- Kosteneffizienz der initiierten Umweltschutzmaßnahmen, d.h. die Erschließung möglichst kostengünstiger Vermeidungsoptionen.
- Verursacherorientierte Zurechnung der mit der Umweltbelastung und der Emissionsvermeidung verbundenen Kosten.
- Wird das Schutzziel mit angemessenen ökonomischen Belastungen erreicht und wie hoch sind die Transaktionskosten im Vergleich mit den eigentlichen Reduktionskosten?
- Standortbezogene Wettbewerbswirkung des Instruments, d.h. kommt es durch das Instrument zu einer räumlichen Verlagerung wirtschaftlicher Aktivitäten.

- Verkehrsträgerbezogene Wettbewerbsneutralität des Instruments, d.h. die Veränderung des Wettbewerbs zwischen den verschiedenen Verkehrsträgern.
- Gesamtwirtschaftliche Effekte wie beispielsweise die Beschäftigungsförderung in strukturschwachen Küstengebieten oder die Förderung von innovativen Produkten und Unternehmen.

Mit anreizorientierten Instrumenten sollen die ökonomischen Rahmenbedingungen aller und somit eines jeden einzelnen Emittenten so verändert werden, dass das Umweltschutzziel zum Gegenstand einer ökonomisch rationalen und daher auch freiwilligen Entscheidung wird. Damit dies tatsächlich funktioniert und gleichzeitig Anhaltspunkte für die Kalkulation einer wirtschaftlich vernünftigen Anreizhöhe gewonnen werden, müssen im Vorfeld die bestehenden Anreizmechanismen und die Anpassungsreaktionen einzelner Emittenten beobachtet werden (Michaelis 1996: 38). Rechtliche Vorgaben und relativ veränderte Preise, aber auch die Abwägung des verfügbaren Budgets und der technisch-organisatorischen Möglichkeiten beeinflussen die Gewichtung individueller Präferenzen und bedingen letztlich die Entscheidung für oder gegen die Nutzung von Möglichkeiten, Emissionen zu vermindern. (Deutsche Forschungsgemeinschaft 1997: 19). Um die Wirksamkeit eines Anreizinstrumentes in Bezug auf die individuelle Rationalität beurteilen zu können, lassen sich folgende Teilkriterien bilden:

- Berechenbare Vor- und Nachteile von umweltorientiertem Handeln durch die Veränderung der relativen Preise, d.h. das Verhältnis von Grenzvermeidungskosten und Anreizhöhe.
- Beeinflussung des unternehmerischen Risikos und der Wettbewerbsposition durch freiwilliges umweltorientiertes Handeln, d.h. wie lassen sich umweltpolitische Signale und Anreize mit betrieblichen Investitions- und Managemententscheidungen verbinden und wie können sie mit strategischen Entscheidungen verbunden werden.

Bei der Machbarkeitsanalyse wird das Instrument auf seine rechtliche, politische und administrative Realisierbarkeit hin analysiert. Zwar ist für den Einsatz oder Nichteinsatz eines umweltpolitischen Instruments die ökologisch-ökonomische Effizienz das dominierende Auswahlkriterium, letztendlich ist aber auch die Ausgestaltung und Durchsetzbarkeit von Bedeutung (Wicke 1993: 441). Die Untersuchung der Realisierbarkeit dient dabei auch der Identifikation von Optimierungsmöglichkeiten der Instrumentenvorschläge, die nicht nur die Einführungswahrscheinlichkeit erhöhen, sondern auch Effektivität und Effizienz. Im Rahmen der Machbarkeitslösung wird insofern auch geprüft, wie sich durch

Veränderungen der Basisvorschläge die ökologische Wirksamkeit, die wirtschaftlichen Konsequenzen und die individuelle Rationalität verändern.

Bei der Prüfung der Integration in die bestehende Rechtsordnung werden die folgenden Teilkriterien geprüft:

- Wird das Umweltproblem auf der geeigneten rechtlichen Handlungsebene mit einem Instrument adressiert, oder sollte besser von kleineren oder großräumiger wirkenden Institutionen nach einer Lösung gesucht werden?
- Vereinbarkeit mit der bestehenden rechtlichen Rahmenordnung, d.h. kann es zu Konflikten mit dem internationalen Seerecht oder dem Steuerrecht kommen?
- Identifikation der Integrationsmöglichkeiten und rechtlichen Grenzen der Ausgestaltung für einen Instrumentenvorschlag.

Bei der Prüfung der politischen Durchsetzbarkeit werden die folgenden Teilkriterien geprüft:

- Erwartete politische Widerstände gegen die Einführung umweltpolitischer Instrumente seitens der Emittenten und ihrer Lobbygruppen.
- Marktsituation der Adressaten, da bei hohen Wachstumsraten und bevorstehenden Ersatzinvestitionen leichter auf Anreize reagiert werden kann als in schrumpfenden Märkten.
- Unerwünschte Reaktionsmöglichkeiten der Adressaten, etwa das Verlagern der Aktivitäten in andere Regionen oder Verkehrsträger.

Bei der Prüfung des mit der Einführung verbundenen administrativen Aufwands werden die folgenden Teilkriterien geprüft:

- Kosten und Arbeitszeit des einzelnen Schiffes und der Reederei für die Erstellung von Nachweisen, die Rückschlüsse auf die Emissionen erlauben.
- Kosten und Arbeitszeit des Staates oder beauftragter Akteure, Nachweise der Schiffe zu überprüfen oder eigene Messsysteme zu betreiben.
- Administrativer Aufwand für ein funktionierendes Entgelt- oder Emissionshandelssystem sowie dessen Anpassung an den technischen Fortschritt.

Im Kapitel 6 werden die Kriterien der Funktionalitäts- und Machbarkeitsanalyse auf konkrete Vorschläge anreizorientierter Instrumente angewandt.

4 Ökonomische Instrumente als marktorientierte Form der Umweltpolitik

4.1 Ausgestaltungsoptionen ökonomischer Instrumente

Durch anreizorientierte Instrumente³² werden Entscheidungsträger zu einer bestimmten Anstrengung bewegt, die für einen ökonomischen Ausgleich zwischen den Interessen des Anreizgebers (z. B. Gesetzgeber) und des Anreiznehmers (z. B. Reeder) sorgen. Wie bereits im Abschnitt 2.5 erwähnt, gibt es sowohl auf internationaler Ebene im Rahmen der IMO, in der Europäischen Union und auf lokaler Ebene Interessen, über die bestehenden Anreizsysteme zur Reduzierung atmosphärischer Emissionen der Seeschiffe hinaus weitere Anreizsysteme zu etablieren. Im Gegensatz zu ordnungsrechtlichen Instrumenten wird mit Hilfe anreizorientierten Instrumente eine umweltpolitische Steuerung eingeführt, die den Adressaten mehr Handlungs- und Entscheidungsspielräume überlässt, wodurch sich die einzel- und gesamtwirtschaftlichen Kosten der Umweltpolitik reduzieren können. Ökonomische Instrumente geben zwar den Emittenten einen spürbaren, finanziellen Anreiz zum Beheben eines umweltpolitisch unerwünschten Marktergebnisses, doch belassen sie ihnen auch die Entscheidungsfreiheit über die Umweltnutzung (Rogall 2002: 231). Die Umweltschutzwirkung des Instruments entsteht aus dem Zusammenspiel von drei eng miteinander verbundenen Ebenen: den Handlungszielen, dem Anreizmechanismus und den Informationssystemen.

Die Treffsicherheit des Instruments bzw. die Lösung des umweltpolitischen Problems erfordert die Entwicklung realistischer Ziele, die mit Signalen verbunden werden, die von den Emittenten auch mit der Nutzung alternativer, umweltfreundlicher Handlungsmöglichkeiten verbunden werden. Mit anderen Worten: Emittenten müssen nicht nur in der Lage sein, vorgegebene Ziele zu erreichen, es muss sich für diese auch finanziell lohnen. Ausgangspunkt der Auswahl eines ökonomischen Instruments ist das umweltpolitische Zielsystem des Umweltregimes (vgl. Abschnitt 3.2.2). Das Handlungsziel verbindet das gewünschte Verhalten des Emittenten mit dem kollektiven, umweltpolitischen Ziel

³² Die Begriffe „marktorientierte Instrumente, anreizorientierte oder ökonomische Instrumente“ werden im Folgenden synonym verwendet.

(Klemmer et al. 1999: 49). Dabei wird das kollektive Umweltschutzziel mit den individuellen Zielen beispielsweise der Gewinnmaximierung verbunden. Wie bereits im Abschnitt 2.2 dargestellt, ist die Reduzierung atmosphärischer Emissionen durch verschiedene Einflussfaktoren möglich. Handlungsziele eines umweltpolitischen Instruments können die Vermeidung von Verkehrsleistungen, die Verkehrsverlagerung auf umweltfreundlichere Verkehrsträger, die Steigerung der Effizienz eines Verkehrsträger oder die Optimierung der eingesetzten Technik und des Nutzungsverhaltens sein (Deutscher Bundestag 1994: 184). Emissionsvermeidung und ein verminderter Ressourceneinsatz sind oft nur indirekte Ziele umweltpolitischer Instrumente, die durch die Veränderung der Handlungsbedingungen erreicht werden sollen. Zwischen den Zielgrößen gibt es allerdings Zusammenhänge, beispielsweise dürfte es bei einer Verteuerung der Kosten für Schweröle sowohl zu einem Wechsel hin zu Destillaten als auch zu einem tendenziellen Nachfrage-rückgang nach Schiffskraftstoffen kommen.

Die Festlegung auf Handlungsziele ist eng mit dem Umweltproblem und den politischen Rahmenbedingungen des Staates bzw. der staatlichen Institution verbunden. Während bei der IMO die unterschiedlichen Interessenlagen der stimmberechtigten Mitglieder wichtig für die Entwicklung von Zielen sind, muss in Häfen eher auf das Wettbewerbsverhältnis zu anderen Häfen und den damit verknüpften lokalen politischen Handlungsdruck Rücksicht genommen werden (vgl. Kapitel 6). Für Schwefeldioxid können sich die Handlungsziele auf den Verkauf oder den Einsatz von Schwerölen beziehen. Zusätzlich können auch Technologien zur Abgasentschwefelung oder Treibstoffaufbereitung an Bord gefördert werden. Bei Stickoxiden steht die Entkopplung der Motorenleistung vom Schadstoffausstoß im Vordergrund. Neben Anreizen zur Verbesserung der Motoren gehört die Förderung von umweltfreundlichen Technologien, beispielsweise Wassereinspritzungen oder Katalysatortechnik, zu den Varianten, die Schadstoffemission über ökonomische Instrumente zu reduzieren. Bei Kohlendioxid können die Entlastungen idealerweise über Verbrauchsreduzierungen erreicht werden. Diese senken zwar auch die Schwefeldioxid- und Partikelemissionen, führen über das „Dieseldilemma“, d.h. den Zielkonflikt zwischen Verbrauchsoptimierung und Reduzierung des Stickoxidausstoßes, tendenziell zu steigenden Stickoxidemissionen. In einem Instrument können auch unterschiedliche Handlungsziele miteinander kombiniert werden.

Da den Adressaten bei Auferlegung ökonomischer Instrumente die Entscheidung obliegt, sich entweder für zielkonformes Verhalten zu entscheiden oder Sanktionen in Kauf zu nehmen, können Handlungsziele nur in einem engen Verhältnis mit dem Anreizmecha-

nismus festgelegt werden. Letztendlich ist die Entscheidung für oder gegen die Einhaltung eines Instruments durch den Adressaten zumeist eine ökonomische Frage: Was wird günstiger? Ein Sanktionssystem belohnt oder bestraft das gewünschte bzw. unerwünschte Verhalten und stellt so ein zielkonformes Handeln sicher (Klemmer 1999: 49), insbesondere dann, wenn die Missachtung der Handlungsziele des Instruments in seiner Sanktionskonsequenz bedeutet, dass das System in dieser zweiten Stufe durch den Adressaten zu markant höheren Kosten befolgt werden muss. Entweder wird es gleich befolgt, oder später – dann wird es noch teurer. Die Anreize können sich sowohl an der Umweltnutzung, dem Nutzer, der Vermeidung des entstandenen Schadens, der Internalisierung der verursachten Kosten oder auch an dem umweltpolitischen Lenkungsziel orientieren (Gelbhaar 1992: 124). Sie können aber nicht nur das Verursacherprinzip durchsetzen, sondern auch Anreize im Sinne des Gemeinlastprinzips geben. Dabei werden Emissionen nicht verteuert, sondern Emittenten für Umweltschutz belohnt. Ein von dem Gemeinlastprinzip abgeleiteter Ansatz ist das Nutznießerprinzip. Dabei übernehmen diejenigen die Finanzierung des Umweltschutzes, die von den Emissionsminderungen profitieren (Wicke 1993: 159). Wie in den Abschnitten 4.3 und 4.4 dargestellt werden wird, können positive Anreize durch die Allgemeinheit oder Gruppe der Emittenten finanziert werden.

Durch den monetären Vor- oder Nachteil entsteht eine Lenkungswirkung für den Emittenten, auf die er entsprechend seiner individuellen Grenzvermeidungskostensituation reagiert. Mit einem Lenkungsziel wird die Erreichung bestimmter Grenzwerte oder Umweltstandards angestrebt, sie können auch Substitutionseffekte in Richtung umweltschonenderer Produktion anstoßen (Bartmann 1996: 138). Ein weiterer Einflussfaktor auf die Anreizschwelle ist die Werthaltung gegenüber Umweltschutz und die Erwartung an die Weiterentwicklung des Umweltschutzregimes. Durch die Erhebung von Entgelten können aber auch Einnahmen für den Staat entstehen. Die Lenkungswirkung wird so durch eine Finanzierungswirkung ergänzt. Mit dem Anreizmechanismus des ökonomischen Instruments kann der Staat entweder die Belastung der Umwelt durch Seeschiffe verteuern oder den Nutzungsverzicht belohnen.

Neben Handlungszielen und einem Anreizmechanismus hängt die Funktionsfähigkeit des Instruments auch von einem verlässlichen Kontrollsystem ab, es liefert dem Staat Informationen über die Funktion des Anreizmechanismus und soll Betrugsversuche seitens der Anreizadressaten ausschließen. Um die komplexen Ursache-Wirkungs-Zusammenhänge der atmosphärischen Emissionen eines Schiffes sowie der Schifffahrt

insgesamt präzise beurteilen zu können, müssen operable Bemessungsgrundlagen gefunden werden, die einen Vergleich einzelner Emittenten untereinander und im Verhältnis mit dem umweltpolitischen Ziel des Instruments ermöglichen. Informationsbeschaffungs- und -offenlegungspflichten haben zudem einen verhaltenssteuernden Effekt. Neben der Überwachung der Emissionen bzw. der relevanten Indikatoren (Monitoring) geht es dabei auch um die regelmäßige, lückenlose und vollständige Berichterstattung der erhobenen Daten (Reporting) sowie um die Verifikation der berichteten Daten (Verifikation) und die Verwaltung der Umweltinformationen.

Die Bemessungsgrundlage hat für die Ausgestaltung ökonomischer Instrumente eine zentrale Rolle. Sie erlaubt Dritten bzw. dem Staat eine Unterscheidung zwischen den Emittenten. Während es u.a. durch die Klassifikationsgesellschaften bereits verschiedene Nachweissysteme für „grüne“ Schiffe gibt, ist insbesondere für „schmutzige“ Schiffe der Nachweis der Umweltintensität problematisch (vgl. Abschnitt 3.2.1). Eine Orientierung für Kontrollsysteme zur Bestimmung atmosphärischer Emissionen geben die im Rahmen des Sechsten MARPOL-Anhangs eingeführten Motorenzertifikate und die Bunker-Bescheinigungen, die den Schwefelgehalt des Schiffkraftstoffs ausweisen. In Rahmen von Demonstrationsprojekten wird die Einsetzbarkeit von kontinuierlichen Messmethoden zur Schadstoffbestimmung in den Abgasen geprüft (vgl. Abschnitt 5.2). Die beiden Ansätze zeigen auch die verschiedenen Wege, eine Messzahl zu ermitteln: Einerseits können die technischen Eigenschaften der Schiffe herangezogen werden, um einen spezifischen Emissionswert zu ermitteln, der mit dem Einsatz in Verbindung gebracht wird. Andererseits können über Messsonden in den Schornsteinen und elektronische Positionierungssysteme auch präzise Messungen des Emissionsverhaltens eines Schiffes ermöglicht werden. Allerdings steigen mit der höheren Genauigkeit auch die Messkosten bzw. die Transaktionskosten.

Neben der exakten Bestimmung der Umweltwirkungen hängt die Auswahl eines geeigneten Kontrollsystems auch von den dadurch für den Staat und die Emittenten verursachten Transaktionskosten ab. Um das Monitoring und Reporting nicht zu aufwendig zu gestalten, sollten die Einflussgrößen der Bemessungsgrundlage einfach messbar bzw. abschätzbar sowie die Vorgehensweise bei Bestimmung der Bemessungsgrundlage einheitlich sein. Zwischen der Genauigkeit und den Kosten eines Kontrollsystems besteht ein Zielkonflikt.

Als Vermittlung zwischen den Handlungszielen und dem Anreizmechanismus eines ökonomischen Instruments ist ein Informationssystem erforderlich. Der Austausch von Informationen kann vom Staat in Richtung Emittenten, in die entgegengesetzte Richtung oder auch auf eine breitere Öffentlichkeit orientiert sein. Für Unternehmen ist es wichtig, über die Handlungsoptionen und die Kosten des Umweltschutzes informiert zu sein. Staatliche Informationskampagnen können hier brancheninterne Kommunikationsinstrumente ergänzen. Für die Emittenten von Bedeutung ist die Kenntnis über kostenminimierende Verhaltensoptionen und die Sicherheit, dass auch die Wettbewerber sich dem umweltpolitischen Instrument nicht entziehen können. Für die staatliche Umweltschutzbehörde stellt das Informationssystem sicher, dass es zu tatsächlichen Emissionsminderungen kommt und so eine „faire“ Belastung aller Emittenten eingeführt wird, die auch dem Verlauf des technischen Fortschritts angepasst wird. Sie können aber auch eine Plattform schaffen, auf der vorbildliche Leistungen dargestellt werden können.³³ Die Funktionalität der Umweltberichterstattung insgesamt hat positive Effekte auf den Umweltschutz (Wicke 1993: 252). Unternehmen, wie etwa Fähren in Skandinavien, nutzen bereits Umweltkriterien im Wettbewerb untereinander und gegenüber konkurrierenden Verkehrsmitteln (Ortmanns 2004: 12). Für Unternehmen kann ein Informationskanal auch von Bedeutung sein, um auf Umsetzungsprobleme hinzuweisen. Die Mobilisierung einer politischen Unterstützung für oder gegen eine Modifikation eines Instruments auch außerhalb der direkt betroffenen Unternehmen kann im Fall einer Revision des Instruments eine wichtige Rolle bekommen.

4.2 Anreize durch Preissteuerung

4.2.1 Grundlagen

Die Preissteuerung ist der wichtigste und meistgenutzte Anreizmechanismus ökonomischer Instrumente. Durch die ex ante Festlegung eines Preises für die Inanspruchnahme

³³ Als ein Beispiel kann der *Clean Marine Award* der Europäischen Kommission betrachtet werden. Siehe hierzu ausführlicher Abschnitt 5.1

der Umwelt oder das Angebot einer finanziellen Gegenleistung für einen freiwilligen Nutzungsverzicht entsteht ein Signal für den Adressaten des Instruments. Die Kosten zwischen verschiedenen Handlungsalternativen verändern sich, wobei die weniger umweltintensive Option kostengünstiger wird. Im Gegensatz zur Mengensteuerung sind die zusätzlichen Kosten aber bereits vorab klar definiert. Die fixierten Umweltpreise erleichtern die individuelle Berechnung der Kosten-Nutzen-Relationen für den Umgang mit Umweltgütern.

Neben der Lenkungswirkung durch die Inwertsetzung der Umwelt entstehen so auch Einnahmen und/oder Ausgaben für die öffentlichen Haushalte. Bei geschlossenen bzw. aufkommensneutralen Nutzungsentgeltsystemen wird ein Ausgleich zwischen den Einnahmen und Ausgaben sichergestellt. Beispielsweise indem die mit dem Entgelt generierten Einnahmen mit einem bestimmten Verwendungszweck verbunden werden, der das umweltpolitische Lenkungsziel unterstützt oder die Adressatengruppe insgesamt entlastet. In offenen Systemen findet dieser Ausgleich nicht statt. Generierte Einnahmen werden für andere Zwecke genutzt bzw. so die Ausgaben des allgemeinen Haushalts gegenfinanziert.

Die theoretischen Grundlagen der Preissteuerung gehen auf ARTHUR C. PIGOU zurück. Die von ihm 1912 erstmals vorgestellte Idee, mittels einer Steuer oder einer Subvention externe Effekte zu internalisieren, wurde zu einer der zentralen Grundlagen der Umweltpolitik. Um ein PARETO-Optimum zu erreichen, d. h. eine Situation, bei der jede Veränderung eine Verschlechterung bedeuten würde, sollte ein Preisaufschlag oder -abzug die wohlfahrtsmaximierende Nutzung der öffentlichen Güter sicherstellen. Ziel war es, nicht in der einzelwirtschaftlichen Kalkulation berücksichtigte soziale Kosten und Nutzen auf den Preis aufzuschlagen bzw. abzuziehen (Buttgereit 1991: 36). Angestrebt wird dabei eine gesellschaftliche Wohlfahrtsmaximierung, bei der im Optimum die Grenzkosten der Umweltnutzung, d.h. in dieser Höhe ist der Steuersatz einzusetzen (Cansier 1993:178).

Aufgrund der fehlenden Bestimmungsmöglichkeiten der externen Effekte bietet die PIGOU-Steuer allerdings nur einen theoretischen Lösungsansatz. Das Problem bei der Festlegung des Steuersatzes liegt in der konkreten Bestimmung der marginalen Schadens- und Gewinnfunktionen (Rogall 2002: 248). Insofern ist diese Ideallösung für den praktischen Einsatz nicht geeignet. Nichtsdestotrotz bildet sie aber den Ausgangspunkt für die Entwicklung von politiknäheren Instrumentenvarianten (Michaelis 1996: 22), die Grenzkostenoptimierung nimmt beispielsweise bei der Berechnung von Infrastrukturkosten im

Verkehr eine zentrale Rolle ein (Dings 2002: 25). Je genauer eine Unterscheidung nach Emissionsmenge, geographischer Position und Nutzungszeitraum vorgenommen werden kann, desto genauer können die Kosten der Inanspruchnahme ermittelt werden.

Ein weiterer theoretischer Ansatz stammt von HAROLD HOTELLING, der durch eine Steuer den Widerspruch zwischen einer an kurzfristigen Knappheiten orientierten Marktpreisbildung und einer langfristigen Ressourcenknappheit lösen wollte. Höhere Preise sollten so bereits früh den Verbrauch reduzieren und somit künftigen Generationen einen höheren Anteil nicht erneuerbarer Güter erhalten. Für die Festlegung der Höhe einer HOTELLING-Steuer stellt sich das Problem, dass sich der dafür notwendige optimale Punkt der Ressourcennutzung nicht finden lässt, sondern dass nur mittels einer pragmatisch orientierten, iterativen Strategie des „learning by doing“ eine Annäherung an ein nachhaltiges Maß an Umweltnutzung möglich wird (Rogall 2002: 248). Unvollständige Informationen über die Bedürfnisse zukünftiger Generationen, die Verfügbarkeit einer Umweltressource und die langfristigen Wechselwirkungen zwischen Ökosystemen und Umweltbelastungen erschweren aber die Bestimmung eines nachhaltigen Maßes. Zudem lassen sich auch die sozioökonomischen Ansprüche der gegenwärtigen Generation nur grob und nicht wertneutral definieren.

Einen pragmatischen Ansatz für die Entwicklung ökonomischer Instrumente der Umweltpolitik haben WILLIAM J. BAUMOL und WALLACE E. OATES Anfang der Siebziger Jahre vorgestellt (Baumol/Oates 1971). Ausgangspunkt dieses Konzepts ist nicht mehr ein theoretisches Optimum, sondern ein umweltpolitisch determinierter Zielzustand, der mit Abgaben oder Subventionen als Preise für die Inanspruchnahme von Umweltgütern erreicht werden soll (Baumol/Oates 1971: 51). Diese Preise werden in einem Näherungs- und Suchverfahren (*trial and error*) so lange variiert, bis das Umweltziel erreicht ist (Buttgereit 1991: 37). Durch diese iterativen Preiskorrekturen wird kein PARETO-optimaler Umweltzustand angestrebt. Ziel des Preis-Standard-Ansatzes ist vielmehr die Durchsetzung politischer Umweltziele mithilfe des Preismechanismus im Sinne einer Effizienz ohne Optimalität (Baumol/Oates 1971: 44f). Die Zielbildung orientiert sich dabei einerseits an wissenschaftlichen Erkenntnissen und andererseits an politischen Interessenlagen. Ebenso wie die PIGOU-Steuer zielt auch der Preis-Standardansatz auf eine Überwindung des Umweltproblems durch eine Veränderung der Preise für die Umweltnutzung. Für den Emittenten wird durch Preisveränderung eine klare, berechenbare Vorgabe gemacht, die durch eine Preissteuerung erreichbaren Umweltentlastungen sind aber vorab nicht genau bestimmbar.

Die Festlegung eines Preises für die Inanspruchnahme des öffentlichen Umweltguts trifft ähnlich wie ordnungsrechtliche Instrumente auf unterschiedliche Grenzvermeidungskosten und Konkurrenzsituationen, eine einheitliche Abgabenhöhe kann für unterschiedliche Anreizadressaten verschiedene Wirkungen entfalten. Gründe dafür können Investitionszyklen oder geringe Wertschöpfung sein, ebenso der Wettbewerb mit nicht besteuerten Unternehmen im Ausland. Ökonomische Instrumente senken zwar gegenüber Geboten und Verboten die Anpassungskosten, undifferenzierte Abgabensätze können aber innerhalb einer Branche zu unterschiedlichen Reaktionen auf induzierte Preiserhöhung führen. Ähnlich wie Unternehmen ein identisches Produkt verschiedenen Kundengruppen zu unterschiedlichen Preisen anbieten, kann auch die Belastung durch ökonomische Instrumente differenziert werden, um die Unterschiede zwischen den einzelnen Anreizadressaten berücksichtigen zu können. Dabei hat die Festlegung von Ramsey-Preisen eine wichtige Bedeutung. Bei einer *Ramsey*-Preisbildung wird die Gesamtnachfrage in mehrere Gruppen unterteilt. Der Preis richtet sich nach der Reaktion der Nachfrage; bei unelastischen Märkten wird er stärker erhöht als bei elastischen (Brümmerhoff 1992: 50). Bei der Bestimmung der unterschiedlichen Elastizitäten innerhalb der gesamten Anreizadressaten haben neben den Umsetzungskosten gerade die *exit*-Optionen im Wettbewerb eine zentrale Bedeutung: Lassen sich Transporte problemlos auf andere Verkehrsträger oder andere Regionen verlagern, stehen Anreizadressaten im Wettbewerb mit Unternehmen, die nicht von dem Entgelt betroffen werden. Den umweltpolitisch motivierten Staat kann solche eine Differenzierung vor zwei Probleme stellen: Erstens benötigt er Informationen über die Elastizität der Schiffe, d.h. er muss den Markt segmentieren. Zweitens kann diese Diskriminierung zu juristischen und politischen Problemen bzw. Widerständen führen. Differenzierungen eines Anreizes entsprechend den Elastizitäten reduzieren zwar den Widerstand einiger Emittentengruppen, sie können aber im Widerspruch zu vorherrschenden Gerechtigkeitsvorstellungen stehen und so auf neuen politischen Widerstand stoßen (Borrmann/Finsinger 1999: 181). Beispielsweise wurden im Rahmen der deutschen ökologischen Steuerreform eine Ausnahmeregelung für energie- und exportintensive Industrien eingeführt, während z. B. private Haushalte den vollen Steuersatz zahlen müssen (Santarius 2002: 127).

Seit den Siebziger Jahren wurden insbesondere in den OECD-Ländern mehrere hundert umweltorientierte Abgabenlösungen eingeführt, von lokalen Beiträgen bis zu nationalen Steuern (OECD 1996a: 18). Viele dieser Instrumente waren auf ein spezifisches Umweltschutzziel ausgerichtet und erfüllten dabei ein wichtiges Nebenziel - die Generierung

staatlicher Einnahmen. Die Entwicklung von Einzelinstrumenten entsprach insofern der Anzahl der Ziele, die mit Umweltschutzabgaben erreicht werden sollten. Dieses Miteinander verschiedener umweltpolitischer Instrumente kann auf die von JAN TINBERGEN formulierte „goldene“ Regel zurückgeführt werden, wonach die Anzahl der Ziele der Anzahl der eingesetzten Instrumente entsprechen muss, um eine komplexe Problemlage zu lösen (Tinbergen 1952: 73). Allerdings verändert demzufolge auch jedes Instrument das Problem selbst. Angelehnt an die von WERNER HEISENBERG definierte Unschärferelation entsteht zwischen dem Umweltproblem und dem Umweltschutzinstrument eine Beziehung. Bereits die Diskussion über umweltpolitische Instrumente führt bei einigen der zukünftigen Adressaten zu einer Verhaltensänderung. Andere reagieren auf die Einführung mit einer Vermeidungstaktik, die auch ein ungesetzliches Verhalten einbeziehen kann. Die Vielzahl der Reaktionsmöglichkeiten erzeugt einerseits die Notwendigkeit späterer Korrekturen an einem Instrument und unterstützt andererseits die TINBERGEN-Regel zur Vermeidung unerwünschten Verhaltens und von Verlagerungseffekten.

Ein über die Lösung einzelner Umweltprobleme hinausgehendes Konzept einer grundlegenden umweltorientierten Umstrukturierung einer Gesellschaft war die Grundidee hinter dem Vorschlag einer *ökologischen Steuerreform*. Kerngedanke der in den Achtziger Jahren entwickelten Idee war eine steuerliche Entlastung des Produktionsfaktors Arbeit und eine Belastung umweltbeeinträchtigter Produktionen und Produkte (Jänicke et al. 1999: 104). Zentrales Element solcher ökologischer Steuerreformen sollte dabei die Besteuerung des Energieverbrauchs sein. Die Einführung einer dynamischen Energiesteuer wurde bereits 1979 durch HANS-CHRISTOPH BINSWANGER vorgeschlagen (Binswanger et al. 1979: 199). Eng verbunden mit der Einführung solcher verbrauchs- oder emissionsorientierter Abgaben wurde dabei die Verschiebung der Steuerbelastung von der menschlichen Arbeit hin zum Naturverbrauch gesehen.³⁴ Auf diesem Wege will man gleichzeitig eine umweltfreundliche Umstrukturierung von Wirtschaft und Gesellschaft erreichen (Wicke 1993: 395).

Neben der Belastung von unerwünschten Verhaltensweisen kann man auch Erwünschtes fördern: durch Subventionen zur Durchsetzung politischer Ziele mittels Betriebsbeihilfen oder Investitionszuschüssen (werden im Abschnitt 4.2.3 vorgestellt).

³⁴ Im Rahmen einer mehrstufigen Ökologischen Steuerreform wurde dieses Modell in Deutschland ab 1999 umgesetzt.

Wie im folgenden Abschnitt dargestellt wird, existieren neben den an Umweltnutzung orientierten Entgelten auch Abgabensysteme für die Inanspruchnahme öffentlicher Infrastrukturgüter, wie etwa Verkehrswege. Für die Bewirtschaftung globaler Gemeinschaftsgüter werden solche Nutzungsentgeltsysteme vorgeschlagen beispielsweise durch den WISSENSCHAFTLICHEN BEIRAT DER BUNDESREGIERUNG GLOBALE UMWELTVERÄNDERUNGEN (Graßl et al. 2002). Abweichend von dem wohlfahrtstheoretischen Internalisierungsziel wird dabei die Verteuerung der Ressourcennutzung auch als Finanzierungsinstrument für eine nachhaltige Entwicklung gesehen. Entgelte werden insofern mit Fördermaßnahmen verbunden (Graßl et al. 2002: 4).

4.2.2 Entgelte in der Umwelt- und Verkehrspolitik

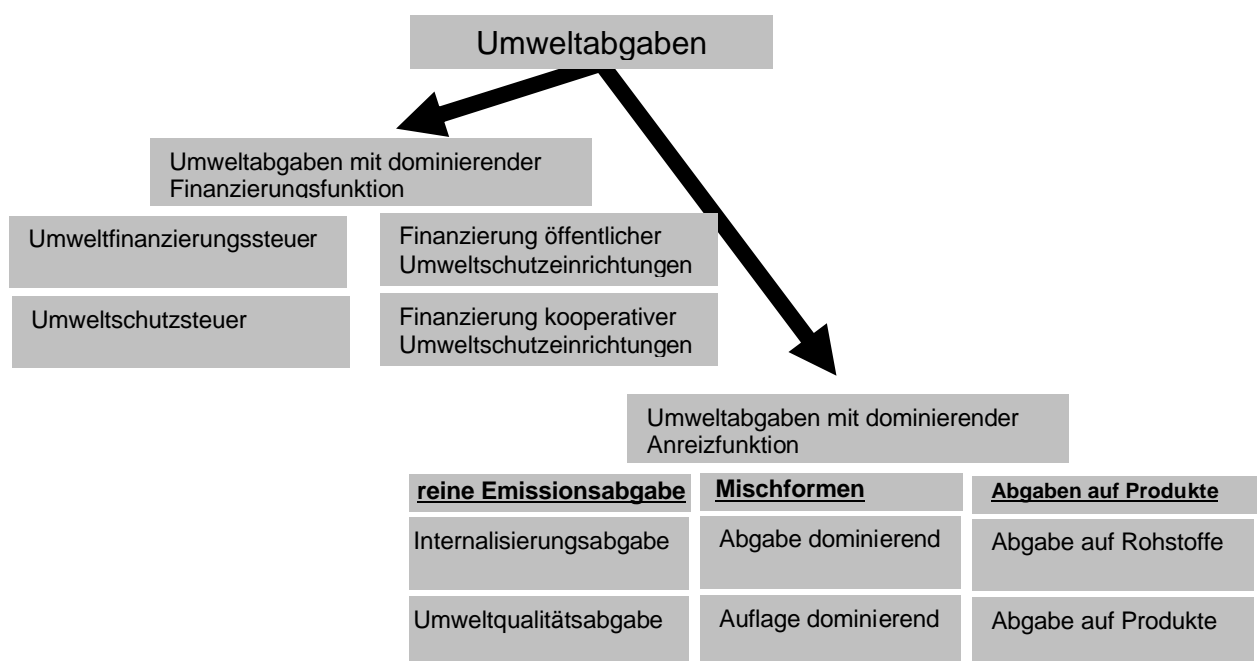
Mit den verschiedenen Formen von Entgelten wurden im Umweltschutz umfangreiche Erfahrungen gesammelt. Abwasserabgaben, Nutzungsentgelte oder Emissionssteuern erweiterten ab dem Anfang der Siebziger Jahre das umweltrechtliche Instrumentarium (Wicke 1993: 421). Sie sollten die bestehende Umweltpolitik nachbessern oder ergänzen. Entgelte in der Umweltpolitik lassen sich nach dem Zweck in Finanzierungs- und Lenkungsabgaben, nach der Art und Weise des Zugriffs in Emissionsabgaben, Nutzer- und Produktabgaben unterscheiden (Cansier 1993: 135). Finanzwissenschaftlich und juristisch lassen sie sich in Gebühren, Beiträge und Steuern unterscheiden. Gebühren sind dabei Zwangsabgaben für individuell zurechenbare Leistungen, bei Beiträgen ist die Leistung nicht individuell, aber einer Gruppe zurechenbar und wird auf diese umgelegt (Bartmann 1996: 138). Bei Steuern handelt es sich um eine Zwangsabgabe, jedoch steht dieser kein Anspruch auf konkrete Leistung gegenüber. I. d. R. dienen Steuern der Finanzierung allgemeiner Staatsausgaben. Sonderabgaben werden zur Finanzierung spezifischer Gruppenbedürfnisse oder bestimmter öffentlicher Leistungen eingesetzt (Rogall 2002: 246f).

Da ein Anreiz das Entscheidungsverhalten der Adressaten beeinflussen soll, hängt der Erfolg der umweltpolitischen Lenkung von der Konformität des Instruments mit den individuellen Reaktionsmöglichkeiten ab. Sind beispielsweise die Emissionsabgaben so niedrig, dass den Adressaten alle technisch möglichen Umweltschutzmaßnahmen als nicht

kosteneffizient erscheinen, reduziert sich die Wirkung des Instruments auf die Generierung zusätzlicher Einnahmen. Ein durch ein Entgelt eingeführter Anreiz muss die drei im Abschnitt 3.2.1 entwickelten Anforderungen erfüllen: Effektivität, Effizienz und individuelle Rationalität. Für den Anreizgeber, d.h. umwelt- und verkehrspolitische staatliche Institutionen, muss insofern durch das Entgelt eine gewünschte Wirkung zu akzeptablen Kosten realistisch sein. Für den Adressaten verändert ein funktionaler Anreiz individuelle Rahmenbedingungen so, dass aufgrund der Wahrnehmung und Bewertung der neuen Situation Umweltschutz als ökonomisch sinnvoll erscheint.

Ein wichtiger Anhaltspunkt für die Unterscheidung verschiedener Entgeltarten ist die Bemessungsgrundlage. Je nach Ansatz der Bemessungsgrundlage wird die Höhe der Abgabe an unterschiedlichen Eigenschaften festgelegt. Die Rationalität der Anreizadressaten bezieht sich in der Regel weniger auf das Umweltschutzziel des Staates als auf eine Optimierung der eigenen Situation gegenüber der Bemessungsgrundlage der Entgelthöhe. In der Praxis bestehen enge Verbindungen zwischen dem Finanzierungs- und dem Lenkungsaspekt eines Entgelts. Auch Lenkungsabgaben sind mit einem Mittelaufkommen verbunden, und es stellt sich die Frage, wie dieses Aufkommen verwendet werden soll. Die folgende Übersicht stellt die verschiedenen Arten von Umweltabgaben vor, unterschieden nach Finanzierungs- und Anreizfunktion:

ABBILDUNG 10: ÜBERSICHT ÜBER DIE VERSCHIEDENEN ARTEN VON UMWELTABGABEN



Entgelte mit dominierender Finanzierungsfunktion, wie zum Beispiel Steuern oder undifferenzierte Gebühren entfalten ihre Lenkungswirkung allein aufgrund der Preiselastizität der Nachfrage. Bei der deutschen Mineralölsteuer zum Beispiel ist das Entgelt nicht nur eine wichtige Einnahmequelle, sondern es wird ebenso aus Energieeinsparungs- und Emissionsverminderungsgründen erhoben (Wicke 1993: 395). Auch Gebühren und Beiträge können für die Finanzierung sowohl von öffentlicher als auch für kooperativ bzw. privatwirtschaftlich finanzierte Infrastruktur und Umweltschutzeinrichtungen erhoben werden. Ein Beispiel hierfür sind die Benutzungsentgelte für Autobahnen. In Ländern wie Frankreich oder Spanien werden sie entsprechend der zurückgelegten Entfernung erhoben. Dagegen stehen die Systeme in Tschechien, der Slowakei oder der Schweiz, wo hier eine zeitraumbezogene Gebühr bezahlt oder Autobahnvignette erworben werden muß – unabhängig davon, wieviel der Nutzer überhaupt emittiert – sprich: wie viel er fährt oder nicht. Die Einnahmen werden zum Erhalt und Ausbau der Infrastruktur eingesetzt. Umweltabgaben mit einer dominierenden Finanzierungsfunktion können aber auch Einnahmen generieren, die zur Finanzierung von Umweltsubventionen eingesetzt werden können, wie im Abschnitt 4.3 dargestellt.

Steht statt der fiskalischen die umweltpolitische Lenkungsfunktion im Vordergrund, handelt es sich um anreizorientierte Umweltabgaben. Umweltnutzung wird hier zu einem Kostenfaktor. Die Emittenten sollen durch die nach umweltbezogenen Kriterien differenzierten Ausgaben veranlasst werden, ihre Inanspruchnahme von Umweltleistungen einzuschränken. Für sie entstehen zweierlei Kosten: einerseits Vermeidungskosten für Maßnahmen, die zu einer Reduzierung der Umweltnutzung führen, andererseits Abgaben für die verbleibenden Emissionen. Umweltabgaben werden in der Regel vorgeschlagen, um eine ökologische Lenkungswirkung zu erzeugen (Wicke 1993: 397).

In der Abbildung 10 werden unterschiedliche Ansatzpunkte für den Anreiz dargestellt. Produktabgaben wirken wie Verbrauchssteuern, da sie ein Produkt verteuern und so zu einer Substitution zugunsten weniger oder nicht besteuert Substitute führen. Produktabgaben umfassen Abgaben auf schadstoffhaltige oder knappe Produkte. Anstelle von Abgaben, die Endprodukte eines Unternehmens verteuern, können inputorientierte Abgaben auch den Ver- und Gebrauch von Rohstoffen und Vorprodukten verteuern. Bei den Emissionsabgaben stellt die laufende Schadstofffreisetzung an den einzelnen Quellen die

Bemessungsgrundlage dar. Während bei reinen Emissionsabgaben der Ausstoß im Vordergrund steht, orientieren sich Umweltqualitätsziele an der Frage, wie stark die Anreize für Emittenten sein müssen, um die Emissionen auf ein Niveau zu senken, das den Schutz der Umwelt sicherstellt.

Eine große Bedeutung in der Umweltschutzpraxis haben verschiedene instrumentelle Mischformen. Als Hybridinstrumente können Kombinationen unterschiedlicher Anreizmechanismen bezeichnet werden, etwa Mischungen zwischen Auflagen und Abgaben oder zwischen Emissionshandelssystemen und Steuern. Benutzervorteile werden beispielsweise über nach Umweltkriterien differenzierte Gebühren angeboten. Boni für emissionsarme Nutzer werden oft durch Sanktionen für besonders emissionsintensive Nutzer querfinanziert. Eine weitere Variante sind Umweltindexierungen. Durch die Ausweisung der Umweltqualität wird die Ausweisung als Qualitätsanbieter erwartet, die auch von den Kunden anerkannt wird. Ebenso wie in einer differenzierten Gebührenstruktur eine Umweltabgabe mit einer Subvention gemischt wird, können unterschiedliche Steuerungsmechanismen in einem einzigen Instrument verknüpft werden. Dabei wird ein Schwellenwert eingeführt, bei dessen Überschreiten zwischen den Mechanismen gewechselt wird. Solche Hybridinstrumente sind oft Restverschmutzungsabgaben, Kompensationsregeln oder handelbare Steuern. Restverschmutzungsabgaben ergänzen das Ordnungsrecht durch eine Preissteuerung. Abgaben geben einen Anreiz, über die Auflage hinaus Umweltbelastungen zu vermeiden (Bartmann 1996: 144). Dabei werden die nach der Erfüllung einer Auflage verbleibenden Emissionen mit einer Abgabe belegt. Restverschmutzungsabgaben überwinden einen Kritikpunkt an ordnungsrechtlichen Instrumenten, da diese keine Anreize zur Vermeidung über das festgelegte Abgabenniveau hinaus anbieten. Restverschmutzungsabgaben optimieren damit ordnungsrechtliche Instrumente. Die Kombination zwischen ordnungsrechtlichen Vorgaben und Entgelten kann sicherstellen, dass alle Emittenten Mindeststandards einhalten. Die Umweltabgabe erzeugt aber einen Anreiz, um den Grenzwert über ein Mindestmaß hinaus zu unterschreiten. Eine solche Kombination wäre z. B. ein Verbot von Schiffskraftstoffen mit über 4,5 Prozent Schwefelgehalt und eine Besteuerung aller anderen Brennstoffarten in Abhängigkeit von ihrem Schwefelgehalt.

Auch Kompensationsregeln sind eine Flexibilisierung des Ordnungsrechts. Dabei wird den Emittenten eine oder mehrere Alternativen zur Umsetzung der Auflage oder des Verbots angeboten. Durch Kompensationszahlungen, räumliche oder zeitliche Verlagerungen der Umsetzung entstehen Möglichkeiten, die entsprechend der jeweiligen Grenz-

kostensituation genutzt werden können. Dieser 1977 eingeführte kontrollierte Umweltschutzhandel im Rahmen der US-amerikanischen Luftreinhaltepolitik (*Clean Air Act*) sollte die Umweltschutzkosten durch eine flexiblere Ausgestaltung reduzieren (Bartmann 1996: 134). Emittenten konnten durch die steigenden Umsetzungsmöglichkeiten im oder außerhalb des Unternehmens kostengünstigere Reduktionsmaßnahmen wählen, mit denen die umweltpolitischen Ziele umgesetzt werden können.

Die Orientierung von wohlfahrtstheoretischen Internalisierungszielen hin zu einer Bewirtschaftung von Umweltgütern ist die Grundlage von Nutzungsentgeltsystemen in der Umweltpolitik. Die Erhebung von Entgelten basiert auf einem engeren Gebührenverständnis, verbunden mit der Zweckbindung der Einnahmenverwendung (Graßl et al. 2002: 5). Beiträge und Gebühren haben die Aufgabe, von der öffentlichen Hand oder von Zweckverbänden betriebene kooperative Umweltschutzeinrichtungen zu finanzieren (Wicke 1993: 397). Gebühren sind öffentliche Abgaben, denen eine spezifische Gegenleistung durch den Staat gegenübersteht. Man unterscheidet Verwaltungs-, Benutzungs- und Verleihungsgebühren. Die Einnahmen sind zweckgebunden. Während bei Gebühren eine Inanspruchnahme öffentlicher Leistungen Grundlage der Berechnung ist, werden Beiträge nicht individuell, sondern gruppenspezifisch zugerechnet. Das Konzept der Nutzungsentgelte wird auch im Zusammenhang mit globalen Umweltgütern und einer weltweiten Nachhaltigkeitspolitik diskutiert (Kaul/Grunberg/Stern 1999). Als politische Herausforderung wird dabei die Entwicklung von politisch tragfähigen Konzeptionen zum Umgang mit globalen Umweltgütern auf internationaler Ebene zu finden sein (Graßl et al. 2002: 5). Solche globalen Ansätze würden die Nutzung eines Umweltguts mit Gebühren verbinden, d.h. die Belastung der Luft oder das Befahren einer Wasserstraße wird mit einer Zahlung gekoppelt.

In der Verkehrs- und Umweltpolitik werden anreizorientierte Instrumente an verschiedenen Stellen eingesetzt. Finanzierungs- und Lenkungsfunction sind dabei in der Regel gemeinsame Ziele. Ein Beispiel ist das Parkraummanagement in Städten. Die Gebühr dient nicht nur der Bewirtschaftung von Parkplätzen und -häusern, sondern wird oft auch zur Verkehrlenkung und zur Förderung des öffentlichen Personennahverkehrs genutzt. Der Erlass von Parkgebühren für umweltfreundliche PKW wird auch zur Technologieförderung genutzt. Die deutsche Kraftfahrzeugsteuer wird seit 1998 nach den atmosphärischen Emissionen, der Kraftstoffart und dem Hubraum der Personenfahrzeuge differenziert. Ziel der Steuerspreizung zwischen Altfahrzeugen und modernen, abgasarmen Kraftwagen ist das beschleunigte Abwracken der umweltintensivsten Fahrzeuge (Rogall

2002: 258). Als Bezugsgröße und Kontrollsystem werden die EURO-Emissionsgrenzwerte 1 bis 4 genutzt. Diese Klassen geben Auskunft über die leistungsabhängigen Emissionen verschiedener Motorentypen. Höhere Steuern für ältere, leistungsstärkere Fahrzeuge bilden einen Anreiz, frühzeitig auf neuere, effizientere und umweltfreundlichere Modell umzusteigen.

Eine zunehmende Verbreitung finden Benutzergebühren zur Finanzierung von Infrastrukturinvestitionen. In Deutschland wurde 2005 die *LKW-Maut* für den Schwerlastverkehr eingeführt. Dabei wird eine entfernungsabhängige Gebühr differenziert nach Fahrzeuggröße und Schadstoffemissionen erhoben. Im Flugverkehr staffeln viele Flughäfen ihre Tarife nicht nur nach Flugzeuggröße, sondern auch nach Umweltkriterien. Mit der Ausweitung der Nachtflugzeiten und der lärmorientierten Staffelung der Start-/Landegebühren werden den Fluggesellschaften Anreize zur Investition in lärmarme Flugzeuge gegeben. Durch niedrigere Gebühren für leisere Flugzeuge werden neuere oder umgerüstete Maschinen bevorzugt. Eine Sonderform einer Benutzergebühr ist die *Vignette*, die wie etwa in der Schweiz bei einmaligem Erwerb zur unbegrenzten Benutzung der Strecken in einem bestimmten Zeitraum berechtigt. In London wurde 2003 mit der *Congestion Charge* eine Gebühr für das Fahren in der Stadt eingeführt, die jedes tagsüber in der Innenstadt fahrende Auto entrichten muss.

Die umfassende Einführung solcher nach Umweltintensität, Nutzungsumfang oder dem Zeitpunkt der Inanspruchnahme differenzierten Systeme zur Finanzierung der Infrastrukturkosten werden in der EU derzeit für alle Verkehrssysteme diskutiert. Hintergrund einer Harmonisierung oder Koordinierung ist auch das Ziel, Marktbarrieren durch verschiedene inkompatible Systeme zu vermeiden. Die Europäische Kommission hat dem Weißbuch *Faire Kostenanlastung im Verkehr: Ein abgestuftes Konzept für einen Gemeinschaftsrahmen zur Erhebung von Infrastrukturgebühren in der EU* die Einführung solcher Systeme auch für den Seeverkehr vorgeschlagen (KOM 1995). Wie im Abschnitt 6.3 dargestellt wird, spielen neben den Infrastrukturkosten auch Umweltkosten eine Rolle.

Eine andere Möglichkeit umweltorientierter Abgaben ist die Verkehrserzeugungsabgabe. Dabei werden Betriebe, die für das Entstehen zusätzlicher Verkehrsströme verantwortlich sind, an den Kosten des zusätzlichen Verkehrs beteiligt. Diese Entgeltart wird bislang auf kommunaler Ebene eingesetzt, etwa bei Großveranstaltungen oder bei Neuverkehr erzeugenden Einrichtungen „auf der grünen Wiese“ (Deutscher Bundestag 1994: 221).

4.2.3 Subventionen in der Umwelt- und Verkehrspolitik

Grundsätzlich können Subventionen als Spiegelbild umweltorientierter Abgaben betrachtet werden, es kommt nicht zu einer Verteuerung von politisch unerwünschten, sondern zu einer Vergünstigung von umweltpolitisch erwünschten Handlungen. Umweltsubventionen können als Zuschüsse, günstige Kredite, Steuervorteile, Benutzervorteile und ähnliche staatliche Unterstützungen umweltpolitisch gewünschte Handlungen fördern (Harrison et al. 2005: 66). Eine Aufrechterhaltung der Umweltverschmutzung wäre insofern mit Subventionsverzicht des Emittenten verbunden, eine Schadensreduzierung bedeutet eine Verbesserung für den Verursacher (Brümmerhoff 1992: 74). Statt negativer am Verursacherprinzip orientierter Anreize werden Vorteile bzw. positive Anreize eingeführt.

Die Finanzierung von Umweltschutzmaßnahmen der Emittenten ist eine Benachteiligung Dritter, im Sinne des Gemeinlast- oder des Nutznießerprinzips. Beim Gemeinlastprinzip werden die Kosten für Emissionsminderungen nicht vom Verursacher getragen, sondern entweder über die Verwendung von Haushaltsmitteln oder den Verzicht von Steuereinnahmen von der Gesamtheit der Steuerzahler. Oder als alternative Finanzierungsmöglichkeit der Subventionen eine Querfinanzierung durch eine bestimmte Gruppe wie zum Beispiel durch die Erhebung eines Emissionsentgelts mit einer dominierenden Finanzierungsfunktion. Die generierten Einnahmen könnten dann als Beihilfen zur Unterstützung der Lenkungswirkung eingesetzt werden.

Neben dem Gemeinlastprinzip kann eine Subventionierung auch mit dem Nutznießerprinzip begründet werden. Sind weniger Umweltbelastungen für die Emittenten ein externer Effekt und lässt sich keine Internalisierung entsprechend dem Verursacherprinzip durchsetzen, kann es auch zu einer Finanzierung des Umweltschutzes durch die kommen, die von einer höheren Umweltqualität profitieren. Im Seeverkehr würden Schiffe, die über Mindeststandards hinaus in Umweltschutz investieren, für ihre freiwilligen Leistungen von den Nutznießern, etwa den Hafenanrainern, entlohnt. Umweltfreundliche Transportleistungen der Schifffahrt sollten insofern durch öffentliche Subventionierung zusätzlicher Anstrengungen in diesem Bereich unterstützt werden (Parker 2000: 12). Dies können beispielsweise Hafenstädte sein oder auch andere Sektoren, die so Einsparungen in ihrem Bereich vermeiden können. Die gegenüber anderen Bereichen geringen Grenzvermeidungskosten atmosphärischer Emissionen im Seeverkehr können zusätzlich die

Kosten zur Erreichung umweltpolitischer Qualitätsziele senken und die Durchsetzung „teurerer“ landseitiger Maßnahmen überflüssig machen (Kågeson 1999: 7).

Im Vergleich zu Abgaben kehren Subventionen das Verursacherprinzip um und sind dadurch allokativ bedenklich, da die Kosten ökologischer Schäden nicht internalisiert werden. Vielmehr verzerren sie den Preismechanismus zusätzlich und geben Anreize für neue subventionssuchende Produzenten, aber weniger zur Optimierung des Handelns existierender Emittenten. Anstelle von Anreizen zur Emissionsreduktion bei allen Verursachern wird Umweltschutz durch den Umfang der verfügbaren Fördermittel begrenzt. Insofern wird aus einer theoretischen Perspektive die Effektivität gegenüber Abgabenslösungen als gering eingeschätzt (Brümmerhoff 1992: 75). In der Praxis der Umwelt- und Verkehrspolitik haben, trotz theoretisch nachzuweisender Nachteile, Subventionen eine hohe Bedeutung, einerseits als allein stehende Instrumente zur Förderung der Entwicklung und Markteinführung innovativer Produkte oder der Finanzierung von Infrastrukturprojekten, andererseits im kombinierten Einsatz mit anderen Instrumenten wie zum Beispiel die Erleichterung der Anpassung der Emittenten an neue umweltpolitische Vorgaben (Harrison 2005: 67). Für Umweltsubventionen ist, wie in der folgenden Abbildung dargestellt, die Einnahme- und die Ausgabenseite von Bedeutung.

ABBILDUNG 11: **ÜBERSICHT ÜBER DIE MITTELHERKUNFT UND -VERWENDUNG VON UMWELTSUBVENTIONEN**



Quelle: eigene Darstellung

Die Mittel zur Finanzierung von Umweltsubventionen können aus Steuereinnahmen des Staates oder umweltorientierten Entgelten stammen. Aber auch mit dem Verkauf oder der Versteigerung von Umweltzertifikaten können Mittel generiert werden, wie im Abschnitt 4.3 dargestellt wird. Eine Alternative zu der Rolle des Staates als Umverteilungs-

institution bilden privatwirtschaftliche Beiträge. Anstatt Mittel an den Staat zu überweisen, wird die Förderung hier zwischen den Anreizzahlern und –empfängern organisiert. Der Staat nimmt eine passivere, regelgebende Rolle ein. Ein Beispiel für eine Quersubventionierung zwischen emissionsarmen und –intensiven Optionen ist die Förderung erneuerbarer Energien im deutschen Strommarkt: Elektrizitätsanbietern wird für Strom aus regenerativen Quellen eine kostendeckende Einspeisevergütung gewährt. Diese ist nicht an den Gestehungskosten der thermischen und nuklearen Kraftwerke und damit an den Marktpreisen für Elektrizität orientiert, sondern an der Leistungsfähigkeit der regenerativen Energietechnologien. Die Finanzierung der Markteinführung erneuerbarer Energien wird so durch eine Einrechnung in den allgemeinen Strompreis ermöglicht, der den Anbietern „grüner“ Elektrizität über die Betriebsdauer die Absatzpreise garantiert.

Gerade im Rahmen der Förderung erneuerbarer Energietechnologien wurden neben der Einspeisevergütung auch andere Arten von Umweltsubventionen weiterentwickelt beispielsweise Ausschreibungswettbewerbe. Interessenten konnten sich dabei in Großbritannien von 1990 bis 1998 mit Projektanträgen um eine mehrjährige Förderung im Rahmen der *Non-Fossil Fuel Obligation* bewerben (Harrison 2005: 67).

Die wichtigsten Instrumente zur Verwendung von Subventionsmittel sind zinsvergünstigte Darlehen, Zuschüsse und Steuervergünstigungen (Cansier 1993: 145). Die Förderungen können als Investitionsbeihilfen und/oder Betriebskostenzuschüsse angeboten werden. Für den Anreizadressaten ist neben der momentanen Höhe auch die Dauer der Förderungen von Bedeutung. Von der Europäischen Kommission wurden beispielsweise im Rahmen des *Marco Polo*-Programms Projektzuschüsse für innovative Projekte ausgeschrieben, die eine Verkehrsverlagerung zur Schiene oder Wasserwegen fördern.

Einen anderen Ansatz als die direkt an den Projektkosten und der Investitionsentscheidung des Anreizadressaten orientierten Investitionsbeihilfen und Betriebskostenzuschüsse verfolgen Zahlungen für den Nutzungsverzicht und für Kompensationsprojekte. Beim Nutzungsverzicht wird in Anlehnung an das Nutznießerprinzip der Emittent für den freiwilligen Verzicht auf die Inanspruchnahme seines Rechts zur Umweltverschmutzung belohnt, beispielsweise durch Kompensationszahlungen. So wurde beispielsweise in den Niederlanden allen Bewohnern der Regionen Zoetermeer und Den Haag in einem Pilotprojekt eine Belohnung von täglich zwei bis fünf Euro angeboten, wenn sie nicht werktags zwischen sieben und neun Uhr auf der Autobahn A12 fahren (Transport News Network

2005). Im Rahmen des Pilotprojekts soll ermittelt werden, wie sich die Anzahl der Fahrzeuge zu den Spitzenlastzeiten im Berufsverkehr reduzieren lassen.

Das Konzept der Kompensationsprojekte wurde in der internationalen Umweltpolitik an verschiedenen Programmen erprobt, beispielsweise den so genannten *Debt-for-Nature Swaps*. Dabei erreichen sogenannte Entwicklungsländer einen Teilerlass ihrer Schulden durch den Schutz ihrer biologischen Vielfalt vor einer ökonomischen Nutzung, beispielsweise durch eine Abrodung von Regenwäldern (Graßl et al. 2002: 37). Nutzungsverzichtserklärungen können auch im Verkehrsbereich eingeführt werden, beispielsweise durch die freiwillige Selbstverpflichtung, bestimmte Treibstoffqualitäten zu nutzen oder eine Geschwindigkeit nicht zu überschreiten, siehe dazu die Ausführungen in Kapitel 6. Die verschiedenen bereits im Seeverkehr eingeführten Umweltsubventionen werden im Abschnitt 5.1 vorgestellt.

4.3 Anreize durch Mengensteuerung

4.3.1 Grundlagen

Im Gegensatz zur Festlegung der Kosten für die Inanspruchnahme von Umweltgütern oder der Entlohnung durch Nutzungsverzicht wird bei der Mengensteuerung ein Bewirtschaftungskonzept eingeführt und Nutzungsrechte in der Form von Lizenzen oder Zertifikaten definiert. Diese Rechte sind knapp und handelbar. Für die Anreizadressaten wird so ein Markt geschaffen, auf dem aus eigenen Umweltprojekten entstandene Zertifikate verkauft oder Emissionsrechte gekauft werden.

Das grundlegende Konzept handelbarer Emissionsrechte geht auf J.H. DALES zurück (Dales 1968). Ausgangspunkt ist dabei die Definition von Nutzungsrechten an einem öffentlichen Gut. Unter dem Verweis auf den von COASE eingeführten Begriff der *Eigentumsrechte* oder auch „*rights to the use of an asset*“ (Coase 1960) bezieht sich DALES im speziellen auf Wasserverschmutzung und schlägt als Lösungsansatz ein System vor, mit dem Eigentumsrechte für Wasser vergeben werden und für diese ein Preissystem entwickelt wird. Im Zusammenhang mit der Nutzung (Verschmutzung) des Wassers wird vor-

geschlagen, dass im Rahmen eines *charging systems* eine Gebühr für die Menge an Emissionen berechnet wird. Hierbei schlägt DALES vor, dass in Abhängigkeit von der erlaubten Menge an Emissionen so genannte *pollution rights* ausgegeben und diese zum Verkauf angeboten werden können (Dales 1968: 792). Der Staat oder die Staatengruppe bestimmt den Umfang und somit die Knappheit des Guts und übernimmt so die Rolle eines Quasi-Eigentümers. Diese Menge wird in Zertifikate oder Lizenzen gestückelt und an die Emittenten ausgegeben, die dadurch zum Schadstoffausstoß im Rahmen der ausgewiesenen Höhe berechtigt werden. Da die Umweltlizenzen handelbar sind, kann das Recht zur Umweltverschmutzung transferiert werden. So entsteht für jeden Emittenten der Anreiz, zwischen seinen individuellen Vermeidungskosten und dem Marktpreis für Emissionsrechte zu vergleichen (Häder 1997: 44). Je knapper die Rechte sind, desto eher kommen interne Emissionsminderungspotenziale zum Zuge – anstatt notwendige Zertifikate am Markt zu erwerben oder um selbst als Anbieter auftreten zu können.

Die Idee der Mengensteuerung wurde anhand der Entwicklung von Emissionshandelssystemen konkretisiert. Erste Erfahrungen wurden beispielsweise in der US-amerikanischen Luftreinhaltepolitik gesammelt, wie im folgenden Abschnitt 4.3.2 dargestellt wird.

Emissionshandelssysteme stehen aber auch im Mittelpunkt der internationalen Klimapolitik, insbesondere in der Form der flexiblen Instrumente des Kioto-Protokolls sollen sie die Kosten der Zielerreichung reduzieren (Brockmann/Stronzik/Bergmann 1999: 56). Neben der Steuerung von Emissionsmengen können aber auch Nutzungsrechte gehandelt werden. Statt eines Rechts zur Freisetzung eines Schadstoffs an einem bestimmten Ort wird beispielsweise das Recht zum Befahren einer Wasserstraße gehandelt. Eine Alternative zu Emissions- und Nutzungsrechten sind Umweltschutz- und Nutzungsverzichtsrechte, wie sie im Abschnitt 4.3.3 ausführlicher dargestellt werden. Handelbare Zertifikate entstehen durch projektbezogene Emissionsreduktionen oder den freiwilligen Verzicht auf die Inanspruchnahme von Rechten, etwa auf die Nutzung von Verkehrsinfrastruktur.

Durch die verschiedenen Instrumente einer mengensteuernden Umweltpolitik wird das Schutzziel durch ein initialisiertes Zusammenspiel von Angebot und Nachfrage realisiert. Es bilden sich Märkte für die ehemals öffentlichen und nun knappen Umweltgüter und/oder Infrastrukturleistungen. Während die so genannten *cap-and-trade* Instrumente, die im Abschnitt 4.3.2 behandelt werden, eine quantitative Nutzungsgrenze einführen, ist die Umweltschutzwirkung anderer Instrumente unsicherer. Freiwillige Handelssysteme

wie etwa *credit-based trading* wirken vergleichbar mit Subventionen. Der Anreiz zum Umweltschutz hängt mit der Bereitschaft des Staates zum Kauf der Zertifikate oder dem staatlichen Druck auf Dritte zum Kauf der Rechte zusammen. Gemeinsam sind diesen Instrumenten Grundfragen über die Definition und Gültigkeit der Zertifikate, die Auswahl der Beteiligten an dem System sowie der Sicherstellung der Funktion des Marktmechanismus.

Die Definition eines handelbaren Rechts setzt eine klare Festlegung der Maßeinheit voraus. Emissionshandelssysteme beziehen sich in der Regel auf Tonnen bestimmter Schadstoffe etwa CO₂ oder Feinstaub als Bemessungsgrundlage. Das Umweltschutzziel erfordert aber eine zweifache Abgrenzung der Rechte: zeitlich und geografisch. Die zeitliche Dimension wird in der Regel bereits mit der Formulierung der Umweltziele vorgegeben. Das *Kioto Protokoll* zum Beispiel bezieht sich auf jährliche Emissionen gegenüber dem Basisjahr 1990. Da Handelssysteme neben dem eigentlichen Handel zwischen Akteuren auch ein Ansparen oder Verschulden (*banking*) zulassen können, müssen diese Mechanismen mit dem Schutzziel verbunden werden. Darüber hinaus ist eine geografische Abgrenzung notwendig, wenn nicht nur CO₂ gehandelt werden soll. Eine Diskontierung oder begrenzte Gültigkeit der Rechte kann die Funktion langfristig sichern. Eine zeitliche Flexibilisierung hat eine wichtige Rolle, um konjunktur- und witterungsbedingte Schwankungen auf dem Emissionsmarkt auszugleichen, und trägt zur Stabilisierung des Handelssystems bei (Brockmann/Stronzik/Bergmann 1999: 58). Die zeitliche Differenzierung hat auch bei Nutzungsrechten eine wichtige Bedeutung, gerade bei knappen Infrastrukturleistungen. Handelbare Hafenzufahrtzertifikate könnten im Gegensatz zu undifferenzierten Gebühren einen Ausgleich zwischen Kapazitätsproblemen zu Spitzenlastzeiten und ruhigeren Perioden schaffen. Insbesondere bei den Luftschadstoffen hängt die Schadenswirkung stark mit dem Ort der Freisetzung zusammen. Im Gegensatz zu einem globalen CO₂-Handel kann ein weltweites Handelssystem für Feinstaub keinen Beitrag zur Beseitigung der regionalen Belastungsschwerpunkte, der *hot spots*, bringen. Dafür ist eine räumliche Begrenzung der Handelssysteme erforderlich. Diese geografische Differenzierung kann durch Teilmärkte organisiert werden.

Ist der Rahmen für ein Handelssystem gebildet, müssen die Adressaten ausgewählt werden, d.h. die juristischen Personen, die als Verpflichtete in Frage kommen. Die Festlegung des Rechenschaftspflichtigen nimmt eine Schlüsselstellung in der Ausgestaltung eines Emissionshandelssystems ein (Cames/Deuber/Rath 2003: 71). Bei den nachweispflichtigen Akteuren bzw. den Anreizadressaten umweltpolitischer Instrumente werden

Emissionen gemessen oder abgeschätzt. Die Rechenschaftspflichtigen werden durch die Verwaltung des Handelssystems erfasst und kontrolliert. Die Wahl der nachweispflichtigen Akteure beeinflusst in großem Maße die Transaktionskosten, die Effektivität und Durchführbarkeit eines Systems.

Grundsätzlich kann die Mengensteuerung eines Emissionshandelssystems direkt bei den Emittenten ansetzen (*downstream*) oder auch an verschiedenen Punkten der vorgelagerten Handelskette (*mid-* oder *upstream*) (Cames/Deuber/Rath 2003: 71). Bei jedem dieser Ansätze werden andere Akteure verpflichtet, Emissionsrechte nachzuweisen. Beim so genannten *upstream*-Ansatz werden Treibstoffproduzenten und -importeure zum Nachweis der Emissionsrechte verpflichtet; der *midstream*-Ansatz würde Schiffs- und Motorenhersteller einbeziehen und der *downstream*-Ansatz die Reedereien. Die Ausgestaltung konkreter Handelssysteme wird im Kapitel 6 anhand regionaler und globaler Instrumente ausführlich dargestellt.

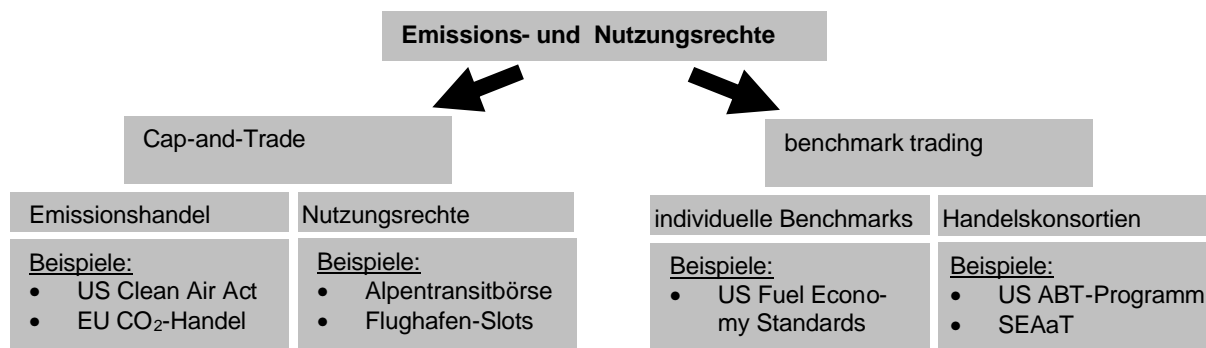
Eine weitere andere Gemeinsamkeit aller Handelssysteme ist die Notwendigkeit von informations- und Kontrollsystemen sowie der Sicherstellung der Funktion des Marktmechanismus. Wie bereits im Abschnitt 4.1. ausgeführt, hängt die Funktionsfähigkeit des Instruments von einem verlässlichen Kontrollsystem ab, das einerseits die Gültigkeit der Zertifikate sicherstellt und andererseits rechtzeitig Informationen über Fehlentwicklungen auf dem Markt liefert. Ähnlich dem von BAUMOL/OATES vorgeschlagenen Preis-Mengen-Ansatz muss so der Umfang der Rechte angepasst werden, um ein umweltpolitisches Ziel zu erreichen.

Für die praktische Umsetzung der Mengensteuerung ist eine Vielzahl von Detailregelungen erforderlich. Zentrale Fragen sind dabei die Festlegung des umweltpolitischen Steuerungsziels, die Ausgangsverteilung der Zertifikate an die Emittenten, die Gültigkeitsdauer der Emissionsrechte sowie Kontrollen und Sanktionen. Diese werden in den beiden folgenden Abschnitten ausführlicher erläutert.

4.3.2 Handelbare Emissions- und Nutzungsrechte in der Umwelt- und Verkehrspolitik

In der Verkehrs- und Umweltpolitik ist die optimale Bewirtschaftung der Umweltgüter bzw. Verkehrswege ein zentrales Ziel. Ebenso wie die Sicherung der Luftqualität oder der Klimaschutz Grenzen der Umweltnutzung bilden, existieren auch für die Verkehrsinfrastruktur Kapazitätsgrenzen. Neben ökologischen Restriktionen bilden gerade die verfügbaren Investitionsmittel eine Grenze, auf Staus und Überlastungen mit einer Erweiterung der Verkehrswege zu regieren. Handelssysteme mit Kontingentierungen der Nutzungen (*cap and trade*) und Handelssysteme mit individuellen Minderungszielen (*benchmark trading*) wurden entwickelt und zum Teil eingeführt, um eine effizientere Bewirtschaftung dieser Ressourcen zu ermöglichen. Gehandelt wird mit dem Recht zur Schadstoffemission und/oder Rechten zur Nutzung von Infrastrukturleistungen.

ABBILDUNG 12: **DARSTELLUNG VON HANDELSSYSTEMEN FÜR EMISSIONS- UND NUTZUNGSRECHTE**



Quelle: eigene Darstellung

Die Realisierung des ersten Emissionshandelssystems im Sinne eines *cap and trade* Handelssystems begann in den USA 1977 im Rahmen der Novellierung der nationalen Luftreinhaltepolitik, des *Clean Air Act*. Unternehmen mit besonders effizienten Emissionsvermeidungstechniken erhielten Emissionsgutschriften, die sie auch anderen Produzenten verkaufen konnten. Nachdem dieses auf Schwefeldioxid beschränkte Modell sich nicht durchsetzen konnte, wurde es 1990 zum *Acid Rain Programm* weiterentwickelt. Dieses sollte zwischen 1990 und 2010 die SO₂-Emissionen der Energieversorgungsun-

ternehmen bezogen auf das Basisjahr 1980 halbieren (Brockmann/Stronzik/Bergmann 1999: 60). Anstatt der „normalen“ Auflagen führte man eine Emissionsobergrenze und ein System handelbarer Emissionsrechte ein. Diese Zertifikate wurden jährlich ausgegeben und berechtigten jeweils zur Freisetzung einer Tonne SO₂ im Jahr der Ausgabe oder in einem der folgenden. Die Zuteilung der Zertifikate erfolgte nach bisherigen Emissionen und wurde anhand des durchschnittlichen Energiebedarfs in den Jahren 1985 bis 1987 und eines brennstoffbezogenen Emissionsfaktors festgelegt. Von der Anfangszuteilung eines Jahres wurde eine Reserve von 2,8 Prozent einbehalten, um Festpreiseinkäufe zu ermöglichen und Auktionen versorgen zu können. So sollten kurzfristige Knappheiten ausgeglichen werden. Die Auktionsreserve wurde in einem zweigliedrigen Markt versteigert. Im *Spot*-Markt wurden Zertifikate gehandelt, die im laufenden und im folgenden Jahr gehandelt werden konnten. Im *Advance*-Markt berechtigten Zertifikate frühestens nach sieben Jahren zur Emission. Räumliche Handelsbeschränkungen innerhalb des Landes wurden nicht eingeführt, allerdings wurden Rückstellungen gebildet. Diese sollten regionale Wachstumshemmnisse durch starkes Wirtschaftswachstum verhindern (Brockmann/Stronzik/Bergmann 1999:61). Auf dem *Acid Rain Programme* aufbauend, wurden Emissionshandelssysteme für die verschiedensten Umweltprobleme vorgestellt, insbesondere für atmosphärische Emissionen von SO₂, NO_x und flüchtige organische Verbindungen (VOC).

Innerhalb der EU wurde am 01. Januar 2005 ein europaweiter CO₂-Handel (*European Union Greenhouse Gas Emission Trading Scheme*, EU ETS) eingeführt, das größte multi-nationale Handelssystem seiner Art. Danach dürfen energieintensive Unternehmen (große Kraftwerke, Stahlproduktion, Zementwerke, Papierfabriken, Eisengießereien u.a.) in der EU nur noch dann CO₂ emittieren, wenn sie über eine entsprechende Anzahl an Berechtigungen verfügen. Wenn sie mehr CO₂ emittieren, als ihnen zusteht, müssen sie Rechte hinzukaufen oder in ihre Anlagen investieren. Wenn sie weniger CO₂ ausstoßen als sie eigentlich dürften, können sie die überschüssigen Berechtigungen auf dem freien Markt verkaufen. Die entsprechende EG-Richtlinie wurde am 02. Juli 2003 vom Europäischen Parlament verabschiedet. Mit dem Treibhausgasemissionshandelsgesetz und dem Zuteilungsgesetz wurde diese Richtlinie in nationales Recht umgesetzt. Im Jahr 2005 konkretisierte sich in der EU die Diskussion über eine Einbeziehung des Flugverkehrs in das Emissionshandelssystem.³⁵

³⁵ Für weitere Informationen, siehe u.a. http://europa.eu.int/comm/environment/climat/home_en.htm. Für eine kritische Analyse, siehe Climate Action Network Europe: www.climnet.org

Mit ihrer zentralen Position im europäischen Wirtschaftsraum hat die Schweiz eine wichtige Rolle als Transitland. Umweltbelastungen, Verkehrssicherheitsüberlegungen und Kapazitätsprobleme haben in der Schweiz zu einer Schwerverkehrspolitik geführt, die Eisenbahnen gegenüber dem Straßenverkehr bevorzugt. Um die Transitzapazitäten der Pässe und Tunnel optimal zu bewirtschaften, wird ein *cap and trade* Handel als Instrument untersucht (Springer/Jordi 2005: 4). Dabei wird eine zulässige Gesamtmenge von Transitzfahrten bestimmt. Jedes Recht steht für ein Durchfahrtsrecht. Um den Verkehrsfluss zeitlich zu steuern und Staus zu vermeiden, müssten die Rechte mit konkreten *slots* verbunden werden, d.h. das Recht ist nur für die Ein- und Ausreise in einem bestimmten Zeitkorridor gültig. Besitzer können ihre nicht benötigten Nutzungsrechte über elektronische Handelsbörsen verkaufen.

Ein ähnliches, aber an Luftemissionen orientiertes Instrument wurde in Österreich mit der Öko-Punktepflicht für den Alpen transit eingeführt. Jeder LKW musste in Abhängigkeit von seiner Schadstoffklasse bis zu acht Punkte vorweisen. Die notwendigen Punkte wurden von Österreich den anderen Staaten zur Verfügung gestellt. Die Gesamtpunkte entsprachen dem Kontingent der Durchfahrten (Springer/Jordi 2005: 3).³⁶

Flughäfen verteilen ihre *slots*, die Start- und Landerechte, in der Regel langfristig und geben damit den Fluglinien und Passagieren Planungssicherheit. Starre Verteilungsschlüssel behindern aber den kurzfristigen Aufbau neuer Verbindungen. Mit der Umstellung auf handelbare Rechte kann so die Auslastung und Wertschöpfung des Flughafens erhöht werden. Kontingentierungen können aber auch eingeführt werden, um die Lärmbelastungen der Anwohner zu begrenzen. Vergleichbar mit dem System der österreichischen Öko-Punkte könnte so die Gesamtbelastung begrenzt werden.

Während die Kontingentierungen den Gesamtumfang einer Nutzung der Verkehrsinfrastruktur oder Umweltgüter festlegen, gibt es keine direkten, unmittelbaren Anreize für die Emittenten. Ihr Handlungsanreiz zur Emissionsreduzierung oder Verkehrsverlagerung entsteht erst aus der Knappheit der Rechte. Wird stattdessen ein *benchmark trading* eingeführt, werden den Adressaten Ziele und Referenzwerte vorgegeben. Benchmarks sind spezifische Werte, die sich am Stand der Technik oder der durchschnittlich eingesetzten Technologie orientieren. Das umweltpolitische Emissionsziel wird in der Regel relativ zu einer Leistungsgröße definiert, etwa Emissionen pro Kilometer (Cames/Deuber/Rath

³⁶ Aufgrund von Widerständen im Europäischen Parlament und dem EU-Ministerrat wurde das System ab 2003 vereinfacht. Es gilt seitdem nur noch für ältere LKW, neuere mit den Euro-Klassen 3 und 4 haben freie Fahrt. Der Transit für LKW der Klasse 0 ist untersagt.

2003: 87). In den Vereinigten Staaten werden den Automobilherstellern beispielsweise durchschnittliche Verbrauchswerte für ihre verkauften Fahrzeuge vorgegeben, die *Fuel Economy Standards for Automobiles*. Die Benchmark ist unterteilt in verschiedene Größen- und Verbrauchsklassen. Ein Hersteller kann innerhalb seiner Angebotspalette zwischen den unterschiedlichen Klassen, aber nicht mit anderen Herstellern handeln (Harrison et al. 2005: 30).

Andere an *benchmarks* orientierte Handelsprogramme in den USA sind die *Mobile Sources Averaging, Banking and Trading Programmes* (ABT-Programme). Dabei wurden Zielvorgaben für die NO_x - und VOC-Emissionen von Straßenfahrzeugen über Lokomotiven bis hin zu Rasenmähern festgelegt. Die ABT-Programme geben den Herstellern die Möglichkeiten, Überschreitungen der Benchmark für ein Gerät mit Unterschreitungen bei anderen auszugleichen (*averaging*), Emissionsreduktionen in einem Jahr für das folgende anzusparen (*banking*) oder mit anderen Unternehmen zu handeln (*trading*). Erfahrungen mit den ABT-Programmen weisen im Vergleich zu ordnungsrechtlichen Instrumenten auf Kosteneinsparung bei der Umsetzung umweltpolitischer Ziele und die Durchsetzung anspruchsvollerer Emissionsreduktionsziele hin (Harrison et al. 2005: 31). Ein ähnliches System wurde für Schiffe in Kalifornien vorgeschlagen und wird im Kapitel 5 und 6 vorgestellt.

Im Gegensatz zu der verpflichtenden Teilnahme der Anreizadressaten an den bisher vorgestellten Instrumenten wurde im Seeverkehr auch ein freiwilliger Konsortialhandel vorgeschlagen. Anstatt auf jedem Schiff Emissionsgrenzwerte einzuhalten, werden Handelskonsortien gebildet, die durch einen internen Emissionshandel zwischen den Partnern nicht individuell, aber insgesamt die Grenzwerte erfüllen. Die Schiffe einigen sich innerhalb der Konsortien auf eine gemeinsame Umsetzung und interne Ausgleichsmechanismen (SEAaT 2004). Das Projekt *Shipping Emissions Abatement and Trading* (SEAaT) wird im Abschnitt 6.3.5.1 vorgestellt.

Anhand der verschiedenen Beispiele handelbarer Emissions- und Nutzungsrechte lässt sich feststellen, dass es bei den Handelssystemen drei kritische Punkte gibt, die die

Funktionalität des Anreizmechanismus zusätzlich zu den im Abschnitt 4.1 dargestellten Ausgestaltungsoptionen nachhaltig beeinflussen: die geographische und zeitliche Eingrenzung des Handels sowie die Erstverteilung der Rechte. Ein weiterer kritischer Punkt ist der Schutz des Anreizmechanismus. Wichtige Einflussgrößen sind aber auch hier die Ambition des umweltpolitischen Handlungsziels und ein effizientes und effektives Kontrollsystem.

Für den Aufbau eines Handelssystems ist zunächst die Abgrenzung des Handelsraums und der Gültigkeit der Zertifikate notwendig. Für Emissionszertifikate bilden die Ursache-Wirkungs-Zusammenhänge der unterschiedlichen Schadstoffarten natürliche Grenzen der Handelsräume. Bei Treibhausgasemissionen hat man es mit globaler Wirkungsebene zu tun, während bei den Luftschadstoffen regionale oder lokale Zusammenhänge dominieren. Bei Partikeln, Stickoxiden und Schwefeldioxid bilden sich Belastungsschwerpunkte heraus, die eine räumlich differenzierte Ausgestaltung der Zertifikate erforderlich machen. Gegenstück zu den *hot spots* sind die Spitzenlastzeiten bei Infrastrukturnutzungsrechten. Um die Koexistenz verschiedener Teilmärkte zu vermeiden, könnten in den Handelssystemen zeitlich und geografisch sensible Bereiche gesondert bewirtschaftet werden. Im Seeverkehr könnte beispielsweise eine zonale Staffelung zwischen Hoher See, Küstengebieten und Hafenstädten eingeführt werden, wie im Abschnitt 6.3.5 untersucht wird.

Vor dem Handelsbeginn müssen die Rechte zunächst an die nachweispflichtigen Akteure verteilt werden. Bei der erstmaligen Zuteilung können darüber hinaus drei idealtypische Allokationsverfahren differenziert werden (Cames/Deuber/Rath 2003: 71):

- **Gratisverteilung:** Die Emissionsrechte werden proportional zu den Emissionen in der Vergangenheit kostenlos zugeteilt. Diese Methode wird auch als *Grandfathering* bezeichnet.
- **Versteigerung:** Die Emissionsrechte werden zu Anfang einer jeden Verpflichtungsperiode in einer Auktion angeboten und können danach frei gehandelt werden.
- **Benchmarking:** Die Emissionsrechte werden auf der Grundlage eines sektorspezifischen Benchmarks (z. B. CO₂/km) kostenlos zugeteilt.

Mischformen oder Kombinationen dieser idealtypischen Allokationsverfahren sind natürlich auch möglich. Jedes Verfahren der Erstverteilung hat spezifische verteilungspoliti-

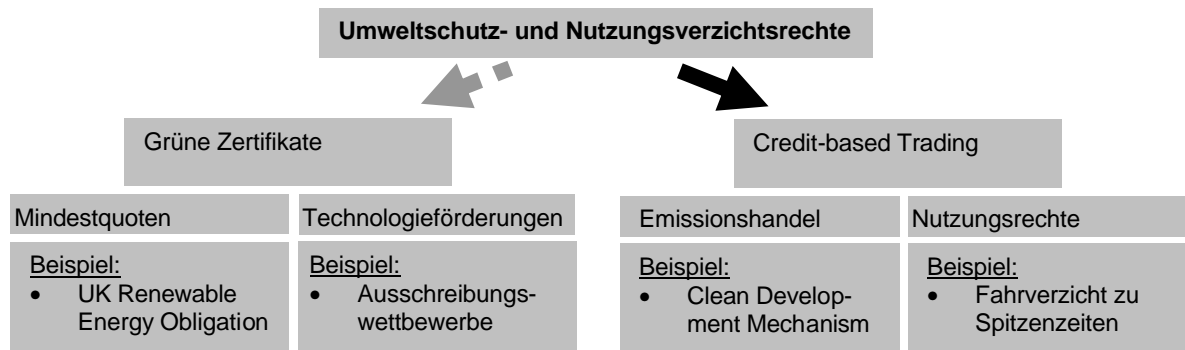
sche Implikationen, die starken Einfluss auf Konsequenzen und die Akzeptanz des gesamten Emissionshandelssystems in den betroffenen Gruppen und gegebenenfalls auch in der gesamten Bevölkerung haben. So wird beim *Grandfathering* die Benachteiligung der Neuemittenten gegenüber den Altemittenten kritisiert (Brockmann/Stronzik/Bergmann 1999: 59). Im Kapitel 6 werden für die drei Handlungsebenen Hafen, EU und IMO verschiedene Allokationsverfahren diskutiert.

Insbesondere in *cap and trade*-Systemen stellen knappe Zertifikate nicht nur einen Vermögenswert für den einzelnen Nutzer dar, sondern sie begrenzen auch die Aktivitäten aller Konkurrenten. *Grandfathering* kann so zu einer Situation führen, bei der beispielsweise Fluggesellschaften an einem Flughafen ihre Slots ungenutzt verfallen lassen, um den Markteintritt neuer Anbieter zu verhindern. Um strategisches Verhalten auszuschließen, das ein effizientes Marktergebnis verhindern könnte, muss die Zahl der Marktteilnehmer hinreichend groß sein (Weimann 1991: 160). Ein solches Verhalten könnte das Horten von Zertifikaten sein, um möglichen Konkurrenten den Markteintritt zu erschweren. Bei Emissionsrechten können die Kontingente aber erweitert werden, wenn handelbare Umweltschutzrechte auf das Emissionsziel angerechnet werden können, beispielsweise Zertifikate aus *credit-based trading*.

4.3.3 Handelbare Umweltschutzrechte in der Umwelt- und Verkehrspolitik

Während beim Emissionshandel die Umweltverschmutzung und bei Nutzungsrechten die Inanspruchnahme einer Infrastrukturleistung zu einem knappen Gut wird, internalisieren die verschiedenen Arten von Nutzungsverzichtsrechten die positiven Effekte eines Nutzungsverzichts. Vergleichbar mit Subventionsinstrumenten steht nicht das Verursacherprinzip, sondern das Gemeinlastprinzip im Vordergrund, in dem individuelle Beiträge zu dem gemeinsamen Schutzziel belohnt werden. Im Vergleich zu der Bewirtschaftung mit Nutzungsrechten kommt den Schutz- und Nutzungsverzichts-zertifikaten eine Rolle zur Förderung von umweltfreundlichen Technologien und freiwilligen Maßnahmen zu.

ABBILDUNG 13: **DARSTELLUNG VON HANDELSYSTEMEN FÜR UMWELTSCHUTZ- UND NUTZUNGSVERZICHTSSRECHTE**



Quelle: eigene Darstellung

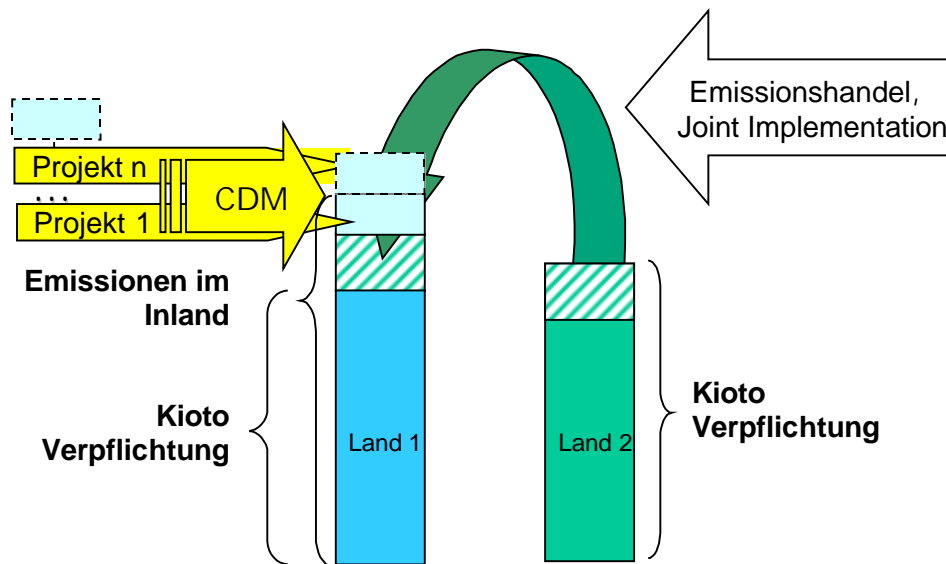
Grundsätzlich verzichten die Anreizadressaten bei den verschiedenen Instrumenten entweder freiwillig auf ein ihnen rechtlich zustehendes Nutzungsrecht oder sie werden in einen Handel mit *grünen* Zertifikaten einbezogen. Dies kann freiwillig über die Ausschreibung von Förderquoten geschehen oder zwangsweise durch Mindestabnahmequoten. Die Idee grüner Zertifikate ist insbesondere im Zusammenhang mit der Förderung erneuerbarer Energietechnologien entstanden (Harrison 2005: 68). Ähnlich wie bei den im Abschnitt 4.2.3 beschriebenen Subventionen soll die Kostendifferenz zwischen konventionell erzeugten und aus erneuerbaren Energien erzeugten Kilowattstunden kompensiert werden. Statt wie bei den oben vorgestellten preisstuernden Instrumenten wird aber die „grüne“ Eigenschaft der Kilowattstunden zu einer „virtuellen“ Leistungseinheit. So wie „graue“ Emissionen zu einem Handelsgut werden können, können auch die mit dem Einsatz umweltfreundlicher Technologien erstellten Produkte eine „grüne“ Leistung enthalten. Der Umweltnutzen wird als Zertifikat getrennt von der Energie handelbar. Bei einem Quotenmodell wird ein Markt in einen Normal- und einen umweltpolitisch geförderten Bereich segmentiert. Für den Öko-Teilbereich werden besonders vorteilhafte Wettbewerbsbedingungen eingeführt. Ein Anwendungsbeispiel ist die bereits oben erwähnte in Großbritannien eingeführte *Non-Fossil Fuel Obligation*. Die den Energieerzeugern grünen Stroms angebotenen Subventionen wurden gegenfinanziert über die Einzahlungen aller Energieerzeuger in einen Fonds. Die Einzahlung richtete sich nach dem Gesamtenergieabsatz des Unternehmens und insbesondere nach dem Anteil erneuerbarer Energie daran (Harrison 2005: 67). Für die Energieversorgungsunternehmen entstand so ein Anreiz, die eigene Quote zu erhöhen.

Ein ähnliches Beispiel sind die in Deutschland als Alternative zum Energieeinspeisegesetz diskutierten *Renewable Energy Certificates (RECS)*. Anstelle fester Preise pro Kilowattstunde könnte auch ein Quotensystem eingeführt werden. Grundsätzlich sind solche Instrumente auch auf die Förderung umweltfreundlicher Verkehrstechnologien übertragbar, um beispielsweise Fahrzeuge mit einer höheren Emissionseffizienz oder alternativen Antriebskonzepten zu fördern. Befürchtet wird allerdings, dass sich bei einem Quotenmodell nur die jeweils kostengünstigste Lösung durchsetzt (Rogall 2002: 238). Der Wettbewerbsdruck kann so innovative Lösungen gegenüber preiswerten benachteiligen.

Der zentrale Mechanismus, den freiwilligen Nutzungsverzicht oder die Umweltschutzleistung zu kompensieren, ist *credit-based trading*. Kompensationszahlungen für Nutzungsverzichtserklärungen erhöhen das individuelle Interesse an einer sparsamen Bewirtschaftung eines Gutes oder an der Förderung bestimmter Technologien (Graßl et al. 2002: 36). Um zu einem Nutzungsverzicht zu bewegen, werden Kompensationszahlungen dafür geleistet, dass auf eine degradierende Nutzung verzichtet wird. Der Wert der Kompensation entspricht im Idealfall sowohl dem Wert der nicht eintretenden Degradation der Ressource als auch den individuellen Kosten des Nutzungsverzichts. Die potenziellen Zahler können ein Staat, eine Staatengruppe, private Organisationen oder auch andere Emittenten sein, die selbst nicht genügend Umweltschutzrechte erzeugen können, um den umweltpolitischen Zielen zu entsprechen.

Bei Handelssystemen auf der Basis von Emissionsminderungsnachweisen entstehen die Zertifikate durch projektbezogene Reduktionen als positive Abweichung zu einem Referenzwert. Wichtigstes Vorbild dafür ist der *Clean Development Mechanism (CDM)*, der im Artikel 12 des Kioto-Protokolls enthaltene Mechanismus für eine saubere Entwicklung. Als Teil der flexiblen Instrumente soll er Emissionsminderungspotenziale in den so genannten Entwicklungsländern erschließen. Ähnlich wie für die Schifffahrt wurde für diese Länder im Rahmen der ersten Verpflichtungsperiode bis 2012 kein Minderungsziel festgelegt. Um trotzdem einen Umweltschutzanreiz einzuführen, können projektbezogene und zertifizierte Emissionsminderungen an Emittenten mit Kioto-Zielen verkauft werden. Die Abbildung stellt die Funktion dieses Instruments grafisch dar:

ABBILDUNG 14: DIE FLEXIBLEN INSTRUMENTE DES KIOTO-PROTOKOLLS



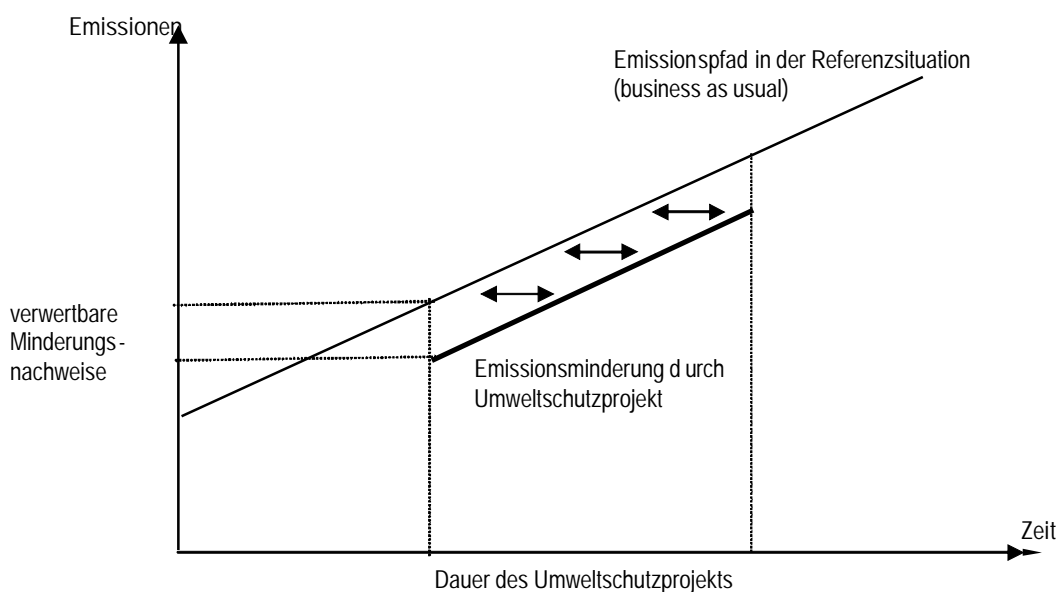
Quelle: Bode, Sven / Isensee, Jürgen / Krause, Karsten / Michaelowa, Axel (2002): Climate Policy: Analysis of Ecological, Technical and Economic Implications for International Maritime Transport, in: International Journal of Maritime Economics, Issue 4/2002, London, Seite 179

Die Unterzeichnerstaaten des 2005 ratifizierten Kyoto-Protokolls sind in Industrieländer mit jeweiligen Emissionskontingenten und Entwicklungsländer ohne Reduktionsverpflichtung unterteilt. Die flexiblen Instrumente des Kyoto-Protokolls ermöglichen eine grenzüberschreitende Umsetzung entweder durch einen zwischenstaatlichen Handel von Zertifikaten oder durch projektbasierte Emissionsminderungen (*Joint Implementation*). Land 1 investiert so in Klimaschutz im Land 2 und kann sich die Emissionsreduktionen selbst gutschreiben. Die Menge an Emissionsrechten bleibt konstant. Finden diese Projekte in Ländern ohne eigenes Emissionsziel statt, werden zusätzliche Rechte von außen eingekauft. Die Gesamtsumme der Emissionsrechte steigt in dem Umfang an, in dem zertifizierte Emissionsminderung in dem CDM-Gastland realisiert wurden. Den Emittenten in Land 1 wird so die Realisierung des Klimaschutzziels erleichtert. Für die Länder ohne eigenes Emissionsziel liegt der Anreiz in den Begleiteffekten des Klimaschutzprojekts wie z.B. die Modernisierung eines Kraftwerks, das nicht nur effizienter ist, sondern auch weniger Luftschadstoffe freisetzt.

Zentraler Punkt beim *credit-based trading* ist die Erzeugung von Rechten, die sich Emittenten mit Reduktionszielen gutschreiben können. Dazu muss ein erwarteter Emissions-

pfad ermittelt werden, ein *business as usual* -Szenario. Die Gutschriften entsprechen den im Rahmen einer definierten Projektlaufzeit erreichten Einsparungen gegenüber dieser Referenzsituation.

ABBILDUNG 15: **ERZEUGUNG UND HANDEL VON MINDERUNGSNACHWEISEN**



Quelle: eigene Darstellung

Um eine korrekte Menge der gutschreibungsfähigen Zertifikate sicherzustellen, ist eine neutrale Verifikation des Projekts vor und während der Laufzeit notwendig. Die Regeln für die Durchführung von CDM-Projekten und Listen der anerkannten Minderungsoptionen wurden im Rahmen der Klimaverhandlungen konkretisiert.³⁷ Die Einführung des CDM kann als erster Schritt zur Integration in das Klimaschutzregime gesehen werden, auch im Seeverkehr, der gegenwärtig noch nicht an dem Handel teilnehmen kann (Bode et al. 2002: 178). Im Kapitel 6 werden verschiedene Anwendungsformen des *credit-based trading* -Mechanismus entwickelt.

³⁷ Weitere Informationen über die Ausgestaltung des Kioto-Protokolls u.a. in Oberthür/Ott 1999 oder www.unfccc.int

5 Erfahrungen mit ökonomischen Instrumenten im Seeverkehr

5.1 Überblick über eingeführte Instrumente

5.1.1 Anreize für qualitätsorientierte Schiffe

Wie im Abschnitt 3.1 dargestellt, stehen den Marktstrukturen, die qualitätsorientierte Schiffe fördern, auch Anreize gegenüber, die Kosteneinsparungen aufgrund von weniger Sicherheit und Umweltschutz belohnen. Die so genannten Qualitätsanbieter sind insofern darauf angewiesen, dass der externe Nutzen ihres Angebots als Wettbewerbsargument anerkannt und auch finanziell akzeptiert wird, d.h. dass sie auch Kunden finden, die eine höhere Frachtrate zu zahlen bereit sind. Qualitätsanbietern kann ein Interesse an mehr Transparenz über die tatsächlichen Kosten und Leistungen einer Transportdienstleistung unterstellt werden. Diese zusätzlichen Informationen geben potenziellen Kunden eine weitere Entscheidungshilfe über den Preis und die Lieferzeit hinaus. Dem gegenüber haben Substandardanbieter ein Interesse an einem rein kostenorientierten Wettbewerb.

Um die Qualitätsorientierung im Seeverkehr zu unterstützen, wurden ab Mitte der Neunziger Jahre Mechanismen entwickelt, die zu mehr Transparenz und einer Internalisierung der externen Kosten von Qualität führen sollten (Haralambides 1998: XIX). Ziel war es auch, eine Ausdehnung des Substandardmarktes zu begrenzen. Diese streben entweder eine höhere Transparenz an, d.h. sie schaffen Klarheit über die Qualitätorientierung eines Schiffes und geben so Kunden und Geschäftspartnern die Chance, darauf zu reagieren. Alternativ werden Qualitätsaspekte mit Vor- bzw. Nachteilen verknüpft, neben monetären Anreizen gehören dazu insbesondere Marketingaspekte und Beschleunigungen bzw. Verzögerungen in Häfen. Im Abschnitt 5.2.2 wird das *Green Award* Umweltindexierungssystem vorgestellt, das solche Vorteile bündelt.

Ein typisches Instrument um Substandards in der Schifffahrtindustrie zu eliminieren sind so genannte *Targeting Systems*, mit denen verstärkt potentielle Substandardschiffe ausgewählt werden. Zur Auswahl werden oft Risikokriterien wie Alter des Schiffs oder bei vorherigen Überprüfungen festgestellte Mängel herangezogen. Ein umfangreiches Risikomanagementsystem, das sich auch auf die Reederei und ihre interne Steuerung von Schiffseinsätzen und –inspektionen bezieht, wurde in den Niederlanden entwickelt (Nippon Foundation 2002: 79). Werden im Rahmen der Inspektionen Mängel festgestellt, können Schiffe am Auslaufen gehindert werden, bis diese beseitigt sind. Zusätzlich zu diesem potentiellen Verdienstausschlag werden in verschiedenen Ländern die aufgrund festgestellter Mängel notwendig gewordenen Inspektionen dem Schiffseigner berechnet (Nippon Foundation 2002: 68ff). In Finnland kostete so eine erneute Überprüfung im Jahr 2000 durchschnittlich 1.570 € (Nippon Foundation 2002: 73)

Im Rahmen ihrer *Quality Shipping*-Kampagne unterstützt die Europäische Kommission die Arbeit des Paris MOU (Memorandum of Understanding). Es gibt auch Überlegungen, wie man finanzielle Strafen für Charterer von Substandardschiffen einführen oder Anlaufverbote aussprechen kann (Zachcial et al. 2000: 5-40). Infolge der Havarien der Rückstandsöltanker *Erika* im Winter 1999/2000 und der *Prestige* im Jahr 2002 konzentriert sich die Arbeit auf das Verbot von Einhüllentankern.³⁸

Zunächst wurde von der Kommission aber die Entwicklung eines Informationssystems unterstützt, das es Charterern erleichtert, zuverlässige Angaben über die Qualität eines Schiffs und einer Reederei zu bekommen. Ziel des EQUASIS-Projekts (European Quality Shipping Information System) ist es, relevante Informationen über die Qualität von Schiffen an einer einzigen Stelle zugänglich zu machen (Equasis 2004). Diese Datenbank kann so einen wichtigen Anhaltspunkt für die Unterscheidung von Schiffen nach Sicherheitskriterien liefern.

Ein weltweit vorbildhaftes Modell für die Seehafenkontrolle ist das QUALSHIP 21 der US Coast Guard. Daran angelehnt wurden in Kanada und dem Paris MOU eigene Instrumente entwickelt. Eine der zentralen Aufgaben der nationalen Küstenwache in den USA (US Coast Guard, USCG) ist die Bekämpfung von Substandardschiffen und die Förderung sauberer Schiffe. Dazu wurden verschiedene Methoden entwickelt, diese Schiffe zu identifizieren und das Einhalten internationaler und US-amerikanischer Standards durchzu-

³⁸ Die Europäische Kommission hat eine Schiffssicherheitsagentur in Lissabon eingerichtet. Weitere Informationen über die Aktivitäten unter www.emsa.eu.int.

setzen. In Ergänzung zu diesen Aufgaben als Hafenstaatenkontrolle wurde zum 01. Januar 2001 das Programm *Qualship 21-Quality Shipping for the 21st Century* eingeführt, mit dem Anreize für qualitätsorientierte Schiffe geschaffen wurden (USCG 2001). Qualität bezieht sich dabei nicht nur auf makellose Prüfberichte der letzten drei Jahre, sondern auch auf die Organisation der Reederei insgesamt, etwa Entscheidungen zum Ausflaggen oder Klassenwechsel. Der Anreiz von Qualship 21 besteht zunächst aus einem Zertifikat mit einer zweijährigen Gültigkeit. Für Frachtschiffe führt das Zertifikat zu einer Reduzierung der regelmäßigen Überprüfungen der Hafenstaatenkontrolle, bei Tankschiffen finden diese Untersuchungen in einem reduzierten Umfang statt (USCG 2001). Passagierschiffe können das Zertifikat allein für ihr Marketing nutzen, Erleichterungen sind nicht vorgesehen.

Neben diesen staatlichen oder quasistaatlichen Instrumenten hat aber auch die Selbstregulierung zu erfolgreichen Ansätzen geführt. Bereits 1970 wurde von Mineralölgesellschaften das Oil Companies International Marine Forum (OCIMF) gegründet. Seitdem hat es sich zu einer führenden Autorität in Sachen Schiffssicherheit beim Transport von Öl und seinen Produkten entwickelt (Zachcial et al. 2000: 28). In Ergänzung zu einem Austausch der Berichte aus unternehmensbezogenen Tankerinspektions- und Prüfsystemen mit anderen OCIMF-Mitgliedern und auch Nicht-OCIMF-Mitgliedern (z. B. Regierungen, Verladern, Reedereien) wurde dort das *Ship Inspection Report Exchange Programm* (SIRE) eingeführt. In dieser Datenbank wurden mehr als 11.000 Prüfberichte zusammengefasst und geben so interessierten Unternehmen und Institutionen Auskunft über den Zustand und die betrieblichen Besonderheiten der Öltanker. Ein ähnliches System gibt es auch in der Chemieindustrie, das Unfälle mit Produktentankern vermeiden soll (Zachcial et al. 2000: 31).

Zusätzlich zu den branchenbezogenen Systemen führten aber auch einige Reeder auf freiwilliger Basis Qualitätssicherungssysteme ein. Als ein Standard entwickelte sich dabei die ISO-9000-Serie, insbesondere die ISO-9002-Norm (Zachcial et al. 2000: 59). Der aus der Kundenperspektive definierte Qualitätsbegriff bezieht sich dabei auf die Mannschaft, das Schiff und die Ladung. Ziel ist es dabei, eine Qualitätskultur im Unternehmen zu erzeugen, die von der Managementebene ausgehend jeden Mitarbeiter einbezieht und sensibilisiert. Oft ist der Nachweis einer Zertifizierung nach ISO 9002 eine Voraussetzung, einen Chartervertrag zu erhalten. Reduzierte Versicherungsprämien sind ein anderer Vorteil der Zertifizierung (Zachcial et al. 2000: 46).

Diese freiwilligen Systeme reichten aber nicht aus, um weitere Störfälle ausschließen zu können. Um auf Havarien wie die *Scandinavian Star*, die *Exxon Valdez* oder die *Braer* zu reagieren, wurde der Internationale Sicherheitsmanagement-Code (ISM Code) als verpflichtendes System eingeführt. Der ISM Code kann als das bedeutendste ordnungsrechtliche Instrument gesehen werden, das in der Seeverkehrswirtschaft in den Neunziger Jahren eingeführt wurde (Pedersen 1999: 2). Gleichzeitig macht dieser Mindeststandard Managementelemente verbindlich, deren Einsatzfähigkeit vorher in den freiwilligen Systemen erprobt wurde.

Neben der Umweltschutzwirkung durch die Vermeidung von Störfällen und der Förderung eines allgemeinen Qualitätsbewusstseins entwickelten sich auch Umweltmanagementsysteme zur Überprüfung des gesamten betrieblichen Umweltschutzes. Ziel dabei war und ist es, die vielen verschiedenen Aspekte, die die Umweltfreundlichkeit eines Schiffs ausmachen, zu einer auch für Außenstehende verständliche Kennzahl zusammenzuführen. Eine besondere Rolle in diesem Zusammenhang spielen die Klassifizierungsgesellschaften. So haben das *American Bureau of Shipping*, *Det Norske Veritas*, *Lloyd's Register of Shipping* und der *Germanische Lloyd* umfassende Zertifizierungsangebote für ihre Kunden entwickelt. Sie bieten aber auch die ISO 14000 an, die sich quasi zu einer „gemeinsamen Sprache“ für betrieblichen Umweltschutz entwickeln kann (Bokdam 2000: 1). Ebenso wie die ISO 9000-Norm sich zu einem internationalen, branchenübergreifenden Standard für Qualitätsmanagement entwickelt hat, stellt die ISO 14000 die weltweit wichtigste Referenz im Umweltmanagement dar. Der Ansatz der ISO 9000 wird dabei um das Ziel einer kontinuierlichen Verbesserung des betrieblichen Umweltschutzes erweitert (Pedersen 1999: 3). Für Schiffe, die bereits ein ISO 9000-System implementiert haben, reduziert sich der Arbeitsaufwand um rund 60 Prozent (Zachcial et al. 2000: 60).

Auch hierbei handelt es sich um eine freiwillige Einführung eines für das Unternehmen adäquaten Systems. Ein wesentlicher Ausgangspunkt ist dabei, Druck seitens der Charterer auszuüben, die eine entsprechende Zertifizierung des Unternehmens bei ihren Lieferanten und Dienstleistern vorschreiben. Anreize, solch ein System einzuführen, können aber auch in dem Nutzen als Instrument der Öffentlichkeitsarbeit, zur Identifizierung von Kosteneinsparungspotenzialen oder als Risikomanagementsystem liegen (Bokdam 2000: 3). Die flexible Anpassung der ISO 14000-Normen an die Situation im Unternehmen erleichtert die Einführung. Als Resultat sind viele Umweltmanagementsysteme nur schwer miteinander vergleichbar, und kontinuierliche Verbesserungen bestehen oft aus Mitnahmeeffekten oder symbolischen Handlungen (Zachcial et al. 2000: 60).

Aus den oben dargestellten Systemen zur Förderung eines qualitätsorientierten Wettbewerbs im Seeverkehr lassen sich drei verschiedene Ansatzpunkte ableiten, die Reedern einen Handlungsanreiz geben, qualitätsbedingte Mehrkosten zu akzeptieren:

1. Die Verbreitung von Informationen über den Umweltzustand des Schiffes durch Dritte bzw. den Staat, um auf den Zusammenhang zwischen Preis und Qualität hinzuweisen.
2. Die Gewährung von Benutzervorteilen, etwa durch verringerte Kontrollen oder beschleunigte Abwicklung.
3. Ausweisung der Schiffssicherheit durch den Reeder oder Branchenverbände, die die Vermarktung der eigenen Umweltleistung ermöglichen.

Die Ausweisung der Schiffssicherheit ist allerdings für sich betrachtet noch kein ökonomisches Instrument. Erst durch die Verbindung mit Anreizmechanismen bekommen sie für die Reeder eine Relevanz. Dies sind sowohl die direkten Kosten für zusätzliche Inspektionen als auch die damit verbundenen Verzögerungen. Daneben bietet die Ausweisung der Sicherheit eines Schiffs auch für die Kunden eine Möglichkeit, zwischen den Wettbewerbern zu unterscheiden.

5.1.2 Anreize zur Förderung von getrennten Ballastwassertanks und Doppelhüllen auf Tankschiffen

Die Vermeidung von Schiffsunfällen ist das zentrale Element der Förderung von *Quality Shipping*. Neben der Orientierung an der Qualität eines Schiffs als Gesamtheit der technisch und organisatorisch relevanten Sicherheitsaspekte wurde der Einsatz von getrennten Ballastwassertanks und Doppelhüllen auf Öltankern ab den Neunziger Jahren gezielt durch ökonomische Anreize gefördert (Zachcial 2000: 10). Durch eine zweite Außenhülle wird der Abstand zwischen Ladung und Meerwasser vergrößert und so die Gefahr eines kollisionsbedingten Ladungsverlusts vermindert. Ein Nachrüsten älterer Schiffe ist in der Regel nicht möglich. Nahezu vergleichbare Effekte lassen sich auch durch getrennte Bal-

lasttanks³⁹ oder Doppelböden erreichen. Diese zusätzlichen Umweltschutzeinrichtungen werden ebenfalls in den Schiffsrumpf integriert und beanspruchten Teile des Laderaums. Um diesen Kapazitätsnachteil gegenüber anderen und in der Regel älteren Schiffen zu kompensieren, empfahl die IMO im November 1993 in der Resolution A. 747 (18), dass Hafен- und Lotsgebühren für diese Schiffe gesenkt werden sollen. Für die Hafengebühren wurde ein Nachlass von mindestens 17% vorgeschlagen.

In der Europäischen Union wurde die unverbindliche Empfehlung der IMO in die Verordnung 2978/94/EC umgesetzt, die ab dem 01. Januar 1996 allen Mitgliedsstaaten die Anwendung dieser Regelung verpflichtend vorschrieb. Gegenwärtig wird beispielsweise in den Häfen Hamburg, Wilhelmshaven und Emden eine Reduktion der Hafengebühren um 17 % für SBT-Tanker und um 25 % für Doppelhüllentanker angeboten, in den Häfen Antwerpen und Rotterdam vermindern sich die tonnageabhängigen Gebühren für SBT-Tanker um 17 % (Hader et al. 2000: 4). Andere Häfen berechnen ihre Gebühren auf der Basis der vorhandenen (Netto-) Kapazität der Schiffe, wodurch keine weiteren Nachlässe nötig sind. Die Differenzierung der Hafengebühren war ein wichtiger Ansatz, mit dem erstmalig und bislang einmalig ein internationales Anreizsystem in Häfen eingeführt wurde. Die Verschiedenartigkeit der Gebührenerhebung in Häfen hat bisher andere internationale Ansätze verhindert (Zachcial 2000: 11).

Vergleichbare Ermäßigungen der Hafengebühren für Doppelhüllen-Tanker wurden auch in Südkorea eingeführt, in Japan erhalten die Reedereien dieser Schiffe Freibeträge bei der Unternehmensbesteuerung (Nippon Foundation 2002 45).

Diese Anreize übten ihre Wirkungen in erster Linie auf Neubauten aus, während ältere Schiffe höchstens in anderen Regionen eingesetzt wurden. Infolge der Havarien der Einhüllentankschiffe *Erika* und *Prestige* bekam das Thema Schiffssicherheit eine höhere politische Aufmerksamkeit. Die IMO beschloss 2001 als Ergänzung zu MARPOL 73/78 mit einer Übergangsfrist bis 2015 ein Verbot von Einhüllen-Tankern. Im Dezember 2003 wurde die Übergangsfrist verkürzt, insbesondere für Schweröltanker. Entsprechend der neuen Regulierung 13g des MARPOL Annex 1 ist für sie der Einsatz von Doppelhüllen ab 2005 verpflichtend, für alle anderen Tanker ab spätestens 2010 (IMO 2004). Ebenso wie den im vorherigen Abschnitt beschriebenen Sicherheitsmanagementsystemen wurde bei Doppelhüllen eine Einführung verbindlich, nachdem ökonomische Anreize zunächst Reedern und Schiffbauern halfen, durch Kostensenkung zusätzliche Erfahrungen sam-

³⁹ segregated ballast tanks, kurz: SBT

meln zu können. In Ergänzung zu dem EU Ansatz der Subventionierung vorteilhafter Schiffe aus dem allgemeinen Aufkommen an Hafengebühren wurde in Finnland ein Kompensationsfonds für Öltanker eingerichtet. Um die Folgekosten von Ölverschmutzungen den Verursachern anzulasten, richtete das finnische Umweltministerium den *Oil Pollution Protection Compensation - Fund* ein: Pro Tonne importierten Öls müssen 0,37 € in den Fond eingezahlt werden, für Tanker ohne Doppelhülle verdoppelt sich der Betrag (Nippon Foundation 2002: 73). Die Abgabe wird durch die finnischen Zollbehörden erhoben. Aufgrund der komplexen Verantwortungsstrukturen im Seeverkehr vermeidet diese Gruppenhaftung eine völlige Umgehung des Verursacherprinzips. Die höheren Beiträge für Einhüllentanker spiegelten dabei das höhere Unfallsrisiko wider und boten einen zusätzlichen Anreiz, andere Schiffe einzusetzen.

5.1.3 Anreize zur Vermeidung betriebsbedingter Emissionen

Neben unfallbedingten Emissionen wird die Umwelt auch durch den normalen Schiffsbetrieb belastet. Einerseits durch Schadstoffe, die während des normalen Betriebs nahezu unvermeidlich freigesetzt werden, etwa durch zinnorganische Verbindungen aus Schiffsanstrichen oder hauptsächlich Luftemissionen. Andererseits gibt es Umweltbelastungen, die problemlos vermieden werden können oder deren Emission nur aufgrund eines starken Anreizes zum illegalen Handeln entsteht. Das Ausbringen von Schiffsabfällen ist dafür ein Beispiel, wofür unter der Einbeziehung ökonomischer Reizsysteme versucht wurde, eine Lösung zu erzielen.

Im Rahmen der MARPOL Konvention ist auch die Entsorgung von Schiffsabfällen geregelt. Nur in einem sehr begrenzten Rahmen darf auf Hoher See überhaupt Abfall versenkt werden. Trotzdem finden sich in Fischnetzen und an den Spülsäumen der Strände allerlei Unrat, der eindeutig von Schiffen stammt. Angespült werden auch verendete Seevögel mit veröltem Gefieder. Die Anzahl der toten Tiere an einem Strandabschnitt in einem Jahr wird als Indikator für die illegalen Ölentorgungen auf dem Meer betrachtet (Liersch 1998: 86). Ölhaltige Abfälle entstehen als Kraftstoffrückstände, insbesondere von Schwerölen oder beim Reinigen von Öltankern. Zur Reinigung der Ladungsräume und Tanks sowie zur Übernahme von Abfällen aller Art stehen in Häfen Entsorgungsun-

ternehmen zur Verfügung. Obwohl eindeutig durch die MARPOL Konvention verboten, wird aufgrund fehlender Kontrollmöglichkeiten die Entsorgung noch regelmäßig auf offener See kostenlos erledigt. Über ein Pilotprojekt der norddeutschen Küstenländer wurde von 1988 bis 1991 die Entsorgung von etwa 170.000 Tonnen ölhaltiger Abfälle in den Häfen mit rund 15 Mio. € subventioniert, parallel sank die Zahl toter Vögel am Spülsaum deutlich, sie stieg aber nach dem Ende des Pilotprojekts wieder an (Liersch 1998: 86).

Darauf aufbauend begann die Europäische Kommission ein europaweit einsetzbares Instrument zu entwickeln, das einen Anreiz zur Entsorgung ölhaltiger Abfälle in Häfen bietet. Ziel war es, die Inanspruchnahme der Entsorgungseinrichtungen in europäischen Häfen von den eigentlichen Nutzungsgebühren zu entkoppeln. Mit der Richtlinie 2000/59/EG führte die EU ab dem 01. Januar 2003 ein System für eine Lösung dieses Umweltproblems ein (EG 2000): Die Mitgliedstaaten gewährleisten die Bereitstellung von geeigneten Hafenauffanganlagen. Der Kapitän eines Schiffs, das kein Fischereifahrzeug oder höchstens für 12 Personen zugelassenes Sportboot ist und einen Gemeinschaftshafen anlaufen möchte, erstattet im voraus Meldung und gibt den letzten Hafen und den Zeitpunkt der letzten Entladung von Schiffsabfällen sowie die Menge der an Bord verbleibenden Abfälle an. Vorbehaltlich etwaiger Ausnahmen müssen alle Schiffe vor dem Auslaufen aus einem Gemeinschaftshafen alle Schiffsabfälle entladen, es sei denn, dass der Kapitän nachweisen kann, dass das Schiff über genügend Lagerkapazität verfügt. Schiffe, die ihre Abfälle nicht entladen und auch keinen triftigen Ausnahmegrund anführen, dürfen den Hafen erst verlassen, wenn die Entladung erfolgt ist. Die Häfen schaffen ein Kostendeckungssystem, das Anreize für die Entladung von Schiffsabfällen an Land bietet und dem Einbringen auf See nicht förderlich ist. Alle Schiffe, die einen Hafen eines Mitgliedstaates anlaufen, müssen einen angemessenen Beitrag von 30 Prozent zu den Kosten leisten, unabhängig davon, ob sie die Anlagen tatsächlich in Anspruch nehmen oder nicht. Die Kostendeckungsregelung umfasst einen allgemeinen Festbetrag und eventuell einen variablen Betrag, der von tatsächlich entladenen Müllmengen und -arten abhängt. Schiffe können einer Überprüfung unterzogen werden. Zu überprüfen sind in der Regel 25 Prozent der in Artikel 11 Absatz 2 genannten Schiffe, die einen Hafen in der EU anlaufen. Bei der Auswahl der für eine Überprüfung in Frage kommenden Schiffe wird besonderes Augenmerk auf die Schiffe gerichtet, die nicht die Meldeanforderungen erfüllt haben sowie auf die Schiffe, von denen vermutet wird, dass sie ihre Abfälle nicht entladen. Kann nachgewiesen werden, dass ein Schiff in See gegangen ist, ohne seine Abfälle entladen zu haben, obwohl ihm keine Ausnahmeregelung gewährt wurde, so ist der nächste Anlaufhafen zu verständigen. Dem Schiff wird weder das Ent- noch das Beladen

von Fracht noch die Aufnahme von Fahrgästen gestattet, solange keine gründlichere Überprüfung entsprechend den Bestimmungen der Richtlinie 95/21/EG durchgeführt wurde.

Mit dem Inkrafttreten der Richtlinie ab 2003 wurde ein weiteres ökonomisches Instrument eingeführt, das den Anlauf in Häfen als Ansatzpunkt zur umweltpolitischen Lenkung der Schifffahrt nutzt. Die Kosten der Entsorgung von Abfällen werden von der Inanspruchnahme der Auffanganlagen in den Häfen entkoppelt. Auch wenn das Schiff eine illegale Entsorgung vorzieht, entstehen Kosten dafür. Im Gegensatz zur ursprünglichen Subventionierung in Deutschland wird hier das Verursacherprinzip angewandt, dies wird aber durch die Entsorgungspauschale wieder gebrochen. Anstelle der gesamten Kosten müssen Schiffe nur einen pauschalisierten Satz entrichten. Als Vorteil für die Anwendung des Verursacherprinzips kann die Anreizwirkung auf das Schiff gesehen werden, die Entstehung von Abfällen zu vermeiden - dagegen steht der Anreiz zur illegalen Entsorgung auf See. Dieser Anreiz würde wiederum für die Anwendung des Nutznießerprinzips sprechen.

5.1.4 Anreize zur Reduzierung von atmosphärischen Emissionen

Wie bereits im Abschnitt 2.5 dargestellt, spielen ökonomische Instrumente auch eine zunehmende Rolle, um Anreize zur Reduzierung atmosphärischer Emissionen im Seeverkehr zu setzen. Vorreiter ist das in Schweden seit 1998 eingesetzte System differenzierter Hafen- und Fahrwegsgebühren, das im folgenden Abschnitt 5.2.1 analysiert wird. Verschiedene Ansätze einer anreizorientierten Steuerung mithilfe ökonomischer Instrumente gibt es gegenwärtig auch in den USA. Gerade in Kalifornien werden zudem weitergehende Schritte zur Luftreinhaltung geprüft, ebenso wie die Europäische Kommission den Einsatz ökonomischer Instrumente untersucht.

Während die US-amerikanische Umweltschutzbehörde (EPA) Vorschriften über NO_x - Emissionen von Schiffsmotoren vorbereitet und kleinere (Sport-) Boote bereits im *Mobile*

Sources Averaging, Banking and Trading Programmes (siehe Abschnitt 4.3.2) einbezogen sind, werden an der US-Westküste zunehmend ökonomische Instrumente eingeführt, um die Emissionen größerer Schiffe kurzfristig zu reduzieren. Bereits im Juli 1991 wurde im Bundesstaat Kalifornien die generelle Steuerbefreiung von Schiffskraftstoffverkäufen aufgehoben. Bis zu diesem Zeitpunkt waren alle Verkäufe von Bunkerölen steuerfrei, wenn sie für Fahrten in andere US Bundesstaaten oder andere Länder eingesetzt wurden. Bezugsgröße war dabei die vor dem Bunkern in einem kalifornischen Hafen im Tank befindliche Kraftstoffmenge. Nach dem Auslaufen dieser partiellen Befreiung kam es zu massiven Einbrüchen bei den Kraftstoffverkäufen, sie wurde daher bereits im Januar 1993 wieder eingeführt (Miller 2001: 1); allerdings wurde sie zunächst bis 1998 und dann bis 2003 befristet. In einem endgültigen Kompromiss wurde eine Verlängerung der Steuerbefreiung bis zum Sommer 2013 vereinbart.

Anstelle der Steuerbefreiungen wurden in Kalifornien in den letzten Jahren weitere ökonomische Instrumente zur Luftreinhaltung eingeführt. Das *California Air Resources Board* (CARB) schlug dazu stringentere Grenzwerte und Umweltschutzanreize für Schiffe im maritimen und im hafenbezogenen Einsatz vor (Pacific Merchant Shipping Association 2003). Für Hafenfahrzeuge werden u.a. zusätzliche Messgeräte, Anreize zur frühzeitigen Einführung neuer Fahrzeuge und der Einsatz umweltverträglicherer Brennstoffe vorgeschlagen. Für seefahrende Schiffe wird zusätzlich noch eine Geschwindigkeitsreduzierung und der Bezug von Landstrom im Hafen vorgeschlagen. Einen besonderen Vorteil haben in dem Vorschlag Schiffe mit jährlich über fünf Anläufen eines kalifornischen Hafens (Harrison 2005: 32). Reedern wird die Möglichkeit eröffnet, Handelskonsortien zu bilden und die CARB-Reduktionsziele gemeinschaftlich umzusetzen. Im Hafen von Los Angeles wurde bereits ein freiwilliges Programm eingeführt, um in einem Radius von 20 Seemeilen um den Hafen herum die Geschwindigkeit für Frachtschiffe auf 12 Knoten zu beschränken. Durch den so geminderten Brennstoffverbrauch sinken die Schadstoffemissionen. Beispielsweise werden täglich bis zu 3,4 Tonnen NO_x weniger in die Luft abgegeben (KOM 2002a: 17).

Wie in den Abschnitten 2.5 und 6.3.1 dargestellt, plant die Europäische Kommission neben der EU-Richtlinie 2005/33 über den Schwefelgehalt von Schiffskraftstoffen auch eine Strategie zur Nutzung marktorientierter Instrumente zu entwickeln (KOM 2002a). Dazu wurde eine Reihe von Studien⁴⁰ veröffentlicht, die die technischen und rechtlichen Möglichkeiten ergründeten. Für die Auswahl und Ausgestaltung ökonomischer Instrumente haben insbesondere die beiden Studien von NERA Economic Consulting eine zentrale Rolle. In der ersten Studie wurden drei Instrumente als möglich erachtet: eine freiwillige Differenzierung der Hafengebühren, freiwillige Handelskonsortien (*benchmarking*) und *credit-based trading* (Harrison et al. 2004: 102). In einer zweiten Untersuchung wurden diese drei Optionen konkreter ausgestaltet und zusätzlich die Rolle von Umweltschutzsubventionen untersucht (Harrison et al. 2005). Der Ausschluss von Instrumenten mit einer stärkeren ökologischen Lenkungswirkung aufgrund des zu erwartenden politischen Widerstands wurde von verschiedenen Seiten kritisiert und führte zu der Veröffentlichung alternativer Vorschläge z.B. einer entfernungsabhängigen Gebühr (Kågeson 2005). Die Studie wird im Abschnitt 6.3.4.2 vorgestellt.

Von Seiten der Schifffahrts- und Mineralölindustrie wurden ebenfalls eigene Konzepte zum Einsatz ökonomischer Instrumente in der EU erarbeitet. Die Funktionsweisen der von SEAaT vorgeschlagenen freiwilligen Handelskonsortien wurden bereits im Abschnitt 4.3.3 kurz vorgestellt. Im Mittelpunkt des Vorschlags steht der Einsatz von Anlagen zu Rauchgasentschwefelung auf Schiffen. So würde ein Schiff die EU-Schwefelgrenzwerte deutlich unterschreiten und andere Konsortialpartner weiterhin Schweröle mit bis zu 4,5 Prozent Schwefelgehalt nutzen. Im Durchschnitt würden so die vorgeschriebenen 1,5 Prozent erreicht. Im Rahmen eines Pilotprojekts werden 2005 und 2006 Erfahrungen mit der Technologie und dem Handelsregime gesammelt.

Ein anderer Vorschlag stammt vom schwedischen Reedereiverband, der ein *credit-based trading* zwischen den in der Ostsee operierenden Schiffen auf der einen und landseitigen Kraftwerken und anderen großen Emittenten von Luftschadstoffen auf der anderen Seite initiieren möchte (SSA/PwC 2002). Ziel ist ein offener Emissionshandel, bei dem Schiffe freiwillig Umweltschutzprojekte realisieren. Die so entstandenen Zertifikate werden an landseitige Emittenten verkauft. Der schwedische Vorschlag und die SEAaT-Initiative werden im Abschnitt 6.3 ausführlicher untersucht.

⁴⁰ Für einen Überblick über die relevanten Studien der Europäischen Kommission, siehe www.europe.eu.int/environment

5.2 Analyse ausgewählter marktorientierter Instrumente

5.2.1 Schwedisches System differenzierter Fahrwegs- und Hafengebühren zur Vermeidung von Luftemissionen von Seeschiffen

5.2.1.1 Darstellung

Ausländische Emissionsquellen haben einen hohen Einfluss auf die Luftqualität in Schweden und begrenzen die Einflussmöglichkeiten umweltpolitischer Instrumente, die sich allein auf inländische Emittenten konzentrieren. Die Luftreinhaltepolitik in der EU, die Umbrüche in Mittel- und Osteuropa und die Streichung der Kohlesubventionen in Großbritannien führten zu einer tendenziellen Entlastung der Ökosysteme. Allerdings zeigte sich in Schweden, dass sich bereits so viele Schadstoffe kumuliert hatten, dass weitere Schutzmaßnahmen zum Erhalt bzw. Verbesserung der Umweltqualität notwendig waren. Aufgrund nicht vorhandener Umweltschutzanforderungen und des wachsenden Verkehrsaufkommens zeigten Untersuchungen, dass in der Schifffahrt große Potenziale für vergleichsweise kostengünstige Emissionsreduktionen bestehen. Für deren Erschließung existierten keine Anreize (Kågeson 1999: 7). Aus diesem Grund wuchs das Interesse, auch die Emissionsquelle Seeverkehr in ein Emissionsminderungskonzept zu integrieren.

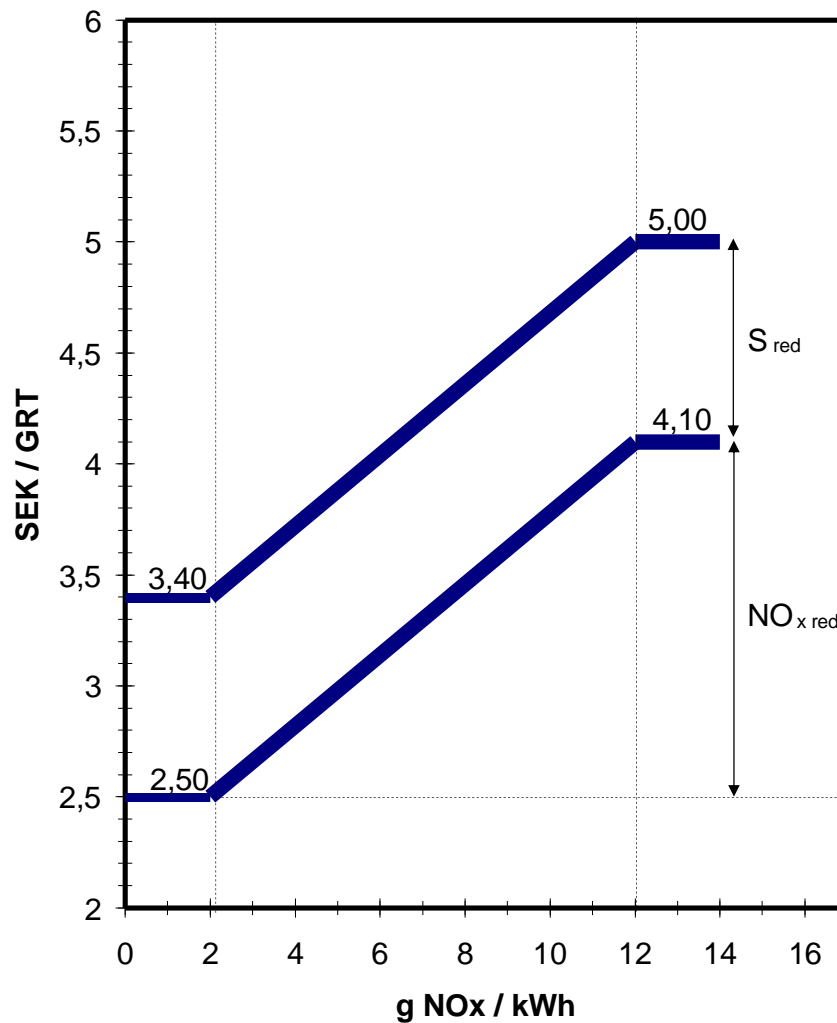
Im April 1996 vereinbarten die Schwedische Schifffahrtsverwaltung, der Schwedische Reederverband und der Schwedische Hafen- und Stauereiverband anspruchsvolle Minderungsziele im Rahmen einer Selbstverpflichtung: Innerhalb von fünf Jahren sollten die Schwefel- und Stickstoffemissionen der Schiffe in einem Fünfjahreszeitraum um 75 % reduziert werden (Swedish Maritime Administration 1998: 2).

Um dieses umweltpolitische Ziel zu erreichen, wurde vereinbart, nach Umweltgesichtspunkten differenzierte Wasserstraßen- und Hafengebühren im Sinne eines ökonomischen Instruments bzw. Anreizes einzuführen. Die reduzierten Gebühren sollten insbesondere Fähren und andere Schiffe, die regelmäßig schwedische Häfen anlaufen, zu Maßnahmen der Verminderung der Stickstoffemissionen und zur Verbrennung niedrigschwefelhaltiger Brennstoffe veranlassen (Lemieszewski 2000). Die Gebührendifferenzie-

zung wurde zum 1. Januar 1998 eingeführt und ersetzte die früheren Lotsgebühren, die auf der Basis der Bruttotonnage der Schiffe erhoben wurden, und die alten Wasserstraßengebühren, die nach der Ladungsmenge berechnet wurden. Durch das neue System der nach Umweltgesichtspunkten vorgenommenen Differenzierung der Gebühren werden lediglich die früheren auf der Bruttotonnage basierenden Lotsgebühren tangiert. Die neuen Wasserstraßengebühren wurden so berechnet, dass die Gesamteinnahmen für die nationale Schifffahrtsverwaltung gegenüber 1998 unverändert blieben. Bei den Schiffen wird nach der Höhe ihrer Emissionen differenziert. Schiffe unter 400 BRZ und Schiffe, die lokal oder regional im Passagier- oder Güterverkehr eingesetzt und durch die Öffentliche Hand betrieben werden, sind von den Wasserstraßengebühren befreit. Für alle anderen Schiffe gilt, dass der Teil der Wasserstraßengebühr, der tonnageabhängig erhoben wird, maximal 12 mal jährlich von Frachtschiffen und maximal 18 mal jährlich von Passagier- oder Eisenbahnfähren erhoben wird (Zachcial et al. 2000: 17ff).

Bei der Differenzierung der Wasserstraßengebühren wird jedes Schiff entsprechend seiner BRZ und seiner individuellen Stickstoff- und Schwefelemissionen belastet. Als Ausgleich für die Rabatte, die Schiffe mit niedrigen Emissionen erhalten, wurden die tonnageabhängigen Wasserstraßengebühren generell um SEK 1,40 pro BRZ erhöht. Falls die Stickstoffemissionen bei 12 g/kWh oder darüber liegen, müssen Öltanker SEK 5,30 und andere Schiffe SEK 5,00 pro BRZ bezahlen. Schiffe mit einer maximalen Emission von 2 g/kWh werden mit SEK 3,70 bzw. SEK 3,40 belastet. Bei Emissionen zwischen den beiden Werten werden die Gebühren entlang einer linearen Skala berechnet.

ABBILDUNG 16: NO_x- UND SCHWEFELRABATTE AUF DIE WASSERSTRAßENGEBÜHR IN SCHWEDEN AUF BASIS DER BRZ



Quelle: Swedish Maritime Administration, Environmental Differentiated Fairway and Port Dues, Norrköping 1998, S. 3.

Um Unterschiede zwischen verschiedenen Schiffstypen und Größen besser berücksichtigen zu können, wurde eine weitere Differenzierung eingeführt: Öltanker mit einer maximalen Emission von 2 g/kWh müssen eine Gebühr von maximal SEK 100.000 entrichten. Entsprechend der linearen Skalierung bei Steigerungsstufen von SEK 6.000 pro g/kWh entfällt auf Öltanker mit Emissionen von 12 g/kWh oder darüber eine Gebühr von SEK

160.000. Für andere Schiffe liegen die Gebühren zwischen SEK 60.000 und SEK 100.000, bei Steigerungsstufen von SEK 4.000 pro g/kWh.

Werden Katalysatoren eingebaut, die den höchsten Reinigungsgrad erzielen, rückerstattet die Schwedische Schifffahrtsverwaltung die bereits bezahlten Wasserstraßengebühren über einen Zeitraum von fünf Jahren. Falls die Katalysatoren vor dem Jahr 2000 eingebaut werden, können bis zu 40 Prozent der Kosten des Einbaus verrechnet werden, danach bis zu 30 Prozent. Die Subventionierung erfolgte unabhängig von der Nationalität des Schiffes.

Zusätzlich zur Differenzierung der Wasserstraßengebühr auf der Basis der Stickstoffemissionen können Schiffe einen weiteren Rabatt von SEK 0,90 pro BRZ erhalten, wenn der Schwefelgehalt des verwendeten Treibstoffs unter 0,5 Gewichtsprozent bei Passagierschiffen und unter 1,0 Gewichtsprozent bei anderen Schiffen liegt (Zachcial 2000: 17ff).

Zusätzlich zu den staatlichen Wasserstraßengebühren haben rund zwanzig schwedische Häfen die Möglichkeit der Rabattgewährung in ihre Gebührenordnungen aufgenommen, mit der ebenfalls verminderte Stickstoff- und Schwefelemissionen honoriert werden sollen (Zachcial et al. 2000: 15). Bedingt durch die unterschiedlichen Infrastrukturen wurden in den verschiedenen Häfen unterschiedliche Alternativen der Rabattierung emissionsarmer Schiffe entwickelt. Die nachfolgende Tabelle veranschaulicht die Gebührendifferenzierung hinsichtlich des Schwefelgehalts in den Kraftstoffen in vier großen schwedischen Häfen.

TABELLE 3: DIFFERENZIERTE HAFENGEBÜHREN FÜR SCHIFFE MIT SCHWEFELARMEN KRAFTSTOFFEN

(in Schwedischen Kronen pro BRT)

Hafen	Fähren < 0,5 % S, andere Schiffe < 1,0 %	Fähren > 0,5 % S, andere Schiffe > 1,0 %	Periode
Göteborg	0	+0,06	ab 01.07.1998
	0	+0,13	ab 01.01.1999
	0	+0,20	ab 01.10.2000
Helsingborg	-0,10	0	
Malmö	-0,10	0	
Stockholm	-0,10	0	

Quelle: Lemieszewski, Stefan (2000): The Swedish incentive scheme of differentiated fairway and harbour dues related to their environmental impact, in: Sustainable Transport Solutions in the Baltic Region, International NGO seminar in Stockholm, 5. bis 6. März 2000, S. 18

Die auf Stickstoffemissionen bezogenen Ermäßigungen der Hafengebühren dieser vier schwedischen Häfen in sind in der folgenden Tabelle verdeutlicht. Dabei fällt auf, dass Stockholm die Hafengebühren nicht nur für saubere Schiffe reduziert, sondern sogar erhöht, falls die Stickoxidemissionen eines Schiffes den Höchstwert von 12 g/kWh übersteigen.

TABELLE 13: RABATTIERUNG DER HAFENGEBÜHREN IN ABHÄNGIGKEIT ZU DEN STICKSTOFF-EMISSIONEN IN VIER SCHWEDISCHEN HÄFEN

(in Schwedischen Kronen pro BRT)

Hafen	g NOx/ kWh												
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	> 12
Göteborg	-0,20	-0,20	-0,10	-0,10	-0,10	-0,10	-0,05	-0,05	-0,05	-0,05	-0,05	-0,05	
Helsingborg	-0,10	-0,10	-0,10	-0,09	-0,08	-0,07	-0,06	-0,05	-0,04	-0,03	-0,02	-0,01	
Malmö	-0,15	-0,15	-0,15	-0,15	-0,15	-0,15	-0,05	-0,05	-0,05	-0,05	-0,05	-0,05	
Stockholm	-0,15	-0,15	-0,15	-0,15	-0,15	-0,15	-0,05	-0,05	-0,05	-0,05	-0,05	-0,05	+0,10

Quelle: Lemieszewski, Stefan (2000): The Swedish incentive scheme of differentiated fairway and harbour dues related to their environmental impact, in: Sustainable Transport Solutions in the Baltic Region, International NGO seminar in Stockholm, 5. bis 6. März 2000, S. 18

Um die reduzierten Fahrwegs- und Hafengebühren in Anspruch nehmen zu können, benötigen Reedereien ein Zertifikat, das Aufschluss über die Emissionswerte eines Schiffes

gibt. Solche Zertifikate werden vom Germanischen Lloyd und drei schwedischen Laboren ausgestellt, die bei der Schwedischen Schifffahrtsverwaltung akkreditiert sind. Bis heute haben sich ca. 2.000 Schiffe registrieren lassen (Swedish Maritime Administration 2004). Die ermittelten Informationen über die registrierten Schiffe werden in einer Datenbank zusammengefasst, auf die die Schwedische Schifffahrtsverwaltung bei der Gewährung der Rabatte zugreifen kann. Jedes Zertifikat muss alle drei Jahre erneuert werden.

Um den "Schwefelrabatt" zu erhalten, muss für ein Schiff in einer speziellen Erklärung versichert werden, dass konsequent nur Treibstoffe mit niedrigem Schwefelgehalt eingesetzt werden. Die Schwedische Schifffahrtsverwaltung oder ein autorisierter Prüfer können jederzeit Kontrollen an Bord der Schiffe vornehmen (Swedish Maritime Administration 1997).

Neben der Verbesserung des Umweltschutzes in Schweden sollte damit auch die Diskussion über die Einführung vergleichbarer Instrumente in der Europäischen Union initiiert werden. Parallel wurde eine Diskussion über die Weiterentwicklung des Systems gestartet, um die Umweltleistung der Schiffe zu fördern und die externen Kosten besser in den Gebührensätzen zu reflektieren (Ortmanns 2004: 4).

5.2.1.2 Beurteilung

Die Beurteilung des Systems differenzierter Fahrwegs- und Hafengebühren soll anhand der im Abschnitt 3.2.4 gebildeten Kriterien erfolgen. In der Funktionalitätsanalyse wird zunächst die Instrumentenanwendung, in der Machbarkeitsanalyse die rechtliche und politische Perspektive des Instruments untersucht. Bei der Analyse ist neben der Funktionsweise der differenzierten Fahrwegsgebühren auf nationaler Ebene und der Rolle der schwedischen Häfen auch die Zusammenarbeit mit anderen Ländern und die Weiterentwicklung des Instruments von Bedeutung.

Bei dem in Schweden eingeführten Instrument handelt es sich um ein Hybrid aus einer Subventionierung der Hafenbenutzung für diejenigen Nutzer, die sich dem Handlungsziel entsprechend verhalten, und einer zusätzlichen Besteuerung für jene, die sich jenseits

des erwünschten Schwellenwertes befinden. Letzteres findet allerdings nur partiell statt, wobei denkbar ist, dass im Sinne einer dynamischen Anpassung des Instrumentes und je nach Eintreten der Lenkungswirkung auch eine Ausweitung der erhöhten Gebührenerhebung eingeführt werden könnte.

Die mit dem Instrument verbundene Annahme basiert auf dem im Abschnitt 4.3.1 vorgestellten Preis-Mengen-Ansatz, wonach die Verminderung der Umweltnutzung mit gestaffelten Subventionen der normalerweise anfallenden Gebühren honoriert wird, ohne dass dadurch eine PARETO-Optimalität angestrebt wird. Das Konzept der Gebührenstaffelung geht vom Gesamtgebührenvolumen zum Zeitpunkt der höchsten Umweltbelastung durch Schwefel- und Stickoxide aus und senkt die individuellen Gebühren von diesem Niveau ausgehend - damit entstehen den am System teilnehmenden Häfen effektive Einnahmeverluste unter der Voraussetzung, dass die Hafennutzer tatsächlich im Sinne des Handlungszieles agieren. Für nicht auf das Instrument reagierende Schiffe wird die Umweltnutzung verteuert.

Die Handlungsziele determinieren sich in diesem Modell über die erwünschte Umweltwirkung - die Reduktion der NO_x - und SO_2 -Emissionen. Diese Ziele lassen sich durch technische Lösungen erreichen: Für NO_x gilt eine Entkoppelung der Motorenleistung vom Schadstoffausstoß, was etwa durch Katalysatortechnik oder Wassereinspritzung erreicht werden kann. Für die Reduktion von SO_2 -Emissionen greifen technische Lösungen ebenso wie die Umstellung auf schwefelreduzierte Treibstoffarten oder der Einsatz von Treibstoffaufbereitungstechnologien. Der Landstrombezug wird nicht berücksichtigt.

Aufgrund der klaren, konkret formulierten Umweltziele ist sowohl eine treffsichere Zuordnung im Sinne des Verursacherprinzips als auch eine praktisch eindeutige Bemessungsgrundlage gegeben: Emissionen und Umweltschutzanstrengungen werden zur Grundlage der Gebührenhöhe. Je nach eingebauter Technologie lassen sich klare Rückschlüsse auf die Emissionsreduktion der genannten Schadstoffe gegenüber dem Verzicht auf die entsprechende Technologie ziehen.

Die wichtigste Frage für die Beurteilung der ökologischen Wirksamkeit ist die nach der Lenkungswirkung auf die Adressaten: Für das schwedische Modell gilt, dass 2004 rund 80 Prozent der Schiffe, die schwedische Häfen anliefen, schwefelarme Kraftstoffe einsetzten. Der größte Teil der existierenden Anlagen zur Abgasreinigung ist auf Schiffen eingebaut, die in schwedischen Gewässern operieren (Ortmanns 2004: 3). Für die Her-

steller von Abgasreinigungstechnologien wurden wichtige Absatzmärkte geschaffen. Schweden hat sich hier zu einem Pilotmarkt entwickelt (Ortmanns 2004: 3). Aufgrund der niedrigen Reduktionskosten im Vergleich zu landseitigen Emissionsquellen ist die Einbeziehung von Schiffen in die schwedische Luftreinhaltepolitik auch gesamtwirtschaftlich effizient (Kågeson 1999: 7). Die im Rahmen der Umgestaltung der Hafен- und Fahrwegsgebühren eingeführte Verursacherorientierung kann als gelungen und treffsicher angesehen werden: Die Gestaltung der Gebührensenkungen ist so angelegt, dass sie bei einer breiten Mehrheit der Hafennutzer zur erwünschten Reaktion geführt hat, in umweltfreundliche Technologien zu investieren. Die Reaktion ist aber stark lokal begrenzt, da sie mit dem Anteil der Hafenanläufe eines Schiffes in Schweden verbunden ist. Je mehr nichtschwedische Häfen angesteuert werden und je größer das Fahrgebiet ist, desto seltener führen die angebotenen Anreize zu einem umweltpolitisch angestrebten Handeln.

Von dem System profitieren also in der Hauptsache solche Schiffe, die häufig in schwedischen Gewässern operieren. Dies sind Fähren und andere Linienverkehre, insbesondere Feeder. Durch die Spreizung des alten Gebührensystems wurden die Kosten insbesondere für ältere Schiffe höher, deren Motortechnologie nicht dem Stand der Technik entspricht und deren begrenzte Restnutzungsdauer keine Umrüstungen rechtfertigt. Problematisch ist die Situation für Schiffe, die nur selten in schwedische Häfen einlaufen. Da nur in sehr wenigen anderen Häfen vergleichbare Anreize existieren, lohnt sich die Umstellung für diese Schiffe nicht.

Der Einbau der Technologien hat offenbar aufgrund rationaler Kosten-Nutzen-Überlegungen seitens der Nutzer stattgefunden. Dafür spricht die Tatsache, dass die Technologien regelmäßig in Schiffen zum Einsatz kommen, die häufig in schwedischen Häfen operieren. Bei den nicht umgerüsteten Schiffen hat offenbar die Kosten-Nutzen-Analyse ergeben, dass die Kosten aufgrund der höheren Hafennutzungsgebühren niedriger als jene für den Einbau neuer Technologien eingeschätzt wurden. Auch wenn die so angestrebte Lenkungswirkung nicht auf alle in schwedischen Gewässern operierenden oder die lokalen Ökosysteme beeinträchtigenden Schiffe wirkte und das Instrument nicht durch andere Maßnahmen (etwa anderer Staaten) ergänzt worden ist, kam es doch zu einem Umweltschutzeffekt. Seit der Einführung des Systems konnten die SO₂-Immissionen um 30 Prozent und die NO_x-Emissionen des Seeverkehrs um 10 Prozent gemindert werden (Ortmanns 2004: 3). Da die technischen Veränderungen in großem Umfang infolge der Gebührenspreizung vorgenommen wurden, kann man eine nahezu

eindeutige Aussage darüber treffen, dass die durch die Schifffahrt bedingten SO₂- und NO_x-Emissionen wirksam reduziert werden konnten und hierdurch mindestens der signifikante Beitrag zur Immissionssenkung geleistet wurde. Das Umweltziel kann damit als erreicht angesehen werden.

Insgesamt bleibt das Gebührenniveau unverändert, durch die Gebührenstaffelung wird nur die Belastung einzelner Schiffe variiert. Es hat dementsprechend keine stärkere Belastung durch Gebühren für die Schiffe gegeben, die aufgrund fehlender Technologien den höheren Gebührensatz entrichten mussten. Ein Wettbewerbsvorteil wird für die Reeder, die sich für einen Einbau entschieden haben, nach Ende der Amortisationszeit der Investitionskosten erreicht. Aufgrund der geografischen Lage Schwedens ist eine Verlagerung der Schiffsanläufe auf benachbarte Ländern nur in wenigen Fällen wahrscheinlich. Gerade durch den Ausbau der Brückenverbindungen über Dänemark nach Deutschland kann aber die Erhöhung der Schifffahrtskosten langfristig die Verlagerung von Feedertransporten auf landseitige Verkehre fördern. Gleichzeitig stellen die weniger anspruchsvollen Emissionsgrenzwerte der Schiffe gegenwärtig einen Wettbewerbsvorteil für Schiffe dar.

Bereits der Ausgangspunkt der Einführung, die 1996 getroffene Selbstverpflichtung zwischen der Schifffahrtsverwaltung, dem Reederverband und dem Schwedischen Hafen- und Stauereiverband, das Interesse der Öffentlichkeit sowie die Expertise des Umweltverbands SWEDISH NGO SECRETRIAT ON ACID RAIN haben dazu beigetragen, dass aus den Interessen der latenten Gruppe ein konkretes Minderungsziel für Schwefel- und Stickstoffemissionen der Schiffe wurde. Die schwedische Regierung bzw. die Schifffahrtsbehörde hat durch die Einführung des Modells und die damit verbundene Inwertsetzung der Luftqualität auch ökonomische Impulse in der Zulieferindustrie, insbesondere bei den Herstellern von Schiffskatalysatoren. Schweden hat sich zu einem Vorreitermarkt für Abgasvermeidungstechniken entwickelt (Ortmanns 2004: 3).

Das System entspricht schwedischem Recht. Das internationale Seerecht begrenzt das Recht, zahlungsunwilligen Schiffen die Zufahrt zu einem Hafen zu verweigern. Bisher wurde kein Konflikt festgestellt oder vor dem Seegerichtshof gebracht (Kågeson 2005: 187). Bei der Entwicklung des Instruments war keine europäische Lösung sichtbar. Das Inkrafttreten von MARPOL Annex VI und der EU-Schwefelrichtlinie muss aber bei der Weiterentwicklung der Gebührendifferenzierung berücksichtigt werden. Eine stärkere Spreizung der Tarife könnte auch von Reedern oder Handelspartnern Schwedens als

Markteintrittsbarriere gesehen werden und so vor ein Schiedsgericht der Welthandelsorganisation gebracht werden. Vergleichbare Probleme wurden bisher aber nicht bekannt, zudem erfolgt keine Ungleichbehandlung zwischen schwedischen und ausländischen Emittenten.

Das Vorgehen Schwedens war sowohl durch die relativ isolierte geographische Lage als auch durch die politische Aufmerksamkeit für das Umweltproblem begünstigt. Da 1998 weder die Ratifizierung von MARPOL Annex VI noch das Vorgehen der Europäischen Strategie zu Luftemissionen von Seeschiffen ersichtlich waren, entstanden bei der Einführung auch keine Kompatibilitätsprobleme. Ausgangspunkt war eine sektorübergreifende Zielvereinbarung, das trilaterale Abkommen. Dadurch wurde die politische Durchsetzung erleichtert. Es ging außerdem nicht um die Einführung einer neuen Abgabe, sondern um die aufkommensneutrale Umgestaltung einer bestehenden Gebühr durch eine Tarifspreizung. Das Angebot von Subventionen für die Umrüstung von Schiffen hat die Anpassungskosten für einige Schiffe reduziert und so auch den Widerstand der Seeverkehrswirtschaft reduziert.

Da die Gebühren auch vorher erhoben wurden, ist der Zusatzaufwand für die Seeverkehrsbehörden begrenzt. Die Nachweise für Schiffe können zum Teil im Rahmen der normalen Inspektionen der Klassifizierungsgesellschaften erstellt und zertifiziert werden. Die Überprüfung der eidesstattlichen Erklärung über den Schwefelgehalt des Schiffstreibstoffs und die Gültigkeit der Motorenzertifikate wird im Rahmen der Hafenstaatenkontrolle vorgenommen.

Ziel des Schwedischen Systems war auch die Zusammenarbeit mit anderen Ländern oder Häfen. Dies ist, mit Ausnahme der Ålandinseln, aber nicht gelungen. Das kann einerseits auf das vergleichsweise große Interesse Schwedens an einer Reduzierung von Luftemissionen der Seeschiffe zurückgeführt werden. Zusätzlich zu dem Problembewusstsein gibt es aber nur in wenigen anderen Ländern eine vergleichbare Gebühr und so geringe Möglichkeiten, auf andere Häfen auszuweichen. Ein Diskussionsvorschlag, die Idee der differenzierten Nutzungsgebühren auf andere Länder, den Ostseeraum oder alle europäischen Gewässer auszuweiten, wird im Abschnitt 5.3.4 vorgestellt. Die schwedische Seeverkehrsverwaltung entwickelt einerseits ihr System weiter, aufbauend auf den neuen Rahmenbedingungen nach dem Inkrafttreten von MARPOL Annex VI und den gesammelten Erfahrungen (Ortmanns 2004: 3). Andererseits beteiligen sich schwedische Akteure intensiv an der Entwicklung einer europaweiten Strategie.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass die Umgestaltung der Hafen- und Fahrwegsgebühren ein erfolgreicher Schritt Schwedens war, um die Luftemissionen der Seeschiffe, die häufig nationale Häfen anlaufen, zu reduzieren. Neben der Optimierung der Anreizwirkung des Systems, im Sinne des dem Instrument zugrunde liegenden Preis-Mengen-Ansatzes, fehlt aber die Einbeziehung der internationalen Handelspartner: einerseits durch die Entwicklung eines Systems oder zumindest gemeinsamer Differenzierungskriterien mit anderen Nord- und Ostseeanrainerstaaten, andererseits beschränkt sich der Interkontinentalverkehr auf sehr wenige schwedische Häfen. Um hier Schiffe mit wenigen Anläufen im Jahr zu Emissionsreduktionen zu motivieren, ist ein anderer Ansatz notwendig.

5.2.2 Green-Award-Umweltindexierung von Schiffen

5.2.2.1 Darstellung

Obwohl der Green Award ein Zertifizierungssystem ist, das sicheres und umweltfreundliches Verhalten von Schiffen und Mannschaften sowie des Managements ausweist, hat er sich auch zu einem Vorbild für den Einsatz marktorientierter Instrumente zum Schutz der Umwelt durch differenzierte Nutzungsgebühren in Häfen entwickelt (Zachcial et al. 2000: 12ff).

Der *Green Award* wurde 1994 von der niederländischen Regierung und dem Hafen Rotterdam entwickelt, um Tanker mit herausragenden Umweltschutzpraktiken auszuweisen. Das Instrument ist als Teil einer umfassenden Strategie zur Vermeidung von Ölnfällen zu sehen. Nachdem der *Green Award* ursprünglich nur Öltanker mit über 20.000 dwt. zertifizierte, wurde er auf Chemikalientanker und Massengutschiffe erweitert, um ein Angebot für einen größeren Teil der Welthandelsflotte zu schaffen. Die Integration weiterer Schiffstypen wird vorbereitet (Green Award Foundation 2006). Das Ziel des Zertifizierungssystems soll sein, sicheres und umweltfreundliches Verhalten von Schiffen und Mannschaften sowie des Managements zu fördern (Green Award Foundation 1999: 5). Es orientiert sich dabei an dem norwegischen Vorschlag zur Umweltindexierung von

Schiffen im Rahmen der IMO (Davis et al. 2000: A3.21). Anstatt des vorgeschlagenen staatlichen IMO-Bewertungssystems für alle Schiffe ist der *Green Award* ein freiwilliges Kennzeichen, das bestehende Qualitäts- und Zertifizierungskriterien wie die ISO-9002-Norm integriert. Es ist ein offenes und dynamisches System mit jährlicher Evaluierung der Schiffe durch eigene Inspektoren. Der *Green Award* ist als Stiftung organisiert. Neben dem *Bureau Green Award* als ausführender Ebene gibt es ein Komitee, eine Widerspruchsstelle und eine Expertengruppe, das *Board of Experts*, in der verschiedene internationale Repräsentanten der Seeverkehrswirtschaft vertreten sind.

Die Teilnahme am *Green Award* ist freiwillig und erfordert eine zusätzliche Inspektion des Schiffs durch Mitarbeiter des *Green Awards* (Green Award Foundation 1999: 5). Für die sich beteiligenden Schiffe entstehen durch die *Green Award* Zertifizierung einmalige Beteiligungsgebühren und jährliche Inspektionskosten. Die Reedereien müssen sowohl Gebühren für die Zertifizierung als auch für die nachfolgenden jährlichen Prüfungen entrichten, die zwingend vorgeschrieben sind, um das Zertifikat zu behalten. (Green Award Foundation 1999: 5). Der Anreiz für einen Reeder, sich durch den *Green Award* zertifizieren zu lassen, liegt dabei einerseits in der Möglichkeit, Nachlässe auf Gebühren in verschiedenen Häfen zu erhalten, und andererseits zertifizierte Schiffe als Qualitätsanbieter auszuweisen. Durch die Inanspruchnahme der Nachlässe auf die Nutzungsgebühren lässt sich eine jährliche Kosteneinsparung kumulieren.

Der *Green Award* startete 1995 in Rotterdam mit einer sechsprozentigen Ermäßigung der Hafengebühren. Ausgehend von Europas größtem Hafen, gelang es dem *Green Award*, weltweit von Hafenverwaltungen und Hafendienstleistern anerkannt zu werden. Neben den Niederlanden sind dies etwa Häfen in Spanien, Südafrika, dem Vereinigten Königreich oder Neuseeland. Es gibt auch bei einigen maritimen Dienstleistern Vergünstigungen:

TABELLE 4: VERGÜNSTIGUNGEN FÜR GREEN AWARD SCHIFFE

Häfen mit Anreizen für Green Award Schiffe		
Belgien	Hafen von Gent	6% Nachlass auf die Hafengebühren für Tanker und Bulker
Litauen	Klaipeda State Seaport Authority	5% Nachlass auf die Hafengebühren für Tanker
Neuseeland	Westgate Port Taranaki	6% Nachlass auf die Hafengebühren für alle Green Award Schiffe
Portugal	Administração do Porto de Sines	6% Nachlass auf die Hafengebühren für Tanker
	Administração dos Portos do Douro e Leixões	3% Nachlass auf die Hafengebühren für Tanker
	Administração do Porto da Lisboa	5% Nachlass auf die Hafengebühren für Tanker
	Administração do Porto de Setúbal	3% Nachlass auf die Hafengebühren für Tanker und Bulker
Südafrika	National Ports Authority of South Africa (Durban, East London, Port Elisabeth, Cape Town, und andere)	max. 5% Nachlass auf die Hafengebühren für Tanker
Spanien	Puertos del Estado (Bilbao, Santander, Huelva, Málaga, Cartagena, Valencia, Tarragona, Barcelona und andere)	Ermäßigungen auf den T1 Tarif, bis 2004: 7%
Die Niederlande	Amsterdam Port Authority	6% Nachlass auf die Hafengebühren für Tanker und Bulker
	Port of Rotterdam	6% Nachlass auf die Hafengebühren für Tanker
	Port of Dordrecht	6% Nachlass auf die Hafengebühren für Tanker
	Moerdijk Port Authority	6% Nachlass auf die Hafengebühren für Tanker
	Zeeland Seaports (Vlissingen, Terneuzen)	6% Nachlass auf die Hafengebühren für Tanker
Großbritannien	Port of Sullom Voe (Shetlands)	5% Nachlass auf die Hafengebühren für Tanker
Andere Anreize für Green Award Schiffe		
AVR Industrie (Booij Port Services), NL		5% Nachlass auf die Ölotsorgung im Hafen Rotterdam
Dirkzwager's Coastal & Deepsea Pilotage, NL		5% Nachlass auf die Lotstarife
Dutch Pilotage Organisation, NL		jährlich variierende Nachlässe auf die Lotstarife
Euroshore International, NL		5% Nachlass auf die Ölotsorgung im Hafen Rotterdam in verschiedenen EU Ländern
Gesellschaft für Angewandten Umweltschutz und Sicherheit im Seeverkehr, GAUSS mbH, D		7% Nachlass auf alle Trainingskurse
Hammond Marine Services, UK		5% Nachlass auf die Lotsgebühren
Maritime Simulation Rotterdam b.v., NL		5% Nachlass auf alle Trainingskurse
Royal Boatmen Association Eendracht, NL		Vergünstigungen bei der Schlepphilfe
Smit International, NL		Freie Teilnahme an Notfallkursen
Van Esch International		5 % Nachlass auf die Hebekräne

Quelle: Green Award Foundation (2006): Incentives for Green Award Vessels, www.greenaward.org, Zugriff am: 07.02.2006

Weitere finanzielle Vorteile und Vergünstigungen werden von einer Reihe von hafenbezogenen Dienstleistungsunternehmen und Organisationen wie beispielsweise Lotsen, Schleppern oder Festmachern gewährt (Green Award Foundation 2006). Zusätzlich stellen auch indirekte Vergünstigungen für *Green Award* Schiffe einen Anreiz für die Reeder dar. Versicherungsgesellschaften geben Rabatte, und Charterer geben solchen Schiffen

einen Vorzug. Aus diesem Grund haben bereits Schiffe die Green Award Zertifizierung vorgenommen, die gar nicht die oben genannten Häfen anlaufen (Bornemann et al. 1999: 187).

Die Zertifizierung eines Schiffs wird auf Antrag der Reederei durchgeführt. Dabei werden alle offiziellen Dokumente akzeptiert und zudem Informationen aus anderen Quellen wie z. B. der Hafenstaatskontrolle oder von Klassifikationsgesellschaften herangezogen. Die offizielle *Green-Award-Zertifizierung* wird jedoch ausschließlich durch eigene *Green-Award-Inspektoren* vorgenommen. Die Prozeduren der Prüfung und Zertifizierung sind ausführlich in Regeln niedergelegt, die von der *Green Award* Stiftung zur Verfügung gestellt werden (Green Award Foundation 1999: 16ff). Bevor das eigentliche Zertifizierungsverfahren beginnt, muss eine grundlegende Anforderung erfüllt sein: das Schiff muss allen gültigen IMO-Regeln bzw. den gesetzlichen Mindeststandards entsprechen (Green Award Foundation 2006). Für das Erfüllen der Vorbedingungen werden keine Punkte vergeben, für die Erfüllung der Anforderungen an die Mannschaften und an das Management können derzeit maximal 236 Punkte erzielt werden.

TABELLE 5: BEWERTUNGSSYSTEM DER GREEN AWARD UMWELTINDEXIERUNG

Gegenstand	Max. Punkte
Gesellschaft/ Unternehmenspolitik	15
Managementkontrolle/ Sicherheits- und Umweltpolitik	70
Etabliertes/ dokumentiertes Unfallmanagement	20
Besatzung	81
Wartungssystem	35
Überwachungssystem	15
Maximal erzielbare Punktzahl	236

Quelle: Green Award Foundation (2001): *Seacure for Operations 2001*, Rotterdam, Seite 35

Um das *Green Award* Zertifikat zu erhalten, müssen im Mannschafts- und Managementbereich mindestens 125 Punkte und im technischen Bereich mindestens 70 Punkte erzielt werden (Green Award Foundation 2006). Die meisten Punkte hängen somit mit dem Management- und Personalbereich zusammen. Emissionen von atmosphärischen Schadstoffen sind Teil der Kriterienliste, die Anforderungen gehen aber nicht über MARPOL Annex VI hinaus (Green Award 2004).

Der *Green Award* beschränkt sich auf große Rohöl- und Ölproduktentanker über 20.000 dwt und große Massengutschiffe über 50.000 dwt. Da der Großteil der Gebührensysteme im Seeverkehr an die Tonnage der Schiffe gekoppelt ist, wachsen die Vorteile

mit der Schiffsgröße an. Ein mit dem Green Award zertifizierter Tanker mit 200.000 dwt kann in Rotterdam pro Anlauf ca. den zwölffachen Betrag im Vergleich zu einem kleinen Tanker von 20.000 dwt einsparen (Zachcial et al. 2000: 10). Kleinere Schiffe werden zwar in der Regel auf kürzeren Strecken eingesetzt und laufen einen Hafen häufiger an, aber selbst auf der Basis von beispielsweise einer dreifach höheren Anlauffrequenz für kleinere Schiffe ist der Vorteil für die größeren Schiffe immer noch um das Vierfache höher. Zudem werden für Schiffe im Kurzstreckenseeverkehr in vielen europäischen Häfen ermäßigte Tarife angeboten, bei denen eine zusätzliche prozentuale Ermäßigung naturgemäß weniger bedeutend ist. Diese Differenz zu großen Schiffen kann weder durch die Beantragungsgebühr noch durch die jährliche Gebühr, die für kleinere Schiffe um 25 bis 30 Prozent niedriger liegt, ausgeglichen werden (Zachcial et al. 2000: 10). Der Aufwand für die Zertifizierung unterscheidet sich nicht wesentlich nach Schiffsgrößen. Diese Tatsache stellt einen Nachteil für die Teilnahme kleinerer Schiffe am *Green Award*-System dar.

Die Struktur des *Green Award*-Systems begünstigt Reedereien mit einer größeren Anzahl von Schiffen, weil das Verfahren zur Prüfung der Büros nicht mit jedem zu zertifizierenden Schiff wiederholt werden muss (Zachcial et al. 2000: 10). Dieser Umstand reduziert für die Reedereien den einzubringenden zeitlichen Aufwand und die Kosten pro Schiff. Ein deutscher Chemikalientakreeder schätzt seine Kosten zur Sicherstellung der Qualität, Ausbildung des Personals, Überwachung etc. auf ca. 50.000 Euro, wovon sich die Hälfte auf Umweltschutzelange bezieht (Zachcial et al. 2000: 10). Dies muss berücksichtigt werden, wenn eine Ausweitung des *Green Award*-Systems auf andere Schiffstypen erwogen wird. Gerade bei kleinen Schiffen wie beispielsweise in der Küstenschiffahrt ist das Eigentum stark gestreut.

5.2.2.2 Beurteilung

Beim *Green Award* schaffen zunächst die Freiwilligkeit des Instruments, die internationale Ausrichtung und die Integration einer Vielzahl unterschiedlicher Umwelt- und Sicherheitsaspekte eine klare Abgrenzung zu dem schwedischen System. Aufbauend auf den in Kapitel 3.2.4 gebildeten Bewertungskriterien umweltpolitischer Instrumente ergibt sich folgende Einschätzung des Instruments:

Als ökonomisches Instrument verhält sich der Green Award ähnlich wie die Gebührenstaffelung in schwedischen Häfen: Diejenigen Schiffe, welche das Kriterium des Zertifikats erfüllen, erhalten einen Rabatt auf die anfallenden Hafengebühren, was einer Subventionierung entspricht und damit ebenfalls dem Preis-Mengen-Ansatz nach BAUMOL/OATES folgt. Ausgangspunkt für die gewährte Subventionierung - und damit umgekehrt die relative Verteuerung der Umweltnutzung - ist ebenfalls das Umweltziel, das mit der Zertifizierung verfolgt wird. Hinsichtlich der ökologischen Wirksamkeit gilt, dass diese als dann gegeben anzunehmen ist, wenn möglichst viele Reeder auf den Anreiz reagieren und die Umweltstandards ihrer Schiffe aufgrund dessen verbessern.

Der *Green Award* ist ein Zertifikat, das die Qualitätsorientierung von Schiffen ausweist. Schwerpunkt in dem Kriterienkatalog bilden Schiffssicherheit und Schiffsmanagement. Durch die Vielfalt der Kriterien gibt es kein umweltpolitisches Schutzziel, gerade bei atmosphärischen Schadstoffen beschränkt sich der *Green Award* auf die Einhaltung von bereits gültigen Standards. Die Sicherheitsorientierung vermindert aber das Risiko störfallbedingter Ölverschmutzungen.

Aufgrund der vorab nur bedingt abschätzbaren Inanspruchnahme der ökonomischen Vergünstigungen haben die Kosten für die *Green Award* – Teilnahme anfallenden Inspektion und Verwaltungskosten eine Bedeutung. Am günstigsten ist dieses Verhältnis aus Umrüstkosten und Teilnahmegebühren für Schiffsneubauten, die nach modernen Sicherheitsstandards gebaut sind, am ungünstigsten ist das Verhältnis umgekehrt für alte Schiffe, die solchen Standards nicht genügen. Da häufig auch eine Möglichkeit zur Nachrüstung de facto nicht gegeben ist, ist nicht zu erwarten, dass Betreiber solcher Schiffe es als nicht rational ansehen werden, sich an diesem System zu beteiligen. Umgekehrt entsteht für die Reeder neuer Schiffe eine Möglichkeit, sich mit geringem zusätzlichem Aufwand als Qualitätsanbieter von Mitbewerbern abzusetzen.

Die Steuerungswirkung des Instrumentes zu messen, ist sowohl aufgrund der Komplexität der integrierten Umwelt- und Sicherheitsziele praktisch nicht möglich, als auch scheidet die objektive Messung der ökologischen Wirkungen durch Immissionsparameter aus. Im Unterschied zum schwedischen System ist der *Green Award* in mehreren europäischen und nicht-europäischen Häfen als Zertifikat anerkannt; die ökonomischen Anreize fallen allerdings unterschiedlich aus, so dass es für die Schiffseigner schwieriger wird, den aus dem Zertifikat entstehenden Nutzen zu quantifizieren. Aufgrund der relativ brei-

ten Streuung der Vergünstigungen und der potenziellen Wettbewerbswirkungen, die für die teilnehmenden Häfen entstehen, lässt sich vermuten, dass ggf. eine Ausweitung anwendbarer Vergünstigungen in Frage kommt. Diese Vermutung kann als ein zusätzlicher Anreiz, am System teilzunehmen, angesehen werden. Umgekehrt ist die Attraktivität der angebotenen Anreize auf diese Weise begrenzt.

Bei näherer Betrachtung des *Green Awards* und seiner Kunden und Unterstützer fällt auf, dass in der Liste der Anreizgeber kein großer Konkurrenzhafen Rotterdams das System dauerhaft unterstützt. Trotz intensiven Marketings ist seit 1995 nicht gelungen, weitere Häfen der so genannten Nord-Range zu überzeugen. Eine Ausnahme stellt das mittlerweile wieder beendete Hamburger *Green Shipping* – Pilotprojekts dar⁴¹, siehe dazu den folgenden Abschnitt 5.2.3. Zudem ist die Beteiligung vieler Häfen auf Tanker begrenzt. Selbst der Hafen Rotterdams verzichtete zunächst darauf, das umsatzstarke Segment der anlaufenden Massengutschiffe zu fördern. Für teilnehmende Reedereien präsentiert sich die Liste der Anreizgeber oft als ein „Flickenteppich“ regionaler Regelungen (Zachcial et al. 2000: 70).

Das Gleiche gilt für die Anreizgeber: Zertifiziert wird ein Set von sowohl technischen Merkmalen als auch Verhaltenseigenschaften bzw. Managementpraktiken; es steht nicht die Reduktion determinierter Schadstoffe als Immissionen im Vordergrund, was die Messbarkeit der ökologischen Wirkung beeinträchtigt. Der Akzeptanz von Einnahmeausfällen sollte insofern bei den Anreizgebern ein erwarteter Vorteil gegenüberstehen, beispielsweise für das Marketing. Ziel des *Green Awards* ist es dabei, die freiwillige Zahlungsbereitschaft für Umweltschutz im Seeverkehr bei einer latenten, breit gestreuten Gruppe von potenziellen Anreizgebern zu erschließen. Dem gegenüber steht das Interesse an konkreten Gegenleistungen bzw. einem Nutzen für die Geber.

Für jeden Anreizgeber bedeutet das Angebot von Vergünstigungen einen Umsatzrückgang mit einer entsprechenden Wettbewerbswirkung. Die Sicherheits- und Umweltvorteile sind für den Anbieter oft ein externer Nutzen. Von daher ist das selektive Angebot einiger Häfen zu verstehen. Mit Nachlässen werden insbesondere Schiffe bedacht, die auch andere Häfen aufsuchen könnten oder die ohnehin den Hafen nur im begrenzten Umfang

⁴¹ Darstellung und Analyse des Hamburger *Green Shipping* – Pilotprojekts im folgenden Abschnitt 5.2.3.

anlaufen. Das Angebot eines Nachlasses bekommt so eine hohe Marketingwirkung und die Einnahmeverluste sind begrenzt.

Für Schiffe hängen die zusätzlichen Kosten für eine Zertifizierung mit dem technischen Zustand und dem Managementsystem zusammen: *Wie hoch sind die zusätzlichen Aufwendungen?* Dem gegenüber stehen die Möglichkeiten, angebotene Nachlässe auf der Fahrroute in Anspruch zu nehmen. Es ist möglich, dass die kumulierten Nachlässe die Zertifizierungskosten und Teilnahmegebühren übersteigen.

Die Zertifizierung ist jedoch auch eine Möglichkeit, die Sicherheits- und Umweltschutzanstrengungen der Reeder auszuweisen und neue Kunden zu gewinnen. Auch gegenüber der Klassifizierungsgesellschaft oder der Hafenstaatenkontrolle können so die Vorteile des Schiffs besser dargestellt werden.

Für Häfen kann das Angebot eines Nachlasses auf die Hafengebühren für *Green Award* Schiffe ebenfalls effizient sein, wenn es ihnen so gelingt, mehr Schiffe zum Anlaufen des Hafens zu bewegen. Besitzen allerdings viele der bereits den Hafen anlaufenden Schiffe das Zertifikat und würden diese ohnehin den Hafen anlaufen, bestehen keine direkten Vorteile über den Marketingeffekt gegenüber den Stakeholdern hinaus. Die Fortschreibung des Kriterienkatalogs ermöglicht technischen und managementorientierten Lösungen eine Berücksichtigung. So kann eine Lücke zwischen staatlich geförderten Demonstrationsprojekten und der Integration in gesetzliche Mindeststandards geschlossen werden. Nichtsdestotrotz erschweren das breite Themenspektrum des Indexierungssystems und das administrative Verfahren einen Entdeckungswettbewerb seitens der teilnehmenden Schiffe. Für Häfen kann die Teilnahme aber interessante Erkenntnisse über die Nachfrageelastizität der Kunden bringen. Da die Gesamtzahl und Namen der zertifizierten Schiffe bekannt ist, kann überprüft werden, ob sich das Anlaufverhalten einzelner Schiffe und die gesamten Anläufe von *Green Award*-Schiffen verändern. Rückschlüsse daraus können Erkenntnisse für die Preispolitik der Häfen oder auch anderer Anreizgeber liefern.

Hinsichtlich der rechtlichen Integrität in der *Green Award* unproblematisch. Es handelt sich um ein freiwilliges Zertifikat, das Umweltschutz und Sicherheit über gesetzliche Standards hinaus nachweist. Das Zertifikat ersetzt keine anderen vorgeschriebenen Nachweise oder Pflichten.

Im Gegensatz zum Schwedischen System ist der *Green Award* ein privatwirtschaftlich initiiertes Instrument. Die ökonomischen Anreize sind allerdings zu einem großen Teil an Nachlässe auf die staatlichen Hafengebühren gebunden. Die Durchsetzbarkeit des *Green Awards* bezieht sich insofern auf die Anerkennung seitens der Häfen, maritimen Dienstleister und der Reedereien. Hier hängt eine Beteiligung einerseits von den individuellen Vorteilen ab, die Anreizgeber für die gewährten Vergünstigungen erwarten, beispielsweise geringere Emissionen, ein vermindertes Unfallrisiko oder Imagevorteile durch den Nachweis der Qualität eines Schiffes. Andererseits sind für die ökonomische Nachhaltigkeit die bestehenden Gegenfinanzierungsmöglichkeiten für die gewährten Vergünstigungen wichtig: Lassen sich etwa Nachlässe durch eine Umlage auf andere Kunden finanzieren oder sind Mehrkosten von der Steuerlast abziehbar? Letztere Faktoren bestimmen wesentlich auch die Rahmenbedingungen für die politische Durchsetzbarkeit der Teilnahme von Häfen am System als Anreizgeber.

Da es im Bereich der Qualitätssiegel für Schiffe verschiedene Anbieter gibt, ist es für potentielle Anreizgeber schwierig, nur ein System anzuerkennen. Die Vergleichbarkeit der verschiedenen Indexierungssysteme ist komplex und stellt für Reedereien und potenzielle Anreizgeber ein Hindernis dar: *Welches Label ist vertrauenswürdig?* Ein zentraler Schwachpunkt des *Green Awards* ist die Einführungs- oder Kick-off-Phase sowie die Unmöglichkeit, einen Schwellenwert zu bestimmen, der einerseits die Integration von Umweltzielen für Reeder, andererseits die Subventionierung von Nutzungskosten für Anreizgeber ökonomisch rational macht. Daher gibt es auch praktisch keine Indikatoren, die bedingen, dass von einer selbsttragenden Entwicklung ausgegangen werden kann. Die Startphase wurde durch staatliche Unterstützung und den Hafen Rotterdam ermöglicht, gleichzeitig führte dieser Einfluss zu einer begrenzten Akzeptanz in anderen Häfen. Die Phase einer eigenständigen Weiterentwicklung ohne die Notwendigkeit weiterer Anschubhilfen dürfte auch nach über zehnjähriger Existenz noch nicht erreicht sein.

Die relativ geringe Beteiligung von Anreizgebern am System lässt den Schluss zu, dass die Attraktivität der durch den *Green Award* erzielten Vorteile für die Anreizgeber zu gering oder zu schlecht nachweisbar ist, was die politische Durchsetzbarkeit von Subventionen mit der gewünschten Steuerungswirkung begrenzt. Damit ist auch eine Prognose, wieweit eine selbsttragende Weiterentwicklung des *Awards* ohne zusätzliche flankierende ordnungspolitische Maßnahmen zu erwarten ist, nur begrenzt möglich bzw. begrenzt günstig, worin eine Schwäche des Instrumentes liegt.

5.2.3 Green-Shipping-Bonus auf das Hamburger Hafengeld

5.2.3.1 Darstellung

Mit dem *Green Shipping*-Bonussystem führte die Freie und Hansestadt Hamburg 2001 ökonomische Anreize für umweltfreundliche Schiffe ein. Dieses Instrument sollte einerseits einen Beitrag zum Umweltschutz vor Ort leisten, andererseits stand bis zur Einstellung des Projekts 2003 die Zusammenarbeit mit anderen Anreizsystemen und die Förderung einer vorzeitigen Implementierung internationaler Standards im Vordergrund des Hamburger Pilotprojekts. Das Subventionsinstrument war zunächst auf fünf Jahre ausgelegt, nach einem Jahr wurde es vorzeitig beendet (Peper 2004: 22).

Mit dem schwedischen Modell differenzierter Gebühren und dem Green Award entstanden in den Neunziger Jahren neue Ansätze für einen anreizorientierten Umweltschutz. Die seit Jahren in der Seeverkehrswirtschaft geführte Diskussion über Umweltschutz durch ökonomische Anreize wurde durch die beiden Instrumente belebt. Trotz prinzipieller Unterstützung durch Umweltverbände, ökologisch orientierte Reeder und staatliche Umweltschutzinstitutionen gelang es nicht, die Systeme auf andere, bedeutende Häfen auszuweiten. Alle theoretischen Konzepte und auch die bereits eingeführten Systeme wurden als nicht übertragbar angesehen (Porschke 2001: o. S.).

Um die Diskussion ökonomischer Instrumente weiterzuführen, begann die Umweltbehörde Hamburg 1998 mit den Vorbereitungen zu einer internationalen Konferenz. Aufbauend auf den Erfahrungen mit einem vergleichbaren Kongress über Hafenauffanganlagen in der EU, sollten auch hier wieder Akteure aus Politik und Seeverkehr über Stand und Perspektiven diskutieren. Ebenso wie bei dem Kongress 1997 war die Grundlage der Veranstaltung ein wissenschaftliches Gutachten, das bestehende Systeme analysierte und ein international einsetzbares Bonus-/Malus-System vorschlug (Zachcial et al. 2000). Die u. a. mit Hilfe der Europäischen Kommission finanzierte Konferenz sollte auf die Einführung eines ökonomischen Instruments in Hamburg vorbereiten. Dazu hatte sich die Hamburger Regierungskoalition aus Sozialdemokratischer Partei Deutschlands und der Grünen Alternativen Liste verpflichtet. Die Koalitionsvereinbarung (Punkt 2.3.12) für die 16. Legislaturperiode sah die Einführung eines Bonus-/Malus-Systems im Hamburger Hafen vor (Freie und Hansstadt Hamburg 1997: o. S.):

„Die Koalitionspartner setzen sich für eine ökologische Schiffsausstattung und Betriebsweise der den Hamburger Hafen anlaufenden Schiffe ein. Um einen entsprechenden ökonomischen Anreiz zu schaffen, wird ein Bonus-/Malus-System nach dem Vorbild anderer internationaler Häfen eingeführt, wenn dies unter den Voraussetzungen

- neutrales Aufkommen der Hafengebühren,
- keine Wettbewerbsnachteile gegenüber konkurrierenden Häfen und
- angemessener Verwaltungsaufwand

zu verwirklichen ist.“

Aufbauend auf den Ergebnissen der Konferenz, die im Februar 2000 stattgefunden hat, begann die Entwicklung eines Pilotprojekts für den Hamburger Hafen, das im Sommer 2001 eingeführt wurde. Anstatt ein weiteres Anreizsystem zu entwickeln, erkannte man die Nachteile anderer Anreizsysteme an und machte für Schiffe eine freiwillige Beteiligung an diesen Systemen attraktiver, da sie zusätzliche Vorteile kumulieren konnten (Peper 2004: 22). Aufgrund der unerwartet hohen Resonanz durch die Hamburg anlaufenden Schiffe sind allerdings bereits während des ersten Jahres mehr als die geplanten Ressourcen abgeflossen (Krause 2002: o.S.). Das Pilotprojekt wurde vorzeitig beendet.

Gegenstand des Pilotprojekts eines Green-Shipping-Bonus auf die Hamburger Hafengebühren war die Einführung einer Ergänzung der Gebührenordnung für die Hafen- und Schifffahrtsverwaltung, um neue Impulse für einen besseren Umweltschutz im internationalen Seeverkehr zu setzen, die Umweltsituation im Hamburger Hafen und auf der Elbe zu verbessern. Darüber hinaus sollten die Möglichkeiten gezeigt werden, die Häfen zur Förderung von Umweltschutz haben und ein Signal zur Harmonisierung und Weiterentwicklung der verschiedenen existierenden Anreizinstrumente gegeben werden (Porschke 2001: o. S.).

Der angebotene Bonus soll einen umweltfreundlichen Seeverkehr durch die Initiierung von Investitionen in Technologien und Managementsystemen fördern. Das System unterstützt die Schifffahrt bei der Anpassung an neue Regeln, es führt internationale bestehende Anreizsysteme zusammen und ist so gestaltet, dass es gemeinsam mit den Akteuren der Seeverkehrs- und Hafenwirtschaft weiterentwickelt und an sich ändernde Rahmenbedingungen angepasst werden kann.

Der Nachlass wurde den Schiffen als ein zweistufiges Instrument angeboten: Die Hafengebühren werden um sechs Prozent ermäßigt, wenn nachgewiesen wird, dass das Schiff entweder ein Umweltmanagementsystem nach den Vorgaben der *International Standard Organisation* (ISO 14 001) besitzt oder die Umweltwirkungen und die Schiffssicherheit durch die Stiftung *Green Award* überprüft wurden.

Ein Bonus von zwölf Prozent steht dem Schiff zu, das nachweisen kann, dass

- zum Betrieb ausschließlich Bunkeröle mit einem maximalen Schwefelgehalt von 1,5 Prozent eingesetzt werden,
- die zertifizierten Abgaswerte des Schiffsantriebs die Abgasnormen des Annexes VI des MARPOL-Übereinkommens um 15 Prozent unterschreiten,
- das Schiff einen Antifoulinganstrich verwendet, der kein Tributylzinn (TBT) enthält.⁴²

Der Bonus wird je Anlauf nur einmal gewährt, es können maximal bis zu 12 Prozent des zu zahlenden Hafengeldes erlassen werden. Die Regelung gilt nur für Schiffe, die pro Anlauf mindestens 25 Euro an Hafengeld zahlen müssen. Darüber hinaus ist ein Mindestrabatt von 25 Euro vorgesehen. Dieser greift ein, wenn aufgrund des Bonus von 6 bzw. 12 Prozent pro Anlauf ein Nachlass von unter 25 Euro zu gewähren wäre. Damit sollen insbesondere Schiffe im Kurzstreckenseeverkehr ebenfalls einen Anreiz in attraktiver Höhe erhalten. In der folgenden Tabelle werden die Nachlässe für typische den Hamburger Hafen anlaufende Schiffe dargestellt.

TABELLE 6: HAFENGELD IN HAMBURG FÜR AUSGEWÄHLTE SCHIFFSTYPEN

	Hafengeld			12% Bonus pro Anlauf
	Anläufe 1999	Hafengeld pro Anlauf	Hafengeld Summe 1999	
Containerschiff (35.000 BRZ)	6	€ 6.425	€ 38.552	€ 771
Containerschiff (3.000 BRZ)	45	€ 74	€ 3.336	€ 50
Massengutschiff (23.000 BRZ)	3	€ 7.995	€ 23.985	€ 957
Stückgutschiff (3.000 BRZ)	50	€ 74	€ 3.707	€ 50
Tankschiff (67.000 BRZ)	2	€ 10.216	€ 20.431	€ 1226

Quelle: Krause, Karsten (2002): Green Shipping Hamburg – Erfahrungen und Perspektiven, Vortrag im Umweltbundesamt im Rahmen des Fachgesprächs Meeresumweltschutz am 16.09.2002, Berlin

Finanziert wurde der Gebühreennachlass durch Mittel der Umweltbehörde Hamburg (Peper 2004: 22). Eine Gegenfinanzierung der Subventionen durch einen Malus für beson-

⁴² An den Schiffsrümpfen setzten sich in kurzer Zeit Meereslebewesen fest. Seepocken, Muscheln und Algen verschlechtern die Gleitfähigkeit und erhöhen so den Energieverbrauch um bis zu 50 Prozent. Durch den Einsatz des Biocids Tributylzinn (TBT) soll der Bewuchs reduziert werden. Der Einsatz von TBT ist in Deutschland seit dem 01.01.2003 verboten.

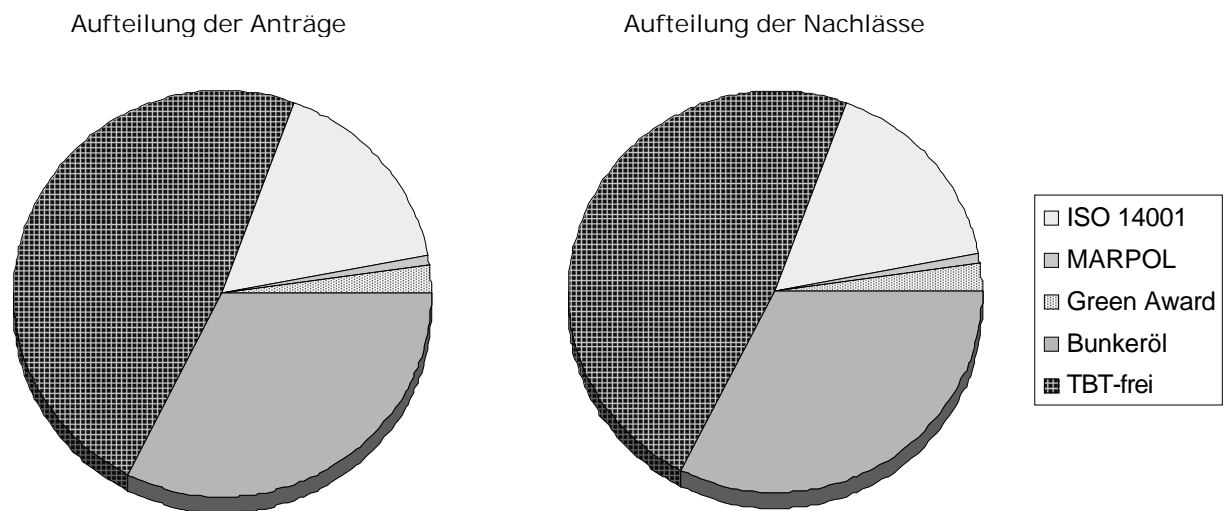
ders emissionsintensive Schiffe oder durch eine Erhöhung der allgemeinen Hafengebühren ließ sich politisch nicht durchsetzen.

Der Verwaltungsaufwand des Systems konnte gering gehalten werden, weil nur auf bestehende Zertifikate abgestellt wurde und damit keine eigenen Verwaltungsermittlungen der Hafengeldstelle erforderlich waren (Peper 2004: 22). Mit der administrativen Abwicklung war die Hafengeldstelle beauftragt, die auch für die Erhebung der normalen Gebühren zuständig ist. Reeder oder ihre Agenten konnten zusätzlich zu den normalen Schiffsunterlagen auch auf freiwilliger Basis Nachweise über Sicherheit und Umweltfreundlichkeit des Schiffs vorgelegt wurden. Für die Kriterien wurden folgende Nachweise als Bemessungsgrundlage anerkannt (Krause 2002: o.S.):

- Zertifikat eines Umweltmanagementsystems nach den Vorgaben der International Standard Organisation (ISO14 001);
- Zertifikat der *Green Award Foundation*;
- Bunkerbescheinigungen, die einen ausschließlichen Einsatz von Bunkerölen mit einem maximalen Schwefelgehalt von 1,5 Prozent nachweisen. Alternativ wurde auch die in Schweden gültige eidesstaatliche Versicherung anerkannt;
- Motorenzertifikat gemäß Annex VI des MARPOL-Übereinkommens, das ein Unterschreiten der vorgeschriebenen Abgaswerte um mindestens 15 Prozent nachweist. Alternativ konnte auch das in Schweden gültige Motorenzertifikat vorgelegt werden;
- Werftnachweis (z. B. eine Rechnung), der nachweist, dass der letzte aufgetragene Antifoulinganstrich kein TBT) enthält.

Nachdem die Liste der förderungswürdigen Umweltkriterien eines Schiffes mitsamt den anzuerkennenden Nachweisen und die Höhe der Nachlässe festgelegt wurden, beschränkte sich der Aufwand auf die administrative Abwicklung. Aufgrund der unerwartet hohen Resonanz durch die Hamburg anlaufenden Schiffe sind allerdings bereits während des Jahres mehr als die geplanten Mittel abgeflossen (Krause 2002). In der folgenden Grafik sind in Hamburg die gestellten Anträge und die abgeflossenen Haushaltsmittel nach den verschiedenen Kriterien aufgeteilt dargestellt.

ABBILDUNG 17: **INANSPRUCHNAHME DES GREEN SHIPPING – BONUS IN HAMBURG NACH KRITERIEN (JULI 2001 BIS AUGUST 2002)**



Quelle: Krause, Karsten (2002): Green Shipping Hamburg – Erfahrungen und Perspektiven, Vortrag im Umweltbundesamt im Rahmen des Fachgesprächs Meeresumweltschutz am 16.09.2002, Berlin

Aus den beiden Graphiken wird ersichtlich, dass für die beiden Kriterien *TBT-frei* und *schwefelarmes Bunkeröl* die meisten Mittel eingesetzt wurden. Da es für die verschiedenen Kriterien vorab keine Informationen über die Verbreitung bei den Hamburg anlaufenden Schiffen gab, war die rege Inanspruchnahme überraschend. Da TBT-freie Schiffsanstriche seit 2003 verpflichtend sind, und einige Reedere standardmäßig besseren Brennstoff einsetzen, konnten viele vorzeitig umgerüstete Schiffe die Mittel ohne zusätzlichen Aufwand in Anspruch nehmen. Da die technisch und organisatorisch notwendigen Vorkehrungen fehlten, diesen Mitnahmeeffekt durch eine Veränderung des Kriterienkatalogs zu verhindern, wurden die Projektmittel vorzeitig verbraucht.

Die Gründe für die verkürzte Laufzeit und das Ende des Hamburger *Green-Shipping*-Pilotprojekts können auf vier Probleme zurückgeführt werden: Erstens das einengende Mandat der Koalitionserklärung, dessen Formulierung nur wenig Spielraum zur Entwicklung eines wirksamen Instruments ließ. Zwischen der Einführung eines für die Hafengeländer aufkommensneutralen Instruments und der Vermeidung jeglicher Wettbewerbsnachteile gegenüber konkurrierenden Häfen bestand ein Zielkonflikt, der nur durch die

Bereitstellung von Mitteln aus dem öffentlichen Haushalt überwunden werden konnte. Zweitens die Verzögerungen bei der Umsetzung der Koalitionsvereinbarungen. So konnte das Pilotprojekt erst kurz vor dem Ende der Legislaturperiode gestartet werden. Nach dem Regierungswechsel bestand keine politische Verpflichtung zu einer Weiterführung. Drittens die ungenügende Integration des Pilotprojekts in die Verwaltungsstrukturen des Hafens. Projektführend und auch für die Gegenfinanzierung zuständig war die Umweltbehörde nicht die Wirtschaftsbehörde, in deren Zuständigkeit der Hafen und seine Gebührenstruktur liegen. Viertens war es auch Ziel, die Pilotphase zu nutzen, um mit anderen Häfen auf freiwilliger Basis ein gemeinsames System zur Differenzierung der Hafengebühren nach Umweltkriterien zu entwickeln. Dies gelang jedoch nicht.

Im Zusammenhang mit der Einstellung des *Green-Shipping*-Pilotprojekts wurde die Notwendigkeit einer europäischen Richtlinie betont, um Häfen trotz ihrer Gewinnorientierung und des Wettbewerbsdrucks zu einem koordinierten Vorgehen zu veranlassen (Peper 2004: 23). Die Einführung eines differenzierten Hafengeldes war als ein Schritt hin zu einer europäischen Lösung konzipiert. Das Anreizsystem war daher nicht als Konkurrenz zu anderen Anreizsystemen oder Zertifikaten konzipiert, sondern sollte die bestehenden ergänzen und in ihrer Wirkung verbessern. Bereits in der Entwicklungsphase wurde ein enger Kontakt mit den Bremischen Häfen und den Hafenstädten in der Nord-Range (Amsterdam, Rotterdam, Antwerpen) aufgenommen. Diese nahmen allerdings eine abwartende Haltung ein (Peper 2004: 22). Zwar konnte in Kooperation mit Bremen eine Studie über ein europaweites Nutzungsentgelt erstellt werden, allerdings fehlte dort wie in allen anderen Häfen ein vergleichbarer politischer Impuls wie die Hamburger Koalitionsvereinbarung.

Für Hamburg entstand mit der Einführung des Pilotprojekts auch eine neue Kommunikationsmöglichkeit mit den Hafennutzern. Das Angebot an die Schifffahrt konnte auch als Belohnung für qualitätsbewusste Hafennutzer verstanden werden und wurde bei Reedern und Schiffsmaklern positiv zur Kenntnis genommen. Auch innerhalb der EU wurde es als positives Beispiel für die Konkretisierung einer Luftreinhaltestrategie berücksichtigt (KOM 2002b: 16).

5.2.3.2 Beurteilung

Aufbauend auf den im Abschnitt 3.2.4 gebildeten Kriterien ergibt sich aufgrund der Funktionalitätsanalyse folgende Einschätzung des Hamburger *Green-Shipping*-Pilotprojekts hinsichtlich seiner ökologischen Wirksamkeit, ökonomischen Nachhaltigkeit und Praktikabilität für Emittenten bzw. Adressaten und Anreizgeber:

Das Prinzip des *Green Shipping* ist eine Kombination aus den beiden oben vorgestellten Modellen, weshalb auf den Mechanismus an dieser Stelle nicht noch einmal eingegangen werden muss. Ein ökonomisches Instrument zur Integration intrinsischer Ziele (hier: Schonung der natürlichen Umwelt) in das ökonomische Kalkül funktioniert dann, wenn gewährleistet ist, dass der Anreiz so attraktiv ist, dass er von den Reedern und anderen Marktteilnehmern aufgenommen wird, umgekehrt jedoch nicht mehr Kosten verursacht, als der Anreizgeber bereit ist, in Wert zu setzen. In Abgrenzung zu den beiden anderen Instrumenten haben die Adressaten unmittelbar auf den ökonomischen Anreiz reagiert und diesen in Anspruch genommen. Der Anreizgeber hat jedoch einerseits Kriterien als Bemessungsgrundlagen herangezogen, die mehr Schiffe als angenommen erfüllten. Andererseits entsprach die individuelle Inwertsetzung nicht den Kosten für die Schiffe. Die geringe Höhe der angebotenen Nachlässe und die begrenzte Dauer des Pilotprojekts minderten die Anreizwirkung.

Aufgrund des vermutlich hohen Anteils an Mitnahmeeffekten können, trotz der großen Akzeptanz des Instrumentes, über die ökologischen Wirkungen keine verlässlichen Aussagen getroffen werden. Durch die breite Streuung der in dem Pilotprojekt berücksichtigten Aspekte, von Umwelt- und Sicherheitsmanagement über Schiffsanstriche bis hin zu Luftemissionen, unter gleichzeitig sehr wenig differenzierter Bewertung und Gewichtung, konnte bei den einzelnen Kriterien nur eine geringe Lenkungswirkung auf die Hamburg anlaufenden Schiffe erreicht werden. Wie in dem Abschnitt 3.1 dargestellt, liegen die Umstellungskosten auf einen umweltfreundlichen bzw. in Hamburg förderungswürdigen Schiffsbetrieb erheblich über den angebotenen Anreizen. Auch eine Anlockung neuer Verkehre von anderen Häfen dürfte nicht realistisch gewesen sein.

Durch das Thematisieren von verschiedenen relevanten Umweltproblemen wurde allerdings die Seeverkehrswirtschaft insgesamt sensibilisiert. Das Angebot von Gebührennachlässen dürfte auch Reeder, die ohnehin ein Handeln geplant haben, zu einer vorzei-

tigen Investition oder Betriebsumstellung motiviert haben. Bedingt durch die kurze Laufzeit des Pilotprojekts lassen sich die Effekte aber nicht quantifizieren.

Doch selbst die erreichten Umweltschutzwirkungen schützen zwar die Umwelt allgemein und auch – je nach Fahrtgebiet – international, jedoch in Hamburg selbst nur zu einem sehr geringen Teil. Bereits vor der Einführung des Pilotprojektes war klar, dass nur in wenigen Fällen die Bonuszahlungen tatsächlich zur Finanzierung von Umweltschutzinvestitionen ausreichen würden (Germanischer Lloyd 2000: 18). Der Anreiz des Pilotprojektes sollte von daher die bestehenden Anreizsysteme ergänzen, freiwilliges Handeln unterstützen und die frühzeitige Umstellung auf noch nicht in Kraft getretene Grenzwerte fördern. Dieser erwartete Kumulationseffekt machte aber eine Abgrenzung zu Mitnahmeeffekten unmöglich. Die Inanspruchnahme der angebotenen Bonuszahlungen kann sowohl einerseits als zu breite Streuung der Kriterien und die Förderung des Status-Quo interpretiert werden. Andererseits zeigt es auch eine unerwartet weite Verbreitung der geförderten und freiwilligen Umweltschutzmaßnahmen in der Schifffahrt.

Durch die Thematisierung von Umweltthemen in Schifffahrt und Hafenwirtschaft wurde ein Beitrag zur Problemwahrnehmung in der maritimen Wirtschaft geleistet. Da das System einer freiwilligen Gebührendifferenzierung nicht von anderen Häfen übernommen wurde, können keine weiteren Innovationseffekte festgestellt werden. Ebenso wenig ist es gelungen, hafenbezogene Umweltthemen für einen weiteren Interessentenkreis attraktiv zu gestalten und so eine latente Gruppe von Akteuren zu schaffen. Gegenüber Themen wie Fluglärm oder Flughafenerweiterungen (Mühlenberger Lochs) haben die lokalen Gesundheitsschäden durch Schiffsemissionen zu keiner Mobilisierung der Bevölkerung geführt. Beschwerden von Anwohnern konzentrieren sich auf die Lärmbelästigung durch den Containerumschlag.

Die umweltpolitisch größte Schwäche des Instrumentes liegt in der fehlenden langfristigen Gegenfinanzierung und damit auch fehlenden ökonomischen Nachhaltigkeit. Dass sich die Gegenfinanzierung politisch nicht durchsetzen ließ, ist ein Hinweis darauf, dass es über das zu erreichende Schutzziel noch keinen tragfähigen politischen Konsens gab. Die Bereitstellung von Fördermitteln durch die Umweltbehörde war nur als ein erster Schritt anzusehen, jedoch hat dieser Einstieg die frühzeitige Entwicklung selbsttragender Einnahmen zur Gegenfinanzierung der Gebührennachlässe verhindert. Die Verstetigung des Pilotprojekts hätte von daher, nach dem Ende des Mittelzuflusses durch die Umweltbehörde, zu schwierigen Verhandlungen mit der Hafenverwaltung geführt. Eine Fortset-

zung wäre insofern auch ohne die oben skizzierten Probleme nicht als selbstverständlich angesehen worden.

Hinsichtlich der rechtlichen Integrität war das Instrument unproblematisch, da es vorgesehenen ordnungspolitischen Regelungen vorgegriffen hat, diesen jedoch nicht widersprach oder über sie hinaus ging. Einzig die Subventionierung der Hafengebühren aus dem öffentlichen Haushalt hätte von Wettbewerbshäfen als Eingriff in den Hafenwettbewerb angesehen und evtl. der Wettbewerbsbehörde der Europäischen Kommission als Verstoß gemeldet werden können. Aufgrund der geringen Höhe der Förderung und der kurzen Zeitdauer des Angebots kam es aber zu keiner solchen Kritik.

Ebenfalls neutral ist die Wettbewerbswirkung zu sehen: Da es nicht zu erhöhten Hafengebühren durch die Nichteinhaltung von gewünschten Verhaltensnormen gekommen ist, blieb sowohl eine nachteilige Wirkung für den Hamburger Hafen, etwa durch die Umlenkung von möglicher Hafenkunden auf Konkurrenzhäfen, als auch eine mögliche positive Wirkung durch die Besetzung einer Vorreiterrolle aus. Gegebenenfalls ist es zu zusätzlichen Nutzungen des Hamburger Hafens gekommen, soweit die gewährten Subventionen geeignet waren, die relativen Kosten für die Hafennutzung im Vergleich zu unmittelbar umliegenden Häfen zu senken. Beeinflusst wird der Wettbewerb unter den Nutzern, indem Reeder, die frühzeitig ökologische Auflagen umsetzen, für die Dauer des Projektes gefördert wurden.

5.2.4 Förderung umweltfreundlicher Schiffe in Norwegen

5.2.4.1 Darstellung

Schifffahrt hat in Norwegen traditionell eine relativ hohe Bedeutung in der politischen und öffentlichen Wahrnehmung. Nach dem Zweiten Weltkrieg haben sich die unter norwegischer Flagge registrierten Schiffe zu einer der weltweit modernsten Flotte entwickelt; einen Schwerpunkt bilden Spezialschiffe und der Einsatz effizienter, neuer Schiffe (Stopford 1998: 19).

Im Rahmen der IMO haben sich die norwegische Regierung, die nationale Seeschiff-fahrtbehörde⁴³ und der Reedereiverband als Vorreiter im Umweltschutz positioniert. Neben einer frühzeitigen Ratifizierung des MARPOL Annex VI, des Vorschlags einer welt-weiten Umweltindexierung, ist Norwegen auch aktiv an der Formulierung einer klimapoli-tischen Strategie im Rahmen der IMO beteiligt. Norwegen hat aber auch nationalökono-mische Instrumente eingeführt, um Umweltschutz im Seeverkehr zu fördern. Ein Kern-element der Strategie bildet die nach Umweltkriterien differenzierte Tonnagesteuer.

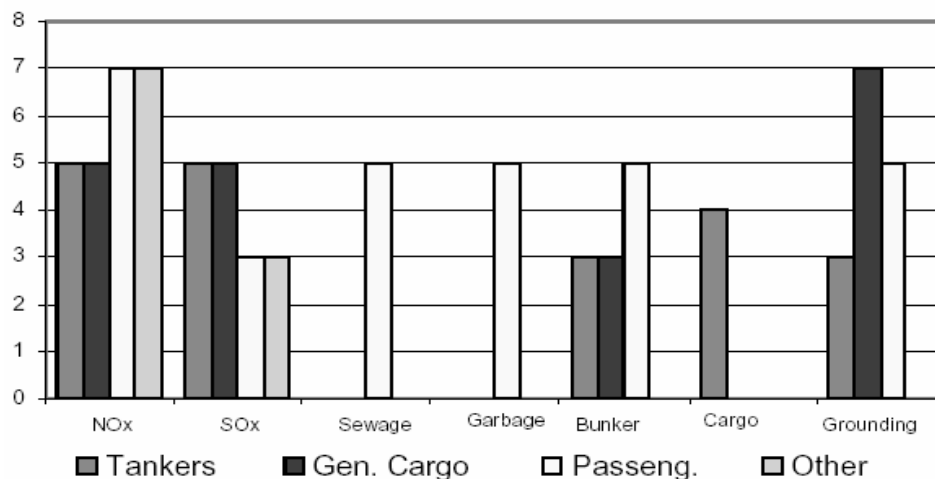
Ab Mitte der Neunziger Jahre begann in Norwegen eine umfassende Einbeziehung von Umweltaspekten in nationale Steuern. In diese ökologische Steuerreform wurde auch der Seeverkehr einbezogen. Ein spezielles oder vorrangiges Umweltschutzziel wie in Schweden bestand nicht. Ab dem Jahr 2000 wurde die Höhe der Tonnagesteuer für alle in Norwegen registrierten Schiffe um 100 Prozent erhöht. Gleichzeitig wurden Steuerer-mäßigungen für Schiffe eingeführt, die bestimmte Umweltschutzkriterien erfüllten (EFTA Surveillance Authority 2004: 5). Mit einer Verordnung wurden Regeln für die Umweltklas-sifizierung⁴⁴ durch die norwegische Seeverkehrsverwaltung festgelegt. Nach diesen Krite-rien kann ein Schiff mit einem Umweltfaktor von einem Punkt bis zu zehn Punkten bewert-et werden. Für jeden Punkt gibt es einen Abzug von 2,5 Prozent von der Tonnagesteuer. Maximal können 25 Prozent Steuererleichterung erreicht werden (EFTA Surveillance Authority 2004: 5).

Das Klassifizierungssystem ist für die Reedereien freiwillig. Allerdings erhalten jene, die sich nicht beteiligen, automatisch den Wert „0“ der zur höchstmöglichen Steuerbelastung führt. Der Kriterienkatalog berücksichtigt Luftemissionen, Schiffsabfälle und Schiffssi-cherheitsaspekte. Für Tanker, Frachtschiffe und Passagierschiffe wurden die Kriterien unterschiedlich gewichtet:

⁴³ Norwegian Maritime Directorate

⁴⁴ Regulation of 28 November 2000 No. 1194 "Forskrift om miljødeklarasjon i forbindelse med miljødifferensiering for skip og flyttbare innretninger."

ABBILDUNG 18: GEWICHTUNG VON UMWELTKRITERIEN BEI DER FREIWILLIGEN SCHIFFSKLASSIFIZIERUNG IN NORWEGEN



Quelle: Oftedal, Sveinung (2002): Look to Norway - Some Norwegian experiences on the path towards clean emissions from ships, Presentation on behalf of the Norwegian Maritime Directorate, 30. Januar 2002, Washington DC

Luftemissionen finden über NO_x , SO_2 und die Qualität der Schiffskraftstoffe Eingang in den Kriterienkatalog. Bei Stickoxidemissionen werden ab einer Emissionsminderung gegenüber der IMO MARPOL Annex VI von 15 Prozent Punkte zugewiesen (Oftedal 2002: 21). Die maximale Punktzahl wird für Emissionsminderungen ab 80 Prozent gegeben. Beim Schwefelgehalt des Schiffskraftstoffs gibt es ab einem Wert von maximal 2,5 Prozent Schwefelgehalt Punkte, die maximale Punktzahl wird für einen Schwefelgehalt von unter 0,2 Prozent vergeben (Oftedal 2002: 21). Zusätzliche Punkte gibt es für den Einsatz von Marinedieselöl.

Zwischen der Einführung im Jahr 2000 und 2002 haben über 200 Schiffe eine Umweltklassifizierung durchgeführt, die durchschnittliche Punktezah lag bei 3,2 (Oftedal 2002: 23). Die Werte bestätigten die Ergebnisse früherer Untersuchungen, die einen Durchschnittswert der norwegischen Schiffen vom Faktor drei prognostiziert hatten (Zachcial et al. 2000: 42f).

Das freiwillige Klassifizierungsmodell wurde so ausgelegt, dass es neben der Tonnagesteuer auch für andere Abgaben und Steuern im Seeverkehr angewandt werden kann. Zusätzlich wurden in Norwegen weitere Instrumente zur Förderung umweltfreundlicher

Schiffe eingeführt. Neben der Tonnagesteuer wurde 2003 auch eine Schwefelsteuer auf alle Mineralölprodukte eingeführt, die auch für Schiffkraftstoffe gilt (Ofstedal 2002: 17).

Um die Stickoxidemissionen norwegischer Schiffe zu reduzieren, wurde von 1996 bis 2000 das NOxRED-Programme durchgeführt, um die Umrüstung von Schiffen zu subventionieren. Rund vier Millionen Euro Fördermittel wurden für insgesamt 45 Projekte mit 7 verschiedenen technischen Lösungen zur Emissionsminderung zur Verfügung gestellt (Ofstedal 2002: 27). Über weitere Pilotprojekte wurde zusätzlich der Einsatz von Technologien zur verminderten Freisetzung von flüchtigen organischen Verbindungen beim Transport von Erdöl und Mineralölprodukten erprobt. Ebenfalls als Pilotprojekt wurde in Zusammenarbeit mit Reedereien und Charterern der Einsatz von Erdgas als Schiffkraftstoff erprobt.

Ein Schwerpunkt bei der Reduzierung von Luftemissionen wurde auf Schiffe gelegt, die ausschließlich oder größtenteils in norwegischen Gewässern fahren, etwa Versorgungsboote für die Ölplattformen oder Fähren. Neben speziellen Umwelt- und Sicherheitsvorgaben der nationalen Schifffahrtsbehörde hat auch die Verkehrsbehörde bei der Ausschreibung und Auftragsvergabe Umweltaspekte stärker berücksichtigt und mit der Lizenzvergabe verknüpft (Ofstedal 2002: 33).

Aufbauend auf einer Vereinbarung mit dem Mineralölunternehmen STATOIL wurde ein Mechanismus entwickelt, der Emissionsminderungen auf Schiffen auf die Umweltauflagen bei landsseitigen Anlagen anrechnet.

TABELLE 7: GRUNDLAGE FÜR DAS NORWEGISCHE PUNKTESYSTEM FÜR UMWELTBEZOGENE TARIFFDIFFERENZIERUNGEN FÜR DIE SCHIFFFAHRT

Kategorie/Kriterium		Wert	Kriterium / Anzahl Punkte			Gesamt
			A	B	C	
Luft:						
- SO2	Treibstoff	0,25	Schwefel <= 2,5%	Schwefel <= 1,5%	Schwefel <= 0,5%	0,75-3,0
- NOx	Maschinenteknik	0,25	N0x <= 15 g/kWh	N0x <= 15 g/kWh	N0x <= 15 g/kWh	0,75-3,0
- VOC	System zur Erfassung der Gasemissionen aus dem Ladungsbereich	0,25			X	3,0
See:						
- SBT		0,58			X	7,0
- Sortieren des Mülls		0,20		X		1,2
- Abwasserbehandlungssystem		0,15			X	1,8
- Lagertank für das Abwasser		0,15		X		0,9
- Qualitätssicherungssystem in Verbindung mit dem ISM Code		0,70			X	8,4
Navigation: Grundberührungs- und Kollisionsvermeidungssystem		0,2			X	2,4
Design		0,5		Doppelhülle oder -seiten	Doppelhülle	3,0-6,0
Verbessertes Inspektionssystem		0,4			X	4,8
Übriges (z. B. Verbrennungsanlage mit Spezifikationen von der IMO)	Die Bewertung unterliegt der Hafenbehörde					max. 3,5

Quelle: Naturvernforbundet and Norges Rederiforbund (1998), Miljødifferensierte Avgifter for Skib, Oslo, o.S.

5.2.4.2 Beurteilung

Insgesamt setzt sich das Norwegische System aus verschiedenen Instrumenten zusammen, wobei die freiwillige Umweltklassifizierung und die differenzierte Tonnagesteuer die Kernelemente sind. Aufbauend auf den im Abschnitt 3.2.4 gebildeten Kriterien soll die Funktionalitätsanalyse des Norwegischen Systems durchgeführt werden:

Das System der umweltorientierten Differenzierung eines bestehenden Entgelts entspricht dem schwedischen Modell, mit dem Unterschied, dass durch die zu Beginn der Einführung vorgenommene Neufestsetzung der Steuersätze auf norwegische Schiffstonnagen innerhalb des Systems zu Aufkommensneutralität für den Anreizgeber führt. Tatsächlich kommt es sogar unter Bedingungen vollständiger Ausschöpfung des Systems durch die Anreiznehmer zu Mehreinnahmen für den Staatshaushalt. Grund dafür war die Erhöhung der Tonnagesteuern vor Einführung der Differenzierung. Eine Zweckbindung vorausgesetzt, bestehen hier Möglichkeiten für weitere anreizgestützte Instrumente im Rahmen einer marktorientierten Umweltpolitik im Seeverkehr.

Je nach Sichtweise kann man von einer Subventionierung des gewünschten Verhaltens durch Steuernachlässe oder einer negativen Sanktionierung des unerwünschten Verhaltens ausgehen. Zu einer eindeutigen Qualifizierung bedürfte es genauerer Kenntnisse über das primäre Motiv der Tonnage-Steuererhöhung um 100 Prozent.

Die ökologische Wirksamkeit des Anreizinstrumentes leitet sich aus der Teilnahme am System ab sowie der Wahrscheinlichkeit von Mitnahmeeffekten ohne zusätzliche Wirkung. Durch die Einbeziehung verschiedener Umweltaspekte wird die Lenkungswirkung bei einzelnen Umweltproblemen reduziert. Wieweit die Teilnahme an der freiwilligen Klassifizierung für Anreiznehmer ökonomisch interessant ist, bedingt sich durch die Kosten der Klassifizierung gegenüber dem Nutzen aus den reduzierten Steuersätzen. Der gemessene Durchschnittswert von 3,2 von 10 möglichen Punkten lässt noch keine Aussage darüber zu, inwieweit die Aussicht auf reduzierte Steuersätze zu Investitionen in die Verminderung der Emissionen geführt hat. Der Wert kann jedoch als Basiswert für die Ermittlung einer Entwicklung dienen. Aufgrund der durch die gesicherte Gegenfinanzierung bedingten ökonomischen Nachhaltigkeit des Instrumentes besteht die Möglichkeit, dieses über einen längeren Zeitraum zu beobachten.

Die endgültige Form des Anreizsystems wurde von den wechselnden Regierungen mit beeinflusst. Die Diskussion über eine Reform der Tonnagesteuer in Norwegen begann 1996. Das Parlament und wechselnde Regierungen haben nacheinander 20 verschiedene Reformkonzepte vorgestellt, von denen viele umgesetzt wurden (ECSA 2004). Am Ende gelang es trotz wechselnder Mehrheitsverhältnisse, ein System einzuführen, da das Ziel ökonomischer Anreize parteiübergreifend unterstützt wurde. Für die *politische Durchsetzbarkeit* des Systems dürfte die gegebene Neutralität bzw. sogar insgesamt günstige Wirkung für den Haushalt Norwegens ein entscheidender Faktor gewesen sein. Die Relevanz von Mitnahmeeffekten wurde durch die unterschiedliche Gewichtung der Einzelfaktoren sinnvoll begrenzt. So führt z.B. die bei Passagierschiffen übliche Abgasreinigung sowie die ebenfalls gängige Verwendung höherwertiger Treibstoffe nicht zu einer zusätzlichen Begünstigung.

Die differenzierte Klassifizierung nach verschiedenen Kriterien erlaubt auf Dauer auch eine Aussage darüber, wieweit spezifische Umweltziele, wie etwa die Reduktion von Treibhausgasen oder SO₂, erreicht werden. Auch dafür ist es zum jetzigen Zeitpunkt noch zu früh, jedoch ist - zumal in Verbindung der unterschiedlichen Pilotprojekte, die technische Neuerungen zur Emissionsverminderung zum Gegenstand haben - davon auszugehen, dass das Instrument geeignet ist, eine Verbesserung des Standards zu erreichen. Die vergleichsweise hohe Zahl an norwegischen Qualitätsanbietern und Schiffneubauten nach modernen Umweltstandards lässt zusätzlich diesen Rückschluss zu. Gegenüber dem schwedischen System ist jedoch die Lenkungswirkung zur Beseitigung eines Umweltproblems abgeschwächt.

Dabei ist der administrative Aufwand zur Umsetzung für den Staat denkbar gering: Die Kosten für die Klassifizierung der gültigen Steuersubvention für die einzelnen Schiffe werden durch die Reeder getragen und das Abschlusszertifikat lässt durch das Punktesystem eine im Resultat denkbar einfache Übersetzung der Einzelkriterien in den zu gewährenden Steuernachlass zu. Am unproblematischsten ist die Besteuerung der norwegischen Schiffe, die sich nicht am freiwilligen Klassifizierungssystem beteiligen, so dass für den Fall, dass das angewandte Instrument gar nicht greifen sollte, kein zusätzlicher Aufwand für den Anreizgeber entsteht.

Aufgrund der nationalen Geltung der Steuersätze werden die nicht unter norwegischer Flagge fahrenden Schiffe nicht von dem System erfasst. Daraus ergeben sich hinsichtlich der Wettbewerbsneutralität sowie der rechtlichen Integrität des Systems folgende

Schlüsse: Aufgrund der Vermeidung von Zöllen und Abgaben für internationale Nutzer norwegischer Häfen ist das System mit Blick auf die Meistbegünstigungsklausel in der Welthandelsordnung unproblematisch, auch ist der Staat Norwegen hinsichtlich der Festsetzung der Steuersätze für norwegische Schiffe frei, da das Land keinem Bündnis angehört, das die Gesetzgebungskompetenz für die Abgabenordnung einschränkt. Selbst bei einem Beitritt zur Europäischen Union wäre dies noch nicht gegeben, da ein System der Steuerharmonisierung innerhalb der EU nicht existiert.

Hinsichtlich der Wettbewerbswirkung bedeutet die eingeführte Steuererhöhung einen Wettbewerbsnachteil bzw. die Aufhebung eines ggf. vorher bestehenden Wettbewerbsvorteils für norwegische Schiffe im internationalen Markt. Soweit Schiffe am Klassifizierungssystem teilnehmen, steigt die Wahrscheinlichkeit, dass dieser Nachteil durch die gleichzeitige oder nur mit geringem zusätzlichen Aufwand mögliche Erfüllung anderer Standards, wie dem schwedischen System oder dem Green Awards, kompensiert werden kann.

Das Ausweichen auf andere Häfen ist für das System nicht relevant, da es sich nicht um eine nutzungsorientierte Besteuerung handelt. Allerdings werden Vermeidungsstrategien für Substandardschiffe darin liegen, sich der zusätzlichen Besteuerung durch einen Flaggenwechsel zu entziehen, womit auch die Teilnahme an der freiwilligen Klassifizierung uninteressant wird. Aufgrund der langjährigen Qualitätsorientierung des norwegischen Registers sind solche Abwanderungen bereits erfolgt. Die Schwäche des in sich durchdachten und ausgereiften Systems liegt in der nach wie vor auf internationaler Ebene fehlenden Möglichkeit, die für mobiles Kapital de facto gegebene Wahlfreiheit unter den Steuergesetzgebungen zu begrenzen. Unter den gegebenen internationalen Rahmenbedingungen ist eine nutzungsgebundene Besteuerung, wie sie etwa durch differenzierte Hafengebühren umgesetzt wird, jedem nationalen abgabengestützten Steuerungssystem überlegen. Allerdings gilt für diese wiederum, dass sie zum einen ggf. als den WTO-Regelungen widersprechende Zölle klassifiziert werden und zum anderen Vermeidungsstrategien durch Ausweichen auf andere Häfen greifen können, solange es im Umfeld an international einheitlichen Standards fehlt.

Aufgrund der dem System inhärenten Schwäche besteht ein wesentlicher Effekt des in Norwegen umgesetzten ökonomischen Instrumentes vermutlich in der Positionierung als Vorreiter und in der Erprobung eines Systems, das geeignet ist, ein Beispiel für internationale Regeln zu setzen.

6 Konzepte marktorientierter Umweltpolitik im Seeverkehr

6.1 Konzeptionelle Rahmenbedingungen zur Reduzierung atmosphärischer Emissionen durch ökonomische Instrumente

6.1.1 Handlungsebenen für den Einsatz ökonomischer Instrumente im Seeverkehr

Die Entscheidung eines Reeders, eines Mineralölunternehmens oder eines Schiffbauers bzw. Zulieferers für die Investition in die Ausschöpfung bestehender Emissionsminderungspotenziale ist abhängig von der Einschätzung der Folgen des Handelns oder des Nichthandelns. Wie in den Abschnitten 3.1.2 bis 3.1.4 ausgeführt, unterliegen diese drei zentralen Akteursgruppen langfristigen Investitionszyklen. Wie am Beispiel der Fahrverbote für Doppelhüllentanker zu ersehen ist, können sich Mehrkosten für die vorzeitige Berücksichtigung von Umweltaspekten lohnen, wenn diese zu einem späteren Zeitpunkt verpflichtend vorgeschrieben werden. Ebenso kann die freiwillige Reduktion atmosphärischer Emissionen die Anpassungskosten eines Unternehmens reduzieren, werden die ergriffenen Maßnahmen zu einem späteren Zeitpunkt verpflichtend vorgeschrieben. Die individuelle Antizipation umweltpolitischer Trends wird ergänzt durch soziale Normen, das Verhalten konkurrierender Unternehmen und die Selbsteffizienz, also die vermutete Wirksamkeit des eigenen Einsatzes des individuellen Akteurs für den Umweltschutz (Deutsche Forschungsgemeinschaft 1997: 22). Ökonomische Instrumente verändern durch die eingeführten Anreize nicht nur die berechenbaren Handlungsfolgen, sondern sie haben zusätzlich zu ihrer Lenkungswirkung auch eine Signalwirkung auf die Anreizadressaten. Die Informationen über die Umweltwirkung von Schiffabgasen können einen zusätzlichen Einfluss auf die Handlungsbereitschaft haben.

Verantwortlich für die Einführung ökonomischer Instrumente sind die umweltpolitischen Akteure auf den drei zentralen Handlungsebenen: Häfen, Regionen wie die EU oder Nordamerika, und die IMO. In Häfen treffen land- und seeseitige Verkehrsströme aufeinander, zusätzlich sind viele Hafengebiete auch attraktive Industriestandorte. Viele der international erfolgreichen Häfen weisen in geringer Entfernung zu den Zufahrtswegen und Umschlagsanlagen eine hohe Bevölkerungsdichte auf, etwa Singapur, Hongkong, Rotterdam, aber auch der im Abschnitt 6.2 als Beispiel benutzte Hamburger Hafen. Die umweltpolitische Zuständigkeit für den Schutz der lokalen Luftqualität liegt aber nicht allein auf der lokalen Ebene. So sind Hafenstädte zwar für die Einhaltung von Luftqualitätsnormen, beispielsweise des Bundes-Immissionsschutzgesetzes, vor Ort zuständig. Doch die Qualität der Luft und die Emissionsgrenzwerte für verschiedene Verursachergruppen werden vorgegeben, etwa durch MARPOL Annex VI oder die EU-Schwefelrichtlinie. Ökonomische Instrumente können dabei im Rahmen einer lokalen Luftreinhaltungsstrategie eingesetzt werden, um Schiffen bzw. ihren Reedern und Mannschaften einen Anreiz zur Berücksichtigung des externen Effekts ihrer Hafennutzung zu geben. Lokales Handeln hat aber auch für Staaten oder die IMO eine wichtige Rolle, um neue Handlungswege zu erkunden. Regionale oder internationale Umweltpolitik kann auf positiven Erfahrungen mit lokalen Systemen aufbauen, wenn auch oft mit erheblicher zeitlicher Verzögerung.

Hafenstandorte müssen aber bei der Entwicklung ihrer Luftreinhaltungsstrategie zwischen den aus Umweltschutzmotiven wünschenswerten und den in einem Alleingang durchsetzbaren Instrumenten abwägen. Gerade in Regionen mit einer räumlichen Nähe der Hafenstandorte und guten landseitigen Verkehrsnetzen bedienen Häfen ein gemeinsames Hinterland und konkurrieren von daher miteinander, beispielsweise Hamburg mit Bremen und Bremen mit Wilhelmshaven. Diese Wettbewerbssituation begrenzt die Handlungsmöglichkeiten einzelner Häfen, wenn es kein abgestimmtes umweltpolitisches Vorgehen der einzelnen Konkurrenten gibt. Am Beispiel der Europäischen Union wird im Abschnitt 6.3 untersucht, wie sich die Möglichkeiten erweitern, wenn nicht untereinander in Konkurrenz stehende Häfen, sondern eine Regierung ökonomische Instrumente einführt. Da innerhalb der europäischen Verkehrsnetze nur sehr wenige Häfen allein nationale Konkurrenten haben, haben auch weniger die nationalen oder regionalen Regierungen eine zentrale Rolle, als die EU. In einer vergleichbaren Position wie die EU sind die USA, China oder Japan.

Eine weltweit einheitliche oder zumindest abgestimmte Strategie zur Begrenzung von Luftschadstoff- und Treibhausgasemissionen würde bei Schiffen im internationalen Verkehr zusätzlichen Verwaltungsaufwand vermeiden und wird als ideale Lösung angesehen (Parker 2000: 12). Einheitliche Nachweise und fehlende Ausweichmöglichkeiten könnten die Transaktionskosten des Umweltschutzes senken. Wie im Abschnitt 2.4 ausgeführt, ist die dafür zuständige IMO die UN-Organisation. Im Abschnitt 6.4 werden Konzepte für eine marktorientierte Umweltpolitik auf internationaler Ebene entwickelt.

6.1.2 Entwicklung und Analyse ökonomischer Instrumente

Mit dem Einsatz ökonomischer Instrumente auf den drei Handlungsebenen werden Anreize geschaffen, die über selbsttätig funktionierende Marktanreize zu Emissionsreduktionen führen können. Im folgenden soll exemplifiziert werden, wie ein Hafen, die EU oder die IMO durch den zielorientierten Einsatz von Subventionen, Entgelten oder mengenregulierenden Instrumenten eine marktorientiertere Umweltpolitik ansteuern kann.

Für die drei Handlungsebenen (Hafen, EU, IMO) wird jeweils untersucht, welchen rechtlichen und politischen Rahmen der Instrumenteneinsatz hat und wie die Ausgestaltung erfolgen kann. Ausgangspunkt ist dabei jeweils das umweltpolitische Interesse an Emissionsreduktionen im Seeverkehr. Diese Motivation zur Luftreinhalte- und Klimaschutzpolitik wird generell durch das bestehende Umweltrecht vorgegeben, aber auch durch den Willen, über Mindestziele und den Status quo hinauszugehen.

Ein gemeinsames Grundproblem preis- und mengensteuernder Instrumente ist die Definition von Anreizadressaten, d. h. wer soll und kann durch ökonomische Anreize begünstigt werden, um eine bestmögliche Lenkungswirkung zu erreichen. Dabei begrenzen existierende rechtliche Vorgaben und die Nachfrageelastizität die Möglichkeiten, auf den verschiedenen Handlungsebenen Verursacher von Umweltproblemen oder Nutznießer von Umweltschutzmaßnahmen mit umweltpolitischen Instrumenten zu erreichen. Eine

Analyse der möglichen Adressaten auf den drei verschiedenen Handlungsebenen soll Ansatzpunkte für den Einsatz ökonomischer Instrumente aufzeigen. Darauf aufbauend werden Handlungsziele und mögliche Berechnungsgrundlagen untersucht, die ein Hafen, die EU oder die IMO definieren kann.

Wie im Kapitel 5 dargestellt, existieren bereits Erfahrungen mit der Umgestaltung bestehender Gebühren und Steuern, sowie mit der Einführung neuer Entgelte. Diese beiden Möglichkeiten, Neueinführung und Umgestaltung, werden bei der Entwicklung von Konzepten preissteuernder Instrumente getrennt voneinander betrachtet. Bei mengensteuernden Instrumenten kann bislang nur auf praktische Erfahrungen in anderen Bereichen und verschiedene Studien zurückgegriffen werden. Auf den drei Handlungsebenen (Hafen, EU, IMO) werden unterschiedliche Konzepte eines offenen und geschlossenen Handels entwickelt. D. h. entweder ist ein Handel nur zwischen Schiffen möglich oder zwischen Schiffen und landseitigen Akteuren.

Die für jede Handlungsebene entwickelten Konzepte werden abschließend nach den im Abschnitt 3.2.4 dargestellten Kriterien hinsichtlich ihrer Funktionalität und Machbarkeit analysiert. Diese Beurteilung bildet die Grundlage für einige Rückschlüsse auf die Perspektiven einer marktorientierten Umweltpolitik auf den einzelnen Ebenen. Auf das Zusammenwirken der verschiedenen Ebenen wird in der Schlussfolgerung eingegangen.

6.2 Konzeption einer anreizorientierten Umweltpolitik für Häfen, am Beispiel des Hamburger Hafens

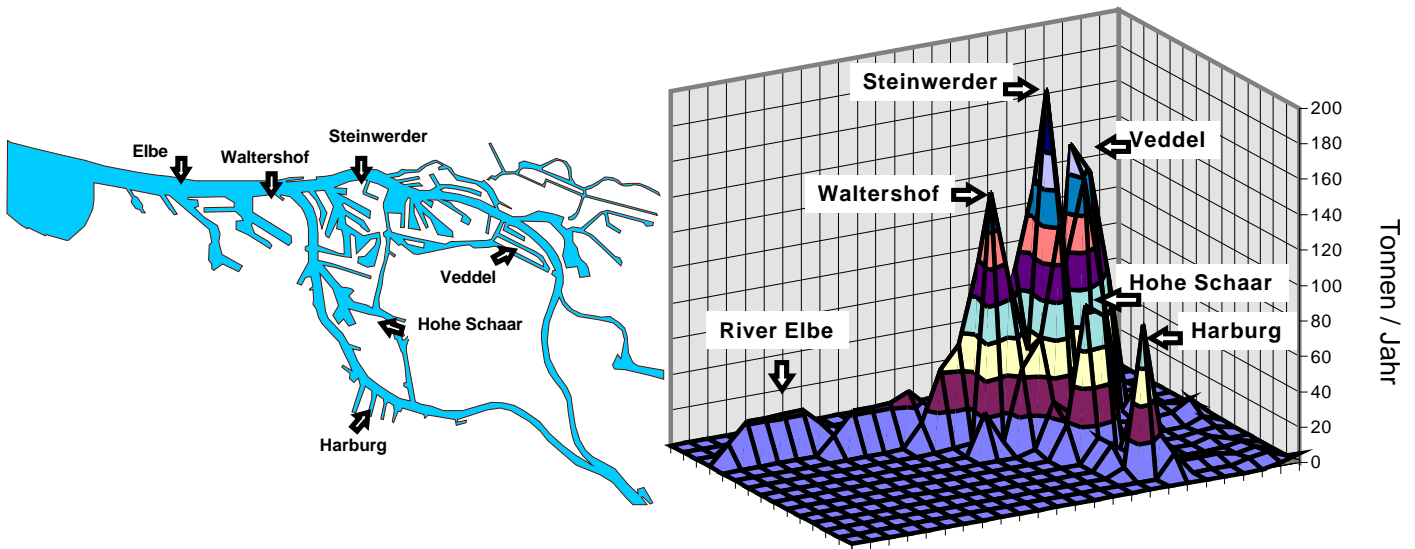
6.2.1 Umweltpolitische Motivation und Handlungsmöglichkeiten

Häfen stellen die einzige physische Verbindung der Seeschifffahrt zum Land da. Für den Ladungsumschlag, als Werftenstandort oder auch zum Bunkern werden Häfen angelaufen. Die Bündelung des Seeverkehrs in Hafengebieten und die Hinterlandverkehre bedingen aber auch eine Konzentration der Emissionen im Umkreis der Häfen bzw. ihren Revierzufahrten sowie längs deren landseitigen Transportachsen. Bis zu 80 Prozent der

Luftschadstoffemissionen der Seeschiffe lagern sich in einem Umkreis von 30 Kilometern vom Hafengebiet und den Wasserwegen ab (Davis et al. 2000: A6.7). In Hafenstädten treffen dabei Immissionsschutzbestimmungen auf die Emissionsvorgaben der Schifffahrt und die im internationalen Seerecht garantierten Nutzungsrechte. Der Einsatz ökonomischer Instrumente kann möglicherweise zwischen dem Hafenwettbewerb und dem lokalen Umweltschutzinteresse eine Klammer bilden.

Als größter deutscher Hafen und östlichster Hafenstandort in der so genannten Nord-Range, den miteinander konkurrierenden Nordseehäfen zwischen Antwerpen und Hamburg, ist Hamburg ein gutes Beispiel für die umweltpolitischen Handlungsmöglichkeiten eines Hafens. Das umweltpolitische Interesse einer Hafenstadt an der Einführung ökonomischer Instrumente zur Reduzierung atmosphärischer Emissionen hängt mit dem Einfluss der Seeschiffe und des Hafenbetriebs auf die lokale Luftqualität zusammen. Eine Verminderung der Emissionen von Schiffen reduziert den Druck auf landseitige Emissionengruppen: Da jede Kommune die vorgeschriebenen Luftqualitätsnormen des Bundesimmissionsschutzgesetzes bzw. der EU-Luftreinhaltegesetzgebung zu erfüllen hat, bedeuten Minderungen in einem Bereich mehr Spielraum in einem anderen. Gelingt es nicht, Seeverkehrsemissionen zu mindern, erhöht das Verkehrswachstum im Hafen den umweltpolitischen Druck auf landseitige Emissionsquellen oder führt zu einer Verschlechterung der Luftqualität. Wie aus der folgenden Grafik zu ersehen, finden sich die Belastungsschwerpunkte nicht im Fahrgebiet der Schiffe, sondern dort wo Schiffe am Kai liegen oder innerhalb des Hafens operieren.

ABBILDUNG 19: LUFTBELASTUNG IM HAMBURGER HAFEN



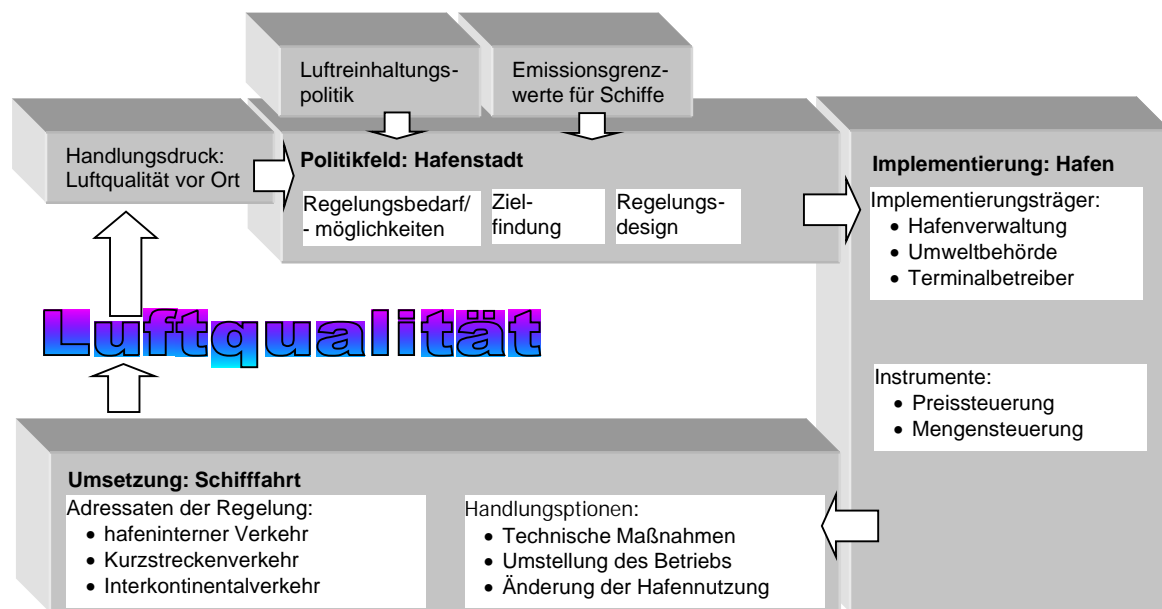
Quelle: Gätjens, Hans J. (2000): Environmental Aspects in the Maritime Industry, Vortrag des Germanischen Lloyd im Hanse-Office am 18. Januar 2000, Brüssel, Seite 9

Durch lokale Luftreinhaltepläne haben die Umweltbehörden sicherzustellen, wie etwa die Grenzwerte für die Partikelbelastung und andere Luftschadstoffe eingehalten werden sollen. In den Plänen wird eine Strategie für alle Emissionsgruppen in der Stadt entwickelt; da Grenzwerte für technische Anlagen aber nur auf nationaler oder europäischer Ebene festgelegt werden, sind die Handlungsmöglichkeiten begrenzt. Fahrverbote und Betriebseinschränkungen bei inversen Wetterlagen können dabei Teil der Pläne sein. Besondere Umweltschutzaufgaben können aber auch zu Auflagen für Betriebsgenehmigungen oder Expansionspläne von Hafenbetrieben gemacht werden, um die Luftqualität der Stadt nicht durch das Verkehrswachstum zu beeinträchtigen.

Aufgrund des Artikels 2.2 des Protokolls von Kyoto fehlt den Hafenstädten in der ersten Verpflichtungsperiode bis 2012 eine Handlungsnotwendigkeit, den internationalen Seeverkehr in lokale Klimaschutzstrategien einzubeziehen. Inländischer Verkehr ist vom Protokoll erfasst, die Verantwortung liegt bei den nationalen Regierungen. Lokale Umweltbehörden und Gebietskörperschaften sind in erster Linie mit der Durchsetzung existierender nationaler und europäischer Luftreinhaltegesetze beauftragt. Um Konflikte mit den Gesetzen und evtl. Sanktionen, etwa seitens der Europäischen Kommission, zu vermeiden, werden Luftreinhaltepläne erstellt. Die Zuständigkeit für eine Kontrolle der den Hafen an-

laufenden Schiffe liegt ebenfalls außerhalb der lokalen Kompetenz. Verantwortlich ist die nationale Hafenstaatenkontrolle. Aufbauend auf den in Kapitel 3.2.2 entwickelten Regimemodell wird in der folgenden Darstellung das Zusammenwirken von Umweltpolitik und Instrumenten auf der Handlungsebene eines Hafens skizziert.

ABBILDUNG 20: ZUSAMMENWIRKEN VON UMWELTPOLITIK UND INSTRUMENTEN IN EINEM HAFEN



Quelle: eigene Darstellung

Auf der Handlungsebene des Hafens ist die Stadt- oder Regionalverwaltung in der Regel die politisch verantwortliche Institution für den Betrieb und die Weiterentwicklung des Hafens. Wie oben dargestellt werden der Hafenstadt durch die Luftreinhaltungspolitik Qualitätsziele gesetzt, die einzuhalten sind. In die an örtliche Bedingungen angepasste Umsetzungsstrategie kann auch der Hafenbetrieb eingezogen werden. Die Stadt kann dafür ein umweltpolitisches Instrument entwickeln, das auf die Hafenverwaltung und -betriebe übertragen wird und dort umgesetzt werden muss. Die Eigentümer- und Verantwortungsstrukturen unterscheiden sich allerdings grundlegend zwischen den Häfen. Während einige Häfen integrierte Teile der öffentlichen Verwaltung sind und Aufgaben von Abteilungen in verschiedenen Ressorts der Stadtverwaltung wahrgenommen werden, sind andere komplett privatrechtlich organisiert oder befinden sich in einer Phase der Privatisierung (Harrison et al. 2005: 49). Der unmittelbare staatliche Einfluss auf die-

se Hafenunternehmen ist tendenziell geringer. Über Eigentümerverhältnisse besteht jedoch oft eine Verbindung zur Stadt, beispielsweise über Pachtverträge für Grundstücke oder den Besitz der Aktienmehrheit von Umschlagsunternehmen. Implementierungsträger einer umweltpolitischen Regelung im Hafen sind die Hafenverwaltung, die Umweltbehörde und die Terminalbetreiber. Als Typen ökonomischer Instrumente stehen ihnen die Preis- und Mengensteuerung zur Verfügung. Ziel ist es, Anreize für Investitionen in Schiffe zu schaffen, die geeignet sind, deren Umweltstandards zu verbessern und die Emissionen in der Hafenregion zu verringern.

6.2.2 Adressaten

Adressaten von anreizbasierten Instrumenten sind die Betreiber der jährlich rund 13.000 den Hafen anlaufenden Seeschiffe (Hamburg Port Consulting 1999: 7). Sie sollen dazu motiviert werden, Abgasreinigungsanlagen zu installieren, schwefelarmen Brennstoff zu nutzen, ihre Stromsysteme zur Anbindung an die landseitige Stromversorgung vorzubereiten, oder Emissionen durch eine Änderung des Fahrverhaltens zu verringern. Um so zu Immissionsminderungen vor Ort zu kommen, müssen über gesetzliche Mindeststandards hinaus oder komplementär für im Seeverkehr nicht reglementierte Schadstoffe, wie etwa Feinstaub, Maßnahmen ergriffen werden. Schlüssel hierzu ist eine verursacherbezogene Beteiligung der Schifffahrt an den der Allgemeinheit entstehenden Kosten der Umweltverschmutzung, oder - alternativ - die Vermeidung dieser Kosten. Am Beispiel der Umweltschutzbehörde der Freien und Hansestadt Hamburg lassen sich folgende Handlungsmöglichkeiten für eine Allokation von Umweltschutz- und Nutzungsrechten auf die Schifffahrt aufzählen:

- Keine verursacherorientierte Zuweisung, bzw. Beibehaltung des Status quo (A).
- Zuweisung von Umweltschutz- und Nutzungsrechten an die Schiffe (B).
- Zuweisung von Umweltschutz- und Nutzungsrechten an die Hafenbetreiber oder Unternehmen der Hafenwirtschaft (C).

Bei der Option A würde kein Handeln, das über gesetzliche Mindeststandards hinausgeht, angestrebt. Um die erforderliche Luftqualität zu erhalten, werden ggf. notwendige

Emissionsminderungen an Stelle dessen in anderen Bereichen angestrebt. Bei Option B würde die Umweltbehörde Instrumente einführen, die Schiffen bzw. den Reedern und Mannschaften Anreize zu Emissionsreduktionen geben. Aufbauend auf einen an der Umweltbelastung orientierte Bemessungsgrundlage, siehe dazu den folgenden Abschnitt, und auf eine Einführung umweltpolitischer Instrumente entstehen für die Schiffe Handlungsanreize aus einer veränderten individuellen Kosten-Nutzen-Relation. Bei der Option C würden die Anreizmechanismen indirekt eingeführt, indem die Umweltbehörde die Hafenverwaltung oder Terminaleigner dazu anhält, Anreize zur Förderung von Emissionsreduktionen auf Seeschiffen zu schaffen. Politisches Druckmittel seitens der Umweltbehörde können beispielsweise Betriebsbeschränkungen oder Auflagen für Betriebserweiterungen sein. Da in vielen Häfen die Stadt Eigentümer von Hafenunternehmen ist, kann auch darüber eine politische Steuerung vorgenommen werden. Beispielsweise ist der Terminalbetreiber Hamburger Hafen- und Lagerhaus-AG (HHLA) im Mehrheitsbesitz der Freien und Hansestadt Hamburg.

Wie die Übersicht der Hafenanläufe zeigt, transportiert der Großteil der Hamburg anlaufenden Schiffe Container, gefolgt von Massengutschiffen, den so genannten Bulkern, mit Schüttgütern wie Getreide oder Erzen. Dies spiegelt die Spezialisierung des Hamburger Hafens und die Wettbewerbspositionen gegenüber den Konkurrenzhäfen wider.

TABELLE 8: HAFENANLÄUFE UND HAFENGELD IN HAMBURG

Schiffstyp	Anläufe		Hafengeld (in €)	
	Anzahl	Anteil	Gesamt	Anteil
Containerschiff	5.020	38,9 %	11.668.402	53,9 %
Massengutschiff	2.383	18,4 %	4.284.466	19,8 %
Stückgutschiff	1.863	14,4 %	1.441.952	6,7 %
Tanker	775	6,0 %	1.417.480	6,6 %
Ro-Ro Schiff	385	3,0 %	874.814	4,0 %
Andere	2.492	19,3 %	1.941.347	9,0%
Gesamt	12.918	100 %	21.628.461	100 %

Basisjahr 1997

Quelle: Hamburg Port Consulting (1999): Reform des Hamburger Hafengeldes, Schlussbericht, in: Germanischer Lloyd (2000): Einführung von Anreizen zur Förderung umweltfreundlicher Technologien und Managementkonzepte im Seeverkehr - Konzeption eines Test- und Demonstrationsprojektes, Gutachten für die Umweltbehörde Hamburg, Hamburg, Seite 7

Die Gebührenhöhe orientiert sich an der Ladungskapazität des Schiffes, dem Fahrgebiet, dem Schiffstyp und der Art des Einsatzes. Insofern ist aus der obigen Tabelle kein Rückschluss auf die Gebührenhöhe pro Schiff oder die Anlauffrequenz möglich. Trotz des sehr

spezifischen Nutzungsverhaltens einzelner Schiffe gibt es ein schiffsgrößenabhängig unterschiedliches Muster, wie auch aus der folgenden Aufstellung ersichtlich: Große Schiffe zahlen pro Anlauf relativ hohe Gebühren, haben aber eine niedrige Anlauffrequenz. Kleinere Schiffe zahlen hingegen pro Anlauf eine niedrige Gebühr, die aber durch die wesentlich häufigeren Hafenanläufe nicht das Niveau der jährlichen Gebühren der großen Schiffe erreicht. Die folgende Übersicht verdeutlicht die Unterschiede:

TABELLE 9: HAFENGELD IN HAMBURG FÜR AUSGEWÄHLTE SCHIFFSTYPEN

	Hafengeld		
	Anläufe 1999	Hafengeld pro Anlauf	Hafengeld Summe 1999
Containerschiff (35.000 BRZ)	6	€ 6.425	€ 38.552
Containerschiff (3.000 BRZ)	45	€ 74	€ 3.336
Massengutschiff (23.000 BRZ)	3	€ 7.995	€ 23.985
Stückgutschiff (3.000 BRZ)	50	€ 74	€ 3.707
Tankschiff (67.000 BRZ)	2	€ 10.216	€ 20.431

Quelle: Krause, Karsten (2002): Green Shipping Hamburg – Erfahrungen und Perspektiven, Vortrag im Umweltbundesamt im Rahmen des Fachgesprächs Meeresumweltschutz am 16.09.2002, Berlin

Die Hafengebühren stellen aber nur einen Teil der Kosten des Hafenanlaufs eines Schiffes dar, gewöhnlich wird der Anteil auf 1 bis 12 Prozent geschätzt (GAUSS/ISL 2001: 19). Die Einschätzung der Bedeutung der Hafenkosten für die Hafenauswahl wird unterschiedlich bewertet: Von Häfen wird der Wettbewerb über Hafengebühren als besonders wichtig erachtet, insbesondere in Regionen mit überlappenden Versorgungsgebieten wie Nordwesteuropa. Eine Befragung von Containerschiff-Reedereien ergab allerdings, dass das Ladungsaufkommen und die Erreichbarkeit die entscheidenden Kriterien für die Hafenauswahl sind. Hafenkosten wurden erst an siebenter Stelle genannt (Maanning/Sames 2000: 185). Für die Küsten-, Ro/Ro- oder Fährschiffahrt mit einer höheren Anzahl von Hafenanläufen pro Periode haben die Hafenkosten allerdings eine hohe Bedeutung (GAUSS / ISL 2002: 21f). Bei diesen Schiffstypen ist aber in der Regel die Hafenbindung sehr hoch, da sie in festen Linienverkehren ein kleineres Hinterland nutzen, anders bei Schiff-

fen im Interkontinentalverkehr, die zum Teil bei einem einzigen Hafenanlauf Güter mit Endbestimmungsorten von Spanien bis Armenien umschlagen.

Als Adressaten können grundsätzlich alle Schiffe gesehen werden, die den Hamburger Hafen anlaufen, unabhängig von der Ladungsart, dem Fahrgebiet oder dem Ort der Registrierung. Allerdings ist davon auszugehen, dass die Wirkung von Anreizen entsprechend den Unterschieden im Nutzungsverhalten und der Hafenbindung variiert. Auch haben Emissionen des ruhenden Verkehrs einen hohen Einfluss auf die Luftqualität. Insofern könnten auch die Liegezeiten oder die Aufenthaltsdauer im Hafen als Bemessungsgrundlage herangezogen werden.

6.2.3 Handlungsziele und Bemessungsgrundlagen

Die jeweilige Wahl des Handlungsziels und der Bemessungsgrundlage hat wichtige Implikationen für die Auswahl von Instrumententypen und ihre Funktionsweise sowie den Aufwand zur Bestimmung der Emissionen und Umweltschutzleistungen.

Verbunden mit den Wachstumserwartungen der Hafenbetriebe muss weiterhin von steigenden Luftemissionen der Schifffahrt ausgegangen werden. Trotz des Inkrafttretens von MARPOL Annex VI und der EU-Schwefelrichtlinie werden Schiffe bis 2020 zur bedeutendsten Emittentengruppe (KOM 2005: 31). Wie im Abschnitt 2.3 erläutert, hat neben SO₂ und NO_x aber auch Feinstaub auf lokaler Ebene eine hohe Bedeutung. Als Handlungsziele für den Hafen Hamburg bieten sich an:

- Stabilisierung oder Reduzierung des Anteils der Schifffahrt an der Luftbelastung der Stadt durch Stickoxide und Schwefeldioxid. Um ein solches Handlungsziel zu erreichen, müssten die Emissionen der Schiffe und ihr Einfluss vor Ort genau ermittelt werden. Als Bemessungsgrundlage dienen dann Emissionsmessungen an Land oder an Bord der Schiffe. Alternativ können die nach MARPOL Annex VI vorgeschriebenen Bunkernachweise und Motorenzertifikate auch einen Rückschluss auf die Emissionen ermöglichen. Der Kontrollaufwand lässt sich reduzieren, wenn positive Anreize eingeführt werden: Besteht die Aussicht auf einen ö-

konomischen Vorteil, würden freiwillig zusätzliche Nachweise vorgelegt werden. Dies könnten etwa das *Green-Award*-Zertifikat oder die in Schweden genutzte eidesstattliche Versicherung sein.

- Einbeziehung der Schifffahrt in die Luftreinhalteplanung der Stadt, um den EU-Grenzwert für Feinstaub bzw. Partikel einzuhalten. Um ein solches Handlungsziel zu erreichen, müssten auch neue Messmethoden und Nachweissysteme für Schiffsemissionen eingeführt werden, beispielsweise die landseitige Messung der Schiffsabgase. Gleichzeitig würde aber ein Instrument zur Reduzierung der Feinstaubemissionen nur kaum rechtliche Kompetenzkonflikte mit bestehenden schiffahrtbezogenen EU- und IMO-Regelungen mit sich bringen.
- Förderung von Technologien oder Verhaltensweisen, die zu Emissionsminderungen im Stadtgebiet führen. Dies könnte etwa die Ausrüstung von Schiffen für den Anschluss an die landseitige Stromversorgung sein: Einerseits über angebotene Förderungen direkt für Schiffe oder andererseits indirekt, etwa über den subventionierten Verkauf von Elektrizität im Hafen. Während bei der Landstromversorgung durch den Stromverbrauch der Einsatz der Technik sicher nachprüfbar ist, müsste bei anderen Umweltschutzmaßnahmen ein Nachweis des Einbaus bzw. der Anwendung einer zusätzlichen Technik von Werften oder Klassifizierungsgesellschaften erbracht werden.

6.2.4 Anreize durch Preissteuerung

6.2.4.1 Umgestaltung bestehender Entgeltsysteme

Ein Ansatzpunkt für die Einführung ökonomischer Anreize besteht in jedem Hafen in den Hafengebühren bzw. Hafengeldern. Mit umweltorientierten Differenzierungen von Gebühren und Abgaben wurden weltweit bereits umfangreiche Erfahrungen gesammelt.

Die Kostengruppe „Hafenkosten“ umfasst über diese Gebühren alle Ausgaben, die mit dem Anlaufen eines Hafens und dem späteren Auslaufen zusammenhängen. Sie lassen

sich in allgemeine Tarife, Tarife für die Nutzung von Hafeneinrichtungen und Tarife für die Dienstleistungen unterscheiden. Die wichtigsten sind in der folgenden Tabelle zusammengestellt:

TABELLE 10: ÜBERSICHT ÜBER DIE HAFENKOSTEN

Allgemeine Tarife		
Hafengebühr	Funktion:	Entgelt für die Nutzung der wasserseitigen Infrastruktur im Hafen und für die Hafenverwaltung
	Berechnung nach:	Schiffstyp, Schiffsgröße, Fahrgebiet
Kajegebühr	Funktion:	Entgelt für die Kainutzung, die landseitige Infrastruktur im Hafen und für die Hafenverwaltung
	Berechnung nach:	Ladungsmenge, Ladungsart, Fahrgebiet
Lotsgebühr	Funktion:	Entgelt für die Sicherung der Seewasserstraßen (auch Wasserstraßengebühr)
	Berechnung nach:	Schiffsbewegung, Schiffsgröße
Tarife für die Nutzung der Hafeneinrichtungen		
Liegeplatzgebühr	Funktion:	Entgelt für die Verweildauer des Schiffes im Hafen
	Berechnung nach:	Art und Größe des Liegeplatzes
Zwischenlagerungsgebühr	Funktion:	Entgelt offene oder geschlossene Lagerung
	Berechnung nach:	Art der Lagerung, Tage
Tarife für Dienstleistungen		
Lotsung	Funktion:	Lotsen zwischen Fahrweg und Hafenbecken
	Berechnung nach:	Schiffsgröße und Strecke
Schleppassistenz	Funktion:	Entgelt für Unterstützung durch Hafenschlepper
	Berechnung nach:	Schiffsgröße und Strecke
Festmacher	Funktion:	Entgelt für das Festmachen ankommender Schiffe
	Berechnung nach:	Schiffsgröße
Umschlag und Stauerei	Funktion:	Be- und Entladen der Schiffes
	Berechnung nach:	Art und Menge der Ladung
(...)		

Quelle: Gesellschaft für Angewandten Umweltschutz und Sicherheit im Seeverkehr (GAUSS) / Institut für Seeverkehrswirtschaft und Logistik (ISL) (2002): Entwicklung eines Modells für ein integratives und international einsetzbares Bonussystem Quality Shipping, Bremen, Seite 22f

Hafengebühren umfassen in verschiedenen Häfen unterschiedliche Teile der Hafenkosten oder werden auf der Basis unterschiedlicher Schiffsdaten berechnet. Häufig entsprechen die Gebühren nicht den Kosten für die Inanspruchnahme der Infrastrukturleistung, sondern sind eher als politisch definierte Beiträge neben der öffentlichen Finanzierung anzusehen (GAUSS/ISL 2002: 19). Auch die absolute Höhe der Gebühren variiert zwischen den Häfen. Zusätzliche Gebührendifferenzierungen für Kurzstreckenverkehr, regelmäßige Hafenkunden oder umweltfreundliche Schiffe verkomplizieren die Situation.

Insbesondere der Hamburger Hafen ist dabei durch die östliche Position und die lange Revierfahrt über eine Strecke von ca. 100 Kilometern in der Elbe benachteiligt. Gegen-

über Rotterdam ist das Gebührenniveau niedriger, um so den geographischen Wettbewerbsnachteil zu kompensieren. Den juristischen Rahmen für das Hamburger Hafengeld stellen das Gebührengesetz und das Hafenverkehrs- und Schifffahrtsgesetz dar. Das Gebührengesetz ermächtigt die Freie und Hansestadt Hamburg, Benutzungsgebühren für die tatsächliche Inanspruchnahme öffentlicher Anstalten, Einrichtungen oder Anlagen zu erheben. Es bestimmt ebenfalls die Art der Gebührenfestlegung. Das Hafengeld wird durch die Schifffahrtsverwaltung in der Behörde für Wirtschaft und Arbeit von den Hamburg anlaufenden Schiffen erhoben.⁴⁵

Die Bemessungszahl für das Hamburger Hafengeld ist seit 1996 die Bruttoreaumzahl (BRZ). Zusätzlich zur Größe des Schiffes werden bei der Berechnung das Fahrgebiet des Schiffes, der Schiffstyp und die Art des Einsatzes (Linienfahrt oder Trampschifffahrt) berücksichtigt. Schiffen mit einer BRZ zwischen 1500 und 4000 wird eine Ermäßigung von 50 % eingeräumt, sofern sie Hafenslots zahlen. Für alle Schiffe wird eine BRZ von 80.000 als Berechnungs- bzw. Kappungsgrenze benutzt. Zusätzlich gibt es einen Rabatt für Tanker mit Doppelhülle und mit separatem Ballasttank (Germanischer Lloyd 2000: 9), angelehnt an die im Abschnitt 5.1.2 vorgestellt IMO-Resolution. Wie oben im Abschnitt 6.2.2 geschildert, haben Containerschiffe für den Hamburger Hafen eine zentrale Bedeutung, sowohl im Interkontinental- wie im Kurzstreckenverkehr.

Die Gebührenerhebung ist nur zum Teil mit den Kosten der Infrastrukturleistungen und der Serviceleistung verbunden. Ein bedeutender Teil der Gesamtkosten wird aus dem Haushalt der Freien und Hansestadt finanziert, insbesondere für die Erhaltung und Erweiterung der Hafeninfrastruktur. Die tatsächliche Praxis der Gestaltung der allgemeinen Hafentarife ist in den Häfen der Nordrange aufgrund der Konkurrenzsituation eher ein Wettbewerbs- als ein Finanzierungsinstrument (GAUSS/ISL 2002: 19). Mit dem Schwedischen System, dem Green Award und dem Hamburger *Green-Shipping*-Pilotprojekt gibt es unterschiedliche Vorbilder für eine Umgestaltung der Gebührensysteme.

Ähnlich wie bei dem in Abschnitt 5.2.1 vorgestellten Schwedischen System lässt sich der Anreiz durch eine Spreizung des Ausgangstarifs erreichen. Dabei kommt es zu einer Umverteilung der Gebührenbelastung - emissionsarme Schiffe zahlen weniger Gebühren, emissionsintensive mehr. Die Höhe des Anreizes orientiert sich an den zu zahlenden Hafengebühren, die Umweltbelastung wird an die Inanspruchnahme von Infrastrukturleistungen im Hafen geknüpft. Für die Gebührenerhebung existiert bereits eine eigene Ver-

⁴⁵ Umgangssprachlich: Hafengeldstelle

waltungsstruktur. Gerade bei Schiffen mit einer ohnehin geringen Hafengebühr, etwa im Kurzstreckenseeverkehr, besteht durch die prozentuale Differenzierung nur eine geringe Variationsmöglichkeit. Obwohl die Hafengebühren nicht den vollen Kosten der Infrastrukturnutzung entsprechen, stehen den Gebühren die Kosten der Serviceproduktion und andere Einflussfaktoren der Gebührenberechnung gegenüber. Die Möglichkeiten der Gebührenspreizung im Sinne ökologischer Steuerung sind dementsprechend begrenzt.

Jede Veränderung der Tarife und somit der Hafenkosten wirkt sich auf die Attraktivität des Hafens für bisherige und potenzielle neue Kunden aus. Gebührenerkürzungen könnten mehr emissionsarme Schiffe anlocken, während höhere Kosten möglicherweise ein Ausweichen umweltintensiver Schiffe auf benachbarte Hafenstandorte bedingen. Um für den Hafen unerwünschte Abwanderungen von Hafenkunden zu vermeiden, ist bereits bei der Auswahl der Adressaten und der Festlegung der Anreizhöhe eine differenzierte Strategie notwendig. Da der Hafen eine gute Übersicht über die Kundengruppen hat, können entsprechend der Nutzungsnachfrageelastizität Segmente gebildet werden. Von zentraler Bedeutung für den Hafen selbst ist die Bedeutung des Hafenstandorts Hamburg in den Augen der Kundengruppen. Die potenzielle Gefahr, wichtige Hafenkunden durch ein Umweltentgelt an konkurrierende Häfen zu verlieren, dürfte zum politischen Widerstand gegen „zu wirksame“ Instrumente führen. Für die Entscheidung eines Reeders, einen Hafen anzusteuern, ist die Effizienz des Hafens oder die Hinterlandanbindungen von größerer Bedeutung als die anfallenden Gebühren und Entgelte (Maenning/Sames 2000: 185). Die tatsächliche Nachfrageelastizität kann aber weder für den Kurzstrecken- noch den Interkontinentalverkehr genau antizipiert werden. Neben dem Hafenwettbewerb der großen Häfen zwischen Hamburg und Antwerpen gibt es auch einen kleinräumigen Wettbewerb zwischen Hamburg und umliegenden Häfen, wie Cuxhaven oder Lübeck-Travemünde. Alle Schiffe sind aber eingebunden in multimodale Logistiknetzwerke, in deren Gesamtkosten Hafenkosten eingebunden werden. Vereinfacht kann zudem von einer Korrelation von der Schiffsgröße mit der Hafenbindung ausgegangen werden. Kleine Containerschiffe verteilen etwa die Fracht der großen Schiffe oder liefern Ware, die im Hafen und seinem Hinterland verarbeitet wird.

Aufbauend auf einer solchen Segmentierung der Kunden lässt sich die Differenzierung im Sinne von *Ramsey*-Preisen festlegen. Wie im Abschnitt 4.2.1 vorgestellt, würden bei einer *Ramsey*-Preisbildung die Höhe der Tarife flexibilisiert und anhand der erwarteten Reaktionen einzelner Kundengruppen differenziert: Je höher die Hafenbindung eines Schiffes, desto höher die Hafengebühren. Dies würde in erster Linie bei kleineren Schif-

fen und Linienverkehren zu Kostensteigerungen führen. Möglich wäre aber auch eine partielle Spreizung der „alten“ Gebühren, beispielsweise, wenn ausschließlich für den Kurzstreckenseeverkehr und nicht für Schiffe im Interkontinentalverkehr Umweltaufschläge eingeführt werden, zusätzlich zu den ohnehin recht niedrigen Gebühren von oft unter 100 Euro pro Anlauf (Krause 2002: 6).

Die einfachste Möglichkeit wäre eine pauschale Erhöhung der allgemeinen Gebühren für alle Schiffe, die keine Umweltschutznachweise vorlegen können. Diese bereits in Norwegen (Abschnitt 5.2.4) praktizierte Methode reduziert die technisch und organisatorisch notwendigen Vorkehrungen bei der Hafenbehörde. Alle Schiffe zahlen ein Umweltnutzungsentgelt als Aufschlag auf die Hafengebühren. Weist ein Schiff Emissionsminderungen an Bord nach, kann das Entgelt komplett oder teilweise erlassen werden. Pauschalen können sich auf das jeweilige Fahrgebiet und/oder einen Zeitraum beziehen.

Bei der Einführung einer zeitbezogenen Umweltabgabe zahlen Schiffe für eine bestimmte Zeiteinheit, beispielsweise ein Jahr, einmalig eine emissionsorientierte Abgabe, die zum Einlauf in den Hafen berechtigt. Unabhängig ob ein oder hundert Hafenanläufe, innerhalb des festgelegten Zeitraums wird die Abgabe nur ein Mal entrichtet. Vergleichbar mit dem Vorbild der Schweizer Autobahnvignette erlaubt das einmalige Zahlen ein Jahr lang eine unbegrenzte Nutzung, in diesem Fall des Umweltraumes als Senke für Emissionen. Da aber, wie bereits im Abschnitt 3.1.2 skizziert, Schiffe mit einer hohen Anlauffrequenz in der Regel kleiner als Schiffe im Interkontinentalverkehr mit wenigen Anläufen im Jahr sind, berücksichtigt ein einheitliches, zeitbezogenes Emissionsentgelt die unterschiedlichen Emissionen nur ungenügend. Durch eine Zweiteilung für Schiffe, in eine Basis- und eine Öko-Stufe, lassen sich freiwillige Investitionen in den Umweltschutz berücksichtigen. Gegen Vorlage von Nachweisen würde eine Eingruppierung in die Öko-Stufe vorgenommen. Ähnlich wie bei dem *Green-Shipping*-Pilotprojekt könnte als Kriterium ein Unterschreiten der NO_x -Abgaswerte des MARPOL Annex VI um 15 Prozent herangezogen werden. Für Schiffe mit kostenintensiveren Abgasreinigungstechniken könnte das Entgelt komplett erlassen werden. Von den knapp 13.000 Schiffsanläufen in Hamburg pro Jahr (Hamburg Port Consulting 1999: 7) laufen ein Großteil der Schiffe den Hafen häufig an, wie u. a. in Tabelle 30 im Abschnitt 5.2.3 dargestellt wurde. Bei einem Entgelt von 1.500€ müssten 670 Schiffe das Entgelt voll entrichten, um jährliche Einnahmen von 1 Mio. Euro zu erreichen. Die Lenkungswirkung der Abgabe lässt sich weiter erhöhen über eine Nutzung der generierten Einnahmen zur Subventionierung umweltfreundlicher Schiffe, wie sie im folgenden Abschnitt vorgestellt wird.

Neben der potenziellen Gefahr einer Verlagerung des Schiffsverkehrs auf andere Häfen stellt die Höhe und Struktur der gegenwärtigen Hafengebühren eine bedeutsame Einschränkung der Lenkungswirkung einer umweltorientierten Umgestaltung dar. Wie im Kapitel 5 beschrieben, reichten weder die im Schwedischen System noch die im Hamburger Pilotprojekt angebotenen Anreize allein zur Refinanzierung von Luftreinhaltetechnologien. Gerade die prozentuale Ermäßigung der Gebühren um sechs bzw. zwölf Prozent in Hamburg war u. a. aus dem Grund so gering, dass die Gebührensätze bereits aus anderen politischen Gründen, etwa der Förderung des Kurzstreckenseeverkehrs, gesenkt worden waren. Erst über eine Einrechnung aller Infrastrukturkosten und externen Folgekosten ließe sich ein Gebührenniveau erreichen, dessen Differenzierung wirksamer wäre. Grundsätze zur Einrechnung der Gesamtkosten der Serviceproduktion in die Hafenkosten werden gegenwärtig in der Europäischen Kommission entwickelt (KOM 2003b: 4).

6.2.4.2 Einführung neuer Instrumente

Im Gegensatz zu den Möglichkeiten einer Umgestaltung oder Ergänzung der bestehenden Hafengebühren bietet die Einführung neuer Instrumente einen zusätzlichen Spielraum zur Schaffung von Anreizen zur Emissionsminderung der Hamburg anlaufenden Schiffe oder des ruhenden Verkehrs im Hafengebiet. Die eigentlichen Hafengeldtarife würden davon unberührt bleiben. Wie in Hamburg im Rahmen des Pilotprojekts geschehen, lassen sich neue Instrumente gemeinsam zwischen Umwelt- und Hafenbehörde entwickeln. Im Folgenden werden zwei Anwendungsfälle betrachtet: Gestaffelte Emissionsentgelte für Schiffe im Hafen und die Subventionierung des Einsatzes umweltfreundlicher Technologien, am Beispiel der Landstromversorgung von Schiffen.

Ein eigenständiges, emissionsorientiertes Entgeltsystem in Hamburg ließe sich über eine gestaffelte Abgabe auf den Verbrauch von Bunkerölen oder ein an den technischen Daten des Schiffes orientiertes Emissionsentgelt einführen. Bei der Brennstoffabgabe werden Menge und Qualität der Bunkeröle anhand der Bunkernachweise ermittelt. Alternativ können auch pauschale Emissionsentgelte für alle Schiffe erhoben und nur dann erlassen werden, wenn über Bunkerbelege oder die in Schweden abgegebene eidesstattliche Erklärung der Verbrauch besonders sauberer Brennstoffe nachgewiesen werden kann.

Ein solches System kann alternativ oder in Verbindung mit Treibstoffqualität auch die technischen Eigenschaften des Schiffsantriebs als Bemessungsgrundlage nutzen. Als Berechnungsgrundlage lässt sich folgende Formel nutzen:

$$\text{Emissionsentgelt} = (\text{Tonnage} * \text{Aufenthaltsdauer} * \text{Motorenleistung}) - \text{freiwillige Umwelleistungen}$$

Die Höhe orientiert sich dabei an der Ladungskapazität, der Aufenthaltsdauer im Hafen und der Motorenleistung des Schiffes. Freiwillige Maßnahmen zur Reduzierung der Luftemissionen können das Entgelt reduzieren. Ein solches Emissionsentgelt kann anlaufbezogen oder auch als zeitbezogene Umweltabgabe eingeführt werden.

Die Trennung des Emissionsentgelts von den Hafengebühren führt zu eigenständigen Einnahmen, die, gegebenenfalls ergänzt durch Haushaltsmittel, einen Fonds zur Umsetzung weiterer positiver Anreize begründen könnten. Wie am Beispiel des *Green-Shipping*-Pilotprojekts gezeigt, erleichtert das Angebot von Subventionen die politische Durchsetzbarkeit, die alleinige Abhängigkeit von Haushaltsmitteln führt allerdings zu einer politischen Abhängigkeit (Abschnitt 5.2.3). Der Fonds ermöglicht die Bildung von Förderungsschwerpunkten; anstatt vielen Schiffen eine geringe Förderung anzubieten, kann gebündelt werden, beispielsweise durch die Ausschreibung von Investitionsbeihilfen oder das Angebot von Betriebskostenzuschüssen. So ließe sich die Summe der in einem Jahr eingenommenen Mittel im Folgejahr in ein Förderprogramm für die technische Umrüstung von Kurzstreckenschiffen auf den Anschluss an Landstrom überführen. Das Verfahren könnte im Sinne eines kompetitiven „Call for Proposals“ bzw. eines Ausschreibungswettbewerbs gestaltet werden, mit dem Schiffsbetreiber die Möglichkeit erhalten, sich für die Förderung von Maßnahmen zur Verbesserung der Umweltqualität durch Investitionsbeihilfen zu bewerben. Die Landstromanbindung kann aber ebenso über eine zeitlich begrenzte Subvention der Strompreise gefördert werden. Für den Reeder entstehen so über die eingesparten Bunkerkosten Anreize zum Umrüsten.

6.2.5 Anreize durch Mengensteuerung

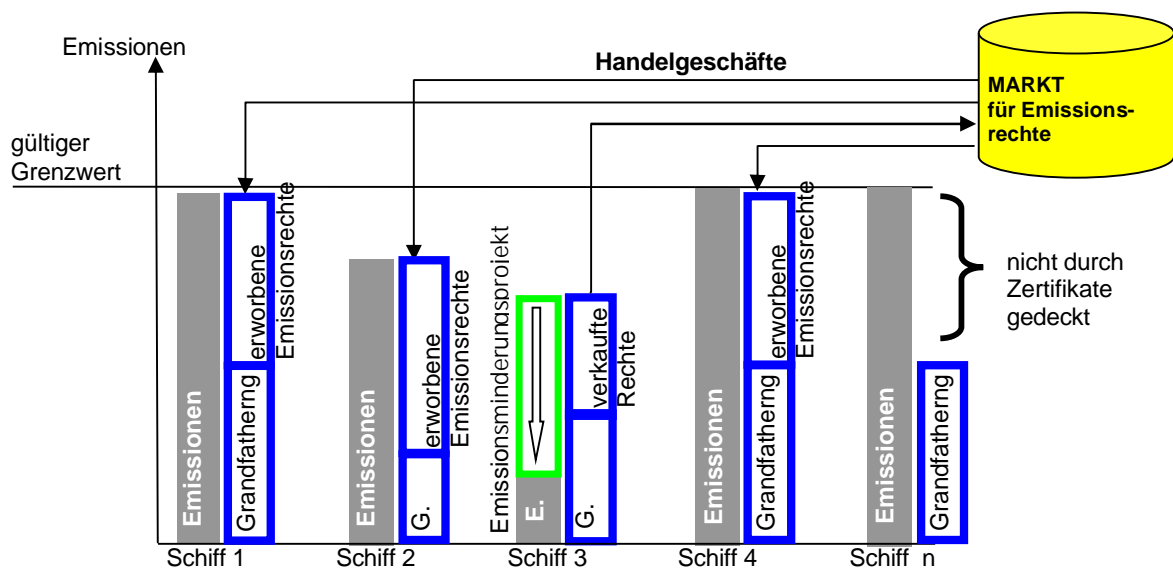
6.2.5.1 Einführung eines Emissionshandels zwischen Seeschiffen

Im Gegensatz zu preissteuernden Instrumenten, die durch eine Kombination von Entgelten und Subventionszahlungen wirken, zielen mengenorientierte Instrumente auf eine Verknappung der Verfügbarkeit der Umweltnutzung. Wie im Abschnitt 4.3 dargestellt, gibt es verschiedene Ausprägungen mengensteuernder Instrumente, insbesondere die drei Handelssysteme *cap and trade*, *benchmark trading* und *credit-based trading*. Lokale Emissionshandelssysteme können die umweltrechtlichen Rahmenbedingungen ergänzen, indem sie Anreize schaffen, Schadstoffemissionen zu reduzieren, für die es noch keine Grenzwerte gibt, oder Emissionen regulierter Schadstoffe über gültige Mindeststandards hinaus zu limitieren. Wird ein geschlossenes Handelssystem eingeführt, darf eine Interaktion mit landseitigen Emittenten oder Schiffen außerhalb des definierten Handelsgebiets nicht erfolgen. Der Anreiz, Rechte anzubieten oder nachzufragen, kommt entweder aus der Kontingentierung der insgesamt zulässigen Emissionen oder der Definition schiffsspezifischer *benchmarks*.

Ein verpflichtender Handel mit Emissionsobergrenzen (*cap and trade*) steuert den Einfluss der Luftemissionen auf das Stadtgebiet, indem aus der Erhaltung der Luftqualität eine Immissionsobergrenze für Schiffe festgelegt wird. Die Gesamtmenge der zur Verfügung stehenden Emissionszertifikate entspricht idealerweise dem Umfang der zur Verfügung stehenden Umweltbelastungskapazität. Sie wird in Teilmengen, den Zertifikaten, zugeteilt, verkauft oder versteigert, wie bereits im Abschnitt 4.3 erläutert. Für das Anlaufen des Hafens müssten von allen Schiffen Emissionszertifikate im Umfang der zu erwartenden Volumina erworben werden. Die absoluten Kontingentierungen würden sich aus den Luftmessdaten und den nationalen bzw. europäischen Luftqualitätszielen ergeben, beispielsweise dem so genannten Feinstaubgrenzwert.⁴⁶ Mit einem solchen geschlossenen *cap and trade*-Emissionshandel lassen sich Luftqualitätsziele theoretisch sicher erreichen. Die Einführung einer absoluten Emissionsobergrenze würde aber auch leicht eine Kapazitätsgrenze des Hamburger Hafens darstellen: Bei einer steigenden Zahl an Hafenanläufen und der damit zu erwartenden höheren Umweltbelastung käme es so zu einer Knappheit an Zertifikaten. Um das Funktionieren des Systems sicherzustellen,

müssten die jährlich zulässigen Gesamtemissionen so verteilt werden, dass für jeden Monat Zertifikate zur Verfügung stehen. Dies erfordert eine komplizierte Allokationsmethodik, wobei ein Teil der Zertifikate für Schiffe im Linienverkehr längerfristig vergeben und der Rest versteigert werden sollte. Zwecks Vermeidung eines politisch und rechtlich problematischen Preisniveaus, oder gar einer Schließung des Hafens, kann eine Preisobergrenze eingeführt werden. Dieser Preis ist auch als Sanktion zu zahlen, wenn ein Schiff keine Zertifikate verlegt. Die folgende Grafik skizziert die Funktionsweise eines geschlossenen Emissionshandelssystems:

ABBILDUNG 21: FUNKTIONSWEISE EINES EMISSIONSHANDELSSYSTEMS



Quelle: eigene Darstellung

In der in Abbildung 20 dargestellten Situation wurden die Emissionsrechte nach einem gemischten Verfahren an die Schiffe verteilt: zum Teil aufbauend auf den historischen Emissionen (*grandfathering*) im Hafen, den größten Teil der notwendigen Emissionsrechte mussten die Schiffe auf einem Emissionsrechtemarkt erwerben. Die Schiffe 1 bis n sollen die Gruppe der Hafenkunden in einer Periode skizzieren. Die kostenlose Zuteilung von Emissionsrechten kann neben historischen Anlaufdaten auch schiffstypbezogen sein, etwa um besonders hohe Anreize für Schiffe mit einer starken Hafenbindung zu schaffen. Der hafenbezogene Markt stellt Emissionsrechte bereit, bildet aber auch einen Abnehmer

⁴⁶ Grenzwert für PM10-Partikelkonzentrationen in der Umgebungsluft. Siehe dazu ausführlicher Abschnitt 2.3

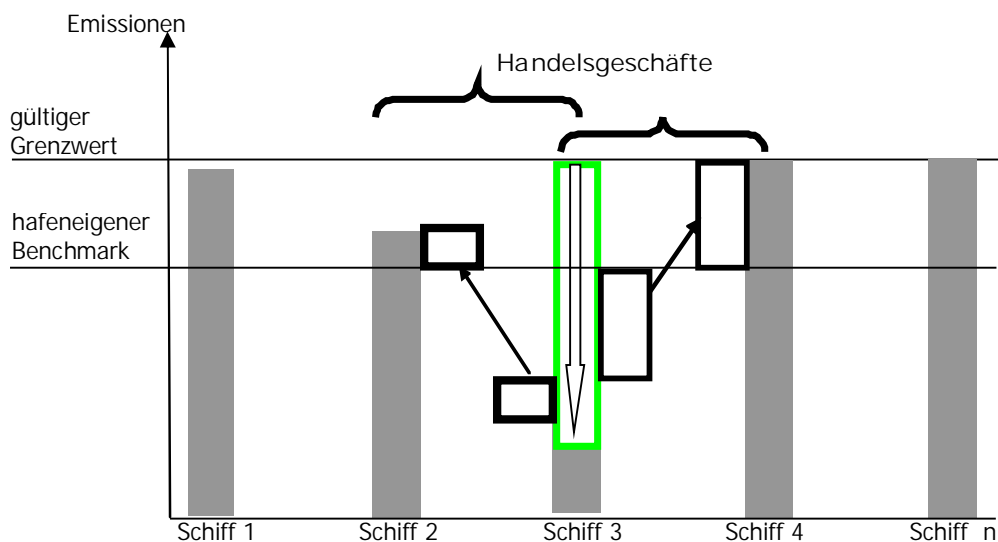
für Rechte. Schiff 3 in der obigen Abbildung hat diesen Markt genutzt, aufgrund eines durchgeführten Umweltschutzprojekts konnten nicht genutzte Zertifikate verkauft werden. Bei Schiff n reichen die zugeteilten Emissionen nicht aus, um die tatsächlichen zu kompensieren. Anders als die Schiffe 1, 2 oder 4, deckt Schiff n die Lücke aber nicht, in dem der Reeder am Markt Emissionsrechte erwirbt. Dies kann zum Beispiel durch ein Preisniveau begründet sein, das für Schiff n einen Einkauf der Rechte unmöglich macht. Da der Besitz ausreichender Nutzungsrechte zwingend für den Hafeneinlauf ist, kann das Schiff n den Hafen nicht ansteuern. Soll diesem Schiff jedoch trotzdem die Hafennutzung ermöglicht werden, kann entweder ein Teil der handelbaren Rechte reserviert und später zu einem politisch definierten Preis angeboten werden. Oder es wird für den Markt eine Preisobergrenze eingeführt. Oberhalb eines festgelegten Preisniveaus würde das Emissionshandels- in ein Entgeltsystem umgewandelt. Um trotzdem die Gesamtemissionen auf das Kontingent zu beschränken, muss der festgelegte Preis allerdings auf einem Niveau liegen, bei dem die Einnahmen ausreichen, um an anderer Stelle Kompensationsprojekte zu finanzieren, als Subventionszahlungen oder über ein im folgenden Abschnitt 6.2.5.2 vorgestelltes lokales *credit-based trading*.

Ähnlich der dargestellten Kontingentierung der Luftemissionen und der Entwicklung eines Luftqualitätszertifikatssystems kann ein geschlossener *cap and trade*-Handel das bestehende System der Hafengebühren durch eine „Hafenzufahrtbörse“ ersetzen, vergleichbar der im Abschnitt 4.3.2 vorgestellten Alpentransitbörse. In diesem Handelssystem werden die jährlich oder monatlich angestrebten Emissionsobergrenzen festgelegt und Obergrenzen für die Hafennutzung festgelegt. Schiffe müssen nicht mehr ihre Hafengebühren an die Hafengeltstelle entrichten, sondern stattdessen die Kombi-Zertifikate erwerben, die gleichzeitig der Finanzierung der Hafeninfrastruktur und der Kontingentierung der Luftemissionen dienen. Wie bei den zuvor beschriebenen Systemen sollte auch bei einer Hafenzufahrtbörse eine kombinierte Allokationsmethode gewählt werden, die einerseits häufigen Hafenkunden eine Vorausplanung und andererseits auch neuen Kunden eine Hafennutzung ermöglicht. Um die Wettbewerbsfähigkeit des Hafens abzusichern, können auch hier Preisobergrenzen gesetzt werden.

Ein anderer Ansatz zur Einführung mengensteuernder Instrumente sind flexible Emissionsgrenzen für Schiffe. Dabei kommt es nicht zu einer Kontingentierung der Gesamtmenge, sondern es wird ein Emissionszielwert pro Schiff (*benchmark*) definiert. Schiffe, deren Emissionen über diesem Wert liegen, müssen Emissionsrechte hinzukaufen. Schiffe mit geringeren Emissionen können Zertifikate verkaufen. Da kein Schiff NO_x- oder

SO₂-Emissionen aufweisen darf, die die MARPOL-Grenzwerte überschreiten, müssen die *benchmarks* entweder Anreize zum Unterschreiten der Grenzwerte schaffen oder für Schadstoffe eingeführt werden, für die es noch keine Emissionsgrenzwerte gibt, etwa für Feinstaub.

ABBILDUNG 22: FUNKTIONSWEISE EINES BENCHMARK TRADINGS IN EINEM HAFEN



Quelle: eigene Darstellung

In Abbildung 21 werden wieder die unterschiedlichen Verhaltensweisen von Schiffen skizziert. Schiff 1 führt eigenständig Emissionsminderungsprojekte durch und erfüllt die vom Hafen vorgegebene Norm. Bei Schiff 3 konnte in einem Projekt die *benchmark* unterschritten werden. Die zusätzlichen Einsparungen werden an die Schiffe 2 und 4 verkauft, die keine eigenen Anstrengungen unternehmen, um ihre *benchmark* zu erreichen. Um Schiff 5 in diesem System einen Anreiz zum Umweltschutz zugeben, müsste entweder ein Markt entwickelt werden, der über die bilateralen Geschäfte zwischen Schiffen auch einen offenen Handel erlauben, oder es müsste wie im zuvor beschriebenen Handelssystem ein ergänzendes Entgelt bzw. eine Sanktion eingeführt werden.

Bei einem *cap and trade* oder einem *benchmark trading* entstehen für den Hafen bzw. die Umweltverwaltung zusätzliche Aufgaben, für die der Aufbau einer Emissionshandelsstelle notwendig wird (Harrison et.al 2004: 32). Bei ersterem muss zunächst das Emissionskontingent, die geografische und zeitliche Begrenzung des Handels sowie eine Methodik für

die Verteilung der Rechte gefunden werden. Die Einführung von Preisobergrenzen und die Sicherung der Funktionsweise des Marktes wären andere Aufgaben der Emissionshandelsstelle. Hingegen kann die Überwachung der Schiffe auf weitere Institutionen mit technischer Expertise übertragen werden, etwa die Klassifikationsgesellschaften. Diese könnten ebenso die Definition einer schiffsspezifischen *benchmark* übernehmen. Ein einheitlicher Emissionswert für alle Schiffe würde die unterschiedlichen Schiffsgrößen und Motorleistungen zu wenig berücksichtigen. Eine schiffstypenabhängige Festlegung erfordert allerdings einen hohen Aufwand. Ein Anhaltspunkt für die *benchmark* lässt sich aber aus den Bunkernachweisen und Motorenzertifikaten entnehmen, die durch MARPOL Annex VI für jedes Schiff vorgeschrieben wurden.

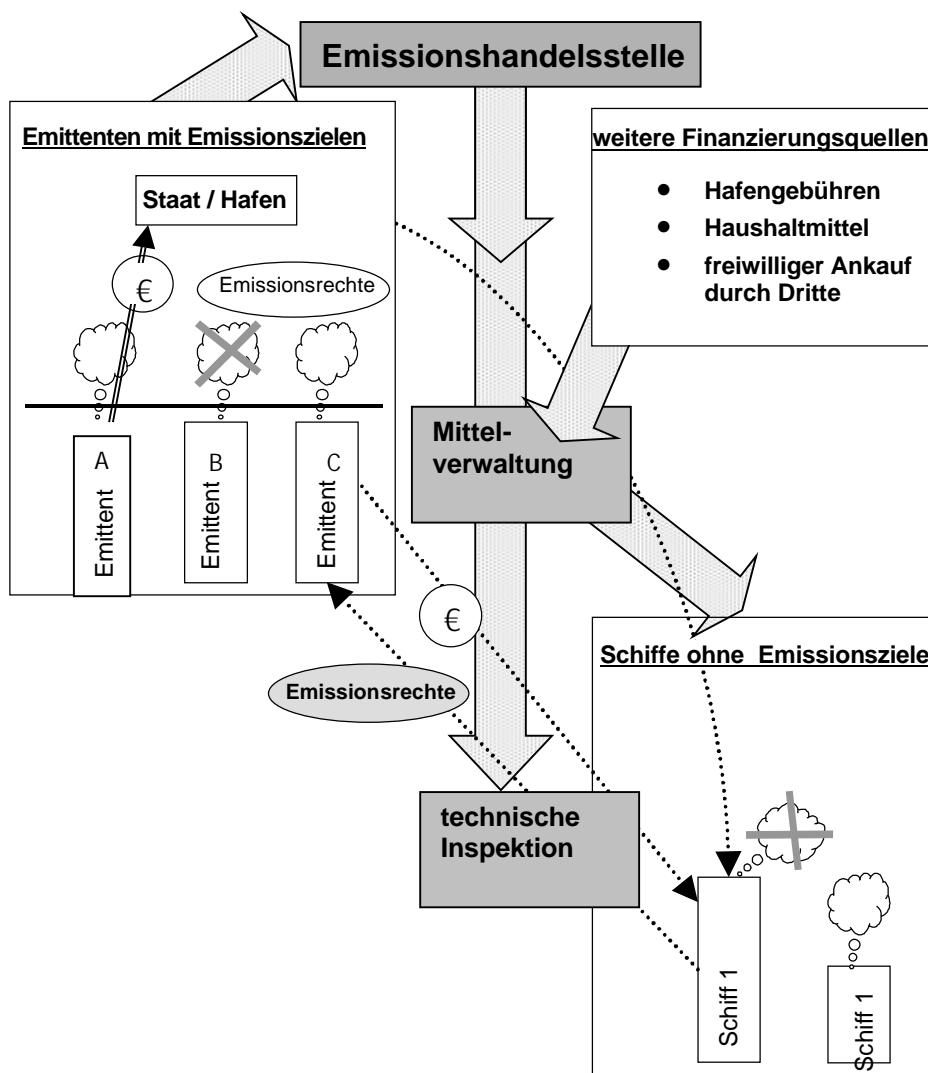
6.2.5.2 Einführung eines Emissionshandel zwischen Seeschiffen und landseitigen Akteuren

Im Gegensatz zu den im vorherigen Abschnitt betrachteten Emissionshandelssystemen zwischen Seeschiffen werden im folgenden Instrumente analysiert, die einen offenen Handel mit landseitigen Akteuren oder dem Staat anstreben. Grundprinzipien sind die im Abschnitt 4.3.3 vorgestellten handelbaren Umweltschutzrechte, insbesondere *credit-based trading*-Instrumente. Durch ein *credit-based trading* werden einerseits Emissionsminderungspotenziale auf Schiffen erschlossen, die nicht durch eine Anwendung des Verursacherprinzips genutzt werden. Andererseits hängt der Handlungsanreiz von der Nachfrage nach Emissionsminderungszertifikaten ab, die entweder vom Staat, anderen Schiffen oder landseitigen Emittenten aufgekauft werden.

Wird ein *credit-based trading* nicht als Ergänzung zu einem anderen Emissionshandelssystem oder einem umweltorientierten Entgelt eingeführt, hängt die Marktgröße vom Umfang der verfügbaren Haushaltsmittel oder der Möglichkeit ab, Teile der allgemeinen Hafengebühren für die Finanzierung zu nutzen. Als Teil von Verhandlungen zwischen Hafenbetrieben und Umweltbehörde könnte aber auch das ‚freiwillige‘ Aufkaufen der Zertifikate als freiwillige Selbstverpflichtung vereinbart werden, etwa als Teil der Auflagen für eine Betriebserweiterung oder als Anforderung bei der Ausschreibung öffentlicher Verkehrsdienstleistungen.

In der Abbildung 14 im Abschnitt 4.3.3 wurde bereits die Entstehung von handelbaren Minderungsnachweisen als Emissionsreduktion gegenüber einer Referenzsituation dargestellt. Übertragen auf einen Hafen, würden die Emissionen während des An- und Auslaufens eines Schiffes, des Manövrierens im Hafen und der Liegezeiten herangezogen. Bei einem auf NO_x oder SO₂ bezogenen System können die gültigen Grenzwerte als Referenz genutzt werden. Für andere Schadstoffe müssten diese eigenständig gebildet werden. Jede Emissionsminderung würde so als Projekt mit definiertem Anfang, Ende und Minderungszielen dargestellt und von einer unabhängigen Partei überprüft, bevor handelbare Rechte entstehen. In der folgenden Grafik werden der Handel und die Funktionsweise eines solchen Marktes skizziert:

ABBILDUNG 23: FUNKTIONSWEISE EINES CREDIT-BASED TRADING IN EINEM HAFEN



Quelle: eigene Darstellung, in Anlehnung an: Bode, Sven / Isensee, Jürgen / Krause, Karsten / Michaelowa, Axel (2002): Climate Policy: Analysis of Ecological, Technical and Economic Implications for International Maritime Transport, in: International Journal of Maritime Economics, Issue 4/2002, London, Seite 180

In der Abbildung 22 werden links oben Emittenten gezeigt, denen im Hafen Emissionsziele vorgegeben werden, die über gesetzliche Bestimmungen hinausgehen. Emittent A zahlt ein Entgelt, Emittent C muss für seine Emissionen Rechte nachweisen. Nur bei Emittent B werden die Emissionsziele intern umgesetzt. Die Entgelte oder der Verkauf von Nutzungsrechten schaffen so Mittel, die für die Finanzierung von Emissionsminderungsprojekten auf Schiffen ohne vorgegebene Emissionsziele eingesetzt werden können. Zusammen mit den Mitteln aus anderen Quellen steht so ein Budget zur Verfügung, aus dem sich Emissionsminderungen finanzieren lassen. Allerdings wählt Schiff 1 in der Abbildung einen anderen Weg zur Finanzierung, es verkauft direkt an den Emittenten C, der die Emissionsrechte mit seinen Reduktionspflichten verrechnen kann. Für dieses bilaterale Projekt und ebenso für die Finanzierung von Vorhaben aus den verfügbaren Mitteln ist eine unabhängige Inspektion notwendig. Von der Zertifizierung hängt die Gültigkeit der entstandenen Minderungsnachweise ab. Die Emissionshandelsstelle ist schließlich für die Einführung und das Management des Systems zuständig.

Ein solches *credit-based trading* hat Ähnlichkeiten mit einem Subventionsmodell, jedoch stehen die Emissionsminderungen als Leistungsnachweise der Förderung stärker im Vordergrund. Statt Emissionen können aber auch, wie bei der Förderung erneuerbarer Energien, „grüne“ Leistungseinheiten der Schiffe Handelsware werden, so etwa die Abnahme von Landstrom. Jedes Schiff müsste dann pro Anlauf eine Mindestmenge an Kilowattstunden beziehen. Da aber bislang nur wenige Schiffe mit Anschlussvorrichtungen ausgestattet sind, könnten diese ihre Landstrom-Zertifikate an andere Schiffe verkaufen. Existieren nicht genügend Anbieter dieser Rechte, könnte der Staat bzw. Hafen wieder eine Preisobergrenze einführen. Die Mittel könnten zur Umrüstung von weiteren Schiffen genutzt werden.

6.2.6 Perspektiven anreizorientierter Instrumente

Bei der Beurteilung der Perspektiven marktorientierter Instrumente steht zunächst die Frage nach dem Interesse des Hafens an der Umsetzung umweltpolitischer Ziele im Vordergrund: Wieso sollen vor Ort Maßnahmen ergriffen werden, in Ergänzung zu MARPOL Annex VI und der EU-Schwefelrichtlinie? Wie im Abschnitt 6.2.1 erläutert, hat eine Hafenstadt wie Hamburg gegenwärtig keine unmittelbare Notwendigkeit, kurzfristig preis- oder mengensteuernde Instrumente zur Reduzierung atmosphärischer Emissionen des Seeverkehrs einzuführen. Durch eine fortgesetzte Passivität entsteht zudem innerhalb der Gruppe der Häfen keine Vorreiterrolle, die von Dritten genutzt werden kann, um andere Häfen zum Handeln aufzufordern. Eine Verminderung des Immissionsbeitrags der Seeschiffe reduziert allerdings den Druck auf andere Emittentengruppen, in der Regel teurere Emissionsminderungspotenziale auszuschöpfen (Kågeson 1999: 7). Die Verbesserung der Luftqualität unterstützt langfristig die Standortqualität der Hafenstadt. Aufgrund der Langfristigkeit und der Rolle von Umwelt als weicher Standortfaktor stellt dieser Aspekt jedoch zunächst gegenüber den kurzfristigen Wettbewerbsfaktoren ein für den Hafen untergeordnetes Ziel dar und bedarf einer politischen Willensbildung. Letztendlich lassen sich durch reduzierte Luftemissionen auch die Gesundheitsschäden und dadurch bedingte Arbeitsausfälle und Behandlungskosten vermeiden. Neben diesen, in erster Linie von der Umweltverwaltung der Hafenstadt als Vorteil betrachteten Gründen, kann aber auch der Hafen als solcher profitieren, da erfolgreiche Instrumente erlauben, sich als umweltpolitischer Vorreiter im Hafenwettbewerb zu positionieren. Die Möglichkeit für emissionsarme Schiffe, die Hafenanlaufkosten zu senken, kann auch als Marketinginstrument genutzt werden und Schiffe zu einem verstärkten Hafenanlauf motivieren. Ein solches proaktives Vorgehen dient auch in der Kommunikation gegenüber den Hafenanwohnern als Argument gegen ihrer Besorgnis hinsichtlich möglicher gesundheitlicher Risiken durch den Hafenbetrieb. Gerade durch die beiden parallelen Trends der Wohnbebauung in Hafenrandlage und der Erweiterung der Hafenflächen entsteht ein Raumnutzungskonflikt, der so u. U. entschärft wird. Ein weiterer wirtschaftlicher Vorteil für den Hafenstandort ist die Möglichkeit, die lokale Zusammenarbeit zwischen Hafenverwaltung und Schifffahrt zu fördern. Darüber hinaus können auch gezielt Schiffsbau- und Reparaturbetriebe gefördert werden: Gerade Förderprogramme für umweltfreundliche Schiffe können in enger Zusammenarbeit mit lokalen Anbietern entwickelt werden und so die Wertschöpfung der maritimen Industrie vor Ort stärken. Diesen Motivationsgründen steht

die ökonomische Benachteiligung einzelner Hafenkunden gegenüber und die Veränderung der Wettbewerbsposition gegenüber anderen Häfen. Jedoch haben - wie bereits dargestellt - die Hafenkosten als Kriterium für die Hafenauswahl keine übergeordnete Bedeutung (Maennig/Sames 2000: 185). Neben der Anreizhöhe hat aber die administrative Belastung der Schiffe bzw. Hafenkunden eine wichtige Bedeutung.

Die zentralen Herausforderungen bei der Entwicklung einer Strategie zur Einführung anreizorientierter Instrumente in einem Hafen sind die Identifizierung von Handlungsmöglichkeiten, die den Zielkonflikt zwischen Emissionsminderung und Wettbewerbsfähigkeit berücksichtigen, sowie die Entwicklung eines auf die hafentypischen Besonderheiten hin ausgerichteten Instrumentes, das Vorbildcharakter für andere Häfen hat. Eine solche Vorbildrolle würde dem Hafen nicht nur das Prestige eines Vorreiters bringen, sondern kann, für den Fall einer europaweiten Einführung, dem Hafen auch eine kostengünstigere Implementierung erlauben, da bereits Erfahrungen mit der Umsetzung gesammelt wurden.

Eine zweite Leitfrage bei der Beurteilung der Perspektiven marktorientierter Instrumente ist die nach der Implementierungsebene: Welche Akteure auf der Handlungsebene eines Hafens können Anreize einführen, die zu den politisch angestrebten Veränderungen auf den anlaufenden Schiffen führen. Als Implementierungsträger bieten sich, wie in der Abbildung 19 skizziert, die Hafenverwaltung, die zuständige Verwaltungseinrichtung für Umweltangelegenheiten oder die Terminalbetreiber an. Notwendig erscheint in erster Linie eine enge Zusammenarbeit der Akteure, im Rahmen eines gemeinsamen Projekts. Die fehlende gemeinsame Motivation zur Einführung eines Instruments und die Führungsrolle der Umweltbehörde kann, wie im Abschnitt 5.2.3.2 dargestellt, als eine Schwäche des Hamburger *Green-Shipping*-Pilotprojekts betrachtet werden. Idealerweise kommt es zu einer Zusammenarbeit mit verteilten Rollen: Die Umweltverwaltung trägt dabei die Rolle als Impulsgeber für das umweltpolitisch motivierte Handeln, während die Hafenverwaltung die Ausgestaltung und Fortentwicklung des Instruments verantwortet. Gelingt es die ggf. bestehenden Eigentumsverhältnisse der Hafenstadt oder die Abhängigkeit des Hafens von politischer Unterstützung, etwa für Erweiterungspläne, zu nutzen, kann ein anreizorientiertes Instrument auch auf der Ebene der Umschlagsbetriebe eingeführt werden, etwa die Subventionierung der Landstromversorgung oder die Differenzierung

der Gebühren nach Umweltkriterien. Durch die zunehmenden Privatisierungen und Verlagerungen der Eigentümer- und Verantwortungsstrukturen kommt der lokalen Regierung, bzw. im Hamburger Beispiel dem Senat, eine zentrale Rolle als Implementierungsträger zu.

Vor diesem Hintergrund stellt sich schließlich eine dritte Leitfrage bei der Beurteilung der Perspektiven marktorientierter Instrumente in einem Hafen: Welche der dargestellten Anwendungsformen preis- und mengensteuernder Instrumente erscheinen im Rahmen eines umweltpolitischen Alleingangs eines Hafens umsetzbar? Dies soll vor dem Hintergrund der im Abschnitt 3.2.4 gebildeten Kriterien für den Zeitraum der nächsten fünf bis zehn Jahre betrachtet werden.⁴⁷ Bei der Machbarkeitsanalyse der vorgestellten Instrumente lassen sich die Kriterien Integration in die bestehende Rechtsordnung, politische Durchsetzbarkeit und administrativer Aufwand unterscheiden.

Rechtliche Konflikte könnten, je nach Ausgestaltung der Instrumente, mit dem internationalen Seerecht, den bestehenden Luftqualitätsgesetzen und der Hafenordnung entstehen. Im Vergleich der Optionen dürfte gerade die verpflichtende Einbeziehung landseitiger Emittenten in einen *credit-based*-Emissionshandel zu Problemen mit den existierenden Luftreinhaltegesetzen führen. Eine Kontingentierung, die zusätzlichen Schiffen das Anlaufen des Hafens verwehrt, würde möglicherweise im Widerspruch mit dem Recht auf friedliche Durchfahrt aus dem Seerechtsübereinkommens (UNCLOS Art. 19) stehen. UNCLOS Art. 26 schließt aber nicht aus, dass Schiffe Abgaben o. ä. zahlen müssen (Kågeson 2005: 13). Das Recht auf Hafenzufahrt sollte von daher nicht ausgeschlossen, sondern nur mit einer Internalisierung der Umweltfolgen verbunden werden.

Die politische Durchsetzbarkeit eines Instruments steht der ökologischen Lenkungswirkung und den Belastungen für den öffentlichen Haushalt gegenüber, allerdings nicht zwingend in einem direkten Zielkonflikt: Nicht jede Erhöhung der Hafenkosten führt zu einer Abwanderungsbewegung zu konkurrierenden Hafenstandorten. Eine wichtige Ausgangsvoraussetzung ist die Organisation der latenten Gruppe der an Schiffsemissionsminderungen Interessierten. Dies sind neben Umweltpolitikern, Hafenanwohnern, Umweltverbänden auch diejenigen Emittentengruppen, die durch die Schadstoffreduzierungen selber von strikteren Umweltauflagen verschont bleiben. Ähnlich wie bei der Fein-

⁴⁷ Aufgrund der offenen Entwicklungen im Rahmen der IMO, der EU und der Hafenprivatisierungen wird hier auf die Entwicklung von langfristigen Perspektiven für einen Alleingang eines Hafens verzichtet.

staubdebatte in Deutschland zum Jahresbeginn 2005, ist neben dem Umweltproblem auch ein Lösungsansatz hilfreich. Im Falle Hamburgs könnte das die Landstromversorgung von Schiffen sein.

Um nicht, wie beim Hamburger *Green-Shipping*-Pilotprojekt, Anreize ohne eine tragfähige Gegenfinanzierung durch öffentliche Haushaltsmittel zu finanzieren und das Projekt so abhängig von politischen Mehrheiten zu machen, ist ein Zusammenspiel von positiven und negativen Sanktionen zweckmäßig. Als Anschubsubventionen erhöhen sie die politische Durchsetzbarkeit, sie sollten aber mit einer klaren Befristung verbunden und durch eine Umlagefinanzierung ersetzt werden, etwa einen Aufschlag auf die Hafengebühren. Um die Durchsetzbarkeit zu verbessern, sollte ein Instrumentendesign gewählt werden, das einerseits klarere Handlungsziele ausweist, die einen Beitrag zur lokalen Umweltqualität bringen. Im Gegensatz zu den vielen Aspekten, die vom *Green-Shipping*-Pilotprojekt oder dem *Green Award* erfasst wurden, sollte wie beim schwedischen Gebührensystem ein enger lokaler Fokus gewählt werden. Einen solchen Vorteil würden etwa Anreize zur Förderung von Landstromnutzung bringen. Im Gegensatz zur Förderung von schwefelarmem Treibstoff ist dabei sichergestellt, dass während der Liegezeiten auch die Schiffsmotoren nicht genutzt werden. Andererseits ist es wichtig, Allianzen zwischen den zukünftigen Profiteuren der Instrumente zu bilden. Neben Umweltschutzverbänden und Anwohnern können dies etwa die Anbieter von Umweltschutzlösungen oder Reeder mit vorbildlichen Schiffen sein. Auch die Zusammenarbeit mit Häfen und Ländern mit bereits existierenden Instrumenten kann die Handlungsfähigkeit vor Ort stärken.

Die Orientierung an existierenden Beispielen und die Entwicklung eines eigenen Instruments, aufbauend auf bestehenden Nachweissystemen, reduzieren auch die administrativen Kosten der Einführung in einem Hafen. Zudem sollte die verursacherorientierte Zuordnung der Emissionen mit Pauschalen gelöst werden, soweit dies möglich und sinnvoll ist. Der Aufbau von eigenen Nachweissystemen ist für einen Hafen und die ihn anlaufenden Schiffe zu komplex und baut administrative Hürden auf. Gerade die Identifizierung besonders emissionsintensiver Schiffe ist problematisch. Eine Anbindung des Anreizsystems, ob Entgelt- oder Emissionshandelssystem, an bestehende Entgeltsysteme vermeidet den Aufbau neuer Strukturen und kann Erfahrungen bereits vorhandener Institutionen, wie der Hafengeldstelle, nutzen. Eine Trennung von Infrastrukturnutzungsentgelt, verbunden mit dem Hafenanlauf und einem umweltpolitischen Anreiz würde zudem vermeiden, dass es zu einem verdeckten Subventionswettbewerb mit anderen Häfen kommt.

Der Alleingang des Hamburger Hafens sollte einen Spagat zwischen der Verbesserung der lokalen Luftqualität und der Erschließung möglicher Kooperationspotenziale mit anderen Häfen anstreben. Ein allgemeines Emissionsentgelt könnte als Aufschlag von drei bis zehn Prozent auf die Hafengebühren eingeführt werden. Dies würde zu Einnahmen zwischen 500.000 Euro und 2 Millionen Euro führen, die komplett zur Förderung von Emissionsminderungen bereitgestellt werden. Das Hamburger Entgelt sollte progressiv für Hafenkunden gestaffelt werden, entsprechend der Nachfrageelastizität und den Luftemissionen eines Schiffes.

Positive Anreize sollten auf die Schiffe konzentriert werden, die entweder lange im Hafen verweilen oder den Hafen häufig anlaufen und konkrete Umweltschutzleistungen bringen. Ein erster Schritt könnte eine konzertierte Aktion zwischen Hafen, Terminalbetreiber und Energieversorgern zur Förderung von Landstrom sein. Dies kann mit einer Mischung aus kostengünstig angebotenen Kilowattstunden am Kai und Investitionsbeihilfen geschehen. Anstelle die Umrüstung direkt zu fördern, könnte aber auch ein negativer Preis für den Landstrombezug berechnet werden. Statt für den Strombezug zu zahlen, würde der Verzicht auf Emissionen zusätzlich entlohnt werden, vergleichbar den im Abschnitt 4.3.3 dargestellten Förderinstrumenten für die Einspeisung von Elektrizität aus erneuerbaren Energien in das Stromnetz. Der als „grün“ definierte Zusatznutzen wird mit einem Preis belegt. Aufbauend auf einem Vergleich der Umrüstkosten des Schiffes, der Kosten pro Kilowattstunde Energie in verschiedenen Häfen und der erwarteten Dauer der Förderungen werden Reeder auf den Anreiz reagieren.

6.3 Konzeption einer marktorientierten Umweltpolitik für eine Wirtschaftsregion, am Beispiel der Europäischen Union

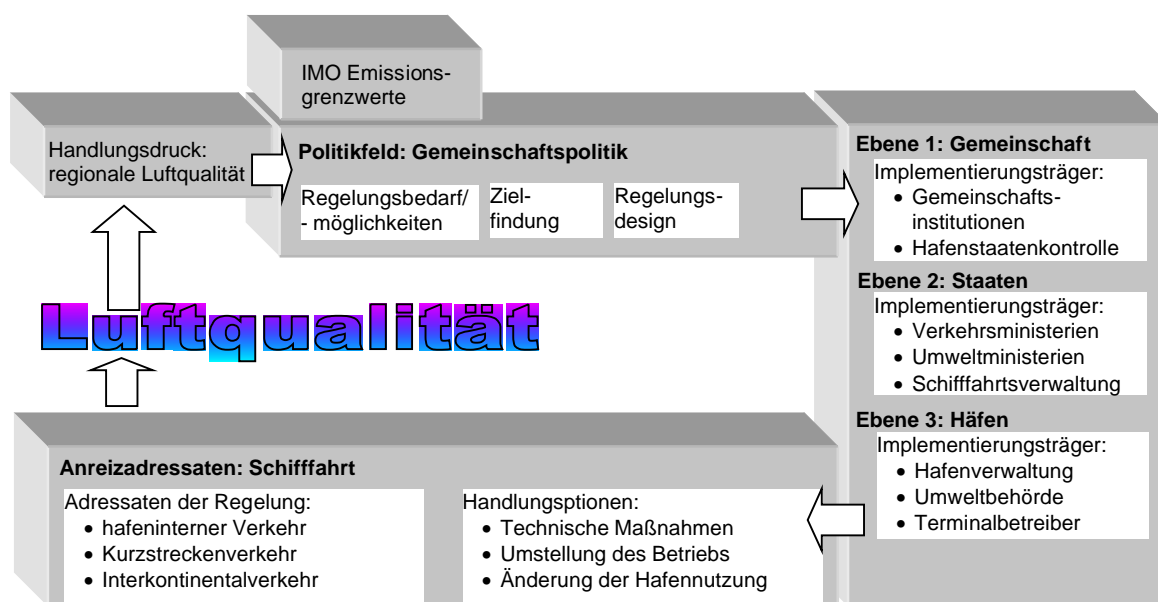
6.3.1 Umweltpolitische Motivation und Handlungsmöglichkeiten

Im Gegensatz zu den begrenzten Möglichkeiten eines Hafens, durch umweltpolitisches Handeln die Luftqualität vor Ort zu verbessern, und durch eine Initiative eine freiwillige Zusammenarbeit mit Konkurrenzhäfen oder eine Veränderung der Rahmenbedingungen

zu initiieren, stehen auf regionaler Ebene wesentlich umfangreichere gesetzgeberische Kompetenzen zur Verfügung. Über die gesetzgeberischen Möglichkeiten können Emissionsstandards im Hoheitsgebiet bestimmt werden, ohne dass eine Verlagerung des Verkehrs unmittelbar droht. Mit der EU-Richtlinie 2005/33 über den Schwefelgehalt von Schiffskraftstoffen und die Strategie zur Nutzung marktorientierter Instrumente (KOM 2002a) hat die EU bereits erste Schritte zur Einführung unternommen. Im Mai 2006 wurden ergänzend Empfehlungen über die Förderung des Einsatzes von Landstrom in Häfen der EU veröffentlicht (KOM 2006)

Aufgrund der gemeinschaftlichen Ausrichtung der Umweltpolitik in den Mitgliedsstaaten der EU und der grenzüberschreitenden Konkurrenz der Hafenstandorte ist die EU eine zentrale Institution bei der Entwicklung und Einführung ökonomischer Instrumente. Aufbauend auf dem in Kapitel 3.2.2 entwickelten Regimemodell wird in der folgenden Darstellung das Zusammenspiel von Wirkungs- und Handlungsebenen bei der Formulierung und Implementierung anreizorientierter Instrumente in der EU dargestellt.

ABBILDUNG 24: WIRKUNGS- UND HANDLUNGSEBENEN IN EINER WIRTSCHAFTSREGION



Quelle: eigene Darstellung

Je nach Integrationsstufe der zwischenstaatlichen Zusammenarbeit wird im Politikfeld ein Regelungsdesign entwickelt werden, welches die Vorgaben der IMO ergänzt und konform mit den Vorgaben des internationalen See- und des Welthandelsrechts zu sein hat. Grundlage für die Diskussion im Politikfeld, d. h. zwischen Europäischer Kommission, Europäischem Parlament und dem Ministerrat, ist ein Richtlinienvorschlag der Kommission, welche das alleinige Initiativrecht hat. Über eine Novellierung der Richtlinie 2005/33 hinaus können auch neue Richtlinien vorgeschlagen werden, die die Ausgestaltung marktorientierter Instrumente regeln. Einbeziehbar wäre in das Regelungsdesign auch eine Novellierung der bestehenden Luftreinhaltepolitik für landseitige Emissionsquellen, etwa indem Emissionsminderungszertifikate zwischen Schiffen und Kraftwerken handelbar werden. Im Politikfeld wird auch das Regelungsdesign bestimmt, d. h. festgelegt, wer für die Umsetzung des Instruments zuständig ist. Je nach Regelungsdesign können als Implementierungsträger gemeinschaftliche, nationalstaatliche oder hafengebundene Institutionen aufgebaut bzw. bereits existierende genutzt werden. Ebenso ist eine Verteilung der Aufgaben auf die verschiedenen Ebenen oder auf nichtstaatliche Akteure möglich. Gerade für die technische Überwachung der Schiffe und ihrer Emissionen lassen sich neben der Seehafenkontrolle auch, wie in Schweden bereits praktiziert, Klassifizierungsgesellschaften oder private Institute einbeziehen. Hingegen ist der Aufbau eines Emissionshandelssystems oder eines Entgeltsystems in erster Linie eine staatliche Aufgabe, wenn sich auch der spätere Betrieb zum Teil in privatwirtschaftlicher Organisation abwickeln lässt. Die Organisation des Handelplatzes oder die Durchführung der notwendigen technischen Kontrollen kann auf privatwirtschaftliche Akteure oder etwa Klassifizierungsgesellschaften übertragen werden. Wie an den Beispielen des europäischen CO₂-Emissionshandelssystems mit den nationalen Emissionshandelsstellen oder der im Abschnitt 5.1.2 vorgestellten EU-Regelung über Nachlässe für Tanker mit segregierten Ballastwassertanks ersichtlich, sind solche Aufgabenteilungen in umweltpolitischen Regimen üblich. Das Zusammenspiel der drei Ebenen, etwa indem eine gemeinschaftliche Institution für die Kontrolle der Nachweissysteme zuständig ist und Häfen und nationale Schiffsverwaltungen ihre Gebührensysteme nach Umweltkriterien umgestalten, wird in den folgenden Abschnitten genauer untersucht.

6.3.2 Adressaten

Emissionsminderungen auf Seeschiffen lassen sich durch ein verändertes Nutzungsverhalten der Schiffe oder den Einsatz umweltfreundlicher Technologien erreichen. Um das in dem Abschnitt 3.1 dargestellte Umweltschutzpotenzial erschließen zu können, haben Anreize für die Reeder eine zentrale Bedeutung. Rund 36.000 Tonnen Schiffskraftstoffe werden jährlich innerhalb der europäischen Gewässer verbrannt und sind damit ein bedeutender Einflussfaktor auf die Luftqualität innerhalb der EU und ein Emittent von Treibhausgasemissionen (Davies et al. 2000: A7.14). Um die lokale Luftqualität und die globalen Umweltgüter zu schützen, sollen diese Schiffe zu weiteren Umweltschutzmaßnahmen, über die EU-Schwefelrichtlinie und MARPOL Annex VI hinaus, gebracht werden. Dazu muss es zu einer Internalisierung der externen Effekte kommen. Für die Allokation von Stickoxid- und Schwefeldioxidemissionen sowie anderen luft- und klimarelevanten Schadstoffen können sieben unterschiedliche Methoden genutzt werden, mit denen alle in europäischen Gewässern freigesetzten Emissionen auf die Europäischen Länder verteilt werden können (Stavrakaki et al. 2005: 8):

- Zuweisung nach dem Ort der Emissionen (A).
- Zuweisung nach dem Flaggenstaat des emittierenden Schiffs (B).
- Zuweisung nach dem Ort des Treibstoffeinkaufs eines emittierenden Schiffs (C).
- Zuweisung nach dem Ort des Treibstoffverbrauchs (D).
- Zuweisung nach dem Ladungsgewicht des emittierenden Schiffs (E).
- Zuweisung proportional nach einem politisch definierten Verteilungsschlüssel (F).
- Zuweisung zu dem Abfahrts- und Bestimmungshafen des emittierenden Schiffs (G).

Jede dieser Methoden ist mit spezifischen Vor- und Nachteilen ausgestattet. Die Zuweisung nach dem Ort der Emissionen ermöglicht eine sehr präzise Verteilung, erfordert aber umfangreiche Investitionen in Messtechnik. Die im Auftrag der Europäischen Kommission erstellte Studie sah in den Methoden C, D, E und G realistische Allokationsschlüssel, wobei C und D zudem noch vergleichsweise kostengünstig in der Umsetzung sind (Stavrakaki et al. 2005: 99). Diese Methoden bauen auf dem bereits bestehenden Nachweissystemen der *bunker delivery notes* auf. Einen Sonderfall stellen dabei die Niederlande dar, weil das Land eine relativ kleine Wirtschaftzone, aber mit Rotterdam einen sehr bedeutenden Hafen und den wichtigsten europäischen Handelsplatz für Schiffskraft-

stoffe hat. Um hier zu einem Ausgleich zwischen den Niederlanden und den anderen Ländern im Hinterland des Rotterdamer Hafens bei dieser Allokationsmethode zu kommen, ist ein politisch definierter Korrekturfaktor geeignet. Die Methode G, d. h. die Zuweisung zu dem Abfahrts- und Bestimmungshafen des emittierenden Schiffs, würde eine routenabhängige Allokation erleichtern. Unabhängig vom Bunkerort oder der Registrierung des Schiffes können so Anreize zur Emissionsreduktion an Bord eines Schiffes eingeführt werden.

Die alleinige Allokation von Emissionen zu einzelnen Ländern hat noch keinen Effekt für die Emittenten selbst, ist aber eine Voraussetzung für die verursacherorientierte Emissionsvermeidungsstrategie. Wie im vorherigen Abschnitt dargestellt, können in der EU europaweite Maßnahmen ergriffen, den Mitgliedsländern das Handeln überlassen oder Häfen zum gemeinsamen Handeln veranlasst werden. Die handelnde Ebene führt dann umweltpolitische Instrumente ein, die alle in EU-Gewässern operierenden Schiffe erfassen und Anreize zur Emissionsminderung schaffen. Hierzu notwendig ist eine Zuweisung der Emissionen anhand der oben im Abschnitt 6.1 ausgeführten Anreizebenen Umweltbelastung, Technologie, Infrastrukturnutzung und Schiffskraftstoffe auf einzelne Schiffe. Bei allen vier Ebenen lassen sich - wie in der folgenden Tabelle dargestellt - grundsätzliche Unterschiede zwischen bestimmten Schiffstypen feststellen:

TABELLE 11: SCHIFFSBETRIEB IN EUROPÄISCHEN GEWÄSSERN

	Anteil der Schiffe in EU-Gewässern	Anteil der Tonnage in EU-Gewässern	Anteil am Brennstoffverbrauch in EU-Gewässern	Anteil an der von Schiffsantrieben erzeugten Energie	Anteil an den gesamten EU Hafenanläufen
Tanker	11,7 %	35,7 %	14,8 %	14,0 %	8,8 %
Massengut	9,9 %	31,0 %	12,9 %	12,2 %	7,4 %
Container	4,1 %	10,5 %	13,0 %	12,6 %	3,1 %
Ro-Ro	2,5 %	5,1 %	26,6 %	27,9 %	6,9 %
Passagier	0,5 %	1,3 %	3,0 %	3,1 %	1,0 %
sonst. Cargo	19,4 %	12,5 %	19,7 %	20,1 %	14,6 %
kleinere Schiffe	51,9 %	3,9 %	10,0 %	10,2 %	58,1 %

Quelle: Davies, M.E. / Plant, G. / Cosslett, C. / Harrop, O. / Petts, J. W. (2000): Study on the economic, legal, environmental and practical implications of a European Union System to reduce ship emissions of SO₂ and NO_x, Final Report for the European Commission, August 2000, London, Seite A7.14 bis A7.17

Die offensichtlichen Unterschiede zwischen den großen Tankern und Containerschiffen auf der einen Seite und kleineren sowie Passagierschiffen auf der anderen, zeigen sich nicht nur bei der Verteilung der Tonnage zwischen den Schiffstypen, sondern auch bei Energieverbrauch und Hafenanläufen. Dabei fällt aber auch auf, dass sich gerade kleinere und Ro-Ro-Schiffe überproportional in europäischen Gewässern aufhalten. Je nach gewählter Anreizenebene werden die verschiedenen Schiffstypen in unterschiedlicher Art und Weise belastet. Ein umweltpolitisches Instrument, das die Emissionskosten etwa als Aufschlag auf die Hafenkosten erhebt, muss eine zusätzliche Differenzierung nach Schiffstyp oder Motorleistung vornehmen, um eine überproportionale Belastung kleiner Schiffe im ausschließlich regionalen Verkehr zu vermeiden.

Ist keine exakte Emissionsmessung einzelner Schiffe möglich, haben bei der Zuweisung von Emissions- oder Umweltschutzkosten auch die Reaktionsmöglichkeiten der Emittenten eine Bedeutung für die politische Durchsetzungsfähigkeit des Instruments. Im Gegensatz zu einem Hafen sind bei einer regionalen Einführung die Ausweichoptionen zwar

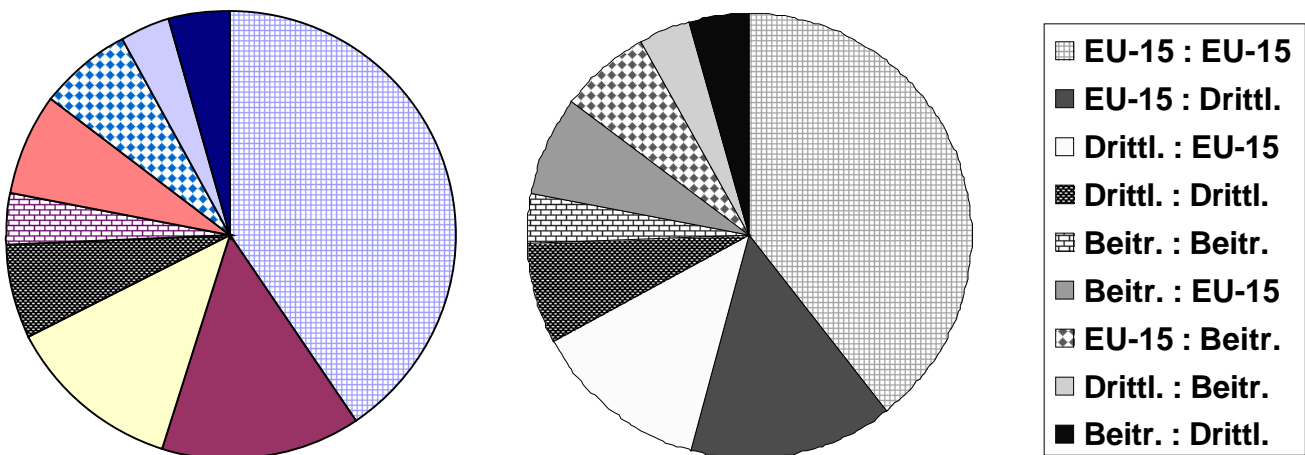
begrenzt, aber trotzdem noch vorhanden. Höhere Kosten für Brennstoffe oder Wegekosten könnten beispielsweise Schiffe, die von den USA aus Europa anlaufen, veranlassen, nicht mehr den Hafen Hamburgs am Ende der Deutschen Bucht anzulaufen, sondern bereits einen Hafen in Frankreich oder den Niederlanden, und für den Weitertransport ein anderes Verkehrsmittel zu nutzen. Die Abgrenzung der realistischen Reaktionsmöglichkeiten der Schifffahrt auf umweltpolitische Anreize von vorgetragenen Befürchtungen der politischen Entscheidungsträger ist dabei nicht immer zweifelsfrei möglich.

Über 80 Prozent aller in europäischen Gewässern operierenden Schiffe laufen auch Häfen in der EU an und rund 50 Prozent aller Emissionen werden von Schiffen verursacht, deren Ausgangs- und Bestimmungshafen zur Union gehört (Whall et al. 2000: 33). Nur ein geringer Teil der Schiffe passiert die Gewässer, ohne überhaupt einen Hafen anzulaufen. Typisches Beispiel dafür sind Tanker auf dem Weg zu den russischen Raffinerien in St. Petersburg oder Kaliningrad.

ABBILDUNG 25: EMISSIONEN IN EUROPÄISCHEN GEWÄSSERN

Stickoxidemissionen

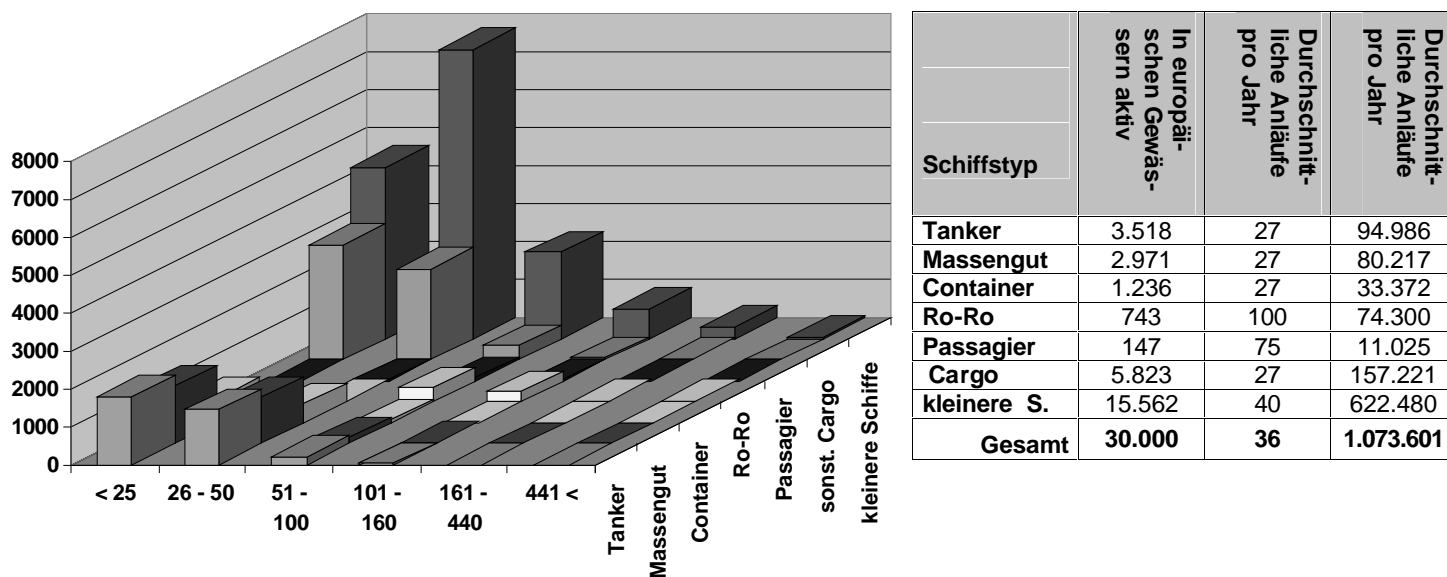
Schwefeldioxidemission



Quelle: Whall, Chris / Cooper, David / Archer, Karen / Twigger, Layla / Thurston, Neil / Ockwell, David / McIntyre, Alun / Alistair, Ritchie (2002): Quantification of Emissions from Ships associated with Ship Movements between Ports in the European Community, Studie von Entec UK Limited im Auftrag der Europäischen Kommission, Northwich, Seite 33

Im Kurzstreckenseeverkehr können alle Anläufe innerhalb der EU stattfinden, während einige Massengutfrachter nur sehr wenige Anläufe haben. Durchschnittlich läuft jedes in europäischen Gewässern operierende Schiffe 36 Mal pro Jahr einen Hafen an (Davis et al. 2000: A7.17 und A7.15). Besonders hoch ist die Zahl der Anläufe, wie in der folgenden Abbildung und der daneben stehenden Tabelle illustriert, neben den kleineren Schiffen auch bei Ro/Ro- und Passagierschiffen. Zur letzten Gruppe gehören vor allem Fährdienste, für die auch in der EU-Schwefelrichtlinie besondere Vorgaben enthalten sind. Die geringen durchschnittlichen Anläufe von Tankern, Bulkern oder Containerschiffen im Interkontinentalverkehr und die hohe Frequenz von kleinen Kurzstreckenschiffen lassen auf eine hohe Varianz bezüglich der Schiffsgrößen und Fahrgebiete innerhalb der unten abgebildeten Schiffgruppen schließen.

ABBILDUNG 26: ANLAUF VON EU-HÄFEN DURCH UNTERSCHIEDLICHE SCHIFFSTYPEN



Quelle: Davies, M.E. / Plant, G. / Cosslett, C. / Harrop, O. / Petts, J. W. (2000): Study on the economic, legal, environmental and practical implications of a European Union System to reduce ship emissions of SO₂ and NO_x, Final Report for the European Commission, August 2000, London, Seite A7.17 und A7.15

Da die konsequente Einbeziehung von Schiffen, die sich nur kurzzeitig in EU-Gewässern aufhalten, in Anreizsysteme nicht unbedingt möglich ist oder zumindest zu höheren Transaktionskosten führt, sollte sich der erste Schritt auf Schiffe mit häufigen Anläufen in Häfen der Europäischen Union konzentrieren. Viele Schiffe im Kurzstreckenseeverkehr oder Fähren operieren nahezu komplett in den EU-Gewässern, ihre Ausweichmöglichkeiten sind von daher begrenzt. Allerdings stehen ihre Dienstleistungsangebote im intermodalen Wettbewerb mit anderen Verkehrsträgern.

6.3.3 Handlungsziele und Bemessungsgrundlagen

Trotz des Inkrafttretens von MARPOL Annex VI und der EU-Schwefelrichtlinie wird bis 2020 in der EU ein weiterer Anstieg der SO₂- und NO_x-Belastungen durch Seeschiffe um 42 bzw. 67 Prozent gegenüber dem Jahr 2000 erwartet (KOM 2005: 31). Ohne zusätzliche umweltpolitische Maßnahmen werden Schiffe im Jahr 2020 mehr emittieren, als alle landseitigen Emittenten zusammen (Acid Rain 2005: 11). Allerdings stehen im Seeverkehr, wie im Abschnitt 3.1.4 dargestellt, umfangreiche Optionen zur Verfügung, die Emissionen von Luftschadstoffen und Treibhausgasen zu reduzieren. Verglichen mit weiteren umweltpolitischen Anforderungen an Emittenten an Land, sind die Reduktionskosten pro Tonne vermiedener Emission in der Regel kostengünstiger (Elvingson 2005: 17). Da nur 20 Prozent der in europäischen Gewässern operierenden Schiffe keinen Hafen in der EU anlaufen (Whall et al. 2000: 33), besteht ebenfalls die grundsätzliche Möglichkeit, den Hafenanlauf und die damit verbundene Inanspruchnahme der Umlade-, Reparatur- und Tankdienstleistungen als Ansatzpunkt für den Einsatz ökonomischer Instrumente zu nutzen. Zudem kann für das Passieren der Seewege innerhalb der EU-Gewässer eine differenzierte Streckennutzungsgebühr als Instrument entwickelt werden. Mit der jeweiligen Wahl des Handlungsziels und der Bemessungsgrundlage werden zentrale Rahmenbedingungen für die Auswahl von Instrumententypen und ihre Funktionsweise sowie den zusätzlichen Aufwand zur Bestimmung der Emissionen und Umweltschutzleistungen gesetzt.

Wie im Abschnitt 6.3.1 dargestellt, bezieht sich die umweltpolitische Motivation der EU auf drei miteinander verbundene Handlungsziele: Erstens, die Stabilisierung oder Reduzierung des Anteil der Schifffahrt an der Luftbelastung in der EU durch Stickoxide und

Schwefeldioxid. Hierfür wäre die Entwicklung von Minderungsvorgaben, die über die MARPOL-Vorgaben für NO_x und SO₂ hinausgehen, etwa um Anreize für die Umrüstung älterer Schiffsmotoren zu erreichen, ein geeignetes Mittel. Zweitens, die Vermeidung und Bekämpfung von Belastungsschwerpunkten in Häfen und küstennahen Gebieten. Hier könnte ein *benchmark* für Feinstaubemissionen eingeführt werden. Drittens, die Eingliederung des Schiffverkehrs in die europäische Klimapolitik, etwa durch ein CO₂-*benchmarking*. Im Gegensatz zu den Handlungsmöglichkeiten in einem einzelnen Hafen, die durch die rechtlichen Vorgaben der EU und des jeweiligen Landes definierten Rahmen begrenzt sind, besteht auf der regionalen Ebene auch die Möglichkeit, diese Grundlagen umzugestalten. Grundsätzlich bilden aber die international gültigen Vorgaben der MARPOL-Konvention einen Ausgangspunkt für eigenständige Handlungsziele der EU.

Aufgrund der Größe der EU wären als Bemessungsgrundlagen nicht nur die IMO-Bunkernachweise und Motorenzertifikate nutzbar. Es kann auch nach eigenen Maßstäben gesucht werden, die Umweltnutzung bzw. die Emissionsvermeidung zu bestimmen. Angelehnt an die EURO-Schadstoffklassen für Personen- und Nutzfahrzeuge in der EU könnte folgende Klassifizierung für Neubauten und im Einsatz befindliche Schiffe entwickelt werden:

<i>Substandard</i>	Abweichungen werden im Rahmen der Hafenstaatenkontrolle verfolgt.
<i>EURO - Klasse</i>	Emissionswerte entsprechen MARPOL Annex VI und regionalen Vorgaben.
<i>EURO Plus - Klasse</i>	Emissionswerte unterschreiten die MARPOL NO _x -Kurve und regionale Schwefelgrenzwerte um mehr als 20 Prozent.
<i>EURO Grün - Klasse</i>	Emissionswerte unterschreiten die MARPOL NO _x -Kurve und regionale Schwefelgrenzwerte um mehr als 60 Prozent.

Die *EURO Plus - Klasse* betrafe effizienzoptimierte Motoren und den teilweisen Einsatz schwefelarmer Brennstoffe, während die Emissionswerte der *Grün-Klasse* nur durch den Einsatz von zusätzlichen Technologien zur Optimierung des Verbrennungsprozesses, den dauerhaften Einsatz schwefelarmer Brennstoffe oder Abgasreinigungsanlagen erreichbar sind. Neben den Emissionen der Hauptmotoren haben für die Luftreinhaltepolitik auch die Hilfsaggregate eine hohe Bedeutung. Sie tragen zur Luftverschmutzung in den Hafenstädten bei. Ebenso wie es einem Hafen nicht möglich ist, nationale oder internationale Grenzwerte zu variieren, stellen die Grenzwerte des MARPOL Annex VI für um-

weltpolitisches Handeln in der EU und anderen Regionen eine Untergrenze dar, die nicht unterschritten werden darf.

6.3.4 Anreize durch Preissteuerung

6.3.4.1 Umgestaltung bestehender Entgeltsysteme

Ansatzebene für die Umgestaltung bestehender Entgeltsysteme in der EU wären die Hafengebühren und -nutzungskosten, die Besteuerung von Treibstoffverkäufen und die Tonnagesteuer der nationalen Schiffsregister. Da die Entgelthöhen jeweils ein zentrales Wettbewerbsinstrument innerhalb der EU und im Verhältnis zu Konkurrenten außerhalb der Region sind, kann - und m. E. soll - die Umgestaltung der bestehenden Tarifstruktur die gegenwärtige Konkurrenzsituation verändern.

Gegenwärtig existieren innerhalb der EU erste, im Kapitel 5 vorgestellte, an die Hafennutzung angebundene ökonomische Anreizinstrumente nebeneinander. Um Vorteile in Anspruch nehmen zu können, müssen bezugsberechtigte umweltfreundliche Schiffe in verschiedenen Häfen unterschiedliche Nachweise für eine Umweltschutzinvestition an Bord vorlegen, beispielsweise in schwedischen und *Green-Award*-Häfen. Die unterschiedliche Schwerpunktsetzung in Häfen trägt zu der Unübersichtlichkeit bei: Während in den genannten Häfen Luftqualität ein bedeutendes Thema ist, könnte eine andere Hafenverwaltung Anreize für höhere Sicherheitsstandards oder Abfallentsorgung schaffen. Mit einer Harmonisierung der Anreizsysteme zwischen den Häfen lassen sich aufeinander abgestimmte Anreize einführen, wodurch die Schiffe bei Anläufen in der EU Vorteile kumulieren und sich Umweltschutzmaßnahmen an Bord so schneller rentieren. Umgekehrt könnte eine Harmonisierung einen Beitrag dazu leisten, die Kosten der Anreizsysteme für die einzelnen teilnehmenden Häfen zu vermindern. Eine solche Harmonisierung ist über freiwillige Abstimmungen der Häfen oder eine EU-Regulierung erreichbar; wie weit dies politisch durchsetzbar ist, ist jedoch fraglich.

Da Gebühren ein zentrales Wettbewerbsinstrument der Häfen sind, ist die Umgestaltung der Tarifstruktur in einem einzelnen Hafen, wie oben am Beispiel Hamburgs vorgestellt, auf europäischer Ebene nur bedingt umsetzbar - ohne in die gegenwärtige Hafenkonzurrenz einzugreifen. Zu hohe Kosten für emissionsintensive Schiffe in einem Hafen, etwa durch unterschiedliche Bemessungsgrundlagen und Gebührenhöhen, würden Vermeidungsstrategien auslösen, etwa Schiffe zu einem Ausweichen veranlassen, zu hohe Vorteile würde umweltfreundliche Schiffe von anderen Häfen anlocken, damit vorwiegend Mitnahmeeffekte ohne Qualitätsverbesserung haben und ggf. zu einem unerwünschten Rabattwettbewerb führen. Die Umgestaltung bestehender Entgeltsysteme in der EU zielt darauf, Häfen freiwillig oder durch eine verordnete Harmonisierung zu einer Differenzierung ihrer Gebührensysteme zu motivieren. Emissionsarme Schiffe sollen so in verschiedenen Gemeinschaftshäfen mit einem Nachweissystem Zugang zu ökonomischen Vorteilen bekommen.

Die Differenzierung von Hafengebühren in der EU wurde in einem Gutachten der Europäischen Kommission als möglicher nächster Schritt zur Begrenzung von Luftemissionen durch Seeschiffe vorgeschlagen (Harrison et al. 2005: 45). Dabei soll den einzelnen Häfen die Teilnahme an dem System freigestellt werden. Eine solche freiwillige Kooperation wird bereits vom Büro des *Green Awards*, wenn auch mit relativ begrenztem Erfolg, angestrebt, wie im Abschnitt 5.2.2 dargestellt wurde. Ein ähnliches Ziel verfolgt das *Memorandum of Understanding für eine nachhaltige Entwicklung von Hafen- und Schifffahrtsunternehmen in der Ostsee*⁴⁸, welches die wettbewerbsneutrale Zusammenarbeit zwischen den Häfen der Ostseeregion fördern will (GAUSS 2004). Im Gegensatz zu diesen Ansätzen könnte die Europäische Kommission klarere Rahmenbedingungen für die Teilnahme von Häfen, die zulässigen Nachweise und deren Überprüfung setzen. Von der EU definierte Eckpunkte für freiwillig eingeführte Entgeltendifferenzierungen in Häfen können Folgende sein:

- Die Einführung des Instruments in einem Hafen muss die Lösung eines lokalen Umweltproblems anstreben, d.h. Ziel sind Emissionsminderungen von PM, SO₂ und NO_x.

⁴⁸ Das MoU ist ein Ergebnis des deutschen Forschungsprojekts und des auf den Ergebnissen aufbauenden INTERREG-Projekt *New Hansa*. Es definiert für die Schnittstelle Hafen-Schiff einen umfassenden Satz verpflichtender und freiwilliger Vorgaben, zu deren Einhaltung sich die Unterzeichner freiwillig, aber verbindlich bereit erklären. Im Bereich Luftemissionen gehen die Mindestanforderungen nicht über den MARPOL Annex VI bzw. die entsprechende EU Richtlinie hinaus, allerdings können sich die Betreiber der Schiffe freiwillig verpflichten, die vorgegebenen Grenzwerte früher umzusetzen bzw. zu unterschreiten. Weitere Informationen über das Projekt unter www.new-hansa.org.

- Gebührenermäßigungen oder -erhöhungen dürfen nicht eingesetzt werden, um Schiffe aus konkurrierenden Hafenstandorten abzuwerben oder um Schiffe gezielt auf andere Häfen umzulenken.
- Der Umfang der angebotenen Nachlässe darf nur den Einnahmen aus erhobenen Abgaben entsprechen. Angebotene Subventionen für Schiffe müssen transparent und zeitlich befristet sein.
- Die Umweltintensität von Schiffen wird anhand allgemein anerkannter Bemessungsgrundlagen im Rahmen einer unabhängigen Zertifizierung festgestellt.

Als ein Vorbild kann die Richtlinie 2978/94/EC angesehen werden: die Häfen aller Mitgliedsstaaten mussten ihre Gebührensysteme so umgestalten, dass die Kapazitätsnachteile von Tankern mit Doppelhülle oder getrennten Ballasttanks durch Rabatte auf Hafengebühren ausgeglichen wurden. Wie im Kapitel 5.1.2 dargestellt, führten einige Häfen Nachlässe von 25 Prozent ein, andere Häfen berechneten ihre Gebühren auf der Basis der vorhandenen Kapazität der Schiffe, wodurch keine weiteren Nachlässe nötig wurden. So wird ein Rahmen vorgegeben, um Anreize zur Reduzierung von Luftemissionen einzuführen. Um Schiffen bei jedem Anlauf eines EU-Hafens Vorteile einzuräumen und so die Kumulation ökonomischer Anreize zu fördern, kann jedem Hafen die Einführung eines Mindestnachlasses auf die Hafengebühren verpflichtend vorgeschrieben werden, vergleichbar der Regelung in der Richtlinie 2978/94/EC.

Die Differenzierung der Hafengebühren ist eine zentrale, aber nicht die einzige Möglichkeit, bestehende Entgeltsysteme nach Umweltkriterien zu modifizieren. Eine weitere Möglichkeit, bestehende Entgeltsysteme nach Umweltkriterien zu modifizieren, sind differenzierte Steuern auf den Verkauf von Schiffskraftstoffen in den Häfen und Gewässern der EU. Ziel wäre dabei in erster Linie, die Kosten für den Einsatz billiger Bunkeröle gegenüber höherwertigeren und schwefelärmeren Qualitäten zu verteuern. Eine Verkaufsabgabe auf alle Bunkeröle hat allerdings nur eine geringe Wirkung auf die Luftqualität in der EU, da ein Großteil auf offener See oder außerhalb des Territoriums verbraucht wird. Gerade Schiffe im transkontinentalen Einsatz könnten ihre Tanks in anderen Ländern oder durch Tankschiffe auf internationalen Gewässern füllen. Der Einsatz einer Verkaufsabgabe könnte eher für Fähren und den innereuropäischen Kurzstreckenseeverkehr möglich sein (Harrison et al. 2004: 32). Bunkeröle für den internationalen Verkehr sind zudem in vielen Ländern von Umsatz- und Mineralölsteuern befreit. Abgabensysteme müssten von daher als neue Instrumente eingeführt werden.

Es ist aber auch vorstellbar, das Entgelt mit der von den Mitgliedsstaaten der EU erhobenen Tonnagesteuer zu verbinden, vergleichbar dem Norwegischen System. Die Tonnagesteuer als Abgabe für die Registrierung von Schiffen im nationalen Schifffahrtsregister ist allerdings grundsätzlich eine nationale Steuer und ein Wettbewerbsinstrument, um Schiffe für ein Register zu interessieren (Zachcial et al. 2000: 43). Ebenso wie bei den Hafengebühren ist daher für eine umweltorientierte Differenzierung der Tonnagesteuer nur die Entwicklung eines Rahmens für eine umweltorientierte Differenzierung der Tonnagesteuer möglich. In der EU dürfte die Einführung eines an die Tonnagesteuer angelehnten Entgelts spätestens im Rat der Europäischen Union auf den Widerstand derjenigen Mitgliedsländer stoßen, unter deren Flagge viele ältere Schiffe registriert sind. Europäische Fiskalpolitik bedarf der Einstimmigkeit der Mitgliedsstaaten. Ein weiteres Hindernis ist der aus dem Entgelt entstehende Anreiz, noch mehr Schiffe aus EU-Staaten in Drittländer auszuflaggen. Geringere Steuersätze und laxere Kontrollen stellen bereits gegenwärtig einen solchen Anreiz dar. Dieser Trend könnte allerdings aufgehalten werden, wenn es für Schiffe unter Nicht-EU-Flaggen statt des Zuschlags auf die Tonnagesteuer eine Vignette gibt, die ein Mal pro Jahr erworben werden muss. Vergleichbar mit einer undifferenzierten Autobahnvignette könnte beim ersten Einlaufen in einen EU-Hafen das Entgelt erhoben werden.

6.3.4.2 Einführung neuer Instrumente

Eine Alternative und Ergänzung zur Umgestaltung bestehender Entgeltsysteme ist die Einführung neuer Instrumente, die Emissionen in den Häfen und EU-Gewässern verteuern sowie die Kosten für Umweltschutzmaßnahmen senken. Neue Ansatzebenen können die Umweltbelastung und die Streckennutzung sein. Im Folgenden werden zwei Anwendungsfälle betrachtet: Entfernungabhängige Umweltabgaben für Schiffe und die Subventionierung umweltfreundlicher Verhaltensweisen.

Mit dem in Abschnitt 5.2.1 vorgestellten System differenzierter Fahrwegsgebühren hat Schweden bereits im eigenen Hoheitsgebiet ein anreizorientiertes Instrument eingeführt, es kam allerdings - aus welchen Gründen auch immer - zu keiner umfassenden Zusammenarbeit mit anderen Ländern. Eine entfernungsabhängige Umweltabgabe wäre eine Verbindung zwischen dem schwedischen Instrument und dem von der Europäischen

Kommission vorgegebenen Ziel der Internalisierung der externen Kosten des Verkehrs in die Infrastrukturkosten. Bereits 1995 veröffentlichte die Europäische Kommission in dem Grünbuch *“Fair and efficient pricing in transport”* das Ziel einer Internalisierung der Infrastruktur- und Umweltkosten des Verkehrs durch die Verursacher (KOM 1995). Doch weder die Vorstellungen des Grünbuchs noch des darauf aufbauenden Weißbuchs von 2001 *“European Transport Policy for 2010”* (KOM 2001) wurden bisher für die verschiedenen Verkehrsträger umgesetzt. Statt einer umfassenden Rahmenrichtlinie wurde die Eurovignette-Richtlinie für den Schwerlastverkehr auf Autobahnen präsentiert. Für den Seeverkehr wurde bislang seitens der Europäischen Kommission kein Vorschlag zur Erhebung von Nutzungsgebühren im Seeverkehr veröffentlicht.

Im Auftrag der beiden Umweltverbände *European Federation for Transport and Environment* und der schwedischen NGO *Naturskyddsöreningen i Stockholms Län* wurde eine Studie über die Machbarkeit und Ausgestaltung einer entfernungsabhängigen Emissionsabgabe erstellt (Kågeson 2005). Die Studie baut auch auf den von der Kommission in Auftrag gegebenen Studien über den Einsatz marktorientierter Instrumente zur Reduzierung atmosphärischer Emissionen des Seeverkehrs (Harrison et al. 2004) auf und entwickelt einen alternativen Vorschlag zur Reduzierung von NO_x-Emissionen.⁴⁹ Im Gegensatz zu SO₂ wurden bei NO_x bisher von der EU keine eigenen über MARPOL Annex VI hinausgehenden Maßnahmen vorgestellt (Kågeson 2005: 17).

Handlungsziel der entfernungsabhängigen Emissionsabgabe ist die Einführung eines neuen Anreizes, durch den ein in der Region operierendes Schiff mit höheren Kosten zu rechnen hat, die aber wiederum durch den Einsatz von zusätzlichen Maßnahmen zur Reduzierung der Stickoxidemissionen vermieden werden können. In der Summe würden sich Einnahmen und Ausgaben der Schiffe für die Gebühr ausgleichen (Kågeson 2005: 9). Auch wenn in der Summe die Gebühr ein Nullsummenspiel wäre, stellt die Gebührenhöhe für Schiffe den Anreiz zur Investition in Emissionsminderungen dar. Es käme zu einer Umverteilung von Kosten zwischen den Schiffen. Grundlage für die Höhe der Gebühr oder des Zuschusses bildet eine Bewertung der Schiffsmaschine und die Abweichung der Maschine von einer allgemeinen *baseline*, die in Kilogramm pro Kilowattstunde ausgedrückt wird. Die Gebühr soll von den Häfen erhoben werden, aber separat von den Hafengebühren. Die Höhe richtet sich entweder nach der ab dem letzten Hafen zurück

⁴⁹ Entsprechend der Spezifikation der Auftraggeber begrenzt sich die Studie auf eine Betrachtung der Ostseeregion zur Einführung umweltpolitischer Instrumente. Einer Übertragbarkeit des Konzepts auf die EU ist aber angedacht und wird in einem 2005 begonnenen Forschungsprojekts des Umweltbundesamts untersucht.

gelegten Strecke oder der Distanz ab der Einfahrt in die EU-Gewässer. Zusätzlich zur Gebührenerhebung in den Häfen ist für das System eine zentrale Institution erforderlich, an die die Informationen weitergeleitet und die auch einen Ausgleich zwischen Häfen mit Überschüssen und Defiziten sicherstellt. Aufgabe wäre auch die Festlegung und Fortschreibung der *baseline* sowie die Kontrolle, ob die Angaben der Schiffe wahrheitsgemäß sind. Zur Bestimmung der Entgelthöhe könnten anstatt von Nachweiszertifikaten auch automatische Identifizierungssysteme zur Bestimmung der Schiffspositionen und –strecken in Verbindung mit kontinuierlichen Messmethoden der Abgase auf den Schiffen genutzt werden. Durch die Kombination dieser beiden Systeme wäre eine genaue Bestimmung der Emissionen eines Schiffes möglich.

Eine stark vereinfachte Version einer Emissionsabgabe ist die Einführung einer Schiffs vignette. Dabei wäre die Anbindung an den Umfang der Emissionen aufgehoben und stattdessen eine einmalige Zahlung für einen begrenzten Zeitraum eingeführt. Ähnlich wie bei der oben vorgestellten zeitbezogenen Umweltabgabe in einem Hafen müssen Schiffe für eine bestimmte Zeiteinheit einmalig beim ersten Einlaufen in einen EU-Hafen eine Abgabe zahlen. Unabhängig ob ein oder hundert Hafenanläufe in der EU, innerhalb des festgelegten Zeitraums wird die Abgabe nur ein Mal entrichtet. Die Einnahmen müssten getrennt von den Hafengebühren eingenommen und an einen zentralen Fonds weitergeleitet werden, um einen Ausgleich zwischen den Häfen zu erreichen.

Mit einer Bündelung der aus eingeführten Entgelten entstehenden Einnahmen in Förderprogrammen und ggf. der Ergänzung durch Subventionen können darüber hinaus zusätzliche Anreize für umweltfreundliche Schiffe eingeführt werden. Solche positiven Anreize wurden auch als ein möglicher nächster Schritt zur Begrenzung von Luftemissionen durch Seeschiffe in einem Gutachten der Europäischen Kommission vorgeschlagen (Harrison et al. 2005: 66). Umweltsubventionen lassen sich als Investitionsbeihilfen, Betriebskostenzuschüsse oder Benutzervorteile einführen. Nach dem Vorbild des *Green-Shipping-Pilotprojekts* schaffen Gebührenerlässe in verschiedenen Häfen Benutzervorteile. Schwierig wäre es aufgrund der unterschiedlichen Fahrgebiete der Schiffe, eine optimale Zuschusshöhe zu erreichen. Häufige Hafennutzer könnten Vorteile kumulieren, die ihre Kosten deutlich überschreiten, während es sich für andere Schiffe um eine wirkungslose Anerkennungsprämie handelt. Mit Betriebskostenzuschüssen und Investitionsbeihilfen werden dahingegen die zusätzlichen Umweltschutzkosten eines Schiffes in das Förderprogramm einbezogen. Es kommt zu einer Bündelung der Fördermittel, indem

ein Teilnehmerkreis definiert wird. Etwa durch Ausschreibungswettbewerbe, bei denen sich Reeder für ihre Schiffe mit Projektanträgen um Subventionen bewerben. Zur Förderung der Landstromversorgung von Schiffen kann auch - wie bereits mehrfach dargestellt - die Abgabe von Energie subventioniert werden. Schiffe würden so über eingesparte Treibstoffkosten die Umrüstung refinanzieren. Gegenwärtig gibt es von der Kommission verschiedene Förderprogramme, die neue Technologien, Umweltschutz oder Energieeffizienz fördern. Solche Instrumente zur Demonstration und Marktdurchdringung könnten auch auf die Schifffahrt übertragen werden. Mit den Förderprogrammen *Marco Polo* und *Motorways of Sea* (Meeresautobahnen) gibt es zwei verkehrspolitische Ansätze, die mit umweltbezogenen Aspekten erweitert oder deren Mittelvergabe mit Umweltauflagen für die Förderungsempfänger verbunden werden können.

6.3.5 Anreize durch Mengensteuerung

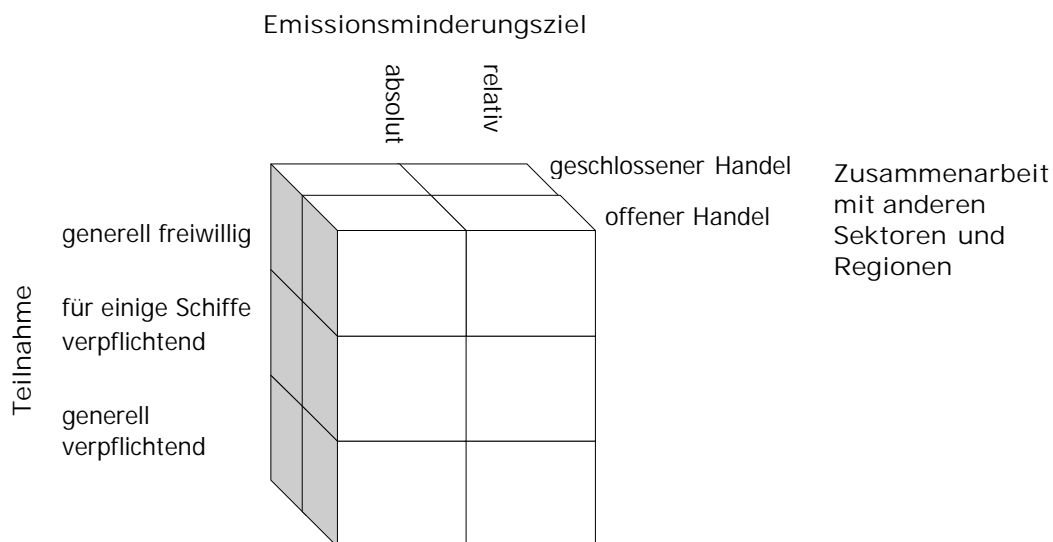
6.3.5.1 Einführung eines Emissionshandels zwischen Seeschiffen

Bei einem Emissionshandel zwischen Seeschiffen würde ein umweltpolitisches Ziel umgesetzt werden, indem Reeder in Umweltschutzmaßnahmen an Bord ihrer Schiffe investieren oder stattdessen in Emissionsminderungen auf anderen Schiffen, deren Emissionsrechte sie erwerben. Wie bereits im Abschnitt 4.3 dargestellt, zielen mengenorientierte Instrumente auf eine Verknappung der Verfügbarkeit der Umweltnutzung, im Gegensatz zu preisstuernden Instrumenten, die durch eine Kombination von Entgelten und Subventionszahlungen wirken. Ein geschlossener Emissionshandel kann durch *cap and trade* und *benchmark trading* eingeführt werden.

In der folgenden Abbildung werden die verschiedenen Ausgestaltungsoptionen regionaler Emissionshandelssysteme grafisch zusammengefasst. Gestaltungsebenen sind die Emissionsminderungsziele, die Verpflichtung zur Teilnahme und die Zusammenarbeit mit anderen Sektoren. Absolute Emissionsminderungsziele führen zu einer Kontingentierung der Umweltnutzung. Ein *cap and trade*-System kann entweder nur für Schiffe oder auch für alle anderen emittierenden Sektoren eingeführt werden. Offene Handelssysteme wie etwa Kraftwerksbetreiber an Land erfordern jedoch eine Modifizierung der Luftreinhalte-

politik. Vorstellbar sind auch Kontingente für einen bestimmten Schiffsverkehr wie etwa Fahren. Die Umweltschutzwirkung relativer Emissionsminderungsziele und ihre Umsetzung in *baseline and credit*- oder *benchmark*-Systeme ist dagegen vorab nicht vergleichbar.

ABBILDUNG 27: REGIONALE HANDELSYSTEME FÜR UMWELTSCHUTZZERTIFIKATE



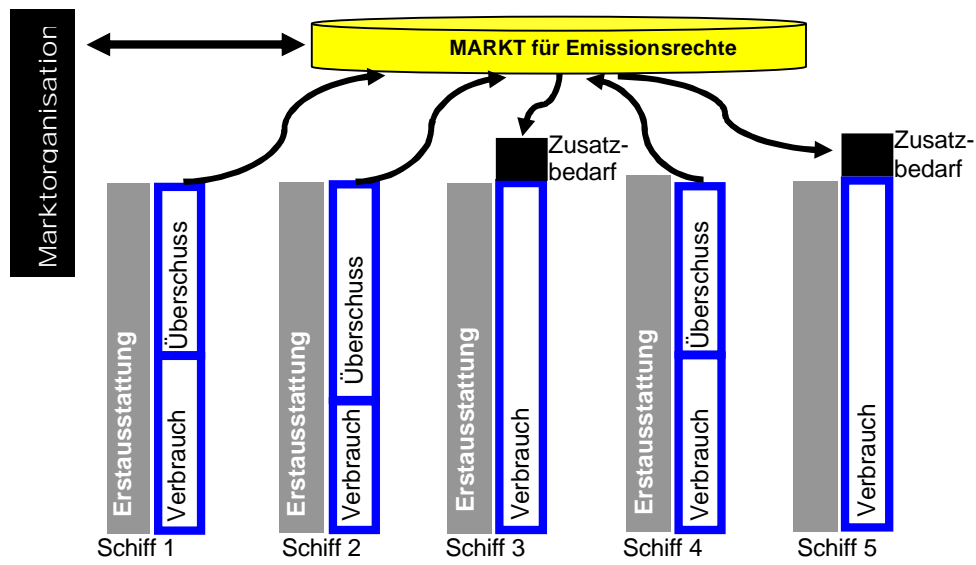
Quelle: eigene Darstellung

Diese Möglichkeiten der Regimegestaltung in einer Wirtschaftsregion werden zusammengefasst in drei Ausgestaltungsoptionen eingehender untersucht: die Kontingentierungen der Luftemissionen in der Region, ein freiwilliger Emissionshandel für Schiffe und ein verpflichtender Emissionshandel für alle Schiffe oder bestimmte Schiffstypen.

Mittels eines *cap and trade*-Emissionshandels wird ein politisch definiertes Umweltqualitätsziel durch die mengenmäßige Begrenzung der in einer Periode in einem definierten Umweltraum legitimen zulässigen Immissionen sicher erreicht. Für ein Gebiet wie etwa die Ostsee wird eine maximal zulässige Emissionsmenge an NO_x und/oder SO₂ definiert. Die Menge wird aufgeteilt und als Emissionsrechte an die Schiffe verteilt, entweder aufbauend auf den bisherigen Emissionen in der Region oder über eine Auktion. Um einen optimalen Anreiz auf die Vermeidung der unterschiedlichen Schadenswirkungen der Schiffe auszuüben, müsste es eine geographische Differenzierung geben, etwa in der Nordsee, der Ostsee, dem Mittelmeer und dem Atlantik. Innerhalb dieser Gewässer

könnten wiederum drei Zonen gebildet werden: EU-Randgebiete, Hafen- und Küstengebiete. Um die zeitlich und saisonal unterschiedlichen Wirkungszusammenhänge berücksichtigen zu können, müsste auch eine temporale Staffelung geprüft werden.

ABBILDUNG 28: CAP AND TRADE EMISSIONSHANDEL FÜR SCHIFFE



Quelle: eigene Darstellung

Schiffe benötigen für den Betrieb in der Region eine Erstaussstattung an Emissionsrechten. Diese kann von der Marktorganisationsbehörde entweder an Schiffe kostenlos verteilt werden, die auch im Vorjahr in der Ostseeregion aktiv waren, oder alternativ kann auch eine jährliche Auktionierung der Rechte stattfinden. Da es nur wenigen Schiffen gelingt, den Emissionsumfang für eine Periode a priori genau zu bestimmen, entsteht ein Angebot und eine Nachfrage nach Emissionsrechten. Die Schiffe treten so als Akteure auf dem Markt auf. Zusätzlich kann die Marktorganisation auch ein *banking* zulassen. Dies erlaubt Schiffen zunächst, Emissionen anzusparen und zu einem späteren Zeitpunkt selbst zu nutzen, um z. B. dann in der nächsten Periode weniger Emissionsrechte erwerben zu müssen.

Ein Emissionshandelssystem sollte alle Schiffe ab einer bestimmten Größe einbeziehen, möglich wäre zudem eine freiwillige Teilnahme von kleineren Schiffen im Rahmen eines *baseline and credit* – Systems (Harrison et al. 2004: 31). Bei *baseline and credit* - Emissionshandelssystemen entstehen Zertifikate für Emissionsreduktionen, die über eine

Baseline hinausgehen. Sie werden als eigenständige Instrumente eines Emissionshandels zwischen Schiffen und anderen Sektoren ausführlich im folgenden Abschnitt erläutert. Existierende Systeme dieser Art sind eine freiwillige Ergänzung zu *cap and trade*-Systemen oder zu ordnungspolitischen Vorgaben.

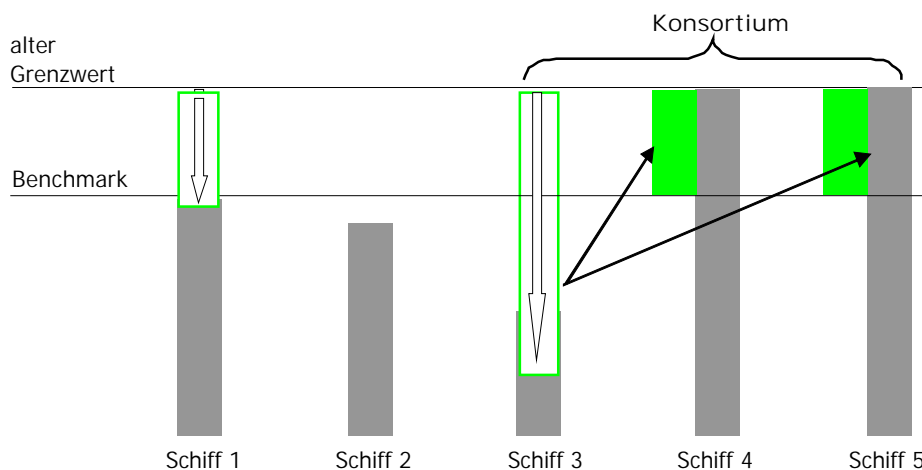
Bei *benchmarking*-Emissionshandelssystemen werden Emissionsfaktoren für die Schiffe definiert. In Verbindung mit den durchschnittlichen jährlichen Fahrleistungen werden daraus jährliche Emissionsbudgets festgelegt. Zusammengefasst lässt sich aus der Addition der einzelnen Budgets die Gesamtemissionsmenge bestimmen. Umweltpolitische Emissionsminderungsziele können so direkt an die Budgets der einzelnen Schiffe weitergegeben werden, beispielsweise eine Einsparung von 20 Prozent SO₂ bis zum Jahr 2010. Werden über einen solchen durchschnittlichen Emissionswert hinaus Emissionsminderungen realisiert, können diese als Zertifikate verkauft werden. Bei höheren Emissionen müssen Zertifikate eingekauft werden. Angewandt auf den Schiffsverkehr in europäischen Gewässern könnte der Schwefelgehalt im eingesetzten Bunkeröl oder die Abweichung von der IMO NO_x-Kurve als Basiswert und Indikator genutzt werden. Neben einem universalen *benchmark* für alle Schiffe können diese auch für bestimmte Schiffstypen oder Schiffsgrößen definiert werden. Beim *benchmarking* kann neben einem schiffsbezogenen System auch die Bildung von Handelskonsortien zugelassen werden. Dabei einigen sich Schiffe innerhalb der Konsortien auf eine gemeinsame Umsetzung und interne Ausgleichsmechanismen (SEAA_T 2004). Im Mittelpunkt des SEAA_T-Vorschlags steht der Einsatz von Anlagen zu Rauchgasentschwefelung auf Schiffen. Dadurch würden die SO₂-Emissionen einiger Schiffe stark reduziert (Schiff 2). Viele Schiffe könnten so weiterhin Schweröl einsetzen (Schiff 3 und Schiff 5), andere müssten entweder mehr Rechte einkaufen (Schiff 1), die Fahrgeschwindigkeit herabsetzen oder auf schwefelarme Schiffs-kraftstoffe ausweichen (Schiff 4).

Die Umsetzung des Vorschlags erfordert eine Modifikation von MARPOL Annex VI und des internationalen Seerechts. Ein rechtskonformes Handelssystem müsste ansonsten die existierenden Schwefel- und Stickoxidgrenzwerte unterschreiten und sich auf nicht regulierte Schadstoffe beziehen. Um das Gebot der Freien Fahrt im Seerechtsübereinkommen zu garantieren, müsste eine Zusammenarbeit mit den Hafenstaaten in der Ostseeregion initiiert werden, um eine Sanktionierungsmethode für Schiffe ohne Emissionsrechte zu finden.

Die Funktionsweise eines Handelskonsortiums ist in der folgenden Abbildung schematisch dargestellt. Wird ein bestehender Grenzwert durch einen *benchmark* ersetzt, wirkt er für alle Schiffe außerhalb eines Handelskonsortiums wie ein neuer Grenzwert. Schiff 1 muss dadurch weitere Umweltschutzmaßnahmen ergreifen, während Schiff 2 bereits unter dem neuen Grenzwert liegt. Die Schiffe 3, 4 und 5 haben sich aber zu einem Konsortium zusammengeschlossen: Anstatt wie Schiff 1 individuell den Umweltschutz zu verbessern, investieren sie gemeinsam in Schiff 3. Die so erreichten Emissionsminderungen über die *benchmarks* hinaus können von Schiff 4 und Schiff 5 genutzt werden. In der Gesamtsumme der Emissionen entspricht das Konsortium den Anforderungen, die an die Schiffe gestellt werden. Anstelle von verschiedenen kleineren Maßnahmen wird nur eine einzige größere durchgeführt. Durch die Bündelung der insgesamt notwendigen Emissionseinsparungen auf einem Schiff wird es i. d. R. möglich, durch größere Umweltschutzvorrichtungen Skalenvorteile zu erreichen. So entsteht bei den insgesamt zu realisierenden Emissionsminderungen auch ein Kostenvorteil. Die Aufteilung der Kosten und Vorteile wird ausschließlich zwischen den am Konsortium beteiligten Schiffen geregelt.

Mit der Einführung von Handelskonsortien für Luftschadstoffe wird es mehreren Schiffen möglich, gemeinsam umweltpolitische Zielvorgaben zu erfüllen. Anstelle von geringen Emissionsminderungen auf jedem Schiff kommt es in den Konsortien zu einer Bündelung der Aktivitäten auf wenige Schiffe. Innerhalb der Konsortien kommt es zu einer Aufteilung der Kosten und Emissionsminderungen, etwa im Rahmen von geschlossenen Umweltzertifikatsmärkten.

ABBILDUNG 29: FUNKTIONSWEISE EINES HANDELSKONSORTIUMS



Quelle: eigene Darstellung

Das durch die EU- Richtlinie 2005/33 eingeführte Verbot einer Verwendung besonders schwefelhaltiger Bunkeröle führt für die Reeder zu höheren Betriebskosten und für die Mineralölindustrie zu einem Wegfall eines Marktes für die Restprodukte des Raffinierens.

Das SEAaT-Konzept der Handelskonsortien wurde 2002 vorgestellt.⁵⁰ Eine solche Flexibilisierung der Grenzwerte ist vor allem für die Mineralölindustrie von Interesse, um weiterhin einen Markt für ihre Raffinerierückstände zu haben. Für Reeder könnte so eine Möglichkeit entstehen, bei nur teilweise in Nord- und Ostsee operierenden Schiffen einen Wechsel zwischen verschiedenen Brennstoffen zu vermeiden. Stattdessen würden sie sich an einem Konsortium beteiligen. Die Ausnutzung dieser Vorteile kann als Ziel der SEAaT-Initiative angesehen werden (Ågren 2002a: 8).

Im Mittelpunkt des SEAaT-Vorschlags steht die Technologie der Rauchgasentschwefelung, die nach dem erfolgreichen Einsatz in landseitigen Kraftwerken auch in der Schifffahrt eingeführt werden soll. Anstatt Schwefeldioxidemissionen durch den Einsatz schwefelarmer Brennstoffe zu reduzieren, kommt es zu einem „Auswaschen“ der Schadstoffe aus den Abgasen. Der Einsatz einer solchen Abgasreinigung würde Emissions-

⁵⁰ SEAaT ist ursprünglich von *BP Marine* entwickelt worden. Mittlerweile beteiligen sich eine Reihe großer Mineralölunternehmen und Reedereien daran: *BP Shipping*, *P&O*, *Shell Marine Products* und *CEPSA*. Im Steuerungskomitee sind die *International Bunker Industry Association*, *Concordia Maritime*, die *European Community Shipowners' Association*, die *International Chamber of Shipping* und *Intertanko* vertreten (SEAaT 2004). Zentrales Anliegen des Bündnisses ist die Flexibilisierung der Schwefelgrenzwerte in MARPOL Annex VI und der EU-Schwefelrichtlinie, um so eine Gleichstellung von Abgasreinigungen mit dem Einsatz schwefelarmer Brennstoffe zu erreichen. Darüber hinaus schlägt SEAaT die langfristige Einrichtung von Emissionskontingenten für die gesamte Schifffahrt vor (SEAaT 2004). Erster Schritt dabei soll die Anerkennung freiwilliger Handelskonsortien sein.

minderungen erreichen, die die IMO- und EU-Grenzwerte deutlich unterschreiten, zudem würden aber auch die Betriebskosten der Anlagen die Kosten für schwefelarme Treibstoffe übersteigen.⁵¹ Dies gilt zentral für die strikteren Grenzwerte in den SO₂-Emissionsüberwachungsgebieten in Nord- und Ostsee. Bei der Zulassung von freiwilligen Handelskonsortien würden Schiffe, statt individuell die Brennstoffgrenzwerte umzusetzen, gemeinsam in eine Entschwefelungsanlage auf einem Schiff investieren. Im Durchschnitt würde dann alle an dem Konsortium beteiligten Schiffe den Anforderungen gerecht: Ein Schiff würde deutlich unter dem Grenzwert bleiben, die anderen darüber liegen.

⁵¹ siehe dazu ausführlicher Abschnitt 3.1.4

6.3.5.2 Einführung eines Emissionshandel zwischen Seeschiffen und landseitigen Akteuren

Ähnlich wie bei dem soeben vorgestellten Vorschlag freiwilliger Handelskonsortien lassen sich auch mit einem offenen Emissionshandel Umweltschutzpotentiale auf Schiffen erschließen. Im Gegensatz zum - ebenfalls 2002 vorgestellten - SEAaT-Konzept könnte bei dem Vorschlag der schwedischen Reeder ein Emissionshandel mit landseitigen Emittenten aufgebaut werden, bei dem Reeder als reine Verkäufer auftreten. Anstatt oder in Ergänzung von geschlossenen Handelssystemen zwischen Schiffen wurde des Weiteren vorgeschlagen, über eine Änderung der Luftreinhaltegesetze einen Handel mit landseitigen Emittenten zu ermöglichen (Swedish Shipowners Association 2004).

Als erstes anerkanntes Emissionssondergebiet im MARPOL Annex VI hat die Ostsee einen Vorbildcharakter bei der Reduzierung atmosphärischer Emissionen von Seeschiffen. Die enge regionale Zusammenarbeit zwischen den Anrainerstaaten, die hohe Bedeutung von Luftreinhaltung in den skandinavischen Ländern und die Erfahrungen mit ökonomischen Instrumenten im Seeverkehr bilden eine gute Voraussetzung für die Entwicklung regionaler Emissionshandelssysteme. Mit dem vom schwedischen Reederverband vorgeschlagenen freiwilligen Emissionshandelssystem wurde ein erster Entwurf präsentiert, dessen Konkretisierung noch abhängig von der Bereitstellung öffentlicher und privater Fördergelder ist. (SSA/PwC 2002)

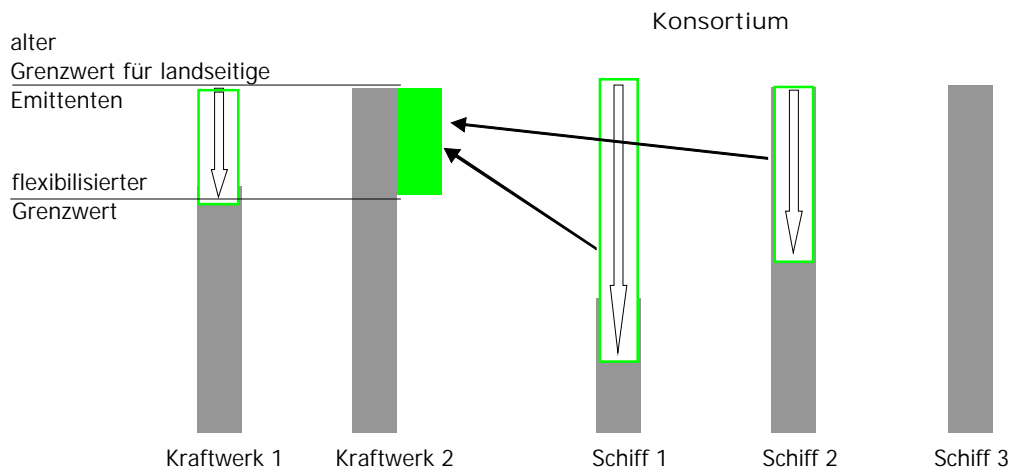
Das offene Emissionshandelssystem in der Ostsee wurde 2002 als Entwurf vorgestellt (SSA/PwC 2002). Ziel ist die Initiierung eines offenen Emissionshandels zwischen den in der Ostsee operierenden Schiffen auf der einen und landseitigen Kraftwerken und anderen großen Emittenten von Luftschadstoffen auf der anderen Seite. Grundlage des Vorschlags ist ein *credit-based*-Emissionshandelssystem, bei dem Schiffe freiwillig Umweltschutzprojekte realisieren. Die so entstandenen Zertifikate werden landseitigen Großemittenten angeboten, deren Emissionen gegenwärtig durch die europäische IPPC – Richtlinie⁵² begrenzt sind. Da in den letzten zwanzig Jahren bei diesen Großfeuerungsanlagen bereits viele Umweltschutzpotenziale genutzt wurden, bietet sich ein möglicher Handel mit Schiffen als ausgesprochen kostengünstig an. Ziel ist insofern nicht nur die

⁵² IPPC: Integrated Pollution Prevention and Control (integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung)

Veränderung der Richtlinie 2005/33/EG über den Schwefelgehalt von Schiffskraftstoffen, sondern auch die Umgestaltung eines Kernelements der Luftreinhaltepolitik der EU. Den landseitigen Emittenten wird ein individuelles Emissionskontingent zugeteilt. Wird dies in der mehrjährigen Laufzeit entweder nicht ausgeschöpft oder überschritten, kann bzw. muss mit Emissionsrechten gehandelt werden. Auch ein Ansparen (*banking*) ist möglich. Bezugsgrundlage für die landseitigen Quellen ist die IPPC-Regulierung. Das darin festgelegte Immissionsniveau entspricht der Addition der einzelnen Kontingente. Da Schifffahrt nicht von der IPPC-Regulierung betroffen ist, sollte sich der Bereich auf freiwilliger Basis an dem Handelsregime beteiligen (SSA/PwC 2002: 19).

Wie in der folgenden Abbildung dargestellt, werden auf dem Markt zugeteilte Emissionsrechte (*allowances*) und durch zusätzliche Maßnahmen erworbene Reduktionseinheiten gehandelt. Beide Einheiten haben den gleichen Wert. Für die berücksichtigten Schadstoffe werden Parallelsysteme eingeführt. Mit dem Ankauf von Emissionsrechten der Schiffe kommt es zu einer Subventionierung von Emissionsminderungsmaßnahmen auf See (Ågren 2002: 8). Die Funktionsweise des vorgeschlagenen Instruments ist in der folgenden Grafik vereinfacht dargestellt:

ABBILDUNG 30: OFFENER EMISSIONSHANDEL ZWISCHEN SCHIFFEN UND KRAFTWERKEN



Quelle: eigene Darstellung

In der Abbildung wird unterstellt, dass es in Verbindung mit der neuen Handelsmöglichkeit einen strikteren und flexibilisierten Grenzwert für die Kraftwerke gibt. Kraftwerk 1 verzichtet auf die Handelsmöglichkeit und setzt die Vorgabe durch Maßnahmen im Werk um. Kraftwerk 2 hingegen erfüllt den neuen Grenzwert durch den Kauf von Emissionsminderungen von Schiff 1 und Schiff 2. Durch einen Umrechnungsfaktor von 6 zu 1 wird in der Grafik einerseits berücksichtigt, dass beide Schiffe nur einen Teil ihres Fahrgebiets in der Region haben und andererseits aufgrund der niedrigeren Grenzvermeidungskosten an Bord für eine Tonne Emissionen an Land zwei Tonnen vermieden werden müssen. So wird die unterschiedliche, ortsabhängige Schadenswirkung von Luftschadstoffen differenziert berücksichtigt.

6.3.6 Perspektiven anreizorientierter Instrumente

Bei der Beurteilung der Perspektiven eines regionalen Einsatzes marktorientierter Instrumente stehen, ebenso wie für die Handlungsebene des Hafens, die drei Leitfragen im Vordergrund: Erstens, welches Interesse besteht überhaupt an einem umweltpolitischen Handeln, d. h. wieso sollen vor Ort Maßnahmen zur Reduzierung von luftverschmutzenden und klimarelevanten Emissionen von Seeschiffen ergriffen werden. Zweitens, wer sind die möglichen Akteure auf der Handlungsebene Region bzw. EU, die Anreize einführen können? Drittens, welche der dargestellten Anwendungsformen preis- und mengensteuernder Instrumente erscheinen umsetzbar, ggf. auch im Rahmen eines umweltpolitischen Alleingangs?

Bei der Beurteilung der Perspektiven marktorientierter Instrumente in der EU lassen sich verschiedene Motivationslagen identifizieren, die zu einem gemeinschaftlichen bzw. regionalen Vorgehen führen können: Durch den hohen Anteil von Schiffsemissionen an der Gesamtluftbelastung in der EU und insbesondere in einigen hafen- und schiffahrtstrahennahen Gebieten sowie niedrige Grenzvermeidungskosten lassen sich bestehende Immissionsgrenzwerte am kostengünstigsten durch schiffsbezogene Maßnahmen realisieren (Kågeson 1999: 7). Sollen Schutzziele in der EU ohne Einbeziehung der Schifffahrtsemissionen trotzdem erreicht werden, steigt der Druck auf andere Emittentengruppen, ihre teureren Emissionsminderungspotenziale auszuschöpfen. Kraftwerke, der Stra-

ßenverkehr oder private Haushalte würden mit einem stringenteren Umweltregime konfrontiert. Gelingt es, diese enge Verbindung zwischen see- und landseitigem Umweltschutz zu kommunizieren und so Interessenten aus anderen Sektoren in die Stakeholder-Dialoge der Europäischen Kommission und des Parlaments einzubinden, würde der Druck zu Emissionsminderungen im Seeverkehr steigen.

Dieser externe Druck auf das schiffahrtsbezogene Umweltregime ist vergleichbar wichtig wie die Identifizierung von Handlungsmöglichkeiten der EU. Dabei kann insbesondere sektorübergreifende Zusammenarbeit zwischen verschiedenen Emittenten, etwa in Form eines *credit-based tradings* oder von gemeinsamen Emissionskontingenten und handelbaren Zertifikaten, ein Interesse der Schifffahrt an Umweltschutz in der Schifffahrt erzeugen. Dabei ist es notwendig, einen Ausgleich zwischen den ökonomischen Vorteilen einer sektorübergreifenden Zusammenarbeit und der Notwendigkeit zusätzlicher Emissionsminderungen zu schaffen, statt wie im Vorschlag des schwedischen Reedereiverbandes Umweltschutzmaßnahmen auf Schiffen von landseitigen Emittenten finanzieren zu lassen. Insofern ist auch eine Verbindung mit strikteren Anforderungen an Schiffe notwendig, insbesondere da die Einführung ökonomischer Instrumente im Seeverkehr nicht unbedingt mit einer Reform der europäischen Luftreinhaltepolitik gekoppelt ist.

Vor diesem Hintergrund stellt sich schließlich eine dritte Leitfrage bei der Beurteilung der Perspektiven marktorientierter Instrumente in einem Hafen: Welche der dargestellten Anwendungsformen preis- und mengensteuernder Instrumente erscheinen im Rahmen eines umweltpolitischen Alleingangs einer Region und insbesondere der EU umsetzbar? Dieser Aspekt der Machbarkeit soll vor dem Hintergrund der im Abschnitt 3.2.4 gebildeten Kriterien im Rahmen einer Machbarkeitsanalyse für den Zeitraum der nächsten zehn bis fünfzehn Jahre betrachtet werden. In diesen Zeitraum fällt sowohl die Entwicklung der Strategie für den Einsatz marktorientierter Instrumente im Seeverkehr, wie auch die Fortentwicklung der Klimapolitik im Post-Kioto-Zeitraum, und der Evolution der IMO-Konvention und insbesondere von MARPOL Annex VI. Bei der Machbarkeitsanalyse der vorgestellten Instrumente lassen sich die Kriterien „Integration in die bestehende Rechtsordnung“, „politische Durchsetzbarkeit“ und „administrativer Aufwand“ unterscheiden.

Die Ausgestaltung des Instrumentes muss konform mit dem Seerechtsübereinkommen, insbesondere UNCLOS Art. 19, sein. Darüber hinaus kann die Verteuerung von Hafenanläufen der EU für bestimmte Schiffe als Handelshemmnis kritisiert werden, etwa für ältere Massengutfrachter, die Agrarprodukte aus so genannten Ländern der Dritten Welt gela-

den haben. Für Transporte auf älteren, emissionsintensiven Schiffen mit einer niedrigen Frachtrate verschlechtern emissionsbezogene Anreize die Wettbewerbschancen in der EU. Um Konflikte mit dem Handelsregime der Welthandelsorganisation zu vermeiden, können befristet Ausnahmeregelungen oder Kompensationsmechanismen eingeführt werden. Die Unterschreitung von MARPOL-Grenzwerten wurde bereits mit der EU-Richtlinie über den Schwefelgehalt von Schiffskraftstoffen praktiziert. Ein solches Vorgehen erscheint als unproblematisch, wenn das Recht auf Hafenzufahrt nicht ausgeschlossen, sondern nur verteuert wird.

Die politische Durchsetzbarkeit eines Instruments mit einer ökologischen Lenkungswirkung auf die Schifffahrt hängt, wie oben dargestellt, stark von der Einbeziehung anderer Emittentengruppen und der Betroffenen von Luftverschmutzung ab. Zusätzlich können ein *credit-based trading* oder Subventionen, die etwa aus einem Emissionsentgelt stammen, positive Anreize für die Schifffahrt schaffen. Ziel sollte eine gleichmäßige Internalisierung der externen Effekte aller Verkehrsträger in die jeweiligen Nutzerpreise sein, wie im Weißbuch vorgesehen (KOM 2001). Um die Durchsetzbarkeit zu verbessern, sollten außerdem klare Handlungsziele gesetzt werden, die aber auch auf die verschiedenen Situationen in der EU eingehen. Im Gegensatz zu einer Hafenstadt wie Hamburg erfordert die politische Willensbildung in der EU eine Konsensfindung, die von Ländern mit hohem Umweltbewusstsein und kleiner eigener Flotte, wie Schweden, aber auch von den Flaggenstaaten Malta, Griechenland und Zypern getragen werden kann. Mit begleitenden Förderprogrammen und Übergangsfristen kann dabei der Einstieg in ein stringenteres Umweltregime erleichtert werden.

Bezogen auf mögliche Anwendungen preis- und mengensteuernder Instrumente im Rahmen eines umweltpolitischen Alleingangs in der Europäischen Union erscheint folgender Ansatz als umsetzbar: Das dargestellte *credit-based trading*-Instrument könnte sowohl für Luftschadstoffe wie für Treibhausgase konzipiert werden. Als Klimaschutzstrategie sollte allerdings eher die Festlegung eines Emissionskontingents und die schrittweise Eingliederung in das EU-CO₂-Handelssystem angestrebt werden. Aus Umweltschutzaspekten erscheint die Entwicklung streckenabhängiger Emissionsgebühren sinnvoll, allerdings kann die Einführung schwer von der Erhebung von anderen Nutzungsgebühren und externen Kosten getrennt werden. Die Berechnungsgrundlage ‚Luftschadstoffe‘ sollte dabei langfristig durch einen umfassenderen Umweltindex für Schiffe ersetzt werden, um so eine integrierte Berücksichtigung aller Umweltbelastungen zu erlauben und Verlagerungseffekte zu vermeiden.

6.4 Konzeption einer marktorientierten Umweltpolitik im Rahmen der IMO

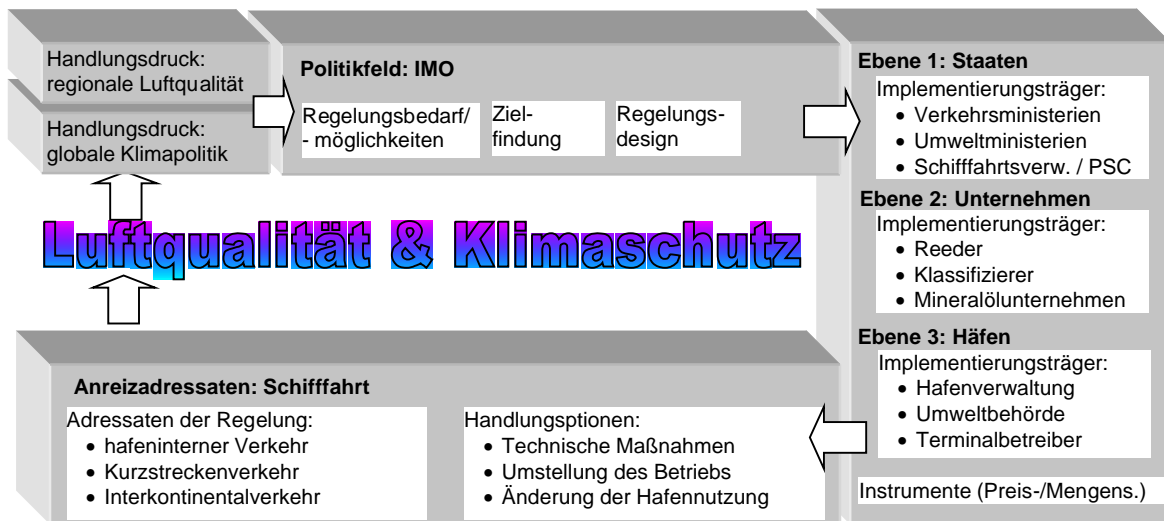
6.4.1 Umweltpolitische Motivation und Handlungsmöglichkeiten

Ein weltweites Umweltregime der IMO zur Reduzierung atmosphärischer Emissionen von Seeschiffen oder die international abgestimmte Einführung regionaler anreizorientierter Instrumente wären die besten Wege, um inkompatible Nachweissysteme, Standortkonkurrenzen und ähnliche Probleme zu vermeiden (Parker 2000: 12). Mit den Emissionssondergebieten im MARPOL Annex VI und der Empfehlung zur Förderung sicherer Tanker durch differenzierte Hafengebühren hat die IMO in der Vergangenheit eine zentrale Rolle bei der Entwicklung und Umsetzung umweltpolitischer Anreize eingenommen. Mit der Ratifizierung von MARPOL Annex VI im Jahr 2005 und der Diskussion über eine klimapolitische Strategie der IMO im Rahmen des MEPC haben anreizorientierte Instrumenten eine wachsende Bedeutung.

Die umweltpolitische Motivation der IMO kann auf zwei Faktoren zurückgeführt werden: erstens ihre historische Rolle als UN-Organisation für den Seeverkehr, deren Verantwortungsgebiet sich von der Meeresverschmutzung zunehmend auf die Minderung von Luftemissionen erweitert, die auch landseitige Schadenswirkungen haben (Kågeson 2005: 16). Neben der Weiterentwicklung von MARPOL Annex VI obliegt der IMO damit auch die Entwicklung einer Strategie für die Minderung von Treibhausgasen. Im Artikel 2, Absatz 2 des Protokolls von Kyoto wurden die Vertragsparteien verpflichtet, ihre Bemühungen um eine Begrenzung oder Reduktion der Treibhausgas-Emissionen aus der Seeschifffahrt im Rahmen der IMO fortzusetzen. Zweitens steht die IMO unter einem latenten Druck, auf die Umweltprobleme zu reagieren. Ein Nichthandeln des Regimes der Flaggenstaaten würde u. U. zu einem unilateralen Vorgehen der Küsten- und Hafenstaaten führen. Externer Druck und das Risiko von regionalen Konzepten kann so zu Initiativen führen, die den Schifffahrtsinteressen widersprechen, aber eine Fragmentierung des Marktes durch unterschiedliche Umweltschutzregime verhindert. Gleichzeitig werden aber alle Beschlüsse im für UN-Institutionen üblichen Konsensprinzip gefasst. In der folgenden Abbildung wird das Zusammenspiel von Wirkungs- und Handlungsebenen bei

der Entwicklung anreizorientierter Instrumente im Rahmen der IMO schematisch dargestellt:

ABBILDUNG 31: WIRKUNGS- UND HANDLUNGSEBENEN IM RAHMEN DER IMO



Quelle: eigene Darstellung

Die Möglichkeiten, ein anreizorientiertes Instrument im Rahmen der IMO zu entwickeln, baut auf dem Interesse von Flaggenstaaten zur Kooperation auf. Das Vorgehen der IMO ist eng an andere internationale Regime gekoppelt, etwa an die Klimarahmenkonvention oder das Welthandelsrecht. Da die IMO keine Exekutivfunktion hat, spielt die Umsetzung auf staatlicher und privatwirtschaftlicher Ebene eine zentrale Rolle. Je nach Regelungsdesign können Staaten, Unternehmen oder Häfen angesprochen werden. Wichtig ist insbesondere das Zusammenspiel von Unternehmen und Staaten, etwa bei der Einführung einer Schwefelabgabe auf Schiffskraftstoffe. Die Durchsetzung kann die Steuerbehörden, Klassifikationsgesellschaften und auch die Mineralölunternehmen einbeziehen. Als Typen ökonomischer Instrumente stehen die Instrumente der Preis- und Mengensteuerung zur Verfügung. Adressaten der Instrumente können alle Schiffe der Welthandelsflotte sein. Die Entwicklung regionaler Programme, etwa für Emissionssondergebiete, oder die Fokussierung auf bestimmte Schiffstypen ist im Rahmen der IMO möglich.

Im Jahr 2000 wurde eine Studie der IMO über Treibhausgasemissionen veröffentlicht, die eine Reihe von Vorschlägen für eine Begrenzung oder Reduktion der Treibhausgasemissionen von Schiffen enthält. Dazu gehören freiwillige Vereinbarungen, Umweltinde-

xierung, Emissionsnormen für neue und bestehende Schiffe und der Handel mit Emissionsrechten. Insgesamt sollen freiwillige Instrumente und insbesondere eine freiwillige Umweltindexierung Emissionsminderungspotenziale kurzfristig erschließen, verpflichtende Instrumente der IMO sollen die Schifffahrt dabei langfristig unterstützen (IMO 2002b: 2). Vorgeschlagen wurden die folgenden Handlungsschritte:

1. Identifizierung von schiffsspezifischen *emission baselines*.
2. Entwicklung eines methodischen Rahmens, um die Emissionsintensität in einem Treibhausgasindex auszudrücken.
3. Definition von Umsetzungsschritten, wie dieser Emissionsindex von Häfen, Regierungen, der IMO oder dem UNFCCC eingeführt werden kann.
4. Berechnung der Kosten-/Nutzenrelation einzelner ökonomischer Instrumente.

Im Folgenden steht der dritte Handlungsschritt im Vordergrund, d.h. die Entwicklung einer Strategie, wie die IMO in ihrer gegenwärtigen Struktur eine marktorientierte Umweltpolitik einführen kann. Die zur Umweltindexierung gehörende Definition schiffsspezifischer *emission baselines* wird im Abschnitt 6.4.3 betrachtet.

Neben dem gegenwärtigen Vorgehen in der IMO ist eine im Jahr 2002 begonnene Diskussion in Rahmen der Finanzierungskonferenz der Vereinten Nationen über die Finanzierung der globalen Nachhaltigkeitspolitik von Interesse.⁵³ Eine Finanzierungsquelle könnte die verursachergerechte Allokation von Gemeinkosten durch die Erhebung von Entgelten für die Nutzung globaler Gemeinschaftsgüter sein, insbesondere der Hohen See als Transportweg des Seeverkehrs (Graßl et al. 2002). Im Vordergrund der Nutzungsgebühren steht die Generierung von Einnahmen, mit denen im Gegenzug umweltpolitische Ziele der UN verfolgt werden sollen. Solch ein Instrument würde kurzfristig die Aufgaben der IMO-Arbeitsgruppen und auch die Umweltschutzinteressen vieler IMO-Akteure übersteigen. Langfristig wird die verstärkte Einbindung der IMO aber als wichtig erachtet, um Instrumente einführen zu können, die zusätzliche Mittel zur Finanzierung globaler Umweltschutz- und Entwicklungsaufgaben generieren (Graßl et al. 2002: 47).

⁵³ United Nations International Conference on Financing for Development

6.4.2 Adressaten

Die Treibhausgasemissionen des internationalen Seeverkehrs werden durch Artikel 2.2 des Kioto-Protokolls nicht als Teil der nationalen Treibhausgasinventare betrachtet. Grund dafür war die Komplexität der Zuordnung von Emissionen zu den Verursachern. Vom Sekretariat des U.N. Klimarahmenübereinkommens wurden acht Allokationsoptionen, die sich auch auf Luftemissionen übertragen lassen, zur Lösung dieses Problems vorgeschlagen (UNFCCC 1996):

1. Keine Zuordnung.
2. Zuordnung der Emissionen aus *Bunker Fuels* an die Parteien im Verhältnis ihrer nationalen Emissionen.
3. Zuordnung nach Verkaufsland der *Bunker Fuels*.
4. Zuordnung nach Nationalität des Transportunternehmens bzw. Sitz des Unternehmens.
5. Zuordnung nach Abfahrts- oder Zielort; alternativ: Aufteilung der Emissionen zwischen Abfahrts- und Zielort.
6. Zuordnung nach Ort des Reiseantritts bzw. Reiseziel des Passagiers oder der Fracht; alternativ: Aufteilung zwischen Ort des Reiseantritts und Reiseziel.
7. Zuordnung nach Nationalität des Passagiers bzw. des Besitzers der Fracht.
8. Zuordnung nach Entstehungsort der Emissionen.

Von diesen Optionen wurden nur einige als rechtlich möglich, politisch durchsetzbar und unter vertretbarem administrativen Aufwand umsetzbar in Betrachtung bezogen. Bis Ende 2005 ist es zu keiner methodischen oder politischen Einigung über die Optionen gekommen.⁵⁴ Anknüpfend an die Diskussion im Abschnitt 6.3.2, lassen sich auf internationaler Ebene aber auch Zuordnungsoptionen entwickeln, die über die bereits dargestellten regionalen und schiffstypabhängigen Differenzierungen der Emissionen und des Schiffs-treibstoffverbrauchs hinausgehen. Insbesondere die Eigentümerstruktur der Welthandels-

⁵⁴ Für eine ausführliche Diskussion der Allokationsmethoden siehe Bode et al. 2002. Die Fortsetzung der politischen Diskussion über Art. 2.2 des Kioto-Protokolls wird Ende 2006 erwartet, ist aber auch Gegenstand der Post-Kioto-Verhandlungen, d.h. für die Periode ab 2012.

flotte und der Fracht bieten sich als Allokationsschlüssel an, aber auch die Zuweisung zum Abfahrts- und Bestimmungsort des emittierenden Schiffs oder der Fracht.

Aufbauend auf der im Abschnitt 3.1.2 dargestellten Marktstruktur können Rohöl- und Raffinerieprodukte als wichtigste Warengruppen des Seeverkehrs bezeichnet werden, gefolgt von Erzen, Kohle und Getreide. Die Transportkilometer der einzelnen Güter variieren, abhängig von kurzfristigen Nachfrageschwankungen, etwa infolge von Konjunkturzyklen oder Naturereignissen, und langfristigen Trends. So führten die Ölpreiskrisen der 1970er Jahre, die verstärkte Nutzung von Nukleartechnologien, der Bau von Pipelines oder die Erschließung von Öl- und Gasquellen in der Nordsee zu einem längerfristigen Absinken der Nachfrage (Hader/Monden 2002: 8). Wie in Abbildung 2 im Abschnitt 2.1 zu ersehen, konzentriert sich der Seeverkehr in wenigen Gebieten, insbesondere vor den Küsten der wichtigsten Industrie- und Schwellenländer, sowie dem Suezkanal. Auch wenn die Bestimmung der Herkunftsorte und der Endverbraucher bei einigen Warengruppen schwierig ist, lassen sich diese für die wichtigsten Handelsgüter problemlos feststellen. Beispielsweise ist Nordamerika führende Importregion für Ölprodukte und wichtigster Exporteur für Getreide (Hader/Monden 2002: 12). Gerade Erdöl und Raffinerieprodukte eignen sich für die Einführung frachtbezogener Instrumente: Ölfördergebiete sind ebenso bekannt wie Raffineriestandorte und Treibstofflager. Die transportabhängigen Emissionen pro Tonne/Barrel Mineralölprodukt könnten relativ unkompliziert anhand der Entfernungen und genutzten Transportmittel von der Förderung bis zum Verkauf an einen Endverbraucher berechnet werden. Diese Schadstoffmenge könnte die Bemessungsgrundlage für ein umweltpolitisches Instrument bilden, das in Verbindung mit bestehenden fiskalischen und umweltpolitischen Steuerungsinstrumenten eingeführt wird. Adressaten bei diesem *upstream*-Ansatz sind die Treibstoffproduzenten und –importeure, die zum Nachweis der Emissionsrechte oder der korrekten Bezahlung des Entgelts verpflichtet werden (Cames/Deuber/Rath 2003: 71). Im Gegensatz zu einer Konzentration auf Schiffe mit ihren komplexen Eigentums- und Managementsystemen gibt es beim *upstream*-Ansatz nur eine relativ überschaubare Anzahl von Akteuren.

Ein vergleichbarer Ansatz könnte auch für andere Warengruppen entwickelt werden, doch fehlen für diese, ebenso wie den rasch wachsenden Containerverkehr, den Mineralölprodukten vergleichbare Instrumente. Reedereien und Logistikunternehmen nehmen eine zentrale Bedeutung ein und könnten im Rahmen eines *downstream*-Ansatz Ziel einer solchen Maßnahme werden.

Gelingt es etwa, güter-, container- oder schiffsbezogene Bemessungsgrundlagen zu ermitteln⁵⁵, kann auf eine Allokation der Seeverkehrsemissionen zu den Nationalstaaten verzichtet werden. Gelingt die Umsetzung der UNFCCC-Option 1 nicht, würde eine der anderen Optionen eine Zuweisung der Emissionen zu den staatlichen Emissionsinventaren bedeuten. Entsprechend dem Kioto-Protokoll bestehen Reduktionsziele aber gegenwärtig nur für Industrieländer, die das Protokoll ratifiziert haben. Würde dieses System nach 2012 fortgesetzt werden, würde beispielsweise eine Allokation nach dem Flaggenstaatenprinzip (Option 4) bedeuten, dass nur ein kleiner Teil der Welthandelsflotte miterfasst werden kann und zudem ein Anreiz zur Verlagerung in so genannte Billigflaggenstaaten geschaffen wird.

Als Adressaten einer marktorientierten Umweltpolitik im Seeverkehr bieten sich insofern Schiffe und die Reedereien als übergeordnete Verwaltungseinheiten an. Ein solches System setzt aber eine internationale Institution zur Einführung und Steuerung umweltpolitischer Instrumente voraus. Diese Exekutivfunktionen gehen weit über die gegenwärtigen Tätigkeiten der IMO hinaus. Eingebettet in ein globales Umweltschutzregime könnten auch für bestimmte Warengruppen die Transportemissionen einbezogen werden.

6.4.3 Handlungsziele und Bemessungsgrundlagen

Den theoretischen Vorteilen eines globalen Umweltregimes steht die reale Konzeption der Vereinten Nationen und ihrer Unterorganisationen gegenüber. Kurzfristig führt die fehlende Exekutivfunktion der IMO zu Handlungszielen, die sich in erster Linie auf die Rahmensetzung und gemeinsame Bemessungsgrundlagen beschränkt und so die Umsetzung der oben dargestellten hafenbezogenen und regionalen Instrumente harmonisieren kann. Längerfristig ist aber auch eine Mandatserweiterung möglich, bei der die IMO für die Implementierung umweltpolitischer Instrumente zuständig ist. Kurz- und mittelfristige Handlungsziele im Einzelnen können sein:

⁵⁵ Siehe dazu auch den folgenden Abschnitt 6.4.3

- Ergänzung des MARPOL Annex VI durch Richtlinien für den Einsatz anreizorientierter Instrumente.
- Ergänzung des MARPOL Annex VI durch ein von der IMO kontrolliertes anreizorientiertes Instrument.
- Einführung von Richtlinien für klimapolitische Instrumente, die auf nationaler oder regionaler Ebene eingerichtet werden.

Unabhängig von der Entwicklung weltweit einheitlicher oder regionaler Instrumente durch die IMO ist die Bestimmung von einheitlichen Bemessungsgrundlagen und Nachweissystemen eine wichtige Grundlagenfunktion für die dezentrale Entwicklung von Anreizsystemen. Wie in den vorherigen Abschnitten dargestellt, haben die standardisierten Motorenzertifikate und Bunkernachweise bereits eine solche Funktion. Im Rahmen der Fortschreibung von MARPOL Annex VI könnten die bestehenden Systeme weiterentwickelt werden, beispielsweise zu Emissionsklassen, wie sie im Abschnitt 6.3.3 vorgestellt wurden. Es können aber auch Methodiken für in-situ-Messmethoden festgelegt werden. Statt eines Motorenzertifikats würden dann die Schadstoffemissionen in den Schiffsschornsteinen gemessen, wie es etwa bei Kraftwerken an Land üblich ist.

Wie bereits im Abschnitt 2.5 erwähnt, sind die Treibhausgasemissionen des internationalen Seeverkehrs nicht Teil der Reduktionsverpflichtungen des Kioto-Protokolls. Im Artikel 2.2 wird die IMO mit der Entwicklung einer Emissionsminderungsstrategie beauftragt. Erster Schritt war die Erstellung eines Gutachtens, das Emissionen, Minderungspotenziale und verschiedene Instrumentenoptionen untersuchte (Skjølsvik et al. 2000). Im Juli 2005 wurden Referenzkriterien für eine freiwillige CO₂-Indexierung von Seeschiffen vom MEPC verabschiedet, die Einsatzmöglichkeiten anderer Instrumententypen wurden nach 2000 nicht weitergehend geprüft (MEPC 2005: 4). Die Praktikabilität der Referenzkriterien und des dem Index zugrunde liegenden Algorithmus soll in verschiedenen Feldversuchen geprüft werden.

Die Idee einer Klimaschutzindexierung geht auf den norwegischen Vorschlag eines international akzeptierten Kriterienkatalogs zur Bewertung der ‚Umweltleistung‘ eines Schiffes von 1995 zurück, der bereits im Abschnitt 5.2.4 vorgestellt wurde. Im Rahmen der Diskussion über eine Klimaschutzstrategie der IMO wurde die Idee in Form eines *Environmental Indexing* für Treibhausgase wieder aufgegriffen, allerdings auf Kohlendioxidemissionen begrenzt (IMO 2000a: 146). Durch den direkten Zusammenhang mit dem Kohlen-

stoffgehalt des verbrauchten Brennstoffs sind die CO₂-Emissionen einfach zu bestimmen, während die klimarelevanten Wirkungen anderer Treibhausgase noch vergleichsweise wenig bekannt sind und komplexe Messmethoden erfordern. Mit dem Index soll eine einheitliche Bewertung unterschiedlicher Schiffe ermöglicht werden. Da der Brennstoffverbrauch allein keine Aussage über die Emission pro transportierter Ladungseinheit oder den Vergleich zwischen verschiedenen Schiffstypen zulässt, soll mit dem Index ein objektiver Maßstab eingeführt werden.

Durch Kombination aus fehlenden Kioto-Reduktionszielen, den mangelnden Erfahrungen mit Klimaschutzprojekten und den in der IMO vertretenen Interessen erschienen andere Instrumente als nicht durchsetzungsfähig. Im Unterschied zum ebenfalls im Kioto-Artikel 2.2 behandelten Flugverkehr werden Schiffsemissionen nicht als vorrangiges Umweltproblem wahrgenommen (Robinson 2005). Doch auch im Rahmen der internationalen Luftfahrtsorganisation ICAO wurden bislang keine umfangreichen Instrumente auf internationaler Ebene eingeführt. Zwar wurden neben freiwilligen Instrumenten auch Steuern und Abgaben sowie Emissionshandelsinstrumente untersucht, jedoch erweist sich selbst die Verständigung auf gemeinsame Grundsätze zur Einführung dieser Instrumente als schwierig. Konkrete Maßnahmen sind nur auf staatlicher oder regionaler Ebene wahrscheinlich; Vorreiter ist die EU mit einer angedachten Integration des Flugverkehrs in das bestehende CO₂-Emissionshandelssystem (European Federation for Transport and Environment 2005). Im Vergleich zur Schifffahrt ist die Kenntnis über im Einsatz befindliche Flugzeug- und Turbinentypen höher. Die Bestimmung der Emissionen des Flugverkehrs ist so einfacher als im Seeverkehr.

Mit dem CO₂-Index wird für die internationale Schifffahrt ein Maßstab für die CO₂-Emissionen eingeführt, der als Grundlage für weitere klimapolitische Maßnahmen genutzt werden kann. Er ist ein Effizienzindikator, der unterschiedliche Schiffstypen vergleichbar macht (Bosker/Jacobs 2005: 28). Handlungsziel eines solchen freiwilligen Instruments ist einerseits der Einstieg in eine maritime Klimaschutzpolitik und die Entwicklung von schiffsbezogenen Berichtstrukturen über klimarelevante Emissionen, die zu einem späteren Zeitpunkt auch für andere, ggf. auch verbindlichere Instrumente genutzt werden können. Andererseits soll die freiwillige Indexierung die Motivation von Reedern zu Investitionen in Emissionsreduktionen und zur Erhöhung der Energieeffizienz auf Schiffen erhöhen.

Die bislang entwickelten Referenzkriterien stellen aber noch keine fertige Methodik für ein international einsetzbares Instrument dar. Sie sind vielmehr Grundlage für verschiedene Feldversuche, in denen ihre Aussagefähigkeit anhand der Prüfung von verschiedenen Schiffen erprobt werden soll.

Der CO₂-Index soll gleichzeitig als Maßstab und als Anreiz wirken (Bosker/Jacobs 2005: 26). Für den Reeder entsteht durch die Vergleichbarkeit seines Schiffes eine neue Möglichkeit, die Effizienz seiner einzelnen Schiffe zu beurteilen. Zusätzlich zu den ihm bekannten Verbrauchsdaten erhält er Maßstäbe, die einen objektiven Vergleich mit anderen Schiffen zulassen. Ohne einen solchen Index behindern konstruktionstechnische Unterschiede und Größenunterschiede die Vergleichbarkeit. Ähnlich wie bei den Effizienzlabels auf Haushaltsgeräten oder Autos lassen sich so Beeinflussungen des Investitionsverhaltens erreichen. Zusätzlich können Effizienzpotenziale auf bestehenden Schiffen erschlossen werden. Die freiwillige Basis des IMO-Indexes bedingt allerdings, dass die Wirkung auf Schiffe beschränkt ist, deren Reeder ein Interesse an solchen Umweltinformationen haben. Durch die Verknüpfung von CO₂-Emissionen und Brennstoffverbrauch können steigende Preise auf den Bunkermärkten das Interesse an einem solchen Effizienzkriterium erhöhen.

Die Anreizwirkung eines alleinigen IMO-CO₂-Indexes geht aber über ein freiwilliges Umweltschutzhandeln nicht hinaus. Ähnlich wie der *Green Award* können Häfen, Versicherungen und andere Akteure der Seeverkehrswirtschaft auf freiwilliger Basis ökonomische Vorteile für besonders effiziente Schiffe anbieten. So lange der Index freiwillig ist, würden Gebührennachlässe o. ä. Vorteile aber nicht durch höhere Kosten für ineffiziente Schiffe gegenfinanziert werden können. Schiffe mit hohen Emissionen würden sich nicht freiwillig an ein Instrument beteiligen, das ihre Kosten erhöht. Die umweltpolitische Anreizwirkung eines komplett freiwilligen Instruments kann insofern als vergleichsweise niedrig eingestuft werden.

Zur Bestimmung der Emissionen wurde ein Algorithmus eingeführt, der den Kohlendioxidgehalt des verbrauchten Brennstoffs, die Art und Menge der Ladung und die zurückgelegte Entfernung berücksichtigt und als ein Indexwert in Gramm CO₂ pro Tonnenkilometer ausdrückt (IMO 2004: 2). Für Passagierschiffe bildet statt der Ladungsmenge die Anzahl der transportierten Passagiere die Berechnungsgrundlage.

Schwierig bei einem solchen CO₂-Index ist die Zusammenstellung von verlässlichen Informationen für die einzelnen Schiffe, ohne dass es gleichzeitig zu hohen Arbeitsaufwendungen auf dem Schiff oder der Reederei und zusätzlichen Kosten für die Einführung und die Anwendung kommt. Durch eine Verbindung mit Umweltmanagementsystemen gemäß der ISO14001-Richtlinien⁵⁶ und die Nutzung von Logbüchern, Bunkersystemen und anderen offiziellen Nachweisen könnte dies ermöglicht werden (IMO 2004: Annex 8). In der folgenden Tabelle wird die Zusammenstellung der Daten exemplarisch für das Ro/Ro-Schiff MV Slingeorg dargestellt:

TABELLE 12: **BERECHNUNG DES IMO-CO₂-INDEX FÜR DAS SCHIFF MV SLINGEBORG**

Calculations Slingeorg																						
	Departure	tonne nm	Total tonne nm	HFO	s.m.	HFO (ton)	MDO	s.m.	GO (ton)	Kwh shorepower	CO2 exh. (ton)	CO2 exh. (ton)	CO2 exh. (ton) excl shore power	HFOkg/mile	HFOkg/mile	Score (gramCO2/ton*nm)	Score (gramCO2/ton*nm)	Score excl. Shore power	kgCO2/ton*100km	kgCO2/ton*100km	excl. Shore power	
Januari 2003	31-12-2002	2.803.047	35.430.790	40,3	0,93	37,48	0,3	0,88	0,26	0	117	2.240	2.240	70,32	78,8	41,88	63,22	63,22		2,26	3,41	3,41
	2-1-2003	1.006.687		42,4	0,93	39,43	0,4	0,88	0,35	0	124			74,54	122,92	6,64						
	4-1-2003	3.381.885		39,8	0,93	37,01	0,3	0,88	0,26	0	116			69,44	34,28	1,65						
	6-1-2003	480.332		47,3	0,93	43,99	0,3	0,88	0,26	0	138			83,16	286,55	15,47						
	7-1-2003	3.171.480		38,1	0,93	35,43	0,6	0,88	0,53	0	112			66,23	35,27	1,90						
	9-1-2003	1.357.132		42,3	0,93	39,34	0,4	0,88	0,35	0	123			73,95	90,97	4,91						
	11-1-2003	3.841.698		52,3	0,93	48,64	0,3	0,88	0,26	0	152			90,58	39,59	2,14						
	13-1-2003	586.300		41,4	0,93	38,50	0,7	0,88	0,62	0	122			72,24	207,54	11,21						
	15-1-2003	3.333.920		62,6	0,93	58,22	0,2	0,88	0,18	0	182			108,62	54,47	2,94						
	17-1-2003	2.112.715		43,3	0,93	40,27	0,4	0,88	0,35	0	126			75,27	59,80	3,23						
	18-1-2003	3.495.924		49	0,93	45,57	0,2	0,88	0,18	0	142			84,70	40,70	2,20						
	20-1-2003	598.299		40,2	0,93	37,39	0,2	0,88	0,18	0	117			70,67	195,26	10,54						
	23-1-2003	1.377.272		41,5	0,93	38,60	0,2	0,88	0,18	0	121			72,41	87,55	4,73						
	25-1-2003	2.864.895		51,5	0,93	47,90	0,2	0,88	0,18	0	150			89,19	52,19	2,82						
	27-1-2003	663.935		48	0,93	44,64	0,2	0,88	0,18	0	139			83,44	209,94	11,34						
	29-1-2003	3.252.492		44,1	0,93	41,01	0,2	0,88	0,18	0	128			75,81	39,39	2,13						
	30-1-2003	1.102.777		46,3	0,93	42,13	0,2	0,88	0,18	0	132			79,04		0,44						

Quelle: Bosker, A. A. J. / Jacobs K. J. (2005): Evaluation of Proposed CO₂ Indexing System, Leeuwarden, Seite 63

Im Rahmen einer Studie wurden die Einsatzdaten des Schiffes MV Slingeorg zwischen Januar 2003 und Dezember 2004 überprüft, der Index variierte zwischen 3,41 und 2,75 Kilogramm CO₂ pro 100 Tonnenkilometer (Bosker/Jacobs 2005: 63ff).

⁵⁶ Aufbauend auf dem Qualitäts- und Sicherheitsmanagement der International Standardisation Organization (ISO), der ISO9000-Serie stellt die ISO14000-Serie Grundsätze für freiwillige Umweltmanagementsysteme zusammen, die einen kontinuierlichen Verbesserungsprozess bei den beteiligten Unternehmen bewirken sollen.

Ein Emissionsindex kann auch für andere Schadstoffe entwickelt werden. Die Indices bilden die Grundlage für die Differenzierung von Steuern, Gebühren oder Versicherungsbeiträgen (Skjølsvik et al. 2000: 147).

Ein alternativer Ansatz zur Abgasmessung oder Indexierung von Schiffen wären die im Abschnitt 6.3.3 dargestellten Schadstoffklassen für Neubauten und im Einsatz befindliche Schiffe.

6.4.4 Anreize durch Preissteuerung

6.4.4.1 Umgestaltung bestehender Entgeltsysteme

Ein Vorbild für die Rolle der IMO bei der Umgestaltung bestehender Entgeltsysteme stellt die in Abschnitt 5.1.2 vorgestellte IMO-Resolution A. 747 (18) dar, in der 1993 eine Empfehlung zur Absenkung der Hafen- und Lotsgebühren für Öltanker mit getrennten Ballasttanks und Doppelhüllen eingeführt wurde. Auf dieser Grundlage differenzierten weltweit Häfen ihre Tarifstrukturen und schufen so Anreize zur Investition in umweltfreundlichere Schiffe. Darauf aufbauend könnten auch neue IMO-Resolutionen entwickelt werden, die eine freiwillige Differenzierung von Hafengebühren für Schiffe mit reduzierten atmosphärischen Emissionen fördern. Wie im Abschnitt 6.3.4.1 erörtert, würde eine internationale Umsetzung freiwillige Investitionen unterstützen. Nach dem Vorbild der IMO-SBT-Empfehlung kann die Entwicklung von freiwilligen Richtlinien ein Problembewusstsein schaffen und Lösungswege skizzieren. So können in Häfen und Regionen Instrumente entwickelt werden, die den jeweiligen Handlungsmöglichkeiten entsprechen. Durch einheitliche Grundsätze wird trotzdem auch für weltweit operierende Schiffe eine Vergleichbarkeit und die Harmonisierung dezentraler Systeme ermöglicht.

Einen Schwerpunkt des Vorgehens im Rahmen der IMO sollte die Vereinheitlichung von Mess- und Zertifizierungsverfahren bilden. Die Richtlinien sollten sich in erster Linie auf die Bewertung von Emissionen und die Bestimmung von schiffsspezifischen Benchmarks beziehen. Häfen können so zunächst Systeme auf der Basis verfügbarer Nachweissysteme einführen und in einem zweiten Schritt den IMO-Emissionsindex nutzen. Ein Nach-

weis über die Emissionswerte eines Schiffs kann so die Bemessungsgrundlage für Entgeltsysteme in aller Welt sein. Eine Möglichkeit dazu ist die Umweltindexierung der Schiffe, wie es bereits von Norwegen im Rahmen der IMO vorgestellt wurde. Wie bereits in Kapitel 5.2.4 dargestellt, stellt das System aber erhebliche Verwaltungsanforderungen an die Reeder. Vereinfachende Alternativen sind die ebenfalls in Kapitel 5 vorgestellten Nachweisverfahren des *Green-Award-Systems* und des *Schwedischen Modells*. Ein solcher Index kann als Grundlage zur Differenzierung von Hafengebühren, Steuern und anderen Abgaben genutzt werden. Neben einer verpflichtenden Einführung für alle Schiffe kann ein solches System auch auf freiwilliger Basis eingeführt werden.

6.4.4.2 Einführung neuer Instrumente

Die kurz- und mittelfristige Entwicklung neuer Maßnahmen zur Reduzierung atmosphärischer Emissionen im Rahmen der IMO baut auf der im Herbst 2004 begonnenen Überarbeitung des MARPOL Annex VI auf. Parallel wird, wie im Abschnitt 6.4.3 dargestellt, im Rahmen der IMO-Treibhausstrategie die Entwicklung eines Emissionsindex für Treibhausgase vorangetrieben. Eine eher langfristige Option ist die Einführung eigenständiger Umwelt- und Nutzungsentgelte, deren Umsetzung auf Staaten übertragen wird. Ebenso kann die Einführung eines neuen IMO-Entgelts aber auch mit der Bildung einer neuen überstaatlichen und der IMO zugeordneten Institution verbunden werden. Diese Entgeltbehörde würde die Einführung und Weiterentwicklung eines Abgabensystems übernehmen. Neben dem Motiv des Umweltschutzes würde die Erschließung eigenständiger Einnahmen der IMO einen größeren Handlungsspielraum und eine höhere Unabhängigkeit von den Interessen der Flaggenstaaten geben. Als Bemessungsgrundlage eignen sich von daher auch nicht nur umweltrelevante Kriterien wie Emissionen oder der Verbrauch von Schiffskraftstoffen, sondern auch die Nutzung der Hohen See als Transportweg oder entfernungsabhängige Transportsteuern. Im Folgenden werden zwei Anwendungsfälle betrachtet: Emissionsabgaben auf Schiffskraftstoffe und entfernungsabhängige Umweltabgaben für die Nutzung der Hohen See. Zusätzlich wird der Aufbau eines IMO-Fonds zur Subventionierung umweltfreundlicher Verhaltensweisen diskutiert.

Emissionsabgaben auf Schiffskraftstoffe schaffen Anreize, höherwertigere Bunkeröle zu nutzen, die Verbrauchsmengen zu reduzieren oder Abgasreinigungstechnologien zu nutzen. Ein solches Entgelt könnte ein gestaffelter Zuschlag auf alle Treibstoffe mit einem

Schwefelgehalt sein. Beispielsweise würden 5 Euro pro 0,1 Prozent Schwefel eine Tonne Schweröl mit einem Schwefelgehalt von 2,7 Prozent um 135 Euro verteuern. Eine Tonne Gasöl, mit 0,2 Prozent Schwefelgehalt, würde nur um 10 Euro verteuert. Die im Abschnitt 3.1.3 dargestellten Preisunterschiede zwischen den unterschiedlichen Treibstoffqualitäten würden aufgehoben und zum Teil umgekehrt. Die Erhöhung der Betriebskosten würde kurzfristig zu einer Optimierung der Tonnagenutzung und Routenplanung führen. Je nach Höhe der Abgabe würden SO₂-, CO₂- und Partikelemissionen gemindert. Eine Emissionsabgabe auf Schiffskraftstoffe kann weltweit beim Verkauf erhoben werden. Ähnlich wie bei der Mineralölbesteuerung kann sie aber auch bereits bei den Raffinerien erhoben werden. Diese würden die Mehrkosten dann an ihre Kunden weitergeben. Da es im Vergleich zu den Endverkäufern nur sehr wenige Raffinerien gibt und diese in fast allen Ländern bereits eine Form von Mineralölsteuer zahlen, würde eine solche Abgabe vergleichsweise wenig zusätzlichen Verwaltungsaufwand bedeuten.

Einen anderen Ansatzpunkt für neue Entgelte bildet die Nutzung der Hohen See und der Hoheitsgebiete als Transportwege. Während innerhalb der Hoheitsgewässer Staaten grundsätzlich für die Inanspruchnahme von Dienstleistungen Gebühren erheben dürfen, etwa für Streckenmarkierungen, ist die Erhebung von Umweltnutzungsgebühren auf Seewege im Hoheitsgebiet in einem nationalen Alleingang schwierig (Kågeson 2005: 15). Mit einer Erweiterung des Seerechts kann einerseits eine rechtliche Grundlage geschaffen werden, um national eine Internalisierung von Umweltkosten zu ermöglichen. Andererseits kann auch eine Grundlage für Nutzungsentgelte von Seewegen geschaffen werden. Eine Gebühr für das Befahren nationaler Gewässer und der Hohen See könnte auf Basis der folgenden Formel festgelegt werden:

$$\text{Nutzungsentgelt} = \text{Reisestrecke} * (\text{Schiffsgröße} * \text{Umweltklasse})$$

Neben der zurückgelegten Strecke bilden die Ladungskapazität und die Umweltintensität des Schiffes Faktoren bei der Berechnung des Nutzungsentgelts. Für die Umweltintensität können kurzfristig der CO₂-Index oder die im Abschnitt 6.3.3 dargestellten Schadstoffklassen genutzt werden. Da atmosphärische Emissionen aber nur einen Teil der gesamten Umweltwirkungen eines Schiffes darstellen, ist zu einem späteren Zeitpunkt die Einbeziehung weiterer Umweltaspekte und die Entwicklung eines umfassenden Indices empfehlenswert. Allerdings ermöglichen atmosphärische Emissionen einen Einstieg. Das Gebührenaufkommen kann anteilig auf die Staaten, deren Hoheitsgewässer befahren werden, verteilt werden. Der Gebührenanteil für die Reisestrecke auf Hoher See kann der IMO zur Verfügung gestellt werden.

Eine Schwierigkeit bei einem solchen Nutzungsentgelt ist die Erhebung der Gebühren. Aufbauend auf dem im Abschnitt 6.3.4.2 vorgestellten System entfernungsabhängiger Gebühren, bieten sich Häfen dafür an. Getrennt von den Hafengebühren würde das Seewegsnutzungsentgelt von der Hafenverwaltung erhoben und an eine nationale Institution weitergeleitet. Von dort findet die Verteilung auf die anspruchsberechtigten Staaten bzw. die IMO statt.

Die neuen IMO-Einnahmen könnten, statt zur Finanzierung der IMO-Verwaltung, auch einem neuen Fonds zugeführt werden, der zur Subventionierung umweltfreundlicher und sicherer Schiffe genutzt wird. Je nach Umfang der verfügbaren Mittel könnten entweder Projekte zur Emissionsminderung auf allen Schiffen, Anpassungsbeihilfen für Reedereien oder Demonstrationsprojekte finanziert werden. Der Fonds könnte durch die *Globale Umweltfazilität* (Global Environment Facility, GEF) verwaltet werden. Diese 1991 gegründete Finanzierungsorganisation mehrerer UN-Programme wurde von verschiedenen Geberländern mit Mitteln zur Finanzierung von Umweltschutzprojekten ausgestattet.⁵⁷

Eher im Rahmen der bisherigen IMO-Aktivitäten wäre eine Entwicklung internationaler Richtlinien für Subventionsprogramme in den Flaggenstaaten. Aufgrund der verzerrenden Wirkung auf den Hafen- und Schifffahrtswettbewerb muss ein Rahmen definiert werden, der einerseits eine Lenkungswirkung der Instrumente zulässt, aber andererseits nicht mit den Regeln der Welthandelsorganisation in Konflikt gerät. Mögliche Richtlinien können für Nachlässe auf Hafen- und Infrastrukturgebühren sowie für Prämien für den Verzicht auf schwefelhaltige Schiffskraftstoffe entwickelt werden.

Um eine direkte Umweltschutzwirkung zu erreichen, ist neben Demonstrationsprojekten die Entwicklung von Subventionsprogrammen zum Einsatz umweltfreundlicher Technologien auf neuen und existierenden Schiffen erforderlich. Eine Option wäre die Ausschreibung von Fördermitteln, wie sie im Bereich der Förderung erneuerbarer Energietechnologien in einigen europäischen Ländern eingesetzt wurde. Grundlage könnte ein europäischer Innovationsfonds zur Förderung innovativer Umweltschutztechnologien auf Seeschiffen bilden.

⁵⁷ Für weitere Informationen: www.gefweb.org

6.4.5 Anreize durch Mengensteuerung

6.4.5.1 Einführung eines Emissionshandels zwischen Seeschiffen

Die Funktionsweise möglicher weltweiter Emissionshandelssysteme zwischen Seeschiffen weist große Parallelen zu den unter Abschnitt 6.3.5.1 vorgestellten Instrumenten für europäische Gewässer auf. Mit den Nachweissystemen entsprechend MARPOL Annex VI und dem IMO-CO₂-Index bestehen allerdings Bemessungsgrundlagen für ein weltweites System. Darauf aufbauend soll ein CO₂-basiertes *benchmark trading* skizziert werden. Eine Alternative dazu ist die Kontingentierung der CO₂-Emissionen der internationalen Seeschifffahrt und ein geschlossener *cap and trade*-Emissionshandel.

Ein verbindlicher Emissionshandel auf der Basis eines CO₂-*benchmark* setzt zunächst die Festlegung eines Bewertungsschemas und die Anwendung auf alle Schiffe der Welt handelsflotte voraus, entsprechend der im Abschnitt 6.4.3 dargestellten Methodik. Wie bereits dargestellt, werden bei *benchmarking*-Handelssystemen Emissionsfaktoren schiffsspezifisch Schiffe definiert. In Verbindung mit den durchschnittlichen jährlichen Fahrleistungen können so schiffsspezifische Gesamtemissionsmengen bestimmt werden. Emittiert ein Schiff mehr als vergleichbare andere Schiffe, müssen Zertifikate zugekauft werden. Handelsgeschäfte können dabei entweder direkt mit anderen Schiffen bzw. Reedern durchgeführt werden oder über eine Emissionshandelsstelle.

Um die jährlichen Emissionen pro Tonnenkilometer berechnen zu können, sind umfangreiche Daten über jedes einzelne Schiff erforderlich, auf deren Basis der Index festgelegt wird. Informationen über Investitionen, Ladung oder Treibstoffverbrauch sind allerdings wettbewerbsrelevant, wodurch die Weitergabe an Dritte behindert wird. Allerdings könnte diese Aufgabe auch an die Klassifikationsgesellschaften übertragen werden. Die jährliche Festlegung eines Indexwerts kann eine Erweiterung ihrer technischen Überwachungsaufgaben sein. Um die Komplexität des Handelssystems zu reduzieren, ist es zunächst sinnvoll, Durchschnittswerte für verschiedene Schiffstypen festzulegen und die technischen Eigenschaften und Einsatzdaten eines Schiffes lediglich zur Zuordnung zu Kategorien zu nutzen. Beispielsweise der Kategorie „IMO Durchschnitt für Ro/Ro-Schiffe“ statt der für die MV Slingeborg berechneten Indexwerte von 3,41 und 2,75 Kilogramm CO₂ pro

100 Tonnenkilometer (vgl. Abschnitt 6.4.3). Würden von der Klassifizierungsgesellschaft im Rahmen ihrer Schiffsinspektion eine hohe Fahrleistung, Geschwindigkeitsreduzierungen oder andere Abweichungen festgestellt, kann die Differenz zum Durchschnitt ermittelt werden. Umgerechnet in Tonnen CO₂ kann so ein Handel zwischen Schiffen initiiert werden. Auf Basis der *benchmarks* würde auch der Verzicht auf die Nutzung von Seeschiffen zu einer Einnahmequelle für die Reeder.

Während bei einem CO₂-basierten *benchmark trading* der Handel zwar Anreize für Emissionsminderungen auf Schiffen schafft, aber keine Kontingentierung der CO₂-Emissionen der internationalen Seeschifffahrt bedeutet, würde ein geschlossener *cap and trade*-Emissionshandel eine solche Obergrenze für alle Schiffe schaffen. Zentrale Unterschiede zu dem im Abschnitt 6.3.5.1 vorgestellten Emissionshandelssystem in der EU sind: Erstens, für den Klimaschutz bildet Artikel 2.2 des Protokolls von Kioto, bzw. der Folgevertrag für die Periode ab 2012, die Handlungsgrundlage. Dies erfordert einen internationalen Konsens über die Zuweisung der Emissionen (vgl. Abschnitt 6.4.2). Zweitens erweitert die weltweite Ausrichtung des Handels die Möglichkeiten zur Einbeziehung von Emittenten und reduziert die Ausweichmöglichkeiten durch Umflaggen der Schiffe oder Verlagerung des Bunkerns. Gleichzeitig, drittens, wird die Einführung, das Management und die Kontrolle eines weltweiten Systems anspruchsvoller.

6.4.5.2 Einführung eines Emissionshandel zwischen Seeschiffen und landseitigen Akteuren

Ein offenes Emissionshandelssystem kann im Seeverkehr auf verschiedenen Wegen eingeführt werden. Gelingt es, einen schiffsspezifischen Emissionsindex für Treibhausgase zu definieren, kann dieser auch als Basis für ein *benchmark*-Handelssystem genutzt werden, ebenso können die Emissionen kontingentiert werden. Eine solche Lösung würde aber eine starke Rolle der IMO voraussetzen. Politisch realistischer für die Periode bis 2012 ist daher die Eingliederung des Seeverkehrs in die flexiblen Instrumente des Kioto-Protokolls oder in entsprechende regionale Regime. Die Schifffahrt würde dann

ähnlich wie Entwicklungsländer generierte Emissionszertifikate als *credits* in bestehende Handelssysteme verkaufen können.

Die Weiterentwicklung des bereits im Abschnitt 4.3.3 dargestellten *clean development mechanism* (CDM) für den internationalen Seeverkehr könnte einen Anreiz für Emissionsminderungen an Bord schaffen, und zugleich würde so der Grundstein für ein weitergehendes Emissionshandelssystem gelegt werden. Der CDM basiert auf dem gleichen Ansatz wie *joint implementation*: Investitionen in Emissionsreduktions- oder Speicherungsprojekte generieren Minderungszertifikate ("*certified emission reductions*, CERs"), die auf das Konto des Investors transferiert werden können. Im Unterschied zu JI wird beim CDM das Minderungsprojekt in einem Entwicklungsland, einem Nicht-Annex-I-Staat durchgeführt. Da diese Länder kein quantitatives Emissionsziel haben, wird durch die Übertragung der CERs an einen Staat mit Emissionskontingent das Gesamt-Emissionsbudget der Annex-B-Staaten vergrößert. Um die ökologische Integrität des Kyoto-Systems trotzdem zu gewährleisten, ist daher ein stringentes Verifizierungs- und Zertifizierungsregime notwendig. Aus dieser Notwendigkeit resultiert, dass der CDM bei weitem das reichhaltigste und komplexeste der flexiblen Instrumente ist. Das existierende Regelwerk des CDM könnte relativ problemlos auf die Situation im Seeverkehr übertragen werden. Emissionsprojekte auf Schiffen werden mit solchen in so genannten Entwicklungs- und Schwellenländern gleichgesetzt. Im Abgrenzung zu dem „normalen“ CDM kann auch von einem *WetCDM* gesprochen werden (Bode et.al 2002: 178).

Mit projektorientierten Emissionsminderungen im Seeverkehr kann unmittelbar begonnen werden, nachdem ein *WetCDM*-Übereinkommen zwischen der IMO und dem Sekretariat der Klimarahmenkonvention gefunden wurde. Da es nicht um eine Zuweisung von Emissionsrechten, sondern um einen Handel mit Umweltschutzzertifikaten geht, kann die Einführung eines *WetCDM*-Systems von der Entscheidung über die Allokation der Treibhausgasemissionen des Seeverkehrs getrennt werden. Die Festlegung auf ein eigenes Minderungsziel des Seeverkehrs in der zweiten Verpflichtungsperiode ab 2012 bleibt aber notwendig (Bode et al. 2002: 178).

Parallel zu einem weltweiten *WetCDM* ist auch ein regionaler Handel möglich, ohne dass notwendigerweise die Frage der Allokation gelöst ist. In der EU wird ein Emissionshandelssystem für CO₂ eingeführt. Darin können einige zehntausend europäische Kraftwerke und Industrieunternehmen ihre über nationale Allokationspläne zugewiesenen Emissions-

rechte handeln. Über CDM und JI können zusätzliche Emissionszertifikate gekauft und so die Umsetzungskosten der beteiligten Unternehmen in der EU gesenkt werden. Im Jahr 2005 begann die Diskussion, den europäischen Flugverkehr in dieses System zu integrieren. Da die Emissionsvermeidungskosten der Luftfahrt wahrscheinlich oberhalb des zu erwartenden Handelspreises für CO₂-Zertifikate liegen, wird der Flugverkehr ein Nettokäufer für Emissionsrechte. Ebenso wie der Flugverkehr könnte auch der Seeverkehr in dieses System integriert werden. Eine Begrenzung auf CO₂ klammert dabei die anderen Treibhausgasemissionen und indirekten Klimaeffekte der Schiffemissionen aus, wodurch die Transaktionskosten reduziert werden. Die Möglichkeit eines Verkaufs von Emissionsrechten an andere Sektoren kann für viele Reeder einen Anreiz zur freiwilligen Realisierung von Klimaschutzprojekten darstellen.

Die flexiblen Instrumente des Kioto-Protokolls ermöglichen den beiden Ländern in der Abbildung einen Handel mit Emissionsrechten, wie im Abschnitt 4.3 dargestellt. Neben Handelsgeschäften zwischen den Staaten können auch projektbasierte Emissionsminderungen zwischen diesen beiden Ländern als so genanntes *Joint Implementation* realisiert werden, Land 1 investiert so in Klimaschutz im Land 2 und kann sich die Emissionsreduktionen selbst gutschreiben. Finden diese Projekte in Ländern ohne eigenes Emissionsziel statt, werden nicht nur Rechte innerhalb des Systems gehandelt, sondern auch zusätzliche Rechte von außen eingekauft. Den Emittenten in Land 1 wird so die Realisierung des Klimaschutzziels erleichtert. Für die Länder ohne eigenes Emissionsziel liegt der Anreiz in den Begleiteffekten des Klimaschutzprojekts wie z. B. die Modernisierung eines Kraftwerks, das nicht nur effizienter ist, sondern auch weniger Luftschadstoffe freisetzt.

WetCDM-Zertifikate entstehen, wenn ein Schiff Emissionsreduktionen durchgeführt hat (Schiff D). Unternehmen C in dem Land mit eigenem Emissionskontingent darf die Zertifikate aber nur auf das eigene Emissionsziel anrechnen, wenn sie durch eine unabhängige Institution verifiziert sind. Die Kosten von *WetCDM*-Zertifikaten stehen in einem Wettbewerb mit Emissionsreduktionen in Ländern mit und ohne Emissionsminderungsziele.

Ein großer Vorteil der Seeverkehrswirtschaft bei der Einführung von *WetCDM* ist die etablierte Zusammenarbeit der Schifffahrt mit unabhängigen Zertifizierungsunternehmen und den Klassifikationsgesellschaften. Einige der Gesellschaften haben ihre Geschäftsfelder bereits in andere Sektoren ausgeweitet und agieren international in der Evaluation und Zertifizierung von CDM Projekten. Deren Erfahrungen in anderen Sektoren könnten nun wiederum die Einführung eines Emissionshandels im Seeverkehr erleichtern.

6.4.6 Perspektiven anreizorientierter Instrumente

Auch die Beurteilung der Perspektiven eines weltweiten Einsatzes marktorientierter Instrumente wird anhand der drei Leitfragen vorgenommen: Erstens nach dem Interesse an umweltpolitischem Handeln, zweitens nach den relevanten Akteuren auf der Handlungsebene und drittens nach umsetzbaren Anwendungsformen preis- und mengensteuernder Instrumente.

Trotz der engen politischen und wirtschaftlichen Verflechtungen umweltpolitischer Handlungsebenen ist eine Delegation von Kompetenzen zur IMO keine realistische Perspektive, kurzfristig eine Lenkungswirkung zur Minderung der Luftschadstoff- und Treibhausgasemissionen des Seeverkehrs zu schaffen. Wie bereits oben dargestellt, gibt es neben theoretisch überzeugenden, aber praktisch nicht realisierbaren ökonomischen Instrumenten, noch zweitbeste Lösungen, die dafür durch eine Weiterentwicklung bestehender Regime realisierbar erscheinen. Aufbauend auf der Untersuchung von Handlungsmöglichkeiten auf lokaler, regionaler und internationaler Ebene kann man zusammenfassend feststellen, dass nur durch das Zusammenspiel der verschiedenen Instrumente und Institutionen vorhandene Reduktionspotentiale erschlossen werden können. Für die Einführung von ökonomischen Instrumenten auf internationaler Ebene kann die IMO nur die Rahmenbedingungen schaffen. Vorreiterrollen in Häfen und Wirtschaftsregionen sind eine wichtige Voraussetzung für eine Thematisierung innerhalb des MEPC und eine weltweite Harmonisierung preis- und mengensteuernder Instrumente.

Das IMO-Interesse an marktorientierten Instrumenten zur Reduzierung atmosphärischer Emissionen kann weniger als originäres Umweltschutzinteresse der UN-Seeverkehrsorganisation und ihrer Repräsentanten gesehen werden. Vielmehr stammt

der Impuls in erster Linie aus dem Kontext der nationalen und regionalen Umweltpolitik, sowie der Klimarahmenkonvention und der daran arbeitenden Verbände und nationalen Umweltministerien. In der Klimapolitik besteht durch den Kioto-Artikel 2.2 zudem eine Parallelität mit dem Flugverkehr. Fortschritte im Umweltregime anderer Verkehrsträger bauen zudem Handlungsdruck auf. Gelingt es nicht, mit internationalen Lösungen rechtzeitig zu reagieren, kann es zu einer Entwicklung stringenterer Ansätze auf dezentraler Ebene kommen. Wie bereits für den regionalen Ansatz erläutert, schafft die Zusammenarbeit mit anderen Emittenten, etwa im Rahmen des *WetCDM*-Mechanismus oder von Handelskonsortien, auch Anreize für ein stärkeres Engagement der Seeverkehrswirtschaft.

Diese positiven Anreize könnten kurzfristig eine bedeutende Rolle für Luft- und Klimaemissionen spielen. Unabhängig von der noch ungelösten Frage der Allokationen der Treibhausgasemissionen oder des *Environmental Indexing* können so Erfahrungen im Umgang mit ökonomischen Instrumenten gesammelt werden. Dabei muss aber sichergestellt werden, dass diese Instrumente mittelfristig durch anspruchsvollere Instrumente ersetzt werden. Der freiwillige Index könnte dabei in einen verpflichtenden *benchmark* weiterentwickelt werden. Für die Post-Kioto-Periode nach 2012 sind auch Emissionskontingente vorstellbar.

Längerfristig können streckenbezogene Entgelte für die Nutzung der hohen See Einnahmen für einen GEF-Schiffahrtfonds schaffen. Von hoher Bedeutung für die Luftreinhaltung in den Regionen mit hoher Luftbelastung ist die Weiterentwicklung der Nachweissysteme für Luftemissionen, wie Stickoxide. Auf dieser international anerkannten Basis können dann regionale Umweltschutzinstrumente ergriffen werden .

Wie auch bei anderen umweltpolitischen Instrumenten kann ein Emissionshandel im Seeverkehr die sozioökonomischen Unterschiede zwischen Industrie-, Schwellen- und Entwicklungsländern vertiefen. Gelingt es aber, Emissionsminderungskonzepte für ältere Schiffe zu entwickeln, entstünden auch neue Wertschöpfungspotenziale. Ein Beispiel wären hier Geschwindigkeitsreduktionen für ältere Schiffe.

6 Schlussfolgerungen

Die bisher im Seeverkehr eingeführten umweltpolitischen Instrumente zur Verminderung atmosphärischer Emissionen haben nicht ausgereicht, um die vorhandenen kosteneffektiven Umweltschutzpotenziale auf Schiffen zu erschließen. Soll ein mit anderen Verkehrsträgern oder stationären Emissionsquellen vergleichbares Umweltschutzregime angestrebt werden, sind weitere Anreize notwendig, die flexibel auf die unterschiedliche Marktsituation einzelner Emittenten in der Seeverkehrswirtschaft eingehen können. Diese Anreize ergeben sich aus einem Möglichkeitenraum rechtlicher, politischer und wettbewerbsorientierter Rahmenbedingungen, die auf den verschiedenen Handlungsebenen innerhalb eines Umweltregimes unterschiedlich ausfallen. Eine marktorientierte Umweltpolitik wird nicht nur durch das Nebeneinander von lokaler Umweltqualität, regionaler Luftverschmutzung und globalem Klimawandel erschwert, sondern auch durch die fehlende Vernetzung der umweltpolitischen Akteure. Um Schifffahrt zukünftig auch als umweltfreundlichen Verkehrsträger darstellen zu können, ist es wichtig, parallel die Möglichkeitenräume zum Umweltschutz auf den Handlungsebenen zu erschließen.

Im Kapitel 6 wurden Optionen für ein isoliertes Handeln auf den drei zentralen Handlungsebenen entwickelt. In Häfen als den Umschlagsorten von Ladung und Bunkerölen, Institutionen auf der Ebene der Regionen mit einer hohen ökonomischen und politischen Vernetzung, sowie auf der globalen Ebene der Internationalen Seeverkehrsorganisation, IMO. Die für die drei Ebenen jeweilig entwickelten Perspektiven haben gezeigt, dass eine marktorientierte Weiterentwicklung der existierenden Umweltpolitik machbar ist. Die politische Durchsetzungskraft hängt von der Einbeziehung der Nutznießer der Emissionsminderungen in den Verhandlungsprozess ab und lässt sich steigern, gelingt es den höheren Anforderungen an die Schiffe auch positive Anreize gegenüber zu stellen. Die existierenden Spielräume lassen sich durch Kooperationen zwischen verschiedenen Handlungsebenen erweitern. Häfen und Regionen können horizontal nach Partnern suchen, mit denen gemeinsam Problemlösungen gesucht werden und neue Ansätze in Pilotprojekten erprobt werden. Diese freiwillige Zusammenarbeit bietet sich aber in erster Linie für neue Partnerschaften an, die über bisherige regionale Vernetzungen innerhalb von Regionen wie der EU hinausgehen. Ein wechselseitiger Wissenstransfer könnte insbesondere durch die Zusammenarbeit mit den USA, Indien, Japan oder China erreicht werden. Ziel sollte dabei weniger die Durchsetzung von Emissionsminderungszielen, son-

dern die Verständigung auf gemeinsame Grundsätze und Bemessungsgrundlagen sein. Innerhalb der EU können Subregionen wie die Ostsee eine Vorreiterrolle einnehmen. Doch bereits in diesen kleineren Räumen zeigen sich, aufgrund der unterschiedlichen Umweltschutzpräferenzen, die Grenzen freiwilliger Umweltpolitik. Für die Realisierung von Umweltqualitätszielen in Europa ist von daher die verpflichtende Einführung von Instrumenten durch die EU unerlässlich. Nur so kann die Einbeziehung aller Mitgliedsstaaten gewährleistet werden. Durch eine marktorientierte Ausgestaltung kann die Zielerreichung allerdings flexibilisiert werden. Indem Umweltschutz einen Gegenwert bekommt, wird das freiwillige Handeln belohnt, während andere mit Kosten für ihre Emissionen konfrontiert werden.

Noch deutlich vor der horizontalen Zusammenarbeit zwischen den Handlungsebenen ist die vertikale Verknüpfung der umweltpolitischen Akteure auf unterschiedlichen Ebenen eine zentrale Voraussetzung für die Schaffung wirksamer Anreize für Schiffe. Erst wenn es gelingt, die „unsichtbaren“ Emittenten mit den anderen Verursachern und den Betroffenen einer reduzierten Umweltqualität in Verbindung zu setzen, ist es möglich anspruchsvolle Instrumente einzuführen. Dabei haben Häfen eine Doppelrolle: zunächst als Ort, an dem, angepasst an lokale Umwelt- und Wettbewerbsbedingungen, Instrumente zur Minderung lokal wirksamer Emissionen eingeführt werden. Durch die Vielzahl der Ansätze kommt diesem Handeln so eine Laborfunktion zu, um eine Bandbreite von Möglichkeiten zu identifizieren, die Häfen verordnet werden können, die nicht freiwillig handeln. Die andere Rolle für Hafen ist die als Implementierungsebene einer marktorientierten Umweltpolitik der EU. Der Großteil aller in europäischen Gewässern operierenden Schiffe läuft mindestens einen EU-Hafen an. Die Möglichkeit, Emittenten mit einem Anreizsystem zu erfassen, kann zusätzlich zu bisherigen Entgeltstrukturen Emissionsminderungspotenziale erschließen.

Eine zentrale Rolle für die Entwicklung neuer und die Harmonisierung von hafenbezogenen Anreizen für den Seeverkehr hat die Europäische Union. In dieser Region finden sich sowohl Mitgliedsländer, die von Emissionen betroffen sind, als auch Flaggenstaaten mit einem Interesse an möglichst wenigen neuen Auflagen für ihre Flotte. Bei der Überwindung dieser Gegensätze könnte eine Einbeziehung der Seeschifffahrt in das bestehende CO₂-Emissionshandelssystem ein erster Schritt sein. Für Luftschadstoffe erscheint ein differenziertes Vorgehen sinnvoll. SO₂-Emissionen könnten mit *credit-based*-Emissionshandelssystemen angesteuert werden, die sowohl Handelskonsortien zwischen Schiffen wie auch den Handel mit landseitigen Emittenten zulassen. Für NO_x- und

PM-Emissionen ist ein streckenbezogenes Emissionsentgelt eine gute Option, Anreize zu schaffen. Beim Emissionshandel würden Häfen dezentrale Märkte aufbauen und den Handel organisieren. Das Entgelt würde von den Hafentgeltstellen eingezogen, allerdings getrennt von den normalen Gebühren. Einnahmeüberschüsse sollten allerdings nicht vor Ort für Subventionen genutzt, sondern an einen zentralen Fonds weitergeleitet werden.

In dieser vernetzten Umweltpolitik hängt umweltpolitischer Fortschritt nicht ausschließlich von der IMO ab. Diese Institution hat aber eine zentrale Rolle bei der Entwicklung gemeinsamer Bemessungsgrundlagen und Kontrollmechanismen. Bei der Fortentwicklung des MARPOL Annex VI werden aber globale Mindeststandards festgelegt, auf der eine marktorientierte Umweltpolitik aufbauen kann. Eine längerfristige Perspektive für die IMO ist die Entwicklung von globalen Nutzungsentgeltstrukturen für die Nutzung der Hohen See.

Dabei sollte aber die Erwartungshaltung an einzelne umweltpolitische Instrumente nicht zu hoch angesetzt werden. Entscheidend für den Erfolg einer Marktorientierung der Umweltpolitik ist weniger die Entdeckung eines archimedischen Punktes, als die Verbindung von vorhersehbaren und langfristigen Politikzielen mit realistischen Anreizen, die mit den Investitionszyklen der Industrie korrespondieren. Die langfristige Kapitalbindung der Reeder und Mineralölwirtschaft erfordert eher ein vorherbestimmbares Handeln des Staates als die Wahl eines einzigen Instrumententyps.

Literatur

- ACID RAIN (2005): The CAFE Programme and the Thematic Strategy on Air Pollution, The Swedish NGO Secretariat on Acid Rain, Environmental Fact Sheet No. 19, December 2005, Göteborg
- ÅGREN, CHRISTER (2002a): Emissions trading- Extending it to ships, in: Acid Rain News No. 4, December 2002, www.acidrain.org
- ÅGREN, CHRISTER (2002b): Editorial – Can They be Serious, in: Acid Rain News No. 4, December 2002, www.acidrain.org
- ÅGREN, CHRISTER (2004): Economic Instruments studied, in: Acid Rain News No. 1, March 2004, www.acidrain.org
- ALTVATER, ELMAR / MAHNKOPF, BIRGIT (1996): Grenzen der Globalisierung Ökonomie, Ökologie und Politik in der Weltgesellschaft, Münster
- AMANN, MARCUS (1996), COST-EFFECTIVE CONTROL OF ACIDIFICATION AND GROUND-LEVEL OZONE, LAXENBURG
- ARRETZ, MICHAEL (2000): Optimising Transport Chains, Präsentation für den Otto Versand Hamburg auf der Green Shipping Konferenz am 16./17. Februar 2000, Hamburg
- BARTMANN, HERMANN (1996): Umweltökonomie – ökologische Ökonomie, Stuttgart, Berlin, Köln
- BAUMOL, WILLIAM J., / OATES, WALLACE E. (1971), The Use of Standards and Prices for Protection of the Environment, in: Swedish Journal of Economics, 73, March 1971, Seite 42-54, gefunden in: Oates, Wallace E. (Hrsg.) (1994) The Economics of the Environment, Cambridge, S. 161-173
- BEICIP-FRANLAB (2002): Advice on Impact of Reduction in Sulphur Content of Marine Fuels Marketed in the EU, Study C.1/01/2002 for the European Commission Directorate General for Environment, Brüssel
- BEHRENDT, SIEGFRIED / PFITZNER, RALF / KREIBICH, ROLF / HORNSCHILD, KURT (1998): Innovationen zur Nachhaltigkeit – Ökologische Aspekte der Informations- und Kommunikationstechniken, herausgegeben von der Enquete-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt“ des 13. Deutschen Bundestages, Berlin, Heidelberg
- BETTELHÄUSER, FRITZ / ULLRICH, PETER (HRSG.) (1999): Das 8 Punkte Programm für ein sozial- und umweltverträgliches Schiff, Ergebnisse und Vorschläge aus der Arbeit des Arbeitskreises der IG Metall „Andere Nützliche Produkte“, Bremen
- BINDER, KLAUS GEORG (1999): Grundzüge der Umweltökonomie, München

- BINSWANGER, HANS-CHRISTOPH / GEISSBERGER, W. / GINSBURG, T. (1979): Wege aus der Wohlstandsfalle – der NAWU-Report: Strategien gegen Arbeitslosigkeit und Umweltkrise, Frankfurt a. M.
- BOHM, PETER (1995), "An analytical approach to evaluating the national net costs of a global system of tradeable carbon emission entitlements" UCTAD/GID/9, Genf
- BOSKER, A. A. J. / JACOBS K. J. (2005): Evaluation of Proposed CO Indexing System, Leeuwarden
- BODE, SVEN / ISENSEE, JÜRGEN / KRAUSE, KARSTEN / MICHAELOWA, AXEL (2002): Climate Policy: Analysis of Ecological, Technical and Economic Implications for International Maritime Transport, in: International Journal of Maritime Economics, Issue 4/2002, London, Seite 164-186
- BOKDAM, PAUL (2000): ISO 14001: a common language for Green Shipping. Presentation held on the Green Shipping Hamburg Conference on the 16/17 February 2000 in Hamburg on behalf of Lloyd's Register, Rotterdam
- BORRMANN, JÖRG / FINSINGER, JÖRG (1999): Markt und Regulierung, München
- BORNEMANN, SILKE / HARBRECHT, JENS-PETER / KAPS, HERMANN (1999): Entwicklung eines Kriterienkatalogs für die Vergabe des Prädikats "Umweltfreundliches Schiff", Forschungsbericht der Gesellschaft für Angewandten Umweltschutz und Sicherheit im Seeverkehr (GAUSS) im Auftrag des Umweltbundesamtes (FKZ 102 04 416), Bremen
- BROCKMANN, KARL LUDWIG / STRONZIK, MARCUS / BERGMANN, HEIDI (1999): Emissionsrehtehandel – eine neue Perspektive für die deutsche Klimapolitik nach Kioto, Heidelberg
- BRÜMMERHOFF, DIETER (1992): Finanzwissenschaft, 6. Aufl., Oldenbourg München, Wien
- BUND FÜR UMWELT UND NATURSCHUTZ DEUTSCHLAND / MISEREOR (HRSG.) (1996): Zukunftsfähiges Deutschland – Ein Beitrag zu einer global nachhaltigen Entwicklung, Basel
- BUNKERNEWS (2006): www.bunkernews.com, Zugriff: 07. Februar 2006
- BUTTGEREIT, REINHOLD (1991): Ökologische und ökonomische Funktionsbedingungen umweltökonomischer Instrumente, Berlin
- CAMES, MARTIN / DEUBER, ODETTE / RATH, ULRIKE (2003): Emissionshandel im internationalen zivilen Luftverkehr, Öko-institut, Berlin
- CANSIER, DIETER (1993): Umweltökonomie, Stuttgart, Jena
- CARROUÉ, LAURENTIN (2000): Unter dem Ölteppich der Profit - Dunkle Geschäfte im Seegüterverkehr, in: Le Monde diplomatique (deutschsprachige Version), Ausgabe vom 11.02.2000,
- COASE, R.H. (1960): The Problem of Social Cost. In: The Journal of Law & Economics, Volume III, Chicago, S.: 2-13

- CORBETT, JAMES J; KÖHLER, HORST W. (2003): Updated emissions from oceans shipping. In: Journal of Geophysical research, vo. 108. No D20 (2003), Seiten 9-1 – 9-15
- COSTANZA, ROBERT / CUMBERLAND, JOHN / DALY, HERMAN / GOODLAND, ROBERT / NORGAARD, RICHARD (2001): Einführung in die Ökologische Ökonomik, Stuttgart
- DALES, J.H. (1968), Land, Water, and Ownership, in: Canadian Journal of Economics, November 1968, Calgary, Seiten 791-804
- DAVIES, M.E. / PLANT, G. / COSSLETT, C. / HARROP, O. / PETTS, J. W. (2000): Study on the economic, legal, environmental and practical implications of a European Union System to reduce ship emissions of SO₂ and NO_x, Final Report for the European Commission, August 2000, London
- DEUTSCHE FORSCHUNGSGEMEINSCHAFT (1997): Interdisziplinäre Analyse der Umsetzungspotenziale einer Energiespar- und Klimaschutzpolitik, Endbericht, Karlsruhe/Kiel/Wuppertal
- DREYHAUPT, FRANZ-JOSEPH (1990): Wirkungsbereich: Luft, in Udo Ernst Simonis (Hg.): Basiswissen Umweltpolitik - Ursachen, Wirkungen und Bekämpfung von Umweltproblemen, fulda, S. 108-116
- DEUTSCHER BUNDESTAG (HRSG.) (1994): Mobilität und Klima – Wege zu einer klimaverträglichen Verkehrspolitik. Zweiter Bericht der Enquete-Kommission "Schutz der Erdatmosphäre" des 12. Deutschen Bundestags, Bonn
- DEUTSCHER BUNDESTAG (HRSG.) (1998): Konzept Nachhaltigkeit. Vom Leitbild zur Umsetzung. Abschlußbericht der Enquete-Kommission "Schutz des Menschen und der Umwelt - Ziele und Rahmenbedingungen einer nachhaltig zukunftsverträglichen Entwicklung" des 13. Deutschen Bundestags, Bonn
- DINGS, JOS M. W. (2002): Return on Roads: Optimising Road Investments and the Use With the 'User Pays Principle', CE, Delft
- ENDRES, ALFRED (2000): Umweltökonomie, Stuttgart/Berlin/Köln
- ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (2003): New Regulation on Emission to Air from seagoing vessels <http://www.epa.gov/fedrgstr/EPA-AIR/2002/May/Day-29/a11736.pdf>. Zugriff am 20.September 2004
- ELVINGSON , PER (2005): Abatement Measures Investigated, in: Acid News, November 2005, Göteborg, Seite 16 - 18
- EQUASIS (2003): European Quality Shipping Information System, www.equasis.org, Zugriff am 20.September 2004
- EUROPÄISCHE GEMEINSCHAFTEN (2000): Richtlinie 2000/59/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 27. November 2000 über Hafenauffangeinrichtungen für Schiffsabfälle und Ladungsrückstände, Brüssel

- EUROPEAN ENVIRONMENTAL BUREAU / EUROPEAN FEDERATION FOR TRANSPORT AND ENVIRONMENT / NORTH SEA FOUNDATION / SEAS AT RISK / SWEDISH NGO SECRETARIAT ON ACID RAIN (2004): Air Pollution from Ships – A Briefing Document, Brussels
- EUROPEAN SEA PORTS ORGANISATION (2002): Differential Charging for Environmental Purposes - Position Statement of the ESPO, www.espo.org, Zugriff am 20. September 2004
- FREIE UND HANSSTADT HAMBURG (1997): Koalitionsvereinbarung für die 16. Legislaturperiode zwischen der Sozialdemokratischen Partei Deutschlands und der Grünen Alternativen Liste, Hamburg
- GÄTJENS, HANS J. (2000): Environmental Aspects in the Maritime Industry, Vortrag des Germanischen Lloyd im Hanse-Office am 18. Januar 2000, Brüssel
- GESELLSCHAFT FÜR ANGEWANDTEN UMWELTSCHUTZ UND SICHERHEIT IM SEEVERKEHR (GAUSS) / INSTITUT FÜR SEEVERKEHRSWIRTSCHAFT UND LOGISTIK (ISL) (2002): Entwicklung eines Modells für ein integratives und international einsetzbares Bonussystem Quality Shipping, Bremen
- GAWEL, ERIK (1991): Umweltpolitik durch gemischten Instrumenteneinsatz – Allokative Effekte instrumentell diversifizierter Lenkungsstrategien für Umweltgüter, Berlin
- GAWEL, ERIK/HANSMEYER, KARL-HEINRICH (1995): Umweltauflagen, in: Junkernheinrich, Martin/ Klemmer, Paul/ Wagner, Gerd Rainer (Hg.): Handbuch zur Umweltökonomie, Berlin
- GELBHAAR, SIEGFRIED (1992): Monetäre Sanktionen als Instrumente staatlichen Handelns : Ökonomik der der Geldstrafen und ihre Funktion im umweltpolitisch motivierten Staatshaushalt, Berlin.
- GERMANISCHER LLOYD (1998): Zusammensetzung der Abgasemissionen von Schiffsdieselmotoren, in: 21. BMBF-Statusseminar zu den Entwicklungen in der Schiffstechnik, 22. Oktober 1998, Rostock
- GERMANISCHER LLOYD (2000): Einführung von Anreizen zur Förderung umweltfreundlicher Technologien und Managementkonzepte im Seeverkehr - Konzeption eines Test- und Demonstrationsprojektes, Gutachten für die Umweltbehörde Hamburg, Hamburg
- GIDDENS, ANTHONY (2001): Entfesselte Welt – Wie die Globalisierung unser Leben verändert, Frankfurt am Main
- GRAßL, HARTMUT / KOKOTT, JULIANE / KULESSA, MARGARETA / LUTHER, JOACHIM / NUSCHELER, FRANZ / SAUERBORN, RAINER / SCHELLNHUBER, HANS-JOACHIM / SCHUBERT, RENATE / SCHULZE, ERNST-DETLEF (2002): Entgelte für die Nutzung globaler Gemeinschaftsgüter, Sondergutachten des Wissenschaftlichen Beirats der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen, o.O.
- GREEN AWARD FOUNDATION (1999): Seacure for Operations 2000, Rotterdam
- GREEN AWARD FOUNDATION (2006): www.greenawrd.org, Zugriff am 07. Februar 2006

- GREEN CARGO (2001): Vison, Vocation, Value – Sustainable Development 2001, Solna, Schweden
- GRUBB, MICHAEL, VROLIJK, BRACK, DUNCAN (1999): The Kyoto Protocol – A Guide and Assessment, London
- HADER, ARNULF / MONDEN, R. (2002): Nutzung der Hohen See als Transportweg – Möglichkeiten zur Erhebung von Entgelten – Externe Expertise für das Sondergutachten des Wissenschaftlichen Beirats der Bundesregierung *Globale Umweltgüter* „Entgelte für die Nutzung globaler Gemeinschaftsgüter, Bremen
- HADLER, CLAUDIUS / NEDDENIEN (1994): Schadstoffemissionen im Schiffsverkehr“ Forschungsbericht im Auftrag des Bundesministeriums für Verkehr, ausgeführt durch den Germanischen Lloyd, Hamburg
- HÄDER, MICHAEL (1997): Umweltpolitische Instrumente und Neue Institutionenökonomik, Wiesbaden
- HAMBURG PORT CONSULTING (1999): Reform des Hamburger Hafengeldes, Schlussbericht, in: Germanischer Lloyd (2000): Einführung von Anreizen zur Förderung umweltfreundlicher Technologien und Managementkonzepte im Seeverkehr - Konzeption eines Test- und Demonstrationsprojektes, Gutachten für die Umweltbehörde Hamburg, Hamburg
- HARALAMBIDES, H.E. (1998): Introduction: A Synthesis, in: Haralambides, H.E. (Ed.), Quality Shipping, Market Mechanisms for Safer Shipping and Cleaner Oceans, Rotterdam, XVII-XXXVIII
- HARRISON, DAVID JR. / RADOV, DANIEL / PATCHETT, JAMES (2004): Evaluation of the Feasibility of Alternative Market-Based Mechanisms To Promote Low-Emission Shipping in European Union Sea Areas – A Report for the European Commission, DG Environment, Prepared by NERA Economic Consulting, London
- HARRISON, DAVID JR. / RADOV, DANIEL / PATCHETT, JAMES / KLEVNAS, PER / LENKOSKI, ALEX / RESCHKE, PAUL / FOSS, ANDREW (2005): Economic Instruments for Reducing Ship Emissions in the European Union – A Report for the European Commission, DG Environment, Prepared by NERA Economic Consulting, London
- HASSING, PAUL (1998), “Catalyzing the market for GHG offsets: “jump-starting” the Kyoto Protocol” Paris
- HOLLMANN, MICHAEL (2002): Schärfere Abgas-Standards auf See rücken näher, in: Frankfurter Rundschau, Nr. 216 vom 17.09.2002, Seite 11
- HUGI, CHRISTOPH / DE JONGE, EMILY / COOPER, DAVID (2005): Assignment, Abatement and Market-based Instruments, Task 2b – NO_x Abatement, Studie von Entec UK Limited im Auftrag der Europäischen Kommission, London
- INTERNATIONAL INSTITUTE FOR APPLIED SYSTEMS ANALYSIS (2002), Air pollution and greenhouse gases, <http://www.iiasa.ac.at/rains/ghg.html?sb=6> (Zugriff am 05.03.03 12:40)
- INTERNATIONAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (1996), “Climate Change 1995, The Science of Climate Change”, Cambridge

- INTERNATIONAL ENERGY AGENCY (1998), "Energy Statistics",
<http://www.iea.org/stats/files/keystats.htm>
- INTERNATIONAL MARITIME ORGANIZATION (1994), Safety and environmental indexing of ships, Submitted by Norway, MEPC 36/INF.11, 24. August 1994, London
- INTERNATIONAL MARITIME ORGANIZATION (1995), Environmental indexing of ships, Note by Norway, MEPC 37/21/6, 16 June 1995, London
- INTERNATIONAL MARITIME ORGANIZATION (1997), Formal Safety Assessment, Criteria for environmental differentiating of ships, MEPC 40/16/2, zitiert nach: Jivén, A., Jivén, K., Methods and Index Systems for Environmental Valuation of Sea Transports, Chalmers University of Gothenburg, 1998, S. 60-61.
- INTERNATIONAL MARITIME ORGANIZATION (2000a), Prevention of Air Pollution from Ships - Report on the outcome of the IMO Study on Greenhouse Gas Emissions from Ships, MEPC 45/8, London
- INTERNATIONAL MARITIME ORGANIZATION (2000b), Prevention of Air Pollution from Ships - Consideration of an IMO Strategy for Greenhouse Gases Reduction, MEPC 45/8/3, London
- INTERNATIONAL MARITIME ORGANIZATION (2002a), MARPOL 73/78 – Consolidated Edition 2002, London
- INTERNATIONAL MARITIME ORGANIZATION (2002b), Prevention of Air Pollution from Ships - Report of the Correspondence Group on Greenhouse Gas Emissions from Ship Report on the outcome of the IMO Study on Greenhouse Gas Emissions from Ships, MEPC 48/4/1, London
- INTERNATIONAL MARITIME ORGANIZATION (2003a),
www.imo.org, Zugriff am 20. September 2004
- INTERNATIONAL MARITIME ORGANIZATION (2004), Prevention of Air Pollution from Ships – Input to the further work on Greenhouse Gas Emissions from international shipping. submitted by Germany, Norway, United Kingdom, MEPC 52/4/2, London
- INTERNATIONAL MARITIME ORGANIZATION (2005), Prevention of Air Pollution from Ships – Report of the working Group, MEPC 53/WP11, London
- ITTEKOT, VENUGOPALAN (1996): Oceans, in: Watson, Robert, Zinyowera, Marufu, Moss, Richard (eds.): Climate change 1995: impacts, adaptations and mitigation of climate change: scientific-technical analyses, Cambridge, 269-288
- JÄNICKE, MARTIN / KUNIG, PHILIP / STITZEL, MICHAEL (1999): Lern- und Arbeitsbuch Umweltpolitik – Politik, Recht und Management des Umweltschutzes in Staat und Unternehmen, Bonn
- JIVÉN, A., JIVÉN, K. (1998): Methods and Index Systems for Environmental Valuation of Sea Transports, Chalmers University of Gothenburg

- KÅGESON, PER (1999): Economic instruments for reducing emissions from sea transport", The Swedish NGO Secretariat on Acid Rain, European Federation for Transport and Environment and European Environmental Bureau, Brussels.
- KÅGESON, PER (2005): Reducing Emissions from Ships in the Baltic Sea Area - The feasibility of introducing a distance-related en-route charge, Report for the European Federation for Transport and Environment and the Stockholm regional branch of the Swedish Society for Nature Conservation, Stockholm
- KAUL, INGE / GRUNBERG, ISABELLE / STERN, MARC A. (1999): Global Public Goods – International Cooperation in the 21st Century, New York
- KRAUSE, KARSTEN (1998): More than just a Side Effect - The Impact of Common Agricultural Policy on the Global Food Security, Comhlámh - Returned Development Workers Association - Report, Cork
- KRAUSE, KARSTEN (2002): Green Shipping Hamburg – Erfahrungen und Perspektiven, Vortrag im Umweltbundesamt im Rahmen des Fachgesprächs Meeresumweltschutz am 16.09.2002, Berlin
- DE KEYZER, CORNELIUS (2000) The EROS demand for Shipping, Presentation of Cornelius de Keyzer for Port of Rotterdam on the Green Shipping Conference, Hamburg 16/17 February 2000
- KLEMMER, PAUL / LEHR, ULRIKE / LÖBBE KLAUS (1999) Umweltinnovationen - Anreize und Hemnisse - Innovative Wirkungen umweltpolitischer Instrumente, Band 2, Berlin
- KNOOP, HANS GERD (2000): Möglichkeiten und Einführung umweltfreundlicher Technologien und Managementkonzepte, Bremen
- KOMMISSION DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN (1995): "Towards Fair and Efficient Pricing in Transport", Green Paper, Brussels 20 December, COM(95) 691 final Brüssel
- KOMMISSION DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN (1998): Faire Kostenanlastung im Verkehr: Ein abgestuftes Konzept für einen Gemeinschaftsrahmen zur Erhebung von Infrastrukturgebühren in der EU – Weißbuch - KOM(1998) 466 vom 22.7.98. Brüssel
- KOMMISSION DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN (2002a): Eine Strategie der Europäischen Union zur Reduzierung atmosphärischer Emissionen von Seeschiffen – Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament und den Rat - KOM(2002) 595 – Band 1 20.11.2002, Brüssel
- KOMMISSION DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN (2002b): Eine Strategie der Europäischen Union zur Reduzierung atmosphärischer Emissionen von Seeschiffen – Vorschlag für eine Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates zur Änderung der Richtlinie 1999/32/EG hinsichtlich des Schwefelgehalts von Schiffskraftstoffen - KOM(2002) 595 – Band II - 20.11.2002, Brüssel

- KOMMISSION DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN (2002c): Study to assess the feasibility of market-based instruments to promote low-emission shipping in EU sea areas, Technical Annex (Tender), Brüssel
- KOMMISSION DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN (2003a): Abschätzung der externe Effekte von Luftschadstoffen auf Grundlage der BeTa-Datenbank, der EXTERNE-Methodik und der Leitlinien der GD Umwelt über die Bewertung von Gesundheit <http://europa.eu.int/comm/environment/enveco/studies2.htm>, Zugriff: Zugriff am 20.September 2004
- KOMMISSION DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN (2003b): Verkehrsinfrastruktur-gebühren - Politik der Europäischen Kommission im Bereich Verkehrsinfrastrukturgebühren – Einführung und Überblick http://europa.eu.int/comm/transport/infr-charging/charging_de.html Zugriff am 04.03.2003
- KOMMISSION DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN (2005): Clean Air for Europe - Thematic Strategy on Air Pollution, COM2005/446, Brüssel.
- KOMMISSION DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN (2006): Commission Recommendation on the promotion of shore-side electricity for use by ships at berth in Community ports. (2006/339/EC)
- KRÖGER, BERND (2001): Vortrag zur Einführung von Green Shipping in Hamburg am 01. Juli 2001, Hamburg
- KRUMM, RAIMUND (1996), Internationale Umweltpolitik – Eine Analyse aus umweltökonomischer Sicht, Berlin
- LACHMANN, WERNER (1994): Entwicklungspolitik, Band 3: Außenwirtschaftliche Aspekte des Entwicklungsprozesses, München, Wien
- LAUX, HELMUT (1990), Risiko, Anreiz und Kontrolle: Principal-Agent-Theorie; Einführung und Verbindung mit dem Delegationswertonzept, Berlin
- LEMIESZEWSKI, STEFAN (2000), The Swedish incentive scheme of differentiated fairway and harbour dues, Presentation on the Green Shipping Conference, Hamburg 16/17 February 2000
- LIERSCH, KLAUS-MARTIN (1998), Marine Pollution by Oily Discharge, in: Lagoni, Rainer/Koch, Hans-Joachim (Hrsg.) (1998): The Reception of Oily Waste from Ships in European Ports, Baden-Baden
- MAENNING, WOLFGANG. / SAMES, M. (2000): Determinanten der Seehafenwahl. In Zeitschrift für Verkehrswissenschaften, Heft 2 2000, S. 168ff
- MARINE ENVIRONMENT PROTECTION COMMITTEE (2002): Prevention of Air Pollution from Ships - Sulphur Monitoring 2001, MEPC 48/INF.4, London
- MEYER-ABICH, KLAUS MICHAEL (1994), "Neue Ziele - Neue Wege: Leitbild für den Aufbruch zu einer naturgemäße Wirtschaft und den Abschied vom Energiewachstum", in: Enquete-Kommission „Schutz der Erdatmosphäre“ (Ed.), "Mehr Zukunft für die Erde - Nachhaltige Energiepolitik für dauerhaften Klimaschutz", Bundestagsdrucksache 12/8600, Bonn: 102-106

- MICHAELOWA, AXEL (1997), "Internationale Kompensationsmöglichkeiten zur CO₂ - Reduktion", Hamburg
- MICHAELIS, PETER (1996): Ökonomische Instrumente der Umweltpolitik – Eine anwendungsorientierte Einführung, Kiel
- MICHAELIS, LAURIE (1996): Mitigation Options in the Transportation Sector. in: Watson, R. / Zinyowera, M. / Moss, R. (Hrsg.) (1995): Climate Change 1995: Impacts, Adaptations and Mitigation of Climate Change – Scientific-Technical Analysis, Cambridge, Seiten: 681-712
- MICHAELIS, LAURIE (1997): Special issues in carbon/energy taxation: marine bunker fuel charges, Annex I Expert Group to the UNFCCC, OECD Working Paper No. 11, Paris
- MILLER, BRADLEY E. (2001): State Legislative Bill Analysis, Senate Bill 145, Tax: Sales and Use, State Board of Equalization, Date Introduced: 1/30/01, Sacramento
- NATURVERNFORBUNDET AND NORGES REDERIFORBUND (1998), Miljødifferensierte Avgifter for Skib, Oslo
- OBERTHÜR, SEBASTIAN / OTT, HERMANN E (1999): The Kyoto Protocol – International Climate Policy for the 21st Century, Berlin
- OECD - ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT (1994) Applying Economic Instruments to Environmental Policies in OECD and Dynamic Non-Member Economies, OECD Document, Paris
- OECD - ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT (1996a): Evaluating Economic Instruments for Environmental Policy, OECD Document, Paris
- OECD - ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT (1996b): Competitive advantages obtained by some shipowners as a result of non-observance of applicable international rules and standards, OECD Document, Paris
- OECD - ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT (1997): Freight and the Environment: Effects of Trade Liberalisation and transport Sector Reforms, OCDE/GD(97)213, Paris
- OECD - ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT (2000a): Maritime transport statistics, Tabelle 12, URL <http://www.oecd.org//dsti/sti/transpor/sea/index.htm>, Zugriff am 28.12.2000
- OECD - ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT (2000B): CO₂ Emissions from fuel combustion 1971-1998 – Highlights, Paris
- OFTEDAL, SVEINUNG (2000): The Norwegian approach, Presentation of Sveinung Oftedal for the Norwegian Ministry of the Environment on the Green Shipping Conference, Hamburg 16/17 February 2000
- OLSON, MANCUR (1965): Logic of Collective Action – Public Goods and the Theory of Groups, Boston

- OTT, HERMANN (1998), "The Kyoto Protocol to the UN Framework Convention on Climate Change - finished and unfinished business", Wuppertal
- OUM, TAE H. / WATERS IL, W.G / YOUNG, J-S. (1990): A survey of recent estimates of price elasticities of demand for transport. Policy, Planning and Research Working Paper WPS 359. World Bank, Washington DC
- PARKER, JULIAN C. (2000): Environmentally Friendly Ship Operations, in: The Nautical Institute (Hrsg.): Seaways, Ausgabe Juni 2000, 11-13, London
- PEDERSEN, TINA (1999): ISO 9000 and the ISM Code: keys to safer shipping - – and ISO 14000 makes headway, *Baltic and International Maritime Council (BIMCO, Copenhagen)*
- PEPER, MICHAEL (2004): Vorläufig gescheitert – Der Versuch einer Umweltdifferenzierung der Hafengebühren in Hamburg. In: Wuppertal Bulletin, Jahrgang 7/2004 Heft 7, Seiten 20-29, Wuppertal
- PIGOU, Arthur C. (1979): Divergenzen zwischen dem sozialen Nettogrenzprodukt und dem privaten Nettogrenzprodukt. In: Siebert, H. (Hg.): Umwelt und wirtschaftliche Entwicklung, 1979, Darmstadt
- PORSCHKE, ALEXANDER (2001): Vortrag zur Einführung von Green Shipping in Hamburg am 01. Juli 2001, Hamburg
- HAFEN HAMBURG (2003): www.hafen-hamburg.de, Zugriff am 04.03.2004
- PACIFIC MERCHANT SHIPPING ASSOCIATION (2003): PMSA DIGEST Issues Status Report Redwood. http://www.gensteam.com/Events/pmsa_digest_1202.html Zugriff am 04.03.2004
- PORTER, MICHAEL E. (1988): Wettbewerbsstrategie: Methoden zur Analyse von Branchen und Konkurrenten, Frankfurt/New York
- REGISTRO ITALIANO NAVALE (RINA) (2000): Green Star "Clean Air" and "Clean Sea" - Additional Notations for Environmental Protection, Genua
- RICHTER, RUDOLF / FURUBOTN, EIRIK (1999): Neue Institutionenökonomik, Tübingen
- ROBINSON, NICOLA (2005): Für Schiffsemissionen zuständige Referentin in der Europäischen Kommission (DG Umwelt), Brüssel 17. November 2005
- ROGALL, HOLGER (2002): Neue Umweltökonomie – Ökologische Ökonomie, Leverkusen
- SANTARIUS, TILMAN (2002): Tradable Taxes als Weiterentwicklung der Ökologischen Steuer-reform in Deutschland, in: Zeitschrift für Umweltpolitik und –recht 1/2002, S. 125-146
- SCHUBERT, FRANK / MUNDT SIEGFRIED (2001): Green Ship Equipment – Made in Germany, in: HANSA Heft 09/2001, Verlagsbeilage des Verbands der Deutschen Maschinen- und Anlagenbauer

- SCHUPPERT, STEFAN (1998): Neue Steuerungsinstrumente im Umweltvölkerrecht am Beispiel des Montrealer Protokolls und des Klimarahmenschutzübereinkommen, Berlin / Heidelberg / New York
- SHORT, JACK (2000): Logistics, Economic Development and Environment, Paper presented on the 4th International Conference on Transport: Transport on the Way Towards Logistics, Lisbon, 3-4 July 2000, 2000, S. 3
- SKJØLSVIK, KJELL OLAV/ ANDERSEN, AAGE BJØRN/ CORBETT, JAMES J./ SKJELVIK, JOHN MAGNE (2000): Prevention of Air Pollution from Ships - Report on the outcome of the IMO Study on Greenhouse Gas Emissions from Ships (MEPC 45/8), MT Report: MT00 A23-038, Trondheim, Norway, March 2000
- SPRINGER, URS /JORDI, PHILIPP (2005): Alpen transitbörse: Handelbare zertifikate für den alpenquerenden Strassengüterverkehr – Manuskript für SVWG Jahrbuch 04/05, Bern
- STAVRAKAKI, ANDRIANA / DE JONGE, EMILY / HUGI, CHRISTOPH / WHALL, CHRIS / MINCHIN, WILL / ALISTAIR, RITCHIE / MCINTYRE, ALUN (2005): Assignment, Abatement and Market-based Instruments, Task 1 – Preliminary Assignment of Ship Emissions to European Countries, Studie von Entec UK Limited im Auftrag der Europäischen Kommission, London
- STEPHAN, GUNTER / AHLHEIM, MICHAEL (1996): Ökonomische Ökologie, Berlin, Heidelberg
- STOPFORD, MARTIN (1998): Maritime Economics, London
- STRASSMANN, BURKHARD (2002): Sauber auf See, in: Die Zeit Nr. 47 vom 14. November 2002, Hamburg, Seite 45
- SWEDISH MARITIME ADMINISTRATION (1997):, Information on Application Procedures, Technical Descriptions, and Conditions for Qualifying for Environmental Differentiated Fairway Dues, Norrköping, 18. Dezember 1997.
- SWEDISH MARITIME ADMINISTRATION (1998): Environmental Differentiated Fairway and Port Dues, Norköping
- TRANSPORT NEWS NETWORK (2005): Dutch Government to Pay Motorists to Leave Cars at Home, <http://www.tnn.co.co.uk>, 11 Oktober 2005, London
- JAN TINBERGEN (1952): On the Theory of Economic Policy, Amsterdam
- ULLRICH, PETER (2000): Sondermüllverbrennung auf sieben Weltmeeren, in Waterkant – heft 1/2000, Bremen, Seite 18-22
- UNITED NATIONS DEVELOPMENT PROGRAMME (UNDP) (1997), “Energy after Rio - prospects and challenges”, New York
- UNITED NATIONS FRAMEWORK CONVENTION ON CLIMATE CHANGE (1996): National Communications: Communications from parties included in Annex I to the Convention: Guidelines, Schedule and Process for Consideration: Addendum; Detailed Information on Electricity Trade and International Bunker Fuels, UNFCCC/SBSTA/1996/Add.2, Bonn

US COAST GUARD (2001): Qualship 21 – Rewarding Quality Ships / Frequently Asked Questions, Washington, DC

VARIAN, HAL R. (1995): Grundzüge der Mikroökonomik, München, Wien

WHALL, CHRIS / COOPER, DAVID / ARCHER, KAREN / TWIGGER, LAYLA / THURSTON, NEIL / OCKWELL, DAVID / MCINTYRE, ALUN / ALISTAIR, RITCHIE, (2002): Quantification of Emissions from Ships associated with Ship Movements between Ports in the European Community, Studie von Entec UK Limited im Auftrag der Europäischen Kommission, Northwich

WEIMANN, JOACHIM (1990): Umweltökonomik; eine theorieorientierte Einführung, Berlin, Heidelberg

WICKE, LUTZ (1993): Umweltökonomie; eine praxisorientierte Einführung, München

ZACHCIAL, MANFRED / VOLK, BERTHOLD / HADER, ARNULF (2000): Ökonomische Anreizsysteme für umweltverträglichen Seeverkehr, Gutachten des Instituts für Seeverkehrswirtschaft und Logistik für die Umweltbehörde Hamburg, Bremen

Tabellarischer Lebenslauf

ANGABEN ZUR PERSON

Name Krause, Karsten
Adresse 9, Rue du Zodiaque, B-1190 Brüssel, Belgien
Telefon 0485 / 531146
E-Mail karsten.krause@sternpost.de
Geburtsdatum 12. Oktober 1970

STUDIUM und AUSBILDUNG

03/1998 Diplom-Sozialökonom
Hamburger Universität für Wirtschaft und Politik, Deutschland

04/1996 BSc International Economics and Business Administration
Växjö University, Schweden

03/1996 Diplom-Volkwirt
Hamburger Universität für Wirtschaft und Politik, Deutschland

01/1990 Abschluss der Berufsausbildung zum Industriekaufmann
Vereinigte Aluminium-Werke AG, Hannover, Deutschland

BERUFSERFAHRUNG

10/2006 -
Europäische Kommission (DG Forschung)
Referent
Champ de Mars 21, B-1050 Brussels

01/2006 – 09/2006
UIC - Internationaler Eisenbahnverband
Referent für EU Forschung
16, Rue Jean Rey, F75015 Paris

06/2003 – 12/2005
Europäischer Verband für Verkehr und Umwelt
Referent für Grundsatzfragen
34 Boulevard de Waterloo, B-1000 Brüssel

05/2001 – 06/2003
Hochschule für Angewandte Wissenschaften Hamburg
Leitung des Servicebereichs Forschung/Transfer
Berliner Tor 5, D-20099 Hamburg