

Silvio Wenzel

**Systeme übertragbarer Nutzungsrechte
in der grenzüberschreitenden
Wasserreinhaltepolitik**



Cuvillier Verlag Göttingen
Internationaler wissenschaftlicher Fachverlag



Systeme übertragbarer Nutzungsrechte in der grenzüberschreitenden Wasserreinhaltepolitik





Systeme übertragbarer Nutzungsrechte in der grenzüberschreitenden Wasserreinhaltepolitik

– Zum Einsatz von Zertifikatesystemen in Fließgewässern im Kontext
der Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Gemeinschaft –



Bibliografische Information der Deutschen Nationalbibliothek

Die Deutsche Nationalbibliothek verzeichnet diese Publikation in der Deutschen Nationalbibliografie; detaillierte bibliografische Daten sind im Internet über <http://dnb.d-nb.de> abrufbar.

1. Aufl. - Göttingen : Cuvillier, 2012

Zugl.: Frankfurt (Oder), Univ., Diss., 2012

978-3-95404-053-7

© CUVILLIER VERLAG, Göttingen 2012

Nonnenstieg 8, 37075 Göttingen

Telefon: 0551-54724-0

Telefax: 0551-54724-21

www.cuvillier.de

Alle Rechte vorbehalten. Ohne ausdrückliche Genehmigung des Verlages ist es nicht gestattet, das Buch oder Teile daraus auf fotomechanischem Weg (Fotokopie, Mikrokopie) zu vervielfältigen.

1. Auflage, 2012

Gedruckt auf säurefreiem Papier

978-3-95404-053-7

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis	V
Abkürzungsverzeichnis	VII
1 Einleitung.....	1
2 Bestimmung und Bekämpfung von Wasserverschmutzung als Umweltproblem	5
2.1 Wassernutzung und Wasserverschmutzung.....	5
2.2 Umweltprobleme - Externe Effekte und Marktversagen	7
2.3 Umweltpolitische Instrumente im Überblick.....	12
2.3.1 Klassifizierung	12
2.3.2 Bewertungskatalog.....	17
3 Bewertung von Zertifikatesystemen als umweltpolitisches Instrument	23
3.1 Fundamentale Bewertungskriterien	23
3.1.1 Kosteneffizienz	23
3.1.2 Ökologische Treffsicherheit.....	26
3.2 Ergänzende Bewertungskriterien	29
3.2.1 Transaktionskosten	30
3.2.2 Dynamische Anreizwirkung und technologischer Fortschritt	31
3.2.3 Wettbewerbs- und Beschäftigungsaspekte	33
3.3 Grenzüberschreitende Umweltprobleme	37
4 Besonderheiten der Schadstoffregulierung im Medium Wasser	39
4.1 System der Wasserverschmutzung	39
4.2 Oberlieger-Unterlieger-Problematik in Fließgewässern	43
4.2.1 Ökologischer Kontext	43
4.2.2 Ökonomischer Kontext	49
4.3 Implikationen für Zertifikatesysteme in der Wasserreinhaltepolitik	51
5 Grundlegende Zertifikatmodelle in der Wasserreinhaltepolitik.....	53
5.1 Gestaltungsformen von Zertifikatesystemen	53
5.1.1 Differenzierung nach der Bestimmung des Gesamtemissionsvolumens	53

5.1.2	Differenzierung nach Einleitungs- und Verschmutzungsrechten.....	54
5.2	Immissionsansatz nach dem Ambient Permit System (APS).....	56
5.2.1	Mechanik des APS	56
5.2.2	Beweis zur Kosteneffizienz des APS	58
5.2.3	Grenzen und Kritik des APS	62
5.3	Emissionsansatz nach dem Trading Ratio System (TRS)	64
5.3.1	Mechanik des TRS	66
5.3.2	Beweis zur Kosteneffizienz des TRS	70
5.3.3	Grenzen und Kritik des TRS	75
6	Zertifikatesysteme in der Praxis	83
6.1	Erfahrungen in der Luftreinhaltepolitik.....	83
6.2	Zertifikatesysteme in der Wasserreinhaltepolitik.....	85
6.2.1	Verbreitung und Form der Programme	86
6.2.2	Performance der Programme	94
7	Wasserreinhaltepolitik in Europa	99
7.1	Grundlagen der EU-Umweltpolitik	99
7.1.1	Organisation der EU-Umweltpolitik	99
7.1.2	Geschichte der EU-Umweltpolitik	105
7.2	Die EU-Wasserrahmenrichtlinie	111
7.2.1	Entwicklung und Zeitplan der WRRL.....	111
7.2.2	Umweltpolitische Maßnahmen nach der WRRL	116
7.2.3	Umweltkosten und Umweltziele in der WRRL.....	124
8	Grenzen marktlicher Instrumente in der Umweltpolitik der EU.....	131
8.1	Einsatz marktlicher Umweltinstrumente in der Gemeinschaft.....	131
8.2	Politische Durchsetzbarkeit marktlicher Umweltinstrumente.....	136
8.3	Weiterführende Betrachtungen zum Einsatz von Zertifikatesystemen in der EU.....	142
8.3.1	Exkurs – Institutioneller Rahmen in den USA und Australien	142
8.3.2	Exkurs – Lastenteilung im Emissionshandelssystems der EU	144
8.3.3	Exkurs –Aufsatzpunkte im deutschen Abwasserabgabesystem	148



9	Einsatz eines grenzüberschreitenden Zertifikatesystems in bilateralem Kontext.....	157
9.1	Bilaterale Ansätze im WRRL-Raum	157
9.2	Schritte zur Einführung eines Zertifikatesystems	162
9.2.1	Konsens zu den ökologischen Vorgaben	163
9.2.2	Entscheidung zur Form des Zertifikatesystems	170
9.2.3	Entscheidung zur Erstvergabeform.....	174
10	Zusammenfassung	177
	Anhang	185
	Literaturverzeichnis	187



Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Arten der Nutzung von Wasserressourcen.....	6
Abb. 2: Einschränkungen in der Wassernutzung durch Verschmutzungen.....	7
Abb. 3: Grundtypen umweltpolitischer Instrumente	13
Abb. 4: Praktische Anwendungsbereiche von Zertifikatesystemen	15
Abb. 5: Anwendungsvoraussetzungen für Abgaben und Lizenzen in der EU	20
Abb. 6: Makroökonomische Effekte.....	36
Abb. 7: System der Wasserverschmutzung	39
Abb. 8: Oberlieger und Unterlieger in einem Fließgewässer	45
Abb. 9: Oberlieger-Unterlieger-Modelle (OUM)	46
Abb. 10: Konzentrationen im Gewässer	47
Abb. 11: Kompensationswirkung der Abnahmerate (vereinfacht).....	48
Abb. 12: Unterschiede in den Grenzvermeidungskosten im Abwasserbereich.....	50
Abb. 13: Beispiel zu einem Zonenansatz nach dem TRS.....	68
Abb. 14: Ausgewählte Zertifikatesysteme in der Luftreinhaltepolitik in Europa.....	84
Abb. 15: Übersicht Projektstatus und lokale Zuordnung.....	88
Abb. 16: Adressierte Wasserkörper	89
Abb. 17: Adressierte Schmutz- bzw. Schadstoffe	90
Abb. 18: Eignung verschiedener Gewässerschadstoffe für Zertifikatesysteme.....	91
Abb. 19: Verbreitung von WQT-Marktstrukturen.....	93
Abb. 20: Charakteristika von Luft- und Wasserverschmutzung.....	95
Abb. 21: Elements of a best management practice strategy in agriculture	97
Abb. 22: Umweltprogramme der Europäischen Gemeinschaft (EAP)	108
Abb. 23: Ausweitung der europäischen Umweltpolitik auf Gemeinschaftsebene	110
Abb. 24: Frühe Richtlinien in der Wasserschutzpolitik der Gemeinschaft (Auszug).....	112
Abb. 25: Zeitplan der Wasserrahmenrichtlinie	115
Abb. 26: Inhalt der Bewirtschaftungspläne nach der WRRL	120
Abb. 27: Grundlegende und ergänzende Maßnahmen der WRRL	122
Abb. 28: Kosten nach der WRRL	126
Abb. 29: Gewässerbeurteilung nach der WRRL.....	129
Abb. 30: Umweltziele nach der WRRL	129
Abb. 31: Umweltsteuern und -abgaben in den EU27 (Stand 2004)	134
Abb. 32: Steuerung von Wasserschadstoffen abseits ordnungsrechtlicher Ansätze.....	135
Abb. 33: MBIs in der europäischen Rechtssetzung (Auszug)	137



Abb. 34: Frühe Schätzungen zu den Kyoto-Kosten für die EU (in Mrd. Euro p.a.)	145
Abb. 35: Schadeinheiten und parameterspezifische Abgabensätze nach dem AbwAG	153
Abb. 36: Entwicklung des Abwasserabgabensatzes je Schadeinheit	153
Abb. 37: Ermittlung der Gesamtbelastung aus der Abwasserabgabe.....	154
Abb. 38: Gliederung der WRRL-FGEs nach überstaatlichem Koordinationsbedarf.....	159
Abb. 39: Flussgebietseinheiten nach der WRRL in Deutschland	160
Abb. 40: Multilaterale Flussgebietseinheiten nach der WRRL.....	161
Abb. 41: Informationserfordernisse bei der Ermittlung des Verhandlungsgewinns	165
Abb. 42: Instrumente der WRRL	168
Abb. 43: Flussgebietseinheiten in Europa	185
Abb. 44: Manuelle Korrekturen im Datensatz	186
Abb. 45: Zuordnung der Flussgebietseinheiten nach der WRRL.....	186



Abkürzungsverzeichnis

AEUV	Vertrag über die Arbeitsweise der Europäischen Union (Lissabon 2009)
APS	Ambient Permit System
BMU	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit
BP	Bewirtschaftungsplan
BSB ₍₅₎	Biochemischer Sauerstoffbedarf (in 5 Tagen)
EAP	Environmental Action Program / Umweltaktionsprogramm
EGV (1992)	Vertrag zur Gründung der Europ. Gem. in der Form nach Maastricht 1992
EGV (1997)	EG-Vertrag in der Form nach Amsterdam 1997
EinhEuA	Einheitliche Europäische Akte
ERS	Exchange Rate System
ES	(Quantitative) Emissionsstandards
EU ETS	EU Emission Trading System / Emissionshandelssystem der EU
EWGV (1986)	Vertrag zur Gründung der Europäischen Wirtschaftsgemeinschaft in der Form nach der EinEuA 1986
FGE	Flussgebietseinheit bzw. Flusseinzugsgebiet
GD	Generaldirektion
GVK	Grenzvermeidungskosten
MBI	Market Based Instrument / Marktliches (Umwelt)Instrument
MP	Maßnahmenprogramm
NAP	Nationalen Allokationsplan
OUM	Oberlieger-Unterlieger-Modelle
POS	Pollution Offset System
PPP	Polluter Pays Principle / Verursacherprinzip
QZ	Qualitative Ziele
SE	Schadeinheit
TDP	Tradable Discharge Permit / Handelbare Einleitungsrechte
THG	Treibhausgase
TMDL	Total Maximum Daily Loads
TRS	Trading Ratio System
WQT	Water Quality Trading / Systeme übertragbarer Einleitungsrechte
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie





1 Einleitung

Natürliche Wasserkörper stellen eine nutzenstiftende Ressource dar, deren unterschiedliche Verwendungszwecke teilweise im Konflikt miteinander stehen. Die Inanspruchnahme von Gewässern als Aufnahmemedium für anthropogene Stoffeinträge führt über die damit verbundenen Veränderungen in den Eigenschaften des Wassers zu Einschränkungen in der Dienstbarkeit für Zwecke, welche auf eine bestimmte Wasserqualität abstellen. Unter Wohlfahrtsgesichtspunkten ist ein Gewässer langfristig für alternative Verwendungszwecke zu erhalten. Es ist daher notwendig, Schadstoffeinträge aufgrund menschlicher Produktions- und Konsumtätigkeit mindestens auf ein Maß innerhalb der Regenerationsfähigkeit der Ressource zu begrenzen.¹ Der Schwerpunkt umweltpolitischer Eingriffe durch den Staat liegt dahingehend auf der Steuerung von Schadstoffemissionen im Produktionsbereich. In Abkehr von der historischen Dominanz ordnungsrechtlicher Ansätze entwickeln sich mit der fortschreitenden Ökonomisierung vieler Lebensbereiche und dem sich weiter verschärfenden internationalen Wettbewerb in allen Regionen der Welt zunehmend ein besseres Verständnis und eine größere Akzeptanz von und damit vehementere Forderungen nach marktlichen Ansätzen im Umweltschutz, welche sowohl unternehmerische Freiheit als auch ökologische Wirksamkeit in einem angemessenen Umfang in sich vereinen.² Systeme übertragbarer Verschmutzungsrechte (Zertifikatesysteme) nehmen in diesem Zusammenhang in der umweltökonomischen Theorie als Instrumente eine bevorzugte Rolle ein, da sie bei einer entsprechenden Rahmensetzung durch den Staat über den Rückgriff auf den Marktmechanismus eine kostenminimale Lösung für die Einhaltung definierter Emissionsgesamtmengen ermöglichen.

Die EU positioniert sich in ihrer Außenwirkung regelmäßig als Verfechter ambitionierter Umweltschutzziele. Es stellt sich dahingehend die Frage, inwiefern sie auf Gemeinschaftsebene mit ökonomischem Scharfsinn agiert und Zertifikatesysteme als Maßnahmen für eine kosteneffiziente Erreichung bzw. Einhaltung derartiger Ziele zum Schutz von Wasserressourcen fordert und fördert.

¹ Die „Einleitung“ von Schadstoffen in Gewässer entspricht der „Emission“ von Schadstoffen in das Medium Wasser. Die Begriffe Schadstoffemissionen, Schadstoffausstoß und Schadstoffeinträge werden daher im weiteren Verlauf der Arbeit nahezu synonym verwendet.

² In vielen Bereichen, welche stark emotionalisiert und ideologisch, ethisch-moralisch oder religiös behaftet sind, wird die Frage nach Kosten-Nutzen-Aspekten, Auswirkungen auf die wirtschaftliche Entwicklung und den Lebensstandard immer stärker öffentlich diskutiert. Zu den Folgen zählt beispielsweise der Einzug marktwirtschaftlicher Denk- und Handlungsweisen in die Realpolitik (vormals) sozialistischer bzw. kommunistischer Staaten (insb. China und Russland) und die stärkere Berücksichtigung von Wirtschaftlichkeitsanalysen bei der Bestimmung der Umsetzungsform (umwelt)politischer Vorgaben in der Europäischen Gemeinschaft.



Der Gewässerschutz war von je her einer der wichtigsten Handlungsbereiche der europäischen Umweltpolitik und hat mit der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) im Jahr 2000 eine bedeutende Zäsur erfahren. Die WRRL stellt den ersten ganzheitlichen umweltpolitischen Rechtsakt auf europäischer Ebene dar, der explizit auf ökonomische Prinzipien (z.B. Grundsatz der Kostendeckung), Methoden (z.B. Kosteneffizienzanalyse) und Instrumente (z.B. Wasserpreise) zurückgreift und damit eine mögliche Basis für die Implementierung von Zertifikatesystemen in der Wasserreinhaltepolitik der Europäischen Gemeinschaft bildet.

Von den durch die WRRL adressierten Gewässerkörpern tangieren nach der Gesamtzahl mehr als ein Drittel bzw. von den nach sozioökonomischen Gesichtspunkten wichtigsten (Fließ)Gewässern in Europa mehr als die Hälfte mehrere nationalstaatliche Hoheitsgebiete. Wasserverschmutzung durch Schadstoffeinleitungen stellt damit in der EU regelmäßig ein grenzüberschreitendes Phänomen dar.

Arbeiten zu Zertifikatesystemen im Wasserqualitätsmanagement behandeln in der überragenden Mehrzahl Performanceanalysen laufender Projekte und Studien zu Potentialschätzungen möglicher Projekte außerhalb Europas, theoretische Modellansätze zu übertragbaren Nutzungsrechten und, unter der Maßgabe einer Ausweitung der erfassten Emissionen, Probleme und Lösungsansätze in Verbindung mit Schadstoffzuführungen aus dem landwirtschaftlichen Sektor.

Obwohl eine erste theoretische Diskussion zur Anwendung von Systemen übertragbarer Verschmutzungsrechte für Luft- und Gewässerschadstoffe im Grunde gleichzeitig erfolgte, ist ihr praktischer Einsatz in Europa in einem nationalen und internationalen Rahmen bisher nur in der Luftreinhaltepolitik zu beobachten. Parallel dazu beschränken sich Arbeiten zum Einsatz in der Wasserreinhaltepolitik in der EU weitgehend auf Untersuchungen zur Rechtskonformität derartiger Systeme und vereinzelte Studien zu möglichen Projekten, welche allesamt lokal streng begrenzt sind. Unbeantwortet bleiben Fragen zu den Besonderheiten beim Einsatz in einem grenzüberschreitenden Kontext und unter der Maßgabe der Revision des institutionellen Rahmens des Gewässerschutzes in der Gemeinschaft durch die WRRL über rein rechtliche Aspekte hinaus. Diese Lücke bildet den Anknüpfungspunkt für die folgenden Ausführungen.

Diese Arbeit versucht, als Monografie über eine von der Theorie in die Praxis übergreifende Untersuchung, ein möglichst umfassendes Verständnis zum Einsatz von Zertifikatesystemen bei

grenzüberschreitenden Fließgewässern in der Europäischen Gemeinschaft zu erarbeiten. Schadstoffeinträge in Fließgewässer erfahren dabei besondere Aufmerksamkeit, um:³

- dem Vorgehen der WRRL mit der Definition von Flussgebietseinheiten als Managementansatz Rechnung zu tragen,
- die gegenüber stehenden Oberflächengewässern bestehenden Herausforderungen und entsprechende Lösungsansätze in der Emissionssteuerung über handelbare Verschmutzungsrechte in derartigen Wasserkörpern herauszustellen,
- die mit Küsten- und Hochseezonen und Grundwasserkörpern verbundenen Komplikationen zu vermeiden (Rechtsstatus, Grad der wissenschaftlichen Unschärfe in der Abbildung physikalisch-chemischer und ökologischer Zusammenhänge, besondere globale Bedeutung des marinen Bereiches etc.).

Die Arbeit leistet entlang ihrer Struktur drei Beiträge. Zum einen erfolgt eine systematische Bestimmung der *Einsatzpotentiale von Zertifikatesystemen im Wasserqualitätsmanagement in Fließgewässern* über eine Charakterisierung derartiger Systeme in ihrer theoretischen Grundform entlang der wichtigsten Kriterien einer vergleichenden Bewertung umweltpolitischer Instrumente [„Theorie 1“ – Kapitel 2 & 3], die Bestimmung der ökologischen und ökonomischen Besonderheiten des Einsatzes in Fließgewässern [„Praxis 1“ – Kapitel 4], der Darstellung und kritischen Bewertung grundlegender Modellansätze zur Gestaltung von Zertifikatesystemen in Fließgewässern [„Theorie 2“ – Kapitel 5] und einer Breitenanalyse des bisherigen Einsatzes von Systemen übertragbarer Emissionsrechte in der (außereuropäischen) Praxis des Gewässerschutzes [„Praxis 2“ – Kapitel 6].

Des Weiteren erfolgt eine Bestimmung des *institutionellen Rahmens für den Einsatz von Zertifikatesystemen in der Europäischen Gemeinschaft* über die evolutionäre Einordnung und Untersuchung der besonderen (politischen) Herausforderungen von Systemen übertragbarer Verschmutzungsrechte in die bzw. der umweltpolitische(n) Praxis der EU und die Identifikation der aus der WRRL erwachsenden Instrumente, welche die Einführung eines (grenzüberschreitenden) Zertifikatesystems zum Wasserqualitätsmanagement in der Gemeinschaft ermöglichen und unterstützen – rechtliche Belange werden hier weitgehend ausgeklammert [„allgemeiner und spezieller Rahmen in Theorie und Praxis“ – Kapitel 7 & 8].

Abschließend werden die *Besonderheiten im zwischenstaatlichen Abstimmungsprozess zur Einführung eines Zertifikatesystems in einem bilateralen Kontext* bei Berücksichtigung der

³ In der Hydrologie und Hydrogeologie erfolgt die Gewässertypisierung anhand unterschiedlicher Merkmale (z.B. Lage des Wasserkörpers zu seinem Gewässerbett oder nach Gewässerordnungszahl und Umfang des Wasserkörpers). Für das Verständnis der weiteren Ausführungen ist die hier vorgenommene intuitive Unterscheidung bzw. Abgrenzung jedoch völlig ausreichend.

ökonomischen Notwendigkeit eines grenzüberschreitenden Ansatzes bei der Steuerung von Schadstoffeinleitungen über derartige Instrumente in Verbindung mit den ökologischen Eigenheiten bei Fließgewässern erarbeitet. Dies erfolgt über die Identifikation bilateraler Einsatzmöglichkeiten im WRRL-Raum und die Zusammenführung der bisherigen Erkenntnisse entlang einer 3-Schritt-Logik in der Einführung eines Systems übertragbarer Einleitungsrechte auf zwischenstaatlicher Ebene [Kapitel 9].

2 Bestimmung und Bekämpfung von Wasserverschmutzung als Umweltproblem

Zum Beginn der Arbeit ist der ökonomische Charakter von Wasserverschmutzung als Umweltproblem zu erarbeiten, Systeme übertragbarer Nutzungsrechte als Lösungsansätze in das umweltpolitische Instrumentarium einzuordnen und zu bestimmen, in welcher Form eine (vergleichende) Bewertung der verschiedenen Instrumente möglich ist.

2.1 Wassernutzung und Wasserverschmutzung

Wasserressourcen werden auf vielfältige Weise genutzt (vgl. Abb. [1]). In der ökonomischen Analyse besteht das *Knappheitsproblem* des Gutes Wasser darin, eine ausreichende Menge in der notwendigen Qualität zur Verfügung zu stellen.⁴ Diese Arbeit befasst sich nicht mit der Analyse der Wassermenge als begrenzt regenerative Umweltressource, auch wenn gerade hier Systeme übertragbarer Nutzungsrechte in Form von Wasserentnahmerechten eine lange Tradition haben.⁵ Vielmehr liegt der Schwerpunkt auf der Wasserqualität, d.h. der Analyse von Zertifikatesystemen als umweltpolitische Instrumente zur Steuerung anthropogener Verschmutzungen in diesem Medium. Der zugrunde liegende plurale Nutzungskonflikt bezieht sich also auf die Frage, wie die begrenzte Kapazität eines Wasserkörpers als Aufnahmemedium für Schadstoffeinleitungen auf konkurrierende Einleiter aufzuteilen ist. Das grundlegende ökologische Schutzanliegen ist dabei die Bewahrung bzw. Verbesserung der Wasserqualität bzw. Gewässergüte.

Wasserverschmutzung lässt sich verstehen als „jede durch den Menschen verursachte und für die laufende, beabsichtigte oder potentielle Nutzung des Wassers schädliche Veränderung seiner physikalischen, chemischen, radiologischen oder biologischen Eigenschaften“.⁶ Der Schwerpunkt liegt dabei auf der „Einleitung von Stoffen als Rückstände menschlicher

⁴ Gangadharan&Duke (2001) unterscheiden in der Diskussion zum Einsatz von Systemen übertragbarer Nutzungsrechte beim Management von Wasserressourcen als weiteres grundlegendes Anwendungsgebiet neben der Wasserquantität, d.h. Entnahmen und Einleitungen von Wasser, und der Wasserqualität, d.h. der Einleitung von Schad- bzw. Schmutzstoffen, auch die Nutzung bzw. den Konsum von sonstigen aus dem Gewässerzustand originär erwachsenden Ressourcen. Dazu zählt die Steuerung der Ausbeutung von Fischbeständen durch übertragbare Fangquoten. Denkbar sind hier aber beispielsweise auch Systeme zur Koordination der Nutzung der Wasserkraft zur Stromgewinnung über Stauanlagen, des Schifffahrtsverkehrsaufkommens, der Zuweisung von Bade- bzw. Erholungsgebieten im und am Wasser oder der Nutzung von Wasserräumen für Fisch- und Algenfarmen.

⁵ Übertragbare Wasserentnahmerechte werden beispielsweise in den USA seit mehr als 150 Jahren zur Sicherung der Wassermenge genutzt.; Analysen und praktische Verweise zu Zertifikateansätzen in der Wassermengensteuerung finden sich u.a. in Carr&Crammond (1995) mit Schwerpunkt USA, Bjørnlund (2005) für Australien und Bauer (2005) für Chile; zur Vereinbarkeit eines Systems übertragbarer Wasserentnahmerechte mit dem WHG siehe u.a. Rehbindner (2005)

⁶ Vgl. Novotny&Olem (1994, S. 23); Nach dieser Definition gibt es demnach keine „natürliche Verschmutzung“, sondern höchstens Veränderungen der Eigenschaften eines Wasserkörpers durch „natürliche Ursachen“ (wie Vulkanausbrüche oder starke Regenfälle), welche für den von einem Wirtschaftssubjekt angestrebten spezifischen Gebrauch nachteilig sind.

Produktions- und Konsumtätigkeit, welche die weitere Dienstbarkeit des Wassers als nutzenstiftendes Gut einschränkt“.⁷ Die wichtigsten menschlichen Aktivitäten, welche zu einer Verschlechterung der Wasserqualität beitragen, sind neben kommunalen und industriellen Abwassereinleitungen, die landwirtschaftliche Nutzung (i.W. durch Stoffabflüsse aus diffusen Quellen), die Entwaldung, sowie die künstliche Veränderung aquatischer Lebensräume (insb. die Kanalisierung von Wasserverkehrswegen).

Abb. 1: Arten der Nutzung von Wasserressourcen

Quelle: Doetsch&Pöppinghaus (1985, S. 297)

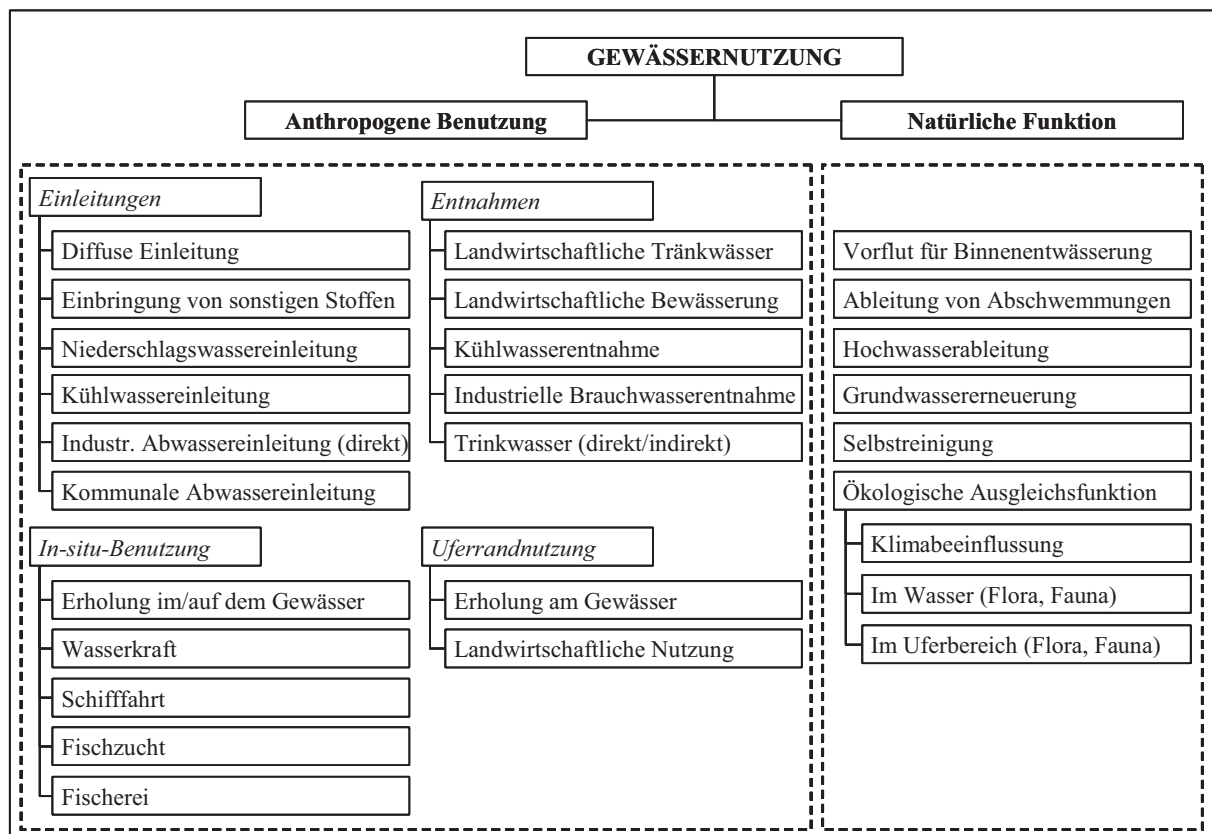


Abb. [2] zeigt eine Reihe von Beispielen für Einschränkungen der Dienstbarkeit des Gutes Wasser aufgrund von Verschmutzungen. Die Hauptprobleme sind dabei, neben der toxischen Wirkung einiger Substanzen auf die aquatische Flora und Fauna und grundsätzliche Auswirkungen auf die Trinkwassergewinnung, die Eutrophierung und der sinkende Sauerstoffgehalt in den Gewässern, die steigende Belastung mit pathogenen Keimen und mechanische Schäden aufgrund von Schwebstoffen. Die drei Hauptverschmutzer sind demnach anthropogene Nährstoffzuführungen (i.W. in Form von Phosphor- und Stickstoffverbindungen), pathogene Bakterien und suspendierte Feststoffe.

⁷ Vgl. Milliman (1982, S. 167)

Abb. 2: Einschränkungen in der Wassernutzung durch Verschmutzungen

Quelle: In Anlehnung an Pharino (2006, S. 19)

Schadstoff	Nutzung („Dienstbarkeit“)						
	Trinkwasser	Fischerei	Freizeit & Erholung	Bewässerung	Industr. Nutzung	Energiegew. & Kühlung	Transport
Pathogene ¹	▼▼	►	▼▼	▼	▼▼ ²	K.A.	K.A.
Sedimente	▼▼	▼▼	▼▼	▼	▼	▼ ³	▼▼ ⁴
Organ. Frachten	▼▼	▼	▼▼	▲	▼▼	▼ ⁵	K.A.
Algen	▼ ^{6,7}	▼	▼▼	▲	▼▼	▼ ⁵	▼
Nitrate	▼▼	▼	K.A.	▲	▼▼	K.A.	K.A.
Salze ⁸	▼▼	▼▼	K.A.	▼▼	▼▼ ⁹	K.A.	K.A.
Spurenelemente	▼▼	▼▼	▼	▼	▼	K.A.	K.A.
Übersäuerung	▼	▼	▼	K.A.	▼	▼	K.A.
Legende ▼▼ Hohe Beeinträchtigung, d.h. gegebenenfalls sogar Ausschluss der spezifischen Nutzung ▼ Mittlere Beeinträchtigung ► Geringe oder keine Beeinträchtigung ▲ Ggf. positiver Einfluss auf spezifische Nutzung K.A. Keine Angaben 1 Bakterien 2 Lebensmittelindustrie 3 Abrieb 4 Kanalablagerungen 5 Elektron. Industrie 6 Filterverstopfungen 7 Geruch und Geschmack 8 Inkl. Bor und Fluoride 9 Ca, Fe und Mn in Textilindustrie							

Grundsätzlich ist es kompliziert Wasserverschmutzung effizient zu steuern, da Wasser(qualität) als Umweltressource Charakterzüge eines öffentlichen Gutes trägt, die *Wasserqualität* durch viele Faktoren beeinflusst wird (z.B. Quelle und Form von Verschmutzungen, Interaktion der Schmutzstoffe) und mit dem Einsatz marktlicher Umweltinstrumente besondere Herausforderungen (insb. gegenüber Luftschadstoffen) verbunden sind. So ist es bereits schwierig für jeden Wasserkörper einen optimalen, ökonomisch sinnvollen Reinheitsgrad zu bestimmen, da jede Wasserqualität je nach Verwendung des Wassers Nutzen stiften kann und die Schadwirkung einer konstanten Menge eines Schmutzstoffes aufgrund laufender Veränderungen in einer Vielzahl von (natürlichen) Umfeldfaktoren unterjährig teilweise stark schwankt. Die angestrebte Wasserqualität ist damit keine objektive Zielgröße, sondern eine soziale Übereinkunft abhängig von der intendierten Nutzung des Wassers bzw. Wasserkörpers.⁸

2.2 Umweltprobleme - Externe Effekte und Marktversagen

„The politics of emissions trading can best be understood in terms of a struggle over the nature and distribution of property rights” [Hahn&Hester (1987, S. 51)]

Der allgemeine Zustand der *Umwelt stiftet Nutzen*, der mit zunehmender Umweltqualität tendenziell steigt. Umweltressourcen werden direkt über den Konsum oder indirekt durch den

⁸ Z.B. kann Trinkwasser auch für die Bewässerung genutzt werden, aber nicht anders herum. Die Anforderungen an die Wasserqualität für Freizeit- und Erholungsaktivitäten unterscheidet sich von denen für unterschiedliche Industrieprozesse. Die Qualitätsanforderungen an Trinkwasser, Wasser für die Fischzucht und stabile aquatische Lebensräume sind höher als an Wasser für die landwirtschaftliche Nutzung oder den Schiffsverkehr.; vgl. auch Novotny&Olem (1994), Revenga et al. (2000) und Pharino (2006)

Einsatz im Produktionsprozess verbraucht. Im Falle nicht-regenerativer Ressourcen und bei Überbeanspruchung regenerativer Ressourcen führt dies zu einem dauerhaften Abbau des Bestandes bzw. einer Verschlechterung der Umweltqualität. Es besteht damit ein Knappheitsproblem. Der Zustand der Umwelt gehört demnach zur Interessenssphäre einer Ökonomie, die auf die Wohlfahrt ihrer Mitglieder ausgerichtet ist. In der ökonomischen Analyse kann der Begriff des Gutes auf die nutzenstiftende Komponente der Umwelt übertragen werden. Die Zuführung von Substanzen aus anthropogenen Quellen in die verschiedenen Umweltmedien entspricht einer Inanspruchnahme der „Lagerkapazitäten“ der Umwelt und stiftet Nutzen. Diese „Lagerkapazitäten“ sind jedoch in Bezug auf Schadstoffe im Rahmen der Assimilationskapazitäten der Umwelt in jedem Fall begrenzt.⁹

Bei *privaten Gütern* erfolgt die Lösung des Allokationsproblems von Produktionsfaktoren und Güterbündeln über den Preismechanismus des Marktes. Die Präferenzen der Wirtschaftssubjekte sind dabei theoretisch in Marktpreisen exakt ausgedrückt. In kompetitiven Märkten dehnen die Konsumenten ihre Nachfrage und die Produzenten ihr Angebot bis zum Ausgleich von Grenznutzen und Marktpreis bzw. Grenzkosten und Marktpreis aus. Grundlage ist das Nutzenmaximierungsziel der Konsumenten. Da sie gleichzeitig Eigentümer der Unternehmen sind und auch über (Kapital)Einkommen Nutzen beziehen, leitet sich hieraus implizit ein Gewinnmaximierungsziel der Unternehmen ab. Ein Marktgleichgewicht stellt sich ein, wenn die Faktoreinsätze zum gegebenen Preissystem gewinnmaximal sind und das Güterbündel zum Preissystem nutzenmaximal in der Budgetmenge der Konsumenten ist. Im Marktgleichgewicht sind alle Märkte geräumt, Grenzkosten und Grenznutzen sind identisch und die Ressourcen sind pareto-effizient alloziert.¹⁰

Die Allokationsfunktion des Marktmechanismus wird durch *externe Effekte* beeinträchtigt. Man spricht von Externalitäten, wenn Wirtschaftssubjekte von fremden Aktivitäten betroffen sind, die sie selbst nicht beeinflussen können und deren Überrolleffekte nicht marktmäßig entgolten werden. Dabei handelt es sich demnach nicht um pekuniäre Effekte, die über Preisänderungen auf Märkten Berücksichtigung finden, sondern um Effekte, die ohne weitere Maßnahmen nicht vollständig im Marktsystem integriert werden. Eine Klassifikation als Produktions- oder Konsumexternalität kann entweder über die Auswirkungen oder die Entstehung erfolgen. Darüber hinaus sind negative und positive Externalitäten zu unterscheiden. Letztere treten auf, wenn Auswirkungen ökonomischer Aktivitäten das Nutzenniveau anderer Wirtschaftssubjekte

⁹ Die Aufnahme von Schadstoffen durch Umweltmedien ist kardinal klassifizierbar und damit ein abgrenzbares Umweltgut definierbar, wobei die Einleitung von Schadstoffen der Nutzung dieses Umweltgutes entspricht.

¹⁰ Erster Hauptsatz der Paretianischen Wohlfahrtsökonomie; vgl. Wiesmeth (2003) und Feess (1998)

erhöhen, d.h. Produktions- oder Konsummöglichkeiten positiv bzw. vorteilig beeinflusst werden.¹¹

Die Belastung der Umwelt durch einen Schadstoffausstoß im Rahmen des Produktionsprozesses ist ein negativer externer Effekt, der sowohl die Konsum- als auch die Produktionsmöglichkeiten anderer Wirtschaftssubjekte nachteilig beeinflusst. Der Verursacher berücksichtigt diese „externen Kosten“ bzw. „sozialen Zusatzkosten“ nicht in seinen Produktionsentscheidungen. Beim Auftreten externer Effekte weichen demnach private und gesamtwirtschaftliche (bzw. soziale) Kosten voneinander ab. Individuell rationales Verhalten führt nicht mehr zu einem gemäß dem Pareto-Kriterium gesamtwirtschaftlich wünschenswerten Ergebnis und es kommt zu einer ineffizienten Gleichgewichtsallokation. Um die Leistungsfähigkeit des Marktmechanismus wieder herzustellen, sind die Rahmenbedingungen dahingehend zu ändern, dass die externen Effekte beim Verursacher oder Geschädigten internalisiert werden. In einem marktwirtschaftlichen System erfolgt dies durch Zuweisung eines Marktpreises. Positive externe Effekte der Produktion würden demnach als Zusatzerträge und negative externe Effekte entsprechend als Zusatzkosten in das Kalkül des verursachenden Produzenten einfließen.

Für Umweltgüter ergibt sich in diesem Zusammenhang eine besondere Schwierigkeit, welche das Allokationsproblem verkompliziert. Sie sind allgemein als knapp zu betrachten und weisen gleichzeitig Charakterzüge *öffentlicher Güter* auf. So ist für die meisten Umweltgüter ein Ausschluss im Konsum bzw. der Nutzung zu teuer oder schlichtweg unmöglich und individuelle Handlungen haben einen kaum merklichen Einfluss auf das allgemeine Angebot bzw. die Nachfrage. Während bei privaten Gütern die Offenlegung der Präferenzen der Wirtschaftssubjekte über die gezahlten Preise mit einer entsprechenden Mengenanpassung im Konsum bei beschränktem Budget erfolgt, besteht für Umweltgüter das Kollektivgutproblem. Umwelt wird nicht auf Märkten gehandelt, d.h. sie hat keinen Preis als Knappheitsindikator. Für die Wirtschaftssubjekte ist sie ein freies Gut und es besteht kein Anreiz zur Sparsamkeit. In der Praxis ist daher eine Überbeanspruchung der Umwelt regelmäßig zu beobachten.

Bewertungsprobleme von Umweltschäden bzw. von Umweltschutz sind ein zentrales Hindernis der externen Bestimmung eines adäquaten Marktpreises. Sowohl bei dem Konzept der Opportunitätskosten, welche den Nutzen bzw. den Wert einer Handlung durch den entgangenen

¹¹ Negative Konsumexternalitäten nach ihrer Entstehung bzw. Auswirkung sind danach die Einleitung von Haushaltsabwässern (bzw. stellvertretend von kommunalen Klärwerken) in einen Gewässerkörper bzw. die Verschmutzung eines Badesees durch Schadstoffeinleitungen. Negative Produktionsexternalitäten nach ihrer Entstehung bzw. Auswirkung sind entsprechend Schadstoffzuführungen durch industrielle Einleiter bzw. die Verschmutzung eines Fischereisees.; vgl. auch Baumol&Oates (1988), Altmann (1998) und Feess (1998)

Nutzen der nicht realisierten alternativen Handlung ausdrücken, als auch bei Schattenpreisen bildet die praktisch nicht verifizierbare *Zahlungsbereitschaft* der Konsumenten für Umweltgüter eine wesentliche Grundlage. Nach Wiesmeth (2003) basiert der eigenständige Rang der Umwelt- gegenüber der Wirtschaftspolitik im Wesentlichen auf den Informationsproblemen zu Kosten- und Nutzenfunktionen der Wirtschaftssubjekte bezüglich der Umweltgüter.

Neben der direkten Zuweisung von Marktpreisen kann auch über die Vergabe von *Eigentumsrechten* eine effiziente Lösung bei externen Effekten erzielt werden. Aufgrund der Nicht-Ausschließbarkeit im Konsum sind diese für Umweltgüter eigentlich nicht durchsetzbar. Ein praktikabler Ansatz besteht jedoch bei Schadstoffemissionen, da diese aus Sicht der Emittenten private Güter darstellen. Der Preis für die Umweltnutzung wird dabei entweder als Transferpreis im Rahmen eines Handels der Rechte (z.B. auf einem institutionalisierten Markt) oder im Rahmen der Verhandlungslösung nach Coase (1960) in Form von Kompensationszahlungen endogen bestimmt.¹²

Das Konzept der auch als Umweltzertifikate oder Lizenzen bezeichneten Verschmutzungsrechte geht auf Vorschläge zurück, die von Crocker (1966) für Luftschadstoffe und von Dales (1968a, 1968b) für Schadstoffeinleitungen in Wasserkörper vorgestellt wurden. Sie stellen eine grundlegende Weiterentwicklung des Coase-Theorems dar. Montgomery (1972) hat als Erster einen geschlossenen theoretischen Nachweis erbracht, dass ein System handelbarer Verschmutzungsrechte ein kosteneffizientes Instrument für die Kontrolle von Schadstoffemissionen darstellt und damit den Ansatz von Eigentumsrechten in Form eines Zertifikatemarktes als Lösung im Umweltbereich formalisiert.¹³ Umweltzertifikate werden dabei als „definierte Eigentumsrechte in Bezug auf die Nutzung von Umweltgütern“ charakterisiert.¹⁴

¹² Das Problem von Schadstoffemissionen kann auf nationaler Ebene nicht über *private Verhandlungen* im Sinne von Coase (1960) gelöst werden, da in der Praxis u.a. eine Vielzahl von Individuen mit tendenziell konfligierenden Interessen beteiligt sind und Transaktionskosten in Form von zeitlichem und sonstigem monetären Aufwand für die Informationsbeschaffung etc. auftreten, welche mit der Zahl der Beteiligten zunehmen. [Für eine ausführliche Darstellung hierzu siehe Altmann (1998) und Feess (1998).] Ein Beispiel für eine Verhandlungslösung auf internationaler Ebene sind die Ende der 1990er Jahre zwischen der Europäischen Union und den Staaten Mittel- und Osteuropas vereinbarten Programme PHARE, TACIS und ISPA zur Reduzierung grenzüberschreitender Umweltbelastungen. Dabei stellt die EU (als Geschädigter) den Staaten Mittel- und Osteuropas (als Verursacher) finanzielle Mittel für Investitionen in den Umweltschutz bereit, welche als Kompensationszahlungen für ihre Vermeidungsanstrengungen interpretiert werden können. Ein derartiges Vorgehen stellt zwar im Grunde eine Umkehrung des Verursacherprinzips dar, folgt aber dem in der internationalen Umweltpolitik bedeutsamen Nutznießer-/ Geschädigtenprinzip, wonach die Nutznießer umweltpolitischer Maßnahmen die Einkommensgeschädigten entlohnen müssen.

¹³ Montgomery konzentriert sich in seiner konkreten Analyse zwar auf Luftschadstoffe, sein Ansatz kann aber aufgrund der Annahme eines gerichteten Diffusionsprozesses und einen Verweis auf Immissionsstandards direkt auf Fließgewässer übertragen werden.

¹⁴ Wiesmeth (2003 S. 165)

Ein Zertifikat stellt demnach eigentlich ein *Nutzungsrecht* dar.¹⁵ Mit der Zuweisung derartiger Ansprüche sind auch immer rechtliche und moralische Bedenken verknüpft (Bestandsschutz, wem gehört die Umwelt etc.), die hier jedoch nicht weiter adressiert werden.¹⁶

In der (nationalen) Umweltpolitik gilt (meist) das Verursacherprinzip. Danach muss der Emittent (!) durch den Kauf (bzw. die staatliche Zuweisung) eines Zertifikates das Recht erwerben „die Assimilationskapazitäten der Umwelt in einem bestimmten Umfang zu Produktionszwecken in Anspruch [nehmen zu dürfen]“.¹⁷ Der durch die erzeugten Schadstoffe belegte „Lagerraum“ in der Natur ist dabei als Produktionsfaktor und die Zertifikatenachfrage entsprechend als Faktornachfrage zu begreifen. Ein intuitives Verständnis von *Emissionen als Produktionsfaktor* leitet sich aus dem Bewusstsein ab, dass sie ein notwendiger und nur durch kostenintensivere Vermeidung substituierbarer Bestandteil der Produktion bzw. Konsumtion vieler Güter sind.

Eine vollständige Vermeidung von Umweltverschmutzung ist aus Wohlfahrtsgesichtspunkten nicht erstrebenswert, da sie oft ein notwendiger Bestandteil der Produktion bzw. des Konsums nutzenstiftender Güter ist. Darüber hinaus verursacht die Vermeidung von Umweltbelastungen insbesondere in der Produktion zusätzliche Kosten, so dass Umweltverschmutzung auch als gesparte Kosten der Vermeidung interpretiert werden können. Diese Betrachtungsweise entspricht dem von Coase (1960) beschriebenen Symmetriefall der Schädigung aufgrund der reziproken Natur externer Effekte (auch Prinzip der umgekehrten Gegenseitigkeit). Demnach ist der Emittent im Falle der Vermeidung der Geschädigte, da ihm Vermeidungskosten entstehen. Ein *optimales Verschmutzungsniveau*, d.h. die „optimale Menge“ umweltbelastender Güter, kann theoretisch durch die Maximierung der spezifischen sozialen Wohlfahrtsfunktion bestimmt werden. Für ein effizientes Produktionsniveau gilt dabei, dass die Summe der Grenznutzen (inkl. gesparter Vermeidungskosten) gleich der Summe der Grenzkosten (inkl. der durch die Umweltbelastung verursachten Nutzeneinbußen) ist.¹⁸

¹⁵ Dies wird sogar explizit im US Clean Air Act 104 Stat 2591 für das dortige Schwefeldioxidprogramm dargelegt: „An allowance under this title is a limited authorization to emit sulfur dioxide. [...] Such allowance does not constitute a property right.“

¹⁶ Zu rechtlichen Aspekten siehe neben vielen Blankenagel (1987) und Becker-Neetz (1988), zu ethischen Fragestellungen z.B. Tietenberg (1998) und in knappen Umfang Hahn&Hester (1987)

¹⁷ Weimann (1995, S. 245)

¹⁸ In einem einfachen Modell entspricht bei Schadstoffemissionen der Grenznutzen den durch die Umweltbelastung gesparten Vermeidungskosten und die Grenzkosten den durch die Umweltbelastung verursachten Nutzeneinbußen. Für die umfassende Ermittlung einer „optimalen Emissionsmenge“ von Schadstoffen sind noch eine Reihe weiterer Aspekte zu berücksichtigen (z.B. Wirkungen auf den Außenhandel, Wettbewerbsfähigkeit und Beschäftigung, ethische und machtpolit. Gesichtspunkte). [vgl. auch Feess (1998)]



Die Forderungen nach einem Gleichschritt von ökonomischer Prosperität und ökologischer Stabilität haben den Begriff der *nachhaltigen Entwicklung* in den Mittelpunkt einer umweltbewussten bzw. nachhaltigen Wirtschaftspolitik gestellt. Nachhaltigkeit ist dabei nach Altmann (1998, S. 309) die „Anpassung der Geschwindigkeit des wirtschaftlichen Wachstums an die Regenerationsfähigkeit der Natur und [...] die Mechanismen und das geschlossene System der Biosphäre“. Dies beinhaltet etwa, dass die Schadstofffreisetzung nicht größer ist als die Aufnahmekapazität der Umweltmedien.

Die ökologischen Auswirkungen makroökonomischer Entscheidungen sind nicht immer eindeutig vorherzusagen. Durch die Anwendung umweltpolitischer Instrumente ist daher gegebenenfalls ausgleichend einzugreifen, wobei sich ihre Ausgestaltung an einer Reihe von Grundprinzipien orientiert.¹⁹ Im Rahmen der Nachhaltigkeitsdebatte sind umweltpolitische Maßnahmen dahingehend zu beurteilen, inwiefern sie in einem marktwirtschaftlichen System die Nutzung erneuerbarer Ressourcen in den Grenzen der Möglichkeit ihrer Regeneration und die Nutzung nicht-erneuerbarer Ressourcen in den Möglichkeiten durch Innovation und Investition zu Substituten zu gelangen forcieren.

Der Grundsatz der Nachhaltigen Entwicklung wurde mit dem Amsterdamer Vertrag als ein der Ziel der Europäischen Gemeinschaft effektiv festgeschrieben und fand mit der WRRL im Gewässerschutzansatz ihren konkreten Niederschlag.²⁰

Aus dem im Zusammenhang mit Schadstoffemissionen stehenden Marktversagen folgt eine drohende unumkehrbare, nachteilige, gegebenenfalls lebensbedrohende, in jedem Fall aber langfristig wohlfahrtsschädigende Veränderung der Umwelt, was einen Eingriff des Staates erforderlich macht. Die dem Staat in diesem Zusammenhang zur Verfügung stehenden Eingriffe bzw. Instrumente werden im folgenden Kapitel kurz skizziert. Systeme übertragbarer Verschmutzungsrechte stehen dabei im weiteren Verlauf der Arbeit entsprechend im Mittelpunkt.

2.3 Umweltpolitische Instrumente im Überblick

2.3.1 Klassifizierung

In ihrer praktischen Ausgestaltung lassen sich eine Vielzahl von umweltpolitischen Maßnahmen identifizieren, welche auf Basis des Eskalationsgrades der Verhaltenssteuerung in 3 *Grundtypen*

¹⁹ Z.B. das Verursacher-, das Gemeinlast-, das Vorsorge- und das Kooperationsprinzip und das mehr in der Praxis internationaler Abkommen relevante Nutznießer-/Geschädigtenprinzip. [vgl. dazu u.a. Altmann (1998)]

²⁰ So ist nach Art. 1 Abs. I b WRRL die „Förderung einer nachhaltigen Wassernutzung auf der Grundlage eines langfristigen Schutzes der vorhandenen Ressourcen“ erklärtes Ziel der Richtlinie.

unterschieden werden können – ordnungsrechtliche Instrumente, marktliche bzw. marktwirtschaftliche Instrumente und Strukturförderung (vgl. Abb. [3]).

Abb. 3: Grundtypen umweltpolitischer Instrumente²¹

Quelle: Eigene Darstellung

Eskalationsgrad der Verhaltenssteuerung	Grundtypen	Ausprägung
Hoch – „Zwang“	Ordnungsrechtliche Instrumente	• Auflagen in Form von Ge- und Verboten (Command-and-Control)
Mittel – „Wahl“	Marktwirtschaftliche Instrumente	• Preislösung: Abgaben in Form von Steuern und Gebühren • Mengenlösung: übertragbare Nutzungsrechte (Zertifikatesysteme)
Niedrig – „Anreiz“	Strukturförderung	• Beratungsangebote, Finanzierungshilfen etc.

Typische Beispiele für *ordnungsrechtliche Instrumente* sind Fang- und Jagdquoten zur Begrenzung der Ausbeutung von Bioressourcen. Die Eindämmung der Emissionen definierter Schad- bzw. Giftstoffe erfolgt durch Prozessnormen bzw. Vorgaben zur Implementierung ökologisch effizienter Technologien im Produktionsprozess (nach dem „Stand der Forschung“, dem „Stand der Technik“ oder den am wenigsten strengen „allgemein anerkannten Regeln der Technik“), die Begrenzung oder das vollständige Verbot zur Verwendung bestimmter Inhaltsstoffe in der Produktgestaltung und (im Extremfall) eine Produktionsmengenlimitierung.

Marktwirtschaftliche Instrumente (MBIs) zielen über die künstliche Verknappung eines Produktionsfaktors bzw. die zusätzliche Belastung eines Konsumgutes darauf ab, dass der Verursacher die Folgen seines umweltschädigenden Verhaltens in seinem Nutzenkalkül berücksichtigt – externe Effekte werden internalisiert.

Pigou hat in seinem Werk „The economics of welfare“ 1920 erstmals den Gedanken formuliert, durch staatliche Eingriffe in das Wirtschaftsgeschehen Fehlallokationen zu beseitigen, die aus der Divergenz von privaten und sozialen Kosten entstehen. In der *Preislösung* wird dabei ein Preis für die Nutzung des Umweltgutes in Form einer Abgabe exogen vorgegeben, d.h. der Verursacher wird mit einer zusätzlichen monetären Budgetrestriktion direkt konfrontiert.²²

²¹ Als Abgrenzung zu ordnungsrechtlichen Instrumenten spricht Boie (2005) von „indirekten“ Steuerungsinstrumenten, d.h. es wird kein Zwang bzw. Befehl durchgesetzt. Sie lassen, allen voran die ökonomischen Anreize, die Erfassung von Bereichen zu, die mit verpflichtenden Maßnahmen nicht geregelt werden können, da sie auch die Belohnung für vorbildliches Umweltverhalten ermöglichen.

²² Der Staat hat grundsätzlich dafür Sorge zu tragen, dass der Umweltschutz in einem ausreichenden Maße gesichert ist. Vor dem Hintergrund des Verursacherprinzips geht es in der Preislösung entsprechend um die fiskalische Internalisierung externer Kosten umweltschädigenden Verhaltens. Die Begrifflichkeiten zu den Erhebungsformen werden in diesem Abschnitt nahezu synonym verwandt, grundsätzlich lassen sich jedoch drei verschiedene Formen zur Finanzierung (staatlicher) Umweltschutzmaßnahmen unterscheiden: die Erhebung allgemeiner Steuern nach dem Leistungsfähigkeitsprinzip, Gebühren nach dem Äquivalenzprinzip und Sozialkosten- und Lenkungsabgaben nach dem Verursacherprinzip im engeren Sinne. Während bei Steuern keine

Typische Beispiele sind Emissionssteuern, d.h. Abgaben auf den Ausstoß eines definierten Schadstoffes in der Form eines konstanten oder anderweitig vom Gesamtemissionsvolumen abhängigen Betrages je (zusätzlicher) Emissionseinheit. Die Emittenten passen ihre Schadstoffemissionen im Rahmen einer Kostenvergleichsrechnung von Zahlung der Abgabe und Mehraufwand durch Einsatz zusätzlicher Vermeidungstechnologien bzw. entgangener Gewinn durch Kürzung des Produktionsoutputs (alternativ: entgangener Nutzen durch Reduktion des Konsums des umweltschädigenden Gutes) an. Bedient sich die Umweltpolitik zur Steuerung der Inanspruchnahme von Umweltgütern des Preismechanismus, kann sie damit demnach nicht nur die Informationsfunktion (Transparenz externer Kosten), sondern zugleich auch die Sanktionsfunktion der Preise nutzen.²³

In der *Mengenlösung* erfolgt die Verknappung durch die staatliche Zuweisung einer begrenzten Menge marktfähiger Rechte auf die Inanspruchnahme eines Umweltgutes. Im Rahmen der Steuerung der Schadstoffbelastung manifestiert sich dies in der Form einer maximal zulässigen Gesamtemissions- bzw. -immissionsmenge, welche in homogene und einzeln verbriefte Kleinstmengen zerlegt ist. Im Ausgleich von Angebot und Nachfrage durch den Handel an einem geordneten Markt, in bilateralen Geschäften oder über Makler bildet sich ein Preis für die Nutzungsrechte. Schadstoffemittenten sind aufgrund dieser „Bepreisung des Produktionsfaktors“ damit im zweiten Schritt wieder mit einer monetären Budgetrestriktion konfrontiert und passen ihren Ausstoß entsprechend an. Da nicht die Gesamtmenge, sondern nur der Preis und die gleichgewichtige Verteilung durch den Marktmechanismus bestimmt werden, weist u. a. Endres (2000) kritisch darauf hin, dass derartige Systeme von Nutzungsrechten (Umweltzertifikate) bestenfalls im Vergleich zu dem vorwiegend verwendeten „marktfernen“ Instrument der quellenspezifischen Auflage „relativ marktwirtschaftlich“ sind. Die zulässige Gesamtemissionsmenge selbst stellt im Grunde einen Standard wie in einem klassischen ordnungsrechtlichen Ansatz dar.

In dieser Arbeit werden die Begriffe handel- bzw. übertragbare Nutzungs- und Verschmutzungsrechte, Lizenzen, Zertifikate und Kompensationsabreden weitgehend synonym verwandt, verkörpern aber alle den gleichen Sachverhalt – die Mengenlösung in oben dargelegter Form zur Steuerung von Schadstoffeinleitungen in (Fließ)Gewässer.

spezifische Zweckbindung des Aufkommens besteht, zielt die Gestaltung von Gebühren und Abgaben auf die Kostendeckung spezifischer Umweltmaßnahmen ab. [vgl. auch Frey&Zimmermann (2005)]

²³ In der Literatur hat sich in diesem Zusammenhang der Begriff der „Lenkungsfunktion“ umweltpolitischer Instrumente etabliert.; Durch fehlende Informationen ist es in der Praxis schwierig, externe Kosten eindeutig zu bestimmen und entsprechende Abgaben genau festzulegen. Eine vereinfachende und zur Pigou-Steuer praktikablere Lösung stellt der von Baumol&Oates (1971) vorgestellte Preis-Standard-Ansatz dar.

Zertifikatesysteme bzw. Systeme übertragbarer Nutzungsrechte finden über den reinen Emissionshandel im Umweltschutz hinaus in einer Vielzahl von Bereichen Anwendung. Einen Auszug bietet dazu Abb. [4].

Abb. 4: Praktische Anwendungsbereiche von Zertifikatesystemen

Quelle: Eigene Darstellung

Bereich	Beispiel	Erläuterungen
Abfall	• Packing Recovery Notes (PRN) in Großbritannien	• Hersteller müssen nach der EU-Verpackungsrichtlinie Mindestrecyclingquote vorweisen • Abfallverwerter und Recyclingfirmen können zusätzliche PRNs ausgeben und an Hersteller verkaufen
Fischerei	• Individual Transferable Quotas (ITQ)	• Handelbare Fangquoten zum Abbau von Überkapazitäten und damit Verbesserung der Investitionsrenditen, höhere Effizienz im Sektor und Schutz von Fischbeständen • In Europa erstmals in Island 1984 eingeführt, später auch in Dänemark, Estland, Italien, Niederlande und Portugal
Flächennutzung	• Transferable Development Rights (TDR)	• Handelssysteme in 140 Kommunen in den USA • Erstes Programm 1968 in der Stadt New York mit übertragbaren Geschossezahlen (Air Rights) im Rahmen eines Denkmalschutzgesetzes
Landwirtschaft	• Quoten für Tierfäkalien in den Niederlanden und Belgien (Flandern)	• Begrenzung der zulässigen Ausbringungsmenge von Tierfäkalien um Nitrat- und Phosphateinleitungen in Boden und Gewässer zu begrenzen • Zuweisung von Quoten die anschließend zwischen den Betrieben übertragen werden können
Luftverkehr	• Emissionszertifikate	• Zertifikatesystem als Alternative für eine Kerosinsteuer und emissionsabhängige Start- und Landegebühren • Erweiterung des CO₂-Emissionshandels in der EU ab 2012 nach Richtlinie 2008/101/EG
Straßenverkehr	• Alpentransitbörse (Konzeptphase)	• Handelbare Transitrechte um Lkw-Verkehr im Alpenraum einzudämmen
Wassermenge	• Wasserentnahmerechte in Kalifornien • (Breite) Anwendung i.W. in USA, Australien, Südafrika und Chile; in Europa in der Diskussion insb. in Spanien; in Deutschland bisher nur erste Studie und offener Gedankenaustausch	• Differenzierung der Rechte nach Entnahmen von Grund- und Oberflächenwasser; zulässige Gesamtentnahmemenge schwankt in Abhängigkeit von den natürlichen Gegebenheiten • Erstvergabe über die Riparian Doctrine im feuchten Norden (Basis: Zusammengehörigkeit von Landbesitz und Wasserressourcen) und über die Appropriation Doctrine im trockenen Süden (Genehmigungspflicht und Mengenbeschränkung) • Märkte: Water Banks (gezielte Lenkung durch zentralen Ankauf vom Norden und Verkauf an Süden Kaliforniens), dezentrale (bilaterale) Transfers zwischen Landwirten, Internetplattformen etc.

Maßnahmen zur *Strukturförderung* zeichnen sich in der hier gewählten Typisierung dadurch aus, dass den Verursachern umweltschädigenden Verhaltens keine direkten Beschränkungen auferlegt werden, sondern vielmehr freiwillige (wirtschaftliche) Anreize für umweltpolitisch erwünschtes Verhalten durch den Staat gesetzt werden.

Ein wesentliches Ziel kann die Steigerung des Implementierungsgrades emissionseffizienter Technologien sein, was über eine Reihe von Maßnahmenbündeln erreicht werden kann. Dazu gehören neben der Incentivierung über staatliche monetäre Fördermaßnahmen bzw. Subventionen (z.B. zinsgünstige Investitionskredite, Steuererleichterungen und direkte

Bezuschussung), Finanztransfers im privaten Verhältnis zwischen den Wirtschaftssubjekten durch staatliche Rahmensetzung (z.B. in Form der Einspeisevergütung bei regenerativen Energien) und die Verbesserung des allgemeinen Informationsstandes der Emittenten (z.B. Aufklärungskampagnen und besondere Beratungsangebote zu Themen wie Verfügbarkeit und Kosten-Nutzen-Aspekte einer Technologie, freiwillige Instrumente zur Erzeugung von Markttransparenz wie Umweltauditsysteme und Umweltzeichen artgemäß dem Blauen Engel, dem Energy Star oder der Europäischen Umweltblume).²⁴ Soweit ein entsprechender ordnungsrechtlicher Rahmen existiert, können Vorteile aus nicht-monetären Vergünstigungen für die Nutzung umweltfreundlicher Produkte und für umweltfreundliches Verhalten geschaffen werden (z.B. die Freigabe von Busspuren für Fahrgemeinschaften in den USA).

Grundsätzlich können Maßnahmen der Strukturförderung im Rahmen der Umweltpolitik aus zwei wesentlichen Gründen nur ergänzend zu ordnungsrechtlichen und marktwirtschaftlichen Instrumenten eingesetzt werden: Zum einen verursachen umweltpolitische Maßnahmen in der Regel zusätzliche Kosten und stehen damit mit dem Gewinnmaximierungsziel der Mikroökonomie im Wettbewerb. Zum anderen steht in der Regel für den einzelnen Verursacher die durch seine Verhaltensänderung ausgelöste und selbst wahrgenommene marginale Verbesserung der Umweltqualität in keinem ausgeglichenen Verhältnis zu dem durch die Verhaltensänderung ausgelösten Mehraufwand. In anderen Worten – einem klaren Aufwand steht ein unklarer Ertrag gegenüber, was den Handlungswillen von Unternehmen bzw. Konsumenten derart beschneiden kann, dass aus umweltpolitischer Sicht notwendige Schritte auf freiwilliger Basis nicht in einem adäquaten Umfang umgesetzt werden.²⁵ Gegenüber einer klassischen Auflage zur Implementierung einer Technologie nach dem Stand der Technik können Maßnahmen der Strukturförderung aber einen effektiven Weg zur Verbreitung von Best-in-class-Ansätzen darstellen, d.h. Ansätze, welche über standardisierte Verfahren ohne entsprechende Wettbewerbsvorteile bzw. als ökologisch minimal effizient erachtete Verfahren hinausgehen.

Auf einer höheren Klassifizierungsebene grenzt Endres (2000) gegen die o.g. „standardorientierten“ Instrumente (Auflagen, Abgaben, Zertifikate) die

²⁴ Der ordnungsrechtliche Katalog beinhaltet bereits eine Reihe von Maßnahmen zur Erzeugung von Markttransparenz (z.B. umweltbezogene Rechnungslegungsvorschriften und Kennzeichnungspflichten wie die Energieetikettierung von Haushaltsgeräten und der Ausweis von CO₂-Emissionen bei Kraftfahrzeugen); vgl. auch Boie (2005)

²⁵ Eine Vielzahl von Umweltschadstoffen konnten trotz bekannter Belastungswirkung erst mit gesetzlichen Auflagen auf ein nachhaltiges Emissionsniveau reduziert werden (z.B. FCKW als Treib- und Kühlmittel, Blei in Lacken und Kraftstoffen, DDT in der Landwirtschaft). Auch in der Debatte um Treibhausgase werden die CO₂-Reduktionsziele deutscher Wirtschaftsverbände im Rahmen ihrer freiwilligen Selbstverpflichtung von Umweltexperten regelmäßig als unzureichend kritisiert. Auf Konsumentenebene haben freiwillige Kompensationszahlungen (z.B. CO₂-Prämien bei Flügen) bisher ebenfalls kein signifikantes Volumen erzielt.

„Internalisierungsstrategien“ ab, welche um die Anlastung des (monetarisierten) externen Schadens bemüht sind. Neben der Verhandlungslösung nach Coase zählt dazu das *Haftungsrecht*, welches gleichzeitig der Durchsetzung bzw. dem Vollzug fast aller (anderen) ordnungsrechtlichen Instrumente dient. Die von Endres gewählten Begrifflichkeiten sind jedoch nicht trennscharf, da beispielsweise eine Umweltabgabe nach Huckestein (1996) neben einer Finanzierungs- und Lenkungsfunction in erster Linie auch eine Internalisierungsfunktion hat. Die Einordnung, Entwicklung und Bedeutung der Gefährdungs- und Verschuldungshaftung in der Umweltpolitik wird in der Rechts- und Wirtschaftsliteratur ausgiebig erläutert und ist nicht Gegenstand dieser Arbeit.

2.3.2 Bewertungskatalog

Unabhängig von der in Kapitel 2.3.1 vorgestellten Differenzierung auf Basis des Eskalationsgrades der Verhaltenssteuerung werden in der Theorie zur Beurteilung umweltpolitischer Instrumente regelmäßig zwei *Kernkriterien* herangezogen – die ökologische Effektivität und die ökonomische Effizienz.

Die ökologische Effektivität, gemeinhin auch als *ökologische Treffsicherheit* bezeichnet, beschreibt den Zielerreichungsgrad eines bestimmten Umweltzieles nach ökologischen Gesichtspunkten.²⁶ Die Intervention durch staatlich gelenkte Umweltmaßnahmen erfolgt in der Regel erst, wenn Umweltprobleme einen kritischen Grad erreicht haben und irreversible Schäden drohen.²⁷ In der Praxis dominiert daher ein absolutes (gegenüber einem relativen) Verständnis der ökologischen Zielerreichung und die nominale Bewertung erfolgt dahingehend, ob ein vorgegebenes Zielniveau (z.B. eine Emissionsgesamtmenge) mit dem entsprechenden Instrument exakt erreicht werden kann. Eine ordinale (oder gar kardinale) Skalierung umweltpolitischer Instrumente entlang eines Ist-Zielwert-Vergleichs (z.B. tatsächliches Emissionsniveau im Verhältnis zur angestrebten maximalen Emissionsgesamtmenge in einer Region in einem bestimmten Zeitraum) ist unüblich.²⁸

Michaelis (1996) unterscheidet bei der *ökonomischen Effizienz* – Gradmesser der Wirtschaftlichkeit eines Instrumentes – die statische und dynamische Allokationseffizienz:

²⁶ Auch wenn letztlich die Veränderung der Umweltqualität im Mittelpunkt des Interesses steht, muss als Bewertungsparameter der in dem Instrument kodifizierte messbare „Träger der Umweltveränderung“ herangezogen werden (z.B. effektive Schadstoffmenge, Verkehrsaufkommen, Recyclingvolumen).

²⁷ Z.B. die drohende Ausrottung bzw. vollständige Ausbeutung von Bioressourcen und lebensbedrohliche Umweltveränderungen (im internationalen Kontext: neben anderen das Robbenabkommen von 1911, das Walfangverbot von 1986 und das Kyoto-Protokoll zu einem Zeitpunkt, wo vielen in der Welt das Wasser sprichwörtlich „bis zum Hals steht“)

²⁸ Vgl. auch Endres (2000)



Statische Effizienz liegt vor, wenn ein angestrebtes Umweltziel zu minimalen gesamtwirtschaftlichen Kosten erreicht werden kann. Aufgrund von Informationsproblemen bzw. Informationsasymmetrien kann in der Praxis kein optimales Verschmutzungsniveau im Sinne der Pareto-Effizienz ermittelt werden. Die Beurteilung umweltpolitischer Instrumente konzentriert sich daher auf die *Kosteneffizienz*, d.h. die Erreichung eines vorab definierten Umweltzieles (z.B. zulässige Emissionsgesamtmenge) zu minimalen Kosten.

Die dynamische Effizienz umfasst im Wesentlichen die Beurteilung der Maßnahmen hinsichtlich von *Wettbewerbs- und Beschäftigungsaspekten* sowie der *dynamischen Anreizwirkung*. Im Rahmen einer globalisierten Wirtschaft müssen dabei internationale Wirkungszusammenhänge im Mittelpunkt stehen (i.W. in der Handelspolitik). Weitere relevante Evaluationsbereiche, welche insbesondere die politische Akzeptanz eines umweltpolitischen Instrumentes bestimmen, umfassen das staatliche Budgetaufkommen vor dem Hintergrund der Diskussion der Doppeldividende und strukturpolitische Aspekte im Rahmen von Sektormix und regionalem Wohlstandsgefälle. Die dynamische Anreizwirkung beschreibt die Fähigkeit eines umweltpolitischen Instrumentes, Anreize für die Entwicklung neuer Umwelttechnologien zu schaffen, wodurch ein bestehendes Umweltziel zu geringeren Kosten bzw. ein schärferes Umweltziel bei konstanten Kosten erreicht werden kann.

Die „Wirtschaftlichkeit“ eines umweltpolitischen Instruments wird zusätzlich durch die mit der Implementierung und Umsetzung des Instrumentes verbundenen *Transaktionskosten* bestimmt. Eine besondere Rolle in der praktischen Bewertung spielen dabei die Administrierbarkeit und der damit verbundene Aufwand. Jeder Regelverstoß der Wirtschaftssubjekte bedroht die ökologische Effektivität (und damit die gesamte Sinnhaftigkeit) einer Umweltmaßnahme, d.h. das Maß der notwendigen Kontrolle bestimmt die mit dem Instrument verbundenen Monitoringkosten.

Die Annahme fehlender Transaktionskosten ist in der Analyse umweltpolitischer Instrumente damit nicht haltbar – im besten Fall können gleiche Kontrollkosten für verschiedene Instrumente unterstellt werden (z.B. im Emissionsbereich). Instrumentenspezifische Transaktionskosten haben eine Allokationswirkung und damit direkte Wohlfahrtseffekte, was im Rahmen einer vergleichenden Bewertung von Instrumenten entsprechend berücksichtigt werden muss.

In der Literatur findet sich eine Vielzahl ergänzender und *alternativer Bewertungsaspekte*, wie die juristische Kompatibilität (z.B. mit Grundfreiheiten) oder die politische und verwaltungstechnische Durchsetzbarkeit.²⁹ Stern (2007) betont, dass die Formulierung eines

²⁹ Siehe u.a. Rennings et al. (1997) und mit einem stärkeren Rechtsfokus auch Boie (2005)



optimalen umweltpolitischen Instruments von industriespezifischen Faktoren abhängt. Er unterscheidet dabei Transaktionskosten (i.S.v. Anzahl, Verteilung und Homogenität der Spieler), Leakage-Effekte (i.S.v. einer Verlagerung in Produktionskonzepte bzw. -standorte deren Schadstoffe bei vergleichbarer Wirkung nicht im aktuellen System berücksichtigt werden), Verteilungsaspekte (d.h. wer trägt die effektiven Kosten der Vermeidungsanstrengungen) und die bestehende Regulierungsstruktur (i.S.v. der bisherigen Umweltpolitik und etablierten Instrumenten in dem betroffenen Sektor). Von besonderer Bedeutung ist die Frage, wo Instrumente in der Lebensphase eines umweltbelastenden Gutes ansetzen sollten (insb. um eine Doppelbelastung zu vermeiden), d.h. in der Herstellungsphase beim Produzenten oder in der Ver- bzw. Gebrauchsphase beim Endabnehmer.

Huckestein (1996) stellt einen umfangreichen Katalog von Anwendungsvoraussetzungen für Abgaben und Lizenzen in der EU-Umweltpolitik vor, welcher neben den klassischen ökonomischen und ökologischen Kriterien auch die in der Praxis mindestens genauso wichtigen rechtlichen und administrativen/politischen Anforderungen berücksichtigt und damit vor dem Hintergrund der Einführung von Zertifikatesystemen beim Gewässerschutz in der Gemeinschaft einen besonders attraktiven Bewertungsrahmen für die Instrumente bildet (für eine Übersicht siehe Abb. [5]).

Zum Zwecke der im Rahmen dieser Arbeit verfolgten kurzen Abgrenzung und Darstellung der besonderen Stärken von Umweltzertifikaten gegenüber anderen klassischen umweltpolitischen Instrumenten erscheint folgender, und in Kapitel 3 auch in dieser Form genutzte, *Kriterienkatalog* jedoch als völlig ausreichend: Kosteneffizienz und ökologische Treffsicherheit als fundamentale Bewertungskriterien, Transaktionskosten, dynamische Anreizwirkung und in knapper Form Wettbewerbs- und Beschäftigungsaspekte als ergänzende Bewertungskriterien.

In jedem Fall können anwendungsbezogene Varianten von Auflagen, Abgaben und Zertifikaten konstruiert werden, welche an die spezifischen Erfordernisse unterschiedlicher konkreter Umweltprobleme optimal angepasst sind und sich, allein aufgrund ihrer Fülle, einer pauschalisierten Bewertung entziehen.


Abb. 5: Anwendungsvoraussetzungen für Abgaben und Lizenzen in der EU

Quelle: In Anlehnung an Huckestein (1996)

Kriterium	Erläuterungen
(1) Ökologisch (a) Berücksichtigung der ökolog. Dringlichkeit (b) Vermeidung unerwünschter Ausweichreaktionen bzw. Problemverlagerung	• Hot Spots und temporäre Spitzenbelastungen • Lokale und temporäre Differenzierung bei nicht-linearem Wirkungszusammenhang von Menge/Zeit und Schaden • Schadstoffsubstitution • Verlagerung der Schadstoffbelastung an andere Standorte oder auf andere Umweltmedien (Wasser, Luft, Boden)
(2) Ökonomisch (a) Berücksichtigung der Schadenskosten (b) Ausgleich der Grenzvermeidungskosten (c) Berücksichtigung der admin. Kosten bzw. der Vollzugskosten (d) Berücks. zusätzl. Kosten beim Verursacher	• Kosteneffizienz nur dort erzielbar, wo eine eindeutige stetige Schadenskostenfunktion in Abhängigkeit von der Belastungsmenge vorliegt • Kosteneffizienz im Gleichgewicht nur bei Ausgleich der Grenzvermeidungskosten über alle Teilnehmer • Informationserfordernisse (Forschungsaufwand, Mess-, Kontroll- und Überwachungskosten) • Administration und Verwaltung bei Ermittlung, Erhebung und Zahlung der Abgabenschuld/des Lizenzpreises bzw. der Lizenzverteilung und -registrierung • Höhere Planungs- bzw. Kalkulationskosten unter Unsicherheit, Reporting (z.B. Ökobilanzen) etc.
(3) Rechtliche Anforderungen (a) Vereinbarkeit mit Prinzipien der Umweltpolitik (b) Konformität mit Europarecht (c) Verfassungsrechtliche Grenzen (Grundgesetz) (d) Kompatibilität mit dem bestehenden Umweltrecht	• Grundsatz der Gefahrenabwehr, der Vorsorge (Schutz von Mensch und Umwelt unterhalb der Schwelle der Gefahrenabwehr) und der Verhältnismäßigkeit (i.S.v. Instrumentenvergleich und gegebenenfalls Sektorvergleich) • Kooperationsprinzip, d.h. Mitverantwortlichkeit und Mitwirkung der „Geschädigten“ und Beteiligung möglichst vieler Interessengruppen bei Planung und Durchführung umweltpolitischer Maßnahmen • Vereinbar mit EGV/AEUV, insb. Art. 130 r-t EGV (1997) bzw. den AEUV-Äquivalenten • Einschränkungen von Grundrechten (körperliche Unversehrtheit, Recht auf Eigentum, Gleichheitsgrundsatz etc.) • Finanzverfassungsrechtliche Bestimmungen mit Einschränkung der föderalen Kompetenz- und Einnahmestruktur im Sinne des Finanzausgleichs • Friktionen mit ordnungsrechtlich geprägtem bestehendem Umweltrecht und unterschiedlichen zugrunde liegenden Emissionsstandard- bzw. Qualitätsstandard-Philosophien (insb. in Bereichen mit hoher Regelungsdichte Wirksamkeit der Instrumente gegebenenfalls behindert)
(4) Administrative und politische Anforderungen ... [Fortsetzung auf Folgeseite] (a) Konsistenz mit anderen gesellschaftlichen Zielen (b) Durchsetzbarkeit ggü. den Betroffenen (c) Überwindung bürokratieimmanenter Widerstände	

Fortsetzung Abb. 5: Anwendungsvoraussetzungen für Abgaben und Lizenzen in der EU

Quelle: In Anlehnung an Huckestein (1996)

(1) Ökologisch	
(2) Ökonomisch	
(3) Rechtliche Anforderungen	
(4) Administrative und politische Anforderungen	
(a) Konsistenz mit anderen gesellschaftlichen Zielen	• „Reale“ Knappheitspreise auch ohne Einbeziehung von Umweltkosten in Verkehr-, Agrar- und Energiepolitik durch Subventionen und finanzielle Vergünstigungen offensichtlich politisch nicht erwünscht • Zielkonflikte mit Wettbewerbs- und Beschäftigungspolitik in versch. Sektoren, der Förderung strukturschwacher Regionen und der Vermeidung sozialer Härten
(b) Durchsetzbarkeit ggü. den Betroffenen	• Belastung, wenn möglich, in frühem Stadium des Produktionsprozesses trotz tatsächlicher Inzidenz aufgrund von Überwälzungsvorgängen – höhere gesellschaftliche Akzeptanz resultiert nicht zuletzt aus einem i.d.R. nur schwach ausgeprägten Verständnis für Überwälzungsvorgänge • Homogenität und Organisationsgrad der Betroffenen: kleine und organisierte Gruppen haben bessere Möglichkeiten ihre Interessen zu artikulieren und im polit. Prozess durchzusetzen (z.B. Landwirte und Beschäftigte im Bergbau) • Ökonomischer Einfluss und Lobbying • Aufklärung und Beratung
(c) Überwindung bürokratieimmanenter Widerstände	• Präferenzen des politischen Systems und der Bürokratie: „Gesetzesentwürfe zur Implementierung umweltpol. Instrumente werden nicht von Umweltökonomern, unabhängigen Wissenschaftlern oder [wenigstens] demokratisch gewählten Politikern erarbeitet, sondern von der staatlichen Bürokratie und damit einem vorwiegend durch Juristen durchgesetzten Ministerialwesen mit seinen spezifischen Vorlieben und Interessen formuliert“ (Huckestein 1996, S. 94) • Durch vollzugsintensive ordnungsrechtliche Instrumente gewinnt die Verwaltung zusätzliche Eingriffsmöglichkeiten und damit im laufenden politischen Prozess mehr Gewicht



3 Bewertung von Zertifikatesystemen als umweltpolitisches Instrument

Im nächsten Schritt ist zu erarbeiten, wie Zertifikatesysteme entlang ausgewählter Bewertungskriterien als umweltpolitische Instrumente zu beurteilen sind bzw. warum Zertifikatesysteme als staatliche Eingriffsoption in der umweltökonomischen Theorie einen Vorzug erfahren.

3.1 Fundamentale Bewertungskriterien

3.1.1 Kosteneffizienz

Altmann (1998, S. 143) definiert ökonomische Effizienz als „Erreichung eines Zieles mit möglichst geringen betriebs- und damit auch volkswirtschaftlichen Kosten“. Nach UBA (1993, S. 13) erscheint die Bewirtschaftung von Umweltgütern ökonomisch rational, wenn „ein gegebenes Umweltqualitätsziel zu minimalen gesellschaftlichen Verzichtseleistungen bewirkt werden kann. Auf eine Umweltnutzung sollte demzufolge dann verzichtet werden, wenn diese Inanspruchnahme an anderer Stelle der Volkswirtschaft Einschränkungen erfordert, die noch höhere Kosten verursachen würde.“

Im *Pareto-Optimum* entspricht der Marktpreis der Zertifikate den Grenzvermeidungskosten (GVK) und dem Grenznutzen (GN) aus der Vermeidung. In der Mengelösung darf die Umweltbehörde entsprechend nur genau so viele Zertifikate ausgeben, dass nach Handelsaufnahme dieser gleichgewichtige Zustand erreicht wird. Dazu muss ihr neben der aggregierten Grenzkostenfunktion auch die Nutzenfunktion aus der Schadstoffvermeidung bekannt sein. Die praktische Relevanz von Modellen, welche die Annahme eines solchen „allwissenden Planers“ beinhalten, sind jedoch mehr als begrenzt. Das Problem der asymmetrischen Informationsverteilung wird durch strategisches Verhalten der Emittenten und Geschädigten, das soziale Dilemma aufgrund insignifikanter Nachfragewirkungen und der Schwarzfahreroption aufgrund der Nicht-Ausschließbarkeit bei öffentlichen Gütern verschärft.³⁰ Das Pareto-Kriterium gibt keinen Hinweis, wann eher Abgaben oder Zertifikate aus Effizienzgründen einzusetzen sind, da zur Erreichung eines Pareto-Optimums bei der Anwendung beider Instrumente für die Umweltbehörde der gleiche Informationsbedarf besteht. Weimann (1995) hält grundsätzlich fest, dass aufgrund der Informationsanforderungen und den damit zusammenhängenden Problemen der Informationsbeschaffung (in Bezug auf den

³⁰ Für eine ausführliche Darstellung siehe u.a. Weimann (1995); für eine vergleichende Analyse der Wohlfahrts-effekte bei Fehleinschätzung der relevanten Kosten- und Nutzenfunktionen insb. Feess (1998)

Grenznutzen von Vermeidungsmaßnahmen) die Zertifikatelösung als umweltpolitisches Instrument nicht geeignet ist, eine pareto-effiziente Allokation sicherzustellen.

Aufgrund der erläuterten Probleme wird das Kriterium der *Kosteneffizienz* zur Beurteilung umweltpolitischer Instrumente herangezogen. Demnach wird ein vorab definiertes Umweltziel, wie eine Emissionsmenge, als gegeben angenommen und untersucht, ob dieses umweltpolitische Ziel mit dem gewählten Instrument zu minimalen Kosten erreicht werden kann. „Minimale Kosten“ sind gesichert, wenn die Emissionsrechte an den Ort mit ihrem höchsten ökonomischen Nutzen, sprich an den Ort der höchsten Vermeidungskosten, fließen. Die volkswirtschaftstheoretisch optimale Benchmark besteht dabei in einem Zustand, in dem die Grenzvermeidungskosten aller beteiligten Emittenten gleich sind. Jede andere Verteilung ist nicht kosteneffizient, da die durch einen Emittenten zusätzlich vermiedene Menge von einem anderen Emittenten zu geringeren Kosten vermieden werden könnte. Als eher pragmatische Benchmark in der Beurteilung von handelbaren Verschmutzungsrechten kann die Kostenwirkung eines alternativen umweltpolitischen Instruments zur Erreichung eines definierten Umweltzieles, wie eine Abgaben- oder Auflagenlösung, herangezogen werden. Eine undifferenzierte Auflage, bei der jeder Emittent die gleiche Schadstoffmenge vermeiden müsste, würde entsprechend zu einem Effizienzverlust führen.³¹

Durch ihre Limitierung bekommen Emissionen einen kalkulatorischen Preis und werden als „normaler“ Kostenfaktor in der Produktion wahrgenommen. Im Sinne der *Gewinnmaximierung* als Leitmotiv ist jedes Unternehmen bestrebt, seine umweltbezogenen Gesamtkosten in allen Entscheidungen ebenfalls zu berücksichtigen. Diese setzen sich aus der Summe der individuellen Vermeidungskosten und der Kosten für den Kauf von Zertifikaten zusammen. Im Gewinnmaximum entsprechen die Grenzkosten der Schadstoffreduktion dem Zertifikatepreis bzw. Unternehmen werden solange in die Schadstoffvermeidung investieren, bis die marginalen Vermeidungskosten dem Marktpreis der Zertifikate entsprechen. Da der Zertifikatepreis für alle Unternehmen gleich ist, sind im Endeffekt die Grenzvermeidungskosten aller Unternehmen gleich und damit das Kriterium der Kosteneffizienz (die Bedingung für eine gesamtwirtschaftlich kostenminimale Schadstoffvermeidung) für die Zertifikatelösung erfüllt. Die Kenntnis der Vermeidungskostenfunktion der Beteiligten durch die Umweltbehörde ist in der Zertifikatelösung nicht nötig, da sich die Unternehmen unabhängig von der zulässigen

³¹ Vgl. auch Tietenberg (2003), Newell&Stavins (2003), Goulder et al. (1999) und Baumol&Oates (1988)

Emissionsgesamtmenge grundsätzlich am Ausgleich von Zertifikatspreis und Grenzkosten der Emissionsvermeidung orientieren.³²

Der *Zertifikatspreis* bildet sich aus Angebot und Nachfrage, welche sich an den individuellen (i.d.R. in einem konvexen Verlauf steigenden) Vermeidungskosten orientieren. Eine typische Annahme in der ökonomischen Modelltheorie sind kontinuierliche Technologiemengen und stetig differenzierbare Vermeidungskostenfunktionen, welche dem Emittenten jeweils bekannt sind. In der Praxis sind beispielsweise bei der Abwasseraufbereitung jedoch diskrete Technologiemengen (Unteilbarkeiten der Reinigungstechnik) mit intervallfixen Kosten (Sprungstellen in der Kostenfunktion) und eine weitgehende Unkenntnis der Einleiter bezüglich der eigenen Vermeidungskosten zu beobachten.³³

Bei unvollständiger Konkurrenz besteht für die Marktteilnehmer kein *Preisnehmerverhalten* mehr und die Zielfunktion zu den umweltbezogenen Gesamtkosten eines gewinnorientierten Unternehmens verändert sich. Da die eigene Nachfrage entsprechend einen Einfluss auf den Marktpreis hat, ergeben sich Spielräume für strategisches Verhalten. Wenn sich die Kostenstruktur der Schadstoffvermeidung aufgrund eines externen Schocks nachteilig verändert, werden entsprechend weniger Zertifikate zugekauft als bei vollständiger Konkurrenz auf dem Zertifikatemarkt. Parallel ist das Zertifikatsangebot kleiner, da potentielle Anbieter bei verstärktem Angebot mit niedrigeren Preisen rechnen müssen. Insgesamt ergibt sich ein zu geringer Handel. Damit kommt es langfristig nicht zu einer effizienten Allokation und einem Ausgleich der Grenzvermeidungskosten über alle Emittenten mit dem Zertifikatspreis. Das Kriterium der Kosteneffizienz bei Zertifikaten ist demnach nur erfüllt, wenn Preisnehmerverhalten auf dem Zertifikatemarkt besteht.³⁴

Die potentiellen Kosteneinsparungen marktlicher Instrumente gegenüber ordnungsrechtlichen Ansätzen steigen mit zunehmender *Heterogenität in der Grenzvermeidungskostenfunktion*, den Ausgangsemissionen zwischen den Emittenten und einer fortlaufenden Verringerung der zugelassenen Emissionsmenge bzw. der Verschärfung des Umweltzieles. Marktliche Instrumente sind bei homogenen Vermeidungskosten ordnungsrechtlichen Ansätzen gegebenenfalls unterlegen, wenn man die relativen administrativen Kosten der verschiedenen Instrumente, bestehende Möglichkeiten zu strategischem Verhalten und spezifische

³² Das Ergebnis ist auch für den Fall gültig, dass Zertifikate aufgrund einer kostenfreien Zuteilung für einen Teil der Emissionen bereits im Besitz des Unternehmens sind, da für deren Verbrauch in der Produktion dann die entsprechenden Opportunitätskosten in Form des entgangenen Verkaufserlöses anzusetzen sind.; vgl. auch Feess (1998)

³³ Vgl. van Mark et al. (1992), Baumol (1991), empirisch auch Hanley&Moffat (1993) und Eheart (1980)

³⁴ Vgl. auch Hahn (1984)

Transaktionskosten bei einzelnen marktlichen Instrumenten (z.B. alle mit dem Handel verbundenen Kosten in einem Zertifikatesystem) in Betracht zieht.³⁵

In einer Übersicht von früheren Studien (1974-1986) kommt Tietenberg (1990) zu *Kosteneinsparungspotentialen* durch Zertifikatelösungen gegenüber Auflagenprogrammen von bis zu 90 Prozent. Derartige Werte stehen unter dem Vorbehalt theoretischer Idealzustände (reine Wettbewerbsmärkte, einfaches Emissionsmonitoring, geringe/keine Transaktionskosten etc.) und konnten in der Praxis nie erreicht werden.³⁶ Neuere Studien gehen von Einsparpotentialen in der Luftreinhaltung von 30-50% und im Gewässerschutz von 20-40% aus.³⁷ Unter Berücksichtigung der Schwächen eines reinen Zertifikatesystems kann nach Tietenberg (1990) ein hybrides System, d.h. die Ergänzung um bestimmte Auflagen, generell zu einer weiteren Erhöhung der Gesamtwohlfahrt führen.

3.1.2 Ökologische Treffsicherheit

Nach Altmann (1998) ist ein umweltpolitisches Instrument ökologisch „effizient“, wenn damit ein bestimmtes Umweltziel nach ökologischen Gesichtspunkten erreicht werden kann. Da in dieser Begriffsinterpretation keine Aussagen zur Wirtschaftlichkeit gemacht werden, muss man wohl vielmehr von *ökologischer „Effektivität“* sprechen.

Die Zertifikatelösung erscheint in jedem Fall ökologisch effektiv bzw. „treffsicher“, da die Umweltbelastung quantitativ exakt fixiert ist – in der wirtschaftstheoretischen Analyse beschränkt sich die „ökologische Äquivalenzgarantie“ von Zertifikatesystemen regelmäßig rein auf das Emissionsvolumen und leitet sich aus der Fiktion von Emissionen als homogene Güter ab. Für die einzelfallbezogene Beurteilung der ökonomischen Potentiale eines Zertifikatesystems in einem bestimmten Einsatzgebiet muss das der Analyse zugrunde liegende Modell jedoch vorab um die raum-zeitlichen und substantiellen Besonderheiten der zu erfassenden Emissionen angepasst werden. Neben dem „Was“ und „Wieviel“ muss also auch immer das „Wo“ und „Wann“ von Mehr- und korrespondierenden Minderemissionen in der Beurteilung der Gleichförmigkeit von Emissionsverlagerungen nach ihrer ökologischen Wirkung betrachtet werden.³⁸

³⁵ Vgl. Newell&Stavins (2003), Tietenberg (1995) und ders. (1985)

³⁶ Vgl. Gangadharan&Duke (2001), Hahn (1989) und Hahn&Hester (1986)

³⁷ Vgl. etwa zum US Acid Rain Program Newell&Stavins (2003) mit 56% und Burtraw (1996) mit 50%, zum EU ETS Kommission (2000b) mit 30%, zum Dutch NO_x Emission Trading Program EEA (2006) mit 44%, des Weiteren auch Krupnick&McConnell (2000), Ellerman (2004) und Harrison (2004); im Gewässerbereich zum US Fox River Program O’Neil (1983) mit 40% und deutlich konservativer zum Nanpan River in China Tao et al. (2000) und zum Colorado River in den USA Letson (1992b) mit je 18%

³⁸ Vgl. neben vielen auch UBA (1993) und Huckestein (1996)

Externe Schocks und breitere makroökonomische Einflüsse erfordern in der Preislösung eine ständige Anpassung der Abgabensätze, um das ökologische Ziel zu halten.³⁹ In der Mengenlösung werden sie durch eine Verschiebung von Angebot und Nachfrage auf dem Zertifikatemarkt kanalisiert und führen lediglich zu einer Änderung des Marktpreises für Verschmutzungsrechte.⁴⁰ Beispiele aus der Praxis zeigen aber, dass die ökologische Treffsicherheit gegebenenfalls mit unerwünschten wirtschaftlichen Konsequenzen behaftet ist, da die Preisentwicklungen am Zertifikatemarkt einen nachhaltigen negativen Einfluss auf die allgemeine Geschäfts- und Wettbewerbsfähigkeit der betroffenen Unternehmen haben kann.⁴¹

Bei Umweltabgaben können Umweltbelastungen „erkauft“ werden, was insbesondere im Hinblick auf irreparable Schäden, wie den Klimawandel oder das „Umkippen“ von Gewässern, bedenklich ist. Reine *Abgabenlösungen* erscheinen demnach beispielsweise nicht geeignet, eine nachhaltige Reduktion der globalen Treibhausgasemissionen zu erreichen. Zudem weist Tietenberg (2003) darauf hin, dass auf internationaler Ebene mit Emissionssteuern ökologische Ziele nur effektiv verfolgt werden können, wenn ein komplexer Feedbackmechanismus mit entsprechend hohem administrativen Aufwand eingerichtet wird. Jede Anpassung an externe Veränderung bedeutet dabei zusätzlichen Abstimmungsbedarf und damit potentielle Friktionen. Ökologische Treffsicherheit ist auch hier durch Emissionshandel zu wesentlich geringeren administrativen Kosten möglich.

Insbesondere in den Bereichen Luftverschmutzung und Abwasser richtet sich die Umweltbelastung durch den Schadstoffausstoß in einer Region nicht nach den Emissionsmengen selbst, sondern nach den lokalen *Immissionsmengen*. Während Emission als „aktive Abgabe von festen, flüssigen oder gasförmigen Schadstoffen und jede Art von Wellen

³⁹ Derartige Schocks/Einflüsse umfassen beispielsweise technischen Fortschritt, Schwankungen in der Inflationsrate, Wirtschaftswachstum und konjunkturelle Zyklen. Besondere Beachtung im Gewässerschutz in den USA haben „Verschmutzungswellen bzw. -schocks“ in Folge starker Regenfälle erfahren: In vielen Großstädten im Nordosten und Mittleren Westen erfolgt(e) die Abwasserableitung über Regenwasserkanäle. Bei starken Niederschlägen können die angeschlossenen Kläranlagen das zusätzliche Wasservolumen nicht handhaben und die Abwässer fließen zusammen mit dem Regenwasser ungeklärt in die Gewässer. Derartige Belastungsspitzen (im Schnitt bis zu 12 Tage im Jahr) können zur Überschreitung kritischer Konzentrationsniveaus in den relevanten Gewässerabschnitten führen und nachhaltige Schäden hinterlassen.

⁴⁰ Rose-Ackerman (1977, S. 391) hält im Zusammenhang mit der Gefahrenabwehr bei externen Schocks dazu vergleichend für die Preis- und Mengenlösung fest, dass „...since in an emergency the agency generally knows what it wants in quantitative terms, direct orders rather than indirect price signals are likely to be more quickly effective. Orders of this type can, however, be incorporated within the framework of a pollution rights system more easily than they can if an effluent charge plan is in effect.“

⁴¹ Ein unerwartet starker Anstieg in der Stromnachfrage in Südkalifornien, der nur durch eine Kapazitätsausweitung bei älteren, umweltbelastenderen Anlagen gedeckt werden konnte, hat zu einem derart massiven Preisanstieg der in dieser Region gehandelten Schwefel- und Stickoxidzertifikate geführt, dass der Handel ausgesetzt werden musste und für einen Übergangszeitraum ein Abgabensystem eingeführt wurde. Im April 2006 verzeichnete der europäische CO₂-Zertifikatemarkt einen massiven Preiseinbruch, nachdem erstmals die tatsächlichen Emissionen der Marktteilnehmer veröffentlicht wurden und diese konsequent unter den Allokationsniveaus der NAP-Erstvergabe lagen. [vgl. auch Harrison (2004) und Grubb&Neuhoff (2006)]

(Schallwellen, elektromagnetische Wellen etc.) aus einer Emissionsquelle (Kläranlage, Fahrzeug, Kraftwerk, Fabrikanlage)“ definiert werden kann, entspricht Immission der „Einwirkung von Schadstoffen auf Menschen, Tiere, Pflanzen und Sachen und dem Eintrag in den Boden bzw. der passiven Aufnahme von Schadstoffen durch die Umweltmedien“.⁴² Die Immissionen in einer Region sind dabei abhängig, aber nicht identisch mit den lokalen Emissionen. Der Schadstoffausstoß in anderen, nicht zwingend nur direkt benachbarten Regionen hat ebenfalls einen Einfluss. Dabei dienen Diffusionsmatrizen zur Ermittlung des Prozentsatzes der Emissionen einer Region A, die in einem bestimmten Zeitraum durchschnittlich zu Immissionen in einer Region B führen.⁴³ Im strengen Sinne müssten Umweltziele demnach auf Immissionsmengen bezogen werden, also neben einem quantitativen (Schadstoffmenge) auch dieses bestimmte qualitative Kriterium enthalten. Solange sich ein Zertifikatesystem auf Emissionsmengen bezieht und keine adäquate Kontrolle der regionalen Immissionen erfolgt, ist die Erreichung eines bestimmten Umweltzieles nicht zwingend gegeben. Das Problem ist bei der Betrachtung von Up- und Downstream-Externalitäten bei der Verschmutzung von Fließgewässern von großer Bedeutung.

Orte hoher Schadstoffkonzentrationen werden als *Hot Spots* bezeichnet. Sie treten bei einer hohen lokalen Dichte von Emittenten bzw. Emissionsquellen auf, was in der Regel wiederum mit einer hohen Zahl und Dichte von Wirtschaftssubjekten verbunden ist. Die aggregierten Nutzeneinbußen aufgrund einer überdurchschnittlichen Schadstoffbelastung sind entsprechend hoch und der aggregierte Nutzen undifferenzierter marktlicher Umweltinstrumente ist umso kleiner, wenn Hot Spots zusammen mit konvexen Schadensfunktionen auftreten.

Im Rahmen der Wohlfahrtsmaximierung muss die Umweltbehörde der Entstehung bzw. dem Weiterbestehen von Hot Spots durch ein Zertifikatesystem über eine adäquate Gestaltung entgegenwirken. Die meisten in der Literatur beschriebenen Organisationssysteme folgen dabei im Kern dem Ansatz der räumlichen Differenzierung. Dabei bilden sich eine Vielzahl „kleiner“ Märkte heraus, was mit entsprechend höheren Transaktionskosten für Emittenten verbunden ist, welche marktübergreifend tätig werden müssen. Da die jeweilige Marktteilnehmerzahl mit dem Grad der räumlichen Differenzierung tendenziell sinkt, steigt der Spielraum für strategisches Verhalten.⁴⁴

⁴² Altmann (1998, S. 6)

⁴³ In diesem Sinne könnte man England als „Schadstoffexporteur“ bezeichnen, da starke Winde eine nicht unerhebliche Menge der dortigen Emissionen auf das europäische Festland tragen und die Immissionsbelastungen entsprechend beeinflussen. Äquivalent tritt Tschechien mit seinen Schadstoffeinleitungen in die Elbe als „Exporteur“ nach Deutschland auf.

⁴⁴ Vgl. auch Newell&Stavins (2003), Wiesmeth (2003), Atkinson&Tietenberg (1982)

Die Behandlung von Umweltproblemen aus naturwissenschaftlicher und ökonomischer Sicht wird komplizierter, wenn Schadstoffe interagieren. Für eine effektive Regulierung empfiehlt sich daher grundsätzlich die Beschränkung von Umweltmaßnahmen auf jeweils einen *homogenen Schadstoff* (d.h. hinsichtlich seiner Umwelteinwirkung und Vermeidungskosten unabhängig von anderen Stoffen), was auch die Einhaltung der ökologischen Äquivalenz von korrespondierenden Mehr- und Minderemissionen zweier Emittenten unterstützt. Durch die Regulierung eines Schadstoffes wird in der Regel auch immer Einfluss auf die Emissionsmenge anderer Schadstoffe genommen. So können beispielsweise mit einer Reduktion von Treibhausgasen substantielle Emissionsvermindierungen von anderen Schadstoffen erzielt werden, die bei der Verbrennung fossiler Brennstoffe auftreten. Derartige Mitnahmeeffekte sind in der Beurteilung der ökologischen Treffsicherheit von umweltpolitischen Instrumenten zu berücksichtigen.

Während eine stärkere Differenzierung, sei es räumlich, zeitlich oder auch schadstoffbezogen, eine bessere Anpassung an lokale Schadstoffkonzentrationen ermöglicht, liegt es im ökonomischen Interesse der Umweltbehörde möglichst viele Emittenten in den Handel auf einem möglichst großen einheitlichen Markt zu integrieren, um so effizient funktionierende Wettbewerbsmärkte zu realisieren. Damit besteht in der praktischen Gestaltung von Zertifikatemarkten ein *Trade-off* zwischen der ökologischen Wirksamkeit des Instrumentes und seinen ökonomischen Effizienzeigenschaften.

3.2 Ergänzende Bewertungskriterien

Transaktionskosten, dynamische Anreizwirkung, technologischer Fortschritt und Wettbewerbs- und Beschäftigungsaspekte sind nicht als zweitrangige Bewertungskriterien zu verstehen – sie bilden in der Praxis, neben Diskussionen zur rechtlichen Zulässigkeit und der „gerechten“ Verteilung von Kosten und Nutzen, vielmehr die komplexesten Parameter in der Gestaltung eines Zertifikatesystems. Sie werden hier als ergänzend eingeordnet, da in der theoretischen Analyse von Umweltinstrumenten regelmäßig die Fiktion der Abwesenheit von Transaktionskosten unterstellt wird und die Bewertung verschiedener Umweltinstrumente entlang der Kriterien von der spezifischen Ausgestaltung abhängt und sich daher pauschalisierten Aussagen stärker entzieht.

3.2.1 Transaktionskosten

„Transaction costs reduce welfare – partly by absorbing resources directly and partly by suppressing exchanges that otherwise would have been mutually beneficial.“

(Stavins 1995, S. 140)

Auf Märkten für handelbare Verschmutzungsrechte treten Transaktionskosten auf. In einer einfachen Unterscheidung stehen sie entweder mit dem Handel oder dem Monitoring in Verbindung. Kosteneffizienz im klassischen Sinn ist nicht mehr gegeben, da das Ergebnis des *Handels* nicht der Ausgleich der Grenzvermeidungskosten über alle beteiligten Emittenten ist. Vielmehr strebt jeder Emittent einen Ausgleich seiner individuellen Grenzvermeidungskosten mit der Summe aus Zertifikatspreis und marginalen Transaktionskosten an. Letztere sind dabei abhängig von der eigenen Zertifikatsnachfrage. Wenn die marginalen Transaktionskosten nicht konstant sind, ist die gleichgewichtige Zertifikatsverteilung darüber hinaus nicht mehr unabhängig von der Anfangsverteilung bzw. Erstvergabe. In der Praxis ist weithin zu beobachten, dass die Transaktionskosten mit dem Transaktionsvolumen steigen.⁴⁵

Die Einführung handelbarer Emissionsrechte setzt bei den beteiligten Unternehmen Anreize für wohlfahrtsschädigendes Verhalten. Mit der Überwachung und Kontrolle des Zertifikatsystems zur Sicherung seiner Funktionsfähigkeit treten Kosten auf. Das Hauptaugenmerk liegt auf dem *Emissionsmonitoring*.⁴⁶ Überschreitungen der zulässigen Emissionsmenge, welche sich für eine Periode aus der Zahl der gehaltenen Emissionsrechte ableitet, müssen bestraft werden. Als Sanktionsmaßnahmen bieten sich neben einer direkten Strafabgabe je Mehremission, auch ein vorübergehender oder dauerhafter Ausschluss des Umweltsünder vom Zertifikatshandel oder eine physische Erhöhung eines obligatorischen Offsettingvolumens an.⁴⁷

Kosten seitens der Umweltbehörde, welche in der Regel teilweise oder vollumfänglich auf die Emittenten in Form einer Sockelabgabe oder als Bestandteil einer Transaktionsgebühr umgelegt werden, umfassen Einmalkosten (Installation von Messanlagen, Investitionen in

⁴⁵ Für eine ausführliche Darstellung siehe Stavins (1995), Montero (1998) und Hahn&Hester (1989); Ein Großteil der Transaktionskosten steht in Verbindung mit der Informationsbeschaffung aufgrund von Unsicherheit. Zu Maßnahmen in diesem Bereich siehe neben vielen auch Noll (1982), Schwarze&Zapfel (2000) und Harrison (1999)

⁴⁶ Konventionelle Zertifikatslösungen sind dort zu implementieren, wo ein nahes Emissionsmonitoring möglich ist. Dies ist vor allem bei großen stationären Emissionsquellen, wie Kläranlagen, Kraftwerken und Raffinerien der Fall. Für kleine, mobile Quellen können die Monitoringkosten einer Zertifikatslösung prohibitiv hoch sein. So erscheint es durchaus sinnvoll, dass etwa die Reduzierung von Autoabgasen durch eine Auflagenpolitik in Form der Katalysatorpflicht forciert wird. Ein Zertifikatsmodell für den Verkehrssektor ist unter anderem bei Taylor (1991) zu finden. Besondere Probleme im Gewässerschutz werfen in diesem Bereich diffuse Quellen auf.

⁴⁷ So liegen die Strafabgaben im EU ETS pro nicht gedeckter Tonne Kohlendioxid mit 40 Euro in der ersten und 100 Euro in der zweiten Handelsperiode deutlich über den beobachteten Marktpreisen der Zertifikate. Die Erhöhung eines obligatorischen Offsettingvolumens in der Folgeperiode, was zumindest periodenübergreifend die Einhaltung der zulässigen Emissionsgesamtmenge sicherstellt, wird u.a. im Stickoxidhandel in den Niederlanden genutzt. Mehremissionen werden dort mit einem Aufschlag von 30-40% in die Folgeperiode übertragen.

Informationstechnologien, Personalanwerbung und -ausbildung) und laufende Wartungs- und Verwaltungskosten. Letztere sind nach Schwarze&Zapfel (2000) seitens der Umweltbehörde in der Regel zu vernachlässigen.

Um die ökologische Treffsicherheit zu wahren und Wettbewerbsverzerrungen zu vermeiden müssen bei grenzüberschreitenden Zertifikatesystemen minimale Standards zu Monitoring, Reporting und Verifizierung der Emissionen im Sinne einer Vereinheitlichung sichergestellt werden.

Da bei allen umweltpolitischen Instrumenten im Rahmen ihrer konsequenten Umsetzung sowohl die Überwachung der Emissionen notwendig ist, als auch administrative Kosten anfallen, sind die Monitoringkosten in der Zertifikatelösung im Grundsatz kein Argument gegen dieses Instrument.

Nach Tietenberg (2003) entstehen Märkte in der ökonomischen Theorie bei Bedarf spontan und umfassend. *Lerneffekte*, welche die Transaktionskosten senken, werden in der Regel nicht berücksichtigt. In der Praxis ist jedoch eine gewisse Erfahrung der Marktteilnehmer für ein umfassendes Verständnis und effizientes Verhalten an Zertifikatemärkten notwendig. So ist nach Hahn&Hester (1989) die erfolgreiche Implementierung von handelbaren Emissionsrechten für Blei in den USA vor allem auf die bereits bestehenden Erfahrungen der beteiligten Emittenten mit ähnlichen Programmen zurückzuführen. Nach van Mark et al. (1992) wird darüber hinaus der Aufwand zur Beseitigung der häufig unzureichenden Kenntnisse der Emittenten über technische Möglichkeiten und damit verbundene Kosten regelmäßig unterschätzt. Aufgrund von Planungsunsicherheiten bezüglich des ex-ante nicht genau bestimmbareren Wirkungsgrades verschiedener Maßnahmen sind in der Praxis abwassertechnische Anlagen aus Sicherheitsgründen oft überdimensioniert, was zu Verzerrungen im Zertifikatehandel führt.

3.2.2 Dynamische Anreizwirkung und technologischer Fortschritt

„Nur wenn es gelingt, Rahmenbedingungen zu setzen, unter denen es im Interesse des einzelnen Emittenten liegt, umweltschonende Technologien zu entwickeln, können wir hoffen, dass die unzweifelhafte Dynamik marktwirtschaftlicher Systeme auch für die Produktion von Umweltqualität nutzbar gemacht wird.“ (Weimann 1995, S. 238)

Bei gegebenen Präferenzen für Umweltgüter ist ein ökonomisch effizienter Umweltzustand abhängig von den Vermeidungskosten. Da diese wiederum abhängig von der verfügbaren Technologie sind, entscheidet letztlich der Stand der Technik darüber, welche Umweltqualität

sich eine Gesellschaft „leisten“ kann. Die Umweltpolitik muss deshalb vor allem bemüht sein, Anreize für die Entwicklung und den breiten Einsatz besserer Umwelttechnologien zu schaffen. Das *Gewinnmotiv* liefert in marktwirtschaftlichen Systemen den primären Anreiz für jegliche wirtschaftliche Betätigung.⁴⁸ Die Entwicklung, d.h. Geschwindigkeit und Richtung, des technischen Fortschritts hängt demnach wesentlich davon ab, inwieweit mit technischen Innovationen Gewinnaussichten verknüpft sind. Da Umweltqualität ein öffentliches Gut ist, bietet deren Produktion, im Sinne einer Reduktion der Umweltbelastung, ohne Einsatz umweltökonomischer Instrumente keine solchen Gewinnaussichten.⁴⁹ Damit kommt der Anreizwirkung der einzelnen Instrumente hohe Bedeutung zu.

Unter dem Kriterium der statischen *Allokationseffizienz*, d.h. die Grenzkostenfunktionen der Unternehmen werden als gegeben betrachtet, sind handelbare Umweltzertifikate den Umweltabgaben und den nicht-vollständig differenzierten Auflagen in der Kosteneffizienz überlegen. Da durch Innovationen die Schadstoffvermeidungskosten gesenkt werden können, ergeben sich unter dem Kriterium der dynamischen Anreizwirkung neue Voraussetzungen unter denen marktorientierte Instrumente nicht mehr zwingend überlegen sind. Die Rangordnung der umweltpolitischen Instrumente ist vielmehr abhängig von den unterstellten Nebenbedingungen, wobei die dynamische Anreizwirkung von Zertifikaten grundsätzlich umso geringer ist, je weniger kompetitiv die Zertifikatemärkte sind (siehe fortfolgend).⁵⁰

Die *Innovationsanreize* einer Zertifikatelösung leiten sich im Wesentlichen aus zwei Aspekten ab. Zum einen kann die vor Einführung der Innovation bestehende Vermeidungsmenge zu geringeren Gesamtkosten erreicht werden. Zum anderen können durch zusätzliche Emissionsvermeidung freiwerdende Emissionsrechte verkauft werden und gegebenenfalls ein „Gewinn“ in Höhe der Differenz zwischen Marktpreis und Grenzvermeidungskosten realisiert werden.

Innovationsanreize der Unternehmen in einem Zertifikatesystem sind wechselseitig vom (erwarteten) Verhalten der anderen Unternehmen bezüglich deren Innovationsanstrengungen abhängig. So ist insbesondere der Anreizbeitrag aus dem Verkauf freiwerdender Zertifikate unsicher: Mit der Innovationstätigkeit eines Unternehmens nimmt sein Zertifikateangebot zu bzw. seine Zertifikatenachfrage ab. Unterstellt man dünne Märkte (d.h. kein Preisnehmerverhalten) oder durchweg innovative Emittenten (d.h. höheres Angebot trifft auf

⁴⁸ Ungeachtet Non-Profit-Organisationen etc.

⁴⁹ Besondere Produkte für umweltbewusste Konsumenten und Initiativen als „Green Corporate Citizen“ werden hier vernachlässigt.

⁵⁰ Vgl. auch die Modellergebnisse von Feess (1998) in Anlehnung an Downing&White (1986) und Milliman&Prince (1989)

niedrigere Nachfrage), sinkt der Preis. Zwischen Freisetzung und Verkauf der Zertifikate kann darüber hinaus gegebenenfalls eine signifikante Zeitspanne liegen, welche die Unsicherheiten bezüglich des erzielbaren Preises zusätzlich erhöht. Die Innovationsanreize sinken weiter, wenn auch nicht-innovative Unternehmen bzw. Konkurrenten über einen Rückgang des Zertifikatepreises an Kosteneinsparungen durch neue Technologien indirekt partizipieren können.⁵¹

Eine Offenmarktpolitik der Umweltbehörde und die *dynamische Abwertung* von Emissionsrechten stellen probate Mittel dar, die Kosteneinsparungspotentiale neuer Umwelt- bzw. Vermeidungstechnologien umfassend zu realisieren. Dabei ist insbesondere bezüglich einer gleitenden Abwertung der Zertifikate zu beachten, dass technologischer Fortschritt nicht genau planbar ist und sich meist sprunghaft entwickelt. So planen etwa kommunale Abwasserentsorger in Deutschland bei der Installation der in der Regel sehr kapitalintensiven Abwasseraufbereitungsanlagen mit Amortisationszeiten von 15-30 Jahren. Zu kurze Restlaufzeiten von Zertifikaten verbunden mit den allgemeinen Unsicherheiten politischer Entscheidungen sind der Entwicklung umweltfreundlicher Technologien ebenfalls abträglich.⁵²

Kommunale Körperschaften und Zweckverbände stellen in vielen Ländern einen bedeutenden Anteil der Direkteinleiter im Abwasserbereich. Aufgrund oft strenger gesetzlicher Regelungen zur Bepreisung der Abwasserentsorgung (von Indirekteinleitern) agieren sie innerhalb enger Budgets, welche kaum Raum für Investitionen in Forschung und Entwicklung zulassen. Ein Transfer von Reinigungstechniken von anderen Emittentengruppen ist aufgrund der Zusammensetzung der zu behandelnden Abwässer nur in begrenztem Umfang möglich. Die Bedeutung der technologischen Anreizwirkung bei der Implementierung von Zertifikatesystemen ist in diesem Bereich daher deutlich eingeschränkt.

3.2.3 Wettbewerbs- und Beschäftigungsaspekte

Nach Altmann (1998) wird die Wettbewerbsproblematik regelmäßig als größte Schwäche des Zertifikatekonzepts angeführt. Demnach besteht bei *dünnen Zertifikatemärkten* die Gefahr, dass finanzstarke Unternehmen Emissionsrechte im freien Handel aufkaufen und horten, um über den in die Höhe getriebenen Zertifikatepreis ansässige Wettbewerber vom Markt zu verdrängen oder durch die geringe Verfügbarkeit von Emissionsrechten eine künstliche Marktzugangsbeschränkung zu erzeugen. Gegen diesen Einwand sprechen folgende Punkte:

⁵¹ Vgl. auch Feess (1998) und mit frühen kritischen Anmerkungen Rose&Ackerman (1977); Ein guter Überblick zur theoret. und prakt. Forschung zu technischer Innovation und Umweltpolitik findet sich u.a. in Kemp (1997).

⁵² Vgl. auch Hanley&Moffat (1993) und Palm (2006)



- aus Gründen der Kosteneffizienz werden bei der Gestaltung von Zertifikatesystemen bewusst möglichst viele Unternehmen einbezogen, d.h. der individuelle Anteil am Zertifikatemarkt ist in der Ausgangssituation relativ gering,
- ein Zertifikatesystem kann Schadstoffemittenten über mehrere regionale Märkte einer Branche sowie über mehrere Branchen hinweg umfassen, d.h. der angehende Monopolist müsste mit seiner kostenintensiven Strategie auch Unternehmen Zertifikate vorenthalten, mit denen er gar nicht konkurriert,
- auf den meisten Gütermärkten herrscht internationaler Wettbewerb, d.h. durch eine monopolartige Stellung auf dem Zertifikatemarkt kann die Wettbewerbsposition auf dem Absatzmarkt nicht nachhaltig verbessert werden⁵³,
- wenn für ein anderes Unternehmen der Besitz von Emissionsrechten eine notwendige Bedingung ist, dann wird es bei einer Versteigerung solange Mitbieten bzw. am Markt solange kaufen, bis der Zertifikatspreis dem Wert des Unternehmens entspricht⁵⁴,
- der angestrebte Marktanteil kann nicht umgehend erreicht werden, d.h. der konsequente Nachfrageüberhang in der frühen Phase würde schnell Spekulanten anlocken.

Daneben weist Weimann (1995) in Abgrenzung zu Siebert (1987), theoretisch nach, dass ein Unternehmen durch eine monopolartige Stellung auf dem Zertifikatemarkt im Grunde auch keine Vorteile auf dem Arbeitsmarkt erringen kann. UBA (1993) führt aus, dass Neuemittenten ohne „ordnungsrechtliche Grundausrüstung“ von einem (adäquat ausgestalteten) Zertifikatesystem profitieren können, da die künstlichen Markteintrittsbarrieren eines rigiden Auflagensystems zugunsten eines marktlichen Zuteilungsverfahrens aufgehoben werden.⁵⁵

Vor dem Hintergrund der *internationalen Wettbewerbsfähigkeit* entspricht die Einführung eines Zertifikatesystems einer Verschärfung des Umweltstandards, welche der heimischen Industrie zusätzliche Kosten aufbürdet (Annahme: das Zertifikatesystem stellt kein Substitut für ein bestehendes umweltpolitisches Instrument dar). Die zusätzlichen Gesamtkosten aller betroffenen Unternehmen entsprechen nur dann den Vermeidungskosten bei einer kostenfreien Erstvergabe, wenn die Transaktionskosten auf dem Zertifikatemarkt zu vernachlässigen sind und keine

⁵³ So stehen Unternehmen, die an einem Zertifikatesystem teilnehmen, i.d.R. auch mit Unternehmen im Wettbewerb, die nicht an diesem System teilnehmen. Sollte sich die Produktion, mit den entsprechenden Emissionen, regional konzentrieren, dann ist zu erwarten, dass aus ökologischen Gründen das Zertifikatesystem zur Vermeidung von Hot Spots entsprechend räumlich ausdifferenziert ist.

⁵⁴ Aus technischen Gründen besteht bei einer Reihe von Produkten für verschiedene Schadstoffe keine Möglichkeit, Emissionen im Rahmen der Produktion vollständig zu vermeiden.

⁵⁵ Für eine ausführliche Diskussion zur Wettbewerbsproblematik auf Zertifikatmärkten sei u.a. auf Hahn (1984), Tietenberg (1985) und Egteren&Weber (1996) verwiesen.

Spekulanten am Markt auftreten.⁵⁶ Erfolgt die Erstvergabe über eine Versteigerung oder einen Festpreis, so sind zur Vermeidung einer zusätzlichen Kostenerhöhung für den Unternehmenssektor äquivalente Kompensationen notwendig. Dies kann etwa in Form einer Verringerung bestimmter Steuern erfolgen. Zur Erhaltung der Wettbewerbsfähigkeit der heimischen Unternehmen auf dem nationalen Markt müssten importierte Güter mit einer Abgabe in Höhe der Kostensteigerung der heimischen Industrie aufgrund der Implementierung des Zertifikatesystems belegt werden.⁵⁷

Der Effekt auf die internationale Wettbewerbsfähigkeit betroffener Unternehmen bzw. Branchen und Sektoren hängt in erster Linie von der Intensität der reglementierten Ressource und den umweltpolitischen Rahmenbedingungen bei den Hauptwettbewerbern ab. So hätte eine europaweite Einführung einer einheitlichen Energiesteuer für die Niederlande aufgrund eines energieintensiven Exportsektors einen negativen Effekt, wohingegen Großbritannien aufgrund eines relativ geringen Exportanteils energieintensiver Produkte einen solchen Schritt begrüßen könnte.

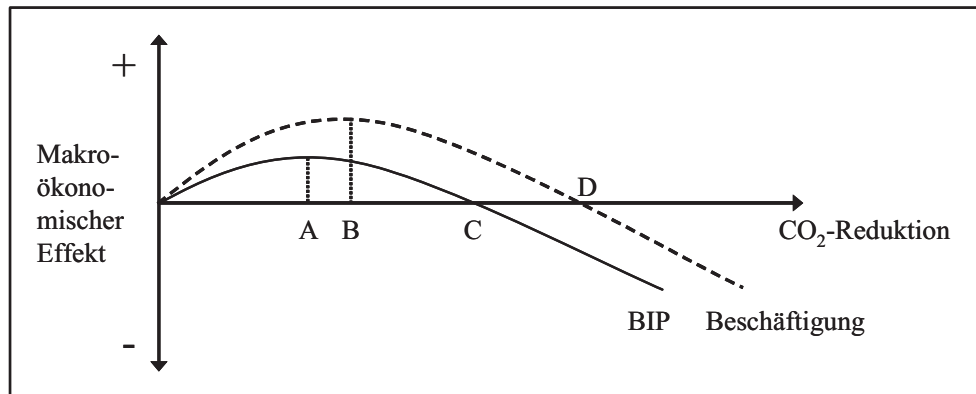
Nach Porter (1990) können technische Innovationen, die durch umweltpolitische Auflagen angeregt wurden, zu *Effizienzgewinnen* führen. Dabei werden die Aufwendungen für Forschung, Entwicklung und Implementierung der Innovation durch zusätzliche Kostenentlastungen im Zeitverlauf überkompensiert, und die Wettbewerbsfähigkeit durch den entstehenden Know-How- und Kostenvorsprung verbessert. Darüber hinaus eröffnen sich durch den Verkauf der Umwelttechnik neue Ertragsfelder. Porters Aussagen können jedoch nicht einfach auf den Fall handelbarer Verschmutzungsrechte übertragen werden, da im Rahmen von Zertifikatesystemen bei der technischen Weiterentwicklung sowieso die Reduzierung der Vermeidungskosten und nicht die Einhaltung einer gesetzlichen Vorschrift im Vordergrund steht, und jeder Technologietransfer die eigene Wettbewerbsposition tendenziell schwächen würde.

⁵⁶ Wie bereits erwähnt, ist die Fiktion fehlender Transaktionskosten nicht praxistauglich. Wenn Spekulanten als Anbieter oder Käufer von Zertifikaten auftreten, ist die Kostenneutralität der Transaktion über alle Emittenten nicht mehr gegeben. Sollten sie auf längere Frist Erträge erwirtschaften, bedeutet dies entsprechenden Mehraufwand für die anderen Marktteilnehmer.

⁵⁷ Zu Aspekten der Konformität mit internationalen Handelsabkommen, der nachgelagerten Internalisierung und der Abgabenhöhe siehe u.a. Wiesmeth (2003).

Abb. 6: Makroökonomische Effekte

Quelle: In Anlehnung an Walz&Schleich (2009)



Walz&Schleich (2009) kommen in ihrer Metastudie zum Energiesektor in Deutschland zu dem Ergebnis, dass die *makroökonomischen Effekte* schärferer Umweltziele bei Treibhausgasen auf das BIP und das Beschäftigungsniveau positiv zu bewerten sind. Der mit einer Reglementierung von Schadstoffemissionen verbundene technische Fortschritt führt zu neuen Geschäftsfeldern mit zusätzlichem Ertragspotential. Das Beschäftigungsniveau ist dabei darüber hinaus durch Substitutions- und Verlagerungseffekte beeinflusst, d.h. energie- bzw. schadstoffintensive Produktionsschritte werden durch arbeitsintensivere Verfahren substituiert bzw. die Produktion verlagert sich in Wirtschaftsbereiche mit weniger energie- bzw. schadstoffintensiven Outputs – Abb. [6] gibt diesen Sachverhalt abstrahiert wieder: Ab einem gesamtwirtschaftlichen Optimum (Punkt A) zehren die mit einer weiteren Verschärfung der Umweltziele verbundenen Zusatzkosten die Potentiale auf, bis sie diese letztlich gesamtwirtschaftlich sogar übersteigen (Punkt C) und aufgrund fehlender internationaler Wettbewerbsfähigkeit auch kein positiver Beschäftigungseffekt mehr erzielt werden kann (Punkt D).⁵⁸ Zusätzlich kommen die Autoren zu dem Ergebnis, dass die Wirtschafts- und Beschäftigungspotentiale nur durch einen adäquaten Mix umweltpolitischer Maßnahmen realisiert werden können – Steuern und Zertifikatesysteme sind als allein stehende Instrumente gleichermaßen wenig erfolgreich. Eine besondere Bedeutung im Energiebereich nimmt dabei die Förderung neuer Dienstleistungskonzepte, wie die Planung, Implementierung, Finanzierung und der Betrieb von energiesparendem Equipment ein.

Die Beschäftigungswirkung einer Zertifikatelösung gegenüber einer Umweltabgabe oder einer Auflagenpolitik lässt sich nur schwer abschätzen. Beschäftigungseffekte aus zusätzlichen administrativen Tätigkeiten sind bei allen Instrumenten generell vergleichbar bzw. auf

⁵⁸ Nach Walz&Schleich (2009) sind $\frac{3}{4}$ des Rückgangs des Energieeinsatzes im verarbeitenden Gewerbe in Deutschland auf Energieeffizienzeffekte zurückzuführen und nur $\frac{1}{4}$ aufgrund struktureller Verschiebungen hin zu weniger energieintensiven Outputs.

volkswirtschaftlicher Ebene zu vernachlässigen und verursachen immer entsprechende Mehrkosten. Substitutions- und Verlagerungseffekte im Produktionsbereich bzw. auf dem Arbeitsmarkt hängen vom einzelnen regulierten Schadstoff, der Branche bzw. dem Sektor ab, womit sich eine pauschalisierte Aussage auch hier entzieht.

3.3 Grenzüberschreitende Umweltprobleme

Da sich Wasserkörper in ihrer Ausdehnung nicht an den Staatsgrenzen orientieren und die Belastung eines Gewässers mit Schadstoffen aus anthropogenen Quellen in der Europäischen Gemeinschaft damit regelmäßig ein *grenzüberschreitendes Umweltproblem* darstellt, müssen Zertifikate entlang der fundamentalen Bewertungskriterien der Kosteneffizienz und ökologischen Treffsicherheit in einem internationalen Kontext beurteilt werden. Die folgenden Ausführungen sind dabei bewusst knapp gehalten.

Eine Auflagenpolitik ist zwar ökologisch treffsicher und im bestehenden institutionellen Rahmen in der Europäischen Gemeinschaft relativ gut koordinierbar, führt aber unter Berücksichtigung grundsätzlicher Informationsasymmetrien und Unsicherheit nicht zu einem kosteneffizienten Ergebnis. Umweltabgaben sind zwar kosteneffizient, stellen aber nicht die Erreichung eines Umweltzieles sicher und ihre grenzüberschreitende Einführung ist in der Regel schwierig.

Zertifikatesysteme stellen innerhalb des Einzugsgebietes des Instrumentes eine kosteneffiziente Lösung sicher. Bei einer Zergliederung eines Wasserkörpers in mehrere nationale Systeme ist aber kein einheitlicher Zertifikatepreis und damit kein Ausgleich der Grenzvermeidungskosten über das gesamte ökologisch relevante Einzugsgebiet mehr sichergestellt. Des Weiteren sind Zertifikatesysteme nur dann ökologisch treffsicher, wenn sie alle zur Wahrung der Umweltziele relevanten Emissionsquellen mit variierendem Schadstoffausstoß erfassen.

Unter idealtypischen Bedingungen stellt damit ein grenzüberschreitendes Zertifikatesystem das optimale Umweltinstrument zur Erreichung einer kosteneffizienten Lösung unter Wahrung der Umweltziele dar.



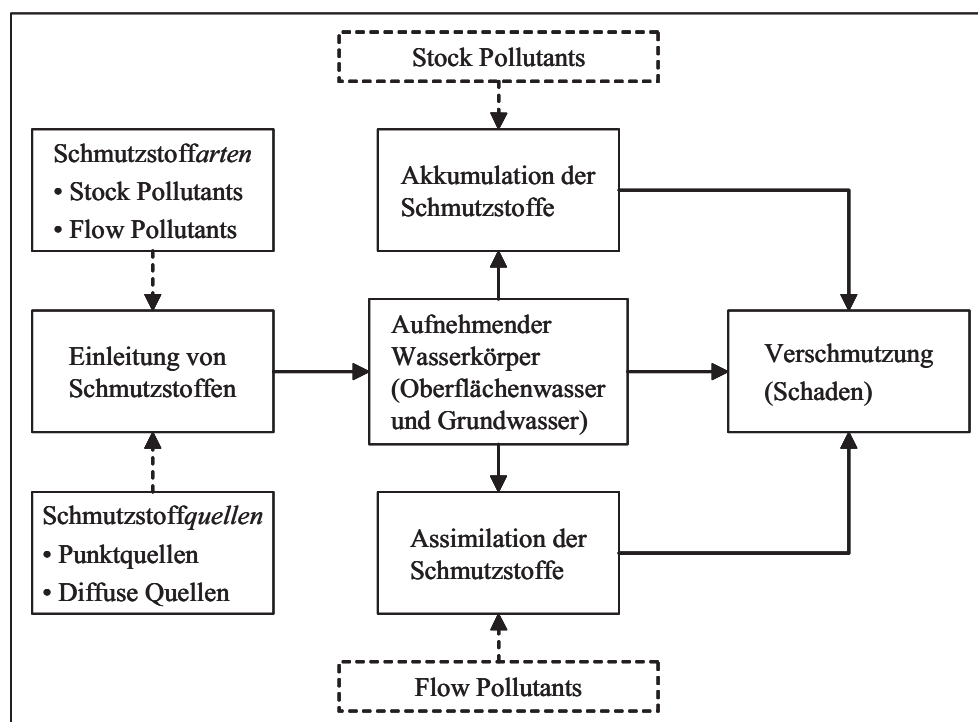
4 Besonderheiten der Schadstoffregulierung im Medium Wasser

In Kapitel 2 und 3 wurde der theoretische Rahmen zu Zertifikatesystemen weitgehend unabhängig von den Eigenheiten von Wasserkörpern als Aufnahme- und Medium von Schadstoffen bestimmt. Im nächsten Schritt sind daher die ökologischen Zusammenhänge im System der Wasserverschmutzung und die ökologischen und ökonomischen Dimensionen des aus dem unidirektionalen Schadstofftransport in Fließgewässern erwachsenden Oberlieger-Unterlieger-Problems zu erarbeiten.

4.1 System der Wasserverschmutzung

Abb. [7] verdeutlicht das *System der Wasserverschmutzung*. Der Grad der Beeinträchtigung der Wasserqualität wird dabei im Wesentlichen durch vier Faktoren bestimmt – der Schmutzstoffart (geordnet nach Ausbreitungs- und Akkumulationsverhalten), der Assimilationskapazität des Wasserkörpers, der Art des aufnehmenden Wasserkörpers und der Schmutzstoffquelle. Die Anwendbarkeit und Gestaltung eines Zertifikatesystems als Instrument der Wasserreinhaltepolitik hängt von den spezifischen Ausprägungen der einzelnen Faktoren bezüglich des adressierten Umweltproblems ab.

Abb. 7: System der Wasserverschmutzung
Quelle: In Anlehnung an Nguyen et al. (2004)



Schmutzstoffart: Schmutz- bzw. Schadstoffe werden danach unterschieden, wie sie sich ausbreiten (räumliche Dimension) und wie einfach sie durch die Umwelt assimiliert bzw. abgebaut werden können (zeitliche Dimension). Schadstoffe mit homogenem Verteilungsmuster breiten sich nach der Emission gleichmäßig aus, so dass der Standort der Emissionsquelle für die Immissionswerte und den damit verbundenen Schäden nicht relevant ist. Schadstoffe mit heterogenem Verteilungsmuster breiten sich räumlich differenziert aus, so dass der Schaden von der Standortstruktur der Schadstoffquellen und der zeitlichen Verteilung der Emissionen abhängt.⁵⁹ Die Systematisierung lässt sich aufgrund der Strömungseigenschaften nicht direkt auf Schadstoffeinleitungen in Fließgewässer übertragen. Hier werden Schmutzstoffe vielmehr in Gruppen mit hoher Nah- bzw. Fernwirkung (relativ zur Einleitungsstelle) unterschieden. Eine ausführlichere Darstellung zum uni-direktionalen Schadstofftransport findet sich im folgenden Kapitel. Tietenberg (2006) hält grundsätzlich fest, dass viele Gewässerschadstoffe ein heterogenes Ausbreitungsmuster aufweisen (z.B. Nährstoffe wie Phosphat- und Nitratverbindungen, Pestizide und Herbizide wie Atrazin, Schwermetalle wie Quecksilber und Kadmium).

Stock Pollutants sind stark akkumulierende Schadstoffe, d.h. sie werden nur sehr langsam im Wasser abgebaut. Neben Plastik und Schwermetallen zählen dazu vor allem persistente synthetische Chemikalien, wie DDT und PCB. Im Gegensatz dazu werden Flow Pollutants vergleichsweise schnell abgebaut bzw. assimiliert. Neben organischem Abfall zählt dazu vor allem die Wärmelast (z.B. Kühlwasserableitungen von Kraftwerken).

Die ökologische Wirkung eines Stoffes im Sinne seiner Toxizität ist im ersten Schritt unabhängig von seiner Einordnung als Schmutzstoffart. Ein Zertifikatesystem stellt, wie ökonomische Anreizverfahren allgemein, letztlich per se kein probates umweltpolitisches Instrument im Bereich der Gefahrenabwehr (d.h. bei der Bekämpfung von Schadstoffen, welche bereits in geringen Mengen giftig wirken und deshalb Nullemissionen angestrebt werden) dar.

Die *Assimilationskapazität des Wasserkörpers* bezeichnet die Fähigkeit, die aufgenommenen Schmutzstoffe in chemischen Reaktionsprozessen in unschädliche oder gar nutzenstiftende Formen aufzulösen, oder über physikalische Prozesse auf ein unschädliches Konzentrationsniveau räumlich zu zerstreuen.⁶⁰ Sie hängt in erster Linie von der Schmutzstoffart selbst ab. Zusammen bestimmen sie die Dringlichkeit des umweltpolitischen Handlungsbedarfs und haben Einfluss auf die zulässigen Einleitungsmengen und flexible

⁵⁹ Die Systematisierung ist äquivalent zu Globalschadstoffen und Oberflächenschadstoffen in der Luft nach Kemper (1993).

⁶⁰ Vgl. auch Bender (1976), Tietenberg (1985) und Kemper (1993)

Mechanismen innerhalb eines Zertifikatesystems (z.B. die Laufzeiten verbriefter Emissionsmengen und Optionen des Banking und Borrowing).⁶¹

Die *Art des aufnehmenden Wasserkörpers* kann in stehendes und fließendes Oberflächen- und Grundwasser unterschieden werden.⁶² Sie hat einen wesentlichen Einfluss auf das Kosteneinsparungspotential, welches durch die Implementierung eines Zertifikatesystems gegenüber einer reinen ordnungsrechtlichen Lösung realisiert werden kann. Stehende Oberflächengewässer bilden eine leicht abgrenzbare homogene Einheit, was aus Monitoringsicht grundsätzlich zu begrüßen ist, ermöglichen aber gegebenenfalls keine ausreichende Heterogenität der Emittenten (höhere Wahrscheinlichkeit regionaler Industriecluster mit entsprechend geringeren Unterschieden in den Vermeidungskosten).⁶³ Bei Fließgewässern sind aufgrund der Strömungseigenschaften Up- und Downstream-Externalitäten (insb. im Hinblick auf lokale Emissions- und Immissionsmengen) stärker zu berücksichtigen. Die ökologische Effektivität kann daher gegebenenfalls nur durch ein letztlich politisch nicht durchsetzbares oder in seiner Komplexität nicht administrierbares Zertifikatesystem sichergestellt werden.

Als *Schmutzstoffquellen* kommen grundsätzlich Punktquellen und diffuse Quellen in Frage. Punktquellen sind einzelne, lokal bestimmbare Emissionsquellen, wie das Abwasserrohr einer Kläranlage oder eine Fabrik. Sie ermöglichen eine klare Zuordnung und Kontrolle der Einleitung von Schmutzfrachten, was für ein funktionsfähiges Zertifikatesystem unerlässlich ist. Kommunale und industrielle Abwassereinleitungen sind dabei sowohl in den USA, als auch in Deutschland, die primären Punktquellen der Wasserverschmutzung. Im Gegensatz dazu gelangen Schmutzfrachten aus diffusen Quellen als Abflüsse über ein weites geographisches Gebiet in einen Fluss oder See. Typische Beispiele sind Dünger- und Pestizidabflüsse von Ackerflächen, Schadstoffablagerungen aus der Luft, Versickerung säurehaltiger Schlämme in Grubensystemen und die Kontamination von Wasserkörpern mit Keimen durch Viehbestände. Nach UBA (1993) werden herkunftsfragliche Frachteinträge vorrangig durch

⁶¹ Die Akkumulationswirkung der Schadstoffe im Wasserkörper hat einen grundlegenden Einfluss auf das periodenübergreifende Design von Einleitungsrechten in Zertifikatesystemen. Zur Vermeidung von Hot Spots sind Banking und Borrowing in einem System, welches auf die Steuerung von Flow Pollutants abstellt, daher keine valide Option. Zur Realisation relevanter Kosteneinsparungspotentiale steigt dadurch zusätzlich die Notwendigkeit möglichst viele Emittenten in den Zertifikatehandel zu integrieren.

⁶² Ausführungen zu Grundwasserkörper werden, gleichfalls wie zu Küsten- und Hochseezonen, im Rahmen einer stärkeren Fokussierung der Arbeit vernachlässigt.

⁶³ Stellt das Gewässer das Mündungsgebiet für Fließgewässer dar, können diese als lokale Einleitungspunkte verstanden werden. Problematisch wären demnach nur die variierenden Frachtmengen, welche nicht direkt vom Marktmechanismus in dem Zertifikatesystem erfasst werden (können).

Niederschlagswasser verursacht, das ursprünglich nicht-gewässerrelevante Schadstoffe durch intermediären Transport dem Gewässersystem im Wesentlichen unkontrolliert zuführt.

Aufgrund der bestehenden Regulierung von Punktquellen stellen Schmutz- bzw. Schadstofffrachten aus *diffusen Quellen* heute in den meisten Industrieländern den Hauptverursacher von Einschränkungen der Wasserqualität dar, wobei derartige Zuführungen besondere Probleme bei der umweltpolitischen Steuerung aufwerfen⁶⁴:

- Aufgrund der geographischen Ausdehnung ist der Ursprung der Verschmutzung nicht genau zu lokalisieren und damit nur schwer einem spezifischen Emittenten zuzuordnen. Die Zuweisung und Verrechnung von Emissionsrechten ist damit erschwert.
- Die Schmutzfrachten sind nicht konstant über die Zeit, sondern variieren auch aufgrund natürlicher Einflüsse wie Temperaturschwankungen, Niederschlagsmengen und Veränderungen der Windrichtung bzw. Windstärke. Damit ist die Gestaltung homogener Zertifikate mit festen darin verbrieften zeitlichen Emissionsmengen schwierig. Darüber hinaus muss ein Lastenausgleich aufgrund der externen Einflüsse berücksichtigt werden.
- Die Messung und Kontrolle der Menge der Schmutzfrachten ist sehr aufwendig und kann zu prohibitiven Monitoringkosten führen. Für die Funktionsfähigkeit des Zertifikatesystems sind jedoch eine entsprechende Emissionskontrolle und Möglichkeiten der Sanktionierung unerlässlich.
- Die Bewertung von Vermeidungsmaßnahmen, insbesondere die Bestimmung der Vermeidungsmengen, werfen besondere Probleme auf. So können die Effekte auf die Schadstoffbelastung der Oberflächengewässer durch den langsamen Transport durch das Erdreich bis zu 40 Jahre dauern.
- Die Landwirtschaft ist zwar der größte Verschmutzer aus diffusen Quellen, bildet aber gleichzeitig in vielen Gegenden Europas und der USA weiterhin das Rückgrat der regionalen Wirtschaft. Umweltpolitische Eingriffe beschränken sich hier daher meist auf einfache Anreizmechanismen, wie freiwillige Programme mit besonderen Beratungsangeboten.⁶⁵ Eine hohe ökologische Wirkung bei gleichzeitig

⁶⁴ Vgl. u.a. Erhebungen der US-Umweltbehörde im Rahmen des National Water Quality Inventory und den Nitratbericht 2008 des BMU; Die Probleme mit diffusen Quellen im Bereich des Wasserqualitätsmanagements sind in vielerlei Hinsicht vergleichbar mit mobilen Quellen und Kleinstemittenten in der Luftreinhaltung, d.h. eine schwierige Kontrolle von Emittentengruppen mit einem signifikanten Anteil an der Schadstoffbelastung (z.B. Stickoxide); Zu den grundsätzlichen Problemen und entsprechende Lösungsansätze bei der Berücksichtigung diffuser Quellen in Zertifikatesystemen sei auf die umfangreiche Literatur in diesem Bereich verwiesen (z.B. allgemein Taylor (2003), King&Kuch (2003), Jarvie&Solomon (1998), Stephenson et al. (1998), Letson (1992a) und Malik et al. (1993) und als Band Russel&Shogren 1993)

⁶⁵ Vgl. auch Rosenbaum (2005) und King&Kuch (2003), und für eine empirische Erhebung zur Akzeptanz von Kompensationslösungen in vergleichbarer Form zu übertragbaren Zertifikaten bei Vertretern der Landwirtschaft z.B. McCann&Easter (1999).

volkswirtschaftlich relevanten Kosteneinsparungen können mit marktlichen Umweltinstrumenten in der Regel aber nur bei einem entsprechend breiten Ansatz erzielt werden. Die Hauptverursacher des Umweltproblems sollten daher auch die ersten Adressaten sein.

Die besonderen Herausforderungen können durch traditionelle ordnungsrechtliche Instrumente nicht adäquat adressiert und damit diffuse Quellen in der Regel nicht direkt geregelt werden. Durch eine fehlende Ausweitung der Verschmutzungskontrollen ergeben sich höhere Wasserschutzkosten, da es zu keiner in jedweder Form gearteten Allokation der Vermeidungsanstrengungen zwischen Punktquellen und diffusen Quellen kommt. Um die Effizienzpotentiale zu realisieren sind in der Praxis aber bereits eine Reihe von Pilotprogrammen zu beobachten, welche die Integration diffuser Quellen in einen Zertifikatehandel mit Punktquellen anstreben, oder sogar auf einem reinen Handel zwischen diffusen Quellen basieren.⁶⁶

4.2 Oberlieger-Unterlieger-Problematik in Fließgewässern

4.2.1 Ökologischer Kontext

Grundlage von Zertifikatesystemen sind Ausgleichsregelungen in der Form des Transfers von Vermeidungsanstrengungen von Schadstoffemissionen, für deren Anwendbarkeit eine Reihe von ökologischen Voraussetzungen erfüllt sein muss. Nach van Mark et al. (1992, S. 26) zählt dazu zum einen die „Niveaubedingung“, dass „die ökologische Dringlichkeit von Nutzungsverzichten auf der Mikroebene ökonomisch nutzbare Freiheitsgrade in der Aufteilung von Vermeidungsleistungen zulässt“, d.h. im Wesentlichen, dass die ökologische Zielerreichung nicht zwingend an eine bestimmte lokale Emissionsquelle gebunden ist. Zum anderen gehört zu den Voraussetzungen eine Reihe von „ökologischen Strukturbedingungen“:

- Schadstoffemissionen können auf *Frachtbasis* (als Mengeneinheit je Zeitperiode) betrachtet werden, um die effektiven ökologischen Einwirkungspotentiale abzuschätzen.
- Mehr- und gleichzeitige Minderleistungen einzelner Quellen können nach dem *Äquivalenzprinzip* verrechnet werden, wobei...
- eine *Homogenität* der zu verrechnenden Verschmutzungsbeiträge in Bezug auf die betrachtete Zielgröße (i.d.R. Immissionen) entweder bereits vorliegt oder mittels geeigneter Transformation gedanklich hergestellt werden kann.

⁶⁶ Vgl. auch Freeman (2000), Davies&Mazurek (1997) und Milliman (1982); zu Programmen: z.B. in Neuseeland das Lake Taupo Nitrogen Trading Program, in den USA das Florida Ranchlands Environmental Services Project und das California Grassland Area Farmers Tradable Loads Program



Ein quellenübergreifender Austausch von Emissionsfrachten bzw. Einleitungsrechten ist dementsprechend nur solange unproblematisch, wie sich die Emissionen an unterschiedlichen Einleitungspunkten auch in ihrer Gewässerwirkung entsprechen.

Der uni-direktionale Schadstofftransport stellt eine Eigenheit von Fließgewässern dar. Im Gegensatz zu vielen Luftschadstoffen ist damit der Emissionsort hier besonders relevant, was in der „Oberlieger-Unterlieger-Problematik“ als Ausdruck der besonderen Diffusionsbeziehungen im Medium Wasser“ zum Tragen kommt.⁶⁷ Die Begriffe Oberlieger und Unterlieger stellen in diesem Zusammenhang einen Referenzbezug zwischen zwei Einleitungspunkten bzw. Rezeptoren in einem Fließgewässer dar, wobei Oberlieger den Punkt bzw. Rezeptor flussaufwärts und Unterlieger den Punkt bzw. Rezeptor flussabwärts bezeichnet (vgl. Abb. [8]).⁶⁸

Die Oberlieger-Unterlieger-Problematik im Schadstoffbereich setzt sich aus drei wesentlichen Aspekten zusammen:

- Einleitungen des Oberliegers führen (auch) zu Einschränkungen in der Gewässerqualität beim Unterlieger (sog. Downstream-Externalitäten).
- Aufgrund der gerichteten Dispersionseigenschaften durch die Wasserströmung ist diese Beziehung einseitig, d.h. Schadstoffeinleitungen des Unterliegers beeinträchtigen (in der Regel) nicht die Gewässerqualität beim Oberlieger.
- Aufgrund von Retentionsvorgängen entlang des Fließweges entspricht die ökologische Wirkung am Unterlieger nicht in vollem Umfang der am Oberlieger eingeleiteten Emissionsmenge.

Die letzten beiden Punkte haben grundlegenden Einfluss auf die Konzeption von Zertifikatesystemen zur Schadstoffregulierung in Fließgewässern.⁶⁹

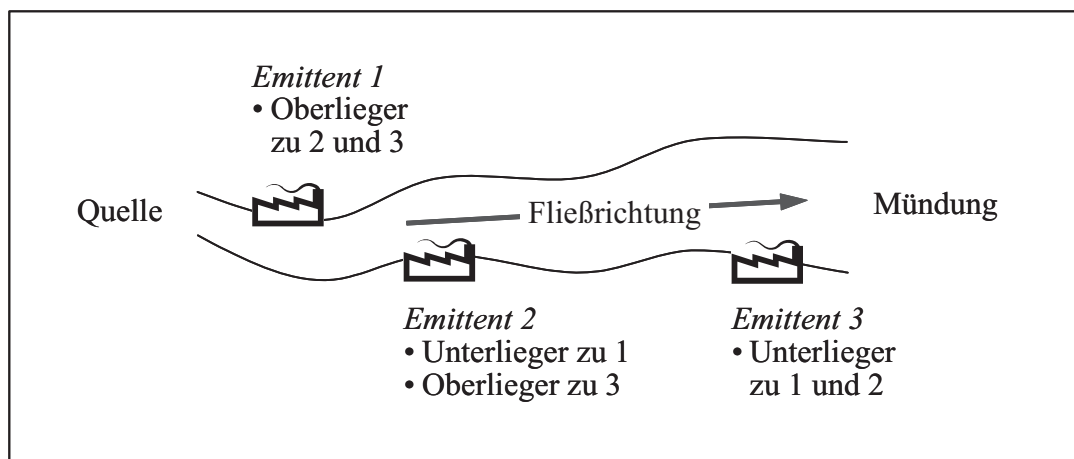
⁶⁷ Die Begrifflichkeiten orientieren sich an van Mark et al. (1992, S. 54).

⁶⁸ Ein Rezeptor kann dabei ein einfacher Messpunkt sein. In vielen Fällen repräsentieren sie jedoch direkt kritische Gewässerabschnitte, in denen aufgrund der spezifischen Nutzung (z.B. Trinkwasserentnahmestellen, Freizeit- und Erholungsgebiete, Naturschutzgebiete) die genaue Einhaltung der ökologischen Ziele von besonderer Bedeutung ist.

⁶⁹ Die Ausführungen beschränken sich hier auf Schadstoffeinleitungen. Das Oberlieger-Unterlieger-Problem kann auch anderweitig formalisiert werden. So führen etwa hydromorphologische Veränderungen am Oberlieger bzw. Unterlieger – z.B. in Form künstlicher Wasseraufstauungen – zu entsprechenden Downstream- und Upstream-Externalitäten (Veränderungen in der Wassermenge, der Strömungsgeschwindigkeit, der Fischbestände etc.).

Abb. 8: Oberlieger und Unterlieger in einem Fließgewässer

Quelle: Eigene Darstellung



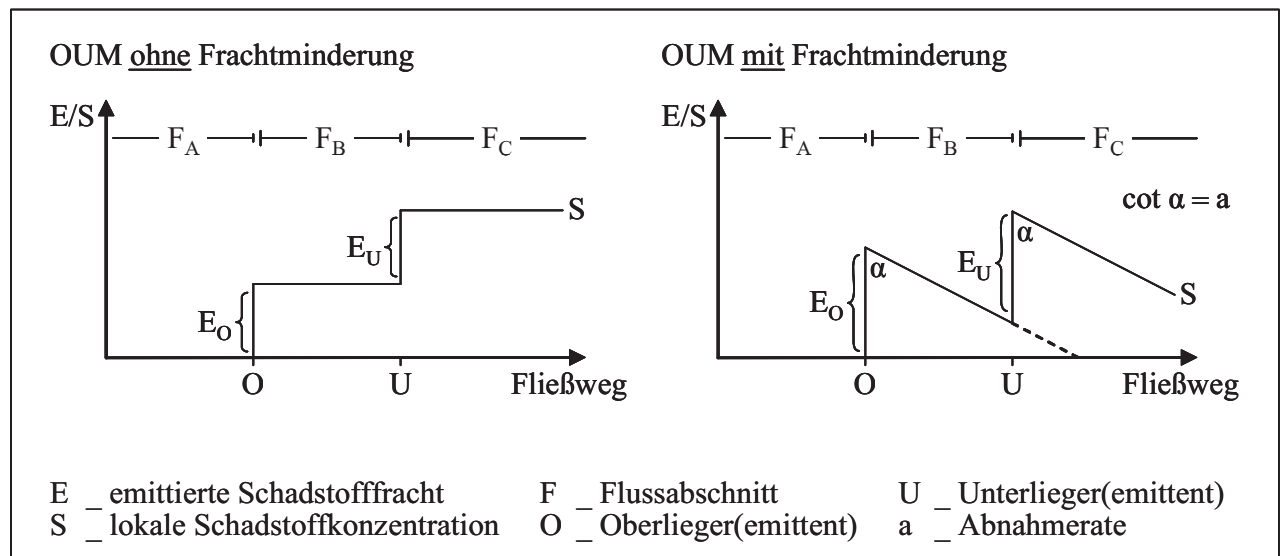
Stoffe können dahingehend unterschieden werden, inwieweit sie die Gewässerbeschaffenheit in Abhängigkeit der Einleitungsstelle beeinflussen, wobei aufgrund der Strömung die Wirkungen auf Flussabschnitte oberhalb der Einleitungsstelle zu vernachlässigen sind. Das lokale Reaktionsverhalten bestimmt letztlich den räumlichen Zusammenhang von Schadstoffeinträgen, d.h. von Emissionen, und deren ökologischer Wirkung, welche von den korrespondierenden Immissionen abhängt: Die Reaktionen von Schadstoffen mit hoher *Nahwirkung* sind räumlich auf die Einleitungsstelle bzw. die nahe Umgebung begrenzt. Durch Retentionsvorgänge wie den chemischen/biologischen Abbau, Strippen und Sedimentation erfolgt eine entsprechend hohe Frachtminderung vom Oberlieger zum Unterlieger. Die zulässigen Schadstoffeinträge eines Unterliegers leiten sich aus der an diesem Punkt zulässigen Gesamtfrachtmenge und der zugeführten verbleibenden Frachtmenge vom Oberlieger ab. Bei Schadstoffen mit hoher *Nahwirkung* ermöglichen Minderemissionen des Oberliegers unter Einhaltung der zulässigen Gesamtfrachtmengen entsprechend keine bzw. nur in begrenztem Umfang Mehremissionen beim Unterlieger. Stoffe mit hoher *Fernwirkung* beeinflussen auch oder in erster Linie die Gewässerbeschaffenheit (weit) unterhalb ihrer Einleitungsstelle, weil sie entlang des Fließweges nur eine begrenzte oder unbedeutende Abnahme erfahren. Stoffe mit inertem Reaktionsverhalten erfahren keinerlei Abnahme, d.h. die Einleitungen entlang des Flusses werden bis in die Mündung gespült.⁷⁰

⁷⁰ Die Begriffe der „Nah- und Fernwirkung“ nach van Mark et al. (1992) entsprechen im Kern der Typisierung in „regionale und lokale Oberflächenschadstoffe“ bei Kemper (1993); vgl. auch Tietenberg (1985); Schadstoffe mit hoher Nahwirkung sind etwa Wärmelast und auf ihre sauerstoffzehrenden Eigenschaften normierte Stoffgruppen (CSB bzw. BSB₅). Eine hohe Fernwirkung wird Nährstoffen (d.h. Stickstoff und Phosphor) zugeschrieben, da sie nur in strömungsschwachen Gewässerabschnitten ihre eutrophierende Wirkung entfalten.

In diesem Zusammenhang ist festzuhalten, dass die lokale Schadstoffkonzentration (Abb. [9]: ‚S‘) nicht ohne weiteres mit der sich im jeweiligen Flussabschnitt ergebenden *Schadwirkung* gleichzusetzen ist. Die Frage lautet vielmehr, ob die Höhe der Fracht selbst oder nicht tatsächlich das Ausmaß ihrer Abnahme (z.B. der Nährstoffabbau) die relevante problematische Umweltwirkung entfaltet.⁷¹ Allgemein gilt, dass die Schadwirkung mit zunehmender Schadstoffkonzentration progressiv, linear oder degressiv steigt, bei bestimmten Konzentrationsschwellen gegebenenfalls Sprungpunkte aufweist und mit der fortlaufenden Veränderung der (natürlichen) Umfeldfaktoren, welche die Assimilationskapazität des Wasserkörpers bzw. Flussabschnittes und das Akkumulationsverhalten der Schadstoffe im jeweiligen Flussabschnitt beeinflussen, in der Regel unterjährigen Schwankungen unterliegt.

Abb. 9: Oberlieger-Unterlieger-Modelle (OUM)

Quelle: In Anlehnung an van Mark et al. (1992, S. 56/58)



Wie in Abb. [9] ersichtlich, entspricht im Oberlieger-Unterlieger-Modell (OUM) ohne Frachtminderung, d.h. bei inertem Reaktionsverhalten, die lokale Schadstoffkonzentration der kumulativen Belastungskurve im Sinne der emittierten Mengen. Ist die *Abnahmerate* (in Abb. [9]: ‚a‘ als Kotangens des Neigungswinkel α) größer Null erfolgt zwischen Ober- und Unterlieger eine Frachtminderung aufgrund von Retentionsvorgängen. Die Abnahmerate wird durch eine Vielzahl von natürlichen Umfeldfaktoren (z.B. Wassertemperatur, Wassermenge, Sonneneinstrahlung, Strömungsgeschwindigkeit, Art und Umfang des Pflanzenbewuchses) und gegebenenfalls von der Frachtmenge am Oberlieger selbst beeinflusst, welche im Jahresverlauf teilweise deutlichen Schwankungen unterworfen sind. Die Abnahmerate ist damit in der Praxis für einen Flussabschnitt über das Jahr nicht konstant. Zur Einhaltung der ökologischen

⁷¹ Vgl. van Mark et al. (1992)

Strukturbedingungen (Äquivalenzprinzip und Homogenität) zur Wahrung der ökologischen Zielerreichung wären damit die Verrechnungssätze zwischen kompensierenden Schadstoffeinführungen von Oberlieger und Unterlieger in einem Zertifikatesystem fortlaufend anzupassen. Dies würde jedoch (gegebenenfalls prohibitiv) hohe Transaktionskosten verursachen, weshalb in der Praxis auf (unterjährige) Durchschnittswerte zurückgegriffen werden muss.

Übertragungen von Emissionsrechten bzw. *Kompensationsabreden* sind ökologisch in jedem Fall vorteilhaft, wenn sie auch nur streckenweise zu einer Verbesserung der Gewässerbeschaffenheit (ohne gleichzeitige Verschlechterung an einer anderen Stelle) führen.⁷² Vor diesem Hintergrund sind in einem OUM ohne Frachtminderung über-obligatorische Reinigungsleistungen des Oberlieggers mit einer anschließenden Übertragung der Emissionsrechte an den Unterlieger ($O \rightarrow U$) ökologisch immer vorteilhaft. Ein Transfer vom Unterlieger an den Oberlieger ($U \rightarrow O$) macht hier ökologisch keinen Sinn. Bei einer Abnahmerate größer Null hängt die ökologische Vorteilhaftigkeit der Übertragung von Emissionsrechten ($O \leftrightarrow U$) von den nach den Flussabschnitten differenzierten Zielen ab. (Siehe dazu Abb. [10] und für eine ausführliche grafische Auswertung Abb. [11].)

Abb. 10: Konzentrationen im Gewässer

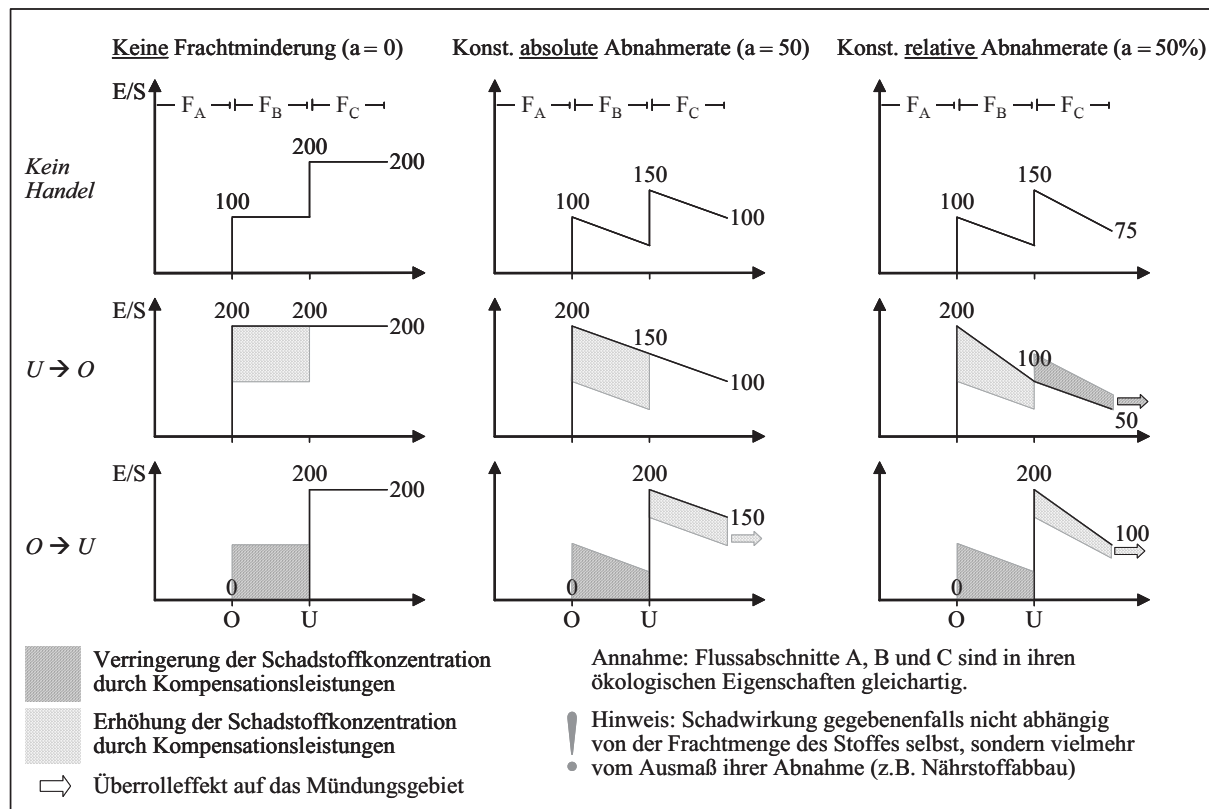
Quelle: In Anlehnung an van Mark et al. (1992, S. 56/58)

Verteilung der Emissionsrechte	Emittierte Fracht	Schadstoffkonzentration im Gewässer					
		OUM ohne Frachtminderung			OUM mit Frachtminderung		
		F_A	F_B	F_C	F_A	F_B	F_C
Erstverteilung	$E_O = E_U$	C_A^0	C_B^0	C_C^0	C_A^0	C_B^0	C_C^0
Handel	$U \rightarrow O$	C_A^0	$> C_B^0$	C_C^0	C_A^0	$> C_B^0$	$< C_C^0$
	$O \rightarrow U$	C_A^0	$< C_B^0$	C_C^0	C_A^0	$< C_B^0$	$> C_C^0$
Implikationen		- Gewässergüte in Flussabschnitten A und C von Handel nicht tangiert (kumulative Gesamtlast konstant) - Ökologische Folgewirkungen der Kompensationsabreden auf Flussabschnitte B begrenzt - Über-obligatorische Reinigungsleistung des Oberlieggers ($O \rightarrow U$) vorteilhaft			- Flussabschnitte B und C stets beide von ökologischen Folgewirkungen der Kompensationsabreden betroffen - Vorteilhaftigkeit von Kompensationsabreden / Kompensation der Mehremissionen im Flussabschnitt abhängig von der Abnahmerate		

⁷² Zur besonderen Bedingung der ökonomischen Vorteilhaftigkeit siehe das folgende Kapitel.

Abb. 11: Kompensationswirkung der Abnahmerate (vereinfacht)

Quelle: Eigene Darstellung



Da bei Fließgewässern der Emissionsort relevant ist, erhöht sich bei der Übertragung von Einleitungsrechten bzw. lokalen Emissionsverlagerungen das Risiko von *Hot Spots*. Aus diesem Grunde empfiehlt es sich grundsätzlich, ein umweltpolitisches Instrument im Gewässerschutz auf einen geschlossenen Wasserkörper auszudehnen und dadurch alle relevanten Emissionsquellen zu erfassen. In der Praxis ist das aufgrund administrativer Schranken und politischer Widerstände in der Form aber nur selten zu beobachten. In einem Zertifikatesystem kommen entsprechende Korrektur- bzw. Umrechnungsfaktoren bei der Übertragung zulässiger (Mehr)Emissionen beim Handel zwischen lokal unterschiedlichen Emittenten zum Tragen, welche in Diffusionsmatrizen bzw. als Dispersionskoeffizienten dargestellt werden. Die Begriffe Diffusion und Dispersion werden dabei im Rahmen dieser Arbeit vereinfacht synonym verwendet und beschreiben grundsätzlich die Ausbreitung der Schadstoffe.⁷³

⁷³ Die naturwissenschaftlichen Grundlagen der Diffusion und Dispersion sind durchaus unterschiedlich, beschreiben aber im Kern Prozesse die zu einem Ausgleich von Konzentrationsgradienten führen (Diffusion verweist in der Physik auf die thermische Eigenbewegung von Teilchen, Dispersion verweist in der Hydrologie auf unterschiedliche Strömungsgeschwindigkeiten in einem Wasserkörper). [vgl. auch Bear&Verruijt (1990) und ausführlich in Schnoor (1996)]

4.2.2 Ökonomischer Kontext

Aufgrund des uni-direktionalen Schadstofftransports können bei Fließgewässern Emittenten im Oberliegerbereich zur Deckung von Mehremissionen unter Wahrung der für ihre Zone zulässigen Emissionshöchstmengen keine Zertifikate von Emittenten in Unterliegerzonen erwerben. *Ökonomisch sinnvolle Kompensationsabreden* innerhalb des Zertifikatesystems sind damit auf den Fall begrenzt, dass die Grenzvermeidungskosten der Unterlieger größer sind als die der Oberlieger bzw. $GVK_U > GVK_O$.⁷⁴

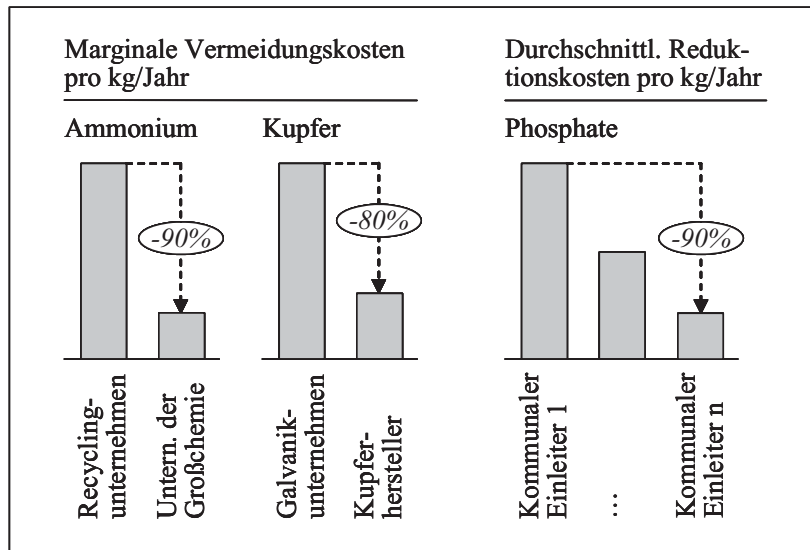
Für die Ermittlung ökonomisch sinnvoller Transaktionen müssen die Grenzvermeidungskosten zur Einhaltung der ökologischen Strukturbedingungen in ihrer Emissions- bzw. Immissionswirkung auf eine relevante (Unterlieger)Zone normiert werden. Als Normierungsfaktor dient der für die betrachteten Zonen relevante Dispersionskoeffizient. Da dieser in der Regel kleiner Eins ist, d.h. Minderemissionen eines Oberliegers keine Mehremissionen in gleichem Umfang beim Unterlieger ermöglichen, ist der Transfer von Einleitungsrechten zwischen Emittenten in unterschiedlichen Flussabschnitten weniger attraktiv. Die grundlegenden Anreizkomponenten eines Zertifikatesystems sind aufgrund der teilweise signifikanten Unterschiede in den bestehenden Grenzvermeidungskosten verschiedener Einleitergruppen aber bei entsprechender lokaler (sektorübergreifender) Streuung der Emittenten entlang eines segmentierten Fließgewässers normalerweise trotz alledem gegeben und damit bei entsprechendem Systemdesign ein Zertifikatehandel zu erwarten. Van Mark et al. (1992) gehen hier für eine Reihe von Schadstoffen von *Kosteneinsparungspotentialen* von bis zu 90% aus (vgl. Abb. [12]). Hohe Unterschiede in den Grenzvermeidungskosten finden sich auch in einer Vielzahl anderer empirischer Studien. Die Kostenheterogenität steigt zusätzlich bei einer Kombination von Punktquellen und diffusen Quellen.⁷⁵

Inwiefern die sich weiter verschärfenden Vorgaben verschiedener gewässerschutzrelevanter Richtlinien der EU auf Einzelemittentenebene in jüngerer Zeit zu einer stärkeren Annäherung der marginalen Vermeidungskosten führen bzw. geführt haben, kann hier nicht beurteilt werden.

⁷⁴ Vgl. auch Konishi (2006)

⁷⁵ Z.B. Tao et al. (2000), Hanley&Moffat (1993) und zu diffusen Quellen insb. Malik et al. (1993)

Abb. 12: Unterschiede in den Grenzvermeidungskosten im Abwasserbereich
 Quelle: Werte nach van Mark et al. (1992)



Im Produktionsbereich bestehen drei grundlegende Möglichkeiten der Emissionsreduktion:

- Output reduzieren oder Outputmix verändern,
- Produktionsprozess umstellen oder Input substituieren,
- End-of-pipe-Reinigungstechniken installieren oder aufwerten.

Empirische Untersuchungen zu *Grenzvermeidungskosten* im Abwasserbereich setzen, auch aus Gründen der einfacheren monetären Bewertung, in der Regel an End-of-pipe-Maßnahmen an, welche als nach- und zwischengeschaltete Entsorgungsanlagen die Hauptlast bei der Reduktion von Schadstoffeinleitungen bzw. der Reinhaltung von Gewässern tragen. Typische Formen sind dabei mechanische Verfahren, wie Siebe und Absetzbecken, teil- und vollbiologische Verfahren mit aerober und anaerober Funktionsweise, und physikalisch-chemische Verfahren, wie Neutralisation und Fällung. Produktionseinschränkungen (als einfachste Form der Emissionsvermeidung) und Schadstoffminderungen durch Prozessumstellungen sind deutlich schwerer zu bewerten.⁷⁶

Klassische Indikatoren zur Ermittlung der *GVK-Heterogenität* auf einer höheren Abstraktionsebene sind die (undifferenzierte) Anzahl der Einleiter als Maß des potentiellen Marktbesatzes und die Branchenzugehörigkeit, d.h. die Art der Einleiter mit ihren spezifischen Emissionscharakteristika und branchenspezifischen Technikooptionen. Die Kostenvergleichsrechnung muss aufgrund der begrenzten Vergleichbarkeit der ökologischen Gesamtwirkung verschiedener Schmutzstoffe dabei nahezu zwingend auf Ebene der

⁷⁶ Vgl. auch UBA (2010) und van Mark et al. (1992)

schadstoffspezifischen Teilmärkte erfolgen.⁷⁷ Ein relevantes Maß im Abwasserbereich stellt darüber hinaus die Variabilität der Betriebsgröße dar – ein Ausbau der Reinigungsanlagen ermöglicht nicht nur die Bewältigung einer größeren Abwassermenge, sondern auch die Erreichung eines höheren Reinigungsgrades. Mit zunehmender Größe können demnach doppelt Skaleneffekte realisiert werden. Zunehmende Disparitäten in den Betriebsgrößen sind dahingehend gut, als dass wenige Großeinleiter mit relativ kostengünstigen Vermeidungsmaßnahmen ein Angebot für eine große Anzahl von Kleinemittenten schaffen. Im internationalen Kontext, d.h. im Vergleich zwischen mehreren Regionen, können auf einer höheren Makroebene volkswirtschaftliche Kennziffern, wie der wirtschaftliche Entwicklungsgrad, das Preisniveau, das bestehende Vermeidungsniveau und das Emissionsaufkommen in Relation zur Produktionsleistung und Konsumgröße (als ein Indikator für den Entwicklungsstand lokal genutzter bzw. Implementierungsgrad verfügbarer Umwelttechnologien) ergänzend herangezogen werden.

Für den geschlossenen Wasserkörper (d.h. die volle Ausdehnung von Hauptstrom und Zuflüssen) eines belasteten Fließgewässers ist in der Regel eine relevante Ausprägung von mindestens zwei der genannten Indikatoren entlang eines betrachteten Schadstoffes zu erwarten. Aufgrund der damit gegebenen grundsätzlichen ökonomischen Potentiale sollte der Einsatz eines Zertifikatesystems daher immer geprüft werden.

4.3 Implikationen für Zertifikatesysteme in der Wasserreinhaltepolitik

Schadstoffe mit heterogenem Ausbreitungsmuster können in Flüssen aufgrund der gerichteten Strömungseigenschaften präziser in Qualitätsmodellen dokumentiert werden als im Medium Luft. Daneben erleichtert die für Fließgewässer spezifische uni-direktionale Ausbreitung von Schadstoffen zum niedrigsten Punkt bzw. Downstream die (administrative) *Entwicklung von Zertifikateansätzen* gegenüber vergleichbaren Systemen in der Luftreinhaltung. Sie ermöglicht der Umweltbehörde:

- eine genauere bzw. einfachere Zuordnung der Schadstoffeinleitungen zum Emittenten,
- die Berücksichtigung der Immissionswirkung aller relevanten Emissionen aus lokal entfernten Quellen bei der Bestimmung der zulässigen Emissionen an einem spezifischen Punkt,

⁷⁷ Mit steigender regionaler Distanz zwischen zwei Einleitern nimmt der Einfluss standortspezifischer Faktoren im Produktionsbereich auf deren Vermeidungskostenunterschiede zu. Dazu gehören etwa die lokalen Qualitäten und Preise von Produktionsmitteln (insb. die Verfügbarkeit umweltschonender Rohstoffe), die politische Jurisdiktion (z.B. anderweitige Umweltauflagen) und gegebenenfalls bestehende Industriecluster (und die damit verbundenen Technologietransfers etc.). [vgl. auch Newell&Stavins (2003), Schiele (2003)]

- die Festlegung der Tauschverhältnisse bzw. Verrechnungsfaktoren von Schadstoffeinträgen zweier Emittenten auf Basis der exogenen Dispersionskoeffizienten, welche allein die Frachtentwicklung von einem zum anderen Einleitungspunkt repräsentieren.

Inwiefern bei Flüssen aufgrund der bestehenden GVK-Heterogenität zwischen den Emittenten hohe ökonomische Einsparpotentiale zu erwarten sind, hängt von der lokalen Struktur der Emittenten ab und muss somit immer einzelfallbezogen ermittelt werden. Bei stehenden Gewässern fallen sowohl die ökologischen (und administrativen) Vorteile als auch die ökonomischen Nachteile von Fließgewässern gegenüber der Luftreinhaltung weitgehend weg. Damit kann keine pauschalisierte Aussage zur Performance von Zertifikatesystemen im Wasserqualitätsmanagement im Vergleich zum Einsatz bei Luftschadstoffen getroffen werden.

5 Grundlegende Zertifikatemodelle in der Wasserreinhaltepolitik

Aufbauend auf dem in Kapitel 4 erworbenen Verständnis für die Besonderheiten bei der Steuerung von Schadstoffeinleitungen in Fließgewässern ist nun zu erarbeiten, wie Zertifikatesysteme unter Berücksichtigung der Oberlieger-Unterlieger-Problematik ausgestaltet werden können. Hierbei dienen das Ambient Permit System und das Trading Ratio System als Referenzmodelle in diesem Bereich.

5.1 Gestaltungsformen von Zertifikatesystemen

5.1.1 Differenzierung nach der Bestimmung des Gesamtemissionsvolumens

In ihrer Grundform können nach der Referenzierung der zulässigen Gesamtemissionsmenge im Schadstoffbereich zwei Zertifikatesysteme unterschieden werden – Cap-and-trade und Baseline-and-credit. Nach Hasselknippe (2003) finden sie in gleichem Maße Anwendung in der Praxis.

Das *Cap-and-trade*-System stellt in der Literatur die idealtypische Form dar und bildet auch die Grundlage der Analysen in dieser Arbeit. Danach wird ein aggregiertes Gesamtemissionsvolumen eines Schadstoffes über alle Betroffenen hinweg festgelegt. Die Zuordnung der individuellen Emissionsmengen bzw. Vermeidungsanstrengungen auf die Einzelemittenten erfolgt nach der Erstvergabe letztlich über den Handel von verbrieften Emissionseinheiten durch die Verschmutzer innerhalb des Systems. Ein typisches Beispiel für ein Cap-and-trade-System ist der Handel mit Schwefeldioxid-Emissionen im Rahmen des US Acid Rain Program.

In einem *Baseline-and-credit*-System hat jeder Betroffene das Recht innerhalb einer festen Zeitperiode eine definierte Grundmenge eines Schadstoffes zu emittieren (Baseline), welche sich in der Regel aus den historischen Emissionen oder input- bzw. outputbezogenen Performancestandards ableitet (z.B. eine bestimmte Menge eines Schadstoffes je eingesetzter Energieeinheit im Produktionsprozess). Unterschreitet die Emissionsmenge die Baseline, kann die Differenz in Credits verbrieft und weiterverkauft werden.⁷⁸ Über die Summe der Grundmengen wird implizit ein Gesamtemissionsvolumen bestimmt. Besondere Aufmerksamkeit und Kritik wurde im Zusammenhang mit der Einbindung von projektbezogenen Mechanismen in den europäischen Emissionshandel laut. Danach können die von dem Cap-and-trade-System erfassten Emittenten ihren Schadstoffausstoß auch über

⁷⁸ In Abgrenzung zu Cap-and-trade-Systemen werden des Weiteren in der Regel Emissionseinsparungen auf Einzelprojektebene und nicht auf Basis des unternehmensweiten Schadstoffausstoßes eines Emittenten ermittelt. Außerdem können Credits erst nach der effektiven Vermeidung registriert werden und sie müssen einzeln zertifiziert werden. Für einen ausführlichen Vergleich zu der Verteilungs- und Anreizwirkung siehe insb. Buckley et al. (2005) und allgemein auch Dewees (2001).

Emissionsgutschriften decken, welche über ein Baseline-and-credit-Verfahren bei Emittenten außerhalb des Handelssystems ausgestellt werden.

Soweit es die ökologischen Eigenschaften des verbrieften Schadstoffes zulassen, kann die Flexibilität von Zertifikatesystemen durch einen Transfer von Emissionsrechten bzw. Emissionsgutschriften zwischen den einzelnen Emissionsperioden erhöht werden. Man spricht von *Banking*, wenn bei einem Baseline-and-credit-System verbrieft Minderemissionen (Credits) in der Periode t_0 als zusätzliche Emissionsguthaben in eine Folgeperiode $t_{>0}$ übertragen werden können bzw. in einem Cap-and-trade-System die Laufzeiten der Zertifikate mehrere Emissionsperioden umfassen und damit ein Erwerb in t_0 zur Deckung von Emissionen in $t_{>0}$ genutzt werden kann. Beim *Borrowing* können entsprechend Mehremissionen in der Periode t_0 durch Zertifikate gedeckt werden, welche erst in einer Folgeperiode $t_{>0}$ zur Verrechnung vorliegen müssen.

Durch Banking und Borrowing wird den Emittenten eine größere zeitliche Flexibilität eingeräumt, d.h. die Vermeidung kann dann erfolgen, wenn es am günstigsten ist (z.B. nach einem Preisrückgang emissionsärmerer Produktionsinputs). Nach Stern (2007) erlauben jedoch nur wenige laufende Programme das Borrowing, da in der Praxis bei Verstößen entsprechende Durchgriffsmöglichkeiten oft fehlen und damit in jedem Fall die ökologischen Risiken zu groß sind. In beschränktem Umfang erlaubt das CO₂-Handelssystem der EU sowohl Banking als auch Borrowing.

5.1.2 Differenzierung nach Einleitungs- und Verschmutzungsrechten

Bei der Verbriefung von Rechten lassen sich zwei Zertifikateansätze unterscheiden: Emissions- bzw. *Einleitungsrechte* verbriefen das Recht eine bestimmte Menge eines Schadstoffes innerhalb eines bestimmten Zeitraumes auszustoßen bzw. in ein Gewässer einzuleiten. *Verschmutzungsrechte* – der Begriff wird im Rahmen der Arbeit weitgehend synonym für Nutzungs- und Emissions- bzw. Einleitungsrechte verwendet – verbriefen streng genommen das Recht einen oder mehrere Rezeptoren über einen bestimmten Zeitraum mit einer bestimmten Menge eines Schadstoffes zu belasten, d.h. Emissionsmengen werden in ihrer Immissionswirkung ausgedrückt.

Für Schadstoffeinführungen in Fließgewässer lassen sich auf dieser Basis zwei einfache Grundmodelle konstruieren – das Ambient Permit System (nach Montgomery 1972) mit der Verbriefung von Immissionsmengen in einem Rezeptornetz und das Trading Ratio System (nach Hung&Shaw 2005) mit der Verbriefung von Einleitungsrechten in einem Zonenansatz.

Beide Modelle folgen einem Cap-and-trade-Ansatz und sind theoretisch kosteneffizient und ökologisch treffsicher.

In der Literatur wird eine Vielzahl *weiterer theoretischer Modelle* diskutiert, wobei in der Darstellung ein Einsatz in der Luftreinhaltung in der Regel im Vordergrund steht. Da die Ansätze teilweise signifikante Schwächen aufweisen und mit dem APS und TRS die grundlegenden Mechanismen für Systeme in Fließgewässern abgedeckt sind, werden im weiteren Verlauf dieser Arbeit andere Modelle weitgehend vernachlässigt. Dazu gehören unter anderem das Pollution Offset System (POS) nach Krupnick et al. (1983). Im Zentrum der Kritik stehen hier die dem System inhärenten hohen Unsicherheiten für Emittenten über die Form und Zulassung von Kompensationsabreden (Ungewissheit zu notwendiger Vermeidungsanstrengung nach Ort und Anzahl notwendiger Zertifikate und entsprechend dem Zertifikatspreis bzw. den Gesamtkosten) und hohen Transaktionskosten in Verbindung mit einer jeder Transaktion vorgeschalteten komplexen Simulation der erwarteten ökologischen Auswirkungen. Das Exchange Rate System (ERS) nach Klaassen et al. (1994) und Førsund&Nævdal (1998) stellt in der Ermittlung der Verrechnungsfaktoren direkt auf die Grenzvermeidungskosten ab, womit einer der grundlegenden Vorteile eines Zertifikatesystems verloren geht. Darüber hinaus ist eine effiziente Lösung im ERS nur durch bestimmte Erstvergabeformen sichergestellt und das System hat keinen festen Immissionsbezug. Es ist damit weder ökologisch treffsicher noch ökonomisch effizient. Des Weiteren sind das Modified Offset System (MOS) nach McGartland&Oates (1985) und das Emission Permit System nach Montgomery (1972) zu nennen.⁷⁹

Die folgenden Erläuterungen des APS und TRS setzen sich aus der Darstellung des grundlegenden mechanischen Ansatzes und den Grenzen und Schwächen des jeweiligen Modells zusammen. Kritische Anmerkungen beschränken sich auf die konstitutiven Merkmale, d.h. allgemeine Aspekte wie „die Bestimmung der Dispersionseigenschaften der Schadstoffe verursachen gegebenenfalls hohe Transaktionskosten bei der Umweltbehörde“ werden weitgehend vernachlässigt.

⁷⁹ Zur Kritik siehe insb. Hahn (1986), McGartland (1988), Førsund&Nævdal (1994) und Klaassen (1996); Für einen ausführlichen Vergleich der Modelle und eine kritische Bewertung zur Praktikabilität im Gewässerschutz sei insbesondere auf Keudel (2007) verwiesen. Für eine Sammlung grundlegender Beiträge siehe auch Tietenberg (2001) und für einen ausführlicheren Überblick der bestehenden Literatur zu grundlegenden Aspekten von Zertifikatesystemen im Umweltschutz und spezifischen Fragestellungen im Luft- und Wasserbereich Tietenbergs Tradable Permits Bibliography unter <http://www.colby.edu/~thtieten/trade.html>.



5.2 Immissionsansatz nach dem Ambient Permit System (APS)

Bei Schadstoffen mit homogenem Ausbreitungsmuster ermöglicht ein einfacher Emissionshandel auf Basis einer 1:1-Verrechnung der Emissionen eine kosteneffiziente Lösung. Bei Schadstoffen mit heterogenem Ausbreitungsmuster ist eine effiziente Lösung erschwert, da das Ausmaß und die Form der Schadwirkung neben der Emissionshöhe auch vom Emissionsort und den Transporteigenschaften (Dispersions- bzw. Diffusionseigenschaften) des Schadstoffes abhängen. Die Emissionen aus einer Quelle verursachen Immissionen an mehreren Rezeptoren. Montgomery (1972) stellt dazu das Ambient Permit System (APS) für den Einsatz sowohl im Gewässerschutz (z.B. für BSB₅) als auch in der Luftreinhaltung (z.B. für SO₂) vor.

In Montgomerys APS werden durch die Umweltbehörde *immissionsbezogene Qualitätsziele für jeden Rezeptor* festgelegt und in Zertifikaten verbrieft. Emittenten müssen für die durch ihre Emissionen verursachten Immissionen an allen betroffenen Rezeptoren Zertifikate halten bzw. für Mehremissionen erwerben. Es gilt ein strenges Verschlechterungsverbot, d.h. Einschränkungen der Qualität gegenüber dem Status der Erstvergabe sind an jedweden Rezeptor untersagt. Dabei spielt es im ersten Schritt keine Rolle, inwieweit die Erstvergabemenge tatsächlich dem letztlich angestrebten ökologischen Ziel entspricht. Die Ermittlung der erforderlichen Zertifikatenumenge ergibt sich aus den rezeptorspezifischen Diffusionskoeffizienten und der Emissionsmenge. Erstere werden dabei ex-ante durch die Behörde exogen festgelegt. Montgomery weist formal nach, dass im APS ein Gleichgewicht existiert, welches der kostenminimalen Erreichung einer Menge ökologischer Ziele entspricht (die Beweisführung dazu erfolgt in Kapitel 5.2.2).

5.2.1 Mechanik des APS

Aufsatzpunkt des Ambient Permit System ist ein Modell von n Emissionsquellen bzw. Einleitungspunkten, jede immobil (lokal fixiert) und im Eigentum unabhängiger, gewinnmaximierender Unternehmen, und m Rezeptorpunkten entlang des Gewässers.

Die Umweltbehörde definiert Qualitätsstandards zu einem Schadstoff in der Form von zulässigen Konzentrationsniveaus an den verschiedenen Rezeptoren. Diese können als Vektor $Q^* = (q_1^*, \dots, q_m^*)$ dargestellt werden, wobei q_j^* mit $(j = 1, \dots, m)$ dem Qualitätsstandard an Rezeptor j entspricht.

Jede Quelle i mit $(i = 1, \dots, n)$ emittiert einen homogenen Schadstoff in der Menge e_i , die in ihrer Gesamtheit als Vektor $E = (e_1, \dots, e_n)$ abgebildet werden können.

Die Emissionsmengen werden mit Hilfe einer Diffusionsmatrix D in Immissionsmengen überführt, welche das Konzentrationsniveau der Rezeptoren beeinflusst, d.h. $E \cdot D = Q$.

Die Diffusionsmatrix D ist eine Darstellung der Dispersionskoeffizienten in einer $n \times m$ -Matrix:

$$D = \begin{pmatrix} d_{ij} \end{pmatrix}$$

Der Dispersionskoeffizient d_{ij} gibt an, welchen Beitrag eine Emissionseinheit von Quelle i zur durchschnittlichen Schadstoffkonzentration an Rezeptor j leistet. Er bildet damit die spezifische Emissions-Immissionsbeziehung ab.⁸⁰

Der Qualitätsstandard Q^* bestimmt die Immissionsgrenzen an den Rezeptoren, welche nicht überschritten werden dürfen, d.h. $E \cdot D \leq Q^*$.

Im APS werden die zulässigen Immissionsmengen an den Rezeptoren in Zertifikaten verbrieft und können als Vektor $Z = (z_1, \dots, z_m)$ dargestellt werden, wobei z_j die Gesamtzahl der Zertifikate an dem Rezeptor j angibt. Die Summe der von den Einzelemittenten gehaltenen Zertifikate entspricht genau diesem Wert bzw. $\sum_i z_{ij} = z_j$, wobei z_{ij} die Zertifikatenumenge repräsentiert, welche einem Emittenten i die Verschmutzung des Rezeptors j erlaubt. Das Zertifikateportfolio eines Einzelemittenten setzt sich aus den Zertifikaten der durch seine Emissionen betroffenen Rezeptoren zusammen bzw. $Z_i = (z_{i1}, \dots, z_{im})$. In der Summe entsprechen sie dem Zertifikatevektor im Gesamtsystem bzw. $\sum_i Z_i = Z$. Die Erstvergabemenge von Zertifikaten für den Rezeptor j an einen Emittenten i entspricht z_{ij}^0 . Der Zertifikatevektor der Erstvergabe im Gesamtsystem entspricht Z^0 . Aus ihm, und nicht aus Q^* , leiten sich letztlich die möglichen (zulässigen) Gesamtemissionen ab.

Die Verrechnungsfaktoren bei der Übertragung von Zertifikaten ergeben sich aus dem Verhältnis der rezeptorspezifischen Dispersionskoeffizienten der Matrix D . Sie tragen damit der Tatsache Rechnung, dass mengenmäßig gleiche Schadstoffeinleitungen zweier Emittenten zu unterschiedlichen Immissionsmengen an einem Rezeptor führen.

⁸⁰ Eheart (1980, S. 981) äußert hierzu kritisch: „An 'official' impact coefficient for each discharger-checkpoint combination must be disclosed (and possibly justified in court), and the market discriminates against dischargers according to the accident of their location, since the cost of a permit to discharge a unit of pollutant may vary by orders of magnitude from one location to another.”

5.2.2 Beweis zur Kosteneffizienz des APS

Die folgende formale Beweisführung für eine kosteneffiziente Lösung im APS ist in weiten Teilen von Montgomery (1972, S. 403ff) übernommen und erfolgt in fünf Schritten:

- Bestimmung der notwendigen und hinreichenden Bedingungen für ein Marktgleichgewicht (Definition 1).
- Bestimmung der notwendigen und hinreichenden Bedingungen für einen kosteneffizienten Emissionsvektor (Definition 2).
- Nachweis der Existenz eines Marktgleichgewichtes im APS (Behauptung 1) unter zu Hilfenahme von Definition 2.
- Nachweis, dass im APS das Marktgleichgewicht der kosteneffizienten Lösung entspricht (Behauptung 2).
- Nachweis, dass im APS die kosteneffiziente Lösung unabhängig von der Erstvergabeform ist (Behauptung 3).

Grundlegende Annahme in der folgenden Beweisführung ist ein konvexer Verlauf der Vermeidungskostenfunktion der Emittenten $F_i(e_i)$.

Definition [1]: Ein *Marktgleichgewicht* ist ein $n+2$ -Tupel der Vektoren $Z_i^{mkt} \geq 0$, $E^{mkt} \geq 0$ und $P^{mkt} \geq 0$, so dass Z_i^{mkt} und E^{mkt} folgende Gleichung für alle i minimieren⁸¹

$$F_i(e_i) + \sum_j p_j (z_{ij} - z_{ij}^0) \quad (1)$$

$$\text{u.d.N.} \quad z_{ij} - d_{ij}e_i \geq 0 \text{ mit } j = 1, \dots, m, \quad (2)$$

und die Bedingungen zur Markträumung⁸²

$$\sum_i (z_{ij}^{mkt} - z_{ij}^0) \leq 0, \quad \sum_j p_j^{mkt} \left[\sum_i (z_{ij}^{mkt} - z_{ij}^0) \right] = 0 \quad (3)$$

erfüllen.

Lemma [1]: Ein Marktgleichgewicht existiert nur, wenn die Vektoren $(u_{i1}^{mkt}, \dots, u_{im}^{mkt}) \geq 0$ mit $i = 1, \dots, n$ und $(p_1^{mkt}, \dots, p_m^{mkt}) \geq 0$ in der Form existieren, dass für alle i

⁸¹ Optimierungsproblem eines gewinnmaximierenden Emittenten: Minimiere die aggregierten Kosten der Emissionseinschränkung unter der Nebenbedingung, dass die Immissionswirkung der gewählten Emissionsmenge an allen Rezeptoren durch eine entsprechende Zertifikatmenge gedeckt sein muss.

⁸² Es existiert ein Preisvektor bei dem auf dem Zertifikatemarkt kein Nachfrageüberhang besteht und ein Angebotsüberhang den Preis eines Zertifikates auf Null senkt.

$$F_i'(e_i^{mkt}) + \sum_j u_{ij}^{mkt} d_{ij} \geq 0, \quad e_i^{mkt} \left[F_i'(e_i^{mkt}) + \sum_j u_{ij}^{mkt} d_{ij} \right] = 0, \quad (4)$$

$$p_j^{mkt} - u_{ij}^{mkt} \geq 0, \quad \sum_j z_{ij}^{mkt} [p_j^{mkt} - u_{ij}^{mkt}] = 0, \quad (5)$$

$$z_{ij}^{mkt} - d_{ij} e_i^{mkt} \geq 0, \quad \sum_j u_{ij}^{mkt} [z_{ij}^{mkt} - d_{ij} e_i^{mkt}] = 0, \quad (6)$$

$$\text{und} \quad \sum_i (z_{ij}^{mkt} - z_{ij}^0) \leq 0, \quad \sum_j p_j^{mkt} \left[\sum_i (z_{ij}^{mkt} - z_{ij}^0) \right] = 0. \quad (7)$$

erfüllt ist.

Beweis: Das Optimierungsproblem eines Emittenten lässt sich durch Vorzeichenwechsel alternativ darstellen als

$$\max -F_i(e_i) - \sum_j p_j^{mkt} (z_{ij} - z_{ij}^0).$$

Die entsprechende Lagrange-Funktion lautet

$$\phi_i(z_{i1}, \dots, z_{im}, e_i, u_{i1}, \dots, u_{im}) = -F_i(e_i) - \sum_j p_j^{mkt} (z_{ij} - z_{ij}^0) + \sum_j u_{ij} (z_{ij} - d_{ij} e_i).$$

Nach dem Kuhn-Tucker Theorem sind folgende Bedingungen notwendig und hinreichend für das gesuchte Maximum, wobei $\phi_i(z_{i1}^{mkt}, \dots, z_{im}^{mkt}, e_i^{mkt}, u_{i1}^{mkt}, \dots, u_{im}^{mkt}) = \phi_i^{mkt}$:

$$\begin{aligned} \partial \phi_i^{mkt} / \partial e_i &\leq 0, & e_i^{mkt} \cdot (\partial \phi_i^{mkt} / \partial e_i) &= 0, \\ \partial \phi_i^{mkt} / \partial z_{ij} &\leq 0, & \sum_j z_{ij}^{mkt} \cdot (\partial \phi_i^{mkt} / \partial z_{ij}) &= 0, \\ \partial \phi_i^{mkt} / \partial u_{ij} &\geq 0, & \sum_j u_{ij}^{mkt} \cdot (\partial \phi_i^{mkt} / \partial u_{ij}) &= 0, \end{aligned}$$

Die angegebenen Ableitungen führen zu (4) bis (6), welche für alle i erfüllt sein müssen. (7) wiederholt die Bedingungen zur Markträumung (3).

Definition [2]: Ein kosteneffizienter Emissionsvektor E^{eff} in einem Zertifikatesystem minimiert die Funktion $\sum_i F_i(e_i)$ u.d.N. $ED \leq Z^0$ und $E \geq 0$. Dies erfolgt unter den Annahmen, dass die Umweltbehörde einen arbiträren Zertifikatevektor Z^0 ausgibt und die Menge $\{E | ED \leq Z^0 \text{ und } E \geq 0\}$ nicht leer ist. Den Nachweis, dass ein solcher Emissionsvektor existiert, hat Montgomery (1972, S. 400f) bereits erbracht. Auf eine Darstellung wird daher verzichtet. Die aus dem folgenden Lemma [2] erwachsenden Bedingungen (8) und (9) können dazu genutzt werden, die Existenz eines Marktgleichgewichtes im APS zu beweisen.

Lemma [2]: Ein Emissionsvektor E^{eff} stellt eine kosteneffiziente Lösung in einem Zertifikatesystem nur dann dar, wenn ein Vektor $(u_1^{eff}, \dots, u_m^{eff}) \geq 0$ in der Form existiert, so dass⁸³

$$F_i'(e_i^{eff}) + \sum_j u_j^{eff} d_{ij} \geq 0, \quad \sum_i e_i^{eff} \left[F_i'(e_i^{eff}) + \sum_j u_j^{eff} d_{ij} \right] = 0, \quad (8)$$

$$z_j^0 - \sum_i d_{ij} e_i^{eff} \geq 0, \quad \sum_j u_j^{eff} \left[z_j^0 - \sum_i d_{ij} e_i^{eff} \right] = 0. \quad (9)$$

Beweis: Der Beweis ist analog zu Lemma [1].

Das Marktgleichgewicht existiert für jede Erstvergabe der Zertifikate soweit $z_{ij}^0 \geq 0$ und $\sum_i z_{ij}^0 = z_j^0$.

Behauptung [1]: Für jeden Zertifikatevektor Z^0 , welcher zulässige Schadstoffkonzentrationen an allen relevanten Rezeptoren verkörpert, existiert im APS ein *Marktgleichgewicht* bzw. für eine feste Zertifikatmenge besteht im APS ein Marktgleichgewicht.

Beweis: Aufbauend auf (8) und (9) kann gezeigt werden, dass $e_i^{mkt} = e_i^{eff}$, $z_{ij}^{mkt} = d_{ij} e_i^{eff}$, $p_j^{mkt} = u_j^{eff}$ und $u_{ij}^{mkt} = u_j^{eff}$ für alle i die Gleichungen (4) bis (7) erfüllen.

Gleichung (4): Da $F_i'(e_i^{eff}) + \sum_j u_j^{eff} d_{ij} \geq 0$ für alle i und $e_i^{eff} \geq 0$ folgt aus $\sum_i e_i^{eff} [F_i'(e_i^{eff}) + \sum_j u_j^{eff} d_{ij}] = 0$, dass $e_i^{eff} [F_i'(e_i^{eff}) + \sum_j u_j^{eff} d_{ij}] = 0$ für alle i . Damit erfüllen alle e_i^{eff} und u_j^{eff} für alle i die Gleichung (4).

Gleichung (5): Wenn $p_j^{mkt} = u_j^{eff}$ und $u_{ij}^{mkt} = u_j^{eff}$ dann ist $p_j^{mkt} - u_{ij}^{mkt} = 0$ für alle i und j und (5) ist erfüllt für jede z_{ij}^{mkt} .

Gleichung (6): Wenn $z_{ij}^{mkt} = d_{ij} e_i^{eff}$ für alle i und j , dann ist (6) für jede u_{ij}^{mkt} und damit für u_j^{eff} erfüllt.

Gleichung (7): Wenn $\sum_i z_{ij}^0 = z_j^0$ und $z_{ij}^{mkt} = d_{ij} e_i^{eff}$, dann folgt aus (9) per Substitution

$$\sum_i z_{ij}^0 - \sum_i z_{ij}^{mkt} \geq 0 \text{ und } \sum_j u_j^{eff} \left[\sum_i z_{ij}^0 - \sum_i z_{ij}^{mkt} \right] = 0. \text{ D.h. } p_j^{mkt} = u_j^{eff} \text{ und } z_{ij}^{mkt} \text{ erfüllen (7).}$$

⁸³ (8) und (9) entsprechen den Kuhn-Tucker-Bedingungen unter dem relevanten Optimierungsproblem.

Behauptung [2]: Im APS verkörpert jeder Emissionsvektor, welcher die Bedingungen des Marktgleichgewichtes erfüllt gleichzeitig die kostenminimale Lösung für die Qualitätsziele entsprechend dem Zertifikatevektor der Erstvergabe Z^0 .

Beweis: Es kann gezeigt werden, dass jede e_i^{mkt} , welche (4) bis (7) erfüllen, auch (8) und (9) mit $u_j^{eff} = p_j^{mkt}$ erfüllen.

Gleichung (8): Nach (5) ist entweder $u_{ij}^{mkt} = p_j^{mkt}$ oder $z_{ij}^{mkt} = 0$. Nach (6) ist $z_{ij}^{mkt} \geq d_{ij}e_i^{mkt}$. Wenn $p_j^{mkt} \neq u_{ij}^{mkt}$ ist damit $z_{ij}^{mkt} = 0$ und es folgt entsprechend, dass $e_i^{mkt} = 0$ oder $d_{ij} = 0$. Wenn $d_{ij} = 0$ ist $p_j^{mkt} d_{ij} = u_{ij}^{mkt} d_{ij} = 0$. Damit ist $e_i^{mkt} [F_i'(e_i^{mkt}) + \sum_j p_j^{mkt} d_{ij}] = 0$ erfüllt, egal ob $p_j^{mkt} = u_{ij}^{mkt}$ oder $p_j^{mkt} \neq u_{ij}^{mkt}$.

Da $u_{ij}^{mkt} \leq p_j^{mkt}$ ist $\sum_j u_{ij}^{mkt} \leq \sum_j p_j^{mkt} d_{ij}$ und aus $F_i'(e_i^{mkt}) + \sum_j u_{ij}^{mkt} d_{ij} \geq 0$ folgt $F_i'(e_i^{mkt}) + \sum_j p_j^{mkt} d_{ij} \geq 0$. Damit erfüllen e_i^{mkt} und p_j^{mkt} die Ungleichung in (8).

Gleichung (9): Da $\sum_i z_{ij}^0 = z_j^0$ impliziert (7), dass $z_j^0 = \sum_i z_{ij}^0 \geq \sum_i z_{ij}^{mkt}$. Da nach (6) $z_{ij}^{mkt} - d_{ij}e_i^{mkt} \geq 0$ ist $\sum_j z_{ij}^{mkt} - \sum_i d_{ij}e_i^{mkt} \geq 0$. Wenn $z_j^0 \geq \sum_i z_{ij}^{mkt}$, dann muss $z_j^0 - \sum_i d_{ij}e_i^{mkt} \geq 0$ wahr sein und die die Ungleichung in (9) ist durch e_i^{mkt} erfüllt.

Wird in (7) $\sum_i z_{ij}^0$ durch z_j^0 ersetzt, folgt $\sum_j p_j^{mkt} [z_j^0 - \sum_i z_{ij}^{mkt}] = 0$. Wenn $z_{ij}^{mkt} = d_{ij}e_i^{mkt}$ für alle i und j ergibt sich $\sum_j p_j^{mkt} [z_j^0 - \sum_i d_{ij}e_i^{mkt}] = 0$. Angenommen, dass $z_{ij}^{mkt} - d_{ij}e_i^{mkt} > 0$ für einige i und j . Dann muss nach (6) $u_{ij}^{mkt} = 0$. Wenn $p_j^{mkt} \neq 0$ dann muss nach (5) diese i und j gelten, dass $z_{ij}^{mkt} = 0$ und, da $z_{ij}^{mkt} > d_{ij}e_i^{mkt}$, $e_i^{mkt} < 0$. Da letzteres nicht möglich ist muss für alle j entweder $z_{ij}^{mkt} = d_{ij}e_i^{mkt}$ über alle i oder $p_j^{mkt} = 0$ gelten. Damit ist $p_j^{mkt} [\sum_i d_{ij}e_i^{mkt} - z_j^0] = 0$ und p_j^{mkt} und e_i^{mkt} erfüllen (9).

Aus obigen Beweis folgt, dass, wenn $Z^0 = Q^*$, der Emissionsvektor im Marktgleichgewicht die aggregierten Vermeidungskosten $\sum_i F_i(e_i)$ unter den Nebenbedingungen $ED \leq Q^*$ und $E \geq 0$ minimiert.

Behauptung [3]: Wenn die Erstvergabemenge im Zertifikatevektor genau den zulässigen Qualitätszielen entspricht, d.h. wenn $Z^0 = Q^*$, dann ermöglicht der Marktmechanismus im APS

die Einhaltung der Qualitätsziele zu den geringsten Kosten unabhängig von der Erstvergabeform bzw. wenn $z_{ij}^0 \geq 0$ und $\sum_i z_{ij}^0 = q_j^*$, dann sind E^{mkt} , P^{mkt} und Z_i^{mkt} unabhängig von Z_i^0 .

Beweis: Die Gleichungen (4) bis (6) sind unabhängig von Z_i^0 . In (7) tritt Z_i^0 nur in der Form der Summe $\sum_i Z_i^0$ auf.

Entscheidend für die kosteneffiziente Lösung im Rahmen der Menge an Umweltzielen ist damit nur, dass die Erstvergabemenge im Zertifikatevektor Z^0 an allen Rezeptoren genau den nach Q^* zulässigen Immissionshöchstmengen entspricht.

5.2.3 Grenzen und Kritik des APS

Da die Erhöhung des Schadstoffausstoßes eines Emittenten immer durch eine entsprechende Menge an Zertifikaten an allen betroffenen Rezeptoren auf Basis der Immissionswirkung gedeckt sein muss und diese Zertifikate auf den Einzelmärkten erworben werden müssen bestehen im APS keine Freiheiten zum *Free Riding*.

Da Zertifikate immissionsbezogen sind und die Rezeptorpunkte entsprechend dicht gesetzt werden können, kann im APS der Bildung von *Hot Spots* aktiv entgegengewirkt werden.

Kernproblem des APS sind seine vergleichsweise *hohen Transaktionskosten*: Jeder Emittent muss ein Zertifikateportfolio halten, wobei jeder Rezeptor einen eigenen Zertifikatemarkt repräsentiert und die Emissionen jeweils unterschiedliche Zertifikatemenngen bei den betroffenen Rezeptoren (abhängig von den rezeptorspezifischen Diffusionskoeffizienten) verlangen.⁸⁴ Bei einer (ökologisch notwendigen) Zergliederung in viele Rezeptoren sinkt die Marktteilnehmerzahl an einem Rezeptor gegebenenfalls unter eine kritische Größe, so dass Emittenten nicht mehr an allen relevanten Rezeptoren willige Verkäufer zu Deckung ihrer Emissionen finden oder kein Preisnehmerverhalten herrscht.⁸⁵ Das APS ist ökologisch nur treffsicher, wenn die Diffusionskoeffizienten präzise und korrekt sind, d.h. wenn sie auch Veränderungen in den Dispersionseigenschaften widerspiegeln.⁸⁶ Eine dazu notwendige zeitnahe Anpassung ist jedoch aus praktisch-wissenschaftlichen Gründen und unter Transaktionskostengesichtspunkten kaum möglich – eine laufende Veränderung der Koeffizienten würde nicht nur die Unsicherheit im Hinblick auf die Kosten geplanter Mehremissionen bzw. das Erlöspotential geplanter Minderemissionen erhöhen, sondern auch

⁸⁴ Vgl. etwa Krupnick et al. (1983), Hahn (1986), McGartland (1988) und Baumol&Oates (1988)

⁸⁵ Vgl. auch Michaelis (1996), Hahn (1986) und Klaassen (1996)

⁸⁶ Montgomery (1972) berücksichtigt in seinem Modell keine Variationen der Wassermenge, was einen entsprechenden Einfluss auf die Diffusionskoeffizienten haben würde.

eine fortlaufende Anpassung des bestehenden Zertifikateportfolios, unabhängig vom Handel, erforderlich machen.⁸⁷

Bei der Steuerung von Schadstoffeinleitungen in Fließgewässer treten eine Reihe *praktischer Probleme* auf. So bestehen zwischen Emittenten im Ober- und Unterlauf aufgrund des unidirektionalen Schadstofftransports Asymmetrien in den individuellen Handelloptionen mit entsprechenden Wettbewerbsimplikationen. Die ökologische Validität der Diffusionskoeffizienten, Variationen der Wassermenge und die Berücksichtigung diffuser Einträge natürlichen und anthropogenen Ursprungs haben grundlegenden Einfluss auf die ökologische Treffsicherheit eingesetzter Zertifikatesysteme. Für eine kritische Betrachtung der Problembereiche sei auf Kapitel 5.3.3 im Zusammenhang mit den Schwächen des TRS verwiesen, da sich die Ausführungen in weiten Teilen auf das APS übertragen lassen.

Neben anderen kritisieren Krupnick et al. (1983), dass die *kostenminimale Lösung im APS* an eine restriktive und in der Form in der Praxis eigentlich nicht realisierbare Forderung geknüpft ist. Danach fällt das Marktgleichgewicht nur mit der kostenminimalen Lösung zusammen, wenn die Qualitätsvorgaben an allen Rezeptoren „bindend“ sind, d.h. die allozierte Zertifikatmenge im Rahmen der Erstvergabe genau dem angestrebten rezeptorspezifischen Qualitätsziel (also der zulässigen Immissionshöchstmenge) entspricht bzw. $Z^0 = Q^*$. Durch das strenge Verschlechterungsverbot im APS kann die Immissionsmenge an einem Rezeptor nie über der in den Zertifikaten verbrieften Erstvergabemenge für diesen Rezeptor (z_j^0) liegen. Da der Erstvergabemechanismus in der Regel aber durch eine Reihe verteilungspolitischer Aspekte bestimmt ist (Aufkommensmaximierung, Gerechtigkeitsaspekte etc.) erscheint es nach Krupnick et al. sehr unwahrscheinlich, dass die effektive Erstvergabemenge an allen (!) Rezeptoren mit der dort zulässigen Immissionshöchstmenge zusammenfällt. Die Autoren weisen in diesem Zusammenhang darauf hin, dass bei der bestehenden Emittentenstruktur und dem regionalen Ausbreitungsmuster ihrer Emissionen ein solcher Fall gegebenenfalls gar nicht existiert.

Diese Kritik an der Kosteneffizienz des APS ist dahingehend zurückzuweisen, als dass:

- ein Verweis auf eine mögliche Diskrepanz zwischen der effektiv zertifizierten Immissionsmenge und den zulässigen Immissionshöchstmengen im Rahmen der Umweltziele (d.h. gegebenenfalls $Z^0 < Q^*$) keinen Bezug zum Ausgleich der

⁸⁷ Die Aussagen zur Anpassung der Diffusionskoeffizienten lassen sich in weiten Teilen für fast alle Zertifikatesysteme zu Schadstoffen mit heterogenem Ausbreitungsmuster verallgemeinern.

Grenzvermeidungskosten der Emittenten innerhalb des Systems (d.h. dem im System abgebildeten Mechanismus der Kompensationsabreden) hat,

- das als Bedingung der Kosteneffizienz des Ansatzes angeführte theoretische Ideal („die maximal zulässigen Immissionsmengen im Rahmen der Umweltziele können und werden von Emittenten immer voll in Anspruch genommen“) im Grunde in keinem (!) System in der Praxis aus den genannten Gründen (bestehende Emittentenstruktur, Einflussfaktoren auf Erstvergabemechanismus) sichergestellt werden kann⁸⁸,
- auch im APS die Option besteht, dass nicht alle Zertifikate umgehend verteilt werden müssen, sondern die Umweltbehörde die zum Zeitpunkt der Erstvergabe nicht benötigten Zertifikate als Überschussreserve halten und später bei Bedarf als Transaktionspartner in das Handelssystem schleusen kann,
- ein Verschlechterungsverbot eigentlich kein konstitutives Merkmal des APS ist, da die Bestimmung einer zulässigen Emissions- bzw. Immissionsgesamtmenge, dessen anschließende (volumfängliche) Zertifizierung in übertragbare Rechte und letztlich das Verbot von Mehremissionen bzw. -immissionen (an jedem Einleitungspunkt, Rezeptor oder Zone) über diesen Wert hinaus Kern eines jeden Cap-and-trade-Systems ist.

Eine der grundlegenden Eigenschaften eines Zertifikatesystems ist, dass die Erreichung eines vorab bestimmten Immissionsniveaus durch dezentrale Entscheidungen der Emittenten zu den geringsten Kosten und ohne Informationen eines zentralen Planers zu den individuellen Vermeidungskosten sichergestellt werden kann. Das Ambient Permit System (APS) nach Montgomery (1972) bildet dazu den ersten geschlossenen theoretischen Ansatz für abbaubare Schadstoffe mit heterogenem Ausbreitungsmuster unter Berücksichtigung einer räumlich differenzierten Schadwirkung.

5.3 Emissionsansatz nach dem Trading Ratio System (TRS)

Die folgenden Ausführungen zur Entwicklung eines Zertifikatesystems für Schadstoffeinträge in ein Fließgewässer in der Form eines Zonenmodells orientieren sich an dem von Hung&Shaw (2005) vorgestellten *Trading Ratio System (TRS)*.⁸⁹ Das Modell in der Form eines Cap-and-trade-Ansatzes besticht durch seine Einfachheit, Klarheit und Effektivität. Hung&Shaw treffen eine Reihe vereinfachender *Annahmen* deren Variationen jedoch

⁸⁸ So steht das von Krupnick et al. als Alternative zum APS vorgestellte Pollution Offset System (POS) in der Praxis letztlich vor den gleichen Problemen.

⁸⁹ Nach Hung&Shaw (2005) kann das TRS auch in der Luftreinhaltung eingesetzt werden, soweit die Schadstoffausbreitung in Form und Richtung konstant ist. Dies wird in einigen Modellen für SO₂-Emissionen als regionale Oberflächenschadstoffe unterstellt (z.B. Klaassen et al. 1994 und Forsund&Naevdal 1998).

theoretisch keinen Einfluss auf die grundsätzliche Kosteneffizienz und ökologische Treffsicherheit des Ansatzes haben:

- jede Emissionsquelle (im Weiteren „Emittent“) ist immobil und im Eigentum unabhängiger, gewinnmaximierender Unternehmen – bei kommunalen Abwasser-aufbereitern bzw. entsprechenden Zweckverbänden steht unter der Maßgabe einer stabilen und möglichst niedrigen Abwasserentsorgungsgebühr als Deckungsumlage der Betriebskosten auf die angeschlossenen Indirekteinleiter zwar die Kostenminimierung im Vordergrund, die Zielfunktion bezüglich der Zertifikatmenge entspricht aber trotzdem derjenigen gewinnmaximierender Unternehmen.
- das System ist auf einen homogenen Schadstoff begrenzt – ein Multi-Schadstoffansatz ist mit dem TRS grundsätzlich möglich. Die Anpassung an eine gleiche ökologische Wirkung ist dabei theoretisch durch Umrechnungsfaktoren der verbrieften Emissionsmengen zwischen verschiedenen Schadstoffen äquivalent der Logik von Schadeinheiten im deutschen Abwasserabgabensystem denkbar (z.B. 3 kg Phosphor entsprechen in ihrer Schadwirkung 25 kg Stickstoff). In der Praxis ist ein derartiger Ansatz jedoch mit einigen Schwierigkeiten verbunden, da die einzelnen Schadstoffe durchaus unterschiedliche Nebeneffekte in ihrer Gewässerwirkung aufweisen.⁹⁰
- die Emissionsgrenzen sind auf ökologische Ziele entlang des Fließweges (instream flow needs) ausgelegt – Emissionsgrenzen können auch auf eine kritische Frachtmenge im Mündungsgebiet (endpoint needs) ausgelegt werden.⁹¹
- die Dispersionskoeffizienten modellieren eine lineare Emissionsfunktion – andere Zusammenhänge können zwar durch eine komplexere Dispersionsfunktion dargestellt werden (z.B. Sprungpunkte bei verschiedenen Gesamtfrachtmengen) sind aber immer mit höheren Transaktionskosten im Zertifikatesystem verbunden.
- es wird nur eine Handelsperiode betrachtet – eine periodenübergreifende Betrachtung ist aufgrund der ökologischen und institutionellen Einschränkungen (Schadwirkung nach Zeit und Menge der Emissionen, Vollzugsprobleme bei der Sanktionierung von Verstößen etc.) in der Gestaltung von Banking- und Borrowingoptionen und Zertifikaten mit langen Laufzeiten für die meisten Schadstoffe in Fließgewässern zu vernachlässigen.

⁹⁰ Zu Kosteneffizienz von Zertifikatesystemen mit einem Multi-Schadstoffansatz vgl. auch Sarang et al. (2008)

⁹¹ Vgl. auch Keudel (2007)

5.3.1 Mechanik des TRS

Ausgangspunkt des Trading Ratio System nach Hung&Shaw (2005) ist die *Gliederung des Fließgewässers in m Zonen* mit $(m \in \mathbb{N}^+)$. Die Dispersionseigenschaften des relevanten Schadstoffes und die ökologische Wirkung einer Schadstoffeinheit sind dabei innerhalb einer Zone gleichförmig und grenzen sich über die Zonen entsprechend ab (sie sind zonenspezifisch). Bestimmende Faktoren für diese Spezifik sind unter anderem die Hydromorphologie des Flussabschnittes und seine Biozönose. Aus praktischen Gründen beginnt die Nummerierung bei der Zone, welche am weitesten flussaufwärts liegt. Im Idealfall erfasst das System den gesamten Flussverlauf, d.h. die Quelle bzw. der Ursprungsort des Flusses ist die Zone 1 und die Flussmündung Zone m . Für die weiteren Ausführungen wird auf diese Vereinfachung zurückgegriffen.⁹²

Ein Zonenansatz wird durch zwei extreme Ausprägungen begrenzt – jeder Emittent bildet eine eigene Zone im Gewässerkörper, der gesamte Gewässerkörper wird zu einer Zone zusammengefasst. Das TRS ist für das gesamte Spektrum der Ausprägungen einsetzbar. Die weitere Modellvereinfachung, dass jede Zone einem Emittenten entspricht, hat demnach keinen Einfluss auf die Allgemeingültigkeit der Aussagen.⁹³

Im *zweiten Schritt* bestimmt die Umweltbehörde mit Hilfe eines hydrologischen Modells für jede Zone j mit $(j = 1, \dots, m)$ eine *zulässige Gesamtfrachtmenge* (q_j) , welche eine bestimmte Wasserqualität sicherstellt.⁹⁴ Die Wasserqualität selbst lässt sich als Schadstoffkonzentration ausdrücken und entspricht damit letztlich einer bestimmten Immissionsmenge. Die zulässige Schadstoffkonzentration ergibt sich aus der geplanten Nutzung der Wasserressource im entsprechenden Flussabschnitt (primär ökonomische Perspektive) und der Assimilationskapazität des Wasserkörpers in diesem Flussabschnitt (primär ökologische Perspektive) und kann bzw. muss bei Bedarf saisonal angepasst werden. Erstere stellt dabei auf die Schadwirkung des betrachteten Stoffes in Abhängigkeit der Schadstoffkonzentration differenziert nach verschiedenen Nutzungsalternativen (Trinkwasserentnahme, Badegewässer, Fischerei, etc.), dem angestrebten Mix der Nutzungsformen der Wasserressource und gegebenenfalls den verbleibenden Wasseraufbereitungskosten (in Abhängigkeit von der Nutzungsalternative und

⁹² Grundsätzlich ist es für die Funktionsfähigkeit des Zertifikatesystems jedoch noch nicht einmal notwendig, dass die Zonen räumlich alle direkt benachbart sind. So kann zwischen zwei relevanten Zonen ein (ggf. in seinen ökologischen Eigenschaften auch in sich variierender) Flussabschnitt liegen, welcher als Rezeptor aufgrund einer fehlenden Nutzung oder als Zone aufgrund fehlender Emittenten schlicht uninteressant ist. Relevant ist letztlich nur die einer Zone zugeführte Frachtmenge.

⁹³ Vgl. auch Hung&Shaw (2005)

⁹⁴ Zu Formen und Schwächen derartiger Modelle, d.h. stochastische Natur relevanter Inputparameter, dynamische und statische Modellierung etc., siehe u.a. WBG (1998) und Ackerman et al. (1974)

Schadstoffkonzentration) ab und folgt damit mehr dem Gedanken konkreter Kosten bzw. Ertragseinbußen. Letztere stellt den Aspekt der Regenerationsfähigkeit in den Mittelpunkt und folgt damit stärker dem Gedanken der nachhaltigen Nutzung.

In der Praxis empfiehlt es sich bei der Bestimmung der zulässigen Gesamtfrachtmenge einen Risikopuffer zu berücksichtigen, um Unsicherheiten bei der Bestimmung der Inputfaktoren und der Mechanik des hydrologischen Modells und den laufenden Veränderungen der Assimilationskapazität und Dispersionskoeffizienten Rechnung zu tragen. Die Höhe dieses „Abschlags“ hängt dabei im besonderen Maße von drei Faktoren ab:

- den Toleranzen der zugrunde liegenden Nutzungsformen gegenüber Abweichungen von den Qualitätszielen (bei Trinkwasser tendenziell sehr gering, d.h. Puffer eher hoch),
- den marginalen Wasseraufbereitungskosten als Funktion der Nutzungsformen (je geringer, desto kleiner der notwendige Puffer),
- den Grenzvermeidungskosten der betroffenen Emittenten (je höher, desto kleiner der Puffer).

Im *dritten Schritt* bestimmt die Umweltbehörde für jede Zone eine zulässige Emissionshöchstgrenze (EHG) in der Form: $EHG = q_j - \text{Frachtmenge aus vorgelagerter Zone}$. Der ermittelte Wert wird in die *zonenspezifische Zertifikatmenge* ($\bar{Z}_j$) überführt. Die Zertifikate verbriefen im TRS demnach die zulässige Emissionsmenge in einer bestimmten Zone, sind aber über die Zonen konvertierbar. Emittenten halten nur Zertifikate für „ihre“ Zone (bestimmt nach dem lokalen Einleitungspunkt).

Die Bestimmung der Emissionsgrenzen durch die Umweltbehörde erfolgt sequentiell, beginnend von Zone 1 über Zone 2 bis hinab zur Zone m .⁹⁵ Durch dieses Vorgehen ist das Umweltziel für alle Zonen bzw. Rezeptoren „bindend“, da Zertifikate voll die Immissionswirkung im gesamten Unterliegerbereich der in ihnen verbrieften Emissionsmengen beinhalten und in allen Zonen die Zertifikatmenge genau die zulässige Schadstoffbelastung nach dem Umweltziel sicherstellt bzw. ermöglicht.⁹⁶

⁹⁵ Den Oberliegerzonen werden dadurch nicht zwangsläufig höhere Emissionsgrenzen und damit mehr Zertifikate zugeschlüsselt, da die Emissionsgrenzen von dem zonenspezifischen Wasserqualitätsstandard abhängen, welcher in der Oberliegerzone aufgrund seiner spezifischen Nutzung (z.B. Naturschutzgebiet) durchaus strenger sein kann als beim Unterlieger (z.B. Entnahmen zur landwirtschaftlichen Bewässerung).

⁹⁶ Wie bei der Kritik von Krupnick et al. (1983) am APS bereits angeführt, sind bindende Qualitätsziele bei Systemen mit exogen bestimmten Verrechnungsfaktoren bei der Übertragung von Zertifikaten eine grundlegende Voraussetzung dafür, dass das Marktgleichgewicht der kostenminimalen Lösung entspricht. [vgl. auch Klaassen (1996)]

An der Quelle entspricht die zonenspezifische Zertifikatmenge der zulässigen Gesamtfrachtmenge an diesem Punkt bzw. $\bar{Z}_1 = q_1$. Weiter flussabwärts ist die zonenspezifische Zertifikatmenge eine Funktion aus der zulässigen Gesamtfrachtmenge in der Zone und den gewichteten Frachtmengen aus den Emissionen an den Oberliegerzonen bzw.

$$\bar{Z}_j = q_j - \sum_{k=1}^{j-1} d_{kj} \bar{Z}_k \text{ wobei } k < j, \text{ d.h. Zone } k \text{ ist ein Oberlieger zu Zone } j. (d_{kj}) \text{ entspricht dem}$$

Dispersionskoeffizienten, d.h. dem verbleibenden Anteil einer Emissionseinheit in Zone k , der zur Gesamtfrachtmenge in Zone j beiträgt. Er leitet sich aus der Abnahmerate ab.

Wird eine Zone j aufgrund ihrer spezifischen Nutzung als kritisch betrachtet, d.h. die Wasserqualität muss besonders strenge Vorgaben erfüllen (z.B. Trinkwasserentnahmestellen), und übersteigen die von der Oberliegerzone zugeführten Frachtmengen bereits diese Vorgaben bzw. $d_{(j-1)j} q_{j-1} > q_j$, dann müssen die Emissionsvorgaben in den relevanten Zonen angepasst werden:

- $\bar{Z}_j = 0$, d.h. in der kritischen Zone sind keine Schadstoffeinleitungen erlaubt,
- $\bar{Z}_{j-1} = q_j / d_{(j-1)j} - \sum_{k=1}^{j-2} d_{kj} \bar{Z}_k$, d.h. die zulässigen Schadstoffeinleitungen an der benachbarten Oberliegerzone werden durch die strengen Frachtvorgaben am Unterlieger zusätzlich begrenzt.

Abb. [13] zeigt ein einfaches Beispiel für die Rahmenbedingungen eines Zonensystems nach dem TRS.

Abb. 13: Beispiel zu einem Zonenansatz nach dem TRS

Quelle: Eigene Darstellung

Eckdaten					
Zone j		1 (Quelle)	2*	3	4 (Mündung)
Max. Gesamtfrachtmenge q_j		50	30	70	100
Dispersionskoeffizient der Oberliegerzone d_{kj}		–	0,5	0,7	0,3
Max. Zertifikatmenge $\bar{Z}_j$		50	5	49	79
Diffusionsmatrix					
		Oberlieger			
		1 (Quelle)	2	3	4 (Mündung)
Unter- lieger	1 (Quelle)	1	–	–	–
	2	0,5	1	–	–
	3	0,35	0,7	1	–
	4 (Mündung)	0,105	0,21	0,3	1
* Trinkwasserentnahmezone mit besonders strengen Vorgaben zur Gewässerqualität					

Die Erstvergabemenge eines Emittenten i entspricht $(\bar{Z}_i)$. Das *Tauschverhältnis* bei der Übertragung von Zertifikaten bzw. der Verrechnungsfaktor bei ihrer „Konvertierung“ zwischen zwei Zonen entspricht dem Dispersionskoeffizienten (d_{kj}) . Es/er gibt an, um wie viele Einheiten ein Emittent in Zone j seinen Schadstoffausstoß erhöhen kann, wenn er eine Einheit $\bar{Z}_k$ von einem Emittenten in Zone k erwirbt. Das Tauschverhältnis wird exogen durch die Umweltbehörde im Voraus festgelegt, (i.d.R. für eine Handelsperiode) zeitlich fixiert und stellt, soweit es denn die Dispersionseigenschaften adäquat abbildet, eine konstante Umweltqualität im Sinne von Immissionsniveaus sicher.

Die Emittenten können die Zertifikate nun frei handeln, wobei bei einer Übertragung die entsprechend verbrieften Emissionsmengen um den Verrechnungsfaktor angepasst werden. Die weiteren Aufgaben der Umweltbehörde beschränken sich im Wesentlichen auf Monitoring und Kontrolle. Die Compliance der Marktteilnehmer setzt dabei, wie in jedem Zertifikatesystem, die Möglichkeit zur akkuraten Messung der individuellen Emissionen durch die Umweltbehörde grundsätzlich voraus.

Wie für jedes Zertifikatesystem müssen auch im TRS spezifische *Handels- bzw. Abrechnungsperioden* festgelegt werden. Am Ende einer Periode dürfen die effektiven Schadstoffeinträge eines Emittenten i die in den durch den Emittenten gehaltenen Zertifikaten verbriefte Emissionsgesamtmenge nicht überschreiten bzw.

$$e_i \leq \bar{Z}_i + \sum_{k=1}^{i-1} d_{ki} Z_{ki} - \sum_{k=i+1}^m Z_{ik} \quad \text{mit } Z_{ik}, Z_{ki} \geq 0.$$

Die Zertifikatmenge setzt sich dabei aus der

Zuweisung im Rahmen der Erstvergabe $(\bar{Z}_i)$, den von Emittenten in Oberliegerzonen erworbenen Zertifikaten (Z_{ki}) und den an Emittenten in Unterliegerzonen veräußerten Zertifikaten (Z_{ik}) zusammen. Ist die Emittentenzahl w je Zone im Gegensatz zur bisherigen Modellvereinfachung größer als Eins, ist die Zertifikatmenge eines Emittenten gegebenenfalls um Einleitungsrechte die innerhalb „seiner“ Zone j erworben oder veräußert wurden zu

$$\text{ergänzen bzw. } e_i \leq \bar{Z}_i + \sum_{k=1}^{i-1} d_{ki} Z_{ki} - \sum_{k=i+1}^m Z_{ik} + \sum_{j=1}^w Z_j^{wi} - \sum_{j=1}^w Z_j^{iw} \quad \text{wobei } w \neq i.$$

Hung&Shaw (2005) weisen formal und im Rahmen einer einfachen Simulation nach, dass das Trading Ratio System sowohl für den simultanen Handel als auch für die Annahme eines sequentiellen bilateralen Handels zu einer *kosteneffizienten Lösung* kommt, d.h. die Einhaltung

der Menge der Umweltqualitätsziele zu den geringsten aggregierten Grenzvermeidungskosten für jede Erstvergabe sicherstellt.⁹⁷

5.3.2 Beweis zur Kosteneffizienz des TRS

Die folgende formale Beweisführung für eine kosteneffiziente Lösung im Trading Ratio System ist in weiten Teilen von Hung&Shaw (2005) übernommen. Kernpunkt ist dabei der Nachweis, dass die sich aus den Vorgaben zur Übertragung von Zertifikaten im TRS ergebende Nebenbedingung (Handelsbedingung) zum gleichen effizienten Emissionsvektor führt, wie die grundsätzliche Nebenbedingung zur Einhaltung der Menge an Qualitätszielen in einem Zertifikatesystem für Schadstoffe mit heterogenem Ausbreitungsmuster (Umweltbedingung).

Aus Vereinfachungsgründen wird angenommen, dass in jeder Zone nur ein repräsentativer Emittent existiert und die Nummerierung der Zonen an der Quelle des Fließgewässers beginnt und der Ordnung der Zonen flussabwärts folgt. Diese Annahmen haben keinen Einfluss auf die grundsätzlichen Aussagen der Beweisführung.

Die formale Darstellung der kosteneffizienten Lösung, welche die aggregierten Vermeidungskosten von n Emittenten zur Erreichung bzw. Einhaltung einer definierten Menge von Qualitätszielen sicherstellt und minimiert lautet allgemein:⁹⁸

$$\min_{e_1, e_2, \dots, e_n} \sum_{i=1}^n c_i(e_i^{BAU} - e_i) \quad (1)$$

u.d.N. (Umweltbedingung):

$$\sum_{i=1}^n d_{ij} e_i \leq q_j, \quad j = 1, \dots, n \quad (2)$$

$$e_i \in [0, e_i^{BAU}] \quad (3)$$

wobei

$c_i(\cdot)$ Vermeidungskosten des Emittenten i (Annahme: steigend und strikt konvex)

e_i^{BAU} Emissionsniveau des Emittenten i vor Einführung des Zertifikatesystems

e_i effektives Emissionsniveau des Emittenten i nach Einführung des Zertifikatesystems

q_j zulässige Gesamtfrachtmenge in Zone j

⁹⁷ Die Autoren folgen dabei klassischen Annahmen: gewinnmaximierende Emittenten, keine Transaktionskosten, kein strategisches Verhalten.

⁹⁸ Vgl. auch Montgomery (1972) und Tietenberg (1985)

d_{ij} Dispersionskoeffizient – gibt den verbleibenden Anteil einer Emissionseinheit von Emittent i (bzw. der Zone, in welcher dieser beheimatet ist) an, der zur Gesamtfrachtmenge in Zone j beiträgt (mit $0 \leq d_{ij} \leq 1$)

Die notwendige Bedingung für eine innere Lösung bei nicht-negativen Emissionsmengen lautet:

$$c'_i(e_i^{BAU} - e_i^{eff}) = \sum_{j=1}^n d_{ij} \mu_j, \quad \forall i \quad (4)$$

wobei

$c'_i(\cdot)$ marginale Vermeidungskosten des Emittenten i

e_i^{eff} kosteneffizientes Emissionsniveau des Emittenten i

μ_j Schattenpreis des Qualitätszieles bzw. Umweltstandards q_j [≥ 0 wenn bindend in Zone, sonst $= 0$]

Montgomery (1972) hat formal nachgewiesen, dass ein optimaler Emissionsvektor, welcher die Anforderungen an die kosteneffiziente Lösung nach (4) unter den Bedingungen (2) und (3) erfüllt, in einem System übertragbarer Zertifikate grundsätzlich existiert.

Aus den Vorgaben zur Übertragbarkeit der Zertifikate ergibt sich im TRS für die Minimierung der aggregierten Vermeidungskosten folgende Nebenbedingung (Handelsbedingung):

$$e_i \leq \bar{Z}_i + \sum_{k=1}^{i-1} d_{ki} Z_{ki} - \sum_{k=i+1}^n Z_{ik} \quad \text{für alle Emittenten } i = 1, \dots, n \quad (5)$$

$$Z_{ik}, Z_{ki} \geq 0. \quad (6)$$

Behauptung 1: Das kosteneffiziente Modell, in welchem die Umweltbehörde die aggregierten Vermeidungskosten unter der Umweltbedingung minimiert ist das gleiche, wie das Modell in dem die Umweltbehörde die aggregierten Vermeidungskosten unter der Handelsbedingung nach dem TRS minimiert.

Beweis: In der weiteren Darstellung sei Ω^{TRS} die Menge an Emissionsvektoren, welche die Bedingungen im TRS ((5) und (6)) erfüllen, Ω^{eff} sei die Menge an Emissionsvektoren, welche die Bedingungen im kosteneffizienten Modell ((2) und (3)) erfüllen,

Schritt 1: Beweis, dass $\Omega^{TRS} \subseteq \Omega^{eff}$, d.h. zeigen, dass (5) und (6) die Erfüllung von (2) implizieren.

Für jede $e = (e_1, \dots, e_n) \in \Omega^{TRS}$ sei $e_j - \sum_{k=1}^{j-1} d_{kj} Z_{kj} + \sum_{k>j}^n Z_{jk} \leq \bar{Z}_j$, $j = 1, \dots, n$.

Wenn $A_j \equiv \bar{Z}_j - \left(e_j - \sum_{k=1}^{j-1} d_{kj} Z_{kj} + \sum_{k>j}^n Z_{jk} \right) \geq 0$,

dann $e_j - \sum_{k=1}^{j-1} d_{kj} Z_{kj} + \sum_{k>j}^n Z_{jk} + A_j = \bar{Z}_j$.

Entsprechend dem Vorgehen zur Bestimmung der zulässigen Emissionshöchstgrenze im TRS, $\bar{Z}_j = q_j - \sum_{i=1}^{j-1} d_{ij} \bar{Z}_i$, folgt

$$e_j - \sum_{k=1}^{j-1} d_{kj} Z_{kj} + \sum_{k>j}^n Z_{jk} + A_j + \sum_{i=1}^{j-1} d_{ij} \bar{Z}_i = q_j. \quad (7)$$

Unter Umstellung und Verwendung von (5), $e_i - \sum_{k=1}^{i-1} d_{ki} Z_{ki} + \sum_{k>i}^n Z_{ik} \leq \bar{Z}_i$, folgt

$$e_j - \sum_{k=1}^{j-1} d_{kj} Z_{kj} + \sum_{k>j}^n Z_{jk} + A_j + \sum_{i=1}^{j-1} d_{ij} \left(e_i - \sum_{k=1}^{i-1} d_{ki} Z_{ki} + \sum_{k>i}^n Z_{ik} \right) \leq q_j.$$

Das entspricht

$$\sum_{i=1}^j d_{ij} e_i + A_j + \sum_{k>j}^n Z_{jk} + \sum_{i=1}^{j-1} d_{ij} \sum_{k>j}^n Z_{ik} \leq q_j.$$

Weil $A_j \geq 0$ und $Z_{jk}, Z_{ik} \geq 0$ muss

$$\sum_{i=1}^j d_{ij} e_i \leq q_j, \quad j = 1, \dots, n. \quad (8)$$

(8) entspricht der Umweltbedingung (2), d.h. für jedes $e \in \Omega^{TRS}$ gilt $e \in \Omega^{eff}$ bzw. $\Omega^{TRS} \subseteq \Omega^{eff}$.⁹⁹

Schritt 2: Beweis, dass $\Omega^{eff} \subseteq \Omega^{TRS}$, d.h. zeigen, dass der Emissionsvektor unter (2) auch (5) und (6) erfüllt.

Für jede $e = (e_1, \dots, e_n) \in \Omega^{eff}$ sei $\sum_{i=1}^n d_{ij} e_i \leq q_j$, $j = 1, \dots, n$.

Weil $q_j = \bar{Z}_j + \sum_{i=1}^{j-1} d_{ij} \bar{Z}_i$ ist $e_j + \sum_{i=1}^{j-1} d_{ij} e_i \leq \bar{Z}_j + \sum_{i=1}^{j-1} d_{ij} \bar{Z}_i$. Das entspricht

$$e_j - \sum_{i=1}^{j-1} d_{ij} (\bar{Z}_i - e_i) \leq \bar{Z}_j. \quad (9)$$

Durch Addition von $\bar{Z}_j - e_j + \sum_{i=1}^{j-1} d_{ij} (\bar{Z}_i - e_i) \geq 0$ auf der linken Seite von (9) ergibt sich

$$e_j - \sum_{i=1}^{j-1} d_{ij} (\bar{Z}_i - e_i) + \left[\bar{Z}_j - e_j + \sum_{i=1}^{j-1} d_{ij} (\bar{Z}_i - e_i) \right] = \bar{Z}_j \leq \bar{Z}_j,$$

⁹⁹ Der einzige visuelle Unterschied ist die Obergrenze der Summe mit n in (2) und j in (8). Gleichung (2) kann zerlegt werden in $\sum_{i=1}^j d_{ij} e_i + \sum_{i>j}^n d_{ij} e_i \leq q_j$, wobei der zweite Teil Null ist, da $d_{ij} = 0$ für $i > j$ (Emissionen der Unterlieger haben keinen Einfluss auf die Schadstoffbelastung in Oberliegerzonen).

d.h.

$$e_j - \sum_{i=1}^{j-1} d_{ij}(\bar{Z}_i - e_i) + \sum_{i=1}^j d_{ij}(\bar{Z}_i - e_i) \leq \bar{Z}_j. \quad (10)$$

Es existiert eine Menge von Z s:

$$Z_{j(j+1)} \equiv \bar{Z}_j + \sum_{i=1}^{j-1} d_{ij}(\bar{Z}_i - e_i) - e_j = \sum_{i=1}^j d_{ij}(\bar{Z}_i - e_i) \geq 0 \text{ (nach (9))},$$

$$Z_{(j-1)j} = \sum_{i=1}^{j-1} d_{i(j-1)}(\bar{Z}_i - e_i) \geq 0,$$

$$Z_{jk} \Big|_{k=j+2, \dots, n} \equiv 0 \geq 0 \text{ und } Z_{kj} \Big|_{k=1, \dots, j-2} \equiv 0 \geq 0,$$

in der Form, dass Bedingung (6) erfüllt ist und (10) sich umstellen lässt zu

$$e_j - d_{(j-1)j}Z_{(j-1)j} + Z_{j(j+1)} - \sum_{k=1}^{j-2} d_{kj}Z_{kj} + \sum_{k=j+2}^n Z_{jk} \leq \bar{Z}_j.$$

Dass entspricht

$$e_j - \sum_{k=1}^{j-1} d_{kj}Z_{kj} + \sum_{k=j+1}^n Z_{jk} \leq \bar{Z}_j, \quad j = 1, \dots, n. \quad (11)$$

(11) entspricht der Handelsbedingung (5), d.h. für jede $e \in \Omega^{eff}$ gilt $e \in \Omega^{TRS}$ bzw. $\Omega^{eff} \subseteq \Omega^{TRS}$.

Da $\Omega^{TRS} \subseteq \Omega^{eff}$ und $\Omega^{eff} \subseteq \Omega^{TRS}$ ist $\Omega^{TRS} = \Omega^{eff}$.

Die Handelsbedingung im TRS wirkt wie die Umweltbedingung im kosteneffizienten Modell, d.h. (1) bis (3) können wie folgt umformuliert werden:

$$\min_{e_i, T_{ik}, T_{ki}} \sum_{i=1}^n c_i(e_i^{BAU} - e_i) \quad (12)$$

u.d.N.

$$e_i - \sum_{k=1}^{i-1} d_{ki}Z_{ki} + \sum_{k>i}^n Z_{ik} \leq \bar{Z}_i, \quad i = 1, \dots, n. \quad (13)$$

$$Z_{ki}, Z_{ik} \geq 0, \quad (14)$$

$$e_i \in [0, e_i^{BAU}]. \quad (15)$$

Die notwendigen Bedingungen für eine innere Lösung mit nicht-negativen Emissions- und Transaktionsmengen lauten

$$c'_i(e_i^{BAU} - e_i^{TRS}) = \lambda_i, \quad \forall i, \quad (16)$$

$$\lambda_i = d_{ik} \lambda_k \quad (i < k), \quad (17)$$

wobei

e_i^{TRS} Emissionsniveau des Emittenten i nach Abschluss aller Transaktionen

λ_i Schattenpreis von Emittent i bzw. der Zertifikate in Zone i

(17) kann mit (16) umgestellt werden zu $c'_i(e_i^{BAU} - e_i^{TRS}) = d_{ik}c'_k(e_k^{BAU} - e_k^{TRS})$.

Obigen Ausführungen folgend ist $e^{eff} = e^{TRS}$, d.h. der Emissionsvektor im kosteneffizienten Modell entspricht dem Emissionsvektor im TRS unter Einhaltung der Handelsbedingung.

Abschließend erfolgt der Beweis, dass der Emissionsvektor im Marktgleichgewicht bei simultanem Handel der kosteneffizienten Lösung entspricht. Hung&Shaw (2005) haben den Nachweis auch für den Fall eines sequentiellen bilateralen Handels formalisiert. Auf eine Darstellung wird hier jedoch verzichtet.

Bei einer nicht-negativen Emissions- und Transaktionsmenge entspricht die Zielfunktion eines Emittenten i :

$$\min_{e_i, T_{ik}, T_{ki}} c_i(e_i^{BAU} - e_i) + \sum_{k=1}^{i-1} P_i(d_{ki}Z_{ki}) - \sum_{k>i}^n P_i Z_{ik} \quad (18)$$

wobei P_i den Zertifikatspreis in Zone i darstellt. Der Erlös aus dem Verkauf von Zertifikaten entspricht dem Aufwand zum Erwerb von Zertifikaten für eine äquivalente Umweltwirkung bzw. $P_i Z_{ik} = P_k d_{ik} Z_{ik}$. Unter der Annahme, dass die Handelsbedingung bindend ist, d.h. $e_i - \sum_{k=1}^{i-1} d_{ki} Z_{ki} + \sum_{k>i}^n Z_{ik} = \bar{Z}_i$ so dass $\sum_{k=1}^{i-1} d_{ki} Z_{ki} = e_i + \sum_{k>i}^n Z_{ik} - \bar{Z}_i$, kann (18) wie folgt umformuliert werden:

$$\min_{e_i, T_{ik}} c_i(e_i^{BAU} - e_i) + P_i \left(e_i + \sum_{k>i}^n Z_{ik} - \bar{Z}_i \right) - \sum_{k>i}^n P_k d_{ik} Z_{ik} \quad (19)$$

Die notwendigen Bedingungen für eine innere Lösung mit nicht-negativen Emissions- und Transaktionsmengen lauten

$$c'_i(e_i^{BAU} - e_i^{mkt}) = P_i, i = 1, \dots, n \quad (20)$$

$$P_i = d_{ik} P_k \quad (i < k), \quad (21)$$

wobei e_i^{mkt} der Emissionsmenge von Emittent i im Marktgleichgewicht entspricht.

Im Gleichgewicht entspricht der Zertifikatspreis (Verkaufspreis) in der Oberliegerzone i dem Zertifikatspreis (Einkaufspreis) in der Unterliegerzone k angepasst um den Verrechnungsfaktor (gleich Dispersionskoeffizient) und ein Emittent wird solange vermeiden, bis seine Grenzvermeidungskosten dem Zertifikatspreis entsprechen.

Behauptung 2: Unter der Annahme gewinnmaximierender Emittenten und der Abwesenheit von Transaktionskosten und strategischem Verhalten entspricht im TRS das Marktgleichgewicht bei einem simultanen Handel der kosteneffizienten Lösung.

Beweis: Nach obigen Beweis ist $e^{TRS} = e^{eff}$, d.h. wenn der Emissionsvektor e^{TRS} die gleichgewichtige Marktlösung (e^{mkt}) bildet, entspricht die Marktlösung im TRS der kosteneffizienten Lösung, d.h. der Erreichung der Menge an Qualitätszielen zu minimalen aggregierten Vermeidungskosten.

Angenommen $e^{mkt} \neq e^{TRS}$, d.h. es existiert ein $e^{\#}$ welches die Handelsbedingung des TRS derart erfüllt, dass $\sum_{i=1}^n c_i (e_i^{BAU} - e_i^{\#}) < \sum_{i=1}^n c_i (e_i^{BAU} - e_i^{mkt})$.

Da (e^{mkt}, Z^{mkt}, P) das Marktgleichgewicht darstellt und damit das Ergebnis unter Ausnutzung aller für die Emittenten ökonomisch sinnvollen Transaktionen bildet, muss

$$c_i (e_i^{BAU} - e_i^{mkt}) + \sum_{k=1}^{i-1} P_i (d_{ki} Z_{ki}^{mkt}) - \sum_{k>i}^n P_i Z_{ik}^{mkt} < c_i (e_i^{BAU} - e_i^{\#}) + \sum_{k=1}^{i-1} P_i (d_{ki} Z_{ki}^{\#}) - \sum_{k>i}^n P_i Z_{ik}^{\#}$$

für $i = 1, \dots, n$. Beide Seiten der Ungleichung lassen sich durch Summierung über alle $i = 1, \dots, n$ vereinfachen – Links: $\sum_{i=1}^n \left(\sum_{k=1}^{i-1} P_i (d_{ki} Z_{ki}^{mkt}) - \sum_{k>i}^n P_i Z_{ik}^{mkt} \right) = 0$, da der Zertifikatemarkt im Gleichgewicht geräumt ist; Rechts: $\sum_{i=1}^n \left(\sum_{k=1}^{i-1} P_i (d_{ki} Z_{ki}^{\#}) - \sum_{k>i}^n P_i Z_{ik}^{\#} \right) = 0$, da für gleichgewichtige Zertifikatepreise $P_i = t_{ik} P_k$ für $(i < k)$ gilt und sich damit alle einander entsprechenden Terme wertmäßig kompensieren.

Im Ergebnis ergäbe sich $\sum_{i=1}^n c_i (e_i^{BAU} - e_i^{mkt}) < \sum_{i=1}^n c_i (e_i^{BAU} - e_i^{\#})$, was der Voraussetzung für obige

Annahme widerspricht. Damit gilt $e^{mkt} = e^{TRS} = e^{eff}$, d.h. das Marktgleichgewicht im TRS entspricht der kosteneffizienten Lösung.

5.3.3 Grenzen und Kritik des TRS

Das TRS lässt keine Freiheiten zum *Free Riding*: Emissionssteigerungen sind für jeden Emittenten nur durch den Erwerb von zusätzlichen Zertifikaten möglich.¹⁰⁰ Da im Rahmen der Erstvergabe alle Zertifikate über die Emittenten alloziert werden, entspricht jeder Erwerb von Zertifikaten einer Übertragung von Emissionsrechten mit entsprechenden Minderemissionen beim Veräußerer. Bei einer Übertragung von Zertifikaten von einer Oberliegerzone in eine nicht direkt benachbarte Unterliegerzone sinken zwar auch die Frachtmengen in der/den Mittelzone(n), da die Umweltziele in der Unterliegerzone aber weiter bindend sind, ergeben sich für Emittenten in der/den Mittelzone(n) keine Optionen für Mehremissionen im Form von *Free Riding*. Der Effekt stellt vielmehr eine Argumentshilfe gegenüber Umweltgruppen dar – mit

¹⁰⁰ Das TRS setzt damit, genauso wie das APS, entsprechend auch Innovationsanreize.

dem TRS werden in allen Zonen in jedem Fall die Umweltqualitätsziele erreicht, durch den Handel können diese gegebenenfalls in einigen Zonen sogar übertroffen werden.

Im Vergleich zu anderen Modellen (APS, POS, ERS) sind die *Transaktionskosten* im TRS teilweise deutlich niedriger, was ist in erster Linie auf den relativ simplen Ansatz bei der Übertragung von Zertifikaten zurückzuführen ist: Durch die exogen und im Voraus bestimmten Verrechnungsfaktoren bestehen gegenüber dem POS weniger Unsicherheiten bei den Emittenten. Durch die sequentielle Bestimmung der zulässigen Frachtmengen über alle Zonen sind in jedem zonenspezifischen Zertifikat für die darin verbriefte Emissionsmenge bereits die Immissionswirkungen an allen relevanten Rezeptoren bzw. Unterliegerzonen berücksichtigt, d.h. die Emittenten müssen im Gegensatz zum APS kein Zertifikateportfolio halten. Die Verrechnungsfaktoren ermöglichen einen Handel über alle (relevanten) Zonen. Dadurch ist eine größtmögliche Teilnehmerzahl für den Zertifikatemarkt sichergestellt und das Problem dünner Märkte nicht bzw. wenig relevant.¹⁰¹ Die einfache Verrechnung bei der Übertragung der Emissionsrechte senkt zusätzlich die variablen Transaktionskosten.

Folgt man bei der Einführung des Zertifikatesystems im Wasserkörper der strengen Definition einer Zone als Flussabschnitt mit gleichförmigen Schadstoffeigenschaften und der schrittweisen Bestimmung der zulässigen Emissionsmengen kann es im Grunde nicht zur Bildung von *Hot Spots* kommen. Bei einer weniger konsequenten Auslegung des Zonenbegriffs kann man im TRS, äquivalent zu einer feineren Rezeptorgliederung in anderen Modellen, der Bildung von Hot Spots durch eine stärkere Zergliederung des Wasserkörpers in eine höhere Anzahl von Zonen begegnen.¹⁰² Nach Hung&Shaw (2005) ist der Anstieg der Transaktionskosten mit zunehmender Zahl der Zonen dabei jedoch begrenzt, wobei die Autoren zwei interessante und sehr praktisch orientierte Argumente anführen: So sind zum einen die Emittenten aufgrund eines letztlich bilateralen Transfers der Emissionsrechte immer mit der gleichen Menge an Verrechnungsfaktoren konfrontiert – sie entspricht der Anzahl aller Emittenten minus Eins und ist damit unabhängig von der Zuordnung der Emittenten auf eine niedrigere oder höhere Zahl an Zonen. Zum anderen können die Monitoringstellen zur Überwachung der Wasserqualität auf kritische Zonen begrenzt bleiben, da zur Kontrolle der Einhaltung der Umweltziele in erster Linie sowieso auf einen einfachen Abgleich der effektiven Emissionen mit der gehaltenen Zertifikatmenge bei jedem Emittenten am Ende einer Handelsperiode abgestellt wird. Kritische

¹⁰¹ Vgl. auch Keudel (2007); zum Problem der asymmetrischen Handloption siehe die weiteren Ausführungen im Verlauf dieses Kapitels

¹⁰² Rose-Ackerman (1977, S. 392) hält in diesem Zusammenhang fest, dass „the difficulty with zoning schemes with more than one source per zone is that if interzonal differences in dispersion coefficients are substantial, dischargers located on the ‘wrong’ side of an arbitrarily defined zonal boundary will feel unfairly treated. These complaints might generate a tendency toward zone sized not fully compliant with ecological criteria“.

Gewässerbereiche sollten in jedem Fall eine eigene Zone bilden. Eine feinere Gliederung zwischen kritischen Zonen würde also im Wesentlichen nur zusätzliche Einmalkosten bei der Bestimmung der Verrechnungsfaktoren für den Handel verursachen.

Hohe *Einmalkosten* können im TRS auftreten, wenn die Umweltbehörde die Zonen festlegt und dabei gleichzeitig:

- eine gleichförmige Schadstoffwirkung innerhalb einer Zone sicherstellen muss,
- die Bildung von Hot Spots vermeiden muss,
- dem Nutzungsprofil mit entsprechenden Grenzwerten Rechnung tragen muss,
- die Interdependenzen zwischen den Zonen in der Bestimmung der Grenzwerte berücksichtigen muss.

Der Aufbau ist damit komplizierter als die Bestimmung „einfacher“ Rezeptorpunkte im APS oder POS.

Die Bestimmung der Dispersionskoeffizienten je Emittent ist dahingehend einfacher, als dass allein über die Ermittlung der Rate zwischen allen direkt benachbarten Zonen durch Ausmultiplizieren die Immissionseffekte über alle (Unterlieger)Zonen abdeckt werden. Im APS muss dagegen für jeden Emittent der Koeffizient zu jedem betroffenen Rezeptor ermittelt werden, was mit zunehmender räumlicher Streuung der Emittenten den Modellierungsaufwand in die Höhe treibt.

Eher kritisch muss das Trading Ratio System entlang von vier (in erster Linie praktisch orientierten) Aspekten bewertet werden: Wettbewerbsimplikationen aus der asymmetrischen Handloption, ökologische Validität der Dispersionskoeffizienten, Variationen der Wassermenge und die Berücksichtigung diffuser Einträge natürlichen und anthropogenen Ursprungs. Die folgenden Ausführungen können in weiten Teilen auch für das Ambient Permit System übernommen werden.

Asymmetrische Handloption: Grundsätzlich können Emittenten Zertifikate aus allen Zonen kaufen und verkaufen, Mehremissionen können aber nur durch den Erwerb von Zertifikaten aus der gleichen Zone oder aus Oberliegerzonen ausgeglichen werden (formal: da $d_{ki} = 0$ wenn $k > i$).¹⁰³ Emittenten aus Zone 1 (Quellgebiet des Fließgewässers) haben damit einen Wettbewerbsnachteil, da sie ihre Mehremissionen allein über Zertifikate aus Zone 1 decken

¹⁰³ Vgl. auch Keudel (2007); Mögliche Gründe für den Erwerb von Zertifikaten aus Unterliegerzonen durch einen rationalen Emittenten wären vor diesem Hintergrund also entweder Preisspekulationen abseits des Kerngeschäfts (Wetten auf steigende Zertifikatspreise) oder die Erringung von Marktmacht (Verdrängung von Wettbewerbern im Mündungsgebiet bzw. entfernten Unterliegerzonen durch künstliche Verknappung des schwer substituierbaren Produktionsfaktors „Schadstoffemission“).

können. Emittenten aus Zone m (Mündungsgebiet) können ihre Zertifikate nur innerhalb der Zone veräußern.¹⁰⁴ Sie haben damit einen Wettbewerbsnachteil, da die potentiellen Erlöse aus der Veräußerung von Zertifikaten, welche in die Entwicklung des Unternehmens reinvestiert werden können, gegenüber Emittenten in Oberliegerzonen deutlich begrenzter sind. Die Problematik verschärft sich mit abnehmender Zahl von Emittenten je Zone und zunehmender Zahl von Emittenten aus einer Branche im Gesamtsystem und entschärft sich hin zur „Mittelzone“ $m/2$.

In Hung&Shaws Simulation einer Sequenz bilateralen Handels treten auch Übertragungen von Zertifikaten von einem Unterlieger an einen Oberlieger auf. Diese sind ökologisch nur zulässig, wenn dem eine Übertragung von Zertifikaten von der/einer Oberliegerzone in die/eine entsprechende Unterliegerzone vorausgegangen sind. Das Problem der Pfadabhängigkeit kann man dabei im TRS dadurch umgehen, in dem Zertifikate mit ihrer Ursprungszone vom Beginn der Handelsperiode indexiert werden.¹⁰⁵ In jedem Fall sind Emittenten in Zone 1 (Zone j) zum Ausgleich eigener Mehremissionen auf Emissionseinsparungen eines anderen bzw. anderer Emittenten in Zone 1 (Zone k mit $k \leq j$) angewiesen und Emittenten in Zone m (Zone j) für die Veräußerung von Zertifikaten auf einen Mehrbedarf eines anderen bzw. anderer Emittenten in Zone m (Zone k mit $k \geq j$) angewiesen.

Einen besonderen Einfluss auf das Kosteneinsparungspotential der Zertifikatelösung hat die asymmetrische Handloption des TRS, wenn die Emittenten mit vergleichsweise hohen Grenzvermeidungskosten vermehrt/alle im Oberliegerbereich des Flusses liegen. Im Extremfall gibt es unter Einhaltung der ökologischen Ziele keine ökonomisch sinnvolle Übertragung von Einleitungsrechten bzw. keinen Zertifikatehandel.

Ökologische Validität der Dispersionskoeffizienten: Durch die fortlaufende Veränderung verschiedener natürlicher Umfeldfaktoren verändern sich die Emissions-Immissionsbeziehungen von Schadstoffeinleitungen über verschiedene Zonen. Die Verrechnungsfaktoren bei der Übertragung von Zertifikaten stellen eine konstante Umweltqualität im Sinne von Immissionsniveaus (d.h. die Einhaltung der Umweltziele und die Vermeidung von Hot Spots) damit streng genommen nur sicher, wenn sie saisonal an die sich verändernden Dispersionskoeffizienten angepasst werden. Eine derartige Anpassung ist zwar im TRS grundsätzlich möglich, geht aber mit einer signifikanten Steigerung der Transaktionskosten einher (Verkürzung der Handelsperioden, höhere Unsicherheiten bei den Emittenten insb. beim

¹⁰⁴ D.h. sie haben einen geringeren Anreiz zu vermehrter Vermeidung.

¹⁰⁵ Das Problem der Pfadabhängigkeit wird u.a. von Atkinson&Tietenberg (1991), Burtraw et al. (1998) und Tietenberg (1995, S. 108) beschrieben: „in which early trades can rule out later ones which would have been more cost-effective“.

Übergang zwischen zwei Perioden, höhere Monitoring- und Kontrollkosten bei der Umweltbehörde etc.). Da dieser Zusammenhang kein konstitutives Merkmal des TRS, sondern Bestandteil eines jeden Modells ist, welches auf exogen und ex-ante festgelegte Verrechnungsfaktoren abstellt (z.B. APS und ERS), kann es nur in begrenztem Umfang als differenzierendes Kriterium in der Bewertung unterschiedlicher Modelle herangezogen werden.

In welchem Rhythmus die Verrechnungsfaktoren im TRS angepasst werden sollten, hängt letztlich von der unterjährigen Spannbreite der einzelnen Dispersionskoeffizienten, dem gewählten Risikopuffer bei der Bestimmung der zulässigen Gesamtfrachtmengen und dem mit jeder Veränderung der Verrechnungssätze verbundenen (Einmal)Aufwand bei den Emittenten und der Umweltbehörde ab. Aufgrund der vergleichsweise großen Unterschiede der Gewässereigenschaften in Sommer und Winter bietet sich zumindest ein entsprechender halbjährlicher Turnus für das Zertifikatmodell an.¹⁰⁶ An die Gestaltung der Handelsperioden kann im TRS bei Bedarf auch eine Verschärfung der Umweltziele geknüpft werden. Eine Anpassung der zulässigen Frachtmengen in einzelnen Zonen (z.B. aufgrund einer Verschiebung im Nutzungsprofil) hat dabei jedoch auch immer Rückkopplungseffekte auf die benachbarten Oberlieger- und Unterliegerzone(n) und kann entsprechend komplex werden bzw. hohe Transaktionskosten verursachen.

Eine besondere Bedeutung in der ökologischen Zielerreichung haben *Variationen in der Wassermenge*. Sie ist, zusammen mit der Frachtmenge selbst, bestimmender Faktor bei der Ermittlung der Schadstoffkonzentration, hat wesentlichen Einfluss darauf, wie Schwankungen in anderen Umfeldfaktoren die Dispersionseigenschaften der Schadstoffe und die Assimilationskapazität des Wasserkörpers bzw. der Flussabschnitte verändern und beeinflusst in erheblichem Maße die Eigenschaften des Gewässers als Lebensraum. Darüber hinaus ist eine Vielzahl von Bewirtschaftungszielen an die Verfügbarkeit eines ausreichenden Wasservolumens geknüpft (z.B. künstliche Entnahmen, Schifffahrt, Stromgewinnung über Stausysteme; weniger direkt auf die Wassermenge abstellend: Fischzucht, der Wasserkörper als Aufnahmemedium von Schadstoffen).

Hung&Shaw betrachten im TRS nur die Wasserqualität aber keine Wassermengenvariationen. Das System ermöglicht damit keine integrierte Steuerung der beiden grundlegenden Faktoren der Gewässerbewirtschaftung. Obigen Ausführungen folgend müssen zur Wahrung der ökologischen Treffsicherheit im TRS aber zumindest relevante Schwankungen in der Wassermenge als Variationen eines Umfeldfaktors Berücksichtigung finden.

¹⁰⁶ Vgl. auch van Mark et al. (1992) und Kemper (1993)

Einen theoretischen Ansatz zur Berücksichtigung kumulativer Effekte von Wasserentnahmen und Schadstoffeinleitungen stellt Weber (2001) mit dem Integrated Water Quantity/Quality System (IQQS) vor. Das System kombiniert verschiedene Modelle, wobei der Emissionsrechtehandel sich an Montgomerys APS anlehnt. Bezüglich der Wassermenge werden nur endogene Extraktionen berücksichtigt. Exogene und stochastische Veränderung des Wasserflusses (z.B. durch Wetterschwankungen) werden zwar explizit ausgeschlossen, sind aber nach Keudel (2007) in das System grundsätzlich integrierbar. Aufgrund der praktischen Schwächen des IQQS (vgl. Weber: hohe Informationserfordernisse, rechtliche Probleme etc.) wird auf weitere Ausführungen im Rahmen dieser Arbeit verzichtet.

In der Praxis ordnungsrechtlicher Ansätze im Gewässerschutz sind die in den gültigen Auflagen kodifizierten Vorgaben in der Regel unabhängig von Schwankungen in den natürlichen Umfeldfaktoren – bestenfalls werden die Vorgaben unter vorab bestimmten Ausnahmefällen bzw. Sondertatbeständen temporär und lokal ausgesetzt. Die begrenzten Anpassungsmöglichkeiten des APS und TRS im Hinblick auf die unterschiedliche Schadwirkung konstanter Emissionsmengen bei fortlaufenden Variationen der Umfeldfaktoren erlauben dahingehend unter dem Ziel der ökologischen Treffsicherheit kein grundsätzliches Votum gegen Zertifikatesysteme und für Auflagen in der Wasserreinhaltepolitik.

Berücksichtigung diffuser Einträge natürlichen und anthropogenen Ursprungs: Die Schadwirkung eines Stoffes stellt auf Immissionsmengen ab, d.h. die Form der Emissionsquelle als anthropogene Punktquelle oder diffuse Einträge natürlichen oder anthropogenen Ursprungs sind bei der Bestimmung der zulässigen Gesamtfrachtmenge an einem Rezeptor im ersten Schritt irrelevant. Bei der Ermittlung der zulässigen Emissionshöchstgrenze als Basis der Zertifikatmenge, welche über die Emittenten in der Zone alloziert werden, müssen im TRS alle der Zone zugeführten Frachtmengen berücksichtigt werden. Die Zertifikatmenge der Zone j hängt demnach nicht nur von der zulässigen Gesamtfrachtmenge q_j und der aus den Schadstoffeinleitungen der Emittenten in den vorgelagerten Zonen zugeführten Frachtmenge ab, sondern muss auch die zugeführten Frachtmengen aus natürlichen Quellen aus den Zonen k mit $k \leq j$ berücksichtigen. Deren Ermittlung kann sehr komplex werden, da ihr genauer Ursprung und Ausmaß nicht immer klar ist, sie in der Regel unterjährigen Schwankungen unterworfen sind und auch von Umfeldfaktoren beeinflusst werden, die nicht bereits bei der Bestimmung der (unterjährigen) Veränderungen der Dispersionskoeffizienten der Schadstoffe und der Assimilationskapazität des Wasserkörpers erfasst wurden. Im Kern gilt hier der gleiche Ansatz wie bei der Berücksichtigung von Schwankungen in der Wassermenge, den Dispersions-

koeffizienten und der Assimilationskapazität – die Umweltbehörde muss eine angemessene Segmentierung der Handelsperioden und für jede Handelsperiode einen angemessenen Durchschnittswert für den relevanten Faktor finden, wobei mit jeder Verkürzung der Perioden sowohl die ökologische Treffsicherheit, als auch die Transaktionskosten steigen.

Grundsätzlich sind anthropogene Quellen mit diffusen Einträgen im TRS als Emittenten integrierbar.¹⁰⁷ Die größte Herausforderung dürfte in diesem Zusammenhang die Quantifizierung und Zuordnung der Einträge auf eine oder mehrere Zonen darstellen.

¹⁰⁷ Vgl. auch Hung&Shaw (2005)



6 Zertifikatesysteme in der Praxis

Aus den bisherigen Ausführungen geht hervor, dass Zertifikatesysteme zur Steuerung von Schadstoffeinleitungen in (Fließ)Gewässer theoretisch (!) geeignet und gegenüber anderen Instrumenten vorzuziehen sind. Im nächsten Schritt ist ihr bisheriger Einsatz in der Praxis (!) der Emissionskontrolle zu beurteilen. Der Einstieg erfolgt über Beispiele aus der Luftreinhaltepolitik mit dem Schwerpunkt Europa, da Programme zur Kontrolle bzw. Eindämmung von Luftschadstoffen den derzeit aktivsten Anwendungsbereich des Instrumentes in der Umweltpolitik über die Grenzen Europas hinaus darstellt und als Basis für die breitere Anwendung von Zertifikatesystemen zur Schadstoffsteuerung im Medium Wasser betrachtet werden kann. Danach folgt eine umfangreiche Darstellung des Einsatzes in der Wasserreinhaltepolitik. Da die Zahl der Programme außerhalb der USA zu vernachlässigen ist, konzentriert sich die Auswertung weitgehend auf US-amerikanische Projekte.

6.1 Erfahrungen in der Luftreinhaltepolitik

Die Vielzahl abgeschlossener und laufender Programme beweist, dass Zertifikatesysteme ein etabliertes umweltpolitisches Instrument der Luftreinhaltepolitik sind. Das CO₂-Emissionshandelssystem der EU (EU ETS) stellt dabei das erste Programm auf überstaatlicher Ebene dar. Des Weiteren werden Cap-and-trade-Systeme auch zur unternehmensinternen Steuerung von Schadstoffemissionen genutzt (z.B. BP Amoco und Royal Dutch/Shell Group). Abb. [14] gibt eine kurze Übersicht zu ausgewählten Systemen in Europa.

Da in der Literatur die US-amerikanischen Ansätze in der Luftreinhaltepolitik bereits ausführlich dargestellt und kritisch analysiert worden sind, soll darauf hier nicht weiter eingegangen werden.¹⁰⁸

¹⁰⁸ Z.B. bei Hahn&Hester (1987), dies. (1989), Tietenberg (1998), Adler (1999), Harrison (1999), ders. (2004), Solomon&Gorman (1998) und als Sammelband Harrington et al. (2004)

Abb. 14: Ausgewählte Zertifikatesysteme in der Luftreinhaltepolitik in Europa

Quelle: Eigene Darstellung

Wo, Wann	Was	Wie
Dänemark, 2000 bis 2003	Kohlendioxid (CO ₂)	• 8 Emittenten die 90% der Gesamtemissionen des Energiesektors bzw. 30% der Treibhausgasemissionen des Landes abdecken • Cap-and-trade-System, aber nur geringer Handel (9 Transaktionen bzw. 1% des Emissionsvolumens) • Geringe Strafabgabe (ca. 5,40 EUR/ t CO₂ ggü. 40 EUR in der ersten Handelsperiode des EU-Systems)
Großbritannien, 2002 bis 2006	Kohlendioxid- äquivalente (CO ₂ e)	• Programm auf freiwilliger Basis mit Verifizierung von 6 Treibhausgasen in Form von Kohlendioxidäquivalenten • Kerngruppe mit Cap-and-trade-System: 32 Teilnehmer die in einer umgekehrten Auktion Vermeidungen für Subventionen aus dem Incentive Fund anbieten (mit einem Budget von 215 Mio. GBP ca. 4 Mio. t CO₂e auktioniert) • Weitere 1.500 Marktteilnehmer (i.W. Unternehmen die Steuererleichterungen aus dem Climate Change Agreement anstreben) • 3.500 effektive Transaktionen zwischen April 2002 und März 2006
Niederlande, seit 2005	Stickoxide (NO _x)	• Im Rahmen der Umsetzung der NEC-Richtlinie der EU (2001/81/EG) • 250 stationäre Großanlagen mit Thermalkapazitäten > 20 MWh • Ziel: 50 Tsd. t NO_x in 2010 ggü. 90 Tsd. t in 2000 (entspricht jeweils ca. 20% der Gesamtemissionen des Landes) • Erwartete Kosteneinsparungen ggü. reiner Auflagenpolitik von 44% • Baseline-and-credit-System mit fallender Performance Standard Rate (nach Energieverbrauch: 68g NO_x/GJ in 2004 auf 40g NO_x/GJ in 2010) und begrenztem Banking und Borrowing
Norwegen, 2005 bis 2007	Kohlendioxid (CO ₂)	• 51 Anlagen die ca. 10-15% der nat. THG-Gesamtemissionen abdecken • Kostenfreie Erstvergabe, Strafabgabe von 40 EUR/ t CO₂ • Marktpreis nahe Null aufgrund eines massiven Angebotsüberhangs • Seit 2008 Anbindung an EU-System (damit Verdopplung auf 100 Anlagen und Abdeckung von 35-40% der nat. THG-Gesamtemissionen)
BP Amoco, 1998 bis 2001	Kohlendioxid- äquivalente (CO ₂ e)	• Internes Ziel bis 2010 THG-Emissionen um 10% unter das Niveau von 1990 (ca. 80 Mio. t CO₂e) zu senken – entspricht einer Reduktion in der Gesamtperiode um 30 Mio. t CO₂e bzw. ca. 40 Mio. t CO₂e pro Jahr in 2010 gegenüber Prognosen unter Abwesenheit der Vorgaben • Jährliche Zuweisung einer Emissionshöchstmenge von CO₂/CH₄ an jede Geschäftseinheit über Grandfathering mit anschließender Transferoption
Royal Dutch/ Shell Group, 2000 bis 2002	Kohlendioxid- äquivalente (CO ₂ e)	• Shell Tradable Emission Permit System (STEPS) – internes Programm, zur kosteneff. Vermeidung und Kompetenzaufbau im Emissionshandel • System umfasst 22 Anlagen in Annex-I-Staaten des Kyoto-Protokolls und deckt 33 Mio. t CO₂e bzw. ein Drittel der Konzernemissionen ab

Die nationalen CO₂-Programme in Europa waren zwar auf die Reduktion der Schadstoffemissionen ausgelegt, dienten aber in erster Linie Lerneffekten im Vorlauf zur Einführung des EU-weiten Handelssystems. Als wichtige Ergebnisse des Programms in Großbritannien halten die zuständigen Organe daher fest, dass¹⁰⁹:

- in der Gestaltung des Systems immer ein Trade-off zwischen geringer Komplexität bzw. hoher Praktikabilität, ökologischer Effektivität und ökonomischer Gerechtigkeit besteht,

¹⁰⁹ Vgl. DEFRA (2006), EEA (2006)

- effektive Anreize nur durch ausreichend scharfe Emissionsbeschränkungen und die frühzeitige Bestimmung der Rahmenbedingungen nach Ablauf des Programms gestellt werden,
- Emittenten und Behörden ein besseres Verständnis für die notwendigen Prozesse und Ressourcen zu Emissionsmonitoring, -reporting und -verifikation entwickelt haben,
- mit den Erfahrungen bei Aufbau und Betrieb der Handelsplattform und der Verifikation der Emissionen neue, international wettbewerbsfähige Dienstleister aufgebaut werden konnten,
- die meisten praktischen Probleme des UK-Programms (geringe Teilnehmerzahl, Auktionsdesign, milde ökologische Ziele) auf die rein freiwillige Teilnahme zurückzuführen sind,
- die zuständigen staatlichen Stellen wichtige neue Erkenntnisse zu Verhandlungsstrategien und der Ausgestaltung von Vermeidungszielen sowie Auktionen als Vergabeverfahren in Zertifikatesystemen als Instrumente in der Schadstoffvermeidung gewonnen haben.

Im Grunde kann das Programm in Großbritannien als umweltpolitischer Erfolg gewertet werden, da es die Einführung bzw. den Ausbau weiterer Programme unterstützt hat. Dazu gehört unter anderem das Mitte 2010 angelaufene Carbon Reduction Commitment (CRC) – ein Cap-and-trade-Pflichtprogramm für nahezu 5.000 Emittenten in Großbritannien aus dem öffentlichen und privaten Sektor, die nicht vom EU ETS erfasst werden.

Die Durchführung von in ihrer zeitlichen, regionalen und/oder sektoralen Ausdehnung beschränkten Pilotprogrammen zu übertragbaren Emissionsrechten ähnlich dem obigen Vorgehen erscheint auch für die Einführung von Zertifikatesystemen zur Steuerung der Schadstoffeinleitungen in (grenzüberschreitende) Fließgewässer der Europäischen Gemeinschaft sinnvoll, wenn nicht gar notwendig: Nur entsprechende *Lerneffekte* ermöglichen ein ökonomisch und ökologisch intelligentes und praxistaugliches (!) Design und die politische Durchsetzbarkeit dieses bis heute in Europa im Bereich der Wasserreinhaltepolitik weitgehend ungenutzten umweltpolitischen Instruments. Darüber hinaus stellen Pilotprogramme auf nationaler Ebene eine sinnvolle Vorstufe für grenzüberschreitende Zertifikatesysteme in der EU bzw. mit EU-Anrainerstaaten für große Ströme wie etwa Rhein und Donau dar.

6.2 Zertifikatesysteme in der Wasserreinhaltepolitik

Die folgenden Ausführungen beziehen sich auf eine *Erhebung zu Lizenzsystemen* in der Praxis zum Status September 2009. Der Datensatz stützt sich auf bestehende Erhebungen von

WRI (2009), EPA (2009), Breetz et al. (2004) und Environomics (1999) sowie einer umfangreichen Internetrecherche. Berücksichtigt wurden dabei Programme, Pilotprojekte und Simulationen in relevantem Ausmaß, welche einen aktiven Handel, ein einfaches Offsetting oder eine anderweitige Übertragung von Emissionsrechten im Rahmen der Steuerung der Wasserverschmutzung beinhalten. Der Begriff des Zertifikatesystems wird im weiteren Verlauf dieses Kapitels äquivalent für all diese Formen verwendet.

Die Gesamterhebung umfasst neben Fließgewässern auch stehende Oberflächengewässer (Seen, Teichen und Reservoirs) und Mündungsgebiete bzw. Buchten als Einsatzbereiche. Da die Werte zu adressierten Schadstoffen, Emittentengruppen und Marktstrukturen für Fließgewässer allein nicht grundlegend abweichen, werden die Ergebnisse der Gesamterhebung dargelegt.

6.2.1 Verbreitung und Form der Programme

Eine *Vorreiterrolle* in der Anwendung von Systemen übertragbarer Emissionsrechte in der Wasserreinhaltepolitik nehmen die *USA* ein. Das erste Programm mit dem grundlegenden Charakter eines Zertifikatesystems war dort das Fox River Program von 1981 in Wisconsin. Dieses auf einen relativ kleinen Flussabschnitt ausgerichtete Programm betraf insgesamt zehn Papier- und Zellstofffabriken sowie kommunale Abwasserentsorgungsanlagen in vier Gemeinden und beschränkte sich ausschließlich auf BSB₅-Frachten.¹¹⁰ Modellrechnungen gingen von einem Einsparpotential bei den Vermeidungskosten gegenüber üblichen Standardlösungen, d.h. i.W. im Vergleich zu einer pauschalen prozentualen Emissionskürzung über alle Emittenten gegenüber der zulässigen Menge nach dem Stand der Technik, von bis zu 40% bzw. bis zu 7 Millionen US-Dollar pro Jahr aus. Da über die Laufzeit von mehr als zehn Jahren effektiv jedoch nur eine Transaktion 1995 umgesetzt wurde, gilt das Programm weithin als gescheitert.¹¹¹ Der erste erfolgreiche Handel konnte 1986 beim Lake Dillon Trading Program in Colorado verbucht werden. Er beschränkte sich dabei auf zwei Transaktionen zur Übertragung

¹¹⁰ Der biochemische Sauerstoffbedarf (BSB) gibt die Menge an Sauerstoff an, die zum biotischen Abbau im Wasser vorhandener organischer Stoffe unter bestimmten Bedingungen und innerhalb einer bestimmten Zeit benötigt wird (BSB₅: bei 20°C in 5 Tagen). Er ist ein indirektes Maß für die Summe aller biologisch abbaubaren organischen Stoffe im Wasser. Die BSB-Steuerung fußt entsprechend auf einer Skalierung von Schadstoffeinleitungen nach ihrem Einfluss auf den Sauerstoffhaushalt des Gewässers anhand der Kenngröße BSB₅. Ein Handel auf Basis von BSB-Mengen (notiert in mg/l) umfasst damit gegebenenfalls Schadstofffrachten mit unterschiedlichen Nebenwirkungen, d.h. Kompensationsabreden in einem derartigen System entsprechen nicht zwingend den ökologischen Strukturbedingungen. BSB war ein verbreiteter Aufsatzpunkt bei ersten (empirischen) Studien zu Zertifikatmodellen im Gewässerschutz, ist in der Praxis aber heute eher in den Hintergrund getreten – vgl. z.B. Montgomery (1972), Eheart (1980), O’Neil et al. (1983) bzw. Abb. [18]

¹¹¹ Zu den empirischen Erhebungen siehe O’Neil et al. (1983) und O’Neil (1983), für eine ausführlichere Darstellung zu den Gründen für das Scheitern des Programms (insb. hohe Transaktionskosten und Planungsunsicherheiten bei den Emittenten) siehe u.a. Hahn (1989) und van Mark et al. (1992)

von Phosphat-Emissionsrechten – eine Transaktion zwischen zwei Punktquellen und eine Transaktion zwischen einer Punktquelle und einer diffusen Quelle.¹¹²

Grundsätzlich baut der Gewässerschutz in den USA auf dem *Clean Water Act* (CWA) auf. Basis ist dabei in erster Linie die Definition von Total Maximum Daily Loads (TMDL), also lokal und saisonal zugeordnete Emissionshöchstmengen für bestimmte Substanzen bzw. Stoffgruppen. Zertifikatesysteme werden in diesem Zusammenhang als Instrumente zur Umsetzung der Emissionsziele nach dem CWA von der US-Umweltbehörde bewusst gefördert. 1996 hat sie dazu ein erstes Rahmenwerk vorgestellt und nach einer Reihe weiterer Pilotprojekte im Jahr 2003 ihre Water Quality Trading Policy (WQTP) veröffentlicht, welche für Bundesstaaten und Kommunen regulatorische und technische Anleitungen zur Entwicklung und Implementierung von Zertifikatesystemen zum Gewässerschutz beinhaltet.¹¹³ Die US-Umweltbehörde geht in einer Schätzung aus dem Jahr 2001 davon aus, dass durch WQT bis zu 900 Millionen US-Dollar pro Jahr bei der Umsetzung der TMDL-Vorgaben gegenüber einer unflexiblen Auflagenpolitik eingespart werden können.¹¹⁴ Die Wasserrahmenrichtlinie stellt das europäische Pendant einer regulatorischen Grundlage zur ganzheitlichen Wasserbewirtschaftung unter Wahrung der ökologischen Ziele für die Mitgliedsstaaten der Gemeinschaft dar.

Neben der Versalzung wird die mit der Eutrophierung durch Nährstoffeinleitungen (P, N) verbundene Algenblüte als eines der Hauptprobleme der Wasserqualität in *Australien* angesehen. Handelbare Emissionsrechte genießen dabei eine besondere Beachtung und hohe Akzeptanz unter den dortigen Ökonomen als probates Instrument zur Bekämpfung bzw. Kontrolle dieser Umweltprobleme. Erste Programme finden jedoch in Australien als zweithäufigstem Einsatzgebiet entsprechender Zertifikatesysteme erst seit Anfang der 1990er eine praktische Umsetzung.¹¹⁵

Bis heute sind mehr als *100 Projekte* in verschiedenen Phasen zu Zertifikatesystemen in der Wasserreinhaltepolitik zu beobachten. Breite Anwendung finden diese, wie bereits erwähnt, in erster Linie in den USA, die bereits auch auf umfangreiche Erfahrungen mit dem

¹¹² Das Programm wurde 1984 implementiert.; vgl. Jarvie&Solomon (1998)

¹¹³ 2004 folgte das WQT Assessment Handbook und seit 2007 das WQT Toolkit for Permit Writers. Diverse Bundesstaaten haben parallel dazu eigene Richtlinien erlassen (z.B. die Colorado Pollutant Trading Policy in 2004, Oregon in 2005, Ohio in 2007) bzw. sind in Bearbeitung (z.B. Minnesota und Florida).

¹¹⁴ Vgl. EPA (2003); Bei geschätzten Vermeidungskosten privatwirtschaftlicher bzw. kommunaler Direkteinleiter von mehr als 14 bzw. 34 Milliarden US-Dollar pro Jahr (Stand 1997) sind mit einer Verschärfung der TMDLs oder im Rahmen anderweitiger Wasserqualitätsziele weitere signifikante Einsparpotentiale mit dem Einsatz von WQT zu erwarten.

¹¹⁵ Vgl. auch Gangadharan&Duke (2001) und Herath (1995)

Emissionshandel im Bereich der Luftverschmutzung zurückblicken können.¹¹⁶ Entsprechende Ansätze werden jedoch auch in anderen Regionen der Welt in unterschiedlichen Projektphasen vereinzelt verfolgt. So haben Ansätze zu übertragbaren Einleitungsmengen zur Verbesserung bzw. Stabilisierung der Gewässerqualität des Rheins in Europa bisher die größte Beachtung erfahren. Mit ca. 30% der Programme in der Entwicklungsphase besteht eine stabile Projektpipeline (vgl. Abb. [15]).

Abb. 15: Übersicht Projektstatus und lokale Zuordnung

Quelle: Eigene Darstellung

Region	Aktiv ¹	Vorstufe ²	Geschlossen ³	K.A. ⁴	Gesamt
USA	30	23	23	25	101
Australien	3	1	1	–	5
Sonstige ⁵	1	2	2	–	5
Gesamt	34	26	26	25	111
Anteil ⁶	40%	30%	30%		
1 Laufende Programme, Pilotprojekte und Simulationen (PPS) 5 EU (2), Kanada, China und Neuseeland 2 PPS in der Entwicklung 3 Abgeschlossene und ruhende PPS 6 Soweit Status verfügbar 4 Keine Angaben					

Nahezu 70% der Projekte adressieren Verschmutzungen in *Fließgewässern* (vgl. Abb. [16]). Wie bereits dargelegt, werfen diese für einen ökologisch effektiven Einsatz von Zertifikatensystemen eigentlich besondere Probleme auf. Der hohe Anteil ist aber auf rein praktische Gründe zurückzuführen: Allein in den USA steht einer Wasserfläche von ca. 169.000 km² an Seen, Teichen und Reservoirs bzw. ca. 227.000 km² an Mündungsgebieten und Buchten nahezu 5,7 Mio. km Länge an Fließgewässern gegenüber.¹¹⁷ Des Weiteren waren Uferbereiche von Flüssen von je her bevorzugte Siedlungsgebiete und Wirtschaftsstandorte des Menschen. Kommunale und industrielle Abwässer sowie Belastungen aus diffusen Quellen werden damit automatisch in deutlich größerem Maße in Fließgewässer eingeführt. Die Wasserreinhaltepolitik der USA erfuhr mit dem Federal Water Pollution Control Act von 1972 und dem Clean Water Act von 1977 eine neue und in ihren Zielen deutlich konsequentere Ausrichtung. Eine wichtige Triebfeder des neuen Umweltbewusstseins war das Feuer auf dem Cuyahoga River am 22. Juni 1969.¹¹⁸ In der Endkonsequenz liegt damit die Qualität von Fließgewässern in der

¹¹⁶ Ein System übertragbarer Emissionsrechte für Blei als erstes Programm für Luftschadstoffe wurde in den USA bereits 1974 eingeführt (effektive Aufnahme des Handels: 1982).; Eine ausführliche Darstellung und Analyse zu dem in den 1990ern eingeführten und sehr erfolgreichen US Acid Rain Program findet sich unter anderem in Schmalensee et al. (2000), Stavins (2000) und Ellerman (2004).

¹¹⁷ Vgl. Water Quality Report der US-Umweltbehörde von 2004

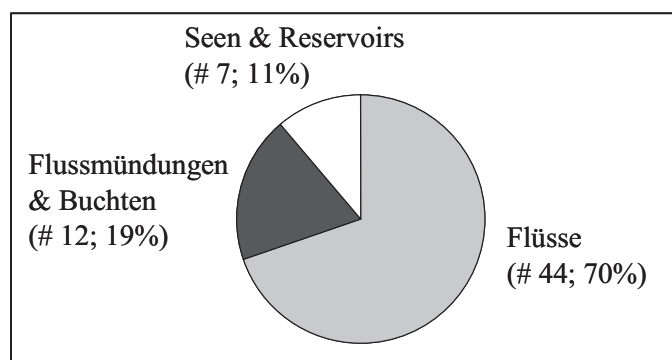
¹¹⁸ Der Fluss galt in den 1960ern als einer der am stärksten belasteten der USA, trug in einigen Teilen so gut wie kein aquatisches Leben mehr und hat in den vorangegangenen 100 Jahren bereits nahezu zehn mal gebrannt. [vgl. Ohio (2010) und Pharino (2006)]

Interessenssphäre von deutlich mehr Menschen, als die in ihrer relevanten Größe und Bedeutung per se kleineren stehenden Oberflächengewässer und Grundwasserkörper.¹¹⁹

Nach Erhebungen der US-Umweltbehörde war 2004 die Wasserqualität an 53% der untersuchten Flusslängen nach Vorgaben des Clean Water Act in einem guten Zustand, wohingegen nur 35% der untersuchten Seeflächen die Kriterien erfüllten. Als (stark) beeinträchtigt gelten dagegen 64% der Seeflächen gegenüber 44% der Flüsse. Es bleibt abzuwarten, inwiefern in den USA auf dieser Grundlage in der nahen Zukunft ein verstärkter Einsatz von Zertifikateprogrammen bei stehenden Gewässern zu beobachten sein wird.

Abb. 16: Adressierte Wasserkörper

Quelle: Eigene Darstellung



Aufgrund ihrer Fernwirkung¹²⁰, weiten Verbreitung, relativ einfachen Bestimmung und damit guten Zertifizierbarkeit bilden Phosphate und Stickstoffe die in Zertifikateprogrammen in der Praxis am häufigsten *adressierten Schmutz- bzw. Schadstoffe* des Wassers. Darüber hinaus wird aber auch die Anwendung für eine Vielzahl anderer Stoffe untersucht bzw. praktisch getestet. Die Häufigkeitsverteilung korrespondiert dabei mit der grundlegenden Eignung verschiedener Schadstoffe für ein Zertifikatesystem (vgl. Abb. [17] und [18]). So erlauben die physikalischen Eigenschaften von Wärmelast und Säuregehalt keine einfache lokale Verlagerung der Einleitungen unter Wahrung der ökologischen Ziele für den Wasserkörper (Äquivalenzprinzip und Homogenität), womit der Zertifikatehandel massiv eingeschränkt wäre.

Mit einem Anteil von ca. 75% beschränken sich die meisten Programme bisher auf einen einzelnen, homogenen Schadstoff. Dies ist nicht verwunderlich, da der allgemeine Erkenntnisgewinn noch im Vordergrund steht und die Komplexität bewusst gering gehalten

¹¹⁹ Das potentielle Einsatzspektrum von Zertifikateprogrammen in Küstenzonen ist begrenzt, da Schadstoffbelastungen aus Zuleitungen von anliegenden Fließgewässern besser direkt dort zu bekämpfen sind und die Steuerung von Schadstoffdiffusionen aus dem offenen Meer rechtlich und technisch schwierig bzw. nahezu unmöglich ist. Bei Hochseezonen erschweren des Weiteren Fragen zum Rechtsstatus der Gebiete, die zusätzliche Komplexität zwischen- bzw. überstaatlicher Verhandlungen und Schwierigkeiten in der technischen Abbildung eines überregionalen oder gar globalen Äquivalenzprinzips (z.B. Vergleichbarkeit der Emissionseffekte von Niederlande und Großbritannien auf die Nordsee) die Anwendbarkeit.

¹²⁰ d.h. aufgrund hoher Dispersionskoeffizienten Verrechnung mit hoher ökonomischer Effizienz möglich



wird (was sich auch in der oft geringen Teilnehmerzahl und wenigen Transaktionen aufgrund der sektoralen, zeitlichen sowie regionalen Beschränkung der Programme widerspiegelt).

Abb. 17: Adressierte Schmutz- bzw. Schadstoffe

Quelle: Eigene Darstellung

Schmutz-/Schadstoff	Programme	
	Anzahl	Anteil
Phosphate (P)	33	54%
Stickstoffe (N)	23	38%
Schwebstoffe/Sedimente (TSS)	7	11%
Biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB)	6	10%
Ammoniak (NH ₃)	4	7%
Schwermetalle (Cd, Cu, Pb etc.)	3	5%
Salze	3	5%
Selen (Se)	2	3%
Wärmelast (Temp)	2	3%
Säuregehalt (pH-Wert)	1	2%
Quecksilber (Hg)	1	2%
Anzahl der Programme gesamt	61	
davon mehrere Stoffe adressiert	15	25%
davon ein Stoff adressiert	46	75%

Abb. 18: Eignung verschiedener Gewässerschadstoffe für Zertifikatesysteme

Quelle: In Anlehnung an van Mark et al. (1992)

Geringe Eignung	
Wassertemperatur/ Wärmelast	○ Beispiel: Kühlwassereinleitungen ⊖ Ausgeprägte Nahwirkungseigenschaften im Gewässer
pH-Wert	⊖ Hohe Sensitivität der Gewässerbiozönose ggü. pH-Wert ⊖ Verschiebung des $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$-Gleichgewichtes bei alkalischen Abwässern in Richtung des fischtoxischen Ammoniaks ⊖ Keine „einfache“ Neutralisation möglich (Mischungswert gleicher Wassermengen mit je pH=2 und pH=8 nicht pH=5, sondern pH=2,3)
Absorbierbare, organisch- gebundene Halogene (AOX)*	○ Beispiele: Dioxine (toxisch), Tetrachlorethen (unkritisch) ⊖ Zählt als Summerparameter zu den gefährlichen Stoffen, d.h. Kompensation nur bei gleichartiger qualitativer und quantitativer Zusammensetzung der Emissionen
Mittlere Eignung	
Schwermetalle	○ Ordnung nach abnehmendem Akkumulationsverhalten: Hg, Pb, Cd ~ Cr ~ Zn, Cu, Ni ⊖ Ökologische Wirkung, d.h. Toxizität, Akkumulations- und Dispersionsverhalten etc., abhängig von ihrer spezifischen Bindungsform (z.B. gelöst/ungelöst) ⊖ Ökologische Äquivalenz nur bei gleicher Bindungsform, d.h. spezifischer Emittentenkreis zusätzlich eingeschränkt
Biochemischer Sauerstoffbedarf in 5 Tagen (BSB ₅)*	○ Abbaubare Stoffe in einem Abwasser bzw. Gewässer, die vorwiegend sauerstoffzehrende Wirkung entfalten ⊖ Hohe Nahwirkung, d.h. ökologische Relevanz in erster Linie nahe der Einleitungsstelle ⊕ Skalierungsmaß für und damit Erfassung von einer breiten Menge von Schadstoffen
Chemischer Sauer- stoffbedarf (CSB)*	○ In vielerlei Hinsicht äquivalent zu BSB ⊕ Gelöster inerter CSB-Anteil (Störstoffe, d.h. nicht Zehr- oder Nährstoffe) dominiert nach biologischer Abwasserbehandlung ⊕ Bei Abwässern gleicher Herkunft CSB-Stoffe in qualitativer und quantitativer Hinsicht nahezu identisch
Hohe Eignung	
Stickstoff (Nährstoff)*	⊕ Hohe Fernwirkung / Gewässereutrophierung i.d.R. fernab der Quelle** ⊖ 4 Stickstoffparameter mit unterschiedlicher ökologischer Wirkung ⊕ Nitrat ($\text{NO}_3\text{-N}$) – hohe E., soweit nicht für die Gewässereutrophierung limitierend** ⊕ Organischer Stickstoff – hohe E., soweit überwiegend in persistenten Verbindungen; Abnahme durch biologischen Abbau, Sedimentation und Sorption ⊖ Nitrit ($\text{NO}_2\text{-N}$)/Ammonium ($\text{NH}_4\text{-N}$) – geringe E., da toxisch und stark sauerstoffzehrend ⊖ I.d.R. hoher Anteil der Gewässerbelastung aus diffusen Quellen
Phosphor (Nährstoff)*	⊕ Hohe Fernwirkung / Gewässereutrophierung i.d.R. fernab der Quelle** ⊕ Nicht toxisch, d.h. keine Berücksichtigung von Belastungsspitzen notwendig ⊖ Eingeschränkter intertemporaler Ausgleich, da keine ökologische Neutralität der Frachten über die Jahreszeiten ⊖ I.d.R. hoher Anteil der Gewässerbelastung aus diffusen Quellen
* Zählt zu den Summerparametern, d.h. umfassen in der Regel eine Vielzahl von Stoffen deren unterschiedliche Emissionsbeiträge zwar hinsichtlich einer eindimensionalen ökologischen Schädwirkung (z.B. sauerstoffzehrende Eigenschaft) auf eine Indexgröße verdichtet werden können, aber in Abhängigkeit des Emissionsbündel (d.h. unterschiedlicher Stoffzusammensetzung) unterschiedliche ökologische Nebeneffekte auftreten können. Kompensationslösungen damit nur bei Substanzen mit gleicher oder ähnlicher Gewässerwirkung sinnvoll. ** Nitrate und Orthophosphate können nur in langsam fließenden Abschnitten als Nährstoffe negativ wirken, d.h. problematisch, wenn im Unterlieger ein gestauter Gewässerabschnitt liegt Hinweis: Betrachtungen weitgehend auf Direkteinleiter begrenzt. Ausführungen unter der Annahme durchschnittlicher Verhältnisse bezüglich der Emissions- und Immissionsrandbedingungen.	

Lediglich 25% bzw. 16 von 65 Programmen beschränken sich auf einen reinen Handel zwischen Punktquellen und in weniger als 10% bzw. 5 von 65 Programmen ist der Handel vollständig auf diffuse Quellen begrenzt. In der überwiegenden Mehrheit ermöglichen die Rahmenbedingungen *übergreifende Transaktionen*. Letztlich verpflichtende Vorgaben gelten in diesen Programmen jedoch vermehrt nur für Punktquellen.

Die in den Programmen angesetzten Verrechnungsfaktoren der Schadstoffmengen zwischen diffusen Quellen und Punktquellen spiegeln regelmäßig einen Sicherheitsabschlag aufgrund der bestehenden Monitoring- bzw. Bewertungsprobleme von Schadstoffzuführungen aus bzw. Vermeidungsmaßnahmen von diffusen Quellen wider. Das reduziert zwar theoretisch die Kosteneffizienz, da aus Sicht der Punktquellen jeder Erwerb von Emissionsrechten von diffusen Quellen tendenziell teurer und damit weniger attraktiv wird, die marginalen Vermeidungskosten diffuser Quellen (insb. bei Nährstoffen) sind aber aufgrund der bereits hohen Vermeidungsquoten bei Punktquellen (stärkere Reglementierung aus bestehenden Auflagen) in der Regel deutlich niedriger.¹²¹

Marktstrukturen für übertragbare Verschmutzungsrechte lassen sich nach ihrem (abnehmenden) Institutionalisierungsgrad in vier Grundformen unterscheiden: Börse, Clearinghaus, bilaterale Verhandlungen und Offsets von Einzelemittenten. Letztere umfassen in dieser Logik Strukturen, in denen Emittenten Vermeidungsanstrengungen in ihrem originären Schadstoffausstoß durch nicht-standardisierte Maßnahmen (einmalig) an einem anderen Ort bzw. an anderer Stelle befreiend ersetzen können.

Eine trennscharfe Abgrenzung der Kategorien ist in der Praxis nicht möglich und innerhalb eines Programms können durchaus mehrere Strukturen Seite an Seite ihren Einsatz finden (z.B. im Tar-Pamlico Program in den USA mit einem bilateralen Ansatz bei Transaktionen zwischen Punktquellen und einem Clearinghaus-Ansatz für Transaktionen zwischen Punktquellen und diffusen Quellen). Die alternativen Marktformen weisen signifikante Unterschiede in ihren Transaktionskosten auf (i.W. Kosten in Verbindung mit der Suche nach und Informationen zu Kontraktpartnern, Preisen, Volumen etc.). Da jedoch auch durch den Einsatz von Dispersionskoeffizienten als Umrechnungsfaktoren zwischen verschiedenen Emittenten nur ein begrenztes Maß an Uniformität des gehandelten Gutes (Einleitungsrechte) erzeugt werden kann, finden sich in der WQT-Praxis alle Formen der Marktstrukturen. Wie in Abb. [19] ersichtlich dominieren dabei erwartungsgemäß bilaterale Verhandlungen – sie ermöglichen ein

¹²¹ Vgl. auch Hoag&Hughes-Popp (1997) und Davies&Mazurek (1997); Nach Schätzungen der US-Umweltbehörde von 1994 könnten die Kosten zur Verringerung der laufenden Phosphat- und Stickstoffbelastungen der Gewässer landesweit um bis zu 5,6 Mrd. US-Dollar gesenkt werden, wenn 470 ausgewählte Punktquellen entsprechende Vermeidungsmengen von diffusen Quellen erwerben könnten. [vgl. EPA (1994)]

größtmögliches Maß an Flexibilität in der Gestaltung der Kompensationsabsprachen; daneben laufen strenge behördliche Vorgaben zur Wahrung der ökologischen Strukturbedingungen (z.B. Einzelfreigabe der Transaktionen nach behördlicher Prüfung) und haftungsrechtliche Bestimmungen im Gewässerschutz dem Einsatz von Börsen und Clearinghäusern zuwider. Nicht berücksichtigt sind an dieser Stelle Offsets von Einzelemittenten, da sie zwar grundsätzlich als marktbasierende Instrumente verstanden werden können, aber keinen Handel im eigentlichen Sinne darstellen und sich damit einem Vergleich der Markteffizienz mit den drei anderen Grundformen bzw. Strukturen weitgehend entziehen.¹²²

Abb. 19: Verbreitung von WQT-Marktstrukturen

Quelle: Eigene Darstellung

Struktur	Verbreitung*	Beispiele (aktive Programme)
Börse	~ 20%	• Chesapeake Bay, USA • Pennsylvania WQT Program, USA • Hunter River, Australien
Clearinghaus	~30%	• Tar-Pamlico, USA** • Long Island, USA • South Nation River, Kanada
Bilaterale Verhandlungen	~ 50%	• Grassland Area, USA • Lake Dillon, USA • Murray-Darling Basin, Australien
* Basis: 30 aktive und abgeschlossene Programme, Pilotprojekte und Simulationen ** Zentralisiert für Punktquellen-diffusen Quellen, bilateral zwischen Punktquellen		

Da die Qualität des Wassers als Inputfaktor in der *Privatwirtschaft* einen direkten Kostenbezug hat, verfolgen eine Reihe von Unternehmen auch in Europa in Ergänzung bzw. unabhängig vom staatlichen Engagement Kooperationsmaßnahmen, um die Schadstoffzufuhr in die durch sie genutzten Gewässersysteme positiv zu beeinflussen. So finanziert das Versorgungsunternehmen South West Water in Großbritannien Maßnahmen in der Landwirtschaft, um den Nährstoffeintrag in die von ihm genutzten Wasserläufe zu reduzieren und damit langfristig die Betriebskosten (d.h. i.W. Wasseraufbereitung zur Trinkwasserversorgung) zu senken.¹²³ Das Unternehmen Perrier-Vittel (heute: Nestlé Waters) hat im Nordosten Frankreichs in den 1990ern ein langfristiges Finanzierungsprogramm für Maßnahmen zur Reduktion der lokalen Nährstoff- und Pestizideinträge durch die Landwirtschaft aufgesetzt, um die Qualität des abgefüllten Flaschenwassers zu sichern und die Marke damit zu schützen. Nach Schätzungen des Unternehmens ist die Finanzierung von baulichen Maßnahmen bei den Landwirten, der Erwerb bzw. die Aufforstung von stillgelegten Ackerflächen und so weiter letztlich günstiger und

¹²² Für eine ausführliche Gegenüberstellung der unterschiedlichen Marktstrukturen in Systemen übertragbarer Verschmutzungsrechte in der Wasserreinhaltepolitik sei auf Woodward&Kaiser (2002) und Woodward et al. (2002) verwiesen.

¹²³ Vgl. Unternehmensangaben, verfügbar unter <http://www.southwestwater.co.uk/index.cfm?articleid=7398>

effektiver als der Aufbau und Betrieb zusätzlicher Wasseraufbereitungsanlagen.¹²⁴ Diese privatwirtschaftlichen Initiativen stellen zwar keine Handelssysteme dar, greifen aber auf den ökonomischen Kern eines jeden Zertifikatesystems zurück – der Kostenheterogenität zur Erreichung eines bestimmten Qualitätszieles.

6.2.2 Performance der Programme

Mit dem Einsatz übertragbarer Emissionsrechte im Bereich der Wasserreinhaltepolitik haben die USA, wie bei der Steuerung von Luftverschmutzungen und der Bodennutzung, wieder eine internationale Vorreiterrolle eingenommen. Die breite Literatur zur Bewertung der US-Programme zeichnet dabei ein gemischtes Bild der *Erfolgsbilanzen*. Zu einem der bisher erfolgreichsten Programme zählt, neben dem Tar-Pamlico Nutrient Trading Program, unter anderem das Long Island Sound Nitrogen Credit Exchange Program (LI) in Connecticut, USA. Im LI-System können 79 kommunale Kläranlagen Stickstoff-Emissionsrechte handeln. Über einen Zeitraum von 15 Jahren werden dadurch Kosteneinsparungen von insgesamt bis zu 200 Millionen US-Dollar unter Einhaltung der Umweltziele erwartet.¹²⁵ In der Mehrzahl der Programme ist die Funktionsfähigkeit der Zertifikatemärkte zur Bekämpfung der Wasserverschmutzung jedoch noch stark eingeschränkt bzw. es ist (noch) kein aktiver Handel zu beobachten.¹²⁶ Die theoretischen Einsparungen von bis zu 80% gegenüber klassischen ordnungsrechtlichen Instrumenten wurden in der Regel entsprechend nicht realisiert.

Abb. [20] beinhaltet einen Vergleich wichtiger Eckpunkte der Luft- und Wasserverschmutzung als *Erklärungsansätze* für die bisher unterschiedliche Performance von Zertifikatesystemen als umweltpolitische Instrumente in diesen Bereichen. Basis ist dabei das US Acid Rain Program, welches als bisher erfolgreichstes Zertifikatesystem in der Luftreinhaltepolitik der USA gilt.¹²⁷

¹²⁴ Vgl. auch Perrot-Maître (2006)

¹²⁵ Vgl. Breetz et al. (2004) und EPA (2003)

¹²⁶ Die Angaben zum Umfang der realisierten Transaktionen in den einzelnen Programmen weichen in der Literatur voneinander ab.

¹²⁷ Für einen Vergleich der Ansätze und Ziele der US-amerikanischen Luft- und Wasserreinhaltepolitik (CAA und CWA) siehe unter anderem Adler (1999).

Abb. 20: Charakteristika von Luft- und Wasserverschmutzung

Quelle: In Anlehnung an Pharino (2006)

Bereich	Luft (Saurer Regen)	Wasser (Fließgewässer)
Regulierung	US Clean Air Act (CAA): SO₂-Reduktionsziele für alle Beteiligten verpflichtend	- US Clean Water Act (CWA): - Reduktionsziele nur für betroffene Punktquellen verbindlich, für diffuse Quellen freiwillig - Technologieorientierte Auflagenpolitik als Hindernis für kosteneffiziente Zielerreichung
Quellen der Verschmutzung	- Homogene, eindeutig identifizierbare Emittenten (SO₂: Kraftwerke) - Mehrheit der SO₂-Emittenten für Vermeidung verantwortlich bzw. der relevanten Emittenten vom System erfasst	- Heterogene Emittentenstruktur über verschiedene Sektoren und Branchen - Viele verschiedene, teilweise miteinander interagierende Schadstoffe - Kontrolle auf Verursacher mit eindeutig zurechenbaren Emissionen begrenzt
Diffuse/mobile Quellen	- Geringer Anteil der SO₂-Emissionen aus diffusen/mobilen Quellen - Abwanderung/Verlagerung mobiler Quellen (d.h. Kraftfahrzeuge) in andere Regionen möglich	- Hoher Anteil der Wasserverschmutzungen aus diffusen Quellen, Emissionsvolumen schwer zuzuordnen und zu quantifizieren - Keine Abwanderung/Verlagerung diffuser Quellen (d.h. i.W. landwirtschaftl. Betriebe)
Transport der Schmutz-/Schadstoffe	- Lufträume größer als Wasserscheiden - Luftschadstoffe multi-direktional durch Wind verteilt - Luft kann nicht aus dem System bewegt werden	- Relative Größe der Wasserscheiden kleiner als entsprechende Lufträume - Wasserschadstoffe fließen immer uni-direktional zum niedrigsten Punkt (downstream) - Wasser kann für alternative Verwendung entnommen werden
Monitoring	Zuverlässige technische Lösungen, damit verlässliche Messung und Kontrolle	Akkurate Kontrolle nur bei Punktquellen möglich, bei diffusen Quellen indirekte Monitoringmethoden (Koeffizienten auf Faktoreinsätze, statistische Verteilung etc.)
Alternativen in Produktion und Konsum	Relativ leicht: einfache Substitute bei den Produktionsmitteln (z.B. Kohle mit geringerem Schwefelgehalt), Einsatz von Abscheidern	Relativ aufwendig: Redesign von Produktionsprozessen (Schadstoffreduktion), Reduktion des Wassereinsatzes (Verschmutzungsvermeidung)
Mengenbilanz und ökologische Transformation (SO ₂ ggü. Nährstoffen)	Einfache Mengenbilanz – SO₂ ist ein Stock Pollutant und wird langsam assimiliert	- Komplexe Massenbilanz – z.B. Stickstoff mit vier Grundtypen (org. Stickstoff, Ammoniak, Nitrate, Nitrite) und Flow Pollutant - Umfangreiche Aufnahme von Nährstoffen (N, P) durch aquatische Organismen

Wasserverschmutzungen sind immer auf einen in seiner geografischen Ausdehnung gegebenenfalls eng begrenzten Wasserkörper beschränkt. Damit ist die Zahl der potentiellen Handelspartner in der Regel geringer als bei Luftschadstoffen und es wird schwieriger für Emittenten passende Transaktionen abzuwickeln. Die Größe der Märkte wird zusätzlich dadurch eingeschränkt, dass viele Programme als Piloten und Vorstufen bewusst regional oder sektoral begrenzt werden, die ökologischen Vorgaben teilweise noch zu schwach sind (d.h. die Verschmutzer können die Emissionsziele auch ohne Handel relativ problemlos erreichen) und die Berücksichtigung von Emissionen aus diffusen Quellen mit hohen Transaktionskosten

verbunden ist.¹²⁸ Darüber hinaus sind, trotz zunehmender gesetzlicher Regelung auf Ebene der US-Bundesstaaten, notwendige effektive Rahmenbedingungen bei den Einzelprogrammen noch regelmäßig dem politischen Abstimmungsprozess zum Opfer gefallen (sei es die Institutionalisierung verschiedener Aufgaben mit der Bestimmung der grundlegenden Rechte und Pflichten der Beteiligten, der Verteilung damit im Zusammenhang stehender Kosten oder der Festlegung grundlegender Aspekte wie den Verrechnungssätzen von Emissionen).

Einen Lösungsansatz zur Bewältigung der (prohibitiv) hohen Transaktionskosten stellt die bereits in vier Wassereinzugsgebieten der USA genutzte *NutrientNet-Plattform* des World Resource Institute (WRI) dar. Sie adressiert eine Reihe von Problemen beim praktischen Einsatz von Zertifikatesystemen im Wasserqualitätsmanagement. Dazu gehört:¹²⁹

- die Senkung der Transaktionskosten durch die Institutionalisierung des Handels über eine Online-Plattform, welche den Behörden gleichzeitig erlaubt, die Projekte, Zertifikate und den Handelsverlauf zu verfolgen,
- die Verringerung der Unsicherheiten im Zusammenhang mit diffusen Quellen durch eine standardisierte Ermittlung der Emissions(vermeidungs)mengen,
- die Teilnahme der Öffentlichkeit und die behördliche Aufsicht durch größere Transparenz zu Preisen und Transaktionen, grundlegende Informationen zum Handel und die Verbreitung von Best-Practice-Ansätzen über einzelne Einzugsgebiete hinweg.

Einen grundlegenden Ansatz zur Kontrolle und Steuerung der Schadstoffemissionen aus *diffusen Quellen* verfolgt die US-Umweltbehörde bei landwirtschaftlichen Betrieben bereits mit der Forderung nach dem Einsatz von Best Management Practices (BMP). Durch Maßnahmen wie die Bepflanzung zur Erosionsbekämpfung (im Rahmen des Conservation Reserve Program) und bauliche Anpassungen von Wasserwegen können dabei durch den Träger Zertifikate in Form von Pollution Credits erworben und in entsprechenden WQT-Systemen genutzt werden. (Abb. [21] gibt einen Überblick über weitere Maßnahmen im landwirtschaftlichen Bereich zur Steuerung anthropogener Schadstoffeinleitungen aus diffusen Quellen.) In Europa bestehen vergleichbare Wasserschutzprogramme im Grunde nur in Form von öffentlichen Finanzierungshilfen für Einzelmaßnahmen im Agrarsektor. Ausnahmen bilden die in den Niederlanden und Flandern eingeführten Ausbringungsquoten für Tierfäkalien, welche in ihrer (zeitweisen) Ausgestaltung als übertragbare Emissionsrechte bzw. marktliche Ansätze im

¹²⁸ Vgl. auch Fang et al. (2005), King (2005), Breetz et al. (2004), King&Kuch (2003), Johansson (2002) und Jarvie&Solomon (1998)

¹²⁹ Vgl. auch Internetpräsenz unter <http://www.nutrientnet.org>

Rahmen der Umsetzung der Belastungsvorgaben nach der Nitratrichtlinie der EU von 1991 interpretiert werden können.¹³⁰

Abb. 21: Elements of a best management practice strategy in agriculture

Quelle: In Anlehnung an Cestti et al. (2003)

Best Management Practice	Managing Sediment	Managing Nutrients	Managing Pesticides	Managing Confined Animal Facility	Managing Livestock Grazing
Permanent vegetative cover	X	X			X
Animal waste management system		X		X	
Strip cropping systems	X	X	X		
Terrace system	X	X	X		
Diversion system	X				X
Grazing land protection system	X	X			X
Waterway system	X				X
Cropland protection system	X	X			
Conservation tillage system	X	X			X
Stream protection system	X				X
Sediment retention and erosion	X				
Tree planting	X	X			X
Fertilizer management		X			
Pesticide management			X		

¹³⁰ Das Quotensystem wurde in den Niederlanden 1988 eingeführt und 1994 zu einem temporären Handelssystem ausgebaut. Das 1991 in Flandern eingeführte Quotensystem wird von der OECD als derzeit einzige Mengenlösung zur Steuerung von Schadstoffzuführungen in Gewässer in der Gemeinschaft geführt.; vgl. Wossink (2003) und OECD (2010)



7 Wasserreinhaltepolitik in Europa

Die Vielzahl der laufenden und abgeschlossenen Programme zeigt, dass Zertifikatesysteme im Gewässerschutz grundsätzlich in einem breiten Spektrum entlang der adressierbaren Schadstoffe und Emissionsquellen flexibel eingesetzt werden können. Um ihren zeitnahen Einsatz in Europa beurteilen zu können, ist im ersten Schritt ein Verständnis für den institutionellen Rahmen der Wasserreinhaltepolitik der Gemeinschaft aufzubauen. Dies beinhaltet die Organisation und Geschichte der EU-Umweltpolitik, um die aktuelle Struktur und den damit verbundenen Regelungsgehalt auf Gemeinschaftsebene evolutionär zu verstehen, und die Inhalte (d.h. Ziele und Ausgestaltung) der Wasserrahmenrichtlinie als wichtigster Rechtsakt im Gewässerschutzansatz bzw. als übergreifender umweltpolitischer Rahmen des Wasserqualitätsmanagements in der EU.

7.1 Grundlagen der EU-Umweltpolitik

7.1.1 Organisation der EU-Umweltpolitik

Nach Art. 191 Abs. 1 des Vertrags über die Arbeitsweise der Europäischen Union (AEUV)¹³¹ verfolgt die Umweltpolitik der Gemeinschaft folgende *Ziele*:

- die Erhaltung und den Schutz der Umwelt sowie die Verbesserung ihrer Qualität,
- den Schutz der menschlichen Gesundheit,
- die umsichtige und rationelle Verwendung der natürlichen Ressourcen,
- die Förderung von Maßnahmen auf internationaler Ebene zur Bewältigung regionaler oder globaler Umweltprobleme.

Obwohl Letzteres erst mit dem Vertrag von Maastricht 1992 in den Katalog aufgenommen wurde, um der zunehmenden Globalisierung von Umweltproblemen Rechnung zu tragen, engagiert sich Europa auf Gemeinschaftsebene schon seit Anfang der 1970er in internationalen Umweltabkommen.

Als maßgebliche *Grundprinzipien* definiert Art. 191 Abs. 2 AEUV die Vorsorge und Vorbeugung (d.h. der Präventivcharakter von Umweltschutzmaßnahmen steht im Mittelpunkt), die vorrangige Bekämpfung der Umweltbeeinträchtigungen an ihrem Ursprung und das

¹³¹ Der Vertrag zur Gründung der Europäischen Wirtschaftsgemeinschaft (EWGV) von 1957 wurde 1986 durch die Einheitliche Europäische Akte (EinhEuA) um eine Reihe umweltrelevanter Artikel ergänzt und mit Maastricht 1992 in Vertrag zur Gründung der Europäischen Gemeinschaft (EGV) umbenannt. Der EGV wurde durch Amsterdam 1997 neu nummeriert und teils geändert und durch Lissabon 2009 in Vertrag über die Arbeitsweise der Europäischen Union (AEUV) umbenannt und nochmals neu nummeriert. Im weiteren Verlauf der Arbeit werden zum besseren Vergleich relevante Verweise zwischen den Vertragswerken entsprechend indiziert. Der Art. 191 Abs. 1 AEUV entspricht danach inhaltlich dem Art. 174 Abs. 1 EGV (1997) bzw. Art. 130r Abs. 1 EWGV (1986) / EGV (1992).

Verursacherprinzip. Mit der Integrationsklausel sind die Erfordernisse des Umweltschutzes als Bestandteil der anderen Politiken der Gemeinschaft zu betrachten, d.h. die Erfordernisse des Umweltschutzes müssen bei der Festlegung und Durchführung der Gemeinschaftspolitiken und -maßnahmen, insbesondere zur Förderung einer nachhaltigen Entwicklung, einbezogen werden.

Mit dem Start des ersten Umweltaktionsprogramms (Environmental Action Program bzw. EAP) im Jahr 1973 wurde das *Verursacherprinzip* (Polluter Pays Principle bzw. PPP) erstmals als generelles Prinzip der Umweltpolitik der Europäischen Gemeinschaft etabliert und 1975 dazu konkrete Anwendungsempfehlungen verabschiedet. Mit der Erweiterung des EWG-Vertrags durch die Einheitliche Europäische Akte (EinhEuA) erfolgte dann 1986 die formale Festschreibung. Zur Minderung ökonomischer Härten bei der Umsetzung des Prinzips im Rahmen von umweltpolitischen Erlassen waren Ausnahmen und Staatsbeihilfen im Übergangsprozess erlaubt, welche nach einer ersten Phase 1974-1980 nochmals bis 1986 verlängert wurden.¹³²

In ihrem Weißbuch aus dem Jahr 2000 hat die EU-Kommission höchstselbst noch die unzureichende Umsetzung des im Grunde theoretischen Konzepts des Verursacherprinzips in der Umweltpolitik der Gemeinschaft bemängelt.¹³³ Erst mit der EU-Umwelthaftungsrichtlinie von 2004 wurde eine Vorschrift erlassen, welche ausdrücklich auf dem nahezu 20 Jahre zuvor festgeschriebenen PPP basiert. Als Rechtsinstrument schafft die Richtlinie einen einheitlichen Haftungsansatz zur Vermeidung und Sanierung von Umweltschäden („Ökoschäden“ i.S.v. von Schäden an Tieren, Pflanzen, natürlichen Lebensräumen, Wasserressourcen und Böden) aus explizit aufgeführten beruflichen Tätigkeiten und bei vorsätzlicher oder fahrlässiger Handlung. Eine adäquate Lösung für das Problem einer verursachergerechten Zuordnung von Belastungen in der Konzeption marktwirtschaftlicher Instrumente ist aber in der Umweltpolitik der Gemeinschaft bis heute weiterhin offen.

Mit dem als Besserklausel bezeichneten Passus des Art. 130r Abs. 4 der Erweiterung des EWG-Vertrags durch die EinhEuA wurde 1986 erstmals das *Subsidiaritätsprinzip* für umweltpolitische Entscheidungen festgeschrieben. Danach darf die Gemeinschaft in Fällen, in denen sie keine ausschließliche Zuständigkeit besitzt, nur handeln, wenn die betreffenden Ziele auf Gemeinschaftsebene besser erreicht werden können als auf nationaler Ebene. Mit dem Maastricht-Vertrag von 1992 wurde das Subsidiaritätsprinzip über die Umweltpolitik hinaus als allgemeiner Grundsatz verankert.

¹³² Vgl. auch UBA (2003), Johnson&Corcelle (1992), Boie (2005)

¹³³ Das PPP ist dahingehend theoretisch, als dass die klare Identifikation von bzw. der (rechtliche) Zugriff auf die „Verursacher“ der Umweltbelastung in der Praxis oft schwierig oder streng objektiv unmöglich ist.

Niederschlag fand das Subsidiaritätsprinzip implizit bereits vorher unter anderem in der Teilnahme der EU-Kommission als Vertretung der Europäischen Gemeinschaft an staatenübergreifenden bzw. internationalen Umweltkonventionen. Im Vordergrund stand dabei die Wasserverschmutzung (z.B. die Abkommen von Oslo 1972 und Paris 1974 zu mariner Verschmutzung, die Ostseekonferenz 1974 in Helsinki oder die Konvention zum Schutze des Rheins gegen chemische Verschmutzung von 1977) und weniger die Luftverschmutzung (insb. das Genfer Luftreinhalteabkommen von 1979 und die Wiener Konvention zum Schutz der Ozonschicht von 1985) oder der Artenschutz von Flora und Fauna (das Washingtoner Artenschutzabkommen von 1973).¹³⁴

Die relevanten *Regelungsbereiche* der EU-Umweltpolitik umfassen Wasser- und Luftverschmutzung, Abfallmanagement, Lärmreduktion, Chemikalienkontrolle und Artenschutz.¹³⁵ Das Maßnahmenspektrum umfassen dabei auch präventive Maßnahmen im Sinne einer vorgelagerten Analyse und Bewertung der Umwelteinflüsse geplanter Initiativen (z.B. Baumaßnahmen) und seit 1984 Finanzhilfen auf Grundlage des GUA-Programms für die Entwicklung umweltfreundlicher Technologien, der Abfallverwertung und den Schutz von Biotopen.¹³⁶

Grundlegender Bestandteil der EU-Umweltpolitik ist eine intensive *Forschungsarbeit*, welche entweder direkt durch das Joint Research Centre (JRC) oder im Auftrag durch nationale Institutionen erbracht wird. Das JCR ist die gemeinsame Forschungsstelle der EU und erarbeitet die wissenschaftlichen Fakten als Grundlage für Gesetzesinitiativen in Brüssel zu europaweit harmonisierten Standards (z.B. im Bereich von Abgasnormen, Bauvorschriften und gentechnisch veränderten Lebensmitteln).¹³⁷

¹³⁴ Die Kritik der BRD an der starren antiregulatorischen Haltung der EG bei den FCKW-Verhandlungen 1986 zeigt, dass die Auslegung des Subsidiaritätsprinzip in der Gemeinschaft auch durch die Umweltphilosophien der Einzelstaaten (d.h. die individuelle Priorisierung verschiedener Umweltprobleme, die Einstellung zum Einsatz verschiedener umweltpolitischer Instrumente u.s.w.) beeinflusst wird.; vgl. auch Huckestein (1996), EU (2010), Johnson&Corcelle (1992)

¹³⁵ Die Chemikalienkontrolle zielt auf den Verbraucherschutz und adressiert in erster Linie die Produktgestaltung. Durch Regelungen zu Inhaltsstoffen hat sie auch für die (Außen)Handelspolitik im Sinne von Importbeschränkungen besondere Bedeutung. Der Artenschutz bzw. die Artenvielfalt der Flora und Fauna hat erst in den 1980ern an Bedeutung gewonnen und steht in seiner Regelungsdichte und Bedeutung noch nachrangig zu anderen Umweltbereichen.

¹³⁶ Die vorgelagerte Bewertung von Entwicklungsprojekten aller Bereiche hinsichtlich ihrer Umwelteffekte (insb. Agrar als bedeutendster Bereich, daneben Transport, Energie, Verbraucherschutz, Beschäftigung, Industrie etc.) verdeutlicht den bestehenden Integrationsgrad des Umweltschutzes in andere Politikbereiche der Gemeinschaft. [vgl. Johnson&Corcelle (1992)]

¹³⁷ Das JCR ist ein Konglomerat aus sieben Forschungsinstituten. Ende 2009 arbeiteten mehr als 2.700 Mitarbeiter mit einem Budget von ca. 370 Millionen Euro am Hauptsitz in Ispra (Italien) und weiteren Standorten in Belgien, Deutschland, den Niederlanden und Spanien.; für ausführliche Informationen siehe im Internet www.ec.europa.eu/dgs/jrc.



Mit *Informationskampagnen* soll beim Bürger das Bewusstsein für umweltpolitische Maßnahmen in der EU-Gemeinschaft stimuliert werden. So wurde 1987 zum „Europäischen Jahr der Umwelt“ ausgerufen. Ziel war unter anderem zu verdeutlichen, dass Umweltschutz nicht in Konkurrenz zu wirtschaftlicher Entwicklung steht, sondern dadurch vielmehr Arbeitsplätze geschaffen werden können.

Nach Art. 288 des AEUV¹³⁸ stehen den Organen der Gemeinschaft fünf unterschiedliche Arten von *Rechtsinstrumenten* zur Verfügung:¹³⁹

- „Verordnungen“ sind für alle Mitgliedsstaaten bindend und in der Regel auf spezifische Sachfragen ausgerichtet (z.B. Finanzfragen). In der Umweltpolitik der Gemeinschaft wurden sie bisher selten genutzt.
- „Richtlinien“ sind nur bindend im Sinne der Zielerreichung, d.h. der Weg dorthin ist den Staaten durch die freie Wahl der Form und Mittel selbst überlassen. Sie stellen ein sehr flexibles Instrument dar und sind daher passend für umweltpolitische Sachverhalte.
- „Beschlüsse“ (auch „Entscheidungen“) sind für die betroffenen Staaten bindend und wurden in der Umweltpolitik der Gemeinschaft bisher in erster Linie im Bereich der internationalen Konventionen und bei Prozessfragen (insb. beim Monitoring von Umweltdaten) genutzt.
- „Empfehlungen“ und „Stellungnahmen“ sind deklaratorischer Natur und werden in der Regel von der Kommission erstellt. Sie haben keinen bindenden Charakter und sind damit im eigentlichen Sinn keine Rechtsinstrumente. Sie stellen eine Möglichkeit dar, den Einsatz von Zertifikatesystemen in der Umweltpraxis der Mitgliedsstaaten zu stimulieren, ohne sie gegen massiven politischen Widerstand Einzelner forcieren zu müssen.

Die politische Handlungsfähigkeit der Gemeinschaft in Umweltfragen hängt nicht zuletzt in wesentlichem Maße von dem System der Entscheidungsfindung ab. Wie in anderen Bereichen erarbeitet die Kommission auch in der Umweltpolitik unter Mitarbeit diverser Arbeitszirkel Vorschläge für Richtlinien, welche vom Rat unter Anhörung des Parlaments geprüft, gegebenenfalls mit Revisionsforderungen wieder zurückgereicht, und letztlich verabschiedet werden. Dieser Prozess dauert im Durchschnitt zwei Jahre.

Die Beschlussfassung innerhalb des *Rechtssetzungsverfahrens* hat sich in drei Etappen mit der zunehmenden Erweiterung der Gemeinschaft entwickelt:

¹³⁸ Entspricht Art. 249 EGV (1992) bzw. Art. 189 EWGV (1986)

¹³⁹ Vgl. Hildebrand (2005)

- Das im EWG-Vertrag 1957 von den damals sechs Mitgliedsstaaten in Rom beschlossene Einstimmigkeitsprinzip galt auch für alle umweltbezogenen Entscheidungen. Damit wurde für die kommenden 30 Jahre in Umweltfragen das „System des kleinsten gemeinsamen Nenners“ etabliert und die Handlungsfähigkeit der Gemeinschaft in einem Bereich, der auch immer so wichtige Felder wie die Wirtschafts- und Sozialpolitik tangiert, im Grunde gelähmt.
- Nach der Erweiterung auf 12 Mitglieder wurde mit der Einheitlichen Europäischen Akte 1986 für das Abstimmungsverfahren die qualifizierte Mehrheit eingeführt. Davon ausgenommen, aber unbeschadet der Regelungen zum Binnenmarkt, waren nach Art. 130s Abs. 2 EWGV (1986)¹⁴⁰ Umweltsteuern, Maßnahmen der Raumordnung (Planung), die Nutzung von Boden und Wasserressourcen und Fragen der Struktur der Energieversorgung.¹⁴¹ Die Bestrebungen der Mitgliedsstaaten, die nationale Hoheit über die Steuergesetzgebung und damit über ihren Haushalt umfänglich zu wahren, sind leicht verständlich. Damit wurde im Grunde jedoch auch das umweltpolitische Engagement der Gemeinschaft zwangsweise auf ökonomisch ineffiziente ordnungsrechtliche Instrumente beschränkt, denn eine Harmonisierung von Steuerfragen jeglicher Art war generell noch nicht ausgeprägt und ausreichende Erfahrungen mit anderen marktwirtschaftlichen Instrumenten der Umweltpolitik, wie Zertifikatesystemen, gab es noch nicht. Darüber hinaus sprechen Lieferink&Andersen (2005) von einer „künstlichen Dichotomie“, da in der Regel nur wenige Entscheidungen durch Abstimmungen direkt getroffen werden. Vielmehr wird im Rat bis zur Konsensfindung diskutiert und die anschließende Abstimmung ist nur noch Makulatur.
- Nach dem Beitritt von Österreich, Finnland und Schweden und der anstehenden Osterweiterung um weitere zehn Staaten wurde mit dem Vertrag von Nizza in 2001 das Abstimmungsverfahren nochmals angepasst und die Stimmanteile der Mitgliedsstaaten auf einen gewichteten Modus umgestellt. Das hat zu einer „Machtverschiebung“ zugunsten der Staaten geführt, die zumindest derzeit kein Interesse an schärferen Umweltzielen haben.¹⁴²

¹⁴⁰ Entspricht Art. 175 EGV (1997) bzw. Art. 192 AEUV

¹⁴¹ Nach Entscheidung des EuGH 1991 zum Titandioxid-Fall hat der Art. 100a EWGV (qualifizierte Mehrheit in der Umweltpolitik bei Fragen der Harmonisierung des Binnenmarktes) Vorzug vor dem Art. 130s EWGV (Einstimmigkeit).

¹⁴² Vgl. auch Jordan (2005)

Jede Etappe ist zwar mit einer zunehmenden Verringerung der Blockademacht der Einzelstaaten verbunden, die Umsetzung der Beschlüsse wird durch die „Vetostaaten“ aber gegebenenfalls einfach ignoriert.¹⁴³

Die Vollendung bzw. der Schutz des friktionslosen *Binnenmarktes* war und ist ein wesentlicher Leitgedanke des Vertragswerkes der Europäischen Gemeinschaft. Es steht den Mitgliedsstaaten frei schärfere Umweltziele (bzw. „Schutzmaßnahmen“) auf nationaler Ebene zu verfolgen, solange die Regelungen zum Binnenmarkt davon unbeschadet bleiben.¹⁴⁴ So hat der Europäische Gerichtshof bereits 1988 entschieden, dass das damals in Dänemark eingeführte Flaschenpfandsystem damit im Einklang steht. Dem gegenüber stehen jedoch auch eine Reihe von Regelungen verschiedener Mitgliedsstaaten, welche vom EuGH als protektionistische Maßnahmen abgelehnt wurden (z.B. 1979 die Cassis-de-Dijon-Entscheidung zu der Klage der Rewe-Handelsgruppe gegen die Bundesmonopolverwaltung für Branntwein in Deutschland, 1982 die Klage eines deutschen Herstellers gegen die Vorgaben zu der Verpackungsform von Margarine in Belgien, 1987 die Klage der Europäischen Kommission gegen Deutschland zum Verkaufsverbot von Bier das nicht nach dem deutschen Reinheitsgebot gebraut wurde).

Relevante *Institutionen* der europäischen Umweltpolitik sind die EU-Kommission, der Ministerrat, das Europaparlament, der Europäische Gerichtshof und die Europäische Umweltagentur. Daneben nehmen diverse Interessengruppen und internationale Umweltregime Einfluss. Die Kommission kann, mit wenigen Ausnahmen, als Einziger den Rechtssetzungsprozess durch die Vorlage von Anträgen zur Entscheidung im Ministerrat einleiten und durch den Rückzug der Anträge jederzeit wieder stoppen. Zu ihren Aufgaben gehört auch die Ausarbeitung der Rahmenbedingungen zur Implementierung der Rechtsakte (z.B. die konkrete Ausgestaltung und die Anwendung von Zulassungsspezifikationen aus generellen Regelungen in den Richtlinien und Verordnungen).

Die verschiedenen Bereiche der EU-Politik finden innerhalb der Kommission in derzeit 37 Generaldirektionen (GD) ihren Niederschlag, welche in ihrer Funktion mit Ministerien auf nationaler Ebene vergleichbar sind. Die *Generaldirektion Umwelt* (DG ENV) ist hauptsächlich in Brüssel angesiedelt und ist von ca. 50 Mitarbeitern Mitte der 1980er auf heute ca. 750 Mitarbeiter angewachsen.¹⁴⁵ Ihre Hauptaufgabe ist es, neue Rechtsvorschriften im Umweltbereich zu initiieren und auszuarbeiten und sicherzustellen, dass Maßnahmen, die

¹⁴³ Vgl. auch Hildebrand (2005)

¹⁴⁴ Art. 193 AEUV bzw. Art. 176 EGV (1997) und Art. 130t EWGV (1986)

¹⁴⁵ Auf Basis der Personalstärke sind die Bemühungen um eine harmonisierte und effektive Umweltpolitik innerhalb der Gemeinschaft immer noch nicht als vorrangig zu bewerten – zum Vergleich mit Stand Frühjahr 2010: GD Landwirtschaft und ländliche Entwicklung: ca. 1.000 Mitarbeiter (MA), EU-Kommission gesamt: ca. 22.500 MA, Umweltbundesamt Deutschland: ca. 1.400 MA, Umweltschutzbehörde der USA: ca. 17.400 MA.

vereinbart wurden, in den Mitgliedstaaten auch tatsächlich umgesetzt werden. Dazu wurden im Umweltbereich im Zusammenhang mit verschiedenen Richtlinien weitreichende Informationspflichten der Staaten gegenüber der EU-Kommission festgelegt. Bei einer Verletzung von Rechtsvorschriften der Gemeinschaft kann die Kommission ein Verfahren gegen Staaten oder andere EU-Institutionen beim EuGH anstrengen.

Die Tätigkeitsbereiche der GD Umwelt umfassen neben Aspekten der Wasser-, Luft- und Bodenverschmutzung im Wesentlichen den Lärmschutz, Umweltchemikalien und Abfallmanagement. Einzelne Sachbereiche der Generaldirektionen unterliegen einer regelmäßigen Umstrukturierung, so wurden zum Beispiel Anfang 2010 die Referate Klimawandel und Schutz der Ozonschicht in die neu gegründete Generaldirektion für Klimaaktion (DG CLIM) überführt und Biotechnologie, Pestizide und Gesundheit in die GD Gesundheit und Verbraucher verlagert.

Seit 1993 wird die Zusammenarbeit mit anderen GDs bei der Erarbeitung von Umweltinitiativen zentral durch eine neu gegründete Unterabteilung der GD Umwelt koordiniert. Eine abgestimmte Umweltpolitik wird in der Gemeinschaft dabei nicht nur durch die Partikularinteressen der Staaten erschwert – trotz diverser Verwaltungsreformen betreiben einige Generaldirektionen eigene Umweltschutzabteilungen (z.B. Landwirtschaft, Unternehmen und Industrie), was sicherlich zu einer zumindest aus ökologischer Sicht nachteiligen Beeinflussung durch sektorale Partikularinteressen beiträgt.¹⁴⁶

7.1.2 Geschichte der EU-Umweltpolitik

Die Geschichte der Umweltpolitik der Europäischen Gemeinschaft ist durch *drei Phasen* mit einer zunehmenden Institutionalisierung gekennzeichnet: 1957-72 „Passive“ Umweltpolitik, 1973-86 „Aktive“ Umweltpolitik, seit 1987 „Integrierte“ Umweltpolitik.¹⁴⁷

1957-72 – *Passive Umweltpolitik* (von den Römischen Verträgen bis zur Umweltschutzkonferenz der UNO in Stockholm): In den Gründungsverträgen der Europäischen Gemeinschaft war eine europäische Umweltpolitik nicht vorgesehen, die politische Priorität des EWG-Vertrages lag auf der Harmonisierung des Binnenmarktes.¹⁴⁸ Umweltaspekte wurden nur soweit thematisiert, inwiefern sie bei ihrer Verfolgung übergeordnete ökonomische Aspekte tangierten. Die Umweltpolitik war durch pragmatische Ansätze geprägt und beschränkte sich

¹⁴⁶ Vgl. u.a. Knill&Lieberink (2007), EU (2010)

¹⁴⁷ Vgl. auch Jordan (2005), Hildebrand (2005) und Johnson&Corcelle (1992)

¹⁴⁸ Entgegen anderen Politikbereichen wie z.B. Agrar, (Außen)Handel und Transport; Umweltschutz nur in Ansätzen indirekt in Art. 2 EWGV („harmonious development of economic activities and ‚balanced‘ expansion“) und Art. 36 EWGV („banning or restriction of trade for reasons of ‚public health‘ and the ‚protection of animals and plants‘“)

auf wenige Erlasse im Zusammenhang mit dem Gesundheitsschutz und blieb inhaltlich auf den Abbau von Handelsschranken im Binnenmarkt begrenzt. Soweit umweltpolitische Maßnahmen Bezüge zu den anderen Politikbereichen der Gemeinschaft aufwiesen, konnten sie (nur) auf die jeweils einschlägigen Kompetenznormen gestützt werden, blieben jedoch den Zielsetzungen des jeweiligen Politikbereichs nachgeordnet.

1973-86 – *Aktive Umweltpolitik* (vom 1. Umweltaktionsprogramm bis zur Einheitlichen Europäischen Akte): In den 1970ern waren die nationalen Umweltmaßnahmen der Mitgliedsstaaten der Gemeinschaft derart fragmentiert, dass sie den friktionslosen Binnenhandel bedrohten. Parallel dazu waren die Bürger (und damit die Wähler) zunehmend für den Umweltschutz sensibilisiert und protestierten offen gegen die Umweltzerstörung.¹⁴⁹ Mit der Forderung nach einem umweltpolitischen Aktionsprogramm (EAP) in der Schlusserklärung der Pariser Gipfelkonferenz vom 20.10.1972 wurde der Weg zu einer eigenständigen, umfassenden Umweltpolitik eröffnet. Gestützt auf den in Paris erreichten politischen Konsens über die Notwendigkeit weiterer umweltpolitischer Maßnahmen und einer stärkeren Harmonisierung der Umweltvorschriften aller EU-Mitgliedsländer, nutzte die Kommission in der Folgezeit die vorhandenen Kompetenznormen (auf Basis der Präambel in Verbindung mit Art. 2 , Art. 100 und Art. 235 EWGV) extensiv aus (vgl. auch Abb. [23]). Die Koinzidenz mit der Ölkrise von 1973 erschwerte dabei jedoch den Einstieg in eine aktive Umweltpolitik der Gemeinschaft.

1987-heute – *Integrierte Umweltpolitik* (die Erweiterung des EWG-Vertrags mit der Einheitlichen Europäischen Akte): Die zunehmende Dringlichkeit grenzüberschreitender Umweltschutzmaßnahmen und die Kritik an den weiterhin als unzureichend empfundenen Kompetenzen der EG in diesem Bereich führten 1987 im Zusammenhang mit der Vertragsänderung durch die Einheitliche Europäische Akte zur Einfügung eines eigenständigen Kapitels Umwelt in den EWG-Vertrag. Die EG erhielt weitreichende Gesetzgebungskompetenz im Umweltbereich durch die neuen Art. 130r-t des EWG-Vertrags (in Kraft getreten mit der EinhEuA am 1.7.1987), wobei erstmalig das Subsidiaritätsprinzip in dem europäischen Vertragswerk verankert wurde. Durch diese klare Manifestation und Legitimierung kann man von da an nicht mehr nur de facto sondern auch de jure von Europäischer Umweltpolitik sprechen, welche bisher nur auf der rechtlichen Basis der Binnenmarktharmonisierung fußte. Die neu eingeführten Art 130r-t EWGV (1986) knüpften inhaltlich an die bis dahin in den Aktionsprogrammen (EAPs) festgelegten Grundsätze an, verliehen ihnen Rechtsqualität und

¹⁴⁹ U.a. aufgrund von Umweltkatastrophen, wie das Tankerunglück der Amoco Cadiz 1978 vor der Bretagne, der Rheinverschmutzung (insb. durch die Sandoz-Chemiekatastrophe 1986), saurem Regen und dem Bericht des Club of Rome zu den „Grenzen des Wachstums“ von 1972



schrieben die Bedeutung des Umweltschutzes für die anderen Politikbereiche fest. Mit der Erweiterung von 6 auf 12 Mitglieder erfolgte auch eine weitgehende Ausweitung der Entscheidungsfindung von Einstimmigkeit auf ein qualifiziertes Mehrheitswahlrecht.¹⁵⁰

Mit dem Vertrag von Amsterdam 1997 (in Kraft seit 1.5.1999) wurde der Grundsatz der *Nachhaltigen Entwicklung* in den EG-Vertrag durch die Einbeziehung des Prinzips in die Präambel und einer Ergänzung des Art. 2 EGV (1997) um die nachhaltige Entwicklung als eines der Ziele der Gemeinschaft aufgenommen. Darüber hinaus erfuhr die europäische Umweltpolitik eine bedeutende Verstärkung mit dem neuen Art. 6 EGV (1997), durch den der Umweltschutz in alle anderen Gemeinschaftspolitiken einbezogen wurde (sog. Querschnittsprinzip, bisher nur indirekt in Art. 130r Abs. 2 EWGV (1986) bzw. EGV (1992) verankert). Danach müssen die Erfordernisse des Umweltschutzes bei der Festlegung und Durchführung der Gemeinschaftspolitiken und -maßnahmen insbesondere zur Förderung einer nachhaltigen Entwicklung einbezogen werden. Der Umweltschutz wird damit fundamentaler Bestandteil von Wirtschafts-, Industrie-, Agrar- und Sozialpolitik. 2001 verabschiedeten die europäischen Staats- und Regierungschefs in Göteborg eine Strategie zur nachhaltigen Entwicklung.

Die EU positioniert sich in der laufenden Phase noch stärker als engagierter Partner in der internationalen Umweltpolitik, wobei das 1997 verabschiedete und mit der Ratifikation durch Russland letztlich in Kraft getretene Kyoto-Protokoll sehr viel Aufmerksamkeit erlangte. Heute verfolgt die EU einige der ambitioniertesten Umweltziele der Welt. Zum jetzigen Zeitpunkt kann dabei noch nicht beurteilt werden, inwiefern mit der Osterweiterung eine „neue Phase“ der Umweltpolitik der Gemeinschaft eingeläutet wurde.

¹⁵⁰ Ausnahmen siehe Kapitel 7.1.1 bzw. Art. 130s EWGV (1986); weitere Umstellung auf eine gewichtete Stimmabgabe in deutlich komplizierter Zählweise mit dem Vertrag von Nizza in 2001

Abb. 22: Umweltprogramme der Europäischen Gemeinschaft (EAP)

Quelle: Eigene Darstellung

Nr.	Laufzeit	Eckdaten
1.	1974-75	• Erstmalige Definition der grundlegenden Ziele: „improve the setting and quality of life, and the surrounding and living conditions“ • Etablierung des Vorsorgeprinzips als Kernaspekt des ersten EAP • Parallel zu Programmen im Verbraucherschutz, der Sozial- und Regionalpolitik
2.	1977-81	• Priorisiert Vermeidungsmaßnahmen im Wasser- und Luftbereich und liefert weitere und spezifische Maßnahmen zur Lärmreduktion
3.	1982-86	• Umwelt als konkrete Bewertungsdimension der anderen Politikbereiche • Klare Betonung der ökonomischen und sozialen Aspekte der Umweltpolitik (insb. Möglichkeit zur Linderung bestehender Wirtschaftsprobleme, wie der Arbeitslosigkeit) • Einführung einer vorgelagerten Kosten-Ertrags-Analyse für Umweltmaßnahmen
4.	1987-92	• Orientierung auf Umweltnormen in Form von direkten Grenzwerten für Schadstoffe (z.B. für Blei, Kupfer, Nickel, und Zink sowie Pestizide und Düngemittel) • Erwägungen zum Einsatz von Umweltabgaben auf Gemeinschaftsebene (z.B. gekoppelte CO₂-/Energiesteuer), aber letztlich nicht durchgesetzt (heute nur entkoppelt mit CO₂-Zertifikatesystem und Energiesteuerrichtlinie von 2003) • Weiterer Fokus auf Umweltaufklärung der Bürger
5.	1992-2000	• Ausarbeitung parallel zur Konferenz von Rio 1992 und der Agenda 21, damit Aufnahme der „Nachhaltigen Entwicklung“ in das Zielsystem der Umweltpolitik der Gemeinschaft • Kommission formuliert weitere Überlegungen zum Einsatz marktlicher Instrumente und anderweitiger Ansätze, die auf einer stärkeren Einbindung privater Akteure aufbauen
6.	2002-12	• Erarbeitung von „thematischen Strategien“ in sieben Bereichen (u.a. Luftreinhaltung, Meeresumwelt, Abfallvermeidung, Bodenschutz und Pestizide) • Schwerpunkt neben Klimawandel mit konkreten quantitativen Zielen für THG-Emissionen unter anderem auf angemessener Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie

Die grundlegende Referenzcharter bzw. den Fahrplan der umweltpolitischen Initiativen der Gemeinschaft bilden die für einen Zeitraum von bis zu zehn Jahren beschlossenen *Umweltaktionsprogramme* (EAP, siehe Abb. [22]). Während der Fokus erst auf dem Kampf gegen die (Neu)Verschmutzung der Umwelt lag, konzentrierte man sich ab Ende der 1980er vermehrt direkt auf die Verbesserung der Umweltqualität und den Schutz natürlicher Ressourcen. Schwerpunkte des laufenden 6. EAPs (2002-2012) sind insbesondere der Klimaschutz, die Bewahrung der Artenvielfalt und die Umweltprobleme der neuen EU-Beitrittsländer.

In den Anfangsjahren wurden für einzelne Wirtschaftssektoren in langwierigen und teils harschen Auseinandersetzungen verschiedene Richtlinien erarbeitet, welche von den Mitgliedsstaaten jedoch entweder verspätet oder letztlich gar nicht übernommen wurden.¹⁵¹ Die Kommission hat deshalb bereits Anfang der 1980er angedeutet, dass keine weiteren direkten Sektorproposal im Rahmen der EAPs mehr auf den Weg gebracht werden.

¹⁵¹ Z.B. wurde das Pulp&Paper-Sektorproposal von 1975 nie umgesetzt, obwohl die Abflüsse aus den Papiermühlen die Gewässer massiv belasten (Senkung der Sauerstoffsättigung, Verfärbung und Schaumbildung etc.), und die Titandioxid-Richtlinie konnte letztlich nur massiv modifiziert und erleichtert verabschiedet werden. [vgl. Johnson&Corcelle (1992)]

Wichtige Triebfedern für die internationale Umweltpolitik waren und sind die „grünen Pioniere“, d.h. Länder mit hohen Umweltstandards bzw. einer straffen Umweltagenda. Durch ihr Engagement in staatenübergreifenden Umweltabkommen können sie die daraus erwachsenen Wettbewerbsnachteile der eigenen Industrien ausgleichen und grenzüberschreitende Schadstoffemissionen senken.

Bis Anfang der 1990er bildeten Deutschland, Dänemark und die Niederlanden mit einem bereits entwickelten Umweltschutz und der Forderung nach grundsätzlich strikteren Vorgaben die „grüne Troika“ und den Motor der Umweltpolitik der EG. Während Dänemark sehr aktiv in den 1990er Jahren war, hat Deutschland sich früh als Frontrunner mit hohen nationalen Umweltstandards, insb. im Fahrzeugbereich, profiliert. Mit Schweden, Finnland und Österreich wurde die Gemeinschaft 1995 um weitere, und mit Schweden teils schärfere, Umweltbefürworter bereichert. Insbesondere in der Frühphase der aktiven Umweltpolitik der Gemeinschaft nahmen Frankreich, Luxemburg, Belgien und Italien eine neutrale Rolle ein. Relativ restriktiv agierten dagegen Großbritannien und Irland, die regelmäßig gegen straffe Vorgaben und eine umfangreiche Harmonisierung votierten. Diese Position spiegelt sich teilweise auch heute noch in der Diskussion um „Emissionsstandards“ gegenüber „qualitativen Zielen“ im Rahmen der Wasserrahmenrichtlinie wieder. Die südlichen Mitgliedsstaaten haben sich unter anderem wiederholt gegen eine Ökologisierung der Steuersysteme in der Gemeinschaft ausgesprochen und damit ein zunehmendes Nord-Süd-Gefälle in der Leader-laggard-Dynamik der Umweltstandards provoziert. Die Osterweiterung der EU hat zu einer weiteren Verschärfung durch eine zunehmende Diversifizierung des umweltpolitischen Profils der Mitgliedsstaaten geführt. Seit dem Vertrag von Nizza im Jahr 2001 bemängeln Umweltverbände in diesem Zusammenhang, dass durch das bestehende qualifizierte Mehrheitswahlrecht bei gewichteter Stimmabgabe und mit dem Eintritt tendenziell weniger umweltfreundlicher Mitgliedsstaaten auf absehbare Zeit keine weiteren Fortschritte in der Umweltpolitik des erweiterten Europas zu erwarten sind.¹⁵²

Johnson&Corcelle (1992) *bewerten* die erste aktive Phase der Umweltpolitik der Gemeinschaft als Erfolg, da in ihren ersten 15 Jahren bis Ende der 1980er mehr als 100 Rechtsakte trotz Widrigkeiten verabschiedet wurden. Denkbare schlechte Voraussetzungen waren dabei nicht nur mit einem bis 1986 auf Einstimmigkeit ausgerichteten Abstimmungsverfahren gegeben, wobei die Mitgliedsstaaten durchaus unterschiedliche umweltpolitische Zielstellungen und Prioritäten verfolgten. Nach Start des ersten Umweltaktionsprogramms strauchelte Europas Wirtschaft aufgrund der Ölkrise 1973 und solche Phasen sind bekanntermaßen bis heute durch eine

¹⁵² Vgl. auch Lieferink&Andersen (2005), Boie (2005) und Jordan&Fairbrass (2005)

schnelle Abkehr der Politik von Umweltschutzbemühungen aufgrund einer vermeintlichen Repriorisierung sozialer Aspekte gekennzeichnet. Aus Abb. [23] geht hervor, dass das Tempo der Regulierungsdichte in der Umweltpolitik bis in die Mitte der 1990er immer weiter zugenommen hat. Bis heute wurden durch die EU mehr als 200 Richtlinien und anderweitige Rechtsakte zu allen Aspekten des Umweltschutzes erlassen.

Der reine Schaffensdrang in der Legislatur ist aber kein Gradmesser für den „Erfolg“ der Umweltpolitik. So hat ein im Auftrag der Europäischen Kommission 1992 erstellter Bericht über den Zustand der Umwelt in der EU trotz vier abgeschlossener Umweltprogramme eine Verschlechterung in den Bereichen Luft, Gewässer und Artenvielfalt verzeichnet. Inwiefern die umweltpolitischen Bemühungen der Gemeinschaft aus qualitativer Sicht als Erfolg in der Wasserreinhaltepolitik betrachtet werden dürfen liegt aber nicht im Rahmen dieser Arbeit. Grundsätzlich sei dazu unter anderem auf die Wasserberichte der EU verwiesen, wonach sich die Umweltqualität der Wasserressourcen der Gemeinschaft in den letzten 20 Jahren signifikant verbessert hat. Ob dies in erster Linie auf die Bemühungen der Gemeinschaft, das umweltpolitische Engagement von bzw. in Einzelstaaten oder letztlich auf Entwicklungen in anderen Sektoren oder Regionen zurückzuführen ist, bleibt jedoch (wie so oft) offen.

Abb. 23: Ausweitung der europäischen Umweltpolitik auf Gemeinschaftsebene

Quelle: McCormick (1998, S. 195)

Form	1958-72	1973-86	1987-92	1993-95
Anzahl verabschiedeter Rechtsakte (Verordnungen, Richtlinien und Beschlüsse)	5	118	82	60
Durchschnitt pro Jahr	0,3	8,4	13,7	20
Anzahl inklusive Änderungen und Ausarbeitungen	9	195	192	144
Durchschnitt neue und geänderte Rechtsakte pro Jahr	0,6	13,9	32	48

7.2 Die EU-Wasserrahmenrichtlinie

Die Wasserrahmenrichtlinie stellt eine bedeutende Zäsur im Gewässerschutz in Europa dar. Ihr Inhalt wird in den folgenden Kapiteln ausführlich dargestellt und vor dem Hintergrund des möglichen Einsatzes von Systemen übertragbarer Verschmutzungsrechte zur Erreichung ihrer Ziele kritisch betrachtet.

7.2.1 Entwicklung und Zeitplan der WRRL

Der Gewässerschutz ist der älteste und seit Ende der 1980er umfänglichste Sektor der Umweltpolitik der Europäischen Gemeinschaft. Der erste konkrete Vorschlag der Kommission in diesem Bereich datiert aus dem Jahr 1973 und die *erste Richtlinie* trat bereits 1975 in Kraft.¹⁵³ Mit den SO₂-Standards wurde, auch aufgrund der Ölkrise von 1973, ein erster vergleichbarer Rechtsakt in der Luftreinhaltung erst 1980 eingeführt. Bis heute hat die Gemeinschaft mehr als 25 Richtlinien zur Frisch- und Meerwasserverschmutzung verabschiedet (in Auszügen siehe Abb. [24]).¹⁵⁴

Die Bemühungen der Gemeinschaft um den Gewässerschutz vollzogen sich in *zwei Vorschriftenwellen*: Die erste Welle umfasste neben dem Trinkwasser auch Richtlinien zu Rohwasser, Badegewässern, Fisch- und Muschelgewässern sowie die allgemeine Gewässerschutzrichtlinie und ihre Töchter (Quecksilber, Cadmium etc.). Die zweite Welle wurde mit dem Frankfurter Ministerseminar 1988 zur Überprüfung der Wasserpolitik eingeleitet. Es folgten die Kommunalabwasser-, Nitrat- und Pestizidrichtlinie, eine Neuformulierung der Trinkwasser- und Badegewässerrichtlinien sowie dem Gewässerschutz mittelbar dienbare bzw. medienübergreifende Regelungen (z.B. die Detergenten-, Seveso- und Biozidrichtlinie, sowie die FFH-, UVP- und IVU-Richtlinie). In der Konsequenz war der Gewässerschutzansatz der Gemeinschaft in den 1990ern ein Flickenteppich einer Vielzahl nicht harmonisierter Vorschriften, welcher durch Überschneidungen, Widersprüchlichkeiten, Regelungslücken und Vollzugsschwierigkeiten gekennzeichnet war.¹⁵⁵

¹⁵³ Rohwasserrichtlinie (RL 75/440/EWG) mit Qualitätsanforderungen an Gebiete, die zur Entnahme von Trinkwasser bestimmt sind. Ziel war unter anderem den Aufwand bei der Wasseraufbereitung zu reduzieren.

¹⁵⁴ Vgl. auch Johnson&Corcelle (1992), Hentschel (2005) und zu Luftreinhaltung Erbguth&Schlacke (2009)

¹⁵⁵ Die Gemeinschaft verfolgt bis heute dahingehend keinen stringenten Ansatz in der Steuerung der Schadstoffbelastung von Gewässern, als dass emissionsbezogene, immissionsbezogene und spezielle, auf bestimmte Gewässerkörper abstellende Richtlinie parallel bestehen (z.B. Emission: RL zur Ableitung gefährlicher Stoffe, zur Behandlung kommunalen Abwassers und IVU-RL, Immission: Qualitätsanforderungen für Trinkwassergewinnung, Bade-, Fisch- und Muschelgewässer, Spezielle: RL zum Grundwasserschutz und zur Sicherung der Trinkwasserqualität). [vgl. auch Palm (2006)]; Für eine ausführliche Darstellung zur Geschichte der Wasserpolitik der Gemeinschaft siehe auch Seidel (2000) und Erbguth&Schlacke (2009)

Abb. 24: Frühe Richtlinien in der Wasserschutzpolitik der Gemeinschaft (Auszug)

Quelle: Eigene Darstellung

Adressat, RL, Jahr	Eckdaten
Rohwasser, RL 75/440/EWG, 1975	• Qualitätsanforderungen an Oberflächenwasser für die Trinkwassergewinnung: Festlegung von bindenden Grenz- bzw. Richtwerten für die physikalischen, chemischen und mikrobiologischen Merkmale der bestimmten Gewässer • Pflicht zu Aufstellung nationaler Aktionspläne zur Sanierung gefährdeter Gewässer innerhalb von zehn Jahren (Pläne durch Kommission examiniert) • Alle drei Jahre Entwicklungsberichte einzureichen • Referenzmessmethoden und jährliche Mindestmessfrequenz für Analyse von Oberflächenwasser zur Trinkwassergewinnung (ab 1978/79)
Badegewässer, RL 76/160/EWG, 1975	• Grenz- bzw. Richtwerte für alle Frisch- und Seewasserareale, wo regelmäßig eine relevante Zahl an Badenden auftritt • Nationale 10-Jahrespläne, um Pflichtwerte zu erreichen • Detaillierte Analysevorgaben und regelmäßige Berichte an Kommission („Strandqualitätsreports“ 1982 bis 1985 veröffentlicht)
Wassergefährdende Stoffe, RL 76/464/EWG, 1976	• Erste Richtlinie zur Ableitung bestimmter „gefährlicher Stoffe“ und Basis diverser Anwendungsrichtlinien (erste vergleichbare Luftreinhaltevorschrift erst 1984) • Klassifikation in „Schwarze Liste“ (Liste I: Stoffe mit toxischen, persistenten oder bioakkumulierenden Eigenschaften im aquatischen Umfeld, z.B. Quecksilber- und Kadmiumverbindungen) und „Graue Liste“ (Liste II: andere Stoffe mit weniger nachteiligem Effekt, z.B. Ammoniak und Fluoride) • Ziel: Verschmutzung durch „schwarze“ Stoffe eliminieren bzw. durch „graue Stoffe“ reduzieren (Emission nur über Zulassungsantrag, Emissionsgrenzwerte von Kommission erarbeitet auf Basis Schadenswirkung und beste verfügbare Technologie, nationale Aktionsprogramme in Abstimmung mit Kommission etc.)
Süßwasserfische, RL 78/659/EWG, 1978	• Qualitätsziele für natürliche Süßwasserkörper, Parameterwerte zielen auf Regenerationskraft der Fischbestände ab (z.B. Staffelung nach Laichperioden) • Relevante Parameter u.a. Temperatur, pH-Wert, Schwebstoffgehalt etc.; Zielerreichung innerhalb von fünf Jahren sicherzustellen; Berichte an Kommission • Vorgaben zu Analysemethoden, Messfrequenz etc. • Relevante Wasserkörper bzw. Areale von Staaten selbst zu bestimmen,
Muschelgewässer, RL 79/923/EWG, 1979	• Qualitätsanforderungen an Muschelgewässer • Küsten- und Brackwassergebiete von Staaten zu bestimmen • Qualitätsziele (einzuhalten) und strengere Emissionsstandards (anzustreben) • Innerhalb von sechs Jahren Programme zur Verschmutzungsreduktion und Zielwerterreichung aufzulegen; Kommission veröffentlicht regelmäßige Reports
Grundwasser, 80/68/EWG, 1979	• Regelungen zur Steuerung der Verschmutzung des Grundwassers durch gefährliche Substanzen: eigenständige schwarze/grau Liste, Monitoringvorgaben, Freigabepflicht für direkte und indirekte (!) Einleitungen etc.
„Gefährliche Substanzen“, 1982-1986	• Schwarze Liste von 1976 auf 129 Stoffe konkretisiert • „Inventarliste“ von Staaten vorzulegen: Produktion/Nutzung/Emission nach Industrie-sektor, Konzentrationsniveaus in Oberflächenwasser/Sedimenten/Organismen, durchgeführte/geplante Maßnahmen um Situation zu verbessern • Konkrete Richtlinien zu Einzelstoffen der schwarzen Liste mit „harten“ Emissionsnormen und „weichen“ Qualitätszielen (z.B. 1982/1984 Quecksilber, 1983 Kadmium, 1986 DDT), 1988 Chloroform; teilweise Verschärfung der Parameter in 3-5 Jahresziel (86/89, 89/94) • Aufgrund mangelnder nationaler Initiative rechtlich bindende Richtlinien zu verschiedenen „grauen Stoffen“ von Kommission angestoßen aber nicht umgehend verabschiedet (z.B. Chromium 1986, später Zink, Nickel, Blei, Arsen)

Die *Wasserrahmenrichtlinie* (RL 2000/60/EG bzw. WRRL) ist am 22.12.2000 als Produkt eines langwierigen Gesetzgebungsprozesses *in Kraft getreten*.¹⁵⁶ Ziel war die Schaffung eines einheitlichen Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik zum Schutz der Binnenoberflächengewässer, des Grundwassers, sowie der Übergangs- und der Küstengewässer zur Verbesserung der Qualität und Sicherung der Quantität der vorhandenen Wasserressourcen.¹⁵⁷ Die WRRL soll in einem Übergangsprozess eine Vielzahl der bestehenden Richtlinien und Entscheidungen ablösen und effektiv zur Harmonisierung der Wasserschutzpolitik der Mitgliedsstaaten beitragen bzw. die bestehenden Richtlinien und Schutzprogramme besser aufeinander abstimmen und zu einem geschlossenen Gewässerschutzkonzept weiterentwickeln.¹⁵⁸ Abb. [25] gibt einen Überblick zu den wichtigsten Meilensteinen in der Umsetzung. Die weitere Struktur dieses und der folgenden Kapitel folgt im Wesentlichen der zeitlichen Ordnung dieser Meilensteine.

Um die Implementierung der WRRL in den Mitgliedsstaaten der Gemeinschaft zu harmonisieren wurden die *Wasserdirektoren* einberufen. Dabei handelt es sich um ein Gremium aus den Abteilungsleitern der Wasserabteilungen der Mitgliedsstaaten, der Beitrittsländer, der EFTA-Staaten (Schweiz, Norwegen, Liechtenstein) und der EU-Kommission, welches sich zweimal im Jahr trifft und über verschiedene Fragen im Zusammenhang mit der Umsetzung der WRRL diskutiert und den weiteren CIS-Prozess (Common Implementation Strategy) abstimmt. Ausfluss dieser Arbeit sind unter anderem eine Reihe von Leitfäden (Guidance Documents) der CIS-Arbeitsgruppe *WATECO* (Water Framework Directive Economics), welche die Implementierung der ökonomischen Elemente der WRRL beispielsweise durch eine Konkretisierung weicher Formulierungen unterstützt. Die Empfehlungen sind jedoch nicht rechtlich bindend.¹⁵⁹

¹⁵⁶ Der Initiative des Ministerrates und des Umweltausschusses des Parlaments zum Erlass einer Rahmenrichtlinie auf Gemeinschaftsebene folgten mehrfach geänderte Vorschläge der Kommission, bis nach zweifacher Lesung im Parlament und einem Vermittlungsverfahren eine endgültige und von Ministerrat und Parlament akzeptierte Fassung verabschiedet werden konnte. Da jedoch weiterhin kein Konsens zur Ausgestaltung einzelner Ziele der WRRL erreicht wurde, folgte nach weiteren langwierigen und zähen Abstimmungsprozessen u.a. ergänzend die Grundwasser-Tochterrichtlinie Ende 2007. [vgl. auch Hentschel (2005)]

¹⁵⁷ Vgl. Art. 1 WRRL; Der „Ordnungsrahmen“ umschreibt den Ansatz, alle Maßnahmen des Gewässerschutzes in jeder Flussgebietseinheit (FGE) durch Bewirtschaftungspläne und Maßnahmenprogramme verfahrensmäßig zu koordinieren.; Grundsätzlich verfolgt die Richtlinie vier Gruppen von Zielen: (a) Umweltschutz, (b) Versorgung der Bevölkerung mit Trinkwasser, (c) Versorgung mit Wasser für andere wirtschaftliche Zwecke, (d) Verminderung der Auswirkungen von Überschwemmungen und Dürren.

¹⁵⁸ Plan: bis 2007 Außerkrafttreten der Rohwasserrichtlinie und den Entscheidungen zu Verfahren zum Informationsaustausch über Oberflächensüßwasserqualität und Meßmethoden und Analysen von Oberflächenwasser zur Trinkwassergewinnung, bis 2013 Außerkrafttreten der Fisch-, Muschelgewässer- und der Grundwasserrichtlinie, sowie mit Übergangsbestimmungen der Gewässerschutzrichtlinie.; vgl. Art. 22 WRRL

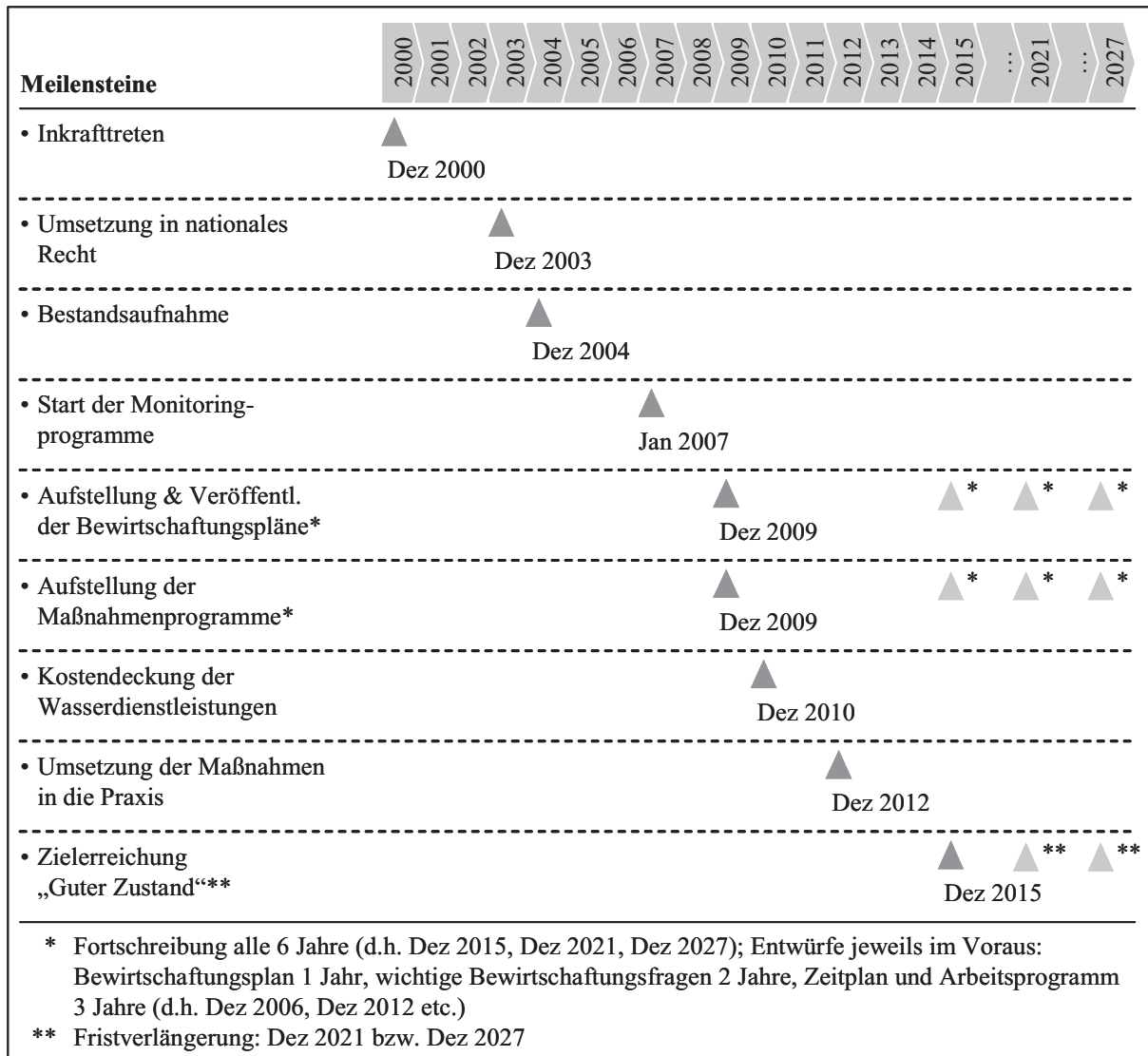
¹⁵⁹ Bis zum Jahr 2007 wurden mehr als 14 Leitfäden und Informationspapiere veröffentlicht. Auf deutscher Ebene folgt die LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) den Aufgaben der WATECO.

Die integrative Zielverfolgung der WRRL orientiert sich an den hydrologischen Einzugsgebieten der Gewässerkörper und nicht an administrativen bzw. politischen Grenzen.¹⁶⁰ Die Bestimmung von *Flusseinzugsgebieten* bzw. Flussgebietseinheiten (FGEs) als Basis der Wasserreinhaltepolitik ermöglicht es beispielsweise, auf der Grundlage des dafür bedeutsamen Gebiets, auf die Verbesserung der Wasserqualität von der Quelle bis zur Mündung hinzuwirken und damit einen ökologisch holistischen Ansatz zu verfolgen. Dies erfordert jedoch in einem besonderen Maße die internationale Koordination von Zielen und Maßnahmen bei grenzüberschreitenden Gewässerkörpern. Um einen klaren administrativen Rahmen zu schaffen fordert die WRRL unter anderem für jede FGE die Bestimmung einer zuständigen Behörde in jedem betroffenen Land, welche für die Umsetzung der Vorgaben der Richtlinie verantwortlich ist. Neben den Erfahrungen aus dem EU ETS könnten diese *FGE-Behörden* für den institutionellen Unterbau bei der Einführung eines (grenzüberschreitenden) Zertifikatesystems ausgesprochen hilfreich sein: Mit dem CO₂-Handelssystem wurden bereits praktische Erfahrungen zum Aufsatz und der Abwicklung eines (grenzüberschreitenden) Zertifikatesystems im Kontext der Gemeinschaft, insbesondere zu den Grundlagen bei der Validierung von Zertifikaten, der Gestaltung der Erstvergabe und der Abwicklung des Handels, gesammelt. Die FGE-Behörden sind dagegen mit den Besonderheiten des jeweiligen Gewässerkörpers, d.h. dem ökologischen Verhalten der Schadstoffe im Wassermedium und den wirtschaftlichen Rahmenbedingungen entlang des Flusses, vertraut. Durch die in der WRRL geforderte Abstimmung der nationalen Bewirtschaftungspläne und Maßnahmenprogramme bei internationalen FGEs (siehe fortfolgend) sind den FGE-Behörden die anderen Parteien, d.h. ihre Organisation und grundlegende Interessenlagen, bereits bekannt. Dies wäre bei Verhandlungen zur Einführung und Ausgestaltung eines grenzüberschreitenden Zertifikatesystems von besonderem Nutzen.

¹⁶⁰ Der Ansatz natürlicher Einzugsgebiete der Gewässer als Planungs- und Handlungsrahmen steht weitgehend im Gegensatz zu den föderalen Verwaltungsstrukturen und Gebietskörperschaften als politischen Grenzen des Wassermanagements in Deutschland.; Flusseinzugsgebiete stellen streng genommen kleinere Einheiten dar, welche nach Art. 3 WRRL gegebenenfalls zu einer Flussgebietseinheit zusammengefasst werden.

Abb. 25: Zeitplan der Wasserrahmenrichtlinie

Quelle: Eigene Darstellung



Gemäß der Zuständigkeitsverteilung im Grundgesetz unterliegt in *Deutschland* die Rahmengesetzgebung für den Bereich des Gewässerschutzes dem Bund. Das Wasserhaushaltsgesetz, welches die wichtigste Rechtsgrundlage in der Wasserreinhaltepolitik darstellt und seit 1957 mehrfach novelliert wurde, beschränkt sich daher auf allgemeine Handlungsgrundsätze und Grundzüge des wasserrechtlichen Instrumentariums. Die Ausfüllung und Ergänzung des Rahmens und der Vollzug der rechtlichen Anforderungen erfolgt in der Praxis auf Ebene der Bundesländer, welche zur Abstimmung ihrer Wasserwirtschaftspolitik die Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) gegründet haben. Trotz der Konvergenzbemühungen unterscheiden sich jedoch die landesrechtlichen Regelungen

regelmäßig in ihrer inhaltlichen Ausgestaltung. So kommt es beispielsweise zu einer nicht einheitlichen Anwendung des Anreizinstrumentes der Abwasserabgabe über die Länder.¹⁶¹

Die WRRL wurde mit der Verabschiedung der 7. Novelle des WHG am 18.06.2002 *in deutsches Recht umgesetzt*. Die notwendigen Änderungen in den Wassergesetzen der Bundesländer, d.h. die Umsetzung der WRRL in Landesrecht, erfolgten erst später und nicht fristgerecht. In der Neufassung des WHG wurde unter anderem der Begriff der „Flussgebietseinheit“ übernommen, § 7 Abs. 1 WHG definiert zehn FGEs für Deutschland¹⁶², die WHG wurde um den Aspekt der „nachhaltigen Entwicklung“ ergänzt¹⁶³, Umweltziele der WRRL mit Fristen-, Sonder- und Ausnahmeregelungen in der Struktur nach Oberflächen-, Grund- und Küstengewässern übernommen und Bewirtschaftungspläne und Maßnahmenprogramme (BPs und MPs) als Planungsinstrumente für die FGEs eingeführt. Weiterhin in Länderverantwortung sind die Bestandsaufnahme und Bewertung des Gewässerzustandes, Maßnahmen zur Reduzierung und Beendigung der Einleitung prioritärer bzw. prioritär gefährlicher Stoffe in oberirdische Gewässer, die Verhinderung bzw. Begrenzung der Grundwasserverschmutzung und die Aufstellung der BPs und MPs für die FGEs.¹⁶⁴

7.2.2 Umweltpolitische Maßnahmen nach der WRRL

Die WRRL schreibt vor, dass bis Ende 2004 für jede Flussgebietseinheit eine umfangreiche *Bestandsaufnahme* vorzunehmen ist, um die Auswirkungen menschlicher Tätigkeiten auf den Gewässerzustand zu überprüfen (wirtschaftliche Analyse der Wassernutzung). In diesem Zusammenhang ist auch ein Verzeichnis der Schutzgebiete zu erstellen, für welche besondere Regelungen hinsichtlich der wirtschaftlichen Nutzung und der ökologischen Ziele vorgegeben sind. Die wirtschaftliche Analyse nach Art. 5 und Anh. III WRRL (Artikel-5-Berichte) stellt die Basis für alle ökonomischen Aspekte und die Informationsgrundlage für alle späteren Umsetzungsphasen der Regelungen der WRRL dar.¹⁶⁵ Trotz eines entsprechenden WATECO-

¹⁶¹ Vgl. Kemper (1993) und Palm (2006)

¹⁶² Die von dem WHG adressierten FGEs sind: Donau, Eider, Elbe, Ems, Maas, Oder, Rhein, Schlei/Trave, Warnow/Peene und Weser.

¹⁶³ Der Begriff der „Nachhaltigkeit“ ist in der WRRL eine weitgehend unbestimmte Zielsetzung. Nach Kahlenborn&Kraemer (1999) sind grundlegende Forderungen an einen nachhaltigen Ansatz in der Wasserpolitik: (a) der langfristige Schutz von Wasser als Lebensraum, (b) die Sicherung von Wasser in seinen verschiedenen Facetten als Ressource für jetzige und nachfolgende Generationen und (c) die Erschließung von Optionen für eine dauerhafte naturverträgliche, wirtschaftliche und soziale Entwicklung. Im Gegensatz dazu ist jedoch seit langem eine Reihe von Trends zu beobachten, die nicht mit einem nachhaltigen Ansatz kompatibel sind. Dazu gehören u.a. der kontinuierliche Ausbau der Wasserstraßen, die zunehmende Versiegelung der Böden durch den Ausbau der Siedlungsflächen, die fortschreitende Besiedlung der Flußauen und die weitere Anreicherung akkumulierender Schadstoffe in den Wasserkörpern.

¹⁶⁴ Vgl. auch Hentschel (2005) und ausführlich in Knopp (2001)

¹⁶⁵ Da die Berichte eine breite Informationsgrundlage bilden und in gewisser Hinsicht auch als Stellungnahme des Gesetzgebers verstanden werden können, haben sie bei Umweltverbänden besondere Beachtung erfahren (z.B. eine umfangreiche Auswertung in EEB 2006).

Leitfadens aus dem Jahr 2002 mit einer Konkretisierung der ökonomischen Elemente der Wasserrahmenrichtlinie zur Harmonisierung des Umsetzungsprozesses folgten die Mitgliedsstaaten in der Bestandsaufnahme jedoch sehr unterschiedlichen Herangehensweisen (z.B. bei Definitionen, dem methodischen Vorgehen, gewählten inhaltlichen Schwerpunkten etc.). Grundsätzlich umfasst die Bestandsaufnahme vier Kernpunkte:

- Die Analyse der bestehenden Wassernutzung soll Klarheit über die Auswirkung menschlicher Tätigkeit auf den Gewässerzustand schaffen, d.h. die Wechselwirkungen zwischen der wirtschaftlichen Entwicklung und der Erreichung des ökologischen Zieles des „guten Zustandes“ für das spezifische Flusseinzugsgebiet aufzeigen.
- Die Erstellung eines „Baseline-Szenarios“ mit einer Abschätzung aller wirtschaftlichen Faktoren mit relevantem Einfluss auf die Entwicklung des Gewässerzustandes setzt einen Rahmen für den Einsatz umweltpolitischer Instrumente und Maßnahmen zur Erreichung der ökologischen Ziele in der Zukunft.
- Die WRRL fordert den Einsatz eines Wassergebührensystems, welches eine umfängliche Deckung der mit der Wassernutzung verbundenen Umwelt- und Ressourcenkosten sicherstellt (Kostendeckung nach Art. 9 WRRL). Die Bestandsaufnahme soll erste Aussagen zur Umsetzung des Kostendeckungsprinzips beinhalten, was im Wesentlichen Angaben zur Anreizwirkung bestehender Wasserpreissysteme und zum effektiven Beitrag der Nutzer zur Kostendeckung der von ihnen in Anspruch genommenen Wasserdienstleistungen umfasst. Der Nutzwert der durch die Behörden der Mitgliedsstaaten letztlich vorgelegten Berichte ist in diesem Zusammenhang jedoch begrenzt, da man sich hier im Wesentlichen auf eine unkritische Darstellung der bestehenden Wasserabgabestrukturen beschränkt hat. Aufgrund der mangelnden Vergleichbarkeit der darin angesetzten Kostenstrukturen und der fehlenden Transparenz zu Subventionspraktiken etc. können nur eingeschränkt objektive Rückschlüsse zur bisherigen Umsetzung des geforderten Kostendeckungsprinzips gezogen werden.
- Zur Erreichung der ökologischen Ziele ist ein Maßnahmenkatalog zu erstellen. Die Bestandsaufnahme hat vorbereitende Schritte zur Auswahl „kosteneffizienter“ Maßnahmen- und Instrumentenkombinationen nach Art. 11 WRRL zu enthalten – der Begriff der Kosteneffizienz entspricht dabei hier nicht dem strengen akademischen Verständnis, sondern orientiert sich an einem Kosten-Nutzen-Vergleich. Das Umweltbundesamt hat dazu für Deutschland Ende 2003 ein „Handbuch“ entwickelt. Die

darin enthaltenen ökonomischen Instrumente beschränken sich jedoch einmal mehr auf die Reformierung des Abgabensystems und Ansätze zur finanziellen Förderung.¹⁶⁶

Die im Rahmen der Erstellung der Artikel-5-Berichte erhobenen Daten könnten auch bei der Einführung eines Zertifikatesystems genutzt werden: Aus dem Belastungsprofil der Gewässerkörper lassen sich die Schadstoffgruppen priorisieren, welche für ein Zertifikatesystem grundsätzlich in Frage kommen. Mit der Analyse der wirtschaftlichen Nutzung konnten bereits die wichtigsten Interessengruppen und Emittenten identifiziert werden, welche auf die Gestaltung des Zertifikatesystems grundsätzlich einwirken bzw. als Teilnehmer direkt in Frage kommen würden. Aus dem Baseline-Szenario lassen sich wichtige Rückschlüsse zum makroökonomischen Rahmen ableiten, was grundsätzliche Aussagen zu den ökonomischen Belastungen aus dem Zertifikatesystem ermöglicht.

Umfangreiche Berichtspflichten der Mitgliedsstaaten zur Entwicklung der Gewässerqualität haben eine lange Tradition in der Umweltpolitik der Gemeinschaft. So wurde bereits 1977 eine Entscheidung zum „Verfahren zum Informationsaustausch über die Oberflächen-süßwasserqualität“ (77/795/EWG) erlassen und das Monitoring 1979 durch die Richtlinie zu „Meßmethoden und Analysen von Oberflächenwasser zur Trinkwassergewinnung“ (79/869/EWG) weiter harmonisiert. Die Staaten der Gemeinschaft erstellen jedes Jahr einen Report zur Qualität ihrer Oberflächenfrischwässer mit physischen, chemischen und mikrobiologischen Parametern, welcher der Kommission vorgelegt und anschließend veröffentlicht wird. Darauf aufbauend fordert Art. 8 WRRL von den Mitgliedsstaaten bis Ende 2006 die Aufstellung von *Monitoringprogrammen* zur Überwachung der Gewässerqualität der Flussgebietseinheiten im Einklang mit den ökologischen und chemischen Parametern der Richtlinie. In der praktischen Umsetzung wird damit seit Anfang 2007 in einem dichten Netz von Messstellen in jeder FGE in einem zunehmend standardisierten Verfahren eine Vielzahl von Daten erhoben.

Inwiefern der Umfang und die Qualität dieser Daten den Anforderungen eines Zertifikatesystems bereits entsprechen, kann hier nicht bewertet werden. Es bleibt aber in jedem Fall festzuhalten, dass der notwendige institutionelle Rahmen für ein Zertifikatesystem durch das bestehende Monitoring der Gewässer im Rahmen der WRRL bereits deutlich angereichert wurde. Die in den Mitgliedsstaaten der Gemeinschaft bereits eingeführten Wassergebührensysteeme ermöglichen darüber hinaus bereits eine weitergehende, stärker auf den Einzelemittenten bezogene Ermittlung und Kontrolle der Schadstoffeinleitungen. Die bei der Einführung eines Zertifikatesystems notwendigen Investitionen in ein adäquates

¹⁶⁶ Vgl. UBA (2004)

Emissionsmonitoring (sunk costs!) dürften damit hier als eher begrenzt und in jedem Fall nicht-prohibitiv betrachtet werden. Die mit der Umsetzung der WRRL für die gesamte Gemeinschaft laufenden Bestrebungen zur Harmonisierung von Art (Methode, Technik etc.) und Umfang (Häufigkeit, Genauigkeit etc.) des Schadstoffmonitorings tragen zusätzlich zur Verringerung möglicher Konflikte bei grenzüberschreitenden Zertifikatesystemen bei.¹⁶⁷

Van Mark et al. (1992, S. 121) führen aus, dass „Gewässer [...] zum Wohle der Allgemeinheit zu ‚bewirtschaften‘ und insoweit Nutzungs- und auch Einleitungsrechte unter Berücksichtigung ihrer gemeinwohlbeeinträchtigenden Wirkungen auf die Nutzungsinteressen zu verteilen [sind].“ Nach der WRRL stellen *Bewirtschaftungspläne* (BP), welche in Artikel 13 geregelt sind, flussgebietsbezogene Bewirtschaftungsregime dar und bilden ein Planungsinstrument des behördlichen Wassermanagements. Die erste Generation der BPs musste bis 22.12.2009 vorliegen, danach werden sie alle 6 Jahre überprüft und aktualisiert. Sie haben einen deskriptiven Charakter, d.h. sie stellen ein Informations- und Kontrollinstrument dar und beinhalten neben allgemeinen Angaben (Merkmale der FGE, Gewässerqualität, Umweltziele samt in Anspruch genommener Ausnahmeregelungen etc.) auch Zusammenfassungen der wirtschaftlichen Analyse des Wassergebrauchs, der Maßnahmenprogramme u.s.w. (ausführlich siehe Abb. [26]).¹⁶⁸

Mitgliedsstaaten müssen BPs für jede FGE in ihrem Hoheitsgebiet selbst erstellen bzw. für internationale FGEs in der Gemeinschaft, welche ihr Hoheitsgebiet tangieren, gemeinsam staatenübergreifende BPs formulieren. Bei grenzüberschreitenden FGEs außerhalb der Gemeinschaft müssen sie sich um gemeinsame BPs mit den betroffenen Nichtmitgliedsstaaten der EU bemühen, in jedem Fall jedoch Teilbewirtschaftungspläne für die relevanten FGE-Abschnitte aufstellen.

Die im Bewirtschaftungsplan der FGE vorgeschriebenen Maßnahmen dienen folgenden Zielen, welche bis 2015 erreicht werden müssen:

- eine Verschlechterung der Oberflächenwasserkörper verhindern, ihren Zustand verbessern und (gegebenenfalls) wiederherstellen, einen „guten chemischen und ökologischen Zustand“ der Wasserkörper erreichen und Verunreinigungen durch Abwässer und Schadstoffemissionen vermindern,

¹⁶⁷ Um die Implementierbarkeit, ökologische Treffsicherheit und Kosteneffizienz des Zertifikatesystems sicherzustellen, ist es letztlich unabdingbar, dass Emissionen im gesamten Einzugsgebiet gleichartig ermittelt werden. Dies erfordert demnach eine Einigung auf einheitliche Messverfahren.

¹⁶⁸ Art. 14 WRRL bestimmt die Notwendigkeit der Information und Konsultation der Öffentlichkeit bei der Erstellung der Bewirtschaftungspläne aufgrund bestehender und sich verschärfender Nutzungskonflikte im Bereich Wasser.

- das Grundwasser schützen, verbessern und wiederherstellen, seine Verschmutzung und Verschlechterung verhindern und das Gleichgewicht zwischen Entnahme und Erneuerung gewährleisten,
- Schutzgebiete erhalten.

Abb. 26: Inhalt der Bewirtschaftungspläne nach der WRRL

Quelle: Art. 13 Abs. 4 und Anhang 6 WRRL

- Allgemeine Beschreibung der Merkmale der Flussgebietseinheit
 - Zusammenfassung signifikanter Belastungen und anthropogener Einwirkungen auf den Zustand der Oberflächengewässer und des Grundwassers der FGE*
 - Ermittlung und Kartierung der Schutzgebiete
 - Karte zu Überwachungsnetzen und Ergebnisse der Überwachungsprogramme
 - Liste der Umweltziele samt in Anspruch genommener Ausnahmeregelungen
 - Zusammenfassung der wirtschaftlichen Analyse des Wassergebrauchs
 - Zusammenfassung der Maßnahmenprogramme
 - Verzeichnis etwaiger detaillierter Programme und Bewirtschaftungspläne für Teilgebiete, Sektoren, Problembereiche oder Gewässertypen**
 - Zusammenfassung der Maßnahmen zur Information und Anhörung der Öffentlichkeit, deren Ergebnisse und darauf zurückzuführende Änderungen des Plans
 - Liste der zuständigen Behörden gemäß Anhang 1 WRRL
- * Da der Bewirtschaftungsplan die gesamte Flussgebietseinheit erfasst, wird eine gewisse Harmonisierung der Monitoringmaßnahmen (Meßmethoden etc.) über die betroffenen Staaten hinweg forciert.
- ** Teileinzugsgebiete sind hydrolog. Einzugsgebiete der in einen Strom mündenden oberirdischen Gewässer einschließlich ihrer Zuflüsse. Sie sind auch als Basis für die Bewirtschaftung zugelassen und bilden die relevante Ebene zur Planung und Umsetzung der Maßnahmen zur Erreichung der Bewirtschaftungsziele.

Ziel der in Artikel 11 WRRL geregelten *Maßnahmenprogramme* (MP) ist die Darstellung und Koordination aller gewässerschutzrelevanten Maßnahmen innerhalb einer Flussgebietseinheit. Sie grenzen sich damit unter anderem als umfassende Planungsinstrumente gegenüber der bisherigen einzelfallbezogenen Bewirtschaftungspraxis in Deutschland ab.¹⁶⁹ Mitgliedsstaaten müssen für die FGE-Abschnitte auf ihrem eigenen Hoheitsgebiet ein Maßnahmenprogramm aufstellen. Entgegen einem Kommissionsentwurf zu einheitlichen Rechtssätzen besteht dagegen keine Pflicht für einheitliche internationale MPs bei grenzüberschreitenden FGEs – es wird lediglich die „Koordinierung“ der institutionell eigenständigen nationalen MPs nach Artikel 3 WRRL angestrebt. Parallel zu den Bewirtschaftungsplänen musste ein erster Satz der MPs bis 22.12.2009 vorliegen und wird ebenfalls alle 6 Jahre überprüft und aktualisiert. Eine direkte Beeinflussung durch die Öffentlichkeit ist jedoch, anders als bei den BPs, nicht beabsichtigt.

¹⁶⁹ Vgl. Hentschel (2005)

Die Programme gliedern sich in „grundlegende“ und „ergänzende“ Maßnahmen und umfassen fast jede Form staatlichen Handelns – von Genehmigungsvorbehalten und Einleitungsverboten, d.h. Erlass von Rechtsvorschriften, bis Forschungs- und Fortbildungsvorhaben, d.h. kein Tätigwerden des Gesetzgebers erforderlich (vgl. Abb. [27]). Die „grundlegenden Maßnahmen“ stellen Mindestanforderungen dar und resultieren in weiten Teilen aus den bestehenden Richtlinien im Gewässerschutz (z.B. Trinkwasser-, Nitrat- und Habitatrichtlinie). Die „ergänzenden Maßnahmen“ in Anhang VI Teil B WRRL stellen einen nicht abschließenden Katalog von Rechtsinstrumenten dar, die als zusätzliche erforderliche Maßnahmen zur Erreichung der Bewirtschaftungsziele der WRRL eingesetzt werden können. Zertifikatesysteme können in diesem Zusammenhang grundsätzlich unter Punkt „iii) wirtschaftliche oder steuerliche Instrumente“ eingeordnet werden.¹⁷⁰

Die Begrenzung der Kooperationspflichten der Mitgliedsstaaten bei der Erstellung der Maßnahmenprogramme für eine internationale FGE auf die Koordination der nationalen MPs gegenüber einer Erstellung eines einzigen bzw. einheitlichen MPs wirkt einem Einsatz eines grenzüberschreitenden Zertifikatesystems zwar nicht grundsätzlich entgegen, mit dem sich darin kristallisierenden politischen Kompromiss zur erneuten Betonung der einzelstaatlichen Entscheidungshoheit wurde aber auf Gemeinschaftsebene (wieder) eine Möglichkeit vertan ein Umdenken in den Mitgliedsstaaten in Bezug auf die Wahl der umweltpolitischen Mittel und damit tendenziell eine stärkere Berücksichtigung von Zertifikatesysteme als Instrumente zu fördern.

¹⁷⁰ Die Abwasserabgabe in Deutschland würde nach Kessler (2005) als marktliches Anreizinstrument analog unter Punkt iii) fallen.

Abb. 27: Grundlegende und ergänzende Maßnahmen der WRRL

Quelle: Art. 11 Abs. 3 und 4 und Anhang VI WRRL

„Grundlegende“ Maßnahmen – Sieben Kategorien	
• Maßnahmen zur Umsetzung gemeinschaftlicher Wasserschutzvorschriften, wie die Badegewässer-, Vogelschutz- und UVP-Richtlinie (entspricht dem Gewässerschutzrecht in Deutschland) • Mengenwirtschaftliche Maßnahmen, d.h. „Maßnahmen die eine effiziente und nachhaltige Wassernutzung fördern“ (z.B. Begrenzung von bzw. Genehmigungsregime für Entnahme und Aufstauung von Oberflächenwasser) • Maßnahmen zum Schutz der Trinkwasserqualität (z.B. Überwachungsregime für zur Trinkwasserentnahme bestimmte Gewässer) • Allgemeine Maßnahmen zum Schutze der Gewässerqualität (z.B. Begrenzung von Schadstoffemissionen nach Anhang VIII WRRL durch Punktquellen über Einleitungsverbote und Genehmigungs- bzw. Registrierungssysteme) • Spezifische Maßnahmen zum Grundwasserschutz (z.B. Verbot der direkten Einleitung von Schadstoffen in das Grundwasser und Begrenzung bzw. Genehmigungsregime für die künstliche Anreicherung bzw. Auffüllung von Grundwasserkörpern) • Maßnahmen zum Katastrophenschutz (z.B. im Rahmen der Seveso-Richtlinie) • Sonstige Maßnahmen (z.B. Genehmigungsregime für Eingriffe in die Hydromorphologie der Wasserkörper)	
„Ergänzende“ Maßnahmen – nicht erschöpfende Liste nach Anhang VI Teil B WRRL	
i) Rechtsinstrumente ii) administrative Instrumente iii) <i>wirtschaftliche oder steuerliche Instrumente*</i> iv) Aushandlung von Umweltübereinkommen v) Emissionsbegrenzungen vi) Verhaltenskodizes für die gute Praxis vii) Neuschaffung und Wiederherstellung von Feuchtgebieten viii) Entnahmebegrenzungen ix) Maßnahmen zur Begrenzung der Nachfrage, unter anderem Förderung einer angepassten landwirtschaftlichen Produktion wie z. B. Anbau von Früchten mit niedrigem Wasserbedarf in Dürregebieten	x) Maßnahmen zur Verbesserung der Effizienz und zur Förderung der Wiederverwendung, unter anderem Förderung von Technologien mit hohem Wassernutzungsgrad in der Industrie und wassersparende Bewässerungstechniken xi) Bauvorhaben xii) Entsalzungsanlagen xiii) Sanierungsvorhaben xiv) künstliche Anreicherung von Grundwasserleitern xv) Fortbildungsmaßnahmen xvi) Forschungs-, Entwicklungs- und Demonstrationsvorhaben xvii) andere relevante Maßnahmen
* Möglicher Aufsatzpunkt für ein Zertifikatesystem	

Bei der Erstellung der Maßnahmenprogramme geht es darum, eine koordinierte „kosteneffiziente“ Maßnahmenkombination zusammenzustellen. Die Bündelung von Einzelmaßnahmen (bauliche Maßnahmen etc.) und Instrumenten (Abgaben, Verbote etc.) spiegelt dabei die Überzeugung der Gesetzgeber wieder, dass einzelne Maßnahmen und Instrumente alleinig nicht in der Lage sind die Erreichung der ökologischen Ziele der WRRL sicherzustellen. Nach Pielen (2006) ist die Integration ökonomischer Elemente dabei Ausdruck der Erkenntnis, dass die anspruchsvollen Ziele der WRRL nur unter Umsetzung der wirtschaftlich günstigsten Optionen erreichbar sind und damit keinem ökonomischen

Selbstzweck folgen. Der Begriff der *Kosteneffizienz nach der WRRL* (im Weiteren $\text{Kosteneffizienz}_{\text{WRRL}}$) beschreibt dabei das Streben nach einem optimalen Verhältnis von den (Gesamt)Kosten des Maßnahmenbündels zum damit realisierten bzw. realisierbaren ökologischen Zielerreichungsgrad, wobei lange nach pragmatischen Kriterien für die Ermittlung und den Vergleich der $\text{Kosteneffizienz}_{\text{WRRL}}$ verschiedener Maßnahmenkombinationen gesucht wurde.¹⁷¹ Grundsätzlich werden dabei zwei Konzepte herangezogen: die Kosten-Nutzen-Analyse und die Kosten-Wirksamkeits-Analyse. Da sich der ökologische Zielerreichungsgrad nicht adäquat monetär bewerten lässt, steht die Kosten-Wirksamkeits-Analyse im Vordergrund.¹⁷² Da die Bewertung unterschiedlicher Ansätze vor diesem Hintergrund letztlich immer auf eine Kostenvergleichsrechnung zu einem gegebenen ökologischen Ziel hinauslaufen, ist zumindest in der Theorie ein Zertifikatesystem unter der Maßgabe der Emissionsbegrenzung gegenüber einer Abgaben- oder Auflagenlösung in derartigen Wirtschaftlichkeitsanalysen überlegen.

Die $\text{Kosteneffizienzanalyse}_{\text{WRRL}}$ im Rahmen der Wasserrahmenrichtlinie wird gemeinhin als besondere Errungenschaft ins Feld geführt, da damit erstmals ein wichtiges ökonomisches Instrument konkret in der Umweltpolitik verankert wurde. Man muss sich aber letztlich wundern, warum in einer marktwirtschaftlich geprägten Gesellschaftsordnung ein derart grundlegender Ansatz wie die Wirtschaftlichkeitsanalyse erst so spät explizit seinen Einzug als Bewertungsmaßstab in der Gestaltung umweltpolitischer Maßnahmen gefunden hat.¹⁷³ In jedem Fall kann eine stärkeres Kosten- und Effizienzbewusstsein auf den umweltpolitischen Entscheidungsebenen für die zukünftige Nutzung von Zertifikatesystemen im Wassermanagement in Europa nur förderlich sein.

Nach Art. 10 WRRL haben die Staaten dafür Sorge zu tragen, dass bis spätestens 2012 die *Umsetzung der Maßnahmen* erfolgt, d.h. dass die Qualitätsvorgaben aus den in der WRRL genannten Richtlinien und sonstigen einschlägigen Vorschriften des Gemeinschaftsrechts auch spätestens ab dann eingehalten werden. Dies umfasst in Abhängigkeit des Rechtsaktes die Emissionsbegrenzung auf der Grundlage der:

- besten verfügbaren Technologien,
- einschlägigen Emissionsgrenzwerten,

¹⁷¹ Besondere Probleme in der Wirtschaftlichkeitsanalyse haben auch der Umgang mit Unsicherheit und die Beurteilung der Auswirkungen der volkswirtschaftlichen Kosten (und Nutzen) von Maßnahmen aufgeworfen.

¹⁷² Vgl. auch SW (2009) und Sniffer (2005)

¹⁷³ Aussagen, inwiefern die $\text{Kosteneffizienzanalyse}$ politischen Zuspruch dadurch errungen hat, als dass sie gegebenenfalls auch Argumente gegen die Umsetzung bestimmter Vorgaben durch Bezug auf Ausnahmetatbestände (über den Verweis auf außergewöhnliche Belastungen) ermöglicht, wären rein spekulativ. Letztlich stellt „die Beurteilung unverhältnismäßiger Kosten im Zusammenhang mit Ausnahmetatbeständen [immer] eine der kompliziertesten Entscheidungen [dar]“. (Ecologic Institute unter <http://ecologic.eu/de/1412>)

- bei diffusen Auswirkungen die Begrenzungen, die gegebenenfalls die beste verfügbare Umweltpraxis einschließen.

Ein „ausgewogenes Wassergebührensysteem“ als grundlegendes ökonomisches Instrument der WRRL ist nach Art. 9 WRRL bereits bis 2010 einzuführen.

Die Vorgaben der bestehenden gewässerschutzrelevanten Richtlinien durch die EU bzw. im Rahmen der nationalen Umsetzung in den Mitgliedsstaaten – sei es der Einsatz von Maßnahmen nach dem Stand der Technik oder konkrete quantitative Werte – entsprechen *verpflichtenden Mindestreinigungsquoten* auf einem derart hohen Niveau, dass bei den derzeit verfügbaren technischen Optionen und dem sprungfixen Charakter der Vermeidungskostenfunktion (diskrete Technologiemengen) selbst bei der Umsetzung schärferer Emissionsgesamtziele über ein Zertifikatesystem gegebenenfalls wenig Raum für ökonomisch sinnvolle Kompensationsabreden zwischen den Emittenten unter Einhaltung der bestehenden Richtlinienvorgaben auf Einzelemittentenebene existieren.¹⁷⁴ Um mit der Einführung eines Zertifikatesystems relevante Kosteneinsparungen unter Einhaltung der ökologischen Ziele für ein Gewässer realisieren zu können, sind entsprechende Anpassungen der Richtlinien bzw. deren nationaler Umsetzung notwendig. Derartige Änderungen sind aufgrund des bestehenden Rechtssetzungsverfahrens demnach teilweise nur auf Gemeinschaftsebene möglich.

7.2.3 Umweltkosten und Umweltziele in der WRRL

Kostendeckung der Wasserdienstleistungen

Wie bereits erwähnt, ist die Wasserrahmenrichtlinie die erste umweltpolitische Richtlinie auf europäischer Ebene, welche explizit auf ökonomische Prinzipien, Methoden und Instrumente zurückgreift. Neben der Stärkung des Verursacherprinzips gehört dazu die Kosteneffizienzanalyse_{WRRL} und als bevorzugtes Instrument ein Wasserpreissystem (bzw. eine adäquate Wassergebührenpolitik), d.h. Wasserentnahmegebühren und Abwasserabgaben, welches dem Grundsatz der Kostendeckung entsprechen und Anreize für eine effiziente Ressourcennutzung setzen soll. Durch den Aufruf, die Abgabenregelungen nach dem Grundsatz der Kostendeckung der Wassernutzung zu gestalten (Art. 9 WRRL) wurde eine Beziehung zwischen der Wassergebührenpolitik, den ökonomischen Kosten des ökologischen Gewässerschutzes und der notwendigen Berücksichtigung des Verursacherprinzips hergestellt durch welche eine

¹⁷⁴ So orientieren sich die Vorgaben der Nitratrichtlinie an der besten verfügbaren Technik (BVT); vgl. auch van der Veeren (2009)

entsprechende Diskussionsebene für die Implementierung weiterer/anderer ökonomischer Steuerungsinstrumente geschaffen werden kann.¹⁷⁵

Die *Kostendeckung* bezieht sich nach Art. 9 WRRL auf „Wasserdienstleistungen“ und folgt zwei Aspekten: Zum einen dem Kostenansatz, d.h. einer periodisch richtigen und vollständigen Erfassung der Kosten, und zum anderen der Kostenfinanzierung, d.h. einer Kostenträgerschaft entsprechend dem Verursacherprinzip. Ein weiteres übergeordnetes Ziel eines direkten hohen Kostendeckungsgrades der Wasserdienstleistungen ist es, Transparenz zu den Finanzflüssen in der europäischen Wasserwirtschaft zu schaffen, d.h. Subventions- und Quersubventionstatbestände aufzudecken bzw. zu vermeiden.

Neben originären finanziellen Kosten (betriebswirtschaftliche Kosten) adressiert die WRRL insbesondere „Umwelt- und Ressourcenkosten“. In der Richtlinie werden keine konkreten Aussagen darüber gemacht, welche Kostenarten den Umwelt- und Ressourcenkosten zuzuordnen sind, auf welcher Ebene diese zu erheben und wie sie zu bewerten sind.¹⁷⁶ Mit dem Projekt AquaMoney wurde versucht, in der Gemeinschaft mehr Klarheit in der Bestimmung der Kosten zu schaffen.¹⁷⁷ Abb. [28] gibt einen kurzen Überblick zum grundlegenden Verständnis der Begrifflichkeiten in der Interpretation der Europäischen Kommission. In der ersten Bestandsaufnahme 2004 wurden die deutsche Abwasserabgabe und das Wasserentnahmeentgelt als Vehikel zur Deckung der Umweltkosten verstanden. Nach der Auffassung verschiedener Autoren sind sie jedoch nicht ausreichend, um die ökologischen Schäden und die daraus resultierenden externen Kosten angemessen zu bewerten und zu internalisieren.¹⁷⁸

¹⁷⁵ Vgl. auch Reinhardt (2008)

¹⁷⁶ Nach Boie (2005) wurden die Begriffsbestimmungen zu „kostendeckenden Wasserpreisen“ aus dem Entwurf der Wasserrahmenrichtlinie im Abstimmungsprozess wieder aufgehoben.

¹⁷⁷ “AquaMoney, funded by DG RTD, brings together 16 leading European research institutions to develop and test practical guidelines for the assessment of environmental and resource costs and benefits (ERCB) in the European Water Framework Directive (WFD).” [<http://www.aquamoney.ecologic-events.de/>]

¹⁷⁸ Vgl. u.a. Scholl (1998) und Kahlenborn&Kraemer (1999)

Abb. 28: Kosten nach der WRRL

Quelle: In Anlehnung an Kommission (2000a)

Kosten	Erläuterungen	Beispiele – Kosten durch/aus...
Originäre finanzielle Kosten*	• Höhere Betriebskosten aus Umweltschutzmaßnahmen zur Verminderung schädigender Umweltauswirkungen • Fallen unter das allgemeine Kostendeckungsprinzip, d.h. sie sind nicht als Beitrag im Rahmen von Umwelt- und Ressourcenkosten zu verstehen	• ... Aufbau und Betrieb von Filtersystemen in End-of-pipe-Lösungen • ... Umweltauditing und Zertifizierungen durch externe Dienstleister • Interne Kosten (Beauftragter etc.)
Umweltkosten	• Kosten, die durch die Erbringung einer Wasserdienstleistung in der Umwelt verursacht werden	• ...Versalzung von Anbauflächen • ...Schädigung aquatischer Lebensgemeinschaften durch Schadstoffeinleitungen • ...Austrocknen eines Feuchtgebietes durch übermäßige Wasserentnahme
Ressourcenkosten	• Opportunitäts- bzw. Knappheitskosten bei Nutzenkonkurrenz, d.h. aufgrund der begrenzten Menge an Wasserressourcen kann nicht die gesamte Nachfrage befriedigt werden	• ...Einschränkungen beim Tourismus durch Trinkwassermangel in Folge eines hohen lokalen landwirtschaftlichen Wasserverbrauchs
* Kein Begriff der Wasserrahmenrichtlinie		

Die oben genannte Kostentypisierung kann auch als „Effizienzklassifizierung“ der Wassernutzung interpretiert werden: Die Umweltkosten erfassen die ökologische Effizienz, d.h. Nutzen und Ertrag bzw. die Wertschöpfung der Wassernutzung werden dem ökologischen Aufwand im Sinne des Verbrauchs bzw. der Beeinträchtigung der natürlichen Ressource gegenübergestellt. Die Ressourcenkosten erfassen die ökonomische Effizienz, d.h. Nutzen und Ertrag bzw. die Wertschöpfung der Wassernutzung werden einer Kostenrechnung gegenübergestellt, welche um externe Effekte im Sinne des resultierenden effektiven wirtschaftlichen Aufwands alternativer Nutzungsoptionen ergänzt wird.

Im Kern entspricht der Gedanke der Einbeziehung von Umwelt- und Ressourcenkosten in die Preisbildung von Wasserentnahmegebühren und Abwasserabgaben der Internalisierung externer Kosten, dient der konsequenten Umsetzung des Verursacherprinzips und fordert die Gültigkeit marktwirtschaftlicher Maxime im Bereich der öffentlichen Umweltgüter.¹⁷⁹

Probleme mit der Bestimmung der Umwelt- und Ressourcenkosten und der *Umsetzung des Kostendeckungsprinzips* nach der WRRL können in einem Zertifikatesystem dahingehend umgangen werden, als dass lediglich Qualitätsvorgaben notwendig sind aus denen Einleitungsmengen abgeleitet werden können. Die Bestimmung derartiger Ziele ist bereits Bestandteil verschiedener Richtlinien im Gewässerschutz und bedarf lediglich einer weiteren Konkretisierung auf quantitative Mengen. Eine verursachergerechte Zuordnung der Kosten der ökologischen Belastung ist einem Zertifikatesystem bei adäquater Gestaltung des

¹⁷⁹ Vgl. auch Palm (2006)

Erstvergabemechanismus durch den periodischen Abgleich der effektiven Emissionsmenge mit der gehaltenen Zertifikatmenge permanent inne.

Wasserdienstleistungen sind nach Artikel 2 WRRL alle Dienstleistungen, die für Haushalte, öffentliche Einrichtungen oder wirtschaftliche Tätigkeiten jeder Art folgendes zur Verfügung stellen:

- Entnahme, Aufstauung, Speicherung, Behandlung und Verteilung von Oberflächen- oder Grundwasser,
- Sammlung und Behandlung von Abwasser, das anschließend in Oberflächengewässer eingeleitet wird.

Keine Wasserdienstleistungen in diesem Sinne sind unter anderem die Gewässeraufstauung zur Elektrizitätserzeugung, für die Schifffahrt oder zur landwirtschaftlichen Bewässerung. In den Artikel-5-Berichten für die Bestandsaufnahme (Ende 2004) haben die Mitgliedsstaaten die Definition der Wasserdienstleistungen relativ eng auf die spezifische Wasserver- und Abwasserentsorgung beschränkt.¹⁸⁰ Dies ist von besonderer Bedeutung, da das Verursacher- und Kostendeckungsprinzip nach Art. 9 WRRL sich auf die Erbringung der definierten Dienstleistungen beschränkt, d.h. eine verursachergerechte Kostenanlastung nach der Richtlinie nur für diese Dienstleistungen verpflichtend ist. Weitgehend nicht berücksichtigt wurden in den Berichten zum Beispiel der Ausbau und Erhalt der Schifffahrtsinfrastruktur und Drainagesysteme für die Landwirtschaft. Wirtschaftlichkeitsbetrachtungen und die Kostenträgerschaft nach dem Verursacherprinzip werden dadurch für die betroffenen Sektoren (Schifffahrt, Wasserkraft, Hochwasserschutz etc.) vermieden, obwohl Veränderungen in der Hydromorphologie in den meisten Mitgliedsstaaten als Hauptproblem zur Erreichung des „guten Zustandes“ der Gewässer identifiziert wurden.¹⁸¹ Eine grundlegende Folge des Aushandlungsprozesses der Richtlinie sind nicht nur weiche Formulierungen, wie „angemessene Anreize“ zur effizienten Nutzung und „angemessene Beiträge“ zur Kostendeckung der Wasserdienstleistungen, sondern auch Ausnahmetatbestände, wie die Möglichkeit „sozialen, ökologischen und wirtschaftlichen Auswirkungen der Kostendeckung [...] Rechnung [zu] tragen“.¹⁸² In Summe ist damit der Regelungsbereich der WRRL eingeschränkt, der Durchgriff verwässert und es wird eine konsequente Anwendung des Verursacher- und des Kostendeckungsprinzips verhindert.

¹⁸⁰ Die Bestimmung der Wasserdienstleistungen folgt keiner „Liste“ der EU, sondern liegt weitgehend im Ermessensspielraum der Mitgliedsstaaten. Eine Konkretisierung erfährt der Begriff wieder lediglich durch Leitfäden der WATECO (bzw. in Deutschland der LAWA).

¹⁸¹ Ausnahme z.B. FGE Seine-Normandie; vgl. Pielen (2006)

¹⁸² Vgl. Art. 9 Abs. 1 S. 3 WRRL

Der Begriff der Wasserdienstleistung zielt in der WRRL auf das nach der Richtlinie zu erhebende Gebührensystem ab. Für die Einführung eines Zertifikatesystems ist die Diskussion zur begrifflichen Auslegung im Grunde wenig relevant, da klar auf die Einleitung eines Schadstoffes abgezielt wird und zumindest in Ländern mit einem bestehenden Abwasserabgabensystem auf bereits gesetzlich geregelte Einordnungen verschiedener Schadstoffeinbringungen in das Medium Wasser aufgebaut werden kann.

Zielerreichung „Guter Zustand“

Die Bestimmung von Umweltzielen in der Wasserreinhaltepolitik der Gemeinschaft erfolgt in einem zweistufigen Ansatz (Two-pronged Approach) – Stufe 1 bzw. „generell“: Kampf gegen Einleitung gefährlicher Substanzen in die aquatische Umwelt; Stufe 2 bzw. „spezifisch“: Definition von Qualitätsstandards nach der Wasserverwendung (d.h. Trinkwasser, Badewasser, Süßwasserfische, Muschelgewässer etc.). Die Entwicklung der Umweltziele ist durch den Konflikt zwischen („weichen“) qualitativen Zielen (QZ) und („harten“ und strengeren) quantitativen Emissionsstandards (ES) gekennzeichnet. In der Diskussion werden dabei zwar in erster Linie Kompetenzfragen in den Vordergrund gestellt, d.h. inwieweit kann und soll die Gemeinschaft den Mitgliedsstaaten quantitative Ziele in der Wasserreinhaltepolitik vorschreiben, letztlich dürften aber wirtschaftliche Überlegungen die entscheidende Triebfeder darstellen – QZ können deutlich flexibler interpretiert werden und sind damit „anpassungsfähiger“ gegenüber Veränderungen im ökonomischen Umfeld.¹⁸³

Umweltziele bzw. Vorgaben zum Gewässerzustand erfolgen auf Basis des Art. 4 WRRL. Grundlegend werden dabei drei Gewässerkategorien unterschieden: Oberflächengewässer, Grundwasserkörper und Schutzgebiete. Die Gewässerbeurteilung erfolgt für die ökologische Qualität in einer fünfstufigen Klassifizierung und für die chemische und mengenmäßige Qualität jeweils in zwei Stufen. Die höchste Note für die einzelnen Qualitätskomponenten erhalten dabei Wasserkörper, wenn die relevanten Kriterien äquivalent zu naturnahen Gewässern sind (vgl. Abb. [29]).¹⁸⁴

¹⁸³ Ein Beispiel stellt die Richtlinie zu wassergefährdenden Stoffen von 1976 dar: In der Ausarbeitung hat Großbritannien zu Schadstoffen auf der „schwarzen Liste“ nur für QZ votiert, wohingegen der Kommissionsentwurf (und alle anderen Mitgliedsstaaten) ES anstrebten. Als Kompromiss wurde der Parallel Approach verabschiedet, d.h. es werden zwar ES bestimmt, aber Mitgliedsstaaten können auch bestimmte QZ befreiend verfolgen, wenn der Kommission deren Einhaltung nachgewiesen wird.; In einer Reihe gewässerschutzrelevanter Richtlinien (z.B. Badegewässer RL 76/160/EWG) werden „Mandatory Values“ und strengere „Guide Values“ festgelegt. Die Anwendungsareale liegen in der freien Bestimmung der Staaten, was einmal mehr einen uneinheitlichen Qualitätsansatz in der EU fördert und zwischenstaatliche Verhandlungen zum Einsatz grenzüberschreitender Umweltinstrumente innerhalb der Gemeinschaft erschwert.; vgl. auch Hentschel (2005) und Johnson&Corcelle (1992)

¹⁸⁴ Der Saprobienindex (SI) ist ein Indikator für die Bewertung der biologischen Gewässergüte und Grundlage der bisherigen Standardisierung in Deutschland. Mit der über die Erfassung aller biologischen Komponenten

Abb. 29: Gewässerbeurteilung nach der WRRL

Quelle: In Anlehnung an Anhang V WRRL

Zustand*	Kriterien (Auszug)
Sehr gut	- Keine oder nur geringfügige anthropogene Änderungen der physikalisch-chemischen und hydromorphologischen Qualitätskomponenten - Keine oder nur geringfügige Verzerrungen der Werte für biologische Qualitätskomponenten
Gut	Werte für biologische Qualitätskomponenten zeigen geringe, anthropogen bedingte Verzerrungen
Mäßig	Werte für die biologischen Qualitätskomponenten geben Hinweise auf mäßig anthropogen bedingte Verzerrungen und weisen signifikante Störungen auf
Unbefriedigend oder schlecht	- Zustand schlechter als mäßig - Biologische Qualitätskomponenten stark verändert und Biozönosen weichen erheblich ab „Schlecht“ wenn große Teile der Biozönosen fehlen
* Einstufung der chemischen und mengenmäßigen Qualität in „gut“ und „schlecht“	

Abb. 30: Umweltziele nach der WRRL

Quelle: In Anlehnung an Anhang V WRRL

Gewässerkategorie	Umweltziele	Erläuterungen
Oberflächengewässer	Guter ökologischer Zustand	Keine festen Werte sondern biologische, hydromorphologische und physikalische Qualitätsparameter
	Guter chemischer Zustand	- Umweltqualitätsnormen, d.h. Konzentrationsniveaus und ggf. Emissions- bzw. Immissionswerte durch Mitgliedsstaaten festzulegen - Lediglich allgemeine Vorgaben zu Verfahren zur Festlegung der maximalen jahresbezogenen Durchschnittskonzentrationen mit Verweis auf nicht-erschöpfendes Verzeichnis der wichtigsten Schadstoffe
Grundwasserkörper	Guter mengenmäßiger Zustand	- Binäre Kodierung zum Zustand des Grundwasserspiegels: gut (grün) und schlecht (rot) - Bestimmung des „guten“ Zustands über Verweise auf Beeinträchtigungen der ökologischen Qualitätsziele für mit dem Grundwasserkörper in Verbindung stehende Oberflächengewässer bzw. unmittelbar abhängige Landökosysteme
	Guter chemischer Zustand	- Relevante Parameter: Leitfähigkeit und Schadstoffkonzentrationen - Verweis auf fehlende Salz oder anderweitige Intrusionen, auf die Vorgaben aus anderen Rechtsvorschriften und Beeinträchtigungen bei verbundenen Oberflächengewässern und Landökosystemen
Schutzgebiete	Siehe Oberflächengewässer	Ziele und Vorgaben ggf. ergänzt um Spezifikationen nach denjenigen gemeinschaftlichen Richtlinien, aufgrund deren die einzelnen Schutzgebiete festgelegt worden sind
Künstliche oder erheblich veränderte Wasserkörper	Gutes ökologisches Potential Guter chemischer Zustand	- Gleiche aber weniger anspruchsvolle Qualitätskomponenten wie „guter Zustand“ - Ausnahmegvorschrift und Einstufung durch Mitgliedsstaaten Anhand grundlegender Definitionen in Art. 4 Abs. 3 WRRL - Zielerreichung auch bis 2015

hinausgehenden Berücksichtigung hydromorphologischer und chemisch-physikalischer Zustandsgrößen der Gewässer (d.h. neben Art und Konzentration der Wasserinhaltsstoffe auch Abfluss- und Strömungs-, Temperatur- und Lichtverhältnisse, Beschaffenheit von Gewässersohle und Ufer und Nutzung des Umfeldes) geht der Ansatz der WRRL über den bisherigen sektoralen Ansatz und die Gewässergütebewertung auf Basis des SI deutlich hinaus. [vgl. Palm (2006) und RSU (1974)]; Ein umfangreicher Überblick zu gängigen Indikatoren der Wasserqualität findet sich u.a. in Pharino (2006).

Neben einem Verschlechterungsverbot gegenüber dem Status der Bestandsaufnahme in 2004 schreibt die WRRL Schutz-, Verbesserungs- und Sanierungsmaßnahmen zur Erreichung eines „guten Zustands“ bis 2015 vor (vgl. Abb. [30]). Der „gute Zustand“ wird dabei jedoch lediglich durch Qualitätskomponenten in Anhang V WRRL vorgegeben und feste Emissions- und Immissionsgrenzwerte sind dahingehend nur auf Basis anderer gewässerschutzrelevanter gemeinschaftlicher Vorschriften einzuhalten. Anderweitige aussagekräftige Umweltstandards sind von den Staaten, nach einer weiteren eigenständigen Gewässertypisierung bzw. -individualisierung, selbst zu erarbeiten.¹⁸⁵

Wie in einer Vielzahl anderer umweltpolitischer Rechtsakte wurde auch in der WRRL eine Reihe von Ausnahmeregelungen berücksichtigt. So können die qualitativen Umweltziele für bestimmte Gewässer auf eine definierte Untergrenze abgesenkt werden, wenn die regulären Ziele in der Praxis nicht oder nur zu unverhältnismäßig hohen Kosten erreicht werden können. Das Verschlechterungsverbot kann nur temporär aufgehoben werden, soweit höhere Gewalt bzw. außergewöhnliche Umstände dies erfordern (Art. 4 Abs. 6 und 7 WRRL). Eine Fristverlängerung zur Erreichung des „guten Zustandes“ um bis zu 12 Jahre (d.h. bis spätestens 2027) ist zulässig, insofern eine fristgerechte Einhaltung technisch nicht umsetzbar, unverhältnismäßig teuer oder wegen natürlicher Gegebenheiten nicht möglich ist.¹⁸⁶ Natürlich besteht grundsätzlich die Gefahr, dass die Ziele der WRRL dadurch ausgehöhlt werden. Die Ausnahmeregelungen ermöglichen aber auch, insbesondere mit den weniger finanzstarken (neuen) Mitgliedsstaaten, einen praxisorientierten Umsetzungsprozess.

Den Erfordernissen der Sondertatbestände in der WRRL kann in einem Zertifikatesystem durch die Anpassung der zulässigen Emissionsgesamtmenge beim Übergang zwischen zwei (Handels)Perioden relativ leicht Rechnung getragen werden. Die Ausnahmeregelungen in der WRRL widersprechen damit nicht einem unverzüglichen Einsatz von Systemen übertragbarer Verschmutzungsrechte.

¹⁸⁵ Die Umweltziele nach Art. 4 WRRL sind wie jedes zulässigerweise vorgegebene Richtlinienziel für Mitgliedstaaten nach Art. 288 Abs. 3 AEUV [Art. 249 Abs. 3 EGV (1997)] rechtsverbindlich bzw. justiziabel, d.h. die Staaten sind zur Umsetzung verpflichtet. Die Ausgestaltung im Einzelnen ist eine Frage des Regelungsgehalts der jeweiligen Umweltziele, wobei unter Rechtsautoren dahingehend aber keine einhellige Meinung besteht. [vgl. auch Knopp (2001) und Epiney&Felder (2002)]

¹⁸⁶ Der Begriff der Unverhältnismäßigkeit ist dabei kein feststehendes ökonomisches Konzept, sondern bedarf der Auslegung. Auf deutscher Ebene erfolgt dies beispielsweise durch die Empfehlungen der LAWA.



8 Grenzen marktlicher Instrumente in der Umweltpolitik der EU

Aufbauend auf Kapitel 7 ist folgend ein erweitertes, d.h. über die Regelungen der WRRL hinausgehendes, Verständnis für den instrumentellen Ansatz der EU zur Umsetzung umweltpolitischer Ziele zu erarbeiten. Dies umfasst die Untersuchung der bestehenden Ausrichtung der EU gegenüber dem Einsatz marktlicher Umweltinstrumente und eine Herausarbeitung der grundlegenden Problembereiche in der politischen Durchsetzbarkeit von MBIs in der Gemeinschaft.

Weiterführende Betrachtungen mit Anhaltspunkten für Lösungsansätze zur Implementierung von Zertifikatesystemen in der Wasserreinhaltepolitik der EU erfolgen in Exkursform:

- zum institutionellen Rahmen in den USA und Australien als Regionen mit der weitesten Verbreitung von Zertifikateansätzen in der Wasserreinhaltepolitik,
- zur Lastenteilung im EU ETS als bisher einziges grenzüberschreitendes Zertifikatesystem zur Schadstoffkontrolle in der Gemeinschaft,
- zu Aufsatzpunkten für ein ökologisch gleichgerichtetes Zertifikatesystem im deutschen Abwasserabgabensystem als modellprägendes Vorbild für Wassergebührensyste in der EU.

8.1 Einsatz marktlicher Umweltinstrumente in der Gemeinschaft

Die Europäische Umweltbehörde (EEA) führt klar aus, dass durch marktliche Instrumente die „versteckten Kosten“ von Produktion und Konsum für Gesundheit und Umwelt berücksichtigt und damit simultan ökologische, ökonomische und soziale Aspekte kosteneffizient_{WRRL} adressiert werden können, da sie die Reduktion des Konsums von umwelt- und gesundheitsschädlichen Gütern fördern, Anreize zur Entwicklung umweltfreundlicher Technologien setzen und die Transparenz der effektiven gesamtwirtschaftlichen Kosten durch eine entsprechende Modifizierung des Preissystems erhöhen und somit letztlich die breiten nachhaltigen Entwicklungsziele in der EU unterstützen. Die *EEA klassifiziert* dabei fünf Gruppen marktlicher Umweltinstrumente.¹⁸⁷

- Zertifikate zur Emissionsreduktion und effizienten Ressourcennutzung durch Incentivierung über einen marktbasieren Handel (z.B. das EU ETS bzw. übertragbare Fischfangquoten),
- Umweltsteuern, um Preise und damit das Verhalten von Produzenten und Konsumenten zu ändern und Budgetaufkommen zu generieren,

¹⁸⁷ Vgl. EEA (2006)

- Umweltabgaben, um die Kosten (anteilig oder vollumfänglich) für Umweltleistungen und Vermeidungsmaßnahmen zu decken (z.B. die Abwasserbehandlung im Rahmen des Wasserpreissystems nach der WRRL, Abfallbeseitigung),
- Subventionen und anderweitige Anreize zur allgemeinen Verhaltensänderung (z.B. finanzielle Förderung zur Technologieentwicklung und -implementierung äquivalent dem Erneuerbare Energiengesetz in Deutschland, Rahmensetzungen zur Entwicklung neuer Märkte für Umweltgüter und -dienstleistungen, wie Umweltauditing, und Green-Purchasing-Schemes in der öffentlichen Beschaffung),
- Haftungsrecht zur adäquaten Schadenskompensation, Prävention und Wiederherstellung (unterstützt die Technologieentwicklung, z.B. doppelwandige Schiffe; die Umwelthaftungsrichtlinie der EU basiert explizit auf dem Verursacherprinzip).

Neben diesem grundsätzlichen Votum der EEA finden sich auch in den Vertragswerken und Rechtsakten der EU eine Reihe expliziter *Verweise auf den Einsatz marktlicher Instrumente* (MBIs) in der Umweltpolitik der Gemeinschaft. So enthält der Anhang des Nizza-Vertrags die Deklaration: „'full use' should be made of incentives and instruments which are market-oriented and intended to promote sustainable development“.¹⁸⁸ Im fünften Umweltaktionsprogramm werden MBIs ebenfalls als wichtige Instrumente im Rahmen der Nachhaltigkeitsdebatte benannt und die Wasserrahmenrichtlinie fordert nicht nur den Einsatz eines adäquaten Wassergebührensystems, sondern etabliert auch die Kosteneffizienz_{WRRL} als grundlegendes Kriterium bei der Gestaltung der Maßnahmenprogramme. Vor diesem Hintergrund ist im Folgenden zu klären, in welchem Umfang sich marktliche Instrumente auf europäischer Ebene effektiv etablieren konnten und welche limitierenden Faktoren zu beobachten sind.

Bis Ende der 1980er war die Umweltpolitik der Gemeinschaft durch eine ordnungsrechtliche Auflagenpolitik bestimmt, da die Behandlung dringender und offensichtlicher Verschmutzungsprobleme durch Punktquellen im Vordergrund stand, der Fokus auf der Beseitigung bestehender Umweltschäden und weniger auf einem präventiven Ansatz lag, und die Problemdefinitionen auf Einzelmedien ausgerichtet waren und weniger einem holistischen Ansatz folgten (d.h. Wasser/Luft/Boden statt z.B. der konsequente Schutz eines Biotops).¹⁸⁹ Marktliche Umweltinstrumente stellten zu diesem Zeitpunkt nur eine Ergänzung auf nationaler Ebene dar (z.B. in Deutschland und den Niederlanden die Wasser- bzw. Abwasserabgabe, die Steuerbegünstigung für saubere Fahrzeuge und Ökolabels). Wie bereits dargelegt waren bis zum Inkrafttreten der Einheitlichen Europäischen Akte 1987 grundsätzlich keine „Experimente“ auf

¹⁸⁸ „Erklärung zu Art. 175 des Vertrags zur Gründung der EG“ im Vertrag von Nizza 2001/C 80/01

¹⁸⁹ Vgl. auch Jordan et al. (2005)

Gemeinschaftsebene möglich, da die Umweltpolitik noch ohne festen rechtlichen Rahmen agierte und es ihr entsprechend an Durchsetzungskraft gegen die anderen Sektoren mangelte.¹⁹⁰

Einen breiteren Einsatz fanden MBIs bzw. ökonomische Steuerungsinstrumente im Umweltschutz in der Gemeinschaft erst Anfang der 1990er. Zu diesem Zeitpunkt erfolgte ein *Wandel in der umweltpolitischen Philosophie* – statt neuen Erlassen stand nun die effiziente Umsetzung der bestehenden Rechtsakte im Fokus und der Wirtschaftseinbruch verlangte flexiblere und kostengünstigere Lösungen.¹⁹¹ Als bevorzugte Instrumente haben zu dieser Zeit die freiwillige Selbstverpflichtung, Ökolabels und natürlich Umweltsteuern und -abgaben ihren Einzug gefunden. Erstere darf man aus ökologischer Sicht wohl nicht nur aufgrund der Erfahrungen mit der Automobilindustrie in Deutschland im Grunde als gescheitert bewerten. Inwiefern Ökolabels einen effektiven Beitrag im Umweltschutz leisten kann und soll an dieser Stelle nicht erörtert werden. Umweltsteuern und -abgaben, deren Einsatz seit 1996 massiv zugenommen hat, muss man dagegen heute als etablierte Instrumente der Umweltpolitik der europäischen Staaten begreifen (für eine Übersicht siehe Abb. [31]).¹⁹² Sie finden als Verschmutzungsabgaben, Ressourcen- und Abfallsteuern zwar in einer Vielzahl von Bereichen Anwendung (z.B. CO₂, Schwefel in Kraftstoffen, Abfallentsorgung, Rohmaterialien, Zwischen- und Endprodukte und Mautsysteme), die Steuer- und Abgabensätze selbst sind aber nur in Ausnahmefällen auf Basis einer Bewertung der Umweltkosten festgelegt (z.B. Deponiesteuern und Abgaben auf die Entnahme von Sand, Kies und Gesteinen in Großbritannien, Vorgaben der Kostendeckung für Wasserpreissysteme nach der WRRL).¹⁹³ Im Abwasserbereich haben bereits bis 2004 21 der 27 Mitglieder der Gemeinschaft ein Abgabensystem implementiert. Am Beispiel Deutschlands wird in Kapitel 8.3.3 daher untersucht, welche Aufsatzmöglichkeiten sich daraus für die Einführung eines Zertifikatesystems ableiten lassen.

¹⁹⁰ Da es bis dahin noch keine relevanten Erfahrungen mit MBIs in der Umweltpolitik der Gemeinschaft gab, darf man ihren potentiellen Einsatz zu diesem Zeitpunkt sicherlich als „experimentell“ bezeichnen.; vgl. auch Jordan et al. (2005) und Damro&Méndes (2005)

¹⁹¹ Siehe dazu auch den EC Bulletin Supplement 93-6 “Growth, Competitiveness and Employment” und den Kommissionsbericht COM(95)288

¹⁹² Auf die Diskussion, inwiefern in der Praxis bei der Gestaltung von Umweltsteuern letztlich die Aufkommensmaximierung zur Querfinanzierung sachfremder Politikbereiche und nicht die ökologische Lenkungsfunktion im Vordergrund steht, sei hier nur hingewiesen.

¹⁹³ Vgl. u.a. auch EEA (2006)

Abb. 31: Umweltsteuern und -abgaben in den EU27 (Stand 2004)

Quelle: In Anlehnung an EEA (2006, S. 26)

	Luft				Müll	Gefährlicher Abfall	Fluglärm	Abwasser	Produkte						
	CO ₂	SO ₂	NO _x	Kraftstoff					Pestizide	Dünger	Schmieröl	Batterien	Verpackung	Papier, Karton	Reifen
Belgien															
Bulgarien															
Dänemark															
Deutschland															
Estland															
Finnland															
Frankreich															
Griechenland															
Großbritannien															
Irland															
Italien															
Lettland															
Litauen															
Luxemburg															
Malta															
Niederlande															
Österreich															
Polen															
Portugal															
Rumänien															
Schweden															
Slowakei															
Slowenien															
Spanien															
Tschech. Rep.															
Ungarn															
Zypern															

Wie bereits ausgeführt erfolgte der Einsatz von Zertifikateprogrammen bzw. Systemen übertragbarer Nutzungsrechte als marktliche Instrumente der EU-Umweltpolitik im Vergleich zu Umweltsteuern und -abgaben bis heute äußerst spärlich – neben dem EU ETS beschränkt er sich im Wesentlichen auf abgeschlossene nationale CO₂-Programme in Dänemark und Großbritannien, den Stickoxidhandel in den Niederlanden, den Zertifikatehandel für Green Electricity in Belgien, Packing Recovery Notes (PRN) in Großbritannien und, mit ersten Erfahrungen bereits Mitte der 1980er, übertragbare Fischfangquoten unter anderem in Island und Portugal. Die Steuerung von Schadstoffzuführungen in Gewässer ist in den Mitgliedsstaaten neben ordnungsrechtlichen Ansätzen weiterhin durch Preislösungen und Subventionspraktiken gekennzeichnet (vgl. Abb. [32]).

Abb. 32: Steuerung von Wasserschadstoffen abseits ordnungsrechtlicher Ansätze

Quelle: Eigene Darstellung auf Basis konsolidierter Daten von OECD (2010)

Europa*	Marktwirtschaftliche Instrumente			Strukturförderung	
	Preislösung		Mengenlösung Übertragbare Nutzungsrechte	Umweltpolit. motivierte Subventionen	Freiwillige Ansätze
	Steuern	Abgaben & Gebühren			
Belgien			**	e	e
Bulgarien					
Dänemark	e			e	e
Deutschland					
Estland					
Finnland					
Frankreich					
Griechenland					
Großbritannien					
Italien					
Lettland					
Litauen					
Malta					
Niederlande			***	e	
Österreich					
Polen					
Rumänien					
Schweden					
Slowakei					
Slowenien					
Spanien	e	e			
Tschech. Rep.					e
Ungarn					
Zypern					
e Extensive Nutzung (mehr als drei Einsatzbereiche von der OECD erfasst) * EU ohne Irland, Luxemburg und Portugal – keine Angaben verfügbar ** Ausbringungsquoten für Tierfäkalien deren systemische Ausgestaltung nach der OECD als übertragbare Emissionsrechte interpretiert werden können *** System übertragbarer Ausbringungsquoten für Tierfäkalien 1997 ausgelaufen					

In der Praxis sind zwei Strömungen zu beobachten, welche den Zielen marktlicher Umweltinstrumente entgegenlaufen, d.h. welche der ökonomisch effizienten Erreichung eines ökologischen Zieles im Einklang mit dem Verursacherprinzip widersprechen. Dazu gehören einerseits ökonomisch und sozial wünschenswerte, aber gegebenenfalls ökologisch nachteilige Subventionspraktiken im Energiebereich (z.B. die Förderung fossiler Brennstoffe über die kürzlich bis 2018 bestätigten Steinkohlesubventionen in Deutschland), in der Landwirtschaft (z.B. Agrarsubventionen der EU in Form von Abnahmeverträgen für die Überproduktion bestimmter Güter) und im Transportsektor (z.B. die Pendlerpauschale), und andererseits

langfristig ökologisch sinnvolle aber (zumindest kurzfristig) ökonomisch nachteilige Maßnahmen, wie die Ökostromförderung.¹⁹⁴

In einer Vielzahl empirischer Studien wurde ein einseitiger Einsatz von MBIs, unabhängig von der politischen Durchsetzbarkeit, als alleinig nicht ökonomisch und ökologisch zielführend beurteilt. Aufgrund der ökonomischen, ökologischen und praktischen Vor- und Nachteile der verschiedenen umweltpolitischen Ansätze ist die Kernfrage daher immer weniger "Was ist das beste Instrument?", sondern vielmehr „Was ist der beste *Instrumentenmix*?", d.h. ein Einsatz marktlicher Umweltinstrumente in Verbindung mit (insb. bestehenden) ordnungsrechtlichen Ansätzen und in Abstimmung mit ökonomischen und sozialen Zielen.¹⁹⁵ Eine entsprechende Reform bestehender Umweltsteuer- und Subventionssysteme zur Steigerung der Kosteneffizienz und ökologischen Treffsicherheit dürfte dabei in vielen Fällen, aufgrund ihrer spezifischen Potentiale, zumindest eine Ergänzung um weitere/andere MBIs beinhalten. Für eine derartige „Optimierung“ ist es jedoch vorher notwendig, die praktischen Probleme in der Einführung und Umsetzung marktlicher Umweltinstrumente zu verstehen. Für die Belange dieser Arbeit stehen dabei die Anreizkomponenten zur Einführung von Zertifikatesystemen auf zwischenstaatlicher Ebene im Vordergrund.

8.2 Politische Durchsetzbarkeit marktlicher Umweltinstrumente

„The distribution of gains and losses arising from a policy is likely to have greater effects on whether that policy is adopted (in a democratic society) than the magnitude (or even the sign) of net benefits.” (Zeckhauser 1981, S. 229)

Die Wirtschaftstheorie filtert MBIs als überlegene umweltpolitische Instrumente. Es besteht also die Frage: Warum werden sie in der Umweltpolitik der Gemeinschaft nicht umfassend eingesetzt? Die Antwort gründet in den grundlegenden Prozessen der Realpolitik – sie können ihre Überlegenheit in der Praxis nicht unter Beweis stellen, da im Erarbeitungsprozess für eine erfolgreiche Verabschiedung zu viele *Kompromisse* mit verschiedensten Interessengruppen zu machen sind und die Instrumente dabei in ihrer Effektivität und Effizienz über Gebühr beschnitten werden. Andersen (2000) weist dazu beispielsweise eine Reihe von „Designsyndromen“ bei Umweltsteuern und -abgaben aus: Die Bestimmung der Steuerbasis

¹⁹⁴ Nach allgemeiner politischer Auffassung ist das Spannungsverhältnis zwischen staatlichen Zuschüssen bzw. Subventionen und dem Verursacherprinzip unter Umständen unabdingbar. Dazu gehört die Förderung sonst preislich nicht wettbewerbsfähigen Solarstroms, da die Internalisierung der Umweltkosten bei fossilen Brennstoffen politisch nicht gewollt oder nicht umsetzbar ist bzw. anderen Politikzielen zuwider laufen würde. Im theoretischen Jargon begegnet man also Ineffizienz mit ineffizienten Maßnahmen. [vgl. auch EEA (2006)]

¹⁹⁵ Dieses Verständnis spiegelt sich auch in der durch den Gesetzgeber formulierten Verfolgung von Maßnahmen"kombinationen" zur Umsetzung der ökologischen Ziele der WRRL wider.; vgl. auch Hahn (1989) und Oates et al. (1989)

erfolgt oft zu Gunsten großer einflussreicher Verschmutzer aufgrund massiven Lobbyings und/oder zu Lasten kleiner Verschmutzer (z.B. in Form der Pauschalbesteuerung unter dem Verweis auf die Wahrung der Administrierbarkeit). Die Bestimmung des Steuersatzes erfolgt mehr unter fiskal- als umweltpolitischen Gesichtspunkten. In der Gestaltung und Umsetzung der Umweltabgaben mangelt es oft an einer angemessenen Abstimmung mit anderen Politikinstrumenten.

In besonderem Maße führen die in der Diskussion von Umweltmaßnahmen regelmäßig geäußerten Bedenken zu potentiellen Wettbewerbsnachteilen für die betroffenen Unternehmen und adversen Effekten bei einkommensschwachen Schichten zu ineffektiven Ausgestaltungsformen. Nach dem Molitor-Report von 1995 erwachsen europäischen Unternehmen aus der Auflagenpolitik der Gemeinschaft klare Wettbewerbsnachteile. Vor diesem Hintergrund ist es umso erstaunlicher, dass seit dem im Kern kein umfassender Instrumentenschwenk in der EU-Umweltpolitik bzw. keine Implementierung von MBIs in relevantem Umfang zu beobachten ist.¹⁹⁶

Eine Reihe von europäischen Rechtsakten eröffnet zwar grundsätzlich die Möglichkeit von MBIs (siehe Abb. [33]), dass EU ETS ist aber die einzige etablierte übergreifende marktorientierte Umweltmaßnahme. Dies steht im klaren Gegensatz zum Mut und Engagement der US-amerikanischen Rechtsträger, welche sehr erfolgreich insbesondere Zertifikate in einer Vielzahl von Bereichen eingeführt haben.

Abb. 33: MBIs in der europäischen Rechtssetzung (Auszug)

Quelle: In Anlehnung an EEA (2006)

Rechtsakt	Bezug zu marktlichen Umweltinstrumenten
Besteuerung von Energieerzeugnissen und elektrischem Strom (2003)	• Bestimmung obligatorischer Mindeststeuersätze auf Energieträger • Ausweitung der adressierten Produkte von Mineralölen auf Kohle, Erdgas und Strom
Verpackungsrichtlinie (1994)	• Möglichkeit MBIs einzusetzen • Packing Recovery Notes (PRN) in Großbritannien
Emissionshandelsrichtlinie (2003)	• Erstes EU-weites MBI und erstes supranationales Emissionshandelssystem • Ausfluss des MBI-Bezugs in Kyoto-Protokoll
Wasserrahmenrichtlinie (2000)	• Direkter Ruf nach MBIs (z.B. Wasserpreise)
Aktionsplan für Umwelttechnologie (ETAP) seit 2004	• Strategie der nachhaltigen Entwicklung als Supplement der Lissabon-Strategie („to make Europe the most competitive and dynamic knowledge-based economy in the world“) • MBIs als Facilitator für Entwicklungs- und Implementierungsförderung genannt

Bei der praktischen Gestaltung verweist Stern (2007) darauf, dass die durchsetzbare Umweltpolitik in erster Linie abhängig von *länderspezifischen Aspekten und der Ebene der*

¹⁹⁶ Die EU negiert dagegen (nicht überraschend), dass übergreifende Nachteile auf die Wettbewerbsfähigkeit und Beschäftigung für die Sektoren erkennbar wären.; vgl. auch Jordan et al. (2005) und EEA (2006)

politischen Willensbildung ist. Zu den länderspezifischen Aspekten zählen danach die etablierten Instrumente, die Stabilität der politischen Institutionen und die Qualität der Rechtsstruktur (d.h. Anwendungsbreite, Durchsetzbarkeit etc.). Im Laufe der Arbeit wurde bereits auf einen gewissen Hang der staatlichen Bürokratie zum Festhalten an etablierten, damit in der Regel ordnungsrechtlichen, Umweltinstrumenten hingewiesen. Neben den volkswirtschaftlich zumindest halbwegs rationalisierbaren Verweisen auf Erfahrungswerte, etablierte Institutionen und Implementierungsprozesse spielen hier auch machtpolitische Aspekte und eine gewisse bürokratische und administrative Trägheit eine Rolle. Zur Stabilität der politischen Institutionen soll hier lediglich festgehalten werden, dass die Mitgliedsstaaten Europas als demokratische Systeme zwar über Wahlen einen regelmäßigen Wechsel der politischen Ausrichtung erleben und damit umweltpolitische Aspekte mal mehr mal weniger stark in den Mittelpunkt gestellt werden, dies aber wenn überhaupt, dann nur in begrenztem Maße Rückschlüsse auf den Einsatz verschiedener umweltpolitischer Instrumente erlaubt. Die Qualität der Rechtsstruktur dürfte in Europa zumindest bei den EU-15 vom Grundsatz her kein Hindernis für einen breiteren Einsatz marktlicher Umweltinstrumente darstellen. Die umgesetzten MBIs haben gezeigt, dass insbesondere im Zusammenhang mit Zertifikatesystemen diskutierte Aspekte wie Eigentumsrechte und Bestandsschutz mit nationalem Recht in Einklang gebracht werden können. Die Durchsetzbarkeit von MBIs dürfte darüber hinaus rechtlich keine größeren Herausforderungen aufwerfen, als eine strenge Auflagenpolitik.

Ein besonderes Bild zeichnet sich sicherlich in den neuen Mitgliedsstaaten der Gemeinschaft, in denen der Aufbau einer effektiven Umweltpolitik in der Transition nach dem Niedergang des Sozialismus eine umfängliche Neugestaltung vieler relevanter Institutionen verlangt(e). Der Einsatz marktlicher Umweltinstrumente sollte dabei aber Vielmehr als besondere Chance denn Herausforderung verstanden werden. Nach Erhebungen von Eurostat haben 1999 die alten EU-15 im Durchschnitt 1,8% des BIP für Umweltschutzmaßnahmen ausgegeben. Im Jahr 2000 wurden bei den neuen EU-10 1,6% verzeichnet und haben damit gemessen an der relativen Leistungsfähigkeit mehr als einige der „Alten“ in die Umwelt investiert. Bestehende Implementierungsdefizite umweltpolitischer Vorgaben der Gemeinschaft und steigende Kosten erfordern dahingehend in zunehmenden Maße kosteneffiziente kurzfristige Lösungen mit langfristigen Technologieanreizen – Ansprüche, welche MBIs bzw. Zertifikatelösungen optimal auf sich vereinen.

Die angestrebte Etablierung eines marktlichen Umweltinstrumentes auf Gemeinschaftsebene oder zumindest *zwischenstaatlicher Ebene* stellt den politischen Willensbildungsprozess vor zusätzliche Herausforderungen, da die so getroffenen Entscheidungen einen direkten Eingriff in

die nationale Hoheit bedeuten. Die Analyse der rechtstheoretischen Zulässigkeit fällt in erster Linie in den Aktionsraum von Staatsrechtlern und soll hier nicht näher betrachtet werden.¹⁹⁷ Von praktischer ökonomischer Relevanz ist vielmehr die Beschneidung der politischen Flexibilität. Ein Aspekt ist dabei die längere Bindung an politische Entscheidungen – EU-Vorgaben und zwischenstaatliche Vereinbarungen sind schwerer zu revidieren als Entscheidungen einer Legislaturperiode. Ein aktuelles Beispiel ist die fortlaufende „Reformierung“ des deutschen Gesundheitssystems nach dem Motto „neue Regierung, neues Kleid“. Daneben kann die nationale Umsetzung von Entscheidungen bzw. Teilsystemen aufgrund (temporärer) Umfeldveränderungen in der Regel nicht einfach kurzfristig ausgesetzt werden. So sind Länder vom gleichen externen Schock immer unterschiedlich stark betroffen. In Reaktion mag eine Regierung die vorübergehende Freistellung von bestimmten, auf Gemeinschaftsebene abgestimmten Abgaben oder die Erhöhung zulässiger Emissionsgesamtmengen in bestimmten Regionen als erforderlich erachten, wohingegen die internationalen Vertragspartner keine Notwendigkeit zu derartigen Schritten sehen.

Ein weiterer, bedeutenderer Aspekt ist der Eingriff in den politisch gemeinhin wichtigsten hoheitlichen Entscheidungsraum – die Staatsfinanzen. So lassen sich auch die hohen Hürden im EU-Rechtssetzungsprozess zur Verabschiedung und Einführung einer gemeinschaftlichen Steuer erklären. Danach gilt bis heute für Umweltsteuern nach Art. 192 AEUV (und Steuern allgemein) das Einstimmigkeitsprinzip und nicht die für die Mehrzahl umweltpolitischer Entscheidungen notwendige qualifizierte Mehrheit. Statt der angestrebten Einführung einer einheitlichen Energiesteuer in der Gemeinschaft wurde mit der RL 2003/96/EG¹⁹⁸ letztlich nur eine schwache Richtlinie zur Harmonisierung nationaler Steuern auf Energieträger mit Vorgaben zu Mindeststeuersätzen realisiert, nachdem Großbritannien mit „Souveränitätsbedenken“ und Spanien mit der „Sorge um sein Wirtschaftswachstum“ konsequent die Initiative blockiert haben. Die Anfang der 1990er in den skandinavischen Ländern Norwegen, Schweden, Finnland und Dänemark eingeführte, aber bis heute nicht harmonisierte CO₂-Steuer zeigt einmal mehr, wie schwierig die staatenübergreifende Koordination der Steuerpolitik ist. Stern (2007) weist in diesem Zusammenhang darauf hin, dass eine länderübergreifende Harmonisierung zu einem einheitlichen Umweltpreis über den Handel von Handlungsrechten bzw. -pflichten entsprechend leichter zu realisieren ist, als durch die Anpassung der Steuersysteme.¹⁹⁹ Es stellt sich damit die Frage, ob die EU durch den Versuch der Modifizierung der Energiesteuern statt einer

¹⁹⁷ An dieser Stelle kann man zum Beispiel auch Fragen zur Konformität mit dem Europarecht einordnen, wie: „Inwiefern stehen die Mengenbeschränkungen in einem Zertifikatesystem im Konflikt mit Bestimmungen des freien Binnenmarktes und dem Verbot nicht-tarifärer Handelshemmnisse oder Maßnahmen gleicher Wirkung?“.

¹⁹⁸ Richtlinie zur Restrukturierung der gemeinschaftlichen Rahmenvorschriften zur Besteuerung von Energieerzeugnissen und elektrischem Strom

¹⁹⁹ Vgl. auch Stern (2007), Jordan et al. (2005), Boie (2005) und Johnson&Corcelle (1992)

Einführung einer ökologisch gleichgerichteten Zertifikatelösung nicht einmal mehr die Chance für eine schneller realisierbare, effektive Lösung vertan hat.

Die Auswirkungen einer umweltpolitischen Maßnahme auf die *internationale Wettbewerbsfähigkeit* und entsprechende Anpassungen in der Handelspolitik müssen auch bei einer rein nationalen Umsetzung berücksichtigt werden. Ein zwischen- bzw. überstaatlicher Ansatz ermöglicht diesbezüglich sogar eine effizientere Lösung durch eine bessere Angleichung der Kostenbelastung der Wettbewerber über vereinheitlichte Zusatzbelastungen, grenzüberschreitende Transferleistungen und natürlich bi- und multilaterale Transaktionen zwischen den Wettbewerbern selbst (z.B. in Form des Handels von Emissionszertifikaten). Die „Einschränkung der nationalen Flexibilität“ ist dahingehend demnach sogar eher positiv zu bewerten.

Die Ausführungen zur Ebene der politischen Willensbildung lassen sich in weiten Teilen auch auf die Einführung ordnungsrechtlicher Umweltinstrumente übertragen. Spezifische Gründe für die Vorherrschaft dieser Instrumente in der EU-Umweltpolitik lassen sich also eher im Bereich der länderspezifischen Aspekte finden. Dabei sollte man sich klar vor Augen führen, dass sich die Europapolitiker aus den politischen Gefügen der Einzelstaaten rekrutieren und damit das personelle Profil entlang der politischen Grundausrichtung, des Bildungshintergrundes und des Habitus entsprechende Parallelen aufweist.²⁰⁰ Darüber hinaus sind Beschlüsse in der Europapolitik weiterhin vom kleinsten gemeinsamen Nenner geprägt. Der Raum für den Einsatz innovativer oder zumindest in der (europäischen) Praxis noch nicht etablierter Umweltinstrumente ist damit in der politischen Realität der Europäischen Gemeinschaft entsprechend klein.

Der mit einer zwischen- bzw. überstaatlichen Einführung einer Umweltmaßnahme verbundene *spezifische „Aufwand“* (lange Bindung, geringere Flexibilität, gegebenenfalls zusätzlicher ökonomischer Aufwand) muss entgolten werden, um den Handlungswillen der beteiligten Staaten sicherzustellen. Unter normalen Umständen erfolgt dies zum einen über den ökologischen Zusatznutzen aus der grenzüberschreitenden Maßnahme selbst und zum anderen über dem Nutzen aus direkten und indirekten Transferleistungen der anderen Parteien. Es geht damit nicht um Komponenten, die bereits bei einer rein nationalen Umsetzung realisiert werden

²⁰⁰ Danach bestimmt sich letztlich bei der Person die Priorisierung von Umweltproblemen gegenüber anderen Politikbereichen, ihr Verständnis des staatlichen Steuerungsansatz (autoritärer Zwang oder liberale Wahlfreiheit), die Schwerpunktsetzung bei der Bewertung von Umweltinstrumenten (Rechtskonformität, Kosteneffizienz oder technische Fragen) u.s.w. Die auf Ebene der Mitgliedsstaaten geführten Diskussionen in der Umweltpolitik und politischen Mehrheiten finden sich entsprechend auf Gemeinschaftsebene wieder.

können. Kernpunkt ist die ökologische Dringlichkeit des Umweltproblems bzw. die politische Priorität, welche dem Umweltproblem zugeschrieben wird. Priorisiert ein Staat das Problem niedrig, steht der „Aufwand“ nur in einem adäquaten Verhältnis zum Nutzen, wenn in der Gestaltung der Umweltmaßnahme die Transferleistungen entsprechend steigen.²⁰¹ Als Transferleistung ist vor diesem Hintergrund allerdings jedweder ökonomischerer Nutzen aus der Interaktion mit den anderen Parteien (andere Staaten und fremdstaatliche Akteure wie Emittenten, Broker, Unternehmen etc.) zu verstehen, d.h. der Begriff geht über reine zwischenstaatliche Transferzahlungen hinaus und beinhaltet hier danach auch Zugeständnisse für eigene Vorteile in anderen Abkommen (Handel, Wirtschaft, Verkehr etc.), den Imagegewinn für das Land („grünes Bewusstsein“ etc.) und ähnliches. Dabei wird unterstellt, dass die Wohlfahrtsoptimierung des Landes, verstanden als Maximierung des ökonomischen Nutzens unter Wahrung gewisser ökologischer Anforderungen, für die Regierung im Mittelpunkt steht. Transferleistungen sind bei Umweltsteuern schwer zu realisieren. So ist in der Praxis im Grunde nicht zu beobachten, dass ein besteuierungswilliger Staat einem weniger besteuierungswilligen Staat etwa monetäre Zuwendungen aus seinem eigenen Haushalt zusagt, um die Einführung einer einheitlichen Umweltsteuer sicherzustellen. Des Weiteren sind besteuierungswillige Staaten grundsätzlich bestrebt die aus der Besteuerung erwachsenen Wettbewerbsnachteile der eigenen Wirtschaft eher zu mildern, d.h. auch aus diesem Bereich erfährt der weniger besteuierungswillige Staat keine relevanten „Transferleistungen“. Gegenüber Umweltsteuern können in der Zertifikatelösung relevante Transferleistungen über den Erstvergabemechanismus relativ einfach dargestellt werden und damit verteilungspolitischen Aspekten in der Ausgestaltung und zur Einführung der Umweltmaßnahme Rechnung getragen werden – die Erstaussstattung mit Emissionsrechten bestimmt das kurz- und mittelfristige Lasten-Nutzen-Verhältnis für die Unternehmen und damit für die nationale Wirtschaft.²⁰²

²⁰¹ Unter der Annahme, dass mit der fortschreitenden wirtschaftlichen Entwicklung die umweltpolitischen Ziele verschiedener Staaten konvergieren, können Vorgaben auf Gemeinschaftsebene mit langfristigem Zeitbezug, wie z.B. das Erreichen eines bestimmten Gewässerzustandes in 15 Jahren bzw. bis 2015, als Mittel zur Sicherung einer „ähnlichen Priorisierung“ vergleichbarer Umweltprobleme verstanden werden.

²⁰² So kann kurzfristig eine Mehrzuteilung am Markt veräußert werden und der so verbuchte monetäre Ertrag mittelfristig zur Stärkung der Wettbewerbsfähigkeit genutzt werden (z.B. durch Aufstockung der Forschungsbudgets und Investitionen in eine effizientere Produktion).



8.3 Weiterführende Betrachtungen zum Einsatz von Zertifikatesystemen in der EU

8.3.1 Exkurs – Institutioneller Rahmen in den USA und Australien

Die USA und Australien bilden die Staaten mit der derzeit weitesten Verbreitung von Zertifikateprogrammen in der Wasserreinhaltepolitik und die Projekte in diesen Ländern stellen die Basis für die Auswertungen des Einsatzes von Systemen übertragbarer Einleitungsrechte in der Praxis des Wasserqualitätsmanagements in Kapitel 6.2 dar. Zum bestehenden *institutionellen Rahmen der Umweltpolitik*, welcher die praktische Ausgestaltung von Zertifikateprogrammen in diesen Regionen grundlegend beeinflusst, lässt sich dabei kurz folgendes festhalten: Im föderalen System der *USA* erfolgt eine Vielzahl der umweltpolitischen Beschlüsse im Kongress und die Umsetzung entsprechend auf Ebene der Bundesstaaten. Zu den wichtigsten Eckpunkten der Wasserreinhaltepolitik zählen der Federal Water Pollution Control Act (Clean Water Act bzw. CWA) von 1972 mit seinen Ergänzungen und Erweiterungen, das National Pollutant Discharge Elimination System (NPDES) für Punktquellen nach Section 402 CWA und die Total Maximum Daily Loads (TMDL) nach Section 303 CWA. Die US-Umweltbehörde (US Environmental Protection Agency bzw. US EPA) wurde ebenfalls Anfang der 1970er gegründet und gibt mit seinen „Leitlinien“ (Guidelines) und „Handbüchern“ den Bundesstaaten wichtige Werkzeuge zur Einführung effektiver und effizienter Zertifikateprogramme an die Hand. Die bestehenden TMDLs können dabei als Aufsatzpunkt genutzt werden, da mit ihnen bereits Emissionsgrenzen etabliert sind und auf ein damit verbundenes umfangreiches Monitoring zurückgegriffen werden kann.

Im föderalen System von *Australien* liegt bei der umweltpolitischen Gesetzgebung bzw. der Interpretation und Ausgestaltung nationaler Umweltvorgaben, gegenüber den USA, ein deutlich stärkeres Gewicht auf den Bundesstaaten bzw. Bundesterritorien. Einen wichtigen Eckpunkt der Wasserreinhaltepolitik bildet die National Water Quality Management Strategy (NWQMS) von 1993, welche mit einem umfangreichen Informationsangebot, Werkzeugen (Tools) und (21) Leitlinien (Guidelines) einen Rahmen für das Wasserqualitätsmanagement darstellt. Die Guidelines empfehlen dabei unter anderem einen Mix aus ordnungsrechtlichen und marktorientierten Instrumenten. Daneben bestehen eine Reihe von Umwelterlassen und -gesetzen auf Ebene der Bundesstaaten und Territorien (z.B. der Protection of Environment Operations Act in New South Wales) und eine Vielzahl bi- und multilateraler Vereinbarungen zwischen denselben. Aufgrund der besonderen Bedeutung der (natürlichen) Versalzung der australischen Wasserressourcen wurde im Jahr 2000 der für alle Staaten und Territorien bindende National Action Plan for Salinity and Water Quality (NAP) beschlossen. Dieser



enthält z.B. Rahmenvorgaben für Verträge zwischen den Staaten und Territorien, wie Regelungen zu konkreten Qualitätsstandards und die Definition von Gewässereinzugsgebieten als integrierter Managementansatz.

Ein ausführlicher (staats)rechtswissenschaftlicher Vergleich der Einführung und Umsetzung von umweltpolitischen Rechtsakten im System der EU und den USA bzw. Australien kann im Rahmen dieser Arbeit nicht erfolgen. Folgende Punkte bzw. *Gemeinsamkeiten*, welche der Einführung von Zertifikatesystemen im Rahmen der Wasserreinhaltepolitik in der EU förderlich erscheinen, können jedoch an dieser Stelle hervorgehoben werden:

- Mit der WRRL wurde in der Gemeinschaft ein dem CWA bzw. NWQMS ähnlicher übergeordneter Rechtsrahmen für den Gewässerschutz etabliert, welcher als einheitlicher Referenzrahmen von den Mitgliedsstaaten angenommen ist und für einen harmonisierten Umweltschutzansatz auch entsprechend ausgebaut werden kann.
- Die Rahmensetzung erfolgt auf Gemeinschaftsebene und erlangt durch die Auslegung in den Mitglied- bzw. Bundesstaaten ihre praktische Konkretisierung und vollzugsfähigen Rechtstatus. Auch das System der EU erlaubt damit grundsätzlich eine ausreichende Flexibilität in der Ausgestaltung von Zertifikatesystemen gegenüber regionalen wirtschaftlichen, administrativen und sozialpolitischen Besonderheiten.
- In der Gestaltung der Richtlinien hat die EU grundsätzlich die Möglichkeit verbindliche quantitative Vorgaben zu stellen, womit einheitliche Ankerpunkte bei der Bestimmung zulässiger Emissionsgesamtvolumen bei der Einführung (grenzüberschreitender) Zertifikatesysteme äquivalent den TMDLs in den USA gesetzt werden können.
- Mit den Rechtsinstrumenten „Empfehlung“ und „Stellungnahme“ stehen der EU Mittel zur Verfügung, um die Einführung und effiziente Ausgestaltung von Zertifikatesystemen in der Gemeinschaft in einer den Guidelines, Handbüchern und Tools vergleichbaren unverbindlichen Form zu stimulieren.



8.3.2 Exkurs – Lastenteilung im Emissionshandelssystem der EU

Da das EU ETS das bisher einzige Zertifikatesystem auf zwischenstaatlicher Ebene in der Gemeinschaft darstellt, soll an dieser Stelle ein kurzer Exkurs unternommen werden, um die Mechanismen der Implementierung zu betrachten. Ein besonderer Schwerpunkt liegt dabei auf der Bestimmung der Lastenteilung (und damit den verteilungspolitischen Aspekten) im Rahmen des Burden Sharing Agreement.

Die Vereinten Nationen verabschiedeten 1992 in Rio de Janeiro die Agenda 21, ein nicht-rechtsverbindliches Dokument mit politischen Grundsatzserklärungen und Empfehlungen für einen nachhaltigen Entwicklungsweg in das 21. Jahrhundert. Die darin enthaltene United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC) betont die Notwendigkeit einer kosteneffizienten Lösung einer globalen Reduktion von Treibhausgasen (THG). Sie öffnete damit den Weg für übertragbare Verschmutzungsrechte als Instrument der internationalen Umweltpolitik.²⁰³

In den folgenden Kyoto-Verhandlungen trafen zwei konfligierende umweltpolitische Paradigmen aufeinander. Auf der einen Seite standen die USA, als Verfechter einer marktwirtschaftlichen Lösung, mit der Forderung nach einem Emissionshandelssystem. Auf der anderen Seite stand Europa, in der Tradition ordnungsrechtlicher Ansätze und einem Fokus auf die ökologische Risikovermeidung, mit der Forderung nach bindenden Commitments und klaren Zeitplänen für Emissionskürzungen.²⁰⁴ Die Position der USA war im Grunde nicht verwunderlich, da sie mit solchen Instrumenten auf nationaler Ebene bei Schwefeldioxid- und Blei emissionen bereits Kosteneinsparungen von bis zu 50% gegenüber reinen Command-and-Control-Lösungen realisieren konnte.²⁰⁵ Das die USA aufgrund massivem Lobbyings durch die Wirtschaft letztlich das Kyoto-Protokoll nicht ratifiziert haben, hinterlässt dabei einen umso faderen Beigeschmack.

Das heute etablierte CO₂-Handelssystem in der EU ist letztlich das Ergebnis von politischen Zugeständnissen im Rahmen der Kyoto-Verhandlungen – ein internationales Handelssystem war eine „conditio sine qua non“ für die USA – und dem 5. EG-Umweltprogramm, welches auch einen stärkeren Einsatz marktwirtschaftlicher Instrumente in der Umweltpolitik der Gemeinschaft als erklärtes Ziel hatte. Die politische Akzeptanz und erfolgreiche Einführung des

²⁰³ Vgl. auch Tietenberg (2003)

²⁰⁴ Quantified Emissions Limitations and Reduction Objectives (QELROs) für alle Annex I Staaten

²⁰⁵ Vgl. auch Ansprache von Stuart Eizenstat, Chefunterhändler der US-Kyoto-Delegation, vor dem US-Senatsausschuss für Außenpolitik am 11.02.1998

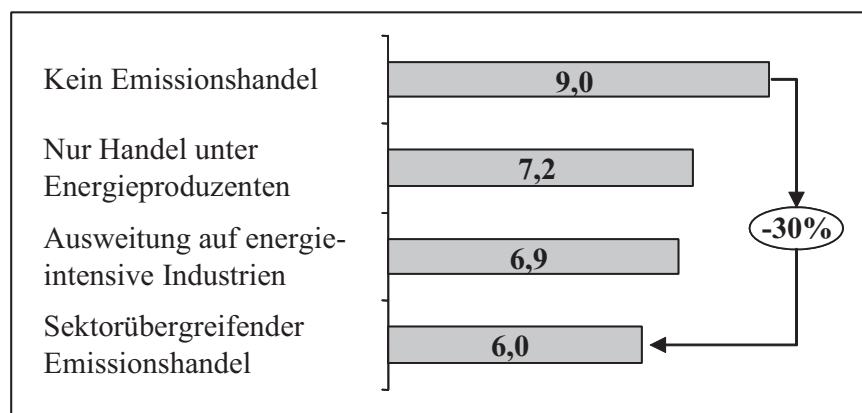
CO₂-Handels im Rahmen der EU-internen Lastenverteilung nach dem Burden Sharing Agreement ist dabei auf zwei wichtige Punkte zurückzuführen:²⁰⁶

- Das Handelssystem ist ein reines Handlungsinstrument, um etablierte politische Ziele umzusetzen, ohne sie in Frage zu stellen (stringente Emissionsreduktion, Schutz des Binnenmarktes, globale Führungsrolle Europas in Umweltaspekten).
- Es befriedigt die immer lauter werdenden Rufe nach mehr ökonomischem Scharfblick in der Umweltpolitik der Gemeinschaft und Alternativen zu teils erfolglosen etablierten Instrumenten.

Nach einer im Auftrag der Europäischen Kommission im Jahr 2000 erstellten Studie hat ein umfangreiches (in der Form aber nie umgesetztes!) CO₂-Handelssystem das Potential die Kyoto-Kosten der EU-Mitgliedsstaaten um bis zu 3 Mrd. Euro p.a. bzw. bis zu 30% zu senken (vgl. Abb. [34]). Spätere Schätzungen gehen von einer Kostenersparnis durch das Handelssystem bei der Realisierung der Kyoto-Ziele für die EU von bis zu 50% bzw. 3-3,5 Mrd. Euro statt 7 Mrd. Euro aus.²⁰⁷

Abb. 34: Frühe Schätzungen zu den Kyoto-Kosten für die EU (in Mrd. Euro p.a.)

Quelle: In Anlehnung an Kommission (2000b)



Das Kyoto-Abkommen bestimmt für die EU ein Reduktionsziel der emittierten Treibhausgase von 8% für den Zeitraum 2008-2012 gegenüber dem Basisjahr 1990. Die über die Teilnehmerstaaten differenzierten Reduktionsverpflichtungen folgen dabei keinem systematischen Ansatz, sondern sind als Ausdruck der Verhandlungsstärke bzw. des Verhandlungsgeschicks der einzelnen Länder zu interpretieren.²⁰⁸ Auf Ebene der

²⁰⁶ Vgl. Damro&Méndes (2005)

²⁰⁷ Vgl. Kommission (2000b) bzw. EEA (2006)

²⁰⁸ Die in den Kyoto-Verhandlungen diskutierten Reduktionsquoten entsprachen nicht bestimmten Werten, welche nach einem oder mehreren Kriterien systematisch ermittelt wurden. Als Richtwerte für die Verhandlungspartner dienten vielmehr die jeweiligen „Reduzierungsgebote“ der anderen Länder. Im Ergebnis wurden damit für die Annex-I-Staaten Emissionsobergrenzen für 2008-2012 zwischen 92 und 110 Prozent auf Basis 1990 beschlossen. (Die Mitgliedsstaaten der EU werden nach dem Bubble-Konzept auf Basis der Art. 4 des Kyoto-Protokolls

Mitgliedsstaaten findet das EU-Ziel in einer Ungleichverteilung der Vermeidungslasten im Rahmen des Burden Sharing Agreements seinen Niederschlag: Die Gemeinschaft wollte eine führende Rolle in den Klimaverhandlungen einnehmen, was die Vorlage eines politisch glaubwürdigen und ambitionierten Reduzierungsziels auf EU-Ebene notwendig machte.²⁰⁹ Dazu war im ersten Schritt eine Einigung über die interne Aufteilung der entsprechenden Gesamtreduktionslast erforderlich. Da eine einstimmige Festlegung der Reduzierungsquoten durch die Mitgliedsstaaten notwendig war, konnte durch die Differenzierung der Vermeidungsziele letztlich auch die Zusage der „Blockierer“ (bzw. „Skeptiker“) auf EU-Ebene gesichert werden.²¹⁰

Entgegen der Entwicklung der Kyoto-Vorgaben folgt die Verteilung der Lasten im Burden Sharing Agreement einer klaren Systematik, welche sich an einem von den Niederlanden vorgeschlagenen Drei-Sektoren-Ansatz (Triptique Approach) orientiert.²¹¹ Danach werden die Emissionen der Länder in ihrer Herkunft nach drei Sektoren untergliedert und bestimmte Wachstumsannahmen getroffen: „Heavy Industrie“ umfasst Unternehmen bzw. Emittenten aus dem exportorientierten, energieintensiven Sektor. Da für alle Mitgliedsländer in diesem Sektor gleiche Wachstumsraten vorausgesetzt wurden, folgte man hier einem sehr einfachen Gerechtigkeitsansatz. Unternehmen aus dem Stromsektor wurden unter „Electricity Generation“ subsumiert. Hier bestehen die größten Emissionsunterschiede zwischen den einzelnen Mitgliedsstaaten, wobei relevante Reduktionspotentiale in erster Linie durch die Substitution in erneuerbare Energien und eine effizientere Nutzung der bestehenden Anlagen erwartet wurden. Um der besonderen Rolle des Energiesektors in der wirtschaftlichen Entwicklung Rechnung zu tragen und den einkommensschwächeren Ländern in der Gemeinschaft entsprechend entgegen zu kommen, wurde den Mitgliedsstaaten, deren Sozialprodukt unter 90% des EU-Durchschnitts lagen, höhere Wachstumsraten zugestanden. Unter den „Domestic Sectors“ („Haushaltssektor“) wurden alle restlichen Sektoren zusammengefasst. Hier werden gleiche Pro-Kopf-Emissionen unterstellt, d.h. die Emissionsreduzierung wurde exogen vorgegeben. Die effektive Reduzierungsquote eines jeden Mitgliedsstaates in der Gemeinschaft setzt sich aus allen drei

zusammengefasst.) Die vereinbarten Emissionsgrenzen sind aber nicht ausreichend für eine langfristige Stabilisierung der Treibhausgaskonzentration – damit besteht zwar politischer Konsens, das Umweltproblem ist aber also keineswegs gelöst.

²⁰⁹ Das letztlich verabschiedete 8%-Ziel kann dahingehend als ambitioniert betrachtet werden, als dass die vergleichbaren Quoten anderer Industriestaaten teilweise deutlich niedriger liegen (Japan und Kanada 6%, Russland 0%, Australien gar Mehremissionen von bis zu 8%; USA ursprünglich 7%, aber nicht ratifiziert).

²¹⁰ Nach Meyne (2002) ermöglichte die Differenzierung der Vermeidungsquoten ehrgeizigere Ziele, da kein Trade-off zwischen der Anzahl der beteiligten Länder und der Höhe einer einheitlichen Quote notwendig war.; vgl. auch Ringius (1999)

²¹¹ Zur Diskussion systematischer Ansätze bei der Bestimmung der Reduktionsziele der Verhandlungspartner für die Nachfolge des Kyoto-Abkommens siehe z.B. Torvanger&Godal (2004).

Komponenten zusammen, wodurch letztlich staatspezifische Aspekte wie das bestehende Niveau der THG-Emissionen, Möglichkeiten für dessen Reduktion und der wirtschaftliche Entwicklungsgrad berücksichtigt werden konnten.

Der gewählte Ansatz hatte nach Meyne (2002) eine Reihe von Vorteilen:

- die Kombination wirtschaftlicher Merkmale, die systematisch und sachgerecht erhoben werden können,
- die Berücksichtigung des „Rechts einkommensschwächerer Länder auf wirtschaftliche Entwicklung“ als normativer Aspekt über Zugeständnisse höherer Wachstumsraten – im Vordergrund der politischen Entscheidung standen aber weniger die spezifische Höhe der Wachstumsraten als vielmehr die Bestimmung bzw. Aufteilung der Sektoren als Unterscheidungsmerkmal,
- die simultane Bestimmung der Gesamtvermeidung und der Lastenaufteilung – unterschiedliche Szenarien implizieren unterschiedliche Reduzierungsquoten für die einzelnen Länder, wodurch der Verhandlungsspielraum vergrößert und damit Kompromisse erleichtert werden²¹²

Trotz vereinzelter Kritik (insbesondere gegenüber der sektoralen Aufteilung), wurde der Ansatz politisch insgesamt als fair eingeschätzt und bildete die Basis für die weiteren Verhandlungen innerhalb der Gemeinschaft. Die endgültige Festlegung der Quoten wurde im Juli 1998 beschlossen.

Die auf Unternehmensebene effektiv zulässigen Emissionen leiten sich im EU ETS aus einem dreistufigen Prozess ab. Den Startpunkt bilden die auf Gemeinschaftsebene in zwischenstaatlichen Verhandlungen festgelegten Reduktionspflichten. Die daraus abgeleiteten zulässigen Gesamtemissionen jedes Mitgliedsstaates werden in Emissionszertifikaten verbrieft und über den jeweiligen Nationalen Allokationsplan (NAP) auf die inländischen Emittenten verteilt. Die Einzelemittenten selbst können anschließend durch Angebot oder Nachfrage auf dem grenzüberschreitenden Zertifikatemarkt ihren Mehrbedarf decken bzw. Minderbedarf monetarisieren.

Die im Rahmen dieser Arbeit relevanten verteilungspolitischen Aspekte bei der Einführung eines grenzüberschreitenden Zertifikatesystems sind dementsprechend in der Ausgestaltung des Burden Sharing Agreements reflektiert. Die sich aus den NAPs und der Ausgestaltung des Handelssystems ergebenden unternehmens-, regionen- und sektorspezifischen Verteilungsaspekte wurden daher in diesem Kapitel bewusst vernachlässigt.

²¹² Ein ähnliches Vorgehen wurde von der Gemeinschaft bereits beim Beschluss des „2. Schwefelprotokolls“ 1994 in Oslo zur Bestimmung der schrittweisen Erreichung der Critical Loads genutzt. [vgl. auch Meyne (2002)]



8.3.3 Exkurs –Aufsatzpunkte im deutschen Abwasserabgabensystem

Die Wasserrahmenrichtlinie fordert bis 2010 ein ausgewogenes Wassergebührensysteem als bevorzugtes marktliches Umweltinstrument zur Umsetzung des Kostendeckungsprinzips bei der Nutzung von Wasserressourcen einerseits und als Anreizinstrument für eine bessere (effiziente) Ressourcennutzung andererseits. Nach Boie (2005) gilt Deutschland bei Umweltabgaben als Impulsgeber und Vorreiter in der EU und die auf Bundesebene vor 30 Jahren eingeführte Abwasserabgabe dahingehend als modellprägend im Gemeinschaftsrecht. Die folgenden Abschnitte geben daher einen kurzen Überblick zum Abwasserabgabensystem in Deutschland, wobei die Umsetzung dieses umweltpolitischen Instrumentes im Bereich der Schadstoffeinleitung in Gewässer wichtige praktische Aspekte bei der Einführung eines ökologisch gleichgerichteten Zertifikatesystems aufzeigt.²¹³

Das Abwasserabgabengesetz (AbwAG) wurde bereits 1976 in Deutschland verabschiedet und in diesem Zusammenhang wird seit 1981 im Bereich der Schadstoffeinleiter die Abwasserabgabe als Sonderabgabe vom Staat erhoben. Sie stellt insgesamt eine Umweltlenkungsabgabe mit Finanzierungselementen in Form einer Emissionsabgabe dar und ist nach Palm (2006) „nur“ eine ökonomische Unterstützung im Verhältnis zum traditionellen deutschen Wasserrecht mit ihrem ordnungsrechtlichen Schwerpunkt. Auf Basis der föderalen Verwaltungsstruktur des öffentlichen Wassermanagements in Deutschland bestehen über die bundesrechtlichen Rahmenregelungen des AbwAG hinaus entsprechende Ergänzungen in den landesrechtlichen Abwasserabgabengesetzen.

Da die einzelnen Flusseinzugsgebiete in Deutschland in der Regel mehrere Bundesländer bedecken, erfordert die Einführung eines Zertifikatesystems entsprechenden Abstimmungsbedarf und eine Harmonisierung grundlegender wasserrechtlicher Regelungen über diese Länder hinweg, was die Transaktionskosten erhöht und den politischen Prozess bis zur Implementierung des Systems zusätzlich in die Länge zieht.²¹⁴

Abwasser ist nach § 2 Abs. 1 AbwAG „das durch häuslichen, gewerblichen, landwirtschaftlichen oder sonstigen Gebrauch in seinen Eigenschaften veränderte und das bei Trockenwetter damit zusammen abfließende Wasser (Schmutzwasser) sowie das von Niederschlägen aus dem Bereich von bebauten oder befestigten Flächen abfließende Wasser (Niederschlagswasser)“. Die

²¹³ Auf Ausführungen zum Wasserentnahmeentgelt wird hier vollständig verzichtet.

²¹⁴ Das deutsche System ist damit durchaus mit den Rahmenbedingungen in den USA und Australien zu vergleichen, die dahingehend ebenfalls föderalistisch organisiert sind.

Abwassereinleitung erfordert nach dem WHG eine Erlaubnis²¹⁵ der zuständigen Behörde, welche nur erteilt wird, wenn eine vorgelagerte Abwasserbehandlung nach dem Stand der Technik (bzw. gegebenenfalls den weniger strengen allgemein anerkannten Regeln der Technik) erfolgt und nachgewiesen werden kann. Bei der Bestimmung Stand der Technik ist dabei die Verhältnismäßigkeit zwischen Aufwand und Nutzen sowie der Grundsatz der Vorsorge und Vorbeugung zu berücksichtigen.²¹⁶

Die Forderung nach einer vorgelagerten Mindestreinigungsquote in Form einer Auflage würde die Kosteneffizienz eines Zertifikatesystems grundsätzlich senken, da insbesondere bei Geringeinleitern die auf eine einzelne Schadstoffeinheit umgelegten Sockelinvestitionen gegebenenfalls die effektiven Grenzkosten anderer Emittenten überschreiten. Das Problem wird aber bereits dahingehend gemildert, als dass die Abwässer aus Privathaushalten und dem Kleingewerbe in den kommunalen Kläranlagen zentral gesammelt und aufbereitet werden und damit die Kläranlage als Direkteinleiter mit relevantem Einleitervolumen, sozusagen stellvertretend, am Zertifikatehandel teilnehmen würde.

Die Abwasserabgabe folgt einer Lenkungs- und einer Finanzierungsfunktion, wobei die erfolgreiche Umsetzung der Ersteren in der bestehenden Ausgestaltung der Abgabe von vielen Kritikern in Frage gestellt wird. In ihrer Lenkungsfunktion soll sie die Abwassereinleiter zu einer Verbesserung der Abwasserreinigung bzw. zu einer Reduktion der Abwassermenge veranlassen. Dies kann in erster Linie durch den Bau zusätzlicher Kläranlagen und die Erhöhung der Reinigungsleistung bestehender Anlagen bzw. durch die Anwendung von umwelt- bzw. wasserverträglicheren Produktionsverfahren umgesetzt werden.²¹⁷ In der Finanzierungsfunktion sind die Einnahmen aus der Abwasserabgabe in ihrer Verwendung gebunden. Da sie entsprechend nicht zur Finanzierung allgemeiner Staatsaufgaben genutzt werden dürfen, spricht man bei der Abwasserabgabe auch von einer Sonderabgabe und nicht von einer Steuer.

Das WHG fordert die Gewässerunterhaltung, d.h. die Pflege und Entwicklung eines Gewässers, durch seine Eigentümer. In diesem Zusammenhang sind bei Gewässern im öffentlichen Eigentum die Länder Eigner erster Ordnung und Kreise bzw. kreisfreien Städte oder einzelne Städte und Gemeinden Eigentümer zweiter Ordnung. Aus diesem Grunde fließen den Ländern die Einnahmen aus der Abwasserabgabe zu, welche nach den Regelungen des AbwAG

²¹⁵ Eine „Erlaubnis“ stellt eine befristet ausgesprochene „widerrufliche Befugnis“ dar. Im Gegensatz dazu verkörpert die „Bewilligung“ ein „Recht“ ein Gewässer zu einem bestimmten Zweck in einer nach Art und Maß bestimmten Weise zu benutzen. [vgl. auch § 10 Abs. 1 WHG]

²¹⁶ § 57 Abs. 1 WHG i.d.F.v. 31.07.2009; vgl. Palm (2006)

²¹⁷ Alternativ bei Haushalten: Konsumverzicht oder Umstellung auf umweltverträglichere Produkte (effizientere Waschmaschinen, schadstoffarme Waschmittel etc.). Privathaushalte unterliegen zwar in der Regel nicht direkt der Abgabepflicht, die Abwasserabgabe entfaltet aber durch eine Kostenumlage der Abwasserentsorgungsanbieter auch hier ihre (begrenzte) Lenkungsfunktion.

entsprechend zweckgebunden für Fördermaßnahmen zur Erhaltung und Verbesserung der Gewässergüte einzusetzen sind. Zu diesen Maßnahmen zählen auch die Finanzierung von Forschungsprojekten und die Überwachung der Gewässergüte.²¹⁸

Die Lenkungsfunktion ist dem Zertifikatesystem dahingehend immanent, als dass die ökologische Treffsicherheit durch die Fixierung der zulässigen Gesamtemissionsmenge sichergestellt ist. Inwiefern durch die dynamische Anreizwirkung eine über das geforderte Maß hinausgehende Emissionsvermeidung des adressierten Schadstoffes realisiert werden kann, hängt in der Praxis von einer Vielzahl von Faktoren ab. So führen zusätzliche Vermeidungsanstrengungen in der Regel zu pauschalen Emissionskürzungen die in dem Umfang gegebenenfalls nicht vollständig im Zertifikatehandel veräußert werden können. Die Lenkungsfunktion ist jedoch dahingehend eingeschränkt, als dass sie nicht auf das Abwasseraufkommen als Ganzes, sondern auf das spezifische Aufkommen des einzelnen Schadstoffes beschränkt ist. In der technischen Praxis sind aber regelmäßig Mitnahmeeffekte zu beobachten, d.h. die gezielte Reduktion eines Schadstoffes führt in der Regel auch zu einer, zugegebenermaßen begrenzten, Reduktion anderer Schadstoffe.

Ein Zertifikatesystem hat in der Form keine spezifische Finanzierungsfunktion: Das Monitoring in Form der schadstoffspezifischen Gewässerüberwachung ist zwar innerhalb des Zertifikatesystems z.B. über laufende Gebühren oder Transaktionsabgaben finanzierbar, eine umfangreiche Gewässerüberwachung, d.h. die Erfassung und Kontrolle einer Vielzahl ökologischer und chemischer Parameter, ist aber anderweitig zu finanzieren, da sonst die Transaktionskosten gegebenenfalls zu stark steigen, was die Kosteneffizienz des Zertifikatesystems einschränkt. Die Fördermaßnahmen im obigen Sinne sind im Zertifikatesystem auf die Reduktion der spezifischen Emissionen begrenzt, d.h. anderweitige (ganzheitlichere) Fördermaßnahmen, insbesondere bauliche Maßnahmen zur Anpassung bzw. Veränderung der Hydromorphologie (Fischtreppen etc.), sind ebenfalls anderweitig zu finanzieren. Dahingehende Einnahmen können in einem Zertifikatesystem für die öffentliche Hand im Grunde nur im Rahmen der Erstvergabe (Auktion, Festpreisvergabe) realisiert werden.

Abgabepflichtig ist derjenige, der Abwasser unmittelbar (!) in ein Gewässer einleitet oder in den Untergrund verbringt. Als Direkteinleiter sind damit Kommunen und Wasserverbände (über ihre Kläranlagen) und Industriebetriebe (soweit sie nicht in das kommunale Abwassersystem eingebunden sind) von der Abgabepflicht erfasst. Indirekteinleiter, wie die privaten Haushalte

²¹⁸ In vielen Fällen hat die öffentliche Hand die Aufgaben im Rahmen der Unterhaltung der oberirdischen Gewässer an Wasser- bzw. Zweckverbände übertragen.; vgl. auch Palm (2006)

und gewerbliche Einleiter, sind nur mittelbar über die Kanalisationsgebühr einbezogen.²¹⁹ Die Berücksichtigung der Gewässerbelastung aus dem Agrarsektor wäre im System der Abwasserabgabe zwar grundsätzlich möglich, aufgrund der fehlenden adäquaten Messbarkeit und Überwachung könnte dies aber nur in pauschalierter Form erfolgen. Palm (2006) weist in diesem Zusammenhang jedoch darauf hin, dass im Rahmen der historisch gewachsenen und insgesamt gewichtigen Agrarpolitik aber bisher kein Raum für die Entwicklung entsprechender Ansätze bestand. Diffuse Quellen sind dahingehend nach dem AbwAG nicht abgabepflichtig.²²⁰

Aufgrund der bestehenden Infrastruktur und aus Transaktionskostengründen macht es wenig Sinn Indirekteinleiter als direkte Teilnehmer an einem Zertifikatesystem mit FGE-Bezug verpflichtend einzubinden. Relevanter Ansatzpunkt sollten hier, parallel zur bestehenden Struktur der Abwasserabgabe, die Kläranlagen als Direkteinleiter sein. Das Zertifikatesystem kann dabei gegenüber den Indirekteinleitern als eigentliche Emittenten seine Anreizwirkung jedoch nur entfalten, wenn eine angemessene Umlagestruktur der Kosten- und Ertragseffekte sichergestellt ist.²²¹ Innerhalb der bestehenden Rahmenbedingungen kann aber bereits die Abwasserabgabe ihre Anreizwirkung gegenüber den Indirekteinleitern nicht entfalten.²²²

Soweit mit dem Zertifikatesystem auf eine Reduktion bzw. Begrenzung der Nährstoffeinträge (Phosphate und Stickstoff) abgezielt wird, erscheint es zumindest in Deutschland aus Effektivitäts- und Effizienzgesichtspunkten unerlässlich, den Agrarsektor mit einzubinden. In der Vergangenheit wurden im Zusammenhang mit der sich zunehmend verschärfenden Auflagenpolitik im Nährstoffbereich bereits in großem Umfang Reduktionsanstrengungen bei

²¹⁹ Indirekteinleiter zeichnen sich dementsprechend dadurch aus, dass sie ihre Abwässer (weitgehend) ungefiltert in ein Kanalnetz einleiten, welches zentral in einer Kläranlage zur Aufbereitung und anschließenden Einleitung in das Gewässer mündet.;

²²⁰ Dazu Palm (2006, S. 3): „Wasser, das durch Oberflächenabfluss landwirtschaftlich genutzter Flächen den Gewässern ungenutzt zugeführt wird, gilt als nicht unmittelbar verbraucht und ist demzufolge nicht abgabenrelevant“. Landwirtschaftliche Einträge sind zwar häufig von den Bestimmungen der Abwasserentsorgung ausgenommen, nichtsdestotrotz beinhalten die Landeswassergesetze aber eine Reihe ordnungsrechtlicher Vorgaben (vgl. z.B. § 51 Abs. 2 S. 1 LWG RLP).

²²¹ Van Mark et al. (1992) stellen in diesem Zusammenhang ein praktikables Modell für den Einsatz eines Zertifikatesystems innerhalb eines Kanalnetzes vor, welches auf eine effizientere und stärker dem Verursacherprinzip gerechte Verteilung der Kosten der einer Kläranlage zugeführten Abwässer abzielt. Der Handel beschränkt sich dabei auf die Indirekteinleiter, welche in dem Kanalnetz selbst letztlich als Direkteinleiter wirken.

²²² So ist der Anteil der Abwasserabgabe in der Kostenstruktur gängiger Kläranlagen (Stand 2002) mit ca. 3% bei der Gestaltung der durch die angeschlossenen Einleiter zu zahlenden Abwassergebühren im Grunde zu vernachlässigen. Einen entscheidenden Einfluss haben hier vielmehr die Umlage und Finanzierung der Investitionen in Form von Abschreibungen (ca. 26% der Kosten) und Zinsen (ca. 20% d. K.) und die Personalkosten (ca. 17% d. K.). Aufgrund der hohen Fixkosten setzten viele Entsorger einen gesplitteten Tarif mit einem volumenunabhängigen Grundbetrag an, was Vermeidungsanstrengungen bei den Indirekteinleitern durch unterproportionale Einsparungen bei den Gebühren weniger attraktiv macht.; vgl. auch Palm (2006) und Gawel&Ewringmann (1994)

Punktquellen unternommen.²²³ Das hat dazu geführt, dass diffuse Einträge aus der Landwirtschaft nicht nur einen immer größeren Anteil an den Nährstoffeinträgen in die Gewässer einnehmen, sondern auch dazu, dass sich die Schere der marginalen Vermeidungskosten zwischen den beiden Emittentengruppen immer weiter geöffnet hat. Mögliche Ansätze zur Ermittlung und Kontrolle diffuser Einträge werden nicht nur in einer Vielzahl in der Literatur diskutiert, sondern wurden insbesondere in den USA auch in einer Reihe von Programmen bereits praktisch getestet.²²⁴ Als größte Hürde dürften sich in diesem Zusammenhang damit (wieder einmal) nicht die technischen Möglichkeiten sondern der politische Wille zu Umsetzung herauskristallisieren.

Die Abgabenhöhe eines Einleiters bemisst sich nach der Schädlichkeit des Abwassers, welche sich neben der Abwassermenge als solche auch nach dem Anteil bestimmter Schadstoffe richtet. Zu diesem Zweck hat der deutsche Gesetzgeber eine Reihe von Schadstoffen als Parameter definiert, deren ökologische Verträglichkeit über schadstoffspezifische Mengen auf eine einheitliche Schadeinheit (SE) skaliert wird. Die Abgabenhöhe je Schadeinheit hat sich seit Einführung der Abwasserabgabe kontinuierlich erhöht und beträgt seit 1997 35,79 Euro (siehe dazu Abb. [35] und [36]). Um die Abwassereinleitungen umfänglicher zu erfassen wurden ergänzend die Kleininleiterabgabe und Niederschlagsabwasserabgabe bestimmt.²²⁵ Als Kleininleiter werden Personen bezeichnet, welche weniger als 8 m³ Abwasser je Tag in ein Gewässer einleiten oder versickern, wobei die Kleininleiterabgabe für die Abwässer erhoben wird, welche nicht einer Kläranlage zugeführt werden.²²⁶ Die Niederschlagsabwasserabgabe wird in pauschalisierter Form für das von bebauten oder befestigten Flächen abfließende Wasser erhoben, wobei es im Ermessen der Länder liegt, die Betroffenen vollständig oder teilweise von der Abgabepflicht zu befreien. Neben dieser und einer Reihe weiterer Ausnahmetatbestände bei der Erhebung der Abgaben, deren Umsetzung weitgehend im Ermessen der Länder liegt, sieht das AbwAG eine besondere Verrechnungsmöglichkeit vor. Danach können die Investitionskosten einer Anlage, welche die abgabenrelevante Schadstofffracht und die Gesamtmenge der Einleitungen um einen bestimmten Teil reduziert, mit den für die in den drei Jahren vor der vorgesehenen Inbetriebnahme der Anlage insgesamt für diese Einleitungen

²²³ So sind die Phosphoremissionen in deutsche Gewässer in den vergangenen 20 Jahren insb. aufgrund der Nachrüstung von Kläranlagen und der Einführung phosphatfreier Waschmittel um 60% auf heute ca. 95 Tsd. Tonnen pro Jahr gesunken, wovon 70% aus diffusen Einträgen stammen. [vgl. Palm (2006)]

²²⁴ Z.B. Taylor (2003), Jarvie&Solomon (1998), Stephenson et al. (1998), Letson (1992a) und Malik et al. (1993)

²²⁵ In gewissem Maße erscheint es paradox, dass der Gesetzgeber den landwirtschaftlichen Sektor als einen der größten anthropogenen Schadstoffeinträger im Abwasserabgabensystem weitgehend ausklammert, gleichzeitig aber über die Kleininleiterabgabe Emittenten mit einer relativ geringen Bedeutung und über die Niederschlagsabwasserabgabe diffuse Quellen über pauschalisierte Ansätze berücksichtigt wissen will.

²²⁶ Grundsätzlich sind die Gemeinden abgabepflichtig, wobei diese die Möglichkeit haben, die Abwasserabgabe auf die Grundstückseigentümer abzuwälzen.

geschuldeten Abgabe verrechnet werden. Die ökonomische Anreizwirkung aus der Verrechnungsmöglichkeit sinkt dabei mit dem zunehmenden technischen Entwicklungsgrad der bestehenden Anlagen des Einleiters. (Zur grundsätzlichen Mechanik bei der Ermittlung der Gesamtbelastung aus der Abwasserabgabe siehe Abb. [37]).

Abb. 35: Schadeinheiten und parameterspezifische Abgabensätze nach dem AbwAG

Quelle: In Anlehnung an Palm (2006, S. 71), Basis AbwAG 2005

Parameter	Menge je Schadeinheit (SE)	Schwellenwert*		Abgabe pro kg (bei 35,79 EUR je SE)
		Konzentration	Jahresmenge	
Chem. Sauerstoffbedarf (CSB)	50 kg O ₂	20 mg/l	250 kg	0,72 EUR/kg
Phosphor (P)	3 kg	0,1 mg/l	15 kg	11,93 EUR/kg
Stickstoff (N)**	25 kg	5 mg/l	125 kg	1,43 EUR/kg
Organ. Halogenverb. (AOX)	2 kg	100 µg/l	10 kg	17,90 EUR/kg
Quecksilber (Hg)	20 g	1 µg/l	100 g	1.789,50 EUR/kg
Cadmium (Cd)	100 g	5 µg/l	500 g	357,90 EUR/kg
Chrom (Cr)***	500 g	50 µg/l	2,5 kg	71,58 EUR/kg
Nickel (Ni)***	500 g	50 µg/l	2,5 kg	71,58 EUR/kg
Blei (Pb)***	500 g	50 µg/l	2,5 kg	71,58 EUR/kg
Kupfer (Cu)***	1.000 g	100 µg/l	5 kg	35,79 EUR/kg
* Keine Abgabepflicht bei Unterschreiten der durchschnittlichen Konzentration oder Jahresmenge				
** Als Summe der Einzelbestimmungen aus Nitrat-, Nitrit- und Ammoniumstickstoff				
*** Aufgrund der zunehmenden Belastung mit schwer abbaubaren bzw. gefährlichen Stoffen mit dem zweiten Änderungsgesetz 1986 aufgenommen				

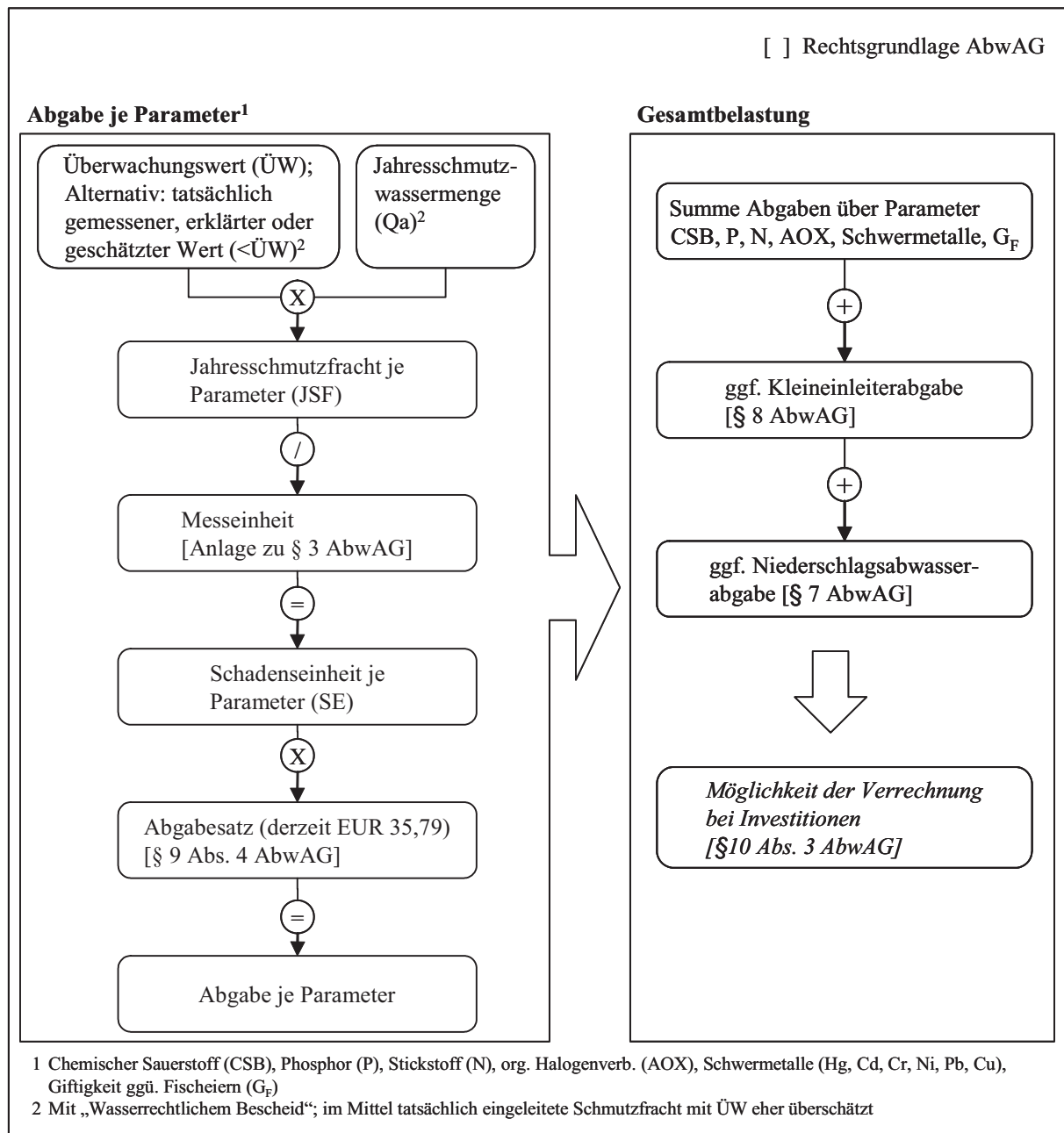
Abb. 36: Entwicklung des Abwasserabgabensatzes je Schadeinheit

Quelle: § 9 Abs. 4 AbwAG

Jahr	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986 - 1990	1991 - 1992	1993 - 1996	1997 - heute*
In EUR*	–	6,14	9,20	12,27	15,34	18,41	20,45	25,56	30,68	35,79
In DM	–	12,--	18,--	24,--	30,--	36,--	40,--	50,--	60,--	70,--
* Umstellung auf Euro in 2002; Angaben rückwirkend zur Vergleichbarkeit bei 1,95583 DM/EUR										

Abb. 37: Ermittlung der Gesamtbelastung aus der Abwasserabgabe

Quelle: In Anlehnung an Palm (2006, S. 15), Basis AbwAG 2005



Mit der Bestimmung einheitlicher Abgabensätze je Emissionseinheit eines Schadstoffes ermangelt es der Abwasserabgabe, wie jeder dahingehend undifferenzierten Umweltabgabe, an ökologischer Treffsicherheit und Kosteneffizienz – beides Aspekte, die eine Zertifikatelösung auch im Abwasserbereich auf sich vereinen kann. Aus Transaktionskostengründen erscheint es, ähnlich wie bei Indirekteinleitern, nicht zielführend, Kleininleiter direkt in ein Zertifikatesystem zu integrieren. Die Fortführung der Kleininleiterabgabe als paralleler Ansatz wäre daher sinnvoll. Da die Niederschlagswasserabgabe in den Bundesländern nicht einheitlich



umgesetzt wird und ihr grundsätzlich pauschale Ansätze zu Grunde liegen, macht eine direkte Integration in ein FGE-bezogenes Zertifikatesystem hier ebenfalls wenig Sinn.

Die Verrechnungsmöglichkeiten für Investitionen in neue Anlagen müssten angepasst werden, wobei folgende Form vorstellbar ist: Als Annahme wird unterstellt, dass nur für einen der im Abwasserabgabensystem berücksichtigten Schadstoffe (bzw. Parameter) ein Zertifikatesystem eingeführt und für den Rest die Abgabenslösung weitergeführt wird. Bei neuen Anlagen sind der erstrangig adressierte Schadstoff und Mitnahmeeffekte bei anderen Schadstoffen zu unterscheiden. Für Investitionen in Anlagen, die in erster Linie auf die Reduktion des Schadstoffes abstellen, der im Zertifikatesystem abgedeckt wird, wären die Verrechnungsmöglichkeiten im Rahmen der für die anderen Schadstoffe bestehenden Abgaben, soweit sie denn grundsätzlich bestehen, zu streichen. Aus den über die Reduktion der Frachteinbringung zum Verkauf frei werdenden Zertifikaten bestehen bereits über den Marktmechanismus im Zertifikatesystem entsprechende monetäre Anreize. Fällt der mit der neuen Anlage adressierte Schadstoff nicht in das Zertifikatesystem, d.h. sind die Reduktionen des im Zertifikatesystem verbriefenen Schadstoffes in erster Linie Mitnahmeeffekte, können die Verrechnungsmöglichkeiten bei den Abgaben bestehen bleiben. Der Emittent kann die aus dem Mitnahmeeffekt erwachsenen Zertifikate veräußern und damit einen Zusatzertrag verbuchen bzw. den (potentiellen) Erlös als Quersubventionierung in seiner Kostenrechnung für die Anlage berücksichtigen. Die Zuordnung der Anlagen dürfte in diesem System der schwierigste Aspekt sein.

2004 hat der Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU) eine Reihe von Modifikationsvorschlägen für die Abwasserabgabe vorgestellt. Dazu gehören unter anderem die Streichung der Verrechnungsmöglichkeiten und Bemessung der Abgabenlast pro Schadeinheit unabhängig von der Einhaltung der wasserrechtlichen Mindestanforderungen, der Übergang von der Bescheid- zur Messlösung, d.h. eine Orientierung an tatsächlich emittierten Schadstofffrachten (mit einem Designvorschlag zur Messlösung) und die Regionalisierung der Abgabensätze, d.h. die Höhe sollte abhängig vom spezifischen Gewässerzustand und der regionalen Knappheitssituation sein.²²⁷

Die Vorschläge des SRU adressieren typische Schwächen einer Abgabenslösung im Umweltbereich und ihre Umsetzung in der Form würde den Administrationsaufwand enorm steigern. Inwiefern eine Zertifikatelösung hier „günstiger“ ist, hängt in großem Maße letztlich wieder von ihrer spezifischen Ausgestaltung ab.

²²⁷ Vgl. SRU (2004)



9 Einsatz eines grenzüberschreitenden Zertifikatesystems in bilateralem Kontext

Systeme übertragbarer Verschmutzungsrechte können bei internationalen Gewässerkörpern ihr ökonomisches Potential nur bei einem grenzüberschreitenden Einsatz voll entfalten. Abschließend muss daher nun die Frage beantwortet werden, wie die gewonnenen Erkenntnisse zu den Besonderheiten der Schadstoffregulierung im Gewässerbereich, den Modellansätzen nach dem APS und TRS und dem institutionellen Rahmen auf Basis der WRRL auf die Verhandlungen auf zwischenstaatlicher Ebene zur Einführung eines Zertifikatesystems in einem Fließgewässer einwirken.

Der allgemeine Koordinationsbedarf bei der Einführung eines staatenübergreifenden Zertifikatesystems in der Gewässerreinhaltepolitik steigt grundsätzlich mit einer zunehmenden Zahl beteiligter Staaten. Aufgrund des uni-direktionalen Schadstofftransports in Fließgewässern liegt der Schwerpunkt der Verhandlungen eines Staates aber immer auf seinen direkten Nachbarn (Oberlieger bzw. Unterlieger). Die folgenden Ausführungen beschränken sich daher auf einen *bilateralen Ansatz innerhalb der Europäischen Gemeinschaft*. Letzteres stellt eine weitere Vereinfachung dar, da damit auf einen einheitlichen institutionellen Unterbau zurückgegriffen werden kann – alle Staaten haben die WRRL implementiert und die EU-Institutionen sind als überstaatliche Instanzen anerkannt.²²⁸

9.1 Bilaterale Ansätze im WRRL-Raum

Grundlage der folgenden Ausführungen ist eine Gliederung der von den Mitgliedsstaaten der EU im Rahmen der WRRL gemeldeten und von der Europäischen Umweltbehörde (EEA) zentral erfassten Flussgebietseinheiten. Die Zuordnung der FGEs als nationale bzw. internationale Gewässerkörper weicht dabei zwischen den Meldestaaten und der EEA teilweise ab. Eine Übersicht zur Lage der FGEs in Europa, zu den manuellen Anpassungen für den hier verwendeten *Datensatz* und eine Zusammenfassung der Zuordnung der FGEs zu den Einzelstaaten findet sich im Anhang in den Abb. [43] bis [45]. Eine umfassendere Betrachtung zu Möglichkeiten bilateraler Ansätze erfahren die Flussgebietseinheiten mit deutschem Hoheitsbezug.

Im Weiteren Verlauf dieses Kapitels wird im Zusammenhang mit der Bewertung der grundlegenden Potentiale bei der Einführung eines grenzüberschreitenden Zertifikatesystems wiederholt auf *Flächen bzw. Flächenanteile* der Staaten an einzelnen FGEs verwiesen. Dies

²²⁸ Die Existenz solcher Instanzen hat einen wesentlichen Einfluss auf das Ergebnis zwischenstaatlicher Verhandlungen (kooperatives Verhalten, Sanktionierungsmechanismen bei Vertragsbruch und Free Riding etc.).

erfolgt im Wesentlichen aufgrund mangelnder Daten bzw. begrenzter Kapazitäten im Rahmen dieser Arbeit zur Erhebung der Daten zu relevanten ökologischen und ökonomischen Parametern (z.B. Status der Gewässerbelastung, Höhe der Schadstoffeinleitungen, Anzahl sowie regionale und sektorale Struktur der Emittenten) und zum bestehenden Koordinationsgrad verschiedener Teilnehmerstaaten innerhalb der einzelnen FGEs. Der Verweis auf Flächen bzw. Flächenanteile unterstellt damit eine (in jedem Fall begrenzte) Korrelation dieses Indikators mit relevanten Parametern, wie dem Beitrag eines Staates zur Schadstoffbelastung des Gewässerkörpers und den relativen Verhältnissen der Emittentenzahl und -struktur über die betroffenen Staaten einer FGE.²²⁹

Die einzelfallbezogene Bewertung eines möglichen Einsatzes von Zertifikatesystemen muss letztlich immer auf Basis ökologisch-technischer Parameter erfolgen, welche nicht über eine dem Umfang dieser Arbeit angemessenen Standardisierung über die Flussgebietseinheiten der WRRL und ihrer Teilgebiete hinweg pauschal abgebildet werden können. Die folgenden Schlussfolgerungen basieren demnach auf (ökonomischen) Potentialbewertungen, deren Ergebnisse aufgrund des Abstraktionsgrades in jedem Fall keine abschließenden Aussagen für eine tatsächliche Eignung verschiedener Gewässerschadstoffe in einzelnen FGEs für den Einsatz von Zertifikatesystemen zulassen.

Die WRRL erfasst mehr als *130 Flussgebietseinheiten*, welche teilweise oder vollständig im Raum der Europäischen Gemeinschaft liegen. Wie in Abb. [38] ersichtlich, erfordert die Steuerung der Gewässerqualität bei ca. 40 FGEs bzw. etwa einem Drittel eine staatenübergreifende Koordination. Bei 12 FGEs kann dabei auf einen rein bilateralen Ansatz innerhalb des institutionellen Rahmens der EU zurückgegriffen werden.

Gute bilaterale Ansätze bieten die Einzugsgebiete der Flüsse Miño, Duero, Tajo und Guadiana in Spanien bzw. Portugal, da beide Staaten bereits eine lange Geschichte bilateraler Verträge zur Koordination der Gewässernutzung haben, eng bei der Implementierung der WRRL zusammenarbeiten und Portugal auch als „kleinerer“ Partner jeweils einen relevanten Flächenanteil am Einzugsgebiet (12-35%) hat.²³⁰ Daneben erscheinen aufgrund der klaren regionalen Abgrenzung zu Drittstaaten auch die FGEs North Western und Neagh Bann in Irland bzw. Großbritannien interessant.²³¹

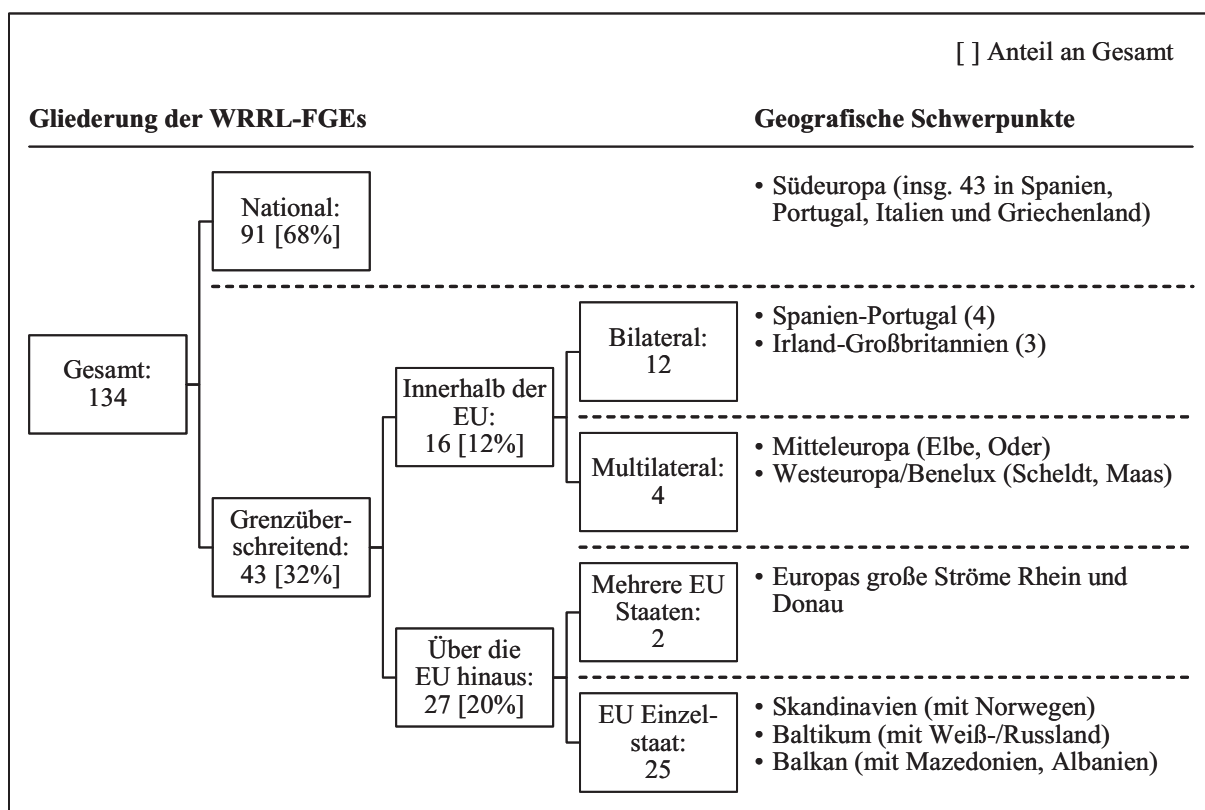
²²⁹ Da die in der Literatur für einzelne FGEs und Teilgebiete ausgewiesenen Flächen variieren, stellen die hier verwendeten Größen nur Referenzwerte dar. Dies hat jedoch keinen Einfluss auf die grundlegenden Aussagen.

²³⁰ Vgl. auch Maia (2008)

²³¹ Irland und Großbritannien teilen insgesamt drei FGEs. Da der Flächenanteil Großbritanniens an der FGE Shannon weniger als 1% beträgt, erscheinen die Potentiale einer grenzüberschreitenden Zertifikatelösung unter Berücksichtigung der damit verbundenen Transaktionskosten hier jedoch sehr begrenzt.

Abb. 38: Gliederung der WRRL-FGEs nach überstaatlichem Koordinationsbedarf

Quelle: Eigene Darstellung auf Basis konsolidierter Daten von EEA (2010) und Kommission (2007)



Deutschland wird von zehn Flussgebietseinheiten bedeckt, deren nationale Einzugsfläche zwischen 3.500 und 105.800 km² beträgt (vgl. Abb. [39] und [40])²³². Die Gebiete der Eider, Schlei/Trave, Warnow/Peene und Weser beschränken sich vollständig auf deutsches Gebiet. Mit Rhein und Donau ist die Bundesrepublik an den aufgrund ihrer Größe und multinationalem Einzugsgebiet soziokulturell und ökonomisch bedeutendsten und in ihrem Koordinationsbedarf komplexesten Strömen Europas beteiligt. Das Einzugsgebiet der Maas hat keinen dominanten Staat (Flächenanteil >50%), sondern erstreckt sich über vier relevante „Spieler“, wobei Deutschland den kleinsten Flächenanteil stellt.²³³ Die Oder eignet sich als Grenzfluss nur in beschränktem Maße für ein Zertifikatesystem – in jeder Zone des Hauptstromes würden tendenziell polnische und deutsche Emittenten lokal siedeln, was die zwischenstaatliche Koordination verteilungspolitischer Aspekte im Rahmen der Erstvergabe deutlich komplexer gestaltet. Darüber hinaus ist der Flächenanteil Deutschlands mit weniger als 10% relativ gering und der Großteil der Zuflüsse entlang des Fließweges des Hauptstromes liegt auf polnischer Seite.

²³² In Summe erstrecken sich Deutschlands FGEs über eine Fläche von ca. 381.000 km² - die Landfläche der Republik (ca. 357.000 km²) wird dabei um die relevanten maritimen Einzugsgebiete der FGEs entlang der Küstenlinien (ca. 2.400 km Länge) ergänzt.

²³³ Luxemburg ist mit einem Flächenanteil von weniger als 1% als fünfter Staat im Grunde zu vernachlässigen.

Neben Schweden sind die Niederlande in Europa führend in der theoretischen Diskussion und Ausarbeitung von praktischen Studien zur Anwendung übertragbarer Nutzungsrechte im Wasserbereich.²³⁴ Man würde daher erwarten, dass die Widerstände des deutschen Verhandlungspartners bei der Einführung eines Zertifikatesystems in der Ems als bilaterale FGE zwischen Deutschland und den Niederlanden geringer ausfallen dürften als anderswo. Da beide Partner jedoch einen vergleichsweise strengen Umweltschutzansatz verfolgen und einen vergleichbaren wirtschaftlichen Entwicklungsstand aufweisen sind die mit einem Zertifikatesystem zu erwartenden Kosteneinsparungspotentiale deutlich geringer als beispielsweise bei Systemen mit jüngeren EU-Mitgliedsstaaten als Partner(n).²³⁵ Besonders attraktiv erscheint vor diesem Hintergrund ein bilateraler Zertifikateansatz in der *FGE Elbe* mit der Tschechischen Republik. Die Flächen von Polen und Österreich sind dabei mit einem kumulierten Anteil von weniger als 1% und ihrer Randlage in Quellgebieten von Zuflüssen zum Hauptstrom weitgehend zu vernachlässigen.

Abb. 39: Flussgebietseinheiten nach der WRRL in Deutschland

Quelle: Konsolidierte Daten von EEA (2010) und Kommission (2007)

FGE in Deutschland		Status	EU-Partner*	Fläche in '000 km ²		
				Σ	Dtl.	Anteil
1	Eider	National	–	9,4	9,4	100%
2	Schlei/Trave	National	– (Koordination mit Dänemark)	9,2	9,2	100%
3	Warnow/Peene	National	– (Koordination mit Dänemark)	21,3	21,3	100%
4	Weser	National	–	49,1	49,1	100%
5	Ems	Bilateral EU	1 (NL)	19,8	17,3	87%
6	Elbe	Multilateral EU	3 (CZ, AT, PL)***	150,6	99,5	66%
7	Oder	Multilateral EU	2 (PL, CZ)	134,9	9,6	7%
8	Maas	Multilateral EU	4 (BE, FR, NL, LU)	29,4	3,5	12%
9	Rhein	International**	5 (NL, FR, LU, AT, BE)	191,9	105,8	55%
10	Donau	International**	8 (AT, CZ, SK, HU, BG, PL, RO, SI)	803,6	56,3	7%
Σ 10 Gesamt					381,0	
* AT_Österreich, BE_Belgien, BG_Bulgarien, CZ_Tschech. Rep., FR_Frankreich, HU_Ungarn, IT_Italien, LU_Luxemburg, NL_Niederlande, PL_Polen, RO_Rumänien, SI_Slowenien, SK_Slowakei ** Multilaterale FGEs in der EU mit Nicht-EU-Bezug *** Flächenanteil von Polen und Österreich <1%						

²³⁴ Vgl. u.a. Hansen et al. (2002); Wichtigste Triebfedern sind dabei das hohe Umweltbewusstsein in den Staaten („grüne Pioniere“), die besondere wirtschaftliche Bedeutung des aquatischen Raumes und ihr genereller Mut zum Einsatz marktorientierter Ansätze im Umweltschutz (z.B. die CO₂-Steuer in Schweden und der NO_x-Handel in den Niederlanden). So kämpft Schweden insbesondere gegen die zunehmende Verschmutzung der Ostsee und die Niederlande, welche aufgrund der Lage im Mündungsgebiet in besonderem Maße von Schadstofffrachten betroffen sind, für eine Verbesserung der Gewässergüte des Rheins.

²³⁵ Laut Eurostat betrug das BIP-pro-Kopf zu Marktpreisen im Jahr 2009 in Deutschland 27.400, in den Niederlanden 30.700, in Polen hingegen nur 14.300 und in der Tschechischen Republik 19.000 (EU27: 23.600).

Abb. 40: Multilaterale Flussgebietseinheiten nach der WRRL

Quelle: Konsolidierte Daten von EEA (2010) und Kommission (2007)

Multilaterale FGEs innerhalb der EU-Grenzen				Multilaterale FGEs in der EU mit Nicht-EU-Bezug			
FGE	Staaten im Einzugsgebiet	Fläche in '000 km ²	Anteil	FGE	Staaten im Einzugsgebiet	Fläche in '000 km ²	Anteil
Elbe	1 - Deutschland	99,5	66%	Rhein	1 - Deutschland	105,8	55%
	2 - Tschech. R.	50,0	33%		2 - Niederlande	28,9	15%
	3 - Österreich	0,9	< 1%		3 - Frankreich	23,7	12%
	4 - Polen	0,2	< 1%		4 - Luxemburg	2,5	1%
	Gesamt	150,6	100%		5 - Österreich	2,4	1%
Oder	1 - Polen	118,0	88%		6 - Belgien	0,8	< 1%
	2 - Deutschland	9,6	7%		EU	164,1	85%
	3 - Tschech. R.	7,3	5%		X - Schweiz	27,8	15%
	Gesamt	134,9	100%		Gesamt	191,9	100%
Scheldt	1 - Frankreich	18,8	49%	Donau	1 - Rumänien	238,4	30%
	2 - Belgien	16,0	42%		2 - Ungarn	93,0	12%
	3 - Niederlande	3,3	9%		3 - Österreich	80,6	10%
	Gesamt	38,1	100%		4 - Deutschland	56,3	7%
Maas	1 - Belgien	12,3	42%		5 - Slowakei	47,1	6%
	2 - Frankreich	6,9	24%		6 - Bulgarien	42,8	5%
	3 - Niederlande	6,6	22%		7 - Tschech. R.	21,7	3%
	4 - Deutschland	3,5	12%		8 - Slowenien	16,4	2%
	5 - Luxemburg	0,1	< 1%		9 - Polen	0,4	< 1%
	Gesamt	29,4	100%		EU	596,7	75%
					X - Schweiz	1,8	< 1%
					X - Sonstige	205,1	25%
					Gesamt	803,6	100%

Eine erste theoretische Betrachtung zur Möglichkeit von Systemen übertragbarer Nutzungsrechte im deutschen Gewässerschutz erfolgte nach van Mark et al. (1992) durch Schafhausen (1983). Die Idee wurde aber erst wieder Ende der 1980er vor dem Hintergrund der massiven Verschmutzung in Ost- und Nordsee aufgegriffen. Im Zusammenhang mit der Verschärfung ordnungsrechtlicher Vorgaben im Gewässerschutz, einer weiteren Anpassung der Abwasserabgabe, der Ausdehnung der Regulierung von Indirekteinleitern und dem massiven Sanierungsbedarf in den neuen Bundesländern folgte Anfang der 1990er dann eine (zurückhaltende) Diskussionen zu Kompensationsansätzen im Direkt- und Indirekteinleiterbereich. Erbguth&Schlacke (2005) halten fest, dass die WRRL-Vorgaben zur Einführung eines Wassergebührensystems neben dem Treibhausgas-Emissionshandelsgesetz (TEHG) als ökonomisches Steuerungsinstrument der nationalen Umsetzung der Vorgaben des Kyoto-Protokolls und der EU-Emissionshandelsrichtlinie einen neuen wichtigen Beitrag zu einer Diskussionsplattform zum Einsatz von Zertifikatesystemen als marktliche Umweltinstrumente in der deutschen Wasserreinhaltepolitik leisten. Die Umsetzung der WRRL bis zum jetzigen

Zeitpunkt lässt aber (noch) keinen politischen Willen zum Einsatz derartiger Systeme im Rahmen der Umsetzung der Gewässerschutzziele in Deutschland erkennen.

9.2 Schritte zur Einführung eines Zertifikatesystems

Bilaterale Verhandlungen auf Staatenebene zur Einführung eines grenzüberschreitenden Zertifikatesystems zur Steuerung von Schadstoffeinleitungen in ein Fließgewässer lassen sich vereinfacht in drei Entscheidungsschritte gliedern, wobei aufgrund von Abhängigkeiten und Rückkopplungseffekten die einzelnen Entscheidungen nicht streng sequenziell ausgearbeitet und beschlossen werden können:

- *Konsens zu den ökologischen Vorgaben* – In Reinform bestimmen die ökologischen Vorgaben zusammen mit dem damit in Verbindung stehenden Vermeidungskostenprofil der beiden Staaten die *Summe des Verhandlungsgewinns*.²³⁶ Bei einer grenzüberschreitenden Lösung entspricht dieser der Ersparnis aus der Angleichung der Grenzvermeidungskosten über die Emittenten der verhandelnden Staaten. Neben der Bestimmung des Verhandlungsgewinns erfolgt in diesem Schritt auch eine Einigung auf dessen *grundsätzliche Teilung*.
- *Entscheidung zur Form des Zertifikatesystems* – Im nächsten Schritt muss geklärt werden, wie der *Verhandlungsgewinn realisiert* werden kann, d.h. welches Zertifikatesystem unter Wahrung der ökologischen Vorgaben auch bei Berücksichtigung praktischer Aspekte wie Administrierbarkeit, Rechtskonformität, Transaktionskosten etc. einen Ausgleich (bzw. eine bestmögliche Angleichung) der Grenzvermeidungskosten ermöglicht.
- *Entscheidung zur Erstvergabeform* – Abschließend muss eine Systematik gefunden werden, nach der die im ersten Schritt bestimmte *Teilung des Verhandlungsgewinns umgesetzt* werden kann. Gegenüber Alternativen wie dem Systemdesign (beteiligte Emittenten, Sonderregelungen etc.) und systemfremden Transferleistungen kann über den Erstvergabemechanismus verteilungspolitischen Forderungen der Staaten vergleichsweise einfach Rechnung getragen werden.

Für modell- bzw. spieltheoretische Ansätze zur Entwicklung und Analyse von Umweltabkommen sei lediglich auf die breite Literatur in diesem Bereich verwiesen (z.B. allgemein Barrett 2003, zu spieltheoretischen Ansätzen Barrett 1992 und Folmer et al. 1998, zu verteilungspolitischen Fragen Rose et al. 1998 und Meyne 2002, zu ethischen und rechtlichen

²³⁶ Umweltabkommen beinhalten in der Regel eine Vielzahl von Anreizkomponenten, welche über die reine Minimierung der Vermeidungskosten bei Erreichung eines Qualitätszieles hinausgehen (z.B. technologische Überrolleffekte).

Aspekten Honkonen 2009). Die Darstellungen in dieser Arbeit sind dahingehend bewusst einfach gehalten. Die weiteren Ausführungen konzentrieren sich vielmehr auf praktische Aspekte der Wasserrahmenrichtlinie und des APS/TRS als Vehikel zu dessen Umsetzung. Im Zusammenhang mit dem Einsatz von Zertifikatesystemen in der Wasserreinhaltepolitik der Gemeinschaft ergeben sich dabei aus den oben genannten Schritten eine Reihe spezifischer Fragen, welche im Folgenden betrachtet werden. Dazu gehören unter anderem: Inwieweit ermöglicht die WRRL eine Vereinfachung der Verhandlungen? Wie sind das APS und das TRS vor dem Hintergrund eines grenzüberschreitenden Handels vergleichend zu bewerten? Welche grundsätzliche Lastenzuweisung und Freiheitsgrade im Erstvergabemechanismus zur Berücksichtigung verteilungspolitischer Aspekte weisen die Systeme auf?

9.2.1 Konsens zu den ökologischen Vorgaben

„Water does not recognise national borders. Water follows its own law. Transboundary management is just like any other environmental issue that its solution might require the parties involved to make sacrifices for the good of the water body.”

(Chang&Leentvaar 2007, S. 1)

Die mit der Einführung eines grenzüberschreitenden Zertifikatesystems verbundenen *Nutzenkomponenten auf Staatenebene* lassen sich in zwei Komplexe unterscheiden – systemimmanent und systemunabhängig. Die *systemimmanenten Nutzenkomponenten* erwachsen direkt aus dem Zertifikatesystem, sind abhängig von dem Verhältnis der normierten Grenzvermeidungskosten von Oberlieger- und Unterliegerstaat und stehen in Verbindung mit der Summe des erzielbaren Verhandlungsgewinns. Sind die normierten Grenzvermeidungskosten des Unterliegers größer als die des Oberliegers ($GVK_U > GVK_O$) lassen sich über den Zertifikatehandel beim Unterlieger bestehende nationale Vorgaben zur Gewässergüte zu geringeren Kosten realisieren bzw. strengere (nationale) Vorgaben zu geringeren Zusatzkosten realisieren und beim Oberlieger Zusatzerträge erwirtschaften, wobei aufgrund der damit verbundenen Emissionskürzungen ebenfalls die Gewässergüte steigt und damit strengere (nationale) Vorgaben zur Gewässergüte im Grunde ohne Zusatzkosten realisiert werden können. Ist die Bedingung ($GVK_U > GVK_O$) erfüllt, ist damit die Einführung eines grenzüberschreitenden Zertifikatesystems auch ohne zwischenstaatliche Einigung auf ökologische Vorgaben sinnvoll. Voraussetzung ist in jedem Fall jedoch, dass in den Staaten Vorgaben zur Gewässergüte bestehen, welche (insb. im Vorlauf zur Einführung eines grenzüberschreitenden Systems) eine unkontrollierte Ausweitung der Referenzemissionen verhindert. Sind die normierten Grenzvermeidungskosten im Oberliegerstaat nicht geringer als

im Unterliegerstaat, existiert innerhalb des Systems kein ökonomischer Anreiz für eine grenzüberschreitende Übertragung von Zertifikaten.

Führen bereits die vom Oberliegerstaat alleinig zugeführten Frachtmengen zu Verletzungen von Gewässergütezielen im Unterliegerstaat und erfüllt die GVK-Heterogenität nicht o.g. Bedingung ist ein Zertifikatesystem als zwischenstaatliche Lösung nicht geeignet die Gewässerschutzziele zu verwirklichen. In einem solchen Fall stehen dem Unterliegerstaat im Rahmen eines Umweltabkommens anderweitige Lösungsansätze zur Verfügung (z.B. direkte Zahlungen als Kompensation für erhöhte Vermeidungsanstrengungen in den Oberliegerzonen entsprechend dem Nutznießer-/Geschädigtenprinzip).

Systemunabhängige Nutzenkomponenten stehen in erster Linie in Verbindung mit der Umverteilung des Verhandlungsgewinns, d.h. sie ermöglichen eine künstliche Zuweisung des zusätzlichen Nutzens bzw. der kumulierten Wohlfahrtseffekte aus dem grenzüberschreitenden (!) Zertifikatehandel, welche sich aus drei Bereichen zusammensetzen (Kosteneinsparungen, Zusatzerlöse, Nutzeneffekte aus einer Verbesserung der Gewässergüte). Derartige Nutzenkomponenten, welche theoretisch keinen Einfluss auf die gleichgewichtige Verteilung der Zertifikate im System haben, umfassen neben der Zuordnung der Erstvergabemenge zum Beispiel direkte (monetäre) Seitenzahlungen und Zugeständnisse in sachfremden Politikbereichen (z.B. Handels- oder Sicherheitspolitik). Zu systemunabhängigen Komponenten, welche nicht direkt im Zusammenhang mit der Umverteilung des Verhandlungsgewinns in der genannten Form stehen, gehören Seiten- bzw. Überrolleffekte, wie ein positiver Einfluss auf das Image bzw. die Reputation des Staates und der Unternehmen (Umweltbewusstsein, nachhaltige Perspektive, innovative umweltpolitische Ansätze etc.) und Fortschritte in der Umwelttechnologie mit all ihren Wettbewerbs- und Ertragseffekten.

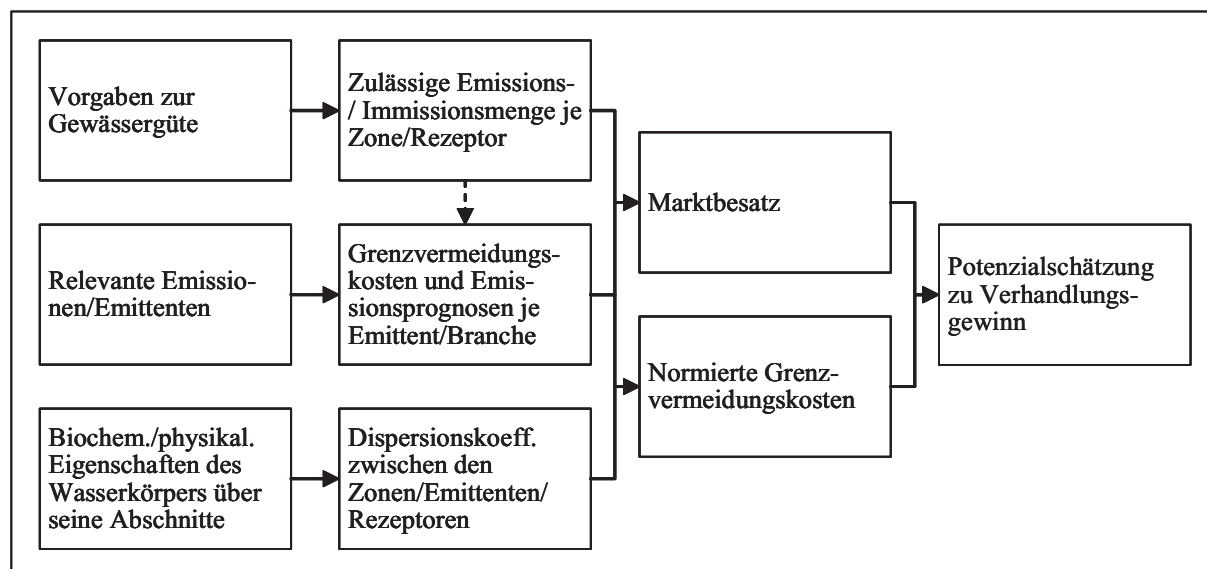
Ein grundsätzliches Problem bei Umweltabkommen ist die Bestimmung des in jedweder Form zu verteilenden Verhandlungsgewinns. Für eine *Potentialschätzung* zu einem grenzüberschreitenden Zertifikatehandel im Gewässerschutz sind eine Vielzahl von Daten notwendig (vgl. Abb. [41]), deren genaue Ermittlung aufgrund von Informationsasymmetrien, Anreizen zu strategischem Verhalten, wissenschaftlicher Unschärfe und prognostischen Unsicherheiten – sowohl auf Einzelemittenten-, als auch Staaten- bzw. zwischenstaatlicher Ebene – gegebenenfalls bis zu einem unpraktikablen Maße erschwert ist. Abhilfe schaffen hier, insbesondere zur Reduktion von Verhandlungskonflikten:

- die Verwendung relevanter Indikatoren,
- die Einbindung etablierter überstaatlicher Instanzen in der Gemeinschaft,

- der Rückgriff auf Referenzprojekte in sachverwandten Umweltbereichen (z.B. Luftverschmutzung, Wassermengensteuerung und Abfallentsorgung) und anderen Regionen (i.W. Programme in den USA und Australien).

Abb. 41: Informationserfordernisse bei der Ermittlung des Verhandlungsgewinns²³⁷

Quelle: Eigene Darstellung



Verwendung relevanter Indikatoren

Eine kurze Übersicht zu Indikatoren für die Abschätzung der bestehenden GVK-Heterogenität wurde bereits in Kapitel 4.2.2 vorgestellt.

Einbindung etablierter überstaatlicher Instanzen in der Gemeinschaft

Die Wasserrahmenrichtlinie enthält keine konkreten quantitativen Zielwerte zur Gewässergüte, d.h. aus ihr lassen sich keine entsprechenden bindenden Vorgaben einer überstaatlichen Instanz für die bilateralen Verhandlungen direkt ableiten: Die Stufe 2 des Two-pronged Approach zur Bestimmung von Umweltzielen in der Wasserreinhaltepolitik der Gemeinschaft sieht die Definition von Qualitätsstandards nach der Wasserverwendung vor. Nach dem Parallel Approach können Mitgliedsstaaten qualitative Ziele auch dann befreiend verfolgen, wenn quantitative Emissionsstandards bestimmt sind. Der „gute Zustand“ als Zielvorgabe der WRRL für die Gewässergüte im Jahr 2015 wird lediglich durch formale Qualitätskomponenten

²³⁷ Die Darstellung beschränkt sich auf Potentialschätzungen zum Verhandlungsgewinn im Zusammenhang mit Unterschieden in den Grenzvermeidungskosten. Informationserfordernisse zur Abschätzung sonstiger Nutzenkomponenten, welche aus einer mit der Einführung des Zertifikatesystems verbundenen möglichen Verbesserung der Gewässergüte erwachsen und Bestandteil der individuellen Potentialschätzung der Einzelstaaten sind, werden hier entsprechend nicht berücksichtigt.

definiert. Anderweitige aussagekräftige Umweltstandards im Rahmen der WRRL sind von den Staaten selbst zu erarbeiten.

Feste Grenzwerte für Schadstoffkonzentrationen, Emissionen und Immissionen sind nur auf Basis anderer gewässerschutzrelevanter gemeinschaftlicher Vorschriften einzuhalten. Da deren Vorgaben als Richtlinienziele für Mitgliedstaaten der Gemeinschaft rechtsverbindlich sind, d.h. ihre Umsetzung in den Staaten bereits verpflichtend ist, können sie nicht als Verhandlungsgegenstand, sondern nur als Referenz- bzw. Mindestbasis für die weiteren Verhandlungen herangezogen werden. Sind sich beide Staaten einig, dass die Vorgaben, soweit sie denn konkret genug sind, in ihrer ökologischen Wirkung ausreichen, kann der Schwerpunkt der zwischenstaatlichen Koordination auf die Einigung zur Teilung des sich ergebenden Verhandlungsgewinns und die Bestimmung eines adäquaten Designs des Zertifikatesystems gelegt werden. Die praktische Bedeutung dieser Annahmen ist jedoch begrenzt, da die Vorgaben in der überragenden Mehrheit der gewässerschutzrelevanten Richtlinien relativ unkonkret sind – so ist beispielsweise der Stand der Technik nicht einheitlich in der Gemeinschaft definiert, sondern wird von den Mitgliedsstaaten selbst bestimmt und dürfte sich damit zwischen Ländern mit unterschiedlichem Technisierungsgrad im Umweltschutz stark unterscheiden; vergleichbar dazu ist auch die Bestimmung konkreter Werte für in den Richtlinien genannte anderweitige Parameter (z.B. physikalisch-chemisch, mikrobiologisch) im Rahmen der Umsetzung in nationales Recht durch die Mitgliedsstaaten selbst. Des Weiteren stellen die Vorgaben der Richtlinien immer eine Konsensentscheidung und damit lediglich Mindestanforderungen als Form des kleinsten gemeinsamen Nenners dar – umweltbewusste Mitgliedsstaaten streben in der nationalen Umsetzung der Richtlinien regelmäßig schärfere Vorgaben an.²³⁸ Eine derartige unterschiedliche Priorisierung von Umweltqualität erschwert entsprechend die bilateralen Verhandlungen aufgrund unterschiedlicher Startpunkte bei den bestehenden nationalen Vorgaben.

Auch wenn es der WRRL an konkreten Emissions-/Immissionsvorgaben ermangelt, so schafft sie doch einen homogenen (administrativen) Unterbau, auf welchen die Staaten der Gemeinschaft bei der Einführung eines grenzüberschreitenden Zertifikatesystems aufbauen können (vgl. Abb. [42]). Durch die damit ermöglichte Transparenz, einheitliche Vorgehensweisen und etablierte Faktenlage kann das Konfliktpotential in den bilateralen Verhandlungen und allgemeine Kosten (insb. Einmalaufwendungen in Verbindung mit der Einführung des Zertifikatesystems) gesenkt werden. Dieser Effekt kann durch die Einbindung

²³⁸ In Art. 193 AEUV bzw. in einer Reihe von Richtlinien (z.B. Fischgewässerrichtlinie 2006/44/EG) ist allgemein bzw. direkt festgehalten, dass es den Mitgliedsstaaten frei steht, in der nationalen Umsetzung strengere Vorgaben zu verfolgen.



anderer Institutionen der Gemeinschaft weiter gesteigert werden. So stellt das Joint Research Centre der EU eine anerkannte Institution auf Gemeinschaftsebene zu wissenschaftlichen Sachfragen dar. Deren Einbindung ermöglicht eine objektive und unabhängige Erhebung bzw. Validierung grundlegender Punkte, wie etwa die Bestimmung der Dispersionskoeffizienten und der ökologischen Wirkung verschiedener Vermeidungsmaßnahmen (insb. im Bereich diffuser Quellen).

Abb. 42: Instrumente der WRRL

Quelle: Eigene Darstellung

Instrument	Erläuterungen	Verhandlungshebel*
FGE-Behörden	• Verantwortlich für die nat. Umsetzung der Vorgaben der RL • Sind mit den Besonderheiten der (nationalen) Flussabschnitte vertraut (Hydrologie, Schadstoffbelastung, Emittenten etc.) • Durch die Abstimmung der (nationalen) BPs und Koordination der MPs bei internationalen FGEs sind ihnen die anderen Parteien, d.h. ihre Organisation und grundlegende Interessenlagen, bereits bekannt	• Bestehende Institutionalisierung • Etablierte Faktenlage
Artikel-5-Berichte	• Datenerhebung zu den Auswirkungen menschlicher Tätigkeiten auf den Gewässerzustand • Identifizierung der wichtigsten Interessengruppen/Emittenten, welche auf die Gestaltung des Systems grundsätzlich einwirken bzw. als Teilnehmer direkt in Frage kommen • Mögliche Priorisierung der Schadstoffgruppen, welche für das Zertifikatesystem in Frage kommen	• Etablierte Faktenlage • Transparenz
Baseline-Szenario	• Abschätzung aller wirtschaftl. Faktoren mit relevantem Einfluss auf die Entwicklung des Gewässerzustandes • Ermöglicht Rückschlüsse zum makroökonomischen Rahmen und damit grundsätzliche Aussagen zu den potentiellen ökonomischen Belastungen aus dem Zertifikatesystem	• Etablierte Faktenlage • Transparenz
Monitoringprogramme und Wassergebührens-systeme	• Dichtes Netz von Messstellen in jeder FGE • Laufende Bestrebungen zur Harmonisierung von Art (Methoden etc.) und Umfang (Häufigkeit, Genauigkeit etc.) des Schadstoffmonitorings, d.h. standardisierte Verfahren • Weitergehende, stärker auf den Einzelemitenten bezogene, Ermittlung und Kontrolle der Schadstoffeinträge bei bestehenden Wassergebührens-systemen	• Einheitliche Vorgehensweise • Bestehende Institutionalisierung
Bewirtschaftungs-pläne (BP)	• Planungsinstrument des behördlichen Wassermanagements mit einer Zusammenfassung der wirtschaftlichen Analyse des Wassergebrauchs, der Maßnahmenprogramme etc. • Müssen von den Mitgliedsstaaten für jede FGE in ihrem Hoheitsgebiet selbst erstellt bzw. für internat. FGEs in der EU gemeinsam staatenübergreifend formuliert werden	• Etablierte Faktenlage • Transparenz
Maßnahmen-programme (MP)	• Darstellung und Koordination aller gewässerschutzrelevanten Maßnahmen innerhalb einer Flussgebietseinheit • Von Mitgliedsstaaten für die FGE-Abschnitte auf ihrem eigenen Hoheitsgebiet aufzustellen • keine Pflicht für einheitliche internat. MPs bei grenzüberschreitenden FGEs – es wird lediglich die „Koordinierung“ der institutionell eigenständigen nationalen MPs angestrebt	• Etablierte Faktenlage • Transparenz
Ergänzende Maßnahmen	• ein nicht abschließender Katalog von Rechtsinstrumenten der von admin., wirtschaftl. und steuerl. Maßnahmen bis hin zu Entwicklungs- und Demonstrationsvorhaben reicht • Zertifikatesysteme als Instrumente nicht explizit in WRRL aufgeführt, können aber bei den „wirtschaftlichen Instrumenten“ (Punkt [iii]) eingeordnet werden • Allgemein: in den Vertragswerken und Rechtsakten der EU eine Reihe expliziter Verweise auf den Einsatz marktlicher Instrumente (MBIs) in der Umweltpolitik der Gemeinschaft	• Bestehende Institutionalisierung • Einheitliche Vorgehensweisen
* Bedeutung der Hebel: • Etablierte Faktenlage..... sichert einheitliches Verständnis der Ist-Werte • Transparenz.....auf Prognose-/Erwartungswerte und ihre Inputparameter • Einheitliche Vorgehensweise.....damit Standardisierung von Prozessen • Bestehende Institutionalisierung..Kosteneinsparungen durch Rückgriff auf bestehende Institutionen/Systeme		

Rückgriff auf Referenzprojekte in sachverwandten Umweltbereichen und anderen Regionen

Umweltsteuern und -abgaben sind etablierte Instrumente der Umweltpolitik der europäischen Staaten und finden hier auch im Gewässerschutz bereits Anwendung. Für den Aufbau eines Zertifikatesystems kann auf das damit bestehende umfangreiche Emissionsmonitoring (Identifikation relevanter Emittenten, etablierte technische und administrative Verfahren zur Bestimmung bzw. Kontrolle der individuellen Ist-Emissionen etc.) zurückgegriffen werden.

Der Einsatz von Zertifikatprogrammen bzw. Systemen übertragbarer Nutzungsrechte zur Steuerung von Schadstoffbelastungen erfolgte im Vergleich zu Umweltsteuern und -abgaben innerhalb der Gemeinschaft bis heute äußerst spärlich – keine relevanten im Gewässerschutz, wenige in der Luftreinhaltung, wobei das EU ETS als einziges grenzüberschreitendes Programm das wichtigste Referenzprojekt darstellt. Wie bereits mehrfach angeführt liefert Letzteres wichtige praktische Erfahrungen zum Aufsatz und der Abwicklung eines grenzüberschreitenden Zertifikatesystems im Kontext der Gemeinschaft, insbesondere zu den Grundlagen bei der Validierung von Zertifikaten, der Gestaltung der Erstvergabe und der Abwicklung des Handels. Für ein besseres Verständnis der Besonderheiten und praktischen Probleme beim Einsatz im Gewässerschutz empfiehlt sich die Untersuchung von Programmen außerhalb der Gemeinschaft, wobei eine Anwendung in relevantem Umfang nur in den USA und Australien zu beobachten ist. Die Analyse von bundesstaaten- bzw. bundesterritorienübergreifenden Programmen ermöglicht dabei ein besseres Verständnis der Verhandlungsdynamik zwischen zwei oder mehr unterschiedlichen Jurisdiktionen bzw. Verwaltungsbereichen innerhalb eines mehr oder weniger explizit gesetzten übergeordneten regulatorischen Rahmens im Wasserqualitätsmanagement (vergleichbar einem zwischenstaatlichen System innerhalb der Gemeinschaft unter den Maßgaben der WRRL).²³⁹

Erfahrungen aus vergleichbaren Programmen in anderen Regionen können letztlich immer nur in begrenztem Umfang auf die Besonderheiten eines lokalen Wasserkörpers übertragen werden. Die Durchführung von nationalen (Pilot)Programmen ähnlich dem Vorgehen im Vorlauf zum EU ETS in Dänemark und Großbritannien ist daher für lokale Lerneffekte mit einem Fokus auf ein praxistaugliches Design sinnvoll, wenn nicht gar notwendig. Bezug nehmend auf die oben angeführten Probleme in der Datenerhebung stellen sie gegebenenfalls eine notwendige Vorstufe zur Ermittlung der (aggregierten) effektiven Grenzvermeidungskosten und

²³⁹ Z.B. in den USA die Multiple-Stakeholder-Probleme im Chesapeake Bay Watershed Nutrient Credit Exchange Program zwischen Virginia, Maryland, Pennsylvania und dem District of Columbia

Dispersionskoeffizienten der Emittenten dar (d.h. reale Ist-Größen und keine „Reißbrettwerte“).²⁴⁰

Die grundsätzliche *Teilung des Verhandlungsgewinns* kann auf vielfältige Weise erfolgen und im Rahmen dieser Arbeit nicht abgebildet werden. Für eine ausführliche Darstellung theoretischer Ansätze zu Verteilungsregeln sei daher auf Folmer et al. (1998) verwiesen. Im Zusammenhang mit der Verschmutzung grenzüberschreitender Fließgewässer sei hier lediglich festgehalten, dass die Initiative zur Einführung eines staatenübergreifenden umweltpolitischen Instruments in der Regel vom Unterliegerstaat ausgeht und dieser den Oberliegerstaat zum Beitritt entsprechend incentivieren muss: Die Upstream-Externalitäten von Schadstoffeinleitungen sind bestenfalls begrenzt, denn die Strömung verhindert eine Dispersion der Schadstoffe in Oberliegerzonen und Rückstau- bzw. Ausbreitungseffekte ökologischer Folgewirkungen von Schadstoffbelastungen, wie beispielsweise Algenblüten, sind, wenn überhaupt, nur eingeschränkt zu beobachten.²⁴¹ Das Verursacherprinzip ist zwar ein anerkannter aber in der Praxis internationaler Umweltabkommen nicht konsequent verfolgter bzw. umgesetzter Ansatz bei der Bestimmung von Rechten und Pflichten bei grenzüberschreitender Verschmutzung. Der Oberliegerstaat hat damit im Grunde keinen direkten intrinsischen Anreiz die Schadstoffbelastung im Unterlauf zu reduzieren und der Unterliegerstaat keine kodifizierten Ansprüche auf Einschränkungen der Schadstoffeinleitungen im Oberlauf.

9.2.2 Entscheidung zur Form des Zertifikatesystems

„Subsequent work [...] suggests that trading between sources, rather than between nations, substantially increases the proportion of total available cost savings that can be achieved by trading.” (Tietenberg 1995, S. 108)

In der Gestaltung eines adäquaten Zertifikatesystems ist jeder Entscheider mit einem *multikriteriellen Optimierungsproblem* konfrontiert. Teilweise im Wettbewerb zueinander stehen dabei die Ziele der Minimierung und „gerechten“ Verteilung der Kosten unter Berücksichtigung eines grundsätzlichen Informationsmangels und geringer administrativer

²⁴⁰ In diesem Rahmen kann das Zertifikatesystem seine Vorteile voll zur Geltung bringen: Die Emittenten offenbaren über den Marktmechanismus ihre wahren Präferenzen und der effektive, beobachtbare Zertifikatspreis entspricht den realen GVK. Voraussetzung dafür ist allerdings wiederum eine angemessene Anreizgestaltung, d.h. Konsistenz der Emissionsvorgaben (keine Sonderregeln und Ausnahmetatbestände bzw. Schlupflöcher, strenger Vollzug bei Verstößen) und Minimierung der Transaktionskosten (hoher Marktbesatz, minimaler Administrationsaufwand).

²⁴¹ Eine Ausnahme stellt die Wanderung von Fischen zu Laichplätzen flussaufwärts dar. Hohe Schadstoffbelastungen im Unterlauf des Flusses führen zu einer Anreicherung der Stoffe in den Fischen beim Durchqueren der Zone oder direkt zum Absterben der Tiere. Die wirtschaftliche Bedeutung des Fischfangs in Quellgebieten von Fließgewässern mit grenzüberschreitender Wanderung der Fischpopulationen zum Laichen in Oberliegerzonen dürfte in Europa aber als eher begrenzt betrachtet werden.

Komplexität bei Wahrung der ökologischen Treffsicherheit des Systems nach Implementierung.²⁴² Der Entscheider agiert in der Systemgestaltung innerhalb eines lokal (national) bestimmten Referenzrahmens der durch unterschiedlichste Elemente gebildet wird. Neben grundsätzlichen Rechtsnormen (Kodifizierung von Eigentumsrechten, Bestandsschutz und Haftungsansprüchen), deren Vollzug in der Praxis und den formalen Rechtssetzungsverfahren in verschiedenen Regelungsbereichen, zählt dazu die kodifizierte und gelebte Umweltpolitik (umweltpolitische Rechtsnormen, umweltpolitisches Instrumentarium in der Praxis), das Bürokratieverständnis (Verwaltungsformen, Bürokratisierungsgrad), die verfügbare Datenbasis (Umfang und Qualität vorhandener Umwelt- und Wirtschaftsdaten) u.s.w. Die wichtigsten bestimmenden übergeordneten Faktoren sind dabei die Staatsform und das Wohlstandsniveau.

Im Kontext bilateraler Verhandlungen verschärft sich das Problem dahingehend, als dass sich der für die Auswahl der Designelemente bestimmende individuelle *Referenzrahmen* zwischen den Verhandlungspartnern gegebenenfalls stark unterscheidet. Der Optionsraum ist auf Konsenslösungen beschränkt, welche in den eigenen Referenzrahmen passen. Die Anpassungsmöglichkeiten bzw. Flexibilität des umweltpolitischen Referenzrahmens in den einzelnen Mitgliedsstaaten der Gemeinschaft muss vor dem Hintergrund eines trotz ihrer theoretischen Überlegenheit bis heute spärlichen Einsatzes von Zertifikatesystemen in der Wasserreinhaltepolitik als begrenzt betrachtet werden. Die laufenden Harmonisierungsbestrebungen in allen Bereichen innerhalb der Gemeinschaft unterstützen zwar eine Konvergenz der „gelebten“ Umweltpolitik aller Mitgliedsstaaten, von einem einheitlichen (marktorientierten) Ansatz in der Bekämpfung der Gewässerverschmutzung ist Europa aber noch weit entfernt. Auf bilateraler Ebene können bzw. könnten die Staaten jedoch beim Einsatz umweltpolitischer Instrumente aufgrund der geringeren Komplexität mehr Mut beweisen. Im Weiteren soll deshalb geklärt werden, inwiefern sich das APS und TRS in der Realisation des mit der Einführung eines grenzüberschreitenden Zertifikatesystems bestimmten Verhandlungsgewinns unterscheiden.

Das Ambient Permit System nach Montgomery (1972) und das Trading Ratio System nach Hung&Shaw (2005) sind beide theoretisch kosteneffizient und ökologisch treffsicher²⁴³, d.h. beide Systeme stellen theoretisch einen Ausgleich (bzw. eine bestmögliche Angleichung) der Grenzvermeidungskosten über die in das System integrierten Emittenten unter Wahrung der

²⁴² Vgl. auch Eheart (1980)

²⁴³ ...bei entsprechenden Annahmen zu Erstvergabemenge und adäquaten Dispersionskoeffizienten über Zeit

Umweltziele sicher. Der Verhandlungsgewinn ist damit bei beiden Systemen theoretisch gleich groß.

Die in Kapitel 5.3.3 dargelegten Kritikpunkte zu Wettbewerbsimplikationen aus der asymmetrischen Handloption, Variationen der Wassermenge und der Berücksichtigung diffuser Einträge natürlichen und anthropogenen Ursprungs lassen sich weitgehend auf beide Systeme anwenden und stellen damit kein differenzierendes Merkmal dar.

Grundproblem des APS sind seine vergleichsweise hohen bzw. im Vergleich zum TRS höheren *Transaktionskosten* für die Emittenten: Mit einer der höheren ökologischen Treffsicherheit geschuldeten zunehmenden Feingliederung des Rezeptornetzes ist jeder Emittent mit einem immer komplexeren Zertifikateportfolio und der überproportional steigenden Gefahr dünner Märkte konfrontiert. Die Probleme im Zusammenhang mit der Anpassung der Diffusionskoeffizienten zur Wahrung der ökologischen Treffsicherheit lassen sich zwar grundsätzlich für fast alle Zertifikatesysteme zu Schadstoffen mit heterogenem Verteilungsmuster verallgemeinern, aufgrund des per se komplexeren Zertifikateportfolios verursachen sie jedoch im APS relativ höhere Transaktionskosten.

Der Anteil der fixen Kosten ist beim APS relativ hoch. Die ökonomisch sinnvolle Größe der vom System zu erfassenden Emittenten ist gegenüber dem in seiner Struktur einfacheren TRS höher. Damit sinkt der *potentielle Marktesatz*. Per se ökonomisch sinnhafte Kompensationsabreden mit bzw. zwischen Einleitern geringerer Größe werden entsprechend nicht realisiert, womit der Verhandlungsgewinn beim APS praktisch tendenziell kleiner ist.

Inwiefern die beiden Systeme entlang rechtlicher und administrativer/politischer Anforderungen (z.B. verfassungsrechtliche Grenzen und Kompatibilität mit dem bestehenden Umweltrecht bzw. Überwindung bürokratieimmanenter Widerstände) vergleichend zu bewerten sind hängt vom konkreten Praxisfall ab und kann im Rahmen dieser Arbeit nicht beurteilt werden.

Es empfiehlt sich ein umweltpolitisches Instrument im Gewässerschutz auf den gesamten geschlossenen Wasserkörper auszudehnen, um alle relevanten Emissionsquellen zu erfassen. Dies kann jedoch zu prohibitiv hohen Monitoringkosten führen bzw. aufgrund der steigenden Zahl von *Partikularinteressen*, welche in die Verhandlungen zur Gestaltung des Systems einfließen, die Implementierung massiv erschweren.²⁴⁴ Es erscheint daher sinnvoll, ein grenzüberschreitendes Zertifikatesystem bei einem Fließgewässer auf den Hauptstrom und Zuflüsse mit ökologisch relevanten Frachtmengen zu begrenzen und den Rest (weiterhin) über

²⁴⁴ So erfordert etwa das föderale System in Deutschland einen hohen Koordinierungsbedarf zwischen Bund und Ländern. Letztere verfolgen regelmäßig eine eigenständige Umwelt- und Wirtschaftsagenda, was sich in der Praxis u.a. in unterschiedlichen Auslegungen des AbwAG auf Landesebene widerspiegelt.



ationale Abgaben- bzw. Auflagensysteme zu steuern. Durch den ökologischen Bezug sind die mit dem geringeren Marktbesatz verbundenen Einbußen im realisierbaren Verhandlungsgewinn gering.

Die gewählte *Marktstruktur* (Börse, Clearinghaus und bilateraler Handel als Grundformen) ist ein konstituierendes Merkmal eines jeden Zertifikatesystems und hat Einfluss auf den Realisierungsgrad des über die Art und Menge der Emittenten ermittelten theoretischen Kosteneinsparungspotentials in Bezug auf eine Angleichung der Grenzvermeidungskosten im Gesamtsystem. Die Wahl zur Struktur der Transaktionsabwicklung wird dabei neben der Charakteristik des erfassten Schadstoffs (z.B. die aus dem Ausbreitungs- und Abbauverhalten erwachsende Ausprägung des Äquivalenzprinzips und Optionen des Banking und Borrowing) und dem Gefüge der vom System erfassten Emittenten (z.B. Monitoringoptionen und -bedarf verschiedener Emittentengruppen und lokaler Marktbesatz) auch durch den o.g. nationalen Referenzrahmen (hier insb. die rechtlichen Anforderungen verschiedener Marktstrukturen und der Effizienzgrad staatlicher und privater Institutionen in Bezug auf die sachgerechte Kontrolle der Emissionen, eine kostengünstige Abwicklung von Einzeltransaktionen u.s.w.) und spezifische einzelstaatliche Ziele bzw. Anforderungen (z.B. angestrebter Grad der staatlichen Kontrolle des Systems bzw. von Einzeltransaktionen) beeinflusst.

Die verhandelnden Staaten können bzw. müssen unter der innerhalb der drei Grundformen bestehenden nahezu unbegrenzten Zahl an Marktstrukturen wählen, wobei letztlich keine Struktur alle (zwischen den Staaten teilweise divergierenden) Anforderungen erfüllen kann. Für das APS lässt sich hier eine Tendenz zu einem bilateralen Ansatz festhalten, da mit der steigenden Zahl an Rezeptoren viele kleine Zertifikatemärkte existieren. Das TRS weist eine Tendenz zur Börse auf, da durch die einfache Verrechnung zwischen allen Zonen ein gegenüber dem APS größerer Homogenitätsgrad zwischen Emissionen zweier beliebiger Emittenten hergestellt werden kann und damit eine stärkere Zentralisierung des Handels möglich ist. Börsen sind durch geringe Transaktionskosten gekennzeichnet und mit dem damit steigenden Handelsvolumen ist ein höherer Realisierungsgrad des theoretischen Kosteneinsparungspotentials des Gesamtsystems möglich.



9.2.3 Entscheidung zur Erstvergabeform

„The formula for the issuance of permits determines the incidence of the cost of abatement, which can be done in whatever way is felt to be most equitable. The transferability provision allows polluters to achieve an efficient allocation, whatever the initial distributional formula.“

David et al. (1980, S. 264)

Die Form der Erstzuweisung an Zertifikaten, d.h. ihre Mengenallokation über die beiden Staaten bzw. ihre Emittenten vor Freigabe des Handels, hat grundlegenden Einfluss auf die effektive Verteilung der aus dem verfolgten Umweltziel erwachsenden Vermeidungskosten. Der erzielte „Grad der Verteilungsgerechtigkeit“, dessen Bestimmung als solches schon große Probleme aufwirft, steht in direktem Zusammenhang mit der politischen Durchsetzbarkeit des Erstvergabemechanismus. Zur im Grunde unbegrenzten Zahl möglicher Vergabeverfahren führen David et al. (1980, S. 267) dazu treffend an, dass „...since equity is at stake, schemes which are elegant in an economic, engineering, or administrative sense but politically unacceptable can not be seriously considered“

Die aus der Struktur des Zertifikatesystems erwachsende *grundsätzliche Lastenteilung* unterscheidet sich signifikant zwischen APS und TRS. Das APS folgt einer Gleichbehandlung der Emittenten nach dem grundsätzlichen Verständnis des Verursacherprinzips. Aufgrund des uni-direktionalen Schadstofftransportes sind Emittenten im Oberliegerbereich (in Abhängigkeit von den Dispersionseigenschaften der Schadstoffe) in der Regel mit einem breiteren Zertifikateportfolio konfrontiert. Dies stellt jedoch kein Problem der Verteilungsgerechtigkeit bzw. kein verteilungspolitisches Problem im strengen Sinne dar, da Emittenten sich bewusst für einen Standort und alle damit verbundenen Aspekte entscheiden. Dazu gehört letztlich auch die Immissionswirkung von lokalen Einleitungen an dem speziellen Ort. Sowohl aus wohlfahrtstheoretischer, als auch aus ethisch-moralischer Sicht müssen bzw. sollten Emittenten neben dem ökonomischen Nutzen auch immer die volle ökologische Verantwortung ihrer Standortentscheidung tragen. Im Kontext grenzüberschreitender Verschmutzung wird diese Aussage letztlich dadurch bestätigt, als dass das Verursacherprinzip regelmäßig als international anerkanntes Grundprinzip des Umweltschutzes formuliert wird und seit 1987 in der Europäischen Gemeinschaft auch formal festgeschrieben ist.

Die gängigen Ausführungen zu den Stärken und Schwächen (auch im grenzüberschreitenden bzw. zwischenstaatlichen Kontext) verschiedener Erstvergabesysteme in ihrer grundsätzlichen Form, d.h. Grandfathering, Auktion, Festpreisvergabe und Exoten mit eher theoretischer

Relevanz, wie eine Lotterie und die Vergabe nach dem First-come-first-served-Prinzip, können auf die Anwendung des APS zur Steuerung von Schadstoffeinleitungen in Fließgewässer übertragen werden.

Aufgrund des streng sequentiellen Vorgehens bei der Bestimmung der für jede Zone zulässigen Zertifikatenummenge am Anfang der Periode sind im TRS die zulässigen Gesamtemissionen der Emittenten im Unterlauf neben den Umweltzielen zusätzlich durch externe Effekte der Oberlieger (d.h. deren zugeführte Frachtmengen) eingeschränkt.²⁴⁵ Dieser Effekt nimmt den Unterliegerzonen folgend (in Abhängigkeit von den Dispersionseigenschaften der Schadstoffe) entsprechend zu. Ohne Anpassungen in der Erstvergabe der Zertifikate kommt es zu einer *asymmetrischen Belastung* zwischen Emittenten in Oberlieger- und Unterliegerzonen, welche dem Verursacherprinzip widerspricht.

Ein Ausgleich kann über die *Zuweisung zonenfremder Zertifikate* geschaffen werden. Demnach werden Emittenten in Unterliegerzonen Zertifikate für Oberliegerzonen zugewiesen und die für bzw. in der/den Oberliegerzone(n) im Rahmen der Erstvergabe allozierbare Zertifikatenummenge wird entsprechend um den (jeweiligen) Betrag gekürzt. Die empfangenden Emittenten können diese Zertifikate anschließend zur Deckung ihrer Emissionen in Zertifikate der eigenen Zone unter Anwendung der entsprechenden Verrechnungsfaktoren überführen oder schlicht am Markt veräußern. Voraussetzung für dieses Vorgehen ist, dass im Rahmen der Erstvergabe die in einer Zone siedelnden Emittenten als eigenständige Gruppe separat betrachtet werden. Ein (einheitlicher) Vergabeansatz über die Emittenten aller Zonen hinweg, wie etwa eine zonenübergreifende Versteigerung, ist nicht geeignet die oben genannte Belastungsasymmetrie zu mindern bzw. zu beseitigen. Die Vergabe innerhalb einer zonalen Emittentengruppe kann hingegen jede Form annehmen.

Vergleichend lässt sich damit festhalten, dass die Erstvergabe im TRS technisch anspruchsvoller ist und im Zusammenhang mit einer „gerechten“ Umverteilung von Zertifikaten von den Ober- in die Unterliegerzonen in den zwischenstaatlichen Verhandlungen zusätzliches Konfliktpotential besteht.²⁴⁶ Inwieweit in den Augen der Entscheidungsträger dieser Nachteil des TRS durch dessen Vorteile im laufenden Betrieb des Systems gegenüber dem APS ausgeglichen wird, kann hier nicht beantwortet werden.

²⁴⁵ Nur durch das von Hung&Shaw (2005) geforderte streng sequentielle Vorgehen beginnend bei Zone 1 bzw. bei der dem Ursprung des Flusses am nächsten liegenden Zone ist eine maximale Zertifikatenummenge über alle Zonen hinweg sichergestellt.

²⁴⁶ Der vermeintlich einfache bzw. praktikable Ansatz die Verhältnisse historischer Referenzemissionen als Grundlage für einen Verteilungsschlüssel zwischen den Staaten anzusetzen findet hier seine Grenzen in der Tatsache, dass die historischen Emissionen der Emittenten in den Unterliegerzonen ja bereits durch die externen Effekte der Oberlieger „ungerecht“ beeinflusst sind.



10 Zusammenfassung

Zu den Einsatzpotentialen von Zertifikatesystemen im Wasserqualitätsmanagement in Fließgewässern lässt sich folgendes festhalten:

Eine klare Zuweisung von Eigentumsrechten ist eine Grundvoraussetzung für eine Lösung der mit der (unkontrollierten) Einleitung von Schadstoffen verbundenen negativen externen Effekte auf anderweitige Nutzungszwecke natürlicher Gewässerkörper über den Marktmechanismus. Unter der Maßgabe der Emissionssteuerung stellt ein System übertragbarer Verschmutzungsrechte theoretisch ein kosteneffizientes und ökologisch treffsicheres umweltpolitisches Instrument dar, welches bei grenzüberschreitenden Umweltproblemen dahingehend gegenüber Auflagen und Abgaben zu bevorzugen ist.

Der uni-direktionale Schadstofftransport und Retentionsvorgänge während der Ausbreitung vieler Schadstoffe beschränken den Rahmen innerhalb dessen ein Einsatz von Zertifikatesystemen in Fließgewässern sinnvoll ist. Unter Wahrung der ökologischen Vorgaben sind ökonomisch zielführende Kompensationsabreden auf den Fall begrenzt, dass die Grenzvermeidungskosten im Unterliegerbereich größer als im Oberliegerbereich sind. Verschärfend wirkt dabei, dass bei der Bestimmung der mit der Übertragung von Einleitungs- bzw. Immissionsrechten verbundenen zulässigen zusätzlichen Schadstoffmengen beim Empfänger Dispersionskoeffizienten zwischen den Einleitungspunkten der beiden Emittenten bzw. das Verhältnis der Dispersionskoeffizienten der beiden Emittenten gegenüber dem relevanten Immissionspunkt angesetzt werden müssen, welche(s) regelmäßig kleiner Eins sind (ist). Empirische Erhebungen gehen von Unterschieden in den marginalen Vermeidungskosten homogener Schadstoffe zwischen verschiedenen Einleiter(gruppen) von bis zu 90% aus. Welche effektiven Kosteneinsparungspotentiale letztlich jedoch zu erwarten sind hängt von der lokalen Struktur der Emittenten ab und muss immer einzelfallbezogen ermittelt werden.

Mit dem Ambient Permit System, welches auf Immissionsmengen in einem Rezeptornetz abstellt, und dem Trading Ratio System, welches auf Emissionsmengen in einem Zonenansatz aufbaut, stehen zwei kosteneffiziente Zertifikatemodelle für den Einsatz in Fließgewässern unter Berücksichtigung der Oberlieger-Unterlieger-Problematik zur Verfügung. Das TRS ist dem durch hohe variable Transaktionskosten gekennzeichneten APS aufgrund seines weniger komplexen Handelsmechanismus und einfacheren laufenden Administrierbarkeit tendenziell vorzuziehen. Praktische Probleme bereitet in beiden Ansätzen die zeitgerechte Abbildung ökologisch valider Dispersionskoeffizienten und dabei insbesondere Variationen der



Wassermenge als bedeutendsten natürlichen Umfeldfaktor. Die dazu bestehenden Lösungsansätze sind jeweils mit ökonomischen oder ökologischen Effizienzverlusten bei den Systemen verbunden.

In der US-amerikanischen Wasserreinhaltepolitik ist mit mehr als 100 abgeschlossenen, laufenden und geplanten Programmen ein breiter Einsatz von Ansätzen zu beobachten, welche in ihrer Form übertragbaren Verschmutzungsrechten folgen. Neben unterschiedlichen Gewässerkörpern können über Zertifikatesysteme demnach nicht nur theoretisch, sondern auch praktisch ein breites Spektrum an Schadstoffen und Emittentengruppen adressiert werden. Letztere erfassen dabei neben Punktquellen auch landwirtschaftliche Betriebe als diffuse Quellen, deren Schadstoffeinleitungen auf Einzelemittentenebene tendenziell schwerer zu bestimmen und zu kontrollieren sind, welche aber gleichzeitig heute den größten Anteil an Wasserverschmutzungen durch Nährstoffzuführungen stellen.

Die Realisation der (theoretischen) Potentiale ist in einer Vielzahl der Programme noch stark eingeschränkt. Das oft (zu) geringe Handelsvolumen ist dabei in hohem Maße auf die konkrete Ausgestaltung der Programme zurückzuführen, welche schlichtweg Implementierungsdefizite gegenüber grundsätzlichen Forderungen bei der Gestaltung eines jeden Zertifikatesystems zur kosteneffizienten Erreichung einer definierten Emissionsgesamtmenge darstellen. So wurden viele Programme als Piloten und Vorstufen bei schwachen ökologischen Vorgaben zusätzlich bewusst regional und sektoral begrenzt, und hohe administrative Anforderungen gesetzt – geringe Anreize zur Vermeidung treffen damit auf eine geringe Zahl potentieller Marktteilnehmer bei hohen Transaktionskosten. Unabhängig von der spezifischen Performance einzelner Programme ist der Mut der US-amerikanischen Umweltbehörden zum Einsatz von Zertifikatesystemen in der Bekämpfung von Wasserverschmutzung im Grundsatz in jedem Fall zu begrüßen, da damit einmal mehr der Weg für eine effiziente Adressierung von Umweltproblemen in der nahen Zukunft, gerade über die US-Landesgrenzen hinaus, eingeleitet wurde.

Zum institutionellen Rahmen für den Einsatz von Zertifikatesystemen im Gewässerschutz in der Europäischen Gemeinschaft lässt sich folgendes festhalten:

Seit nahezu 40 Jahren verfolgt die EU eine eigenständige Umweltpolitik, welche seit 1987 einen rechtlich klaren und eigenständig legitimierten Rang hat. Das hohe Engagement der Gemeinschaft spiegelt sich dabei in den über die vergangenen Jahrzehnte (mit einem zunehmenden Tempo) erlassenen mehreren hundert Rechtsakten im Umweltbereich wider. Dabei sind neben der Erhaltung und den Schutz der Umwelt sowie der Verbesserung der



Umweltqualität, eine umsichtige und rationelle Verwendung der natürlichen Ressourcen erklärte Ziele. Entsprechend ist, neben anderen, auch Wasserverschmutzung als einer der relevanten Regelungsbereiche definiert und das Verursacherprinzip als ein maßgebliches Grundprinzip bestimmt.

Seit der 1975 in Kraft getretenen Rohwasserrichtlinie (als Rechtsinstrument mit bindendem Charakter gegenüber den Mitgliedsstaaten im Sinne der Zielerreichung) wurden bis heute mehr als 25 weitere Richtlinien zur Frisch- und Meerwasserverschmutzung durch die Gemeinschaft verabschiedet. Der Gewässerschutz ist damit der älteste und heute umfangreichste Sektor der Umweltpolitik der EU.

Auf Gemeinschaftsebene besteht kein grundsätzliches Votum gegen MBIs. Die Europäische Umweltbehörde führt sogar klar aus, dass durch marktliche Instrumente simultan ökologische, ökonomische und soziale Aspekte kosteneffizient adressiert werden können und klassifiziert in diesem Zusammenhang Zertifikate zur Emissionsreduktion und effizienten Ressourcennutzung als eine von fünf Gruppen. Daneben existieren in den Vertragswerken und Rechtsakten der EU eine Reihe expliziter Verweise auf den Einsatz marktlicher Instrumente in der Umweltpolitik der Gemeinschaft.

Umweltsteuern und -abgaben stellen heute weitgehend etablierte Instrumente in den Mitgliedsstaaten dar. Der Einsatz übertragbarer Verschmutzungsrechte in der Steuerung von Schadstoffemissionen erfolgte in der EU bisher dagegen in einem sehr geringen Umfang und beschränkt sich weitgehend auf die Luftreinhaltung. Erfahrungen im Rahmen des EU ETS stellen dabei in der Gemeinschaft die derzeit wichtigsten Referenzpunkte bei der Gestaltung von Zertifikatesystemen auch in anderen Aufnahmemedien und Schadstoffbereichen dar.

Spezifische Gründe für die weiterhin bestehende Vorherrschaft ordnungsrechtlicher Instrumente in der EU-Umweltpolitik lassen sich weniger auf der Ebene der politischen Willensbildung (Gemeinschaft bzw. zwischenstaatlich) als vielmehr im Bereich der länderspezifischen Aspekte finden. Von größerem Einfluss als die Stabilität der politischen Institutionen und die Qualität der Rechtsstruktur sind dabei der Hang der staatlichen Bürokratie zum Festhalten an etablierten Umweltinstrumenten, welche auch aus damit verbundenen machtpolitischen Aspekten und einer gewissen bürokratischen und administrativen Trägheit resultiert.

Die darüber hinaus zu beobachtenden Subventionspraktiken (im Energiebereich, der Landwirtschaft, dem Transportsektor etc.) laufen den Zielen marktlicher Umweltinstrumente zuwider und erschweren entsprechend ihren effizienten Einsatz. Mögliche positive Erfahrungen aufgrund einer guten bzw. gegenüber anderen/bisherigen Ansätzen besseren Performance von

MBIs bzw. Zertifikatesystemen bleiben damit tendenziell aus, was ein weitergreifendes Umdenken beim Einsatz umweltpolitischer Instrumente verlangsamt.

Die Ende 2000 in Kraft getretene Wasserrahmenrichtlinie soll einen einheitlichen Ordnungsrahmen für Maßnahmen der Gemeinschaft zur Verbesserung der Qualität und Sicherung der Quantität der vorhandenen Wasserressourcen schaffen und so effektiv zur Harmonisierung der Wasserschutzpolitik der Mitgliedsstaaten beitragen. Die integrative Zielverfolgung der WRRL orientiert sich mit der Bestimmung von Flussgebietseinheiten dabei an den hydrologischen Einzugsgebieten der Gewässerkörper und nicht an administrativen oder politischen Grenzen.

Auch wenn die WRRL auf ein Wassergebührensysteem als Anreizinstrument für eine effiziente Nutzung von Wasserressourcen abstellt, können Zertifikatesysteme grundsätzlich in das mögliche Maßnahmenpektrum der Richtlinie zur Umsetzung der Gewässerschutzziele eingeordnet werden. Der Rahmen der Wasserreinhaltepolitik (in) der Gemeinschaft wurde durch die WRRL darüber hinaus mit einer Reihe von Instrumenten/Institutionen angereichert, welche einem potentiellen Einsatz von Zertifikatesystemen zuträglich sind. Neben der Einführung des Begriffes der Kosteneffizienz und der Etablierung einer vorgelagerten Wirtschaftlichkeitsanalyse bei der Wahl der Mittel zur Umsetzung von Gewässerschutzzielen zählt dazu letztlich auch die Forderung nach einem Wassergebührensysteem. Wie im Rahmen dieser Arbeit für die deutsche Abwasserabgabe dargelegt, geben die damit zwangsweise etablierten Prozesse und Regelungen viele Aufsatz- bzw. Anknüpfungspunkte für den Einsatz eines (im Sinne der Steuerung von Einleitungsmengen bestimmter Schadstoffe) ökologisch gleichgerichteten Zertifikatesystems. Zu nennen sind dabei unter anderem die Identifikation des relevanten Emittentenkreises und die technischen und administrativen Möglichkeiten zur Bestimmung und Kontrolle von Emissionen auf Einzelemittentenebene.

Nichtsdestotrotz wurde durch die EU in der Gestaltung der WRRL wiederholt die Möglichkeit vertan, einen zeitnahen Einsatz von Zertifikatesystemen stärker zu beschleunigen. So wird mit der (alleinigen) Forderung nach einem Wassergebührensysteem wiederholt eine Preislösung als marktlicher Ansatz betont, anstatt eine Mengenlösung als sinnvolle Alternative klar zu positionieren. Die Begrenzung der Kooperationspflichten der Mitgliedsstaaten in der Erstellung der Maßnahmenprogramme auf lediglich die „Koordination“ nationaler MPs schränkt eine aktive Berücksichtigung von Zertifikaten als ein den Auflagen und Abgaben insbesondere im grenzüberschreitenden Kontext überlegenes Instrument unnötig ein. Des Weiteren wurde verpasst, die Vorgaben zu Emissionen auf Einzelemittentenebene in dem Gewässerschutz unmittelbar und mittelbar dienstbaren Richtlinien anzupassen, um ökonomisch sinnvolle

Emissionsverlagerungen zwischen verschiedenen Einleitern unter Wahrung der ökologischen Strukturbedingungen in einem umfangreichen (oder zumindest relevanten) Maße zu ermöglichen. Es ermangelt der Wasserrahmenrichtlinie auch an konkreten quantitativen Zielwerten zur Gewässergüte aus denen sich Emissions(gesamt)mengen ableiten lassen. Im Verständnis der WRRL als übergeordneter Ordnungsrahmen wird lediglich auf die Regelungen anderer bestehender gewässerschutzrelevanter Richtlinien verwiesen, deren Vorgaben in Form quantitativer Zielwerte in der Mehrzahl aber wiederum auch relativ unkonkret sind. Bisher wurde auch die von den staatlichen Regulierungsbehörden in den USA und Australien verfolgte Möglichkeit nicht genutzt, die Mitgliedsstaaten über auf Gemeinschaftsebene erstellte Leitlinien und Handbücher zur Gestaltung von Zertifikatesystemen in (Fließ)Gewässern in ihrer Wahl der Form und Mittel zur Umsetzung von Richtlinienvorgaben aktiv zu unterstützen und zum Einsatz von Zertifikatesystemen zu motivieren.

Zu den Besonderheiten im zwischenstaatlichen Abstimmungsprozess zur Einführung eines Zertifikatesystems in Fließgewässern in einem bilateralen Kontext lässt sich folgendes festhalten:

Nach ihrer geografischen Ausrichtung lassen sich verschiedene Flussgebietseinheiten in der Gemeinschaft als potentielle Einsatzgebiete eines grenzüberschreitenden Zertifikatesystems über zwei Nachbarstaaten identifizieren. In Deutschland erscheint auf Basis der ökonomischen Rahmenbedingungen die FGE Elbe besonders interessant. Tschechien tritt dabei als Oberlieger mit tendenziell niedrigeren Grenzvermeidungskosten auf.

Der mit der zwischen- bzw. überstaatlichen Einführung einer Umweltmaßnahme verbundene spezifische Aufwand in Form einer langen Bindung, geringeren Flexibilität und (gegebenenfalls) zusätzlicher ökonomischer Belastungen muss entgolten werden, um den Handlungswillen der beteiligten Staaten sicherzustellen. Aufgrund einer unterschiedlichen Priorisierung der aus der Verschmutzung grenzüberschreitender Fließgewässer erwachsenden Umweltprobleme durch die betroffenen Mitgliedsstaaten sind verteilungspolitische Aspekte im Rahmen der Einführung eines grenzüberschreitenden Zertifikatesystems dahingehend auch in den politischen/regionalen Grenzen der Europäischen Gemeinschaft von großer Bedeutung.

Bilaterale Verhandlungen auf Staatenebene zur Einführung eines grenzüberschreitenden Zertifikatesystems zur Steuerung von Schadstoffeinleitungen in ein Fließgewässer lassen sich vereinfacht in drei nicht streng sequentielle Entscheidungsschritte gliedern: Konsens zu den ökologischen Vorgaben mit der Bestimmung des Verhandlungsgewinns und dessen grundsätzlicher Teilung, Entscheidung zur Form des Zertifikatesystems zur Realisation des



Verhandlungsgewinn, und Entscheidung zur Erstvergabeform zur Umsetzung der beschlossenen Teilung des Verhandlungsgewinns.

Die Erhebung von Daten für eine Potentialschätzung zu einem grenzüberschreitenden Zertifikatehandel im Gewässerschutz wird durch Informationsasymmetrien, Anreizen zu strategischem Verhalten, wissenschaftlicher Unschärfe und prognostischen Unsicherheiten erschwert. Daraus erwachsende potentielle Konflikte bei der Bestimmung des Verhandlungsgewinns können durch die Einbindung etablierter überstaatlicher Instanzen in der Gemeinschaft und den Rückgriff auf Referenzprojekte in sachverwandten Umweltbereichen und anderen Regionen reduziert werden: Aus der Wasserrahmenrichtlinie lassen sich keine bindenden Vorgaben einer überstaatlichen Instanz für die bilateralen Verhandlungen in Form von konkreten Grenzwerten für Schadstoffkonzentrationen oder zulässigen Emissions-/Immissionsmengen direkt ableiten. Sie schafft jedoch einen homogenen (administrativen) Unterbau, auf welchen die Staaten der Gemeinschaft bei der Einführung eines grenzüberschreitenden Zertifikatesystems aufbauen können. Durch die damit ermöglichte Transparenz, einheitliche Vorgehensweisen und etablierte Faktenlage können neben dem Konfliktpotential auch die allgemeinen Kosten (insb. Einmalaufwendungen in Verbindung mit der Einführung des Zertifikatesystems) gesenkt werden. In Bezug auf grenzüberschreitende Effekte sind hierbei die Rolle der FGE-Behörden, die Vorgabe zur Erstellung eines einheitlichen internationalen Bewirtschaftungsplans und die zwischenstaatliche Abstimmung im Rahmen der Koordination der nationalen Maßnahmenpläne hervorzuheben.

Beim Rückgriff auf Referenzprojekte in sachverwandten Umweltbereichen liegt der Schwerpunkt auf das mit den bereits eingeführten Abgaben und Steuern im Gewässerschutz bestehende umfangreiche Emissionsmonitoring und die in Verbindung mit dem EU ETS gewonnen praktischen Erfahrungen zum Aufsatz und der Abwicklung eines grenzüberschreitenden Zertifikatesystems im Kontext der Gemeinschaft (insb. Grundlagen bei der Validierung von Zertifikaten, der Gestaltung der Erstvergabe und der Abwicklung des Handels). Untersuchungen US-amerikanischer und australischer Programme ermöglichen ein Verständnis für die Besonderheiten und praktischen Probleme beim Einsatz von Zertifikaten unter einzelnen gewässertypischen bzw. -spezifischen Bedingungen. Ähnlich dem Vorgehen im Vorlauf zur Einführung des EU ETS erscheinen aber nationale Pilotprogramme, welche einem grenzüberschreitenden Einsatz vorgeschaltet sind, ratsam.

Die Initiative zur Einführung eines staatenübergreifenden umweltpolitischen Instruments zur Steuerung anthropogener Schadstoffeinleitungen in Fließgewässern geht in der Regel vom Unterliegerstaat aus, da der Oberliegerstaat keinen direkten intrinsischen Anreiz zur Reduktion

der Schadstoffbelastung im Unterlauf hat und der Unterliegerstaat keine kodifizierten Ansprüche auf Einschränkungen der Schadstoffeinleitungen im Oberlauf geltend machen kann. Der Unterliegerstaat muss den Oberliegerstaat zum Beitritt entsprechend incentivieren, wobei bezweifelt werden darf, dass er dabei allein auf die systemimmanenten Nutzenkomponenten des grenzüberschreitenden Zertifikatesystems abstellen kann (d.h. keine zusätzliche Umverteilung des Verhandlungsgewinns notwendig ist).

Der Realisierungsgrad des theoretischen Potentials bzw. Verhandlungsgewinns ist mit dem Einsatz des TRS gegenüber dem APS aufgrund der Unterschiede in den Transaktionskosten, im potentiellen Marktbesatz und den möglichen Marktstrukturen auch in einem grenzüberschreitenden Kontext tendenziell höher. Die grundsätzliche Lastenteilung unterscheidet sich zwischen APS und TRS dahingehend, als dass ersteres in seiner systemischen Gestaltung stärker dem Verursacherprinzip entspricht, wohingegen das TRS ohne zusätzliche Eingriffe beim Erstvergabemechanismus eine asymmetrische Belastung zum Nachteil von Emittenten in den Unterliegerzonen forciert. Inwieweit ein mit der Notwendigkeit dahingehender Eingriffe erwachsendes zusätzliches Konfliktpotential zwischen den Staaten bei den Verhandlungen zur Einführung eines Zertifikatesystems gegen eine Ausgestaltung in der Form des TRS spricht, kann pauschal nicht beurteilt werden.

Die explizite Kodifizierung von Zertifikatesystemen als attraktives Umweltinstrument in der Wasserreinhaltepolitik der Gemeinschaft stellt die Grundlage für einen intensiveren Einsatz von übertragbaren Verschmutzungsrechten im grenzüberschreitenden Gewässerschutz in Europa dar. Der Weg dorthin ist durch eine Reihe teils *ungeklärter Sachfragen* gekennzeichnet, welche in weiterführenden Analysen noch spezifischer adressiert werden müssen: Ein besseres Verständnis für die ökonomischen Potentiale verlangt eine Ausweitung von Fallstudien, welche sich stärker am FGE-Ansatz der WRRL orientieren, und umfangreichere Erhebungen zu Kostenunterschieden in der Schadstoffvermeidung über verschiedene Emittentengruppen. Der Erkenntnistransfer von der Menge bestehender US-Programme muss spezifischen Gewässertypen stärker Rechnung tragen. Daneben sind Rückschlüsse für die Gestaltung eines effektiven Pilotprogramms zu erarbeiten – der Spagat, ein System in kleinem Rahmen zu pilotieren und gleichzeitig einen funktionsfähigen Markt aufzubauen, ist den US-Behörden in einer Vielzahl der Programme nicht gelungen; ein erfolgreiches Pilotprogramm stellt aber eine kaum entbehrliche Vorstufe für die erfolgreiche Implementierung von Zertifikatesystemen in der Zukunft dar. Als interdisziplinärer Ansatz sind Analysen zu notwendigen Änderungen und Ergänzungen der rechtlichen Rahmenbedingungen auf Gemeinschaftsebene zu verstehen – Anpassungen in bestehenden Richtlinien hinsichtlich der Regelungen auf Einzelemittentenebene

müssen nicht nur juristischen Formvorgaben folgen, sondern verlangen in erster Linie eine ökonomische Bewertung hinsichtlich der resultierenden Transferoptionen von Vermeidungsanstrengungen unter Wahrung ökologischer Ziele.

Anhang

Abb. 43: Flussgebietseinheiten in Europa

Quelle: Kommission (2007)

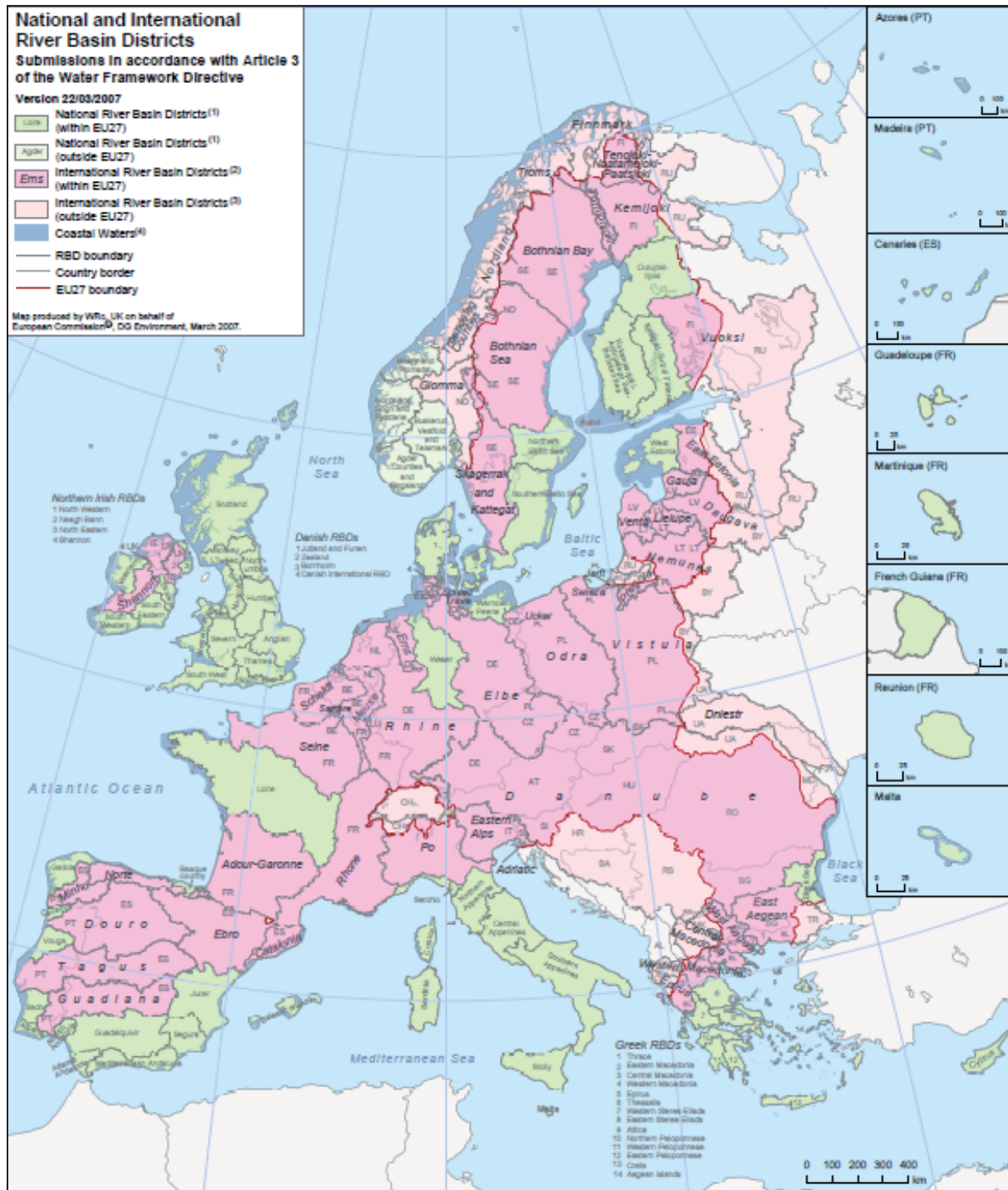


Abb. 44: Manuelle Korrekturen im Datensatz

Quelle: Eigene Darstellung

EU-Mitgliedsstaat mit nationaler Zuordnung		Internationale FGE nach EEA*	Manuelle Zuordnung im Datensatz	Kommentare/Anrainerstaaten mit Flächenanteil**
1	Deutschland	Eider	National	• "Nur" Koordination mit Dänemark
2	Deutschland	Schlei/Trave	National	• "Nur" Koordination mit Dänemark
3	Finnland	Kemijoki	International	• Nicht-EU (Norwegen, Russland)
4	Finnland	Vuoksi	International	• Nicht-EU (Russland)
5	Finnland	Tornionjoki	International	• Nicht-EU (Norwegen)
6	Finnland	Finnmark	Ausgeschlossen	• Lokale Bestimmung noch in Bearbeitung
7	Frankreich	Adour-Garonne	National	• Keine Anrainerzuordnung verfügbar
8	Frankreich	Rhone	International	• Nicht-EU (Schweiz)
9	Frankreich	Seine	International	• Belgien
10	Italien	Eastern Alps	National	• „Adriatic“ in Slowenien eigene FGE
11	Polen	Vistula	International	• Slowakei, Nicht-EU (Weißrussland, Ukraine)
12	Schweden	Bothnian Bay	International	• Nicht-EU (Norwegen)
13	Slowenien	Adriatic	National	• „Eastern Alps“ in Italien eigene FGE
* EEA_Europäische Umweltbehörde				
** Flächenanteil gegebenenfalls sehr gering				

Abb. 45: Zuordnung der Flussgebietseinheiten nach der WRRL

Quelle: Konsolidierte Daten von EEA (2010) und Kommission (2007)

EU-Staaten	National	Internationale FGEs			Gesamt
		International Gesamt	Bilateral in der EU	Sonstige*	
Belgien	-	4	1	3	4
Bulgarien	2	2	-	2	4
Dänemark	4	-	-	-	4
Deutschland	4	6	1	5	10
Estland	1	2	1	1	3
Finnland	4	4	-	4	8
Frankreich	8	5	1	4	13
Griechenland	10	4	-	4	14
Irland	4	3	3	-	7
Italien	7	1	-	1	8
Lettland	-	4	3	1	4
Litauen	-	4	2	2	4
Luxemburg	-	2	-	2	2
Malta	1	-	-	-	1
Niederlande	-	4	1	3	4
Österreich	-	3	-	3	3
Polen	2	8	-	8	10
Portugal	6	4	4	-	10
Rumänien	-	1	-	1	1
Schweden	2	7	-	7	9
Slowenien	1	1	-	1	2
Slowakei	-	2	-	2	2
Spanien	20	4	4	-	24
Tschech. Rep.	-	3	-	3	3
UK	14	3	3	-	17
Ungarn	-	1	-	1	1
Zypern	1	-	-	-	1
Gesamt	91	43	12	31	134
* Bilateral und Multilateral mit Nicht-EU-Staaten, Multilateral in der EU					

Literaturverzeichnis

- Ackerman, B. et al. (1974): "The uncertain search for environmental duality", Free Press, New York.
- Adler, R. (1999): "Integrated approaches to water pollution: lessons from the Clean Air Act.", The Harvard Environmental Law Review 23(1), 203-240.
- Altmann, J. (1998): "Umweltpolitik: Daten, Fakten und Konzepte für die Praxis", Lucius&Lucius, Stuttgart.
- Andersen, M. (2000): "Designing and introducing green taxes: institutional dimensions", in Andersen&Sprenger (Hrsg.): Market-based instruments and environmental management - politics and institutions, Edward Elgar, Cheltenham, 27-48.
- Anderson, L. (1999): "ITQs in Share System Fisheries? Implications for efficiency/distribution", Arnason&Gissurarson (Hrsg.): Individual transferable quotas in theory and practice, University of Iceland Press, Reykjavik, 169-184.
- Atkinson, S. und Tietenberg, T. (1982): "The empirical properties of two classes of designs for transferable discharge permit markets", Journal of Environmental Economics and Management 9, 101-121.
- Atkinson, S. und Tietenberg, T. (1991): "Market failure in incentive-based regulation: the case of emissions trading", Journal of Environmental Economics and Management 21, 17-31.
- Barrett, S. (1992): "International environmental agreements as games", in Pethig, R. (Hrsg.): Conflicts and cooperation in managing environmental resources, Berlin, 11-36.
- Barrett, S. (2003): "Environment and statecraft: the strategy of environmental treaty-making", Oxford University Press, Oxford.
- Bauer, C. (2005): "In the image of the market: the Chilean model of water resources management", International Journal of Water 3(2), 146-165.
- Baumol, W. (1991): "Toward enhancement of the contribution of theory to environmental policy", Environmental and Resource Economics 1(4), 333-352.
- Baumol, W. und Oates, W. (1971): "The use of standards and prices for protection of the environment", Swedish Journal of Economics 73, 42-54.
- Baumol, W. und Oates, W. (1988): "The theory of environmental policy", 2. Aufl., Cambridge University Press, Cambridge.
- Bear, J. und Verruijt, A. (1990): "Modelling groundwater flow and pollution", Reidel Publishing, Dordrecht.
- Bender, D. (1976): "Makroökonomik des Umweltschutzes", Vandenhoeck und Ruprecht, Göttingen.
- Björnlund, H. (2005): "Water Markets as Drought Mitigation and Water Demand Management Tools", in Matthew&Nhapi (Hrsg.): Water and Wastewater Management for Developing Countries, IWA Water and Environment Management Series, London, 257-270.
- Blankennagel, A. (1987): "Umweltzertifikate - Die rechtliche Problematik", in Wenz et al. (Hrsg.): Ökologie, Ökonomie und Jurisprudenz, München, 71-98.
- Blyth, W. und Yang, M. (2006): "The effect of price controls on investment incentives", Präsentation auf dem Sixth Annual Workshop on Greenhouse Gas Emission Trading, OECD/IEA, Paris.
- Böhringer, C. (2000): "Shaping Greenhouse Gas Abatement Strategies – Policy Issues and Quantitative Insights", in Brockmann&Stronzik (Hrsg.): Flexible Mechanisms for an Efficient Climate Policy, Physica-Verlag, Heidelberg.
- Boie, W.-K. (2005): "Ökonomische Steuerungsinstrumente im europäischen Umweltrecht", Dissertation Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, LIT Verlag Berlin, Münster.
- Breetz, H., Fisher-Vanden, K. et al. (2004): "Water Quality Trading and Offset Initiatives in the U.S.: a comprehensive survey", Dartmouth College, New Hampshire.
- Brill, E., Eheart, J., Kshirsagar, S. und Lence, B. (1984): "Water quality impacts of biochemical oxygen demand under transferable discharge permit programs", Water Resources Research 20(4), 445-455.
- Buckley, N., Mestelman, S. und Muller, R. (2005): "Baseline-and-credit style emission trading mechanisms: An experimental investigation of economic inefficiency", Department of Economics Working Papers, McMaster University, Hamilton.

- Burtraw, D. (1996): "Cost savings and allowance trades: evaluating the SO₂ emissions trading program to date", Resources for the Future, Washington, DC.
- Burtraw, D., Harrison, K. und Turner, P. (1998): "Improving efficiency in bilateral emission trading", Environmental and Resource Economics 11, 19-33.
- Carr, M. und Crammond, J. (1995): "Water law: trends, policies and practice", American Bar Association, Section of Natural Resources, Energy and Environmental Law, Chicago, IL.
- Cestti, R., Srivastava, J. und Jung, S. (2003): "Agriculture non-point source pollution control: good management practice - the Chesapeake Bay Experience", World Bank Publications No. 7.
- Chang, C. und Leentvaar, J. (2007): "Enforcement improvement on transboundary water management using SEEA-W and tradable permit systems", Diskussionspapier zur Konferenz: Improving efficiency, effectiveness and international harmonization of compliance activities in emissions trading" am 8./9. März 2007 in Dublin.
- Coase, R. (1960): "The problem of social cost", Journal of Law & Economics 3(1), 1-44.
- Crocker, T. (1966): "The structuring of atmospheric pollution control systems", in Wolozin, H. (Hrsg.): The economics of air pollution, W.W. Norton & Co., New York, 61-86.
- Dales, J. (1968): "Pollution, Property, and Prices", University of Toronto Press, Toronto.
- Dales, J. (1968): "Land, water, and ownership", Canadian Journal of Economics 1, 797-804.
- Damro, C. und Méndes, P. (2005): "Emissions Trading at Kyoto: From EU Resistance to Union Innovation", in Jordan, A. (Hrsg.): Environmental policy in the European Union, 2. Aufl., Earthscan, London, 253-278.
- David, M., Eheart, W. et al. (1980): "Marketable Permits for the Control of Phosphorus Effluent into Lake Michigan.", Water Resources Research 16(2), 263-270.
- Davies, J. und Mazurek, J. (1997): "Regulating Pollution. Does the U.S. System work?", Resources for the Future, Washington, DC.
- DEFRA (2006): "Appraisal of years 1-4 of the UK Emissions Trading Scheme", Untersuchungsbericht der ENVIROS Consulting Ltd. im Auftrag des Department of Environment, Food and Rural Affairs (DEFRA), www.defra.gov.uk (Zugriff 13.01.2010)
- Deweese, D. (2001): "Emissions Trading – ERCs or Allowances", Land Economics 77(4), 513-526.
- Doetsch, P. und Pöppinghaus, K. (1985): "Gewässergüte - Möglichkeiten der Quantifizierung", Gewässerschutz-Wasser-Abwasser 69, 285-331.
- Downing, P. und White, L. (1986): "Innovation in Pollution Control", Journal of Environmental Economics and Management 13, 18-29.
- Dwyer, B. (1991): "California's tradeable emissions policy and its application to the control of greenhouse gases", in OECD (Hrsg.): Climate change – designing a tradable permit system, OECD Documents, Paris.
- Economist, The (2005): "Virtue for sale", Ausgabe vom 29. Oktober 2005, 40.
- EEA (2006): "Using the market for cost-effective policy", European Environmental Agency, Report No 1/2006.
- EEA (2010): "WISE River basin districts", European Environmental Agency, verfügbar unter <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/wise-river-basin-districts-rbds> (Zugriff 15.06.2010).
- EEB (2006): "EU Water Policy: Making economics work for the environment - Survey of the economic elements of the Article 5 report of the EU Water Framework Directive", European Environmental Bureau, Mai 2006.
- Egteren, H. und Weber, M. (1996): "Marketable permits, market power, and cheating", Journal of Environmental Economics and Management 30(2), 161-173.
- Eheart, J. (1980): "Cost-Efficiency of Transferable Discharge Permits for the Control of B.O.D. Discharges.", Water Resources Research 16(6), 980-986.
- Eheart, J., David, M. und Joeres, E. (1980): "Distribution methods for transferable discharge permits", Water Resources Research 16(5), 833-843.
- Eheart, J. et al. (1987): "Cost Efficiency of Time-Varying Discharge Permit Programs for Water Quality Management.", Water Resources Research 23(2), 245-251.
- Ehrenheim, V. und Scheele, U. (2003): "Handelbare Flächennutzungsrechte: Erfahrungen mit dem US-amerikanischen Weltland Mitigation Banking und Implikationen für den bundesdeutschen Naturschutz", Diskussionspapier V-252-03, Universität Oldenburg.

- Ellerman, A. (2004): "The US SO₂ Cap-and-Trade Programme", in OECD (Hrsg.): Tradeable permits – policy evaluation, design and reform, OECD Proceedings, Paris.
- Endres, A. (2000): "Umweltökonomie", 2. Aufl., Kohlhammer, Stuttgart.
- Environomics (1999): "A Summary of U.S. Effluent Trading and Offset Projects.", Bericht für U.S. Environmental Protection Agency, verfügbar unter http://www.environomics.com/Effluent-Trading-Summaries_Environomics.pdf (Zugriff 03.07.2009).
- EPA (1994): "President Clinton's Clean Water Initiative: Analysis of Benefits and Costs", Report #800-R-94-002, U.S. Environmental Protection Agency.
- EPA (2003): "Final Water Quality Trading Policy", Ankündigung des Office of Water der U.S. Environmental Protection Agency am 13. Januar 2003, verfügbar unter <http://water.epa.gov/type/watersheds/trading/finalpolicy2003.cfm> (Zugriff 15.03.2010).
- EPA (2009): "Water Quality Trading - State and Individual Trading Programs", U.S. Environmental Protection Agency, verfügbar unter <http://epa.gov/owow/watershed/trading/tradingmap.html> (Zugriff 03.06.2010).
- Epiney, A. und Felder, A. (2002): "Überprüfung internationaler Wasserwirtschaftlicher Übereinkommen im Hinblick auf die Implementierung der WRRL", Umweltbundesamt, Berlin.
- Erbguth, W. und Schlacke, S. (2009): "Umweltrecht", 3. Aufl., Nomos Lehrbuch, Baden-Baden.
- EU (2010): "Das Portal der Europäischen Union", Internetpräsenz der Europäischen Gemeinschaft, verfügbar unter www.europa.eu (Zugriff 19.08.2010).
- Fang, F., Easter, K. und Brezonik, P. (2005): "Point-nonpoint source water quality trading: a case study in the Minnesota River Basin", Journal of the American Water Resources Association 41(3), 645-658.
- Feess, E. (1998): "Umweltökonomie und Umweltpolitik", 2. Aufl., Verlag Vahlen, München.
- Folmer, H. et al. (1998): "Game-theoretic modelling of environmental and resource problems: an introduction", in Hanley&Folmer (Hrsg.): Game theory and the environment, Edward Elgar Publishing, Northhampton.
- Førsund, F. und Nævdal, E. (1998): "Efficiency gains under exchange-rate emission trading", Environmental and Resource Economics 12(4), 403-423.
- Freeman, A. (2000): "Water Pollution Policy. Public Policies for Environmental Protection", Resources for the Future, Washington, DC.
- Frey, R. und Zimmermann, H. (2005): "Neue Rahmenbedingungen für die Raumordnung als Chance marktwirtschaftlicher Instrumente", disP 161, 5-18.
- Gangadharan, L. und Duke, C. (2001): "Tradable permit markets for pollution control", Working Paper, ISSN 1329-4087.
- Gawel, E. und Ewringmann, D. (1994): "Abwasserabgabengesetz und Indirekteinleitung: Zur Bedeutung und möglichen Ausgestaltung einer Indirekteinleiterabgabe", Duncker & Humblot, Berlin.
- Goulder, L., Parry, I. et al. (1999): "The cost-effectiveness of alternative instruments for environmental protection in a second-best setting", Journal of Public Economics 72(3), 329-360.
- Grubb, M. und Neuhoﬀ, K. (2006): "Allocation and competitiveness in the EU emissions trading scheme: policy overview", Climate Policy 6, 7-30.
- Hahn, R. (1984): "Market power and transferable property rights", Quarterly Journal of Economics 99, 753-765.
- Hahn, R. (1986): "Trade-offs in designing markets with multiple objectives", Journal of Environmental Economics and Management 13, 1-12.
- Hahn, R. (1989): "Economic prescriptions for environmental problems: How the patient followed the doctor's orders", Journal of Economic Perspectives 3, 95-114.
- Hahn, R. und Hester, G. (1987): "The markets für bads - EPA's experience with emissions trading", Regulation 11, 48-53.
- Hahn, R. und Hester, G. (1989): "Marketable permits: lessons for theory and practice", Ecological Law Quarterly 16, 361-406.
- Hanley, N. und Moffatt, I. (1993): "Efficiency and distributional aspects of market mechanisms in the control of pollution: an empirical analysis.", Scottish Journal of Political Economy 40, 69-87.

- Hansjürgens, B. (2000): "Handelbare Umweltlizenzen - Funktionsbedingungen und Anwendungsmöglichkeiten", ZiF-Forschungsgruppe Rationale Umweltpolitik - Rationales Umweltrecht, Martin-Luther-Universität, Halle-Wittenberg.
- Harrington et al. (2004): "Choosing environmental policy – comparing instruments and outcomes in the US and Europe", Resources for the Future, Washington, DC.
- Harrison, D. (1999): "Tradable permits for air pollution control: the US experience", in OECD (Hrsg.): Implementing domestic tradable permits for environmental protection, OECD Proceedings, Paris.
- Harrison, D. (2004): "Ex post evaluation of the RECLAIM Emissions Trading Programme for the Los Angeles Air Basin", in OECD (Hrsg.): Tradeable permits – policy evaluation, design and reform, OECD Proceedings, Paris.
- Hasselknippe, H. (2003): "Systems of carbon trading: An overview", Climate Policy 3(S2), 43-57.
- Hecht, D. und Werbeck, N. (2006): "Bewirtschaftung von Flussgebietseinheiten – Institutionenökonomische Betrachtungen ausgewählter Regeln der Wasserrahmenrichtlinie", Ökologie und Wirtschaftsforschung 60, Metropolis, Marburg.
- Hentschel, J. (2005): "Die europäische Wasserrahmenrichtlinie - Nationale Umsetzungsverpflichtung von Bewirtschaftungsplänen und Maßnahmenprogrammen", Verlag Dr. Kovač, Hamburg.
- Herath, G. (1995): "The algal bloom problem in Australian waterways – an economic appraisal", Review of marketing and Agricultural Economics 63(1), 77-85.
- Hildebrand, P. (2005): "The European Community's Environmental Policy, 1957 to 1992", in Jordan, A. (Hrsg.): Environmental policy in the European Union, 2. Aufl., Earthscan, London, 19-41.
- Hoag, D. und Hughes-Popp, J. (1997): "The theory and practice of pollution credit trading in Water Quality Management.", Review of Agricultural Economics 19, 252-262.
- Honkonen, T. (2009): "The common but differentiated responsibility in multilateral environmental agreements", Kluwer Law International, Niederlande.
- Huckestein, B. (1996): "Effizienzbedingungen ökonomischer Instrumente in der EU-Umweltpolitik", Beiträge zur Umweltgestaltung, Band A 135, Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- Hung, M. und Shaw, D. (2005): "A trading-ratio system for trading water pollution discharge permits", Journal of Environmental Economics and Management 49(1), 83-102.
- Jarvie, M. und Solomon, B. (1998): "Point-nonpoint effluent trading in watersheds: a review and critique.", Environmental Impact Assessment Review 18(2), 135-157.
- Johansson, R. (2002): "Watershed nutrient trading under asymmetric information.", Agriculture and Resource Economics Review 31(2), 221-232.
- Johnson, S. und Corcelle, G. (1992): "The environmental policy of the European Communities", 5. Aufl., International Environmental Law and Policy Series, Graham & Trotman, London.
- Jordan, A. (2005): "Introduction: actors, institutions and policy process", in Jordan, A. (Hrsg.): Environmental policy in the European Union, 2. Aufl., Earthscan, London, 1-18.
- Jordan, A., Wurzel, R. et al. (2005): "European governance and the transfer of new environmental policy instruments in the EU", in Jordan, A. (Hrsg.): Environmental policy in the European Union, 2. Aufl., Earthscan, London, 317-335.
- Jordan, A. und Fairbrass, J. (2005): "European Union environmental policy after the Nice summit", in Jordan, A. (Hrsg.): Environmental policy in the European Union, 2. Aufl., Earthscan, London, 42-46.
- Kahlenborn, W. und Kraemer, R. (1999): "Nachhaltige Wasserwirtschaft in Deutschland", Springer-Verlag, Berlin.
- Kampas, A. und Mamalis, S. (2006): "Assessing the distributional impacts of transferable pollution permits: the case of phosphorus pollution management at a river basin scale", Agricultural Economics Review 7(2), 75-87.
- Kashmanian, R., Podar, M. et al. (1995): "The use and impact of intraplant trading in the iron and steel industry to reduce water pollution.", The Environmental Professional 17(4), 309-315.
- Kemp, R. (1997): "Environmental policy technical change – A comparison of the technological impact of policy instruments", Edward Elgar, Cheltenham, UK.
- Kemper, M. (1993): "Das Umweltproblem in der Marktwirtschaft – Wirtschaftstheoretische Grundlagen und vergleichende Analyse umweltpolitischer Instrumente in der Luftreinhalte- und Gewässerpolitik", 2. Aufl., Duncker&Humblot, Berlin.

- Kessler, P. (2005): "Abwasserabgabe und Wasserrahmenrichtlinie", Präsentation im Rahmen des Expertengesprächs der Deutschen Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall am 08.12.2005, verfügbar unter <http://ecologic.eu/download/vortrag/2005/kessler-dwa.pdf> (Zugriff 07.09.2010).
- Keudel, M. (2007): "Water Quality Trading Systems - An Integrated Economic Analysis of Theoretical and Practical Approaches", Dissertation Universität Köln, verfügbar unter <http://kups.ub.uni-koeln.de/volltexte/2007/2049/> (Zugriff 16.04.2010).
- King, D. (2005): "Crunch time for water quality trading", *Choices* 20(1), 71-75.
- King, D. und Kuch, P. (2003): "Will nutrient credit trading ever work? An assessment of supply and demand problems and institutional obstacles.", *Environmental Law and Review* 33, 10.352-10.368.
- Klaassen, G. (1996): "Acid rain and environmental degradation – the economics of emission trading", Edward Elgar, Cheltenham, UK.
- Klaassen, G., Førsund, F. und Amann, M. (1994): "Emissions trading in Europe with an exchange rate", *Environmental and Resource Economics* 4(4), 305–330.
- Knill, C. und Lieferrink, D. (2007): "Environmental politics in the European Union", Manchester University Press, Manchester.
- Knopp, G. (2001): "Die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie im deutschen Wasserrecht", *ZUR* 2001, 368-372.
- Kommission (2000a): "Die Preisgestaltung als politisches Instrument zur Förderung eines nachhaltigen Umgangs mit Wasserressourcen", Mitteilung der Europäischen Kommission vom 26. Juli 2000, KOM (2000) 477, Brüssel.
- Kommission (2000b): "Green Paper on greenhouse gas emissions trading with the European Union", Europäische Kommission, Brüssel.
- Kommission (2007): "Towards Sustainable Water Management in the European Union - First stage in the implementation of the Water Framework Directive 2000/60/EC", Commission Staff Working Document, COM (2007) 128 final, Brüssel.
- Konishi, Y. (2006): "Water Quality Trading: how can we make it work?", Department of Applied Economics, University of Minnesota, MN.
- Krupnick, A., Oates, W. und Van De Verg, E. (1983): "On marketable air-pollution permits: the case for a system of pollution offsets", *Journal of Environmental Economics and Management* 10, 233-247.
- Krupnick, A. und McConnell, V. (2000): "Cost-effective NOX control in the Eastern U.S.", Discussion Paper 0018, Resources for the Future, Washington, DC.
- Leatherman, J., Smith, C., und Peterson, J. (2004): "An introduction to Water Quality Trading", Risk & Profit Conference, August 19-20, 2004, verfügbar unter http://www.agmanager.info/events/risk_profit/2004/LeathermanPeterson.pdf (Zugriff 15.07.2009).
- Letson, D. (1992a): "Point/nonpoint source pollution reduction trading: an interpretive survey.", *Natural Resources Journal* 32(2), 219-232.
- Letson, D. (1992b): "Simulation of a two-pollutant, two-season pollution offset system for the Colorado River of Texas below Austin", *Water Resources Research* 28(5), 1.311–1.318.
- Lieferrink, D. und Andersen, M. (2005): "Strategies of the 'green' member states in EU environmental policy-making", in Jordan, A. (Hrsg.): *Environmental policy in the European Union*, 2. Aufl., Earthscan, London, 50-66.
- Maia, R. (2008): "The EU Water Framework Directive implementation in the Iberian context", Paper präsentiert auf dem 13th IWRA World Water Congress vom 01.-04. September in Montpellier.
- Malik, A., Letson, D. et al. (1993): "Point/nonpoint source trading of pollution abatement: choosing the right trading ratio.", *American Journal of Agricultural Economics* 75(4), 959-967.
- Markandya, A. und Pavan, M. (1999): "Green accounting in Europe – four case studies", Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- McCann, L. und Easter, K. (1999): "Differences between farmer and agency attitudes regarding policies to reduce phosphorus pollution in the Minnesota River Basin", *Review of Agricultural Economics* 21(Spring), 189–207.
- McCormick, J. (1998): "Environmental policy: deepen or widen?" in Laurant&Maresceau (Hrsg.): *The state of the European Union Vol. 4*, Lynne Rienner, Boulder, 191-206.
- McGartland, A. (1988): "A comparison of two marketable discharge permit systems", *Journal of Environmental Economics and Management* 15, 35-44.

- McGartland, A. und Oates, W. (1985): "Marketable permits for the prevention of environmental deterioration", *Journal of Environmental Economics and Management* 12, 207-228.
- Meyne, I. (2002): "Allokations- und Verteilungsregeln in internationalen Umweltabkommen", Mohr Siebeck, Tübingen.
- Michaelis, P. (1996): "Ein ökonomischer Orientierungsrahmen für die Umweltpolitik", *Kieler Diskussionsbeiträge* 270/271.
- Milliman, J. (1982): "Can Water Pollution Control Be Efficient?", *Cato Journal* 2(1).
- Milliman, S. und Prince, R. (1989): "Firm incentives to promote technological change in pollution control", *Journal of Environmental Economics and Management* 17(3), 247-265.
- Montero, J. (1998): "Marketable pollution permits with uncertainty and transaction costs", *Resource Energy Economics* 20, 27-50.
- Montero, J. (2003): "Tradable permits with imperfect monitoring", *CESifo Forum* 4(1), 23-27.
- Montgomery, W. (1972): "Markets in licenses and efficient pollution control programs", *Journal of Economic Theory* 5(3), 395-418.
- Newell, R. und Stavins, R. (2003): "Cost heterogeneity and the potential savings from market-based policies", *Journal of Regulatory Economics* 23(1), 43-67.
- Nguyen, T., Woodward, R. et al. (2004): "A guide to market-based approaches to water quality", verfügbar unter <http://edu.NutrientNet.org> (Zugriff 05.07.2009).
- Noll, R. (1982): "Implementing marketable emissions permits", *American Economic Review* 72, 120-124.
- Novotny, V. und Olem, H. (1994): "Water quality: prevention, identification, and management of diffuse pollution", Van Nostrand Reinhold, New York.
- Oates, W., Portney, P. und McGartland, A. (1989): "The net benefits of incentive-based regulation: a case study on environmental standard setting", *American Economic Review* 79, 1.233-1.242.
- OECD (2001): "Environmentally related taxes in OECD countries – issues and strategies", OECD Documents, Paris.
- OECD (2010): "Policy instruments used to address Water pollution", in OECD/EEA database on environmentally related taxes, fees and charges, other economic instruments and voluntary approaches used in environmental policy and natural resources management, verfügbar unter <http://www2.oecd.org/ecoinst/queries/index.htm> (Zugriff 21.12.2010)
- Ohio (2000): "Cuyahoga River Fire", Ohio History Central, verfügbar unter www.ohiohistorycentral.org (Zugriff 17.07.2010).
- O'Neil, W. (1983): "Transferable discharge permit trading under varying stream conditions: a simulation of multiperiod permit market performances on the Fox River, Wisconsin.", *Water Resources Research* 19(3), 608-612.
- O'Neil, W. und David, M. et al. (1983): "Transferable discharge permits and economic efficiency: the Fox River", *Journal of Environmental Economics and Management* 10(4), 346-355.
- Palm, N. (2006): "Beitrag zur Erweiterung des Einsatzes ökonomischer Instrumente im Rahmen einer gesamtheitlichen Flussgebietsbewirtschaftung", Institut für Siedlungswasserwirtschaft RWTH Aachen Nr. 201, Aachen.
- Perrot-Maître, D. (2006): "The Vittel payments for ecosystem services: a 'perfect' PES case?", International Institute for Environment and Development, London, UK.
- Pharino, C. (2006): "Understanding the role of trading in water quality management : based on U.S. experience", Dissertation am MIT, Cambridge, MA.
- Pielen, B. (2007): "Ökonomische Aspekte der EG-Wasserrahmenrichtlinie: eine Erfolgsstory?", in NNA-Berichte: Integration von Wasserrahmenrichtlinie und Naturschutz 20(1), 16-21.
- Pigou, A. (1920): "The economics of welfare", Macmillan, London.
- Porter, M. (1990): "The competitive advantage of nations", The Free Press, New York.
- Rehbinder, E. (2005): "Handelbare Wasserentnahmerechte", netWorks-Papers, Heft 19, Berlin, 29-35.
- Reinhardt, M. (2008): "Identität und Zukunft des Wasserrechts als Bestandteil eines Umweltgesetzbuchs", *ZUR* 2008, 352-362.

- Rennings, K., Brockman, K. et al. (1997): "Nachhaltigkeit, Ordnungspolitik und freiwillige Selbstverpflichtung: Ordnungspolitische Grundregeln für eine Politik der Nachhaltigkeit und das Instrument der Selbstverpflichtung im Umweltschutz", Physica-Verlag, Heidelberg.
- Revenga, C., Brunner, J. et al. (2000): "Freshwater systems: water quality", World Resource Institute, Washington, DC.
- Rose, A. et al. (1998): "International equity and differentiation in global warming policy", *Environmental and Resource Economics* 12, 25-51.
- Rose-Ackerman, S. (1977): "Market models for pollution control: their strengths and weaknesses", *Public Policy* 24(3), 3.383-3.406.
- Rosenbaum, W. (2005): "Environmental politics and policy", CQ Press, Washington, DC.
- RSU (1974): "Umweltgutachten", Rat der Sachverständigen für Umweltfragen, Stuttgart-Mainz.
- Russell&Shogren (1993): "Theory, modeling and experience in the management of nonpoint-source pollution", Kluwer Academic Publishers, Boston.
- Sarang, A., Lence, B. und Shamsai, A. (2008): "Multiple interactive pollutants in Water Quality Trading", *Environmental Management* 42(4), 620-646.
- Schafhausen, F. (1983): "Water Trading – Eignung neuerer Ansätze in der US-amerikanischen Luftreinhaltepolitik für den Gewässerschutz", *Korrespondenz Abwasser* 30, 10-16
- Schiele, H. (2003): "Der Standort-Faktor", Wiley-VCH, Weinheim.
- Schmalensee, R., Joskow, P. et al. (2000): "An interim evaluation of sulfur dioxide emission trading", *Journal of Economic Perspectives* 12(Summer), 53-68.
- Schnoor, J. (1996): "Environmental modeling – fate and transport of pollutants in water, air, and soil", John Wiley & Sons, New York.
- Scholl, R. (1998): "Verhaltensanreize der Abwasserabgabe", *Analytica V.-G.*, Berlin.
- Schwarze, R. und Zapfel, P. (2000): "Sulfur allowance trading and the regional clean air incentives market", *Environmental and Resource Economics* 17(3), 279- 298.
- Seidel, W. (2000): "Gewässerschutz durch europäisches Gemeinschaftsrecht", Nomos Verlag, Baden-Baden.
- Siebert, H. (1987): "Economics of the environment", Springer, Berlin.
- Sniffer (2005): "The case of valuation studies in the Water Framework Directive", Umweltforschungszentrum für Schottland und Nordirland, Projektnummer 195, Abschlussbericht Mai 2005.
- Solomon, B. und Gorman, H. (1998): "State-level air emissions trading: the Michigan and Illinois model", *Journal of the Air & Waste Management Association* 48, 1.156-1.165.
- SRU (2004): "Umweltgutachten 2004 – Umweltpolitische Handlungsfähigkeit sichern", Sachverständigenrat für Umweltfragen, Berlin.
- Stavins, R. (1995): "Transaction costs and tradeable permits", *Journal of Environmental Economics and Management* 29, 133-148.
- Stavins, R. (2000): "What can we learn from the grand policy experiment? Lessons from SO₂ allowance trading", *Journal of Economic Perspectives* 12(Summer), 69-88.
- Stephenson, K., Norris, P. et al. (1998): "Watershed-based effluent trading: the non-point source challenge.", *Contemporary Economic Policy* 16(4), 412-421.
- Stern, N. (2007): "The economics of climate change", Cambridge University Press, Cambridge.
- SW (2009): "Ermittlung der Kosteneffizienz und Prioritätensetzung für Maßnahmen in Schleswig-Holstein", Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein, aktualisiert Dezember 2009.
- Tao, W., Zhou, B. et al. (2000): "Tradable discharge permit system for water pollution: case of the Upper Nanpan River of China.", *Environmental Resource Economics* 15(1), 27-38.
- Taylor, S. (1991): "Tradeable credits: variations for the transport sector", in OECD (Hrsg.): *Climate change – designing a tradable permit system*, OECD Documents, Paris.

- Taylor, M. (2003): "Tradable permit markets for the control of point and nonpoint sources of water pollution - technology-based vs. collective performance-based approaches", Dissertation, The Ohio State University, Columbus, OH.
- Tietenberg, T. (1985): "Emissions trading: an exercise in reforming pollution policy", Resources for the Future, Washington, DC.
- Tietenberg, T. (1990): "Economic instruments for environmental regulation", Oxford Review of Economic Policy 6(1), 17-33.
- Tietenberg, T. (1995): "Tradeable permits for pollution control when emission location matters: what have we learned?", Environmental and Resource Economics 5(2), 95-113.
- Tietenberg, T. (1998): "Ethical influences on the evolution of the US tradable permit approach to air pollution control", Ecological Economics 24, 241-257.
- Tietenberg, T. (2001): "Emissions trading programs - Vol. I & II", Kompendium, Ashgate Publ., Aldershot.
- Tietenberg, T. (2003): "Tradable permits approach to protecting the commons: lessons for climate change", Oxford Review of Economic Policy 19(3), 400-422.
- Tietenberg, T. (2006): "Emissions trading – principles and practices", Resources for the Future, Washington, DC.
- Torvanger, A. und Godal, O. (2004): "An evaluation of pre-Kyoto differentiation proposals for national greenhouse gas abatement targets", International Environmental Agreements: Politics, Law and Economics 4(1), 61-95.
- UBA (1993): "Marktorientiertes Gewässergütemanagement", Forschungsbericht 109 030 02, Umweltbundesamt, Berlin.
- UBA (2003): "Verursacherprinzip, WTO-Recht und ausgewählte Instrumente der deutschen Energiepolitik", Forschungsbericht 201 19 107, Umweltbundesamt, Berlin.
- UBA (2004): "Grundlagen für die Auswahl der kosteneffizientesten Maßnahmenkombinationen zur Aufnahme in das Maßnahmenprogramm nach Artikel 11 der Wasserrahmenrichtlinie", Forschungsbericht 202 21 210, Umweltbundesamt, Berlin.
- UBA (2010): "Beste verfügbare Techniken - BVT-Merkblätter", Veröffentlichungen des Umweltbundesamt im Rahmen der Umsetzung der IVU-Richtlinie, verfügbar unter <http://www.bvt.umweltbundesamt.de/sevilla/kurzue.htm> (Zugriff 13.08.2010).
- van der Veeren (2009): "Financing water: searching for innovative approaches in the Netherlands", Präsentation auf der Onema-Workshop: Economic instruments to support water policy in Europe am 10.12.2009 in Paris.
- van Mark, M., Gawel, E. und Ewringmann, D. (1992): "Kompensationslösungen im Gewässerschutz", Physica-Verlag, Heidelberg.
- Walz, R. und Schleich, J. (2009): "The economics of climate change policies", Physica-Verlag, Heidelberg.
- WBG (1998): "Water quality models", Pollution Prevention and Abatement Handbook der World Bank Group, 101-107.
- Weimann, J. (1995): "Umweltökonomik", 3. Aufl., Springer-Verlag, Berlin.
- Wiesmeth, H. (2003): "Umweltökonomie - Theorie und Praxis im Gleichgewicht", Springer Verlag, Berlin.
- Woodward, R., Kaiser, R., und Wicks, A. (2002): "The structure and practice of water quality trading markets", Journal of the American Water Resources Association 38(4), 967-979.
- Woodward, R. und Kaiser, R. (2002): "Market structures for U.S. Water Quality Trading.", Review of Agricultural Economics 24(2), 366-383.
- Wossink, A. (2003): "The dutch nutrient quota system: past experience and the lessons for the future", Diskussionspapier zum OECD-Workshop: The ex-post evaluation of tradeable permit regimes am 21./22. Januar 2003 in Paris.
- WRI (2009): "Water Quality Trading programs: an international overview", WRI Issue Brief No. 1, World Resources Institute, Washington, DC.
- Zeckhauser, R. (1981): "Preferred policies when there is a concern for probability of adoption.", Journal of Environmental Economics and Management 8, 215-237.



