



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 Stoffeinleitungen 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, Schadstoffeinleitungen 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 Schadstoffeinleitungen 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. Reh binder (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)

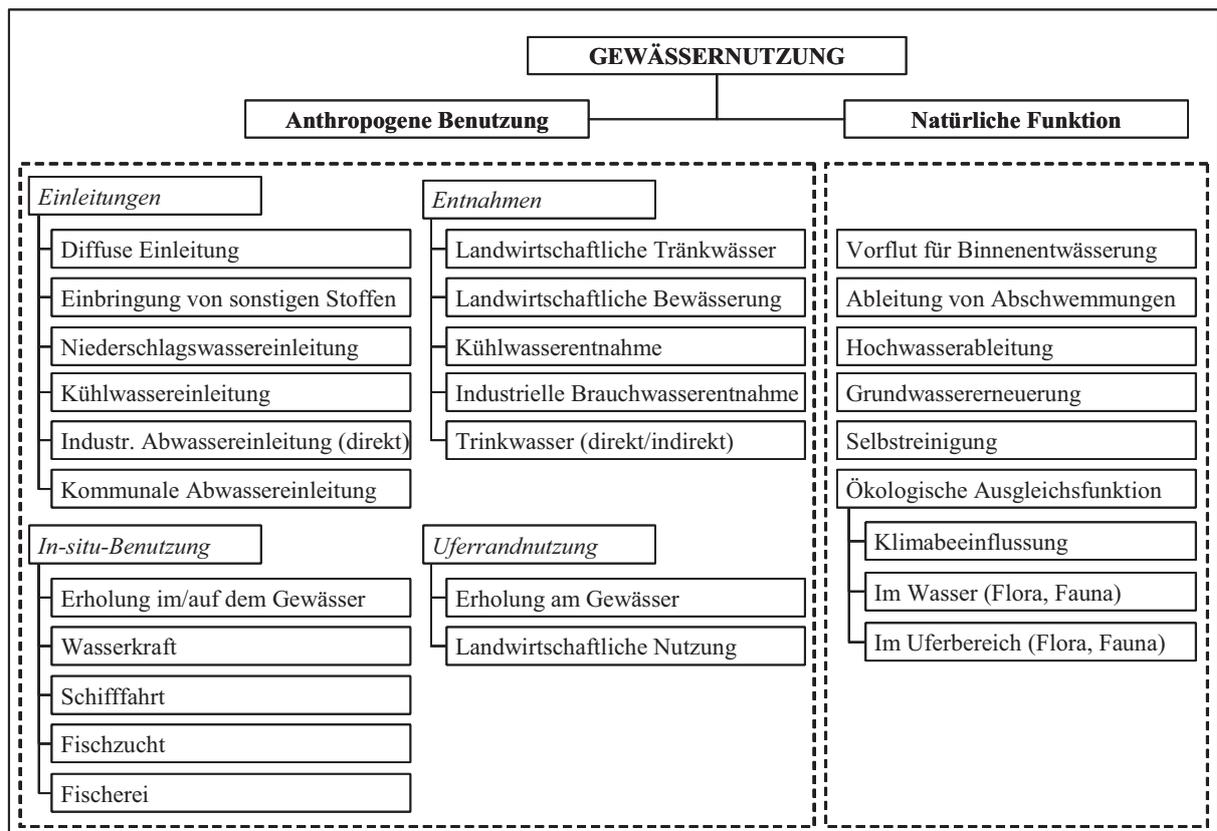


Abb. [2] zeigt eine Reihe von Beispielen für Einschränkungen der Dienstbarkeit des Gutes Wasser aufgrund von Verschmutzungen. Die Hauptprobleme sind dabei, neben der toxischen Wirkung einiger Substanzen auf die aquatische Flora und Fauna und grundsätzliche Auswirkungen auf die Trinkwassergewinnung, die 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	1	Bakterien	6	Filterverstopfungen
▼	Mittlere Beeinträchtigung	2	Lebensmittelindustrie	7	Geruch und Geschmack
▶	Geringe oder keine Beeinträchtigung	3	Abrieb	8	Inkl. Bor und Fluoride
▲	Ggf. positiver Einfluss auf spezifische Nutzung	4	Kanalablagerungen	9	Ca, Fe und Mn in Textilindustrie
K.A.	Keine Angaben	5	Elektron. Industrie		

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 „Lageraum“ 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.