Schriften des Vereins für Socialpolitik

Band 176/II

Öffentliche Finanzen und Umweltpolitik II

Von

Wolfgang Benkert, Karl-Heinrich Hansmeyer,
Gerold Krause-Junk, Horst Zimmermann

Herausgegeben von
Kurt Schmidt

Duncker & Humblot · Berlin

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Schriften des Vereins für Socialpolitik

Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften

Neue Folge Band 176/II

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

SCHRIFTEN DES VEREINS FUR SOCIALPOLITIK
Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften
Neue Folge Band 176/II

Öffentliche Finanzen und Umweltpolitik II

Duncker & Humblot · Berlin

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Öffentliche Finanzen und Umweltpolitik II

Von

Wolfgang Benkert, Karl-Heinrich Hansmeyer,
Gerold Krause-Junk, Horst Zimmermann

Herausgegeben von Kurt Schmidt

Duncker & Humblot · Berlin

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Alle Rechte, auch die des auszugsweisen Nachdrucks, der fotomechanischen
Wiedergabe und der Übersetzung, für sämtliche Beiträge vorbehalten
© 1989 Duncker & Humblot GmbH, Berlin 41
Satz: Hagedornsatz, Berlin 46
Druck: Berliner Buchdruckerei Union GmbH, Berlin 61
Printed in Germany

ISSN 0505-2777
ISBN 3-428-06621-9

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Vorwort

Wie seit vielen Jahren hat der Finanzwissenschaftliche Ausschuß des Vereins für Socialpolitik auch 1988 in der Woche nach Pfingsten seine jährliche Arbeitstagung abgehalten; sie fand vom 25. bis 27. Mai 1988 in Köln statt. Die Tagung war Themen aus dem Problemkreis „öffentliche Finanzen und Umweltpolitik" gewidmet. Das ist auch der Gegenstand der Sitzung im Jahr zuvor gewesen. Die damals behandelten Themen sind als Band 176/I der Schriften des Vereins erschienen. Die Referate der Kölner Tagung, mit denen der Ausschuß diesen Problemkreis verläßt, werden hiermit als Band 176/II vorgelegt.

Im ersten Beitrag beschäftigen sich Horst *Zimmermann* und Wolfgang *Benkert* mit dem Gemeinlastprinzip in der Umweltpolitik. Zunächst wird das Gemeinlastprinzip definiert und gegenüber anderen umweltpolitischen Prinzipien abgegrenzt; in diesem Zusammenhang werden auch Übergangsformen zwischen verschiedenen Kostenanlastungsprinzipien behandelt. Daran schließt sich der Hauptteil der Arbeit an, in dem die vielfältigen Formen beschrieben und systematisiert werden, in denen das Gemeinlastprinzip im Budget auftreten kann. Die Autoren führen die Vielzahl umweltbezogener Budgetposten auf fünf Grundtypen zurück. Sie unterscheiden: Beseitigung von Umweltschäden, die von Dritten verursacht werden; Vermeidungsmaßnahmen bei selbstinduzierten Emissionen; Forschung und Entwicklung im Umweltbereich; Produktion von „social goods" im Umweltbereich sowie öffentliche Umweltverwaltung. Jeder dieser Grundtypen wird daraufhin untersucht, inwieweit sich eine Finanzierung aus allgemeinen Einnahmen des Staates rechtfertigen läßt. Neben der öffentlichen Durchführung der Maßnahmen wird dabei — außer in bezug auf den fünften Grundtyp — auch geprüft, ob und auf welche Weise Private im öffentlichen Auftrag und/oder mit Hilfe öffentlicher Zuschüsse oder Entlastungen in die Vermeidungsaktionen einbezogen werden können. Der Beitrag schließt mit Ausführungen zur Entwicklung des Gemeinlastprinzips im Zeitablauf. Die Autoren unterscheiden dabei in der Bundesrepublik eine Startphase (von Ende der 50er Jahre bis 1974), eine Ausbreitungsphase (vor 1974 bis 1982) und (seither) eine Differenzierungsphase.

Als zweiten Beitrag legt Karl-Heinrich *Hansmeyer* eine Fallstudie vor, in der es um die Finanzpolitik im Dienste des Gewässerschutzes geht. Untersucht werden zwei Beispiele instrumenteller Art: die Abwasserabgabe, die es seit mehreren Jahren gibt, und der sogenannte Wasserpfennig, den das Land Baden-Württemberg seit 1988 erhebt. Diese beiden Abgaben haben Lenkungs- und Finanzierungsfunktionen in unterschiedlicher Ausprägung: Die Abwasserabgabe soll primär allokativen Zwecken dienen, beim Wasserpfennig spielen finanzielle Erwägungen eine bedeutende, wenn nicht die dominierende Rolle. In

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

bezug auf die Abwasserabgabe werden Entstehungsgeschichte und Ausgestaltung, bisherige Erfahrungen sowie die zweite Novelle zum Abwasserabgabegesetz behandelt. Dieser Teil schließt mit einer Bewertung, in der die Schwachstellen der Abwasserabgabe, aber auch die Vorteile herausgestellt werden, die sie gegenüber ordnungsrechtlichen Instrumenten hat. Auch in dem Teil, in dem der Wasserpfennig behandelt wird, geht es erst um die Entwicklungsgeschichte; daran schließen sich Ausführungen zur theoretischen Rechtfertigung und zur konkreten Ausgestaltung an. Am Ende dieses Teils gibt der Autor ebenfalls eine kritische Bewertung, und zwar sowohl im Hinblick auf das Finanzierungsziel als auch in bezug auf das Wassersparziel. Danach folgt ein Teil, in dem der Verfasser Lehren aus den beiden Fallbeispielen zieht. Dabei geht er näher auf drei Aspekte ein: 1. Die Kollision wassergüterwirtschaftlicher Kriterien beim Kläranlagenbau mit Finanzausgleichsmaßstäben bei der Vergabe von Zuschüssen für kommunale Kläranlagen; 2. die Aufweichung längerfristiger umweltpolitischer Ziele durch kurzfristige konjunkturpolitische Erfordernisse und 3. die haushaltspolitische Fehlsteuerung kommunaler Gebühreneinnahmen im Bereich der Entsorgung.

Im dritten Beitrag behandelt Gerold *Krause-Junk* die Frage, ob finanzpolitische Maßnahmen in bezug auf den Umweltschutz im Rahmen der EG harmonisiert werden sollten. Dabei geht er davon aus, daß das Verursacherprinzip mit Hilfe einer sogenannten Pigou-Steuer durchgesetzt wird. Weiter werden nur diejenigen Probleme behandelt, die der Einführung von Pigou-Steuern aufgrund der Offenheit von Volkswirtschaften entgegenstehen. Für offene Volkswirtschaften mag es nämlich unter dem Aspekt nationaler Wohlfahrt gar nicht erstrebenswert sein, Pigou-Steuern einzuführen; denn für diese besteht die Möglichkeit, die nationale Wohlfahrt auf Kosten anderer Volkswirtschaften zu erhöhen. Ein solche Politik stünde freilich in striktem Gegensatz zu den Prinzipien, die in der EG für deren binnenwirtschaftliche Beziehungen gelten sollen. Durch Gemeinschaftsabsprachen, also durch die Harmonisierung von Umweltschutzmaßnahmen, kann der Gefahr vorgebeugt werden, daß sich Mitgliedsländer bei der Umweltpolitik von egoistischen Maximen leiten lassen. Der Verfasser betrachtet eine große Volkswirtschaft, die Einfluß auf die Güter- und Faktorpreise auf internationalen Märkten hat, und geht davon aus, daß nationale Umweltschäden, die dem Verursacher nicht angelastet werden, als Subventionierung der umweltschädigenden Aktivität interpretiert werden können. Unter diesen Prämissen untersucht er im Hinblick auf außenwirtschaftliche Wohlfahrtseffekte bei fehlender, totaler sowie bei partieller Faktormobilität zunächst den Fall nationaler Umweltschäden, d.h Schäden, die sich allein in dem Land ergeben, in dem die verursachende Aktivität betrieben wird, und dann den Fall internationaler Schäden, bei denen die Ursache in einem Land liegt, der Schaden aber in einem anderen Land anfällt. Danach werden Probleme diskutiert, die sich beim Versuch einstellen, die Umweltpolitik international zu harmonisieren. Im letzten Teil unterzieht der Verfasser die Harmonisierungsvorschriften des EWG-Vertrages unter ökonomischem Aspekt einer kritischen Prüfung.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Inhalt

Öffentliche Finanzen im Rahmen einer gemeinlastorientierten Umweltpolitik

Von *Horst Zimmermann,* Marburg, und *Wolfgang Benkert,* Witten/Herdecke 9

Fallstudie: Finanzpolitik im Dienste des Gewässerschutzes

Von *Karl-Heinrich Hansmeyer,* Köln 47

Probleme einer europäischen Harmonisierung umweltorientierter Finanzpolitik

Von *Gerold Krause-Junk,* Hamburg 77

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Öffentliche Finanzen im Rahmen einer gemeinlastorientierten Umweltpolitik

Von *Horst Zimmermann,* Marburg, und *Wolfgang Benkert,* Witten/Herdecke

Zielsetzung und Gegenstand des Beitrags

Eine Erörterung des Zusammenhangs von öffentlichen Finanzen und Gemeinlastprinzip wird angesichts der Entwicklung der Umweltpolitik zunehmend dringlicher. Die staatlichen Ausgaben für Umweltschutzmaßnahmen insgesamt gewinnen in den öffentlichen Budgets an Bedeutung (vgl. Zimmermann/Müller, 1985; Roloff/Wild, 1986), sind aber beim Bund ebenso wie in den Ländern und Gemeinden zumeist über mehrere Ressorts verteilt. Die hierunter jeweils befindlichen, nach dem Gemeinlastprinzip finanzierten Maßnahmen sind dann nochmals schwieriger zu identifizieren, denn das Nonaffektationsprinzip erschwert die unmittelbare Unterscheidung zwischen verursacherbezogenen und aus allgemeinen Einnahmen finanzierten öffentlichen Umweltschutzaktivitäten.

Es bedarf also schon des genaueren Hinsehens, um den budgetären Stellenwert des Gemeinlastprinzips in der Umweltpolitik zu bestimmen. Ihn zu ermitteln ist finanzpolitisch wichtig, weil das Gemeinlastprinzip in stärkerem Maße als das Verursacherprinzip öffentliche Mittel bindet. Umweltpolitisch ist die Aufgabe lohnend, weil das Verursacherprinzip im Vordergrund stehen soll und eine Feststellung, daß das Gemeinlastprinzip ein erhebliches Gewicht aufweist, zum Überdenken des Maßnahmenbündels führen kann.

Die Beschäftigung mit diesem Thema steht vor zwei Schwierigkeiten:

1. Grundlegende umfassende Arbeiten zum Gemeinlastprinzip als solchem liegen nicht vor[1]. Erst recht finden sich Bezüge zu den öffentlichen Finanzen nur für Einzelfragen, etwa bei der Erörterung steuerlicher Maßnahmen im Umweltschutz (Dickertmann, 1988).
2. Der Gegenstand des Gemeinlastprinzips scheint mit theoretischen Ansätzen nur schwer anzugehen zu sein.

Diese beiden Tatbestände, denen im übrigen eine schon a priori zu vermutende große empirische Relevanz des Themas gegenübersteht (s. auch Anhang), ließen es geraten erscheinen, nicht zuletzt angesichts der Platzbeschränkung zunächst einen vor allem systematisierenden Beitrag zu leisten.

---

[1] Vgl. die zitierte Literatur bei *Benkert* (1986), wo Anwendungsberechtigung und Anwendungsbereiche des Gemeinlastprinzips erörtert werden.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Dazu wird in einem ersten kürzeren Teil das Gemeinlastprinzip (weitgehend noch ohne expliziten Bezug zum öffentlichen Budget) definiert und gegenüber anderen umweltpolitischen Prinzipien theoretisch und begrifflich abgegrenzt.

Der umfangreiche zweite Teil dient dazu, die vielfältigen Formen, in denen bei genauerem Hinsehen das Gemeinlastprinzip im Budget erscheinen kann, aufzuspüren und in eine Systematik zu bringen[2]. In dem kurzen Schlußteil wird versucht, Hypothesen zum unterschiedlichen Gewicht des Gemeinlastprinzips und zur daraus resultierenden Budgetbelastung im Zeitablauf zu entwickeln.

A. Definition und Abgrenzung des Gemeinlastprinzips

I. Umschreibung des Gemeinlastprinzips

Gemeinlast- und Verursacherprinzip werden hier als Kostenanlastungsstrategien der Umweltpolitik interpretiert (Rat von Sachverständigen für Umweltfragen, 1978, Tz. 1755ff.). Mit ihrer Hilfe wird festgelegt, wer die Kosten (oder im weiteren Sinne die Lasten), die durch eine umweltpolitische Maßnahme entstehen, tragen soll.

Damit wird der Begriff des Verursacherprinzips hier weit gefaßt: Oft wird eine Maßnahme nur dann als verursachergerecht finanziert bezeichnet, wenn eine optimale Internalisierung verursachter Schäden in dem Sinne erreicht wird, daß die Grenzkosten des Verursachers den volkswirtschaftlichen Grenzkosten der Produktion angeglichen werden. Die Anwendung des Verursacherprinzips in einem solchen engen Sinne zielt, wie beispielsweise bei einer Pigousteuer[3], nur auf die effiziente Allokation ab, für deren Realisierung Verhaltensänderungen von Emittenten induziert werden müssen. Der hier verwendete weite Begriff des Verursacherprinzips schließt diese allokativ orientierte Definition mit ein und berücksichtigt darüber hinaus auch diejenigen Fälle, in denen die Kosten von Umweltbelastungen zwar dem Verursacher angelastet werden, aber in einer Weise, daß für diesen kein Anreiz zur (die volkswirtschaftliche Effizienz verbessernden) Verhaltensänderung entsteht[4]. Im Gegensatz zur Allokationszielsetzung, etwa der Pigousteuer, könnte eine solche Form der Kostenanlastung aus dem Gerechtigkeitsziel (bzw. dem Verteilungsziel) abgeleitet werden oder aus dem Gebot der administrativen Billigkeit, das z. B. pauschalierende Lösungen nahelegen kann.

---

[2] Die verstreuten quantitativen Angaben, die sich hierzu finden lassen, werden in dem nach der gleichen Systematik aufgebauten Anhang zusammengestellt, ohne daß dabei der Anspruch erhoben wird, die quantitative Bedeutung des Gemeinlastprinzips vollständig abzubilden.

[3] Zur Ausrichtung des Pigou'schen Vorschlags auf die genannte Wirkung vgl. *Cansier* (1987).

[4] Ein Beispiel ist eine umweltbezogene Gebühr für Emittenten, die nicht an der Schädlichkeit der Emissionen anknüpft, beispielsweise die übliche Praxis einer Erhebung von Abwassergebühren nach Maßgabe des Frischwasserbezugs.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

In diesem weiten Sinne ist das Verursacherprinzip folgendermaßen zu umschreiben: Die Finanzierung soll tragen, wer die durch die Maßnahme zu vermeidende oder zu beseitigende Umweltbeeinträchtigung verursacht hat, in der Regel also der Emittent[5]. Die Vorstellung von einem Gemeinlastprinzip[6] lebt dann stark von der Komplementarität zum so verstandenen Verursacherprinzip: Eine Kostenanlastung nach dem Gemeinlastprinzip liegt dann vor, wenn Nichtverursacher die Kosten einer Verbesserung der Umweltsituation tragen, im Gegensatz zum Verursacher also ein anderer, eine andere Gruppe oder, als wohl wichtigster Fall, die steuerzahlende Allgemeinheit. Damit fehlt dem Gemeinlastprinzip per se der Lenkungseffekt und damit der (positive) Bezug zum Allokationsziel. Weil die Analyse des Gemeinlastprinzips also einen von positiven Allokationsanreizen freien Raum herauspräpariert, trägt sie implizit auch zur Untersuchung von Allokationseffekten in der Umweltpolitik bei.

Im Vergleich der beiden Prinzipien stand das Verursacherprinzip von Anfang an im Vordergrund der umweltpolitischen Absichtserklärungen und dominiert zumindest in der jüngeren Phase der durchgeführten Umweltpolitik (s. auch Teil C). Aus budgetärer Sicht bietet es den Vorteil einer geringen Budgetintensität und damit der leichteren Durchsetzung eines neuen Aufgabenfeldes in der Konkurrenz der Politikfelder. Das Gemeinlastprinzip hingegen ist sehr budgetintensiv, denn das einfachste und am häufigsten angewendete Instrument zur Anwendung des Gemeinlastprinzips besteht darin, die entstehenden Kosten über das Budget zu finanzieren.

Weil das Gemeinlastprinzip, wie erwähnt, als ein Kostenanlastungsprinzip verstanden wird, ist zunächst festzulegen, welcher Kostenbegriff gewählt werden soll, zumal davon auch das Ausmaß abhängt, in dem es sich im Budget niederschlägt.

II. Zum Begriff der Kosten

Der im folgenden zugrundegelegte Kostenbegriff ist bewußt eng gewählt worden. Ein weiterer Begriff der Kosten der Umweltbelastungen[7] würde dazu führen, daß der größte Teil der „Kosten" aus dem Ertragen von Umweltbelastungen im Sinne einer passiven Hinnahme von Beeinträchtigungen bestünde: gesundheitliche Schäden oder Beeinträchtigungen, Artenschwund bei Tieren

[5] Dabei sind allerdings die Probleme der Feststellung des effektiven Kostenträgers einerseits und der Festlegung, wer letztendlich Verursacher (z. B. Produzent vs. Nachfrager) ist, nicht gelöst.

[6] Erstaunlicherweise gibt es im angelsächsischen Sprachraum kein begriffliches Äquivalent zum Gemeinlastprinzip. Übersetzungsversuche finden sich z. B. in *Schröder* (1987), S. 87: „public-pays-principle", und *Benkert* (1986), S. 229: „general revenue financing".

[7] Vgl. zu dieser Diskussion Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (1974), Tz. 600ff. sowie *Zimmermann,* K. (1974), S. 840ff.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

und Pflanzen, Gebäudeschäden usf. Diese Kosten zu ermitteln ist zwar eine wichtige Aufgabe der Umweltforschung (Schulz/Wicke, 1987), nicht zuletzt weil auf diese Weise die Kosten des unterlassenen Umweltschutzes sichtbar werden. Es handelt sich jedoch nicht um Kosten des getätigten Umweltschutzes in dem Sinne, daß Maßnahmen zur Vermeidung oder Beseitigung von Umweltschäden ergriffen worden sind, und nur diese sind von Bedeutung für die Entscheidung über Gemeinlast- und Verursacherprinzip und die durch sie gesteuerte Kostenanlastung.

Der hier gewählte Kostenbegriff ist also eindeutig *maßnahmenbezogen.* Von den drei Elementen einer Maßnahme, nämlich der Verantwortung

— für das Zustandekommen der Maßnahme,
— für die eigentliche Durchführung der Maßnahme und schließlich
— für die Finanzierung der mit der Durchführung verbundenen Aufwendungen,

steht die Finanzierung, also die *Kostenträgerschaft,* im Vordergrund, unabhängig von der Verantwortung für das Zustandekommen und für die Durchführung der Maßnahme. In diesem Sinne ist eine Umweltschutzmaßnahme auch dann gemeinlastorientiert, wenn sie zwar von Verursachern durchgeführt wird, diese dafür aber Steuererleichterungen oder Subventionen erhalten. Umgekehrt ist eine Maßnahme auch dann verursacherorientiert, wenn die öffentliche Hand zwar selbst beseitigt, sich die Mittel für diese öffentliche Beseitigung von Umweltbelastungen aber bei den Verursachern beschafft.

Die Abgrenzung dieser maßnahmenbezogenen Kosten von den durch das passive Hinnehmen entstehenden Kosten ist gelegentlich schwierig. Falls etwa für umweltbedingte Gebäudeschäden Sonderabschreibungen gewährt würden, denen aber — etwa weil das Gebäude nicht renoviert, sondern abgerissen wird — keine entsprechenden umweltpolitischen Maßnahmen gegenüberstehen, so fragt sich, ob das Subventionsäquivalent dem Gemeinlastprinzip zuzurechnen wäre oder ob es bei einer Aufsummierung der gemeinlastfinanzierten Aufwendungen unberücksichtigt bleiben sollte.

Definiert man das Gemeinlastprinzip nicht maßnahmenbezogen, sondern fragt nur, was im dargestellten Sinne die Allgemeinheit trägt, so wären alle hingenommenen Beeinträchtigungen, also auch solche mit nachfolgender Entschädigung ohne Schadensbeseitigungsmaßnahme, eine Form des Kostentragens durch nicht zu den Verursachern gehörende Gruppen. In einer weniger weiten Definition der Prinzipien, die aber immer noch über die oben gewählte, auf Vermeidungs- oder Beseitigungsmaßnahmen bezogene Abgrenzung hinausgehen würde, könnte man zumindest die erwähnten Subventionsäquivalente (bei Nichtbeseitigung) zum Gemeinlastprinzip zählen. Es zeigt sich, daß der Umfang der „Gemeinlast" absolut und im Verhältnis zur „Verursacherlast" je nach Weite des Kostenbegriffs unterschiedlich ausfällt und in diesem Beitrag, in dem auf Umweltpolitik abgestellt wird, vergleichsweise eng gezogen wird.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Die öffentliche Finanzwirtschaft wird von dieser Abgrenzungsfrage u.a. insofern tangiert, als bei weitester Auslegung des Kostenbegriffs Schäden an öffentlichen Vermögensgegenständen bereits im Jahr der Entstehung — etwa in Form von Rückstellungen — und nicht erst zum Zeitpunkt tatsächlicher Aufwendungen zu berücksichtigen wären, während bei der erwähnten „mittleren" Begriffsabgrenzung zumindest die Steuerverzichte bei der Bestimmung der gemeinlastorientierten Budgetgrößen verbucht werden müßten. Es zeigt sich also, daß in periodenübergreifender Betrachtung alle diejenigen physischen Beeinträchtigungen, die früher oder später zu realen Aufwendungen führen, für die Abgrenzung des Kostenbegriffs unproblematisch sind, während die dauerhafte passive Hinnahme von Beeinträchtigungen ohne Entschädigung aus pragmatischen Gründen nicht unter den hier relevanten Kostenbegriff subsumiert werden sollte, auch wenn die damit verbundenen Vermögensschäden systematisch zu den Kosten (oder allgemeiner: Lasten) der Umweltverschmutzung gehören.

In diesem Sinne geht der im folgenden verwendete *Kostenbegriff* über die reine Maßnahmenbezogenheit hinaus. Er knüpft am Vorliegen von Zahlungsströmen an, die explizit (z. B. Subventionen) oder implizit (z. B. Steuervergünstigungen) der Finanzierung von Umweltschutzmaßnahmen oder der Entschädigung dienen, und daher sind — vom Verursacher oder vom Staat — gewährte Entschädigungsäquivalente einbezogen worden. Es wurde bereits einleitend darauf hingewiesen, daß diese zahlungstechnische Sicht einen qualitativen Unterschied zwischen Verursacher- und Gemeinlastprinzip verbirgt: Während das Gemeinlastprinzip nur die Finanzierung betrifft, sind bei der Anwendung bestimmter Formen des Verursacherprinzips mit der Finanzierungsregelung zum einen Fragen der Haftungspflicht und zum anderen Steuerungspotentiale (also allokative Vorteile) verbunden, die beim Gemeinlastprinzip fehlen. Die Behandlung der mit diesen Aspekten aufgeworfenen Fragen nach der ökonomischen Effizienz und ökologischen Effektivität hätte den Bezug zur öffentlichen Finanzwirtschaft verlassen und überdies den Rahmen des Beitrags gesprengt; hier stehen Gerechtigkeits- und Verteilungsziele im Vordergrund, während das Allokationsziel in Teil B nur gelegentlich als Referenzgröße für die normative Bewertung von Anwendungsrechtfertigungen des Gemeinlastprinzips verwendet wird.

III. Das Tragen der Kostenbelastung

Neben dem Begriff der Kosten ist zu klären, was unter dem „Tragen" einer entsprechenden Kostenbelastung zu verstehen ist. Ein Aspekt wurde bereits erwähnt, als festgelegt wurde, daß die lediglich passive Hinnahme von Beeinträchtigungen hier nicht berücksichtigt werden soll. Zweifellos bedeutet diese Hinnahme, auch in Form von nichtrealisierten Vermögensverlusten, daß Belastungen zu tragen sind.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Für die maßnahmenbezogenen Kosten ist zu klären, ob der formale oder der effektive Träger dieser Kosten gemeint ist. Die Unterscheidung ist immer dann relevant, wenn es einem Verursacher von Emissionen, der zur Finanzierung von Vermeidungs- oder Beseitigungsmaßnahmen gezwungen wird, gelingt, diese Kosten auf Dritte zu überwälzen. Ob dann eine Maßnahme nach dem Verursacher- oder dem Gemeinlastprinzip vorliegt, hängt nicht zuletzt vom Überwälzungspfad ab. Gibt ein Verursacher die ihm entstehenden Zusatzkosten an die Abnehmer seiner Güter (oder an die Lieferanten emissionsrelevanter Inputs) weiter, so bleibt die Verursacherorientierung erhalten, und die Frage, ob der formale oder der effektive Kostenträger gemeint ist, ist unter dem Aspekt „Verursacher- oder Gemeinlastprinzip" irrelevant. Anders hingegen in den Fällen, in denen durch Überwälzungsvorgänge das Kostenverteilungsprinzip gewechselt wird: Die Weitergabe umweltschutzinduzierter Mehrkosten etwa im Wege der Schrägüberwälzung auf nicht umweltschädlich produzierte Güter ist bei Zugrundelegung des formalen Kostenträgers verursacherorientiert, bei Zurechnung zum effektiven Kostenträger bedeutet sie hingegen zumindest eine Abschwächung des Gehalts an Verursacherorientierung.

Auf solche Möglichkeiten eines Wechsels der Prinzipien kann an dieser Stelle nur hingewiesen werden; eine entsprechende Korrektur der empirischen Relationen von Verursacher- und Gemeinlastprinzip ist wegen der bekannten Zurechnungsprobleme im Rahmen der Steuerinzidenzanalyse kaum möglich. Ein gewisses Maß solcher Verschiebung vom Verursacherprinzip hin zum Gemeinlastprinzip ist wahrscheinlich, denn die umweltpolitische Anlastung wirkt beim Verursacher wie eine Steuer und führt zu Abwälzungsversuchen. Im übrigen ist diese Unterscheidung ohne Relevanz für den Bezug des Gemeinlastprinzips zu den öffentlichen Finanzen, denn sie betrifft eine Form des Gemeinlastprinzips ohne staatliche Beteiligung (s. unten B I 1).

IV. Übergangsformen zwischen Kostenanlastungsprinzipien

Sowohl bei der Erörterung der verschiedenen Varianten des Lastbegriffs als auch bei der Frage nach dem relevanten Kostenträgerbegriff zeigte sich, daß Verursacher- und Gemeinlastprinzip nicht als dichotomische Prinzipien gesehen werden dürfen (vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen, 1974, Abb. auf S. 156). Vielmehr stellen beide Lastverteilungsformen Extrempunkte einer Skala mit mehr oder weniger engem Bezug zum Verursacher (im physischen oder ökonomisch-kausalen Sinne) von Emissionen dar, zwischen denen es eine Reihe von Mischformen gibt. Das gilt zum einen für Finanzierungsgestaltungen, bei denen Verursacher und Allgemeinheit jeweils einen Teil der Aufwendungen tragen. Zum anderen gibt es Fälle, in denen unklar bzw. definitionsbedürftig ist, auf wessen Aktivitäten bzw. Ansprüche die als notwendig erachtete Umweltschutzmaßnahme zurückgeht.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Am Beispiel der Diskussion um einen „Wasserpfennig" in Baden-Württemberg lassen sich die diesbezüglichen Zuordnungsprobleme erläutern. Um die Wasserversorgung einiger Ballungsräume zu sichern, sollen die Bauern in einigen ländlichen Regionen (soweit ihre Flächen zu den neu abzugrenzenden Wasserschutzgebieten gehören) ihren Düngemitteleinsatz reduzieren und für die Ertragsrückgänge entschädigt werden. Die Entschädigung sollte nach ursprünglichen Vorschlägen (Hansmeyer/Ewringmann, 1988) zweckgebunden durch eine auf Wasserentnahme oder -nutzung zu legende Abgabe (Entnahmeentgelt, Wasserpfennig) finanziert werden. Die daraufhin im „Wirtschaftsdienst" geführte Diskussion ließ dann ein weiteres Kostenanlastungsprinzip sichtbar werden. Voraussetzung ist allerdings, daß man Grundwasservorkommen dem Abwägungsprozeß der „optimalen Verschmutzung" zuzuführen bereit ist[8]. Dann kann man die Ursache für die Maßnahme (Düngemittelbeschränkung) sowohl im exzessiven Einsatz der Düngemittel durch die Bauern als auch in den (wachsenden) Trinkwasserbeschaffungsproblemen sehen. Dementsprechend erscheint der „Wasserpfennig" entweder als verursacherorientiert (steigende Ansprüche an Trinkwasserversorgung werden besteuert, Ressourceneinsparung) oder als gemeinlastorientiert (Unterlassen von umweltbelastender Düngung wird subventioniert). In dieser Sicht läge auch keine Gemeinlastfinanzierung im Sinne der Subventionierung aus allgemeinen Steuermitteln vor, sondern zwei konkurrierende Ressourcennutzungen drücken sich in fiskalischen Beziehungen aus.

Allerdings könnte man in diesem Sinne die Heranziehung der Wasserverbraucher zur Finanzierung der Entschädigungen für die Landwirte auch einem dritten, dem „Nutznießerprinzip", zuordnen, bei dem zum einen gegenüber der herkömmlichen Definition des Gemeinlastprinzips der Kreis der Zahlungspflichtigen in einer gewissen Kausalbeziehung zum Maßnahmengegenstand steht; zum anderen würden gegenüber dem herkömmlichen Verursacherprinzip, das sich an der Emissionstätigkeit orientiert, auch passive Ansprüche als „maßnahmenverursachend" angesehen[9]. Wenn man aber, wie für die Bundesrepublik Deutschland wohl anzunehmen, für Grundwasservorkommen von einem Abwägungsverbot ausgeht, erscheint der „Wasserpfennig" als Ausdruck des Gemeinlastprinzips in dem Sinne, daß eine nicht-verursachende Gruppe zu einer (zweckgebundenen) Wassersteuer herangezogen wird.

Aus der Diskussion um die Zuordnung des „Wasserpfennigs" lassen sich damit zwei Probleme ableiten, die die Abgrenzung bzw. Bewertung des Gemeinlastprinzips betreffen. Zum einen ist der Begriff des Verursachers zumindest immer dann definitionsbedürftig, wenn die *Nutzungskonkurrenz* um Umweltressourcen (auch) durch Ansprüche „Betroffener" entsteht bzw. verschärft wird[10]. In einem sehr weiten Sinne könnte das letztlich auch die

---

[8] Nach dem historisch gewachsenen Verständnis des Wasserrechts dürfte dies für die Bundesrepublik Deutschland zweifelhaft sein, vgl. § 6 WHG und Vorläufer.

[9] Zur Einordnung des „Wasserpfennigs" vgl. *Bonus* (1986) und die darauf folgende Diskussion zwischen *Bonus, Brösse* sowie *Scheele/Schmidt,* in: Wirtschaftsdienst, verschiedene Hefte der Jg. 1986 und 1987.

[10] In diesem Sinne ist das Nutznießerproblem in der Umweltpolitik (z. B. bei der Gemengelagenproblematik) ebenso wie etwa im Nachbarschaftsrecht seit langem bekannt; es ist Ausdruck zunehmender „ökologischer Kommunikation" (Luhmann, 1986), also räumlicher, sozialer und ökonomischer Verschärfung des Wettbewerbs um Umweltressourcen.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

„Allgemeinheit" sein, weil aufgrund geänderter Präferenzen die Bereitschaft, Umweltbelastungen hinzunehmen, zurückgeht und den Emittenten deshalb höhere Standards auferlegt werden. In diesem Sinne wäre sogar eine Finanzierung entsprechender Maßnahmen aus allgemeinen Steuermitteln „verursachergerecht", und ein Gemeinlastprinzip gäbe es dann nicht mehr[11].

Zum anderen zeigt die Diskussion um den „Wasserpfennig", daß die Alternative zum Verursacherprinzip (im Sinne der emissionsbezogenen Definition) nicht notwendig das Gemeinlastprinzip sein muß, sondern daß *äquivalenzbezogene Finanzierungsformen* denkbar sind, die eher einem Verursacherprinzip im weiten Sinne zuzuordnen sind. Inwieweit bei diesen äquivalenzbezogenen Finanzierungsformen die öffentlichen Budgets tangiert werden, hängt von der Organisation der Maßnahmenträgerschaft einerseits und der Ausgestaltung der Eigentumsrechte andererseits ab: Zwar liegt grundsätzlich eine Beteiligung des Staates deshalb nahe, weil die Beschaffung der Finanzierungsmittel durch hoheitliche Gewalt die dem deutschen Umweltrecht vertrauteste Finanzierungsform ist, doch wäre es durchaus denkbar, daß parafiskalische Institutionen privaten Rechts geschaffen werden, die solche Mittel beschaffen und verwalten. Als Beispiel für diese Form der „Privatisierung" könnten die nach den Lärmemissionen gestaffelten Landegebühren gelten, wenn diese nicht ausschließlich Anreizcharakter hätten, sondern auch für passive Lärmschutzmaßnahmen verwendet würden.

Ein weiteres Definitionsproblem bringen schließlich diejenigen Fälle mit sich, in denen der *Staat selbst erzeugte Emissionen* zu vermeiden bzw. zu beseitigen versucht und dafür Mittel aus seinem Budget einsetzt. Hier kollidieren die herkömmlichen Definitionen von Verursacher- und Gemeinlastprinzip, und man muß verschiedene Fälle unterscheiden, um eine brauchbare Zuordnung zu finden (vgl. dazu B II 3).

Während die bisherigen Formen einer Vermischung sich überwiegend auf die Prinzipien bezogen, weil sie gelegentlich nicht in reiner oder klar identifizierbarer Form auftreten, werden in der jüngeren Vergangenheit zunehmend Finanzierungsformen diskutiert, die eine bewußt gemischte Anwendung von Verursacher- und Gemeinlastprinzip vorsehen. Hier sind vor allem Finanzierungsmodelle im Bereich der Altlastensanierung zu nennen, die einen Teil des Mittelbedarfs bei den Verursachern (industriellen Abfallproduzenten, Hausmüllanlieferern) sowie den anderen Teil bei der Allgemeinheit (Landesmittel) beschaffen sollen (Diskussionsteil in: Altlasten und Umweltrecht, 1986).

---

[11] Aus der Sicht des Transaktionskostenansatzes wäre in diesem Fall „nur" zu bestimmen, bei welcher Lösung die geringeren Opportunitätskosten (ausgedrückt in der Zahlungsbereitschaft) anfielen, um zu entscheiden, welche Nutzergruppe die andere für den Nutzungsverzicht zu entschädigen hätte. Wegen der gruppengrößenbedingt hohen Verhandlungskosten und zur Vermeidung strategischen Verhaltens hätte in der Regel der Staat diese Entscheidung herbeizuführen.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Die vorangegangenen Ausführungen zu Inhalt und Abgrenzung des Gemeinlastprinzips einerseits und zur Rolle der öffentlichen Finanzen im Rahmen der Umweltpolitik andererseits haben zunächst gezeigt, daß je nach Festlegung des Kostenbegriffs und des Inzidenzkonzepts verschiedene Formen der Gemeinlastfinanzierung mit unterschiedlicher Vollständigkeit in die Untersuchung einzubeziehen sind. Je nach Abgrenzung des Gemeinlastprinzips werden dann auch die öffentlichen Finanzen in unterschiedlichen Ausprägungen relevant. Im folgenden werden die denkbaren Ausprägungen danach systematisiert, wie sie sich im öffentlichen Budget niederschlagen (Teil B). Abschließend wird gefragt, ob in der Anwendung des Gemeinlastprinzips und seiner budgetären Ausprägungen typische Entwicklungsmuster auszumachen sind (Teil C).

B. Der Niederschlag des Gemeinlastprinzips im Budget

I. Merkmale der „Gemeinlast" im öffentlichen Budget

1. Budgetäre und nicht-budgetäre Gemeinlast

Während die Anwendung des Verursacherprinzips überwiegend zur Anlastung der Kosten bei den Verursachern im privaten Sektor führt, beinhaltet das Gemeinlastprinzip in dem zuvor umschriebenen Sinne zumeist eine Kostenübernahme durch die öffentliche Hand und damit eine Belastung des Budgets.

Andere, nicht auf staatlichen Maßnahmen beruhende Formen der Übernahme in eine Gemeinlast sind bei dieser budgetorientierten Sicht nicht erfaßt. Auch im privaten Sektor kommt eine Übernahme in die „Gemeinlast" vor (zu den einzelnen Möglichkeiten vgl. Schema 1, Spalte III). Kennzeichen dieser privaten Übernahme in die Gemeinlast ist immer, daß für Dritte bzw. zugunsten der Allgemeinheit gehandelt wird.

Abgesehen von solchen privaten Aktivitäten findet sich aber der weitaus größte Teil der unter die „Gemeinlast" fallenden Umweltschutzaufwendungen in den öffentlichen Budgets. Damit sind hier die Haushalte der Gebietskörperschaften, der Sozialversicherungen und ggf. weiterer Parafisci gemeint[12], die im folgenden daher im Vordergrund stehen.

2. Gemeinlast als Finanzierung aus allgemeinen Einnahmen

Wenn das Gemeinlastprinzip dadurch gekennzeichnet ist, daß „die Allgemeinheit" oder jedenfalls nicht zu den Verursachern gehörende Gruppen die Last tragen, so liegt es nahe zu vermuten, daß jede Finanzierung umweltpoliti-

[12] Wieweit öffentliche Unternehmen und von der öffentlichen Hand stark beeinflußte Organisationen ohne Erwerbscharakter einzubeziehen oder zum privaten Sektor zu zählen sind, ist von der jeweiligen Fragestellung abhängig und sollte deshalb mit Blick auf den Einzelfall geklärt werden.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Schema 1: **Typen der Gemeinlastübernahme**

Typ der Aktivität \ Durchführung der Maßnahme	Budgetäre Gemeinlast (= Finanzierung aus allgemeinen Einnahmen) öffentlich durchgeführt I	Budgetäre Gemeinlast (= Finanzierung aus allgemeinen Einnahmen) privat durchgeführt und subventioniert II	Private Gemeinlast, soweit nicht öffentlich gefördert III
Beseitigung oder Vermeidung von Umweltschäden, die durch Dritte verursacht wurden	Lärmschutzwände an Straßen	Lärmschutzfenster	Flußbettreinigung durch Vereine
Vermeidung eigener Emissionen	Emissionsreduzierung bei Heizungen in öffentlichen Gebäuden	Rauchgasreinigung in privaten Feuerungsanlagen	Katalysator im PKW, soweit nicht öffentlich gefördert
Forschung und Entwicklung im Umweltbereich	Umweltforschung in Universitäten	Umweltforschung in Unternehmen	Umweltforschung in gemeinnützigen Organisationen
„Produktion" von „social goods" im Umweltbereich	Renaturierung von Flüssen	Offenhaltung sonst brachfallender Flächen	Anlage eines Biotops auf Privatgelände
Verwaltung im Umweltbereich	Öffentliche Umweltverwaltung	Erstattung privater Aufwendungen für forschungsbezogene Emissionsmessung	Lieferung von Daten für Umweltstatistik durch Nicht-Emittenten

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

scher Aktivitäten aus „allgemeinen Deckungsmitteln“[13] Gemeinlastfinanzierung bedeutet, weil durch diese Finanzierungsart, die eine Zweckbindung ausschließt, gesichert erscheint, daß keine spezielle Gruppe belastet wird. Der Schluß trifft in den meisten der im Abschnitt B behandelten Fälle auch zu, gilt aus zwei Gründen aber keinesfalls immer.

Zum einen ist eine Zweckbindung der öffentlichen Einnahmen kein sicheres Indiz, daß nicht auch dann das Gemeinlastprinzip wirkt. Zwar sind die meisten Finanzströme, die eine Anlastung beim Verursacher bewirken sollen, auf der Einnahmenseite zu finden und dann oft mittels einer Zweckbindung der vom Verursacher erhobenen Einnahmen mit den entsprechenden umweltpolitischen Ausgaben verknüpft. Beispiele hierfür sind die Abwasserabgabe, die umweltpolitischen Gebührenhaushalte oder etwa Vorschläge zu einer Düngemittelbesteuerung mit agrarökologischer Verwendung der entstehenden Einnahmen (Rat von Sachverständigen für Umweltfragen, 1985, Tz. 1389ff.). Die Zweckbindung ist für den umweltpolitischen Effekt der Abgabe selbst aber nicht erforderlich, weil er auch bei einer Zuführung des Abgabenaufkommens zu den allgemeinen Deckungsmitteln auftritt (Benkert, 1988). Die entsprechenden Ausgaben können also, auch wenn sie zweckgebunden aus einer verursachergerechten Einnahme finanziert werden, ohne weiteres, soweit sie überhaupt einen Umweltbezug aufweisen, eine Kostenanlastung nach dem Gemeinlastprinzip beinhalten und tun dies auch häufig. Beispiele bilden die an Bedeutung gewinnenden „Sonderabgaben“. Für ihre rechtliche Zulässigkeit ist nach Verfassungsrechtsprechung zwar eine mit dem Zweck der Abgabenerhebung in Zusammenhang stehende Verwendung erforderlich. Die für Abgabe und Ausgabe geforderte „sachgerechte Verknüpfung“ (Bundesverfassungsgericht, 1981, S. 275) muß dabei keineswegs mit „verursachungsbezogen“ identisch sein, wie etwa das Abwasserabgabengesetz zeigt. Das Aufkommen aus der Abwasserabgabe fließt in die Verwaltung der Abgabe einerseits und allgemeine gewässerschützende Maßnahmen andererseits[14], so daß diese Ausgaben, da sie nicht zur Unterstützung der spezifischen Vermeidungsanstrengungen der durch die Abgabe belasteten Verursacher dienen, als weitestgehend gemeinlastfinanziert gelten müssen.

Zum anderen kann das, was man budgettechnisch als Finanzierung aus allgemeinen Deckungsmitteln oder Finanzierung nach dem Grundsatz der Gesamtdeckung bezeichnet, deutliche Elemente des Verursacherprinzips enthalten, soweit nämlich der Haushalt einer Gebietskörperschaft oder eines Parafiskus stark durch am Verursacherprinzip orientierte Steuern finanziert wird; immerhin sind größere Steuern wie die Kraftfahrzeugsteuer und die Mineralöl-

---

[13] „Allgemeine Deckungsmittel“ wird hier verstanden als Interpretation des Grundsatzes der Gesamtdeckung oder der Nonaffektation (§ 7 Haushaltsgrundsätzegesetz, § 8 Bundeshaushaltsordnung).

[14] Zu den erheblichen Unterschieden zwischen Bundesländern vgl. Bundesministerium des Innern, 1983.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

steuer zu einem Teil inzwischen umweltpolitisch begründet (Dickertmann, 1988). In einem solchen Fall müßte man prüfen, ob eine umweltbezogene Ausgabe, die auf den ersten Blick wegen des Fehlens einer Zweckbindung gemeinlastorientiert wirkt, in diesem Haushalt, wenn man die Inzidenz der Einnahmen hinzunimmt, nicht — oder nicht wenigstens teilweise — auf eine Umweltpolitik nach dem Verursacherprinzip hinausläuft. Wenn man sich beispielsweise vorstellt, die gesamte Besteuerung des Verkehrs sei stark umweltpolitisch ausgerichtet und entspräche in ihrem Aufkommen mindestens den verkehrsbedingten Schadensvermeidungs- und Beseitigungskosten, so käme es schließlich nur auf das formale Merkmal der Zweckbindung an, ob man vom Gemeinlast- oder Verursacherprinzip spricht. Werden die auf dem Verkehr liegenden Steuern neben anderen Steuern als allgemeine Deckungsmittel in das Budget eingefügt, so entspricht die Finanzierung der Vermeidung bzw. Beseitigung verkehrsinduzierter Schäden dem Gemeinlastprinzip; bei Zweckbindung entspräche sie dagegen dem Verursacherprinzip.

Das Konzept und damit der Begriff der allgemeinen Deckungsmittel ist mithin für die zweifelsfreie Identifizierung der Finanzierung nach dem Gemeinlastprinzip und damit für die Zwecke dieser Untersuchung nicht ausreichend geeignet. Daher wird im folgenden aus Zweckmäßigkeitsgründen der hiervon etwas abweichende Begriff der „allgemeinen Einnahmen" verwendet. Er soll zum Ausdruck bringen, daß bei der Finanzierung einer umweltpolitischen Ausgabe durch solche Einnahmen kein (auch nur indirektes) Verursacherprinzip vorliegt und infolgedessen von einer Übernahme in die „Gemeinlast" gesprochen werden kann. Den so finanzierten Ausgaben stehen Einnahmeverzichte, wenn sie demselben Zweck dienen, gleich.

II. Finanzierung von Umweltschutzaktivitäten aus allgemeinen Einnahmen

1. Zur Begründung der Klassifikation

Im folgenden wird zunächst versucht, die zahlreichen Formen, in denen eine Finanzierung aus allgemeinen Einnahmen (budgetäre Gemeinlast) erfolgt, in eine gewisse Systematik zu bringen. Dabei wird nach öffentlicher gegenüber privater Ausführung umweltpolitischer Maßnahmen unterschieden (vgl. oben Schema 1), weil alle Umweltschutzaktivitäten (einschließlich Kosten der Umweltverbesserung), die die öffentliche Hand selbst ausführt, eine Übernahme in die Gemeinlast darstellen, sofern sie im genannten Sinne aus allgemeinen Einnahmen finanziert werden, während beim Hineinwirken der öffentlichen Hand in private Umweltschutzaktivitäten (zweite Spalte des Schemas) oft erst bei genauerer Betrachtung geklärt werden kann, welches Prinzip in welchem Maße angewendet wurde.

Dieser Systematisierungs- und Zuordnungsversuch soll zunächst einen Eigenwert in dem Sinne erhalten, daß die Vielzahl umweltbezogener Budgetposten auf fünf Grundtypen reduziert wird. Daneben wird im folgenden jeweils nach

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Begründungen für die Gemeinlastfinanzierung einzelner Umweltschutzmaßnahmen gefragt, ausgehend von der normativen Prämisse der ordnungs- und prozeßpolitischen Subsidiarität des Gemeinlastprinzips, die an dieser Stelle nicht weiter begründet wird. Nach dieser Prämisse bedarf jede Abweichung vom Verursacherprinzip der gesonderten Rechtfertigung, die sich aus spezifischen Bedingungen ergeben muß.

Mit dem Merkmal der Finanzierung aus allgemeinen Einnahmen ist zwar ein Kriterium gegeben, das die Anwendung des Gemeinlastprinzips im öffentlichen Budget zu identifizieren erlaubt. Jedoch trifft dieses Merkmal auf so zahlreiche, völlig verschiedene Vorgänge zu, daß eine Klassifizierung notwendig wird. Als Merkmal wurden die umweltökonomischen Besonderheiten der Maßnahmen bzw. der unterschiedenen Fälle gewählt. Auf diese Weise wird es zugleich möglich, jeweils die Begründbarkeit für das Gemeinlastprinzip zu erörtern, die nur maßnahmenspezifisch gegeben werden kann.

Die folgenden Ausführungen gliedern sich in fünf solcher Maßnahmentypen, wobei für jeden Typus nochmals öffentliche Finanzierung mit öffentlicher Ausführung einerseits und privater Ausführung andererseits[15] einhergehen kann:

(a) Beseitigung von Umweltschäden, die von Dritten, also nicht vom Beseitigenden selbst, verursacht wurden,
(b) Vermeidungsmaßnahmen bei selbstinduzierten Emissionen,
(c) Forschung und Entwicklung im Umweltbereich,
(d) „Produktion" von „social goods" im Umweltbereich sowie
(e) öffentliche Umweltverwaltung.

2. *Beseitigung bzw. Vermeidung von Umweltschäden Dritter*

a) Öffentliche Durchführung

Bund und Länder, Gemeinden und Parafisci beseitigen bzw. vermeiden durch Investitionen und laufende Ausgaben Umweltbelastungen, die durch Dritte hervorgerufen wurden. Als zwei wichtige Beispielbereiche können die Beseitigung umweltbedingter Schäden an öffentlichen Infrastruktureinrichtungen und öffentliche Maßnahmen des Lärmschutzes[16] angesehen werden. Der Problem-

[15] Die Abgrenzung zwischen öffentlicher und privater Ausführung einer Maßnahme entscheidet sich hier nach der Trägerschaft im Sinne der Anordnungs- und Kontrollbefugnis. Die technische Durchführung kann — wie auch sonst im öffentlichen Sektor — davon gesondert und anders geregelt sein, etwa wenn ein in öffentlicher Hand befindliches Klärwerk ein neues Aggregat im Wege der Auftragsvergabe an die Privatwirtschaft erstellen läßt.

[16] Beim Lärmschutz zählen hierzu nur die Maßnahmen gegen Lärmemissionen Dritter, nicht aber die Eindämmung öffentlich verursachter Lärmemissionen, z. B. bei städtischen Omnibussen (vgl. dazu unten b).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

kreis ist von großer quantitativer Bedeutung, zumal hierzu diejenigen Anteile großer Ausgabenposten wie Kläranlagen oder Müllabfuhr und -beseitigung gehören, die nicht über Gebühren angelastet (und damit nach dem Verursacherprinzip behandelt) werden (s. Anhang). Der Gesamtumfang und damit die durch Umwelteinflüsse induzierte budgetäre Belastung sind aus verschiedenen Gründen aber nur schwer abschätzbar.

So ist bei Gebäude- und Kanalisationsschäden das technisch-naturwissenschaftliche Problem zu lösen, den durch Umwelteinflüsse bedingten Anteil an den Schäden der Infrastruktur vom normalen Alterungsprozeß abzugrenzen. Überdies wäre auch dann, wenn das Mengengerüst stünde, noch das ökonomische Bewertungsproblem zu lösen. Der Denkmalschutz stellt hier noch einen eindeutigen Fall dar, weil von einer unbeschränkten Nutzungsdauer der Denkmäler auszugehen ist, die allerdings ebenfalls durch normale Materialermüdung usf. begrenzt wird. Bei den üblichen Infrastruktureinrichtungen ist aber anzunehmen, daß sie nach längerer Zeit ohnehin erneuert bzw. durch modernere ersetzt worden wären, beispielsweise wegen nicht mehr ausreichender Funktionserfüllung oder nutzungsbedingter Materialermüdung. Wenn dann die Umweltbelastungen zu verstärkter Korrosion oder anderen Schäden führen, die aber die funktionsbedingte Lebensdauer nicht verkürzen, so ist das Problem weniger gravierend als im Denkmalschutz und führt zudem nicht zu zusätzlichen Aufwendungen.

Im Lärmschutz findet das Gemeinlastprinzip beim Verkehrslärm breite Anwendung. Hier sind zwar die Verursacher identifizierbar und werden, etwa durch Auflagen beim Fahrzeugbau, auch zur Vermeidung herangezogen. Aber als mobile Quelle mit geringem Grenzbeitrag des Einzelemittenten ergeben sich, auch bei erheblicher Emissionsminderung an der Quelle, vor Ort häufig immer noch Gesamtbelastungen, die nicht erträglich sind. Sie lassen sich nur begrenzt beim Emittenten reduzieren (Nachtfahrverbot, Benutzungsvorteile für lärmarme Fahrzeuge usf.), so daß ein Teil immer noch durch öffentlichen Lärmschutz, etwa durch den Bau von Lärmschutzwänden, vermieden werden muß. Eine Möglichkeit der Finanzierung der resultierenden Ausgaben nach dem Verursacherprinzip könnte in der Mineralölsteuer gesehen werden; diese weist einen gewissen Bezug zu den Emissionen auf, wenngleich eher zur Luftschadstoffbelastung als zur Lärmbelastung. In dem Maße, wie ein Teil des Mineralölsteueraufkommens zur Finanzierung von Maßnahmen nach dem Gemeindeverkehrsfinanzierungsgesetz (GVFG) verwendet wird, aus dem auch passiver Lärmschutz bezuschußt werden kann, finden sich hier auch Elemente des Verursacherprinzips. Dann ist allerdings die Finanzierung der Lärmschutzwand für sich genommen immer noch dem Gemeinlastprinzip zuzuordnen. Lediglich die Frage, wieviel Lärmschutz erfolgen soll und wie hohe Kosten hierfür aufgewendet werden sollen, hängt dann insgesamt u. a. von den gewählten Grenzwerten und der politischen Selbstbindung der öffentlichen Entscheidungsträger ab[17].

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Aus anderen Gründen schwer zuzuordnen ist die Verursachung bei der Altlastensanierung. Da hier sogar rechtlich noch weitgehend offen ist, wer möglicherweise noch als Verursacher i.w.S. angesehen werden könnte[18], ist jedenfalls in diesem formalen Sinne die Reichweite des Verursacherprinzips derzeit nicht voll abgesteckt, weil es sich hier um vergangene Verursachung handelt, die zumindest teilweise letztlich legitimiert bzw. geduldet war. Wenn man das Verursacherprinzip allerdings inhaltlich wie bisher versteht, nämlich als Heranziehen desjenigen, der individuell und materiell verantwortlich ist, dann wird wohl ein erheblicher Teil der Altlastensanierung im Wege des Gemeinlastprinzips zu finanzieren sein. Die Höhe der dadurch entstehenden Kosten, für die erste, weit auseinanderklaffende Schätzungen vorliegen, hängt außer von der Beschaffenheit der kontaminierten Altstandorte (insbesondere den Schadstoffgehalten) wiederum auch von Bewertungen ab, insbesondere darüber, welche zukünftige Nutzung für die sanierte Fläche und ihre Umgebung ins Auge gefaßt wird.

b) Finanzielle Entlastung der privaten Beseitigung von Umweltschäden Dritter

Auch im privaten Sektor werden Umweltschäden beseitigt oder Belastungen vermieden, die von Dritten verursacht wurden. Dazu zählen die privaten Erhaltungs- und Erneuerungsmaßnahmen an Bauwerken, der Einbau von Schallschutzfenstern, die Kalkung immissionsgeschädigter Wälder usf., soweit die (Mehr-)Aufwendungen durch Umwelteinwirkungen entstanden sind. Hierfür werden z.T. staatliche Zuschüsse gewährt.

In diesen Fällen liegen nun — mit staatlichem Zuschuß und Eigenanteil — beide Formen der Übernahme in die Gemeinlast vor, die privat und die öffentlich wirkende. Der gesamte Bereich ist quantitativ erheblich, denn selbst wenn hier gelegentlich Maßnahmen des Haftungsrechts greifen und der Verursacher heranzuziehen wäre, wird vermutlich immer ein Bereich verbleiben, der privat oder — im Wege der Zufinanzierung — öffentlich in die Gemeinlast fällt.

c) Zur Begründbarkeit der Gemeinlastfinanzierung

Sowohl bei der staatlichen Beseitigung von Umweltschäden, die durch Private verursacht wurden, als auch bei der staatlichen Unterstützung von Beseitigungsmaßnahmen solcher privaten Haushalte und Unternehmen, die nicht verantwortlich für die Umweltbelastungen sind, werden allgemeine Einnahmen des Staates zur Finanzierung der Maßnahmen eingesetzt[19].

---

[17] Die gesetzgeberische Initiative zur Schaffung eines „Gesetzes zum Schutz gegen Verkehrslärm an Straßen und Schienenwegen" (Verkehrslärmschutzgesetz, Entwürfe als Bundestagsdrucksache 8/1671 vom 23. 3. 1978 und 8/3730 vom 28. 2. 1980) scheiterte, weil insbesondere auf die Gemeinden ein zu hoher Investitionsbedarf zuzukommen schien.

[18] Vgl. hierzu die Diskussion zwischen *Klöpfer* (1986) und *Papier* (1986).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Mit Blick auf die typischen Fälle in diesem Bereich stellen sich zwei Fragen:

— Warum führt der Staat in einigen Fällen die Umweltschutzmaßnahmen selbst durch, während er in anderen entsprechende private Maßnahmen fördert?

— Wie lassen sich diese staatlichen Aktivitäten erklären (positiv) bzw. rechtfertigen (normativ)?

Für öffentliche Einrichtungen, wie etwa Verwaltungsgebäude oder Kanalisation, liegt die Durchführungskompetenz für die Beseitigung immissionsbedingter Schäden naturgemäß beim Staat. Bei privaten Vermögenswerten, die durch Umweltbeeinflussungen Dritter geschädigt werden, besteht analog kein Anlaß für den Staat, selbst aktiv zu werden. Problematisch sind hingegen jene Fälle, bei denen staatliche Aktivitäten mitverantwortlich sind für das Entstehen von Umweltschäden, wie — aus unterschiedlichen Gründen — bei der Verkehrslärmbelastung und beim Altlastenproblem: Der Verkehrslärm entsteht auf öffentlichen Straßen, für deren Trassenführung der Staat verantwortlich ist, woraus sich eine gewisse Rechtfertigung für die öffentliche Bereitstellung bzw. Unterstützung von Lärmschutzmaßnahmen ableiten läßt, die je nach den technischen Gegebenheiten aus Lärmschutzwänden (öffentliche Bereitstellung) oder lärmdämmenden Fenstern (öffentliche Unterstützung privater Bereitstellung) bestehen können. Im Falle der Altlastensanierung besteht jedenfalls insoweit ein staatlicher Handlungsbedarf, wie etwa Deponien öffentlich betrieben worden sind und zugleich nach der damaligen Gesetzgebung Ablagerungen, die heute zu Schäden führen, als legal gelten konnten. Die Frage nach der Zweckmäßigkeit einer eigenen staatlichen Durchführung gegenüber der Förderung privater Beseitigungs- bzw. Vermeidungsmaßnahmen läßt sich hier also wie auch in den folgenden Abschnitten zumindest grob aus bestehenden Eigentumsverhältnissen bzw. Verantwortlichkeiten beantworten; im Falle der Altlastensanierung also u.a. aus unterlassener staatlicher Regulierung bzw. fehlenden Haftungsregeln.

Bei der Erklärung bzw. Rechtfertigung der Übernahme in die budgetäre Gemeinlast müssen zwei Problemkreise unterschieden werden, zum einen die technische Anwendbarkeit des Verursacherprinzips, ohne die nur die Gemeinlastfinanzierung bleibt, und zum anderen die Begründbarkeit des Verzichts auf die Anwendung des Verursacherprinzips in solchen Fällen, in denen die technischen Voraussetzungen für die Anwendung gegeben wären (Benkert, 1986, S. 220ff.). Die Altlastensanierung weist z. T. Probleme bei der technischen Anwendung des Verursacherprinzips auf (Haftungsumfang, fehlende Identifizierbarkeit des Verursachers, verursachender Betrieb nicht mehr existent etc.), während beim Lärmschutz z. T. auch fehlender politischer Wille (z. B. bei der lärmbezogenen Ausgestaltung der Kraftfahrzeugsteuer) auszumachen ist; im

[19] Steuerverzichte werden im folgenden nicht explizit erwähnt, aber den offenen Transfers gleichgestellt.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Sinne der oben beschriebenen politischen Mitverantwortung könnte die Anwendung des Gemeinlastprinzips auch als Folge von Planungsfehlern (Hansmeyer, 1981, S. 8) sowie mit der wachsenden gesellschaftlichen Interdependenz (steigendes Verkehrsaufkommen) gerechtfertigt werden (Benkert, 1986, S. 225)[20].

3. *Vermeidungsmaßnahmen bei selbstinduzierten Emissionen*

a) Der Staat als Emittent

Die öffentliche Hand beseitigt oder verhindert nicht nur Umweltbelastungen, die von Privaten ausgehen, sondern ist auch selbst mit der Vielzahl ihrer Institutionen Emittent. Wenn sie sich — wie allen anderen Emittenten oder als Vorbild darüber hinaus — Vermeidungsanstrengungen auferlegt, ist zu fragen, wieweit diese dem Verursacherprinzip oder dem Gemeinlastprinzip zuzuordnen sind.

Dazu ist zunächst zu klären, ob der Staat als eigene Institution (mit entsprechend eigenen Emissionen) angesehen werden soll oder lediglich als organisatorisches Instrument für die Aktivitäten von privaten Wirtschaftssubjekten, denen dann auch die Emissionen zugerechnet werden müßten. Für den Unterfall der öffentlichen Unternehmen, die man im Sinne der politischen Verantwortlichkeit als staatlich bezeichnen würde, gilt in der volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung, daß sie dem Unternehmenssektor zugerechnet werden, und dementsprechend könnte man auch ihre Emissionen diesem Sektor zuordnen. Auch zahlreiche Organisationen ohne Erwerbscharakter, beispielsweise im öffentlichen Besitz oder im Besitz von Verbänden befindliche Krankenhäuser, könnte man in ihrer Emissionstätigkeit ohne weiteres dem dortigen Management bzw. der für die Klienten tätigen Einheit „Krankenhaus" zuordnen.

Es verblieben dann im wesentlichen die Hoheitsverwaltungen von Bund, Ländern und Gemeinden als staatliche Tätigkeit i. e. S.[21]. Selbst hier ist es nicht zweckmäßig, von einem globalen Begriff eines Staates auszugehen, dem gesamthaft die Verantwortung für die Emissionsminderung zugeordnet wird. Hier ist vielmehr eine Art föderalistisches Verursacherprinzip (Zimmermann, H., 1985, S. 25; Benkert, 1987a) vorzuschalten, nach dem immer zunächst die untergeordnete Gebietskörperschaftsebene für die Lösung ihrer eigenen Umweltprobleme verantwortlich gemacht wird. Dies versteht sich von selbst bei allen nach dem Stand der Technik vorgeschriebenen Vermeidungseinrichtungen,

---

[20] Vgl. auch die Bemerkungen zum Nutznießerprinzip aus der Sicht des Transaktionskostenansatzes (s. oben A IV).

[21] Wenn das Ausmaß der Gemeinlastübernahme durch das Budget detailliert quantitativ festgestellt werden sollte, so würden sich bei der Erfassung öffentlicher Vermeidungseinrichtungen zusätzliche Schwierigkeiten durch die zahlreichen Zweckverbände, Gesellschaften öffentlichen oder auch privaten Rechts (aber in öffentlichem Eigentum) usw. ergeben, in deren Budget zusätzliche Gemeinlastelemente zu vermuten sind.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

beispielsweise für die Abgasminderung bei Gebäudeheizungen oder Dienstfahrzeugen, denn jede öffentliche Stelle finanziert solche Vorkehrungen aus ihrem eigenen Budget. Wichtiger ist ein solches Prinzip dann, wenn die Verantwortlichkeiten nicht so ohne weiteres nach Ebenen getrennt sind.

Hier bietet sich als Beispiel wiederum das Altlastenproblem an. Wenn man einmal gedanklich davon ausgeht, daß alle denkbaren Wege zur Anwendung des Verursacherprinzips gegangen worden sind, so verbleibt sicherlich ein erheblicher Gemeinlastanteil. Der gilt insoweit auch zu Recht, als die öffentliche Hand selbst, beispielsweise als Abfallanlieferer oder als Inhaber einer Deponie, die heute gestellten Anforderungen damals — ob mit oder ohne Schuld — nicht erfüllt hat. Wenn jetzt eine Finanzierungslösung gesucht wird, sollte sie auf der niedrigstmöglichen Ebene im föderativen System ansetzen. Dies entspricht zum einen Gerechtigkeitsaspekten, weil auf dieser Ebene die Verantwortlichkeit lag (Abfallbeseitigung als kommunale Aufgabe) und vermutlich früher auch Unterlassungen vorkamen. Aber auch unter Effizienzaspekten ist dies zu bevorzugen, weil auf dieser Ebene die Suche nach kostengünstigen Lösungen am intensivsten sein wird[22]. Wenn hingegen früh eine Landes- oder gar Bundesfinanzierung ins Spiel gebracht wird, erlahmen solche Anstrengungen sehr viel schneller. Da es sich bei der Altlastensanierung um ein Problem erheblicher finanzieller Bedeutung handelt, sind solche Überlegungen wohl am Platze.

Die vorangehenden Überlegungen haben gezeigt, daß der Staat als Emittent mit seinen Vermeidungsanstrengungen keineswegs global unter das Gemeinlastprinzip gefaßt werden kann. Sowohl unter grundsätzlichen Erwägungen zum Verursacherprinzip als auch aus der Sicht der Umweltgesetzgebung gilt der Staat zunächst als Emittent wie jeder andere. Allerdings finanziert er die Maßnahmen zur Vermeidung seiner eigenen Emissionen aus allgemeinen Einnahmen im oben beschriebenen Sinne. Die Finanzierungslast verteilt sich dementsprechend nach der Einnahmeninzidenz, bei üblicherweise angewendetem Nonaffektationsprinzip also nach dem Proportionalansatz der Budgetinzidenz, und ist in dieser speziellen Sicht empirisch nicht von einer Finanzierung nach dem Gemeinlastprinzip zu unterscheiden.

Dennoch sollte gedanklich eine Budgetfinanzierung für den Staat als Emittenten dem Verursacherprinzip zugeordnet und von einer Finanzierung nach dem Gemeinlastprinzip unterschieden werden. Zum einen empfiehlt sich dies, weil die Emissionsbegrenzung durch öffentliche Emittenten in einem föderativen System nicht durch den öffentlichen Sektor insgesamt, sondern durch den einzelnen Verursacher auf der jeweiligen föderativen Ebene erfolgt, und zwar sowohl aus Effizienzgründen (Anreiz zur kostenminimierenden Vermeidung) als auch unter dem Aspekt einer Gerechtigkeit zwischen föderativen Ebenen. Zum anderen tritt der Tatbestand hinzu, daß die einzelne staatliche Institution als Emittent genau wie jeder andere Emittent dazu tendiert, die Finanzierungslast der Vermeidungsanstrengung soweit wie möglich nicht auf

[22] Forschung und Entwicklung zu Verfahren der Altlastensanierung wären wegen economies of scale dagegen zentraler zuzuordnen.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

die eigenen Finanzen durchschlagen zu lassen, sondern andere Quellen in Anspruch zu nehmen.

b) Staatliche Unterstützung der privaten Vermeidung selbstinduzierter Emissionen

Wenn private Haushalte und Unternehmen die von ihnen selbst verursachten Emissionen aufgrund umweltpolitischer Maßnahmen (Auflagen, Abgaben etc.) reduzieren, so erwartet man zunächst keine staatliche Unterstützung, da es ja die Verursacher sind, die nunmehr ihre eigenen Emissionen abstellen. Dennoch findet sich solche Unterstützung, und sie ist sogar recht umfangreich. Die übliche Form, in der die private Schadensvermeidung finanziell erleichtert wird, besteht in einer Subvention oder Steuervergünstigung. Insbesondere Steuervergünstigungen sind ein in der Bundesrepublik seit langem eingeführtes Instrument (Dickertmann, 1987; Benkert, 1984, 1987b).

An dieser Stelle ist es zweckmäßig, die hier behandelten Subventionen von den an anderer Stelle behandelten Emissionssubventionen (Cansier, 1988) abzugrenzen. Emissionssubventionen dienen der Vermeidung von Umweltbelastungen, denn sie werden anstelle einer auferlegten Emissionsabgabe oder ordnungsrechtlichen Maßnahme an den Verursacher gezahlt, um die Verminderung einer Emission bis zu einem vorab festgestellten Grenzwert zu bewirken. Aufs Ganze gesehen ist die Maßnahme dem Gemeinlastprinzip zuzuordnen, denn die Kostenanlastung, die für die Definition der Prinzipien konstitutiv ist, erfolgt mittels Budgetfinanzierung bei der Allgemeinheit und nicht, wie unter dem Verursacherprinzip, beim Verursacher. Die Emissionssubvention als solche (ohne die Berücksichtigung der Herkunft der Mittel) mag also einer verursacherbezogenen Maßnahme (etwa einer Abgabe oder dem ordnungsrechtlichen Instrumentarium) unter dem Effizienzaspekt unter bestimmten Bedingungen gleichwertig sein (Cansier, 1988). Unter dem hier im Vordergrund stehenden Aspekt der Kostenanlastung und dem darin enthaltenen Gerechtigkeitsaspekt jedoch ist die Emissionssubvention von Nachteil, weil sie aus allgemeinen Einnahmen zu finanzieren ist. Die sonst dem Verursacherprinzip gleichzeitig zugesprochenen Effizienzvorteile und Gerechtigkeitsvorzüge sind bei diesem Instrument also zu trennen. Zugleich wird erneut sichtbar, daß die Analyse der Einnahmeseite von der der Ausgabeseite immer getrennt werden sollte. Die Selektionswirkung geht von der Ausgabe aus, während die Einnahmeseite den Gemeinlastcharakter sichtbar macht. Das Vorgehen ist umgekehrt analog zum Beurteilungsgang bei der Emissionsabgabe. Ihre Effizienz liegt in der Einnahme, wogegen die Ausgaben dem Gemein-„Wohl“ zugeführt werden können.

Von den genannten Fällen zu unterscheiden sind Steuervergünstigungen (oder äquivalente Subventionen), durch die eine freiwillige, beispielsweise über einen vorgeschriebenen Grenzwert hinausgehende Emissionsminderung durch eine partielle Kostenübernahme induziert werden soll. Sie haben zwar Ähnlichkeit mit den erwähnten Emissionssubventionen, weil sie auf Vermeidungsan-

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

strengungen zielen (und nicht eine vorgeschriebene Maßnahme finanziell erleichtern), sie treten aber nicht an die Stelle einer Auflage, Abgabe o.ä., sondern sollen eine über die bestehende Norm hinausgehende Anstrengung bewirken. Das Vorgehen könnte widersinnig wirken, da der gleiche Effekt in überdies sichererer Weise durch die schärferen Instrumente nach dem Verursacherprinzip erreichbar ist. Der Fall ist in der Realität aber besonders dann wichtig, wenn unter dem umweltpolitischen Vorsorgeziel (s. unten C) zwar eine erhebliche Verschärfung der Grenzwerte vorgesehen ist, dementsprechend aber eine längere Vorlaufzeit angezeigt erscheint und in dieser Zeit freiwillige, vorgezogene Vermeidungsanstrengungen unterstützt werden sollen. Die partielle Subventionierung ist dabei besonders effizient, weil die Emittenten mit niedrigen Vermeidungskosten herausgefiltert werden, während andere erst bei höheren Subventionsgraden aktiv werden.

c) Zur Bewertung der Gemeinlastfinanzierung

Die zuletzt besprochene öffentliche Unterstützung privater Vermeidungsanstrengungen, die einen der umfänglichen Gemeinlasttatbestände ausmacht, ist je nach dem Typ des Fördergegenstandes unterschiedlich zu beurteilen: Zwar beinhaltet grundsätzlich die Begünstigung von identifizierten Verursachern eine besonders gravierende Verletzung des Subsidiaritätsgebotes des Gemeinlastprinzips. Jedoch gilt dies für den zuletzt genannten Subventionstyp insofern in geringerem Maße, als hier umweltpolitische Zielerreichungsgrade realisiert werden, die ohne dieses Instrument nicht erreicht worden wären. Für allgemeine Steuervergünstigungen bzw. Subventionen zur Emissionsminderung gilt dies hingegen nicht. Sie lassen sich am ehesten mit politischen Zielkonflikten (etwa Beschäftigungs- oder Wachstumseinbußen) erklären, die zumindest in ihrer kurzfristigen Wirkung abgefedert werden sollen. Dabei ist zu unterscheiden zwischen dauerhaften Konflikten, dem Bestandsschutz für bestehende Anlagen und den Implementationseffekten neuer umweltpolitischer Instrumente, bei denen der Verzicht auf die Anwendung des Verursacherprinzips — auch unter dem Aspekt der Dauer des Subventionsbedarfs — mit abnehmender Rechtfertigung hingenommen werden kann (Benkert, 1986, S. 224f.). Generell bleibt bei diesem „Gemeinlasttyp" Skepsis gegenüber den jeweiligen Begründungen angebracht, weil zum einen der Verursacher gut identifizierbar ist[23] und zum anderen hier wie in anderen Politikbereichen die Versuchung groß ist, ohne Berücksichtigung von Effizienzeinbußen den Weg des geringsten Widerstandes zu beschreiten, wodurch sich sicherlich ein erheblicher Teil der Gemeinlastfinanzierung bei diesem Maßnahmentyp empirisch erklären läßt.

Wenn schließlich der Staat als Emittent seine Vermeidungsanstrengungen aus allgemeinen Einnahmen finanziert, so ist hiergegen nichts einzuwenden, da er

---

[23] Vgl. ausführlicher *Benkert* (1986), S. 224f. Anderenfalls gehört die Subvention aber zu dem unter B II 2 abgehandelten Typ (Beseitigung von Schäden Dritter).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

der Verursacher ist und er seine Aufwendungen, wenn sie nicht auf spezielle Gruppen zurechenbar sind, auf die Allgemeinheit umlegen muß.

4. Forschungs- und Entwicklungstätigkeit

Dieser Teilbereich der Umweltschutzaktivitäten ist verhältnismäßig einfach zu behandeln. Öffentliche Institutionen wie Universitäten, Max-Planck-Institute, den Umweltministerien in Bund und Land nachgeordnete Forschungsinstitute usf. erforschen Wirkungen im Umweltbereich und entwickeln Verfahren des Umweltschutzes. Die Finanzierung erfolgt in aller Regel über das öffentliche Budget, und da es sich um diejenigen Komponenten der Schaffung von Umweltgütern handelt, die am stärksten den Charakter eines öffentlichen Gutes haben, ist das Gemeinlastprinzip angemessen. Im Wege des Verkaufs von Forschungsergebnissen an Emittenten könnte allerdings eine indirekte Internalisierung erreicht werden.

Die Förderung von Forschungs- und Entwicklungsarbeiten im privaten Sektor, insbesondere in Institutionen ohne Erwerbscharakter und in Unternehmen, ergänzt die Aktivitäten in staatlichen Einrichtungen. Dabei ist es durchaus möglich und auch wünschenswert, daß ein privates Unternehmen Vorteile aus dem erteilten Forschungs- und Entwicklungsauftrag für seine eigenen Vermeidungsanstrengungen oder für eine mögliche Lizenzerteilung zieht. In einem solchen Falle wird der Auftrag auch oft eine, jedenfalls partielle, Rückzahlung der gewährten Mittel vorsehen, so daß bei einer Saldierung der beiden Posten der vom Budget letztlich übernommene Anteil und damit die Finanzierung nach dem Gemeinlastprinzip klargelegt werden, wenngleich die endgültigen Anteile u. U. erst nach einiger Zeit feststellbar sind. Die Gemeinlastfinanzierung selbst ist insoweit auch gerechtfertigt, wie die geförderte Entwicklung den Charakter eines öffentlichen Gutes hat.

5. „Produktion" von „social goods" im Umweltbereich

a) Öffentliche „Produktion"

Im Vergleich zu den bisher erörterten öffentlichen Umweltschutzaktivitäten ist der jetzt zu behandelnde Bereich völlig anderer Art. Bisher wurde über die Verhinderung von „social bads" im Sinne negativer externer Effekte privater oder auch öffentlicher Tätigkeit gesprochen; auch die Forschung und Entwicklung zu Vermeidungstechniken gehört indirekt noch hierzu. Auslösend war eine Tätigkeit, deren negative Auswirkungen zu reduzieren oder zu kompensieren waren. Wenn man Umweltpolitik als die Behandlung negativer externer Effekte definiert (Umweltverschmutzung, pollution), so wäre ihre Problematik damit auch erschöpfend behandelt. Seit einiger Zeit werden aber auch Maßnahmen diskutiert und zum Teil schon durchgeführt, die zur Schaffung solcher Umweltgüter führen, die wie auch andere „social goods" gar nicht oder nicht

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

ausreichend entstünden, wenn sie allein den privaten Aktivitäten überlassen blieben.

Den wichtigsten Anwendungsbereich bildet wohl der Naturschutz. Wenn z. B. Landwirtschaft aus ökonomischen Gründen in Teilräumen eingeschränkt oder aufgegeben wird, so kann das zur Folge haben, daß in der weitgehend durch Kulturlandschaft geprägten Landschaft bestimmte Funktionen nicht erfüllt werden, die als erfüllungswürdig angesehen werden.

> Fällt die offene Fläche brach, so geht sie schnell in eine Buschlandschaft und später in einen Mischwald über. Hierdurch oder durch eine Aufforstung geht mit dem Wegfall der offenen Fläche ein wesentliches landschaftsbestimmendes Element, das beispielsweise für große Teile der deutschen Mittelgebirge kennzeichnend ist, verloren[24].

In diesem Fall ist es der Wegfall einer Bewirtschaftung, die zu einem Verlust an Umweltgütern (hier des erhaltenswerten Landschaftsbildes) führt[25]. Zu diesem Problemkreis kann man des weiteren die Schaffung und Ausstattung von Naturschutzgebieten, Naturparks und Landschaftsschutzgebieten zählen. Auch die Renaturierung von Flüssen ist hier zu erwähnen. — Problematisch ist allerdings die politische Entscheidung über die Gestaltung dieser Flächen, die angesichts der vielfältigen Nutzungsansprüche nach sehr unterschiedlichen Kriterien gefördert werden kann. Zudem ist nicht nur öffentliche „provision" gefragt, sondern auch die private (Weiter-)Nutzung in dieser Weise freiwerdender Flächen im Wege der extensiven Bewirtschaftung.

Für die zukünftigen Budgets ist dieser Anwendungsfall des Gemeinlastprinzips über die traditionellen Naturschutzmaßnahmen hinaus wahrscheinlich deshalb bedeutsam, weil die seit längerem diskutierte verstärkte Orientierung der Agrarpolitik an Zielen der Umwelterhaltung hier zu erheblichen Ausgaben führen kann. Ein Teil dieser Maßnahmen erfolgt jedoch in öffentlicher Regie, etwa wenn durch die Forstverwaltung sonst brachfallende Waldwiesen durch mehrmaliges Mähen im Jahr offengehalten werden. Wichtiger und in Zukunft vermutlich quantitativ bedeutsamer dürften aber Transferzahlungen an Private, insbesondere die Landwirte, sein.

---

[24] Eine als besonders schön empfundene Landschaft ist oft durch einen kleinräumigen Wechsel von Wald bzw. Waldrand mit offener Fläche, insbesondere Wiesenfläche, gekennzeichnet. So ist als Indikator für den Erholungswert einer Landschaft der Anteil an Waldrand vorgeschlagen worden (*Kiemstedt,* 1971, S. 80ff.).

[25] Die Dimension des Problems wird sichtbar, wenn man berücksichtigt, daß bei einem Absenken der landwirtschaftlichen Erzeugerpreise auf das Weltmarktniveau etwa ein Drittel der landwirtschaftlich genutzten Fläche in der Bundesrepublik Deutschland aus der landwirtschaftlichen Nutzung mehr oder weniger ausscheiden würde, und dies überwiegend regional konzentriert in Gebirgs- und Mittelgebirgslagen (Zusammenfassend in *Weinschenck / Gebhard,* 1985, S. 41ff.).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

b) Staatliche Förderung der privaten „Produktion" von „social goods" im Umweltbereich

Wenn die öffentliche Hand selbst ein solches Gut schafft, also etwa die Forstverwaltung selbst eine Fläche offenhält, so liegen im Sinne der Theorie der öffentlichen Güter „provision" und „production" des entsprechenden Gutes bei der öffentlichen Hand. Ein gewichtiger Maßnahmenbereich, in dem die öffentliche Hand durch ihre Maßnahmen für „provision" sorgt, „production" aber im privaten Sektor erfolgt, ist der zu honorierende Umweltbeitrag der Landwirtschaft.

Mit der Einschaltung privater „Produzenten" dieses Umweltgutes ist dann natürlich die Gefahr verbunden, daß alte Einkommenssubventionen unter neuen Begründungen verlangt werden. Daher wird immer wieder zu prüfen sein, wieweit gezahlte Beiträge wirklich, etwa in Form von Bewirtschaftungsbeiträgen, durch die Leistungen für die Umwelt gerechtfertigt sind (Rat von Sachverständigen für Umweltfragen, 1985, Tz. 1411 ff.) und wieweit sie in Wirklichkeit als primär einkommensorientierte Unterstützungsmaßnahmen dem Agrarressort zuzuordnen sind.

Bei beiden Subventionsanlässen mag die Bereitstellung öffentlicher Mittel gerechtfertigt sein (in einem Falle wegen der Induzierung positiver externer Effekte, im anderen aus agrarpolitischen Erwägungen), doch ist zu fragen, inwieweit die für eine Maßnahme aufgewendeten Mittel einem „Umweltbudget" zuzuschlagen sind oder eher in das „Agrarbudget" gehören. Daß eine Gemeinlastfinanzierung solcher Maßnahmen unter Naturschutzaspekten sinnvoll ist, ist hingegen unstrittig, da hier eine erwünschte Aktivität gefördert und nicht — wie meist beim Umweltschutz — eine unerwünschte reduziert werden soll.

6. *Finanzierung der öffentlichen Umweltverwaltung*

a) Probleme der Ausgabenerfassung und -abgrenzung

Die bisher unter dem Gemeinlastprinzip behandelten Budgetposten bezogen sich auf unmittelbare umweltpolitische Maßnahmen. Daneben verursacht Umweltpolitik wie jede andere Politik Verwaltungskosten, die ebenfalls unter dem Aspekt dieses Beitrags eingeordnet werden müssen und die zudem auch unter dem Aspekt zu diskutieren sind, wieweit eine Gemeinlastfinanzierung unvermeidlich bzw. zu rechtfertigen ist. Zu den Verwaltungskosten gehören zunächst die Kosten, die dadurch entstehen, daß die in den vorangehenden Abschnitten erörterten Maßnahmen durch die öffentliche Umweltverwaltung initiiert und zum Teil auch ausgeführt werden. Außerdem obliegt der Umweltverwaltung die aufwendige Umweltüberwachung, die insbesondere als Immissionsüberwachung nicht dem einzelnen Emittenten zugerechnet und dann angelastet werden kann.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Gerade die Abgrenzung zu Tätigkeiten im privaten Sektor ist aber nicht einfach. Zunächst könnte man denken, daß Verwaltungskosten im privaten Bereich (etwa die Anforderungen an Unternehmen, Kenntnisse der Umweltgesetzgebung zu erwerben, Emissionen zu überwachen usf.), jedenfalls soweit sie auf Eigenemissionen bezogen sind, dem Verursacherprinzip zuzuordnen seien. De facto entsteht hier aber wie in anderen Politikbereichen „versteckter öffentlicher Bedarf" (G. Schmölders), d. h. durch umweltpolitische Maßnahmen erforderliche Verwaltungstätigkeiten werden durch Anordnung in den privaten Sektor verlagert. Dazu zählen etwa die vorgeschriebenen Emissionsmessungen oder die Anfertigung von Emissionserklärungen. Auch wenn eine intermediäre Institution wie der Technische Überwachungsverein damit beauftragt wird, entstehen im Privatsektor Kosten in Form der zu zahlenden Gebühren. Gleich also, ob die Verwaltung im engeren Sinne, etwa die Gewerbeaufsicht, oder der Emittent bzw. der von ihm Beauftragte tätig wird, die Kosten entstehen in jedem Falle (wenngleich je nach Durchführungsart vielleicht in unterschiedlicher Höhe), aber die Frage, bei wem sie anfallen, ist entscheidbar. Insbesondere bei längerfristigen Zahlenreihen zu den Kosten der Umweltverwaltung ist daher zu berücksichtigen, ob in der Zwischenzeit die institutionelle Zuordnung der Durchführung gleichgeblieben ist oder nicht. Diese Überlegungen führen dann zu Schwierigkeiten bei der Frage, ob die Kostenanlastung zum Verursacher- oder zum Gemeinlastprinzip zu zählen ist. Unterstellt man a priori, die gesamte Umweltverwaltung sei dem Gemeinlastprinzip zuzuordnen, jede vom Emittenten vorgenommene und finanzierte Handlung aber verursacherbezogen[26], so wäre mit der Verlagerung einer Handlung (qua Anordnung) in den privaten Sektor zugleich das Prinzip und die Zurechnung gewechselt worden[27].

Nicht zuletzt diese Überlegung spricht dafür, den Gesamtkomplex der Umweltverwaltung nochmals aufzugliedern. Dabei könnte eine Unterscheidung in Grundkosten und maßnahmenbezogene Kosten der öffentlichen Umweltverwaltung hilfreich sein.

b) Grundkosten der Umweltverwaltung

Von Grundkosten soll hier in dem Sinne gesprochen werden, daß Verwaltungskosten schon dann anfallen, wenn noch keine umweltpolitischen Maßnahmen durchgeführt werden. Beispielsweise kann eine intensive Emissions- und Immissionsüberwachung und Maßnahmenplanung (beispielsweise Ausweisung von Belastungsgebieten nach § 44 BImSchG) zu Vorsorgezwecken sinnvoll sein, auch wenn (noch) kein Eingriffsbedarf gesehen wird. Dieser Gedanke hilft, in einer durch vollzogene Maßnahmen gekennzeichneten Realität die Tatsache zu

---

[26] Vgl. aber die Ausnahme in Schema 1, rechts unten.

[27] Im übrigen kann in dem Maße, wie den Emittenten eine Schrägüberwälzung von Umweltverwaltungskosten gelingt, eine Übernahme in die Gemeinlast konstatiert werden, was bei dieser Kostenart (betriebliche Gemeinkosten) besonders wahrscheinlich ist.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

akzeptieren, daß Teile der Verwaltungskosten der Umweltpolitik nicht auf einzelne Maßnahmen zugerechnet werden können. So wird man die gesamten Verwaltungskosten der Bundes- und Landesministerien mit Umweltaufgaben nicht einzelnen Maßnahmenbereichen zuordnen wollen. Auch wenn ein Referat in einem Ministerium sich ausschließlich mit einem bestimmten Maßnahmentyp beschäftigt, so kann diese Beschäftigung vorläufiger Art sein, im weiteren politischen Prozeß nicht zu verwendbaren Ergebnissen führen und insoweit zu den „Entwicklungskosten" eines im Aufbau befindlichen Politikbereichs gezählt werden. Diese Kosten wird man daher dem Gemeinlastprinzip zuordnen[28].

Anders sieht es im Bereich der ausführenden Verwaltung aus, also insbesondere bei den unteren Landes- und den Kommunalbehörden, wo die Ausführung umweltpolitischer Maßnahmen dominiert und der Versuch lohnend erscheint, nach den Prinzipien zu differenzieren[29].

c) Verwaltungskosten des Verursacher- bzw. Gemeinlastprinzips?

Bei der Erörterung bestehender und neuer Instrumente der Umweltpolitik wird immer wieder der Aspekt der vergleichsweise höheren oder niedrigeren Verwaltungskosten hervorgehoben. Eine solche offene Diskussion der Verwaltungskosten ist wohl typisch für einen noch nicht lange bestehenden Politikbereich; in einem „klassischen" öffentlichen Aufgabenbereich ist eine solche maßnahmenbezogene Diskussion der Verwaltungskosten nicht mehr üblich, weil man über alternative Instrumente weniger reflektiert, und auch weniger gut möglich, weil weniger maßnahmenbezogene Arbeitsgruppen gebildet werden als in der Innovationsphase, sondern alle Teilbereiche „des Hauses" an der Ausführung der eingespielten Typen von Maßnahmen mitwirken.

Typisch für eine solche offene Diskussion war die Erörterung ökonomischer Anreizinstrumente in der Umweltpolitik, wie sie in der Bundesrepublik Deutschland insbesondere zu Anfang der 80er Jahre geführt wurde. Es wurde deutlich, daß der hohe Verwaltungsaufwand der auf dem ordnungsrechtlichen Instrumentarium beruhenden Umweltpolitik in der Bundesrepublik nicht als selbstverständlich hinzunehmen war (Knöpfel/Weidner, 1985), daß andere Länder hierbei kostengünstiger vorgingen (Bunde, 1988, S. 53) und daß auch neue Instrumente hier möglicherweise Vorteile bieten können. Der Inhalt dieser

---

[28] Bei eindeutig in die Gemeinlast fallenden Kosten der Umweltschutzverwaltung ist bei der Erfassung der Kosten noch das abzuziehen, was im Wege der Gebühren, Beiträge u. ä. wieder zurückgeflossen ist. Insofern darf im Verwaltungsbereich nur der Zuschußbedarf berücksichtigt werden.

[29] Die Zweckbindung des Aufkommens aus der Abwasserabgabe (Hansmeyer, 1989) u. a. für Zwecke der Wasserwirtschaftsverwaltung würden in diesem Sinne die Zuordnung der entsprechenden Ausgaben zum Verursacherprinzip rechtfertigen. Das gleiche gilt für Maßnahmen, die aus der Naturschutzausgleichsabgabe finanziert werden (*Benkert/Zimmermann*, 1979; zur Rechtfertigung von Zweckbindungen im Umweltbereich generell vgl. *Benkert*, 1988).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Diskussion, die um neue Instrumente nach dem Verursacherprinzip kreiste (Zimmermann, H., 1984), kann nicht Gegenstand dieses Beitrages sein, aber der Aspekt der entsprechenden Verwaltungskosten gehört sicherlich hierzu.

Ein Instrument nach dem Verursacherprinzip zwingt den Verursacher durch Auflagen, Abgaben o. ä., seine Grenzwerte einzuhalten. Damit ist ihm — je nach dem Instrumenttyp in stärkerem oder geringerem Maße — überlassen, diese Anforderungen mit geringstmöglichen Kosten zu erfüllen. Dazu gehört auch die Minimierung der Verwaltungskosten in seinem eigenen Bereich, und lediglich die Gesetzgebungs- und die Kontrollkosten liegen im öffentlichen Sektor[30], insoweit die Kontrolle nicht durch Auflagen ebenfalls dem Verursacher übertragen wird, etwa durch die Pflicht zu eigener Emissionsmessung und -erklärung. Die öffentlichen Kosten variieren dann nochmals nach dem Typ des verursacherbezogenen Instruments (s. oben).

Wenn jedoch eine Aufgabe nach dem Gemeinlastprinzip durchgeführt wird, gehen die im privaten Sektor auch für die Verwaltungskosten unterstellten Effizienzanreize ausnahmslos verloren. Wenn beispielsweise eine Verminderung der Lärmbelästigung durch aktiven Lärmschutz (leisere Motoren, rollgeräuscharme Reifen usf.) bewirkt wird, so liegen die entsprechenden Anpassungsmechanismen im privaten Bereich. Wird hingegen passiver Lärmschutz in Form öffentlich erstellter Lärmschutzwände vorgezogen, so erfolgt die gesamte Leistungserstellung im öffentlichen Sektor.

III. Zusammenfassende Betrachtung zum Gemeinlastprinzip im Budget

Unterschiedliche Budgetintensität der beiden Prinzipien

Das Gemeinlastprinzip im Budget war überwiegend vor dem Hintergrund des in der Umweltpolitik — jedenfalls der Absicht nach — dominierenden Verursacherprinzips erörtert worden. Im Vergleich beider Prinzipien kann man feststellen, daß das Gemeinlastprinzip ganz überwiegend im Budget — und hier vor allem auf der Ausgabenseite (bzw. beim Äquivalent, den Einnahmeverzichten) — erscheint, während ein straff durchgeführtes Verursacherprinzip u. U. Einnahmen[31], sonst aber im wesentlichen nur öffentliche Verwaltungskosten mit sich bringt. Von daher ist zu vermuten, daß eine genauere quantitative Aufteilung in die Kosten gemeinlast- und verursacherbezogener Maßnahmen erweisen würde, daß die ersteren überwiegend im Budget, die letzteren überwiegend im privaten Sektor erscheinen. Das war auch zu erwarten, denn „Gemeinlast" bedeutet Übernahme von Kosten durch die Allgemeinheit, und soweit nicht eine private Übernahme erfolgt, die wegen der Trittbrettfahreroption immer gefährdet ist, erscheint die Finanzierung aus allgemeinen Einnahmen als die naheliegende Form.

[30] Auch hier könnte man sich analog zu den Gebührenordnungen in der Rechtsprechung zumindest schematisierte Formen der verursachergerechten Kostenanlastung vorstellen.

[31] So ist beispielsweise eine Schadstoffabgabe ein budgetäres Instrument, das übrigens als zusätzliche Besonderheit gegenüber gemeinlastorientierten Instrumenten, wenn es wirksam wird, eine Tendenz zu niedrigem Niveau des entsprechenden Budgetpostens aufweist.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Unterschiedliche Schwerpunkte nach Art der Finanzströme

Wenn das Gemeinlastprinzip im Budget erscheint, nimmt es die Form von Ausgaben oder von Einnahmeverzichten ein. Verursacherbezogene Instrumente werden hingegen, soweit sie budgetärer Art sind, vor allen Dingen als Abgabenlösungen diskutiert und würden demnach auf der Einnahmenseite erscheinen. Wie die Erörterung im Teil B II gezeigt hat, nimmt die Finanzierung öffentlicher Umweltschutzaktivitäten und die Finanzierung der Umweltverwaltung überwiegend die Form der Transformationsausgaben an, d.h. es werden Personal- und Sachmittel verausgabt. Dagegen werden für die Finanzierung privater Umweltschutzaktivitäten aus allgemeinen Einnahmen überwiegend Transferzahlungen (bzw. Steuervergünstigungen) eingesetzt; lediglich die Förderung der privaten Forschung und Entwicklung kann auch mittels Aufträgen erfolgen.

Diese unterschiedliche Ausprägung in Transformations- oder Transferausgaben hat mehrere Konsequenzen. Zunächst lassen die Budgetposten sich unterschiedlich gut erfassen. Transferausgaben unterliegen, weil sie Vergünstigungen für Private darstellen[32], zwar einer genauen politischen Bewertung, sind aber meist weniger differenziert ausgewiesen[33] als etwa Ausgaben für die öffentliche Verwaltung, wo die Unterscheidung nach Ausgabenarten und die Zuordnung nach tief gegliederten Aufgabenbereichen im Budget gut nachzuvollziehen sind. Des weiteren führt die Dominanz der Transformationsausgaben bei öffentlich durchgeführten Maßnahmen auch dazu, daß keynesianisch ausgerichtete Vorschläge zur Bekämpfung der Arbeitslosigkeit auf die Aufstockung dieser Mittel besonderen Wert legen (vgl. etwa SPD-Fraktion, 1983). In einer angebotsseitigen Sicht treten hingegen diese Vorhaben im Vergleich mit Maßnahmen zur Schaffung langfristig rentabler Arbeitsplätze zurück, wofür Umweltpolitik sich nur beschränkt eignet.

Folgewirkungen der Gemeinlastfinanzierung

Vergleicht man die unmittelbar anfallenden Kosten, sozusagen die „Kosten der ersten Runde", einer Finanzierung nach dem Verursacherprinzip und nach dem Gemeinlastprinzip, so sind die entsprechenden Kosten einer Gemeinlastfinanzierung sicherlich weit besser zu quantifizieren, denn sie erscheinen im Budget, und die Haushaltsgrundsätze erfordern eine weitgehende und transparente Offenlegung. Die intensive Diskussion um die auf dem Verursacherprinzip beruhenden Belastungswirkungen der Umweltpolitik im privaten Sektor zeigt demgegenüber, daß die dort entstehenden unmittelbaren Kosten sehr viel schwieriger zu erfassen sind (Ifo-Institut für Wirtschaftsforschung, 1985; Zimmermann/Bunde, 1987).

---

[32] Die Abschätzung von Steuervergünstigungen ist noch schwieriger, weil es sich hier nur um potentielle Zahlungsströme handelt.

[33] Indiz dafür ist die häufig geäußerte Kritik an der Subventionsberichterstattung.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Eine Abschätzung der Wirkungen dieser unmittelbaren Ausgaben allein würde aber zu falschen Aussagen führen. In diesem Beitrag wird zwar nicht weiter erörtert, welcher Art die Entzugswirkungen sind, die durch die Finanzierung des Gemeinlastprinzips über das Budget entstehen (Zimmermann / Bunde, 1987) und wie sie quantitativ einzuschätzen sind. Bei einer Betrachtung der Budgetinzidenz umweltpolitischer Maßnahmen muß man aber den auf dem Gemeinlastprinzip beruhenden Ausgaben, die in einer an der Gesamtnachfrage orientierten kurzfristigen Sicht positive Effekte auf die Volkswirtschaft bedingen, auf jeden Fall die negativen Wirkungen der Beschaffung der erforderlichen Finanzierungsmittel gegenüberstellen. Dies kann vielleicht nur in pauschaler Weise geschehen, weil sich wegen des Nonaffektationsprinzips den einzelnen Ausgaben nicht die Entzugswirkungen einzelner Einnahmen gegenüberstellen lassen und folglich nach dem Proportionalansatz der Budgetinzidenz verfahren werden muß (Zimmermann / Henke, 1987, S. 250 f.); insofern kann vermutlich keine für die umweltpolitischen Maßnahmen spezifische empirische Analyse durchgeführt werden, und insoweit sei hier lediglich auf die theoretische Einnahmenwirkungslehre und die empirischen Budgetinzidenzanalysen verwiesen[34]. Der nachdrückliche Hinweis auf die gegenläufigen Wirkungen des — logischerweise gleich großen — Finanzierungsstromes darf aber auf keinen Fall unterbleiben.

Die Rechtfertigungsmöglichkeiten im Überblick

Zu den aufgegliederten fünf Typen von gemeinlastfinanzierten Aktivitäten (vgl. Gliederung zu B II) waren jeweils Anmerkungen dazu angefügt worden, wieweit sich die — generell als wenig erwünscht anzusehende — Anwendung des Gemeinlastprinzips rechtfertigen läßt. Die Rechtfertigungsmöglichkeit fällt sehr unterschiedlich aus, wobei hier mit den zweifelsfreien Fällen begonnen wird:

(1) Zweifellos wird man eine Finanzierung der öffentlichen Umweltverwaltung aus allgemeinen Einnahmen für richtig anzusehen haben. Es ist lediglich dafür zu sorgen, daß Ausgaben, die nur bestimmte Emittenten betreffen, diesen, etwa in Form von Gebühren, angelastet werden und damit unter das Verursacherprinzip fallen.

(2) Auch die Produktion von ‚social goods' im Umweltbereich ist, soweit diese wirklich den Charakter öffentlicher Güter tragen, aus Mitteln der Allgemeinheit zu finanzieren.

(3) Das gleiche gilt für Forschung und Entwicklung, soweit ihre externen Effekte den weitaus größten Teil ihrer Effekte ausmachen.

---

[34] Wirkungen auf andere wirtschaftspolitische Ziele können an dieser Stelle nicht behandelt werden. Von Bedeutung wären etwa die Unterschiede in den personellen Verteilungswirkungen von Verursacher- und Gemeinlastfinanzierung. *Zimmermann*, K. (1985) zitiert eine Reihe von Studien zur Inzidenz von Umweltschutzkosten (unabhängig von der Trägerschaft), die ganz überwiegend regressive Verteilungswirkungen feststellten (S. 203 ff.).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

(4) Auch soweit die Umweltschäden durch Dritte nicht auf bestimmte Verursacher(gruppen) zurückgeführt werden können, läßt sich eine Gemeinlastfinanzierung ihrer Beseitigung rechtfertigen. Dies gilt jedoch weniger, wenn nur durch fehlenden politischen Willen der Verursacher geschont wurde.

(5) Die Beseitigung selbstinduzierter Emissionen der öffentlichen Hand ist nur durch allgemeine Einnahmen möglich, die Subventionierung privater Vermeidungsanstrengungen hingegen nur in Ausnahmefällen und nie auf Dauer zu rechtfertigen.

Der Überblick ergab stark unterschiedliche Rechtfertigungsmöglichkeiten. Damit ist auch keine abschließende Bewertung der vorliegenden budgetären Gemeinlastfinanzierung möglich. Nur eine genauere quantitative Erfassung der Posten und ihre Untergliederung nach den besser oder weniger gut zu rechtfertigenden Fällen könnte hier weiterführen. Zwei allgemeine Schlüsse kann man an dieser Stelle zum Gemeinlastprinzip im Budget aber vielleicht ziehen:

1. Eine allgemeine Negativeinschätzung des Gemeinlastprinzips ist nicht zulässig. Dafür gibt es zu viele, auch quantitativ gewichtige Bereiche, in denen es unabdingbar ist. Die negative Einschätzung stammt sicherlich stark aus den Bereichen, wo es trotz möglicher Anwendung des Verursacherprinzips zum Zuge kommt, und dort besteht die Kritik auch oft zu Recht.

2. Ein einmal festgestelltes Ausmaß an (nicht) möglicher Rechtfertigung, etwa ausgedrückt in involvierten Budgetsummen, gilt nicht auf Dauer. Es gibt sicherlich eher dauerhafte Positionen, z. B. die Umweltverwaltung und -forschung, und eher variable Positionen, insbesondere auch die umstrittene Subventionierung privater Vermeidungsanstrengungen. Folglich ist der budgetären Bedeutung des Gemeinlastprinzips gerade auch im Zeitablauf besondere Aufmerksamkeit zu widmen, und daher werden hierzu abschließend einige Hypothesen entwickelt.

C. Zur Entwicklung des Gemeinlastprinzips im Zeitablauf

Die vorangegangenen Ausführungen zum Zusammenhang von Gemeinlastprinzip und öffentlichem Budget hatten eine doppelte Funktion: Zum einen zeigten sie denkmögliche Varianten der Finanzierung von Umweltschutzmaßnahmen durch das öffentliche Budget auf, zum anderen waren sie, soweit auf die Bedingungen der Bundesrepublik abgestellt wurde, eine Art Momentaufnahme gemeinlastorientierter Umweltpolitik in einer bestimmten Entwicklungsphase. Die Diskussion möglicher Rechtfertigungen von Gemeinlastfinanzierungen (Benkert, 1986) hat ein Minimalprogramm umrissen, das von der tatsächlich betriebenen Umweltpolitik mit unterschiedlichen Begründungen überschritten wurde. Aus dem Minimalprogramm, weit mehr noch aber aus den darüber

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

hinausgehenden Anwendungen des Gemeinlastprinzips deutete sich bereits an, daß die Aufgaben des Staates in der Umweltpolitik nicht zeitunabhängig bestimmt werden können. Es läßt sich vielmehr vermuten, daß die Umweltpolitik in entwickelten Industriestaaten typische Entwicklungsmuster durchläuft, in deren verschiedenen Phasen das Gemeinlastprinzip und die Rolle der öffentlichen Finanzen jeweils spezifische Ausprägungen annehmen. Im folgenden sollten diese Zusammenhänge im Sinne eines Szenarios skizziert und zugleich Prognosen über die zukünftige Bedeutung von Gemeinlastprinzip und öffentlichen Finanzen in positiver und normativer Hinsicht entwickelt werden.

Die Entwicklung der Umweltpolitik läßt sich in drei Phasen unterteilen, die man mit Start-, Ausbreitungs- und Differenzierungsphase bezeichnen könnte. Die *Startphase* ist zunächst dadurch gekennzeichnet, daß aufgrund der Kumulation von Umweltschäden deren Merklichkeit und zugleich das Bewußtsein wächst, daß Gegenmaßnahmen ergriffen werden müssen, um zum einen das erreichte Emissionsniveau zu senken und zum anderen bestehende Schäden zu beseitigen. In weitgehender Ermangelung geeigneter Vermeidungs- und Beseitigungstechnologien sind umfangreiche Forschungs- und Entwicklungsaktivitäten notwendig sowie die Implementierung von Maßnahmen, die insbesondere die Unternehmen zur Emissionsreduzierung zwingen. Typisch für diese Phase sind Auflagen u. ä.; bei der Anpassung der Emittenten sind erhebliche Friktionen zu verzeichnen. Sowohl zur Beschleunigung von Forschung und Entwicklung als auch zur Abfederung der Friktionen werden in dieser Phase sowohl direkte Subventionen als auch Steuervergünstigungen gewährt (§ 7d EStG etwa gibt es seit 1959). Zudem übernimmt der Staat die Kosten für viele Korrekturen selbst, etwa wenn die Altschäden zu beseitigen sind oder die Betreiber von Altanlagen wirtschaftlich überfordert wären. Wegen der internationalen Ungleichzeitigkeiten in der Einführung umweltpolitischer Maßnahmen werden Anpassungshilfen allgemeiner Art gewährt, die das öffentliche Budget zusätzlich belasten. Die Startphase ist also gekennzeichnet durch eine Vielzahl peripherer Eingriffe, die vielfältige Anlässe für Maßnahmen nach dem Gemeinlastprinzip gerechtfertigt erscheinen lassen. In der Bundesrepublik ist diese Phase etwa zwischen Ende der 50er Jahre und 1974 anzusiedeln.

In der *Ausbreitungsphase* der Umweltpolitik kann das Verursacherprinzip in stärkerem Maße durchgesetzt werden. Dies ist zum einen möglich, weil dank der weniger umweltbelastenden neuen Anlagen und der in der Startphase gewonnenen Erfahrungen bestehender Unternehmen der Forschungs- und Entwicklungsbedarf im Umweltbereich gesunken ist und Umstellungen früher eingeplant werden. Zum anderen hat die Verankerung der Notwendigkeit von Umweltschutzmaßnahmen im öffentlichen Bewußtsein die Widerstandsbereitschaft der Emittenten[35] gegen Umweltschutzmaßnahmen reduziert[36]. Da wegen

[35] Das gilt nicht nur für Unternehmen, sondern auch für private Haushalte. So dürfte die Umstellung auf emissionsärmere Heizungsanlagen und der Einbau energiesparender Dämmstoffe, Fenster etc. durch Steuervergünstigungen nach § 82a EStDV seine politische Fundierung in einer entsprechenden Bewußtseinsänderung der Wähler haben.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

der Verbreiterung des Problemspektrums, dessen sich die Umweltpolitik hinsichtlich Medien und Schadstoffen annimmt, die gesamtwirtschaftlichen Aufwendungen für Umweltschutzzwecke stark ansteigen, ist mit der verstärkten Anwendung des Verursacherprinzips nicht unbedingt ein absoluter Rückgang der Gemeinlastfinanzierung verbunden. Wegen der steigenden Qualitätsanforderungen und der systematischen Einbeziehung von Altanlagen in die Umweltpolitik werden vielmehr unter dem Gesichtspunkt der wirtschaftlichen Vertretbarkeit weiterhin umfangreiche Hilfen aus dem öffentlichen Budget gewährt. Für die Bundesrepublik ist hier § 17(2) BImSchG (alter Fassung) in Verbindung mit § 7d EStG bezeichnend; entsprechend kann die Ausbreitungsphase etwa im Zeitraum 1974-1982 angesiedelt werden.

Daraus ergibt sich, daß die Umweltpolitik in der Bundesrepublik sich z. Z. im Übergang zu einer *Differenzierungsphase*[37] befindet: Im Gegensatz zu den nachsorgenden Maßnahmen der Startphase und den „end-of-pipe"-Technologien der Ausbreitungsphase setzen sich verstärkt integrierte Vermeidungstechnologien durch. Sie sind wegen fehlender Isolierbarkeit des Begünstigungsgegenstandes technisch schwieriger zu subventionieren; zugleich sind sie — etwa über Rohstoffersparnisse — oft auch einzelwirtschaftlich rentabel oder doch wenig aufwendig, wodurch sich der Anpassungsbedarf verringert. Zudem nimmt der Anteil der — ebenfalls nur schwer zu subventionierenden — laufenden Aufwendungen an den gesamten Umweltschutzanforderungen zu. Schließlich geht dank einer verstärkten Durchsetzung umweltbezogener öffentlicher Planung und damit des Vorsorgeprinzips im öffentlichen und privaten Bereich der Bedarf an Finanzierungshilfen für Private prinzipiell zurück; öffentliche Maßnahmen können zudem häufig durch entsprechende Gebühren finanziert werden.

Bis hierher bietet die Skizze Anhaltspunkte dafür, daß die Rolle des Gemeinlastprinzips und der öffentlichen Finanzen in der Umweltpolitik eine typische Entwicklung durchläuft. Insoweit signalisiert sie für die Bundesrepublik eine abnehmende Bedeutung dieser Elemente der Umweltpolitik. Allerdings ist nicht klar abzusehen, wie die absehbare und politisch gewollte Verstärkung des sog. Vorsorgegedankens in der Umweltpolitik sich auf das relative Gewicht der beiden Prinzipien auswirken wird. Im Gegensatz zur unmittelbaren

[36] Andererseits führte die zunehmende soziale Akzeptanz der Umweltpolitik möglicherweise zu einer schleichenden Substitution des Verursacherprinzips durch das Gemeinlastprinzip in dem Sinne, daß ein Motiv für die Bevorzugung des Verursacherprinzips innerhalb der Politik — seine weitgehende Budgetneutralität — in dem Maße an Bedeutung verlor, wie steigende staatliche Aufwendungen für Umweltschutzmaßnahmen als Rechtfertigung für die Ausweitung des staatlichen Finanzbedarfs angeführt werden konnten.

[37] Die Differenzierung bezieht sich auf die Breite des umweltpolitischen Eingriffsspektrums (einbezogene Schadstoffarten und Emittentengruppen); eine instrumentelle Differenzierung (z. B. im Sinne der Qualitäten ökonomischer Anreizinstrumente; vgl. *Zimmermann*, 1984) hat hingegen auch in dieser Phase in der praktizierten Umweltpolitik noch nicht eingesetzt.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Schadensabwehr wird „Vorsorgepolitik... auf nachweisliche, wahrscheinliche und auch — unter der Voraussetzung des Vorliegens hinreichender objektiver Anhaltspunkte — vermutete Ursache-Wirkungs-Beziehungen abgestützt" (Rat von Sachverständigen für Umweltfragen, 1983, Tz. 411). Sie bedeutet zwar nicht „Vermeidungspolitik um ihrer selbst willen", ist aber „geringeren Begründungszwängen unterworfen ... als eine Politik der gezielten Gefahrenabwehr" (Ebenda, Tz. 410). Ein so breites Begründungsprofil kann dazu führen, daß Vermeidung auch dann gefordert wird, wenn der Kausalitätsnachweis zwischen Emissionen und beobachteten oder auch nur zu erwartenden (und vom Typ her vielleicht noch unbekannten) Schäden nicht sehr exakt geführt werden kann. Werden dann die Kausalitätsanforderungen für die Anwendung des Verursacherprinzips politisch und rechtlich eng ausgelegt, so könnten im Gefolge einer konsequenten Vorsorgepolitik neue und wegen der Breite des Ansatzes erhebliche öffentliche Finanzierungsbedarfe entstehen. In diesem Sinne wäre dann eine wieder ansteigende Bedeutung des Gemeinlastprinzips als Ausdruck zunehmender ökologischer Interdependenz (sozial definierte Nutzungskonkurrenz) zu interpretieren, die wie andere soziale Aktivitäten (z. B. Bereitstellung von Verkehrsinfrastruktur) einen entsprechenden Niederschlag im öffentlichen Budget findet, weil der Nutzen aus der Bereitstellung entsprechender Einrichtungen bzw. aus gesetzlichen Regelungen in einem solchen Ausmaß positive externe Effekte beinhaltet, daß zumindest eine teilweise öffentliche Finanzierung angebracht erscheint[38].

Insgesamt zeigt sich, daß die Funktionen bzw. Rechtfertigungen des Gemeinlastprinzips in der praktischen Umweltpolitik typische Veränderungen im Sinne von Entwicklungsmustern durchlaufen:

— In der Startphase standen Beschleunigungs- und Abfederungsfunktionen im Vordergrund;

— in der Ausbreitungsphase spielten Abfederungsfunktionen sowie die Erleichterung der politischen Durchsetzung insbesondere mit Blick auf die wirtschaftliche Vertretbarkeit erstmaliger Anpassungsmaßnahmen bei zuvor verschonten Altanlagen eine wesentliche Rolle, während

— in der Differenzierungsphase bei insgesamt abnehmender Bedeutung des Gemeinlastprinzips in den klassischen Unterstützungsbereichen neue Rechtfertigungen wie die Produktion von „social goods" und die Abgeltung gesellschaftlicher Vorteile aus der verstärkten Anwendung des Vorsorgeprinzips in den Vordergrund rücken.

[38] Allerdings tritt mit eher auf dauerhafte Subventionierung angelegten Maßnahmen das Problem der „Beherrschbarkeit von Subventionen" (*Hansmeyer*, 1967) auf, das zuvor in der Umweltpolitik eine untergeordnete Rolle spielte.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Literaturverzeichnis

Altlasten und Umweltrecht (1986): 1. Trierer Kolloquium zum Umwelt- und Technikrecht, Düsseldorf.

Benkert, W. (1984): Staatliche Finanzhilfen zur Förderung des Umweltschutzes, in: Natur und Recht, 6. Jg., S. 132-137.

— (1986): Die Bedeutung des Gemeinlastprinzips in der Umweltpolitik, in: Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht, 9. Jg., S. 213-229.

— (1987a): Organisation und Finanzierung der Altlastensanierung, in: Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht, 10. Jg., S. 207-217.

— (1987b): Die steuerliche Förderung privater Umweltschutzmaßnahmen, in: Wirtschaftsdienst, 67. Jg., S. 208-212.

— (1988): Wie sinnvoll sind haushaltsbezogene Sonderregelungen für die umweltbezogene Finanzwirtschaft?, in: Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht, 11. Jg., S. 101-117.

— und H. *Zimmermann* (1979): Abgabenlösungen in der Naturschutzpolitik, in: Natur und Recht, 1. Jg., S. 96-103.

Bonus, H. (1986): Eine Lanze für den „Wasserpfennig". Wider die Vulgärform des Verursacherprinzips, in: Wirtschaftsdienst, 66. Jg., S. 451-455.

Bunde, J. (1988): Zur ökonomischen Effizienz des Vorsorgeprinzips in der Umweltpolitik, Ifo-Studien zur Umweltökonomie, Bd. 8, München.

Bundesministerium der Finanzen (1987): Finanzbericht 1988, Bonn.

Bundesministerium des Innern (1983): Erfahrungsbericht zum Abwasserabgabengesetz, Bonn.

Bundesverfassungsgericht (1981): Entscheidungen, Bd. 55, Tübingen.

Cansier, D. (1987): Arthur Cecil Pigou (1877-1959), in: Starbatty, J., Hrsg., Klassiker des ökonomischen Denkens, im Druck, Manuskript August 1987.

— (1988): Öffentliche Finanzen im Dienst der Umweltpolitik — Neuere theoretische Ansätze —, in: Schmidt, K., Hrsg., Öffentliche Finanzen und Umweltpolitik I, Schriften des Vereins für Socialpolitik, NF Bd. 176/I, Berlin, S. 11-50.

Dickertmann, D. (1987): Sonderabschreibungen im Dienste des Umweltschutzes. § 7d EStG als Subventionstatbestand, in: Steuern und Studium, 8. Jg., S. 354-361.

— (1988): Maßnahmen für den Umweltschutz im Rahmen des bestehenden Steuersystems: Eine Bestandsaufnahme, in: Schmidt, K., Hrsg., Öffentliche Finanzen und Umweltpolitik I, Schriften des Vereins für Socialpolitik, NF Bd. 176/I, Berlin, S. 91-227.

Hansmeyer, K.-H. (1967): Die Beherrschbarkeit von Subventionen, in: Wirtschaftsdienst, 47. Jg., S. 631-635.

— (1981): Ökonomische Anforderungen an die staatliche Datensetzung für die Umweltpolitik und ihre Realisierung, in: Wegehenkel, L., Hrsg., Marktwirtschaft und Umwelt, Tübingen, S. 17-35.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

— (1989): Finanzpolitik im Dienste des Gewässerschutzes, in diesem Band.

— und D. *Ewringmann* (1988): Der Wasserpfennig, Berlin.

Ifo-Institut für Wirtschaftsforschung (1985): Mehr Arbeit durch Umweltschutz? Stellungnahme zur Anhörung des Bundestagsausschusses für Wirtschaft am 14. 10. 1985 in Bonn zum Antrag der SPD-Fraktion „Sondervermögen Arbeit und Umwelt", München.

Kiemstedt, H. (1971): Natürliche Beeinträchtigungen der Entscheidungsfaktoren für die Planung, in: Landschaft und Stadt, 3. Jg., S. 80-91.

Klöpfer, M. (1986): Die Verantwortlichkeit für Altlasten im öffentlichen Recht, in: Altlasten und Umweltrecht, a.a.O., S. 17-58.

Knoepfel, P. und H. *Weidner* (1985): Luftreinhaltungspolitik (stationäre Quellen) im internationalen Vergleich, Bd. 1-6, Berlin.

Luhmann, N. (1986): Ökologische Kommunikation, Opladen.

Papier, H.-J. (1986): Die Verantwortlichkeit für Altlasten im öffentlichen Recht, in: Altlasten und Umweltrecht, a.a.O., S. 59-82.

Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (1974): Umweltgutachten 1974, Stuttgart und Mainz.

Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (1978): Umweltgutachten 1978, Stuttgart und Mainz.

Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (1983): Waldschäden und Luftverunreinigungen, Stuttgart und Mainz.

Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (1985): Umweltprobleme der Landwirtschaft, Stuttgart und Mainz.

Roloff, O. und W. *Wild* (1986): Umweltschutz in öffentlichen Budgets, Regensburg.

Schmidt, K., Hrsg. (1988): Öffentliche Finanzen und Umweltpolitik I, Schriften des Vereins für Socialpolitik, NF Bd. 176/I, Berlin.

Schröder, C. (1987): Charging principles with special regards to impacts on groundwater resulting from the use of fertilizers and plant protection products and corresponding recommendation of the council of environmental advisors, in: Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht, 10. Jg., S. 87-100.

Schulz, W. und L. *Wicke* (1987): Der ökonomische Wert der Umwelt, in: Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht, 10. Jg., S. 109-155.

SPD-Fraktion (1983): Antrag der Fraktion der SPD „Sondervermögen Arbeit und Umwelt", Bundestagsdrucksache 10/1722.

Weinschenck, G. und H.-J. *Gebhard* (1985): Möglichkeiten und Grenzen einer ökologisch begründeten Begrenzung der Intensität der Agrarproduktion, Stuttgart und Mainz.

Zimmermann, H. (1984): Typen und Funktionsweise ökonomischer Anreizinstrumente der Umweltpolitik, in: Schneider, G., Sprenger, R.-U., Hrsg., Mehr Umweltschutz für weniger Geld, Ifo-Studien zur Umweltökonomie, Bd. 4, München,S. 225-246.

— (1985): Stellungnahme in der Anhörung des Bundestagsausschusses für Wirtschaft am 14. 10. 1985 in Bonn zum Antrag der SPD-Fraktion „Sondervermögen Arbeit und Umwelt", Bonn.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

— und J. *Bunde* (1987): Umweltpolitik und Beschäftigung — Systematik der Wirkungen umweltpolitischer Maßnahmen auf die Beschäftigung, in: Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht, 10. Jg., S. 311-333.

— und K.-D. *Henke* (1987): Finanzwissenschaft, 5. Auflage, München.

Zimmermann, K. (1974): Die Last des Umweltschutzes: Überlegungen zum Konzept der ‚volkswirtschaftlichen Kosten' des Sachverständigenrates für Umweltfragen, in: Kyklos, S. 840-867.

— (1985): Umweltpolitik und Verteilung — Eine Analyse der Verteilungswirkungen des öffentlichen Gutes Umwelt, Beiträge zur Umweltgestaltung, Bd. A95, Berlin.

— und F. G. *Müller* (1985): Umweltschutz als neue politische Aufgabe, Frankfurt—New York.

Anhang: Zusammenstellung der verfügbaren quantitativen Angaben zum Gemeinlastprinzip im Budget[39]

a) *Beseitigung bzw. Vermeidung von Umweltschäden Dritter*

1. *Öffentliche Durchführung*

(1) Öffentliche Übernahme der Vermeidung privater Emissionen, z. B. dem Verursacher nicht angelastete Abwasserklärung und Müllbeseitigung

Näherungsverfahren:
laufende und investive Ausgaben des Staates 1985 (Statistisches Bundesamt, Aktualisierte Ergebnisse zum Aufsatz Ryll/Schäfer, 1986) 13180 Mio. DM

./. durch Gebühren angelastet, falls 50% (für Gemeinden vgl. Reidenbach, 1985), verbleiben
(noch nicht herausgerechnet: Emissionen öffentlicher Institutionen, siehe b 1) — ca. 6 Mrd. DM

(2) Umweltbedingter Anteil des Erhaltungs- und Erneuerungsaufwandes für öffentliche Gebäude, Denkmäler, Brücken usf. — ?

[39] Der Aufbau folgt weitgehend dem des Textteils B II. — Für ein mögliches größeres Berichtswerk wären vorab zahlreiche methodische Abgrenzungsfragen zu klären. Insbesondere wäre der Kreis der einzubeziehenden Institutionen zu bestimmen. Sicherlich sind die Gebietskörperschaften und mit ihnen verbundene Budgets, z. B. ERP, aufzunehmen. Offen wäre hingegen, ob umweltbedingte (Mehr-)Aufwendungen der Sozialversicherung berücksichtigt werden sollen. Die Erhebung würde Stromgrößen in den Vordergrund stellen, aber zu fragen wäre, ob Bestandsgrößen als Referenzgrößen herangezogen werden sollen. Schließlich ist es erforderlich, Umweltmaßnahmen von „zivilisatorischen Selbstverständlichkeiten" zu trennen, also etwa Müllabfuhr und üblichen Autoauspuff herauszulassen, aber Pyrolyse und Katalysator einzubeziehen.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

(3) Öffentlicher Anteil an der Finanzierung der „Altlasten"-Sanierung; geschätzte Gesamtkosten ca. 1,7 Mrd. DM jährlich für 10 Jahre (Franzius, 1986; BMFT, 1988); wenn öff. Anteil 1/3, dann jährliche Budgetbelastung	ca. 0,6 Mrd. DM
2. *Finanzielle Entlastung der privaten Beseitigung von Umweltschäden Dritter*	
z. B. finanzielle Vergünstigungen für Lärmschutzfenster, für umweltbedingten privaten Denkmalschutzaufwand usw.	?
b) *Vermeidungsmaßnahmen bei selbstinduzierten Emissionen*	
1. *Der Staat als Emittent*	
z. B. Abgasreinigung in öffentlichen Gebäuden, Abfall und Abwässer aus öffentlichen Institutionen (auch soweit Gebühren entrichtet)	?
2. *Staatliche Unterstützung der privaten Vermeidung selbstinduzierter Emissionen*	
— Steuerbegünstigungen nach	
— § 7d EStG, Steuermindereinnahmen (ohne Berücksichtigung späterer Steuermehreinnahmen; lt. Dickertmann, 1988) 1985	0,6 Mrd. DM
— § 10b EStG (Spenden)	?
— § 82a EStG (Energieeinsparung; Dickertmann, 1988) 1986	0,7 Mrd. DM
— § 4a InvZulG (Dickertmann, 1988) Soll 1986	0,3 Mrd. DM
— Kraftfahrzeugsteuer (Anzahl [teil-]befreiter Fahrzeuge mal Hubraum mal Steuersatz); im Prinzip schätzbar	?
— Mineralölsteuer; im Prinzip schätzbar[40]	?
— ERP-Kredite für Umweltschutz, Zusagevolumen 1985: 0,6 Mrd., 1986: 1,3 Mrd., 1987: 1,4 Mrd. (UBA, 1986, S. 67), davon Subventionswert	?
— Investitionsförderungsprogramm der Bundesregierung, geleistete Zuwendung (UBA, 1986, S. 69)	0,1 Mrd. DM

[40] Eine Schätzung könnte die Mineralölsteuer vor der umweltpolitisch bedingten Spreizung als Referenzsituation wählen und würde dann etwa wie folgt aussehen:

— Die (aufgrund der verursacherorientierten Erhöhung der Steuerbelastung bei verbleitem Kraftstoff) erzielte *Mehreinnahme* beläuft sich auf insgesamt 657,3 Mio. DM und errechnet sich wie folgt: Steuersatzerhöhung bei der Mineralölsteuer um 2,— DM je hl (von 51,— DM auf 53,— DM; Dickertmann, 1988, S. 74) zuzüglich darauf entfallende Umsatzsteuer (14%) in Höhe von 0,28 DM je hl multipliziert mit der Menge des abgesetzten verbleiten Kraftstoffs (288,3 Mio. hl; Statistisches Bundesamt, 1987, S. 462).

— Die (aufgrund der gemeinlastorientierten Senkung der Steuerbelastung bei bleifreiem Kraftstoff) realisierte *Mindereinnahme* beläuft sich auf insgesamt 206,8 Mio. DM und errechnet sich wie folgt: Steuersatzsenkung bei der Mineralölsteuer um 5,— DM je hl (von 51,— DM auf 46,— DM; Dickertmann, 1988, S. 74) zuzüglich darauf entfallende Umsatzsteuer (14%) in Höhe von 0,70 DM je hl mulitpliziert mit der Menge des abgesetzten bleifreien Kraftstoffs (36,3 Mio. hl; Statistisches Bundesamt, 1987, S. 462).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

offen: weitere Aufwendungen des Bundes, der Länder und Gemeinden; Herausrechnen von Anteilen für Forschung und Entwicklung (betr. c)	?
c) *Forschungs- und Entwicklungstätigkeit im Umweltbereich*	
(1) Forschung und Entwicklung im öffentlichen Bereich	
— Ausgaben des Bundes für die Wissenschaft im Umweltbereich	?
— Ausgaben der Länder, z. B. für Umweltforschung in Universitäten	?
(2) Förderung der Forschung und Entwicklung im privaten Bereich	
ohne Aufteilung (1) : (2);	
Bundesausgaben für Wissenschaft, Forschung und Entwicklung im Umweltbereich (BMFT, 1988a) 1985	0,4 Mrd. DM
d) *Produktion von „social goods" im Umweltbereich*	
(1) Schaffung von Naturschutzgebieten etc. (ohne übliche städtische Parks usf.); Ausgaben 1986 (Statistisches Bundesamt, 1986, S. 70)	0,2 Mrd. DM
(2) Ausgaben für die Landwirtschaft zu Umweltzwecken (Vorgaben des Planungsausschusses für 1989 im Rahmen der Gemeinschaftsaufgabe „Verbesserung der Agrarstruktur und des Küstenschutzes")	
— für die Stillegung von Acker- und Rebflächen	0,2 Mrd. DM
— für Extensivierung und Produktionsumstellung	0,05 Mrd. DM
e) *Öffentliche Umweltverwaltung*	
Oberste Behörden einbeziehen (BMU, Länderministerien)? UBA? Oder nur durchführende Verwaltung?	?
Durch zweckgebundene Abgaben, z. B. Abwasserabgabe, abgedeckte allgemeine Verwaltungskosten hier aufzuführen.	?

Literaturverzeichnis zum Anhang

Bundesministerium für Forschung und Technologie (1988a): F + E-Projekte als Beitrag zur Lösung der Altlastenproblematik, Manuskript, Bonn.

Bundesministerium für Forschung und Technologie (1988b): DASTAT — Übersicht zu Ausgaben des Bundes für Wissenschaft, Forschung und Entwicklung, Manuskript, Bonn.

Dickertmann, D. (1988): Maßnahmen für den Umweltschutz im Rahmen des bestehenden Steuersystems: Eine Bestandsaufnahme, in: Schmidt, K., Hrsg., Öffentliche Finanzen und Umweltpolitik I, Schriften des Vereins für Socialpolitik NF Bd. 176/I, Berlin.

Franzius, V. (1986): Kontaminierte Standorte in der Bundesrepublik Deutschland, in: Kosten der Umweltverschmutzung, Berichte 7/86 des Umweltbundesamtes, Berlin, S. 295-302.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Reidenbach, M. (1985): Umweltschutzausgaben des öffentlichen Bereichs — Darstellung, Erfassung und Finanzierung 1971-1981 — UBA-Berichte 2/85, Berlin.

Ryll, A. und D. *Schäfer* (1986): Bausteine für eine monetäre Umweltberichterstattung, in: Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht, 9. Jg., S. 105-135.

Statistisches Bundesamt (1986): Rechnungsergebnisse der staatlichen Haushalte 1984, Arbeitsunterlage, o.O.

Statistisches Bundesamt (1987): Statistisches Jahrbuch 1987 für die Bundesrepublik Deutschland, Stuttgart und Mainz.

Umweltbundesamt (1986): Daten zur Umwelt 1986/87, Berlin.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Fallstudie: Finanzpolitik im Dienste des Gewässerschutzes[1]

Von *Karl-Heinrich Hansmeyer*, Köln

A. Staatsaufgabe Umweltschutz

Umweltprobleme können unter ökonomischem Aspekt bekanntlich als „Übernutzungsphänomene" gedeutet werden. Der unter dem Stichwort „Tragik der Allmende" (Hardin) skizzierte Verursachungszusammenhang weist auf das Fehlen derjenigen institutionellen Voraussetzungen hin, die prinzipiell eine Integration der Umweltressourcennutzung innerhalb des Markt-Preis-Systems erlauben würden: das Fehlen von exklusiven Verfügungsrechten. Da jedoch die institutionelle Integration der Ressource Umwelt in das Marktsystem mit erheblichen Schwierigkeiten verbunden ist (Cansier 1981, S. 180ff.), wird in der Regel dem Staat das Recht zugestanden, die nicht hinreichenden privaten Anreize durch politische Anreize zu ersetzen. Dabei stehen zwei Handlungsoptionen offen:

— das Ordnungs- und Planungsrecht gibt Gebote und Verbote zum Schutz der Umwelt vor,

— das finanzpolitische Instrumentarium setzt monetäre Anreize, die die Wirtschaftssubjekte zu einem umweltschonenden Verhalten veranlassen sollen.

Der Gewässerschutz ist der wohl älteste Bereich der Umweltpolitik; daher gibt es hier keine Überlegungen vom Punkt Null, vielmehr eine lange Tradition praktischer Maßnahmen, aber auch von Forschung. Zwei Beispiele instrumenteller Art sollen daraus vorgestellt werden: die Abwasserabgabe, bereits mehrere Jahre in Kraft, und der sog. Wasserpfennig, eine Abgabe, die das Land Baden-Württemberg seit dem 1. Januar 1988 eingeführt hat und mit der daher noch keine Erfahrungen gesammelt wurden. Damit stehen in dieser Abhandlung zwei besonders wichtige budgetrelevante Instrumente[2] im Mittelpunkt.

Generell sind es auf der Einnahmeseite des Budgets vor allem die hoheitlichen Abgaben (Steuern, Sonderabgaben, Gebühren und Beiträge), die wegen ihrer

---

[1] Der Verfasser dankt an dieser Stelle seinem langjährigen Mitarbeiter Dr. Dieter *Ewringmann* nicht nur für tatkräftige Hilfe beim Entstehen dieses Beitrages, sondern auch für viele Jahre gemeinsamer Forschung auf dem Feld der Umweltpolitik.

[2] Daß auch ordnungs- und planungsrechtliche Maßnahmen im Budget ihren nicht unerheblichen Niederschlag finden, etwa durch anfallende Verwaltungs- und Kontrollkosten, wird oft übersehen.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

verhaltenslenkenden, aber auch wegen ihrer fiskalischen Funktion in den Dienst des Umweltschutzes gestellt werden können. Sofern die Verhaltenslenkung im Vordergrund steht, werden sie als allokativ wünschenswerte Internalisierungsstrategien angesehen; demgegenüber sind sowohl die „tax expenditures" als auch die vielfältigen staatlichen Finanzhilfen (Zuschüsse, Darlehen, Bürgschaften usw.) in ihrer Rolle als umweltpolitisch motivierte Subventionen immer wieder Gegenstand kritischer Diskussionen gewesen. Beide Instrumentenkategorien finden sich im konkreten Politikbereich „Gewässerschutz".

Gewässerschutz ist Teil der Wasserwirtschaft, die insgesamt eine zielbewußte Ordnung aller menschlichen Eingriffe in die ober- und unterirdischen Gewässer anstrebt; er hat eine qualitative und eine quantitative Dimension. Zum einen soll eine bestimmte Gewässergüte erhalten bzw. angestrebt werden; zum anderen ist sicherzustellen, daß der ‚Wasserschatz' in ausreichender Menge vorhanden bleibt. Da die Bundesrepublik Deutschland insgesamt nicht als Wassermangelgebiet bezeichnet werden kann, lagen und liegen die Hauptanstrengungen auf der Güteseite. Ordnungsrechtliche Vorschriften (wie Mindestanforderungen an Einleiter) und planerische Vorgaben (etwa Wasserschutzgebiete) stehen im Zentrum der qualitativen Sicherung; gleichwohl ist die Ergänzung durch ein vielfältiges finanzpolitisches Instrumentarium beachtlich.

Bei den Subventionen dominieren Steuervergünstigungen und die Bereitstellung zinsgünstiger Kredite aus ERP-Mitteln. Das Anfang 1988 angelaufene Bürgschaftsprogramm will den Anbietern von integrierten Umweltschutztechnologien (auch für den Wasserbereich) die Aufnahme von Risikokapital erleichtern[3]. Finanzhilfen im Gewässerschutz werden auch von den Ländern vergeben. Insbesondere seit Einführung des Abwasserabgabengesetzes hat sich der Spielraum für die Länder erhöht, Gemeinden, Zweckverbänden und privaten Unternehmen verstärkt Förderung zukommen zu lassen. So wurden bspw. in Nordrhein-Westfalen im Jahr 1986 aus dem Aufkommen der Abwasserabgabe 25 Mio. DM zinsgünstige Darlehen und 15 Mio. DM Zuschüsse vergeben.

Das einnahmepolitische Instrumentarium im Dienste des Gewässerschutzes umfaßt neben der Abwasserabgabe vor allem die kommunalen Einnahmen im Abwasserentsorgungsbereich; die Indirekteinleiter sind nach Maßgabe der jeweiligen kommunalen Abwassersatzungen verpflichtet, für Einleitungen in die Kanalisation Entwässerungsgebühren zu zahlen. Als jüngstes Instrument der Einnahmenpolitik ist der in Baden-Württemberg eingeführte Wasserpfennig zu nennen.

Alle diese Abgaben haben Lenkungs- und Finanzierungsfunktionen in unterschiedlicher Ausprägung. Die beiden Fallstudien wollen dies deutlich machen: Die Abwasserabgabe sollte primär allokativen Zwecken dienen; beim

[3] Frühere Bürgschaftsprogramme der Kreditanstalt für Wiederaufbau, die zur Absicherung von ERP-Krediten dienen sollten, wurden 1979 mangels Nachfrage eingestellt.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Tabelle 1

Abschreibungen und öffentlicher Kredit im Dienst des Gewässerschutzes

– Erhöhte Abschreibungen nach § 7 d EStG auf Anlagen zur Abwasserbeseitigung –			
	1982 - 1985 (in Mio. DM)		
	Umweltschutz-investitionen	Investitionen mit Sonderabschreibung	Inanspruch-nahmequote
davon:			
Luft:	9 820,9	6 949,5	71 %
Gewässer:	4 375,5	3 316,1	76 %
Insgesamt:	16 173,7	11 451,1	71 %

– Zinsgünstige Kredite des ERP für Investitionen nach dem Abwasserreinigungsprogramm –		
	in Mio. DM	
	1985	1986
ERP-Abwasser:	386,8	635,0
davon an gewerbliche Wirtschaft:	63,2	63,8
ERP insgesamt:	2 194,2	2 675,3

„Wasserpfennig" spielen Finanzierungserwägungen eine bedeutende, wenn nicht gar die primäre Rolle. Darüber hinaus beleuchten die beiden ausgewählten Abgaben auch eine jeweils andere Seite des Gewässerschutzes. Während die Abwasserabgabe instrumentell zur Gewässergüteverbesserung eingesetzt wurde und von daher stärker der Entsorgungsaufgabe verbunden ist, muß der „Wasserpfennig" als Entnahmegebühr stärker unter Mengengesichtspunkten und dem Versorgungsaspekt gesehen werden.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

B. Die Abwasserabgabe

I. Entstehungsgeschichte und Ausgestaltung

Kaum ein anderes Beispiel beleuchtet so deutlich das Schicksal, das ökonomische bzw. finanzwissenschaftliche Lösungsvorschläge zur Verbesserung der Umweltallokation im Zuge ihrer praktisch-politischen Umsetzung erleiden können, wie die Entstehungsgeschichte des Abwasserabgabengesetzes. Zwischen den divergierenden Interessen von Bund, Ländern und Gemeinden, in den unterschiedlichen Argumentationsmühlen von Politik, Verwaltung und industrieller Lobby und nicht zuletzt zwischen den Fronten eines juristisch-technischen und eines ökonomischen Verständnisses von Umweltpolitik ist die ursprüngliche Konzeption so lange zerrieben worden, bis aus der Idee eines selbständigen pretialen Allokationsinstrumentes eine Abgabenlösung geworden ist, die lediglich den Vollzug des Wasserhaushaltsrechts unterstützt.

Die Entwicklungsgeschichte der Abwasserabgabe ist in der Literatur gut aufgearbeitet worden[4]; daher sei hier auf Einzelheiten verzichtet. Immerhin umfaßt die Entstehungsphase von den ersten Vorschlägen und Referentenentwürfen bis zur erstmaligen Erhebung einen Zehnjahreszeitraum. In dieser Zeit hat die Abgabe nach mehrfachen Änderungen der ursprünglichen Vorstellungen über Bemessungsgrundlage, Abgabesatz und Funktion, die noch 1974 vom Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen, 1974) als „ökonomisches Alternativinstrument" zum Ordnungsrecht angesehen worden war, einen grundsätzlichen Wandel durchgemacht: mit dem allokativen Grundgedanken von Emissionssteuern nach dem Standard-Preis- oder Vermeidungskostenansatz hat sie kaum noch etwas gemein. Am Ende der langen und komplizierten Entstehungsgeschichte steht vielmehr die rahmengesetzliche Konstruktion einer hoheitlichen Zwangsabgabe, über deren Rechtsnatur die Meinungen bis heute auseinandergehen; ob die Abwasserabgabe Steuer oder Sonderabgabe und ob sie überhaupt verfassungskonform ist[5], konnte bisher weder rechtswissenschaftlich eindeutig geklärt werden, noch hat es mangels eines Klägers dazu eine höchstrichterliche Entscheidung gegeben. Nach den finanzwissenschaftlichen Kriterien hat die Abwasserabgabe eindeutig Steuercharakter; sie ist Zwangsabgabe ohne Anspruch auf Gegenleistung, ich habe sie den Steuern auf spezielle Güter zugeordnet (Hansmeyer, 1980, S. 709ff.)

Die Abwasserabgabe läßt sich in ihrer technischen Ausgestaltung wie folgt charakterisieren (Gesetz über Abgaben für das Einleiten von Abwasser in Gewässer, 1976):

---

[4] Siehe insbesondere *Hansmeyer*, K.-H. (1976, S. 65ff.).

[5] Zum Rechtscharakter der Abwasserabgabe siehe *Kirchhof*, P. (1983).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Abgabeobjekt ist das Einleiten von Abwasser in ein Gewässer. Das Recht, Abwasser in einen sog. Vorfluter einleiten zu dürfen, ist allerdings nicht mit der Abgabenzahlung verknüpft; es wird durch einen wasserrechtlichen Bescheid erteilt.

Abgabeschuldner ist grundsätzlich derjenige, der Abwasser unmittelbar einleitet, sog. Direkteinleiter. Für die an die öffentlichen Entwässerungssysteme angeschlossenen Emittenten, sog. Indirekteinleiter, haben die beseitigungspflichtigen Gemeinden auch die Abgabepflicht übernommen.

Bemessungsgrundlage ist die in sog. Schadeinheiten ausgedrückte Abwasserschädlichkeit. In ihre Berechnung fließen die Jahresschmutzwassermenge und die Konzentrationswerte für einzelne Schadstoffe bzw. Summenparameter ein, die allerdings in der Regel nicht gemessen, sondern dem wasserrechtlichen Bescheid entnommen werden. Die Bemessungsgrundlage enthält daher Soll-Elemente.

Der Abgabesatz, der von 1981 bis 1986 in verschiedenen Stufen erhöht wurde, beträgt nunmehr 40 DM pro Schadeinheit und Jahr. Er verringert sich um die Hälfte für die bei Einhaltung der ordnungsrechtlichen Mindestanforderungen emittierten, also für die „erlaubten" Schadeinheiten, die sog. Restverschmutzung.

Das Aufkommen, das den Ländern zusteht, ist zweckgebunden für die Finanzierung von Gewässergütemaßnahmen und zur Deckung des mit der Abgabenerhebung verbundenen Verwaltungsaufwandes.

Diese Grundkonstruktion wurde 1976 verabschiedet, sie trat 1978 in Kraft, seit 1981 wird die Abgabe erhoben. Allerdings haben sich durch die 2. Novelle aus dem Jahr 1986 (Zweites Gesetz zur Änderung des AbwAG, 1986) Änderungen ergeben, die die Bedeutung als Restverschmutzungsabgabe vom Jahr 1989 an weiter verringern werden; darauf wird zurückzukommen sein.

II. Bisherige Erfahrungen

Spätestens seit der Verabschiedung der Grundkonstruktion im Jahre 1976 stand fest, daß von der Abwasserabgabe nicht jene effizienzsteigernden Wirkungen ausgehen können, die in theoretischen Emissionsabgaben-Modellen abgeleitet werden. Der wesentliche Unterschied zwischen Modell- und Realbedingungen der Abgabenlösung besteht darin, daß die reale Abwasserabgabe in das ordnungsrechtliche System des Wasserhaushaltsrechts eingebunden ist und daher die Selektionsfunktion eines pretialen Lenkungsinstrumentes nur in dem engen Bereich der ordnungsrechtlich nicht geregelten, d. h. „erlaubten" Restverschmutzung ausüben kann. Demgegenüber beruht die modellhaft abgeleitete Effizienz von Abgaben darauf, daß Abgabepflichtige ihre Reinigungsanstrengungen an der Relation von Abgabesatz und Grenzvermeidungs- bzw. Grenzreinigungskosten orientieren können, daß also die jeweilige Reinigungsintensität

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

den tatsächlichen Kostenverläufen folgen kann. Diesen Spielraum haben die Abwasserabgaben-Pflichtigen jedoch nicht. Durch nach Branchen differenzierte, aber für alle branchenzugehörigen Direktemittenten einheitliche Einleitungsnormen (Mindestanforderungen) sind auch jene Abwasserproduzenten, bei denen der Abgabensatz keinen Anreiz zur Vornahme von Vermeidungsmaßnahmen bietet, zur Einhaltung der ordnungsrechtlich normierten Vermeidungsgrenzen gezwungen: der Einsatz von Ressourcen zur Gewässerreinhaltung folgt insoweit nicht den Kostenrelationen; die Kosten sind vielmehr ein Reflex der durch Ordnungsrecht erzwungenen Ressourceneinsätze[6].

Die Kosteneffizienz der Abwasserabgabe wird darüber hinaus wesentlich dadurch gemindert, daß der überwiegende Teil der abwasserproduzierenden Unternehmen nicht unmittelbar abgabepflichtig ist. Sie sind wie die privaten Haushalte sog. Indirekteinleiter und werden mit der Abgabe nur insoweit konfrontiert, als diese im Rahmen der in der Regel nach anderen Maßstäben erhobenen kommunalen Entwässerungsgebühren auf sie weitergewälzt wird. Je nachdem, ob Unternehmen ein eigenständiges Einleitungsrecht besitzen oder nicht, unterliegen sie somit auch unterschiedlichen pretialen Sanktionsmechanismen[7].

Diese beiden Restriktionen machen deutlich, wie weit sich die Abwasserabgabe vom Modell der Emissionsabgabe entfernt hat. Sie verdeutlichen aber auch, daß die allokativen Wirkungen der Abwasserabgabe empirisch nur schwer zu erfassen sind: Die seit 1981 eingetretenen Veränderungen im Gewässerschutz lassen sich nicht eindeutig auf die Abwasserabgabe radizieren, da diese im Verbund mit dem staatlichen Ordnungs- und dem kommunalen Gebührenrecht — und zudem mit staatlichen Transfers — zu einem Policy Mix verknüpft ist.

Unter Berücksichtigung dieser Zuordnungs- und Trennprobleme läßt sich kein einfaches Urteil über die Wirksamkeit[8] dieses Instruments fällen. Betrachten wir sie zunächst aus der Perspektive des Gewässerschutzes, so hat sich die Abgabe durchaus als wirksam erwiesen.

— Sie hat die Vollzugsmängel des Wasserhaushaltsrechts in einem wichtigen Bereich ausgeglichen: Auch solche Emittenten, die sonst im Vertrauen auf nicht aufgedeckte Vollzugsdefizite nicht zur Einhaltung der Einleitungsnormen bereit gewesen wären, haben durch die Abgabe einen Impuls erhalten, den Anforderungen nach den allgemein anerkannten Regeln der Technik zu entsprechen. Dazu hat insbesondere die Halbierung des Abgabesatzes für die nach Normerfüllung emittierten Schadeinheiten beigetragen; sie bedeutet nämlich anders betrachtet eine Verdoppelung der Abgabesätze für die gesamte Schmutzwasserfracht, wenn die Mindestanforderungen verletzt werden.

---

[6] Dazu u.a. *Hansmeyer*, K.-H. und D. *Ewringmann* (1984, S. 247ff.).

[7] Zur Indirekteinleiterproblematik siehe *Ewringmann*, D. u.a. (1981).

[8] Im einzelnen dazu: *Ewringmann*, D. und V. *Hoffmann (1977)*; *Ewringmann*, D., K.-D. *Kibat* und F. *Schafhausen* (1980); *Ewringmann*, D. u.a. (1981); *Kibat*, K.-D. (1982).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

— Da die Abgabe auch die durch Wartungs- oder Betriebsmängel auftretenden Störfallemissionen ahndet — bei Überschreiten der zugelassenen Höchstwerte kann nämlich die Bemessungsgrundlage angepaßt und der Abgabesatz verdoppelt werden — hat sie zu einer sorgfältigeren Handhabung der Produktions- und Vermeidungsanlagen beigetragen, z. T. auch zu einer Umstellung der Entwässerungskonzeption. Jüngstes Beispiel sind Rheinanlieger-Gemeinden, die aufgrund der Kläranlagenausfälle bei Hochwasser mit einer Mehrfachbelastung an Abwasserabgabe zu rechnen haben und daher ihre bisherige Standort- und Technikplanung überprüfen.

— Die Abgabe hat auch — wenngleich aufgrund des relativ niedrigen Satzes nur in bescheidenem Maße — zu weitergehenden, d. h. über die allgemein anerkannten Regeln der Technik hinausgehenden Reinigungsmaßnahmen beigetragen; sie bleibt vor allem ein permanenter Kostenfaktor und damit auch ein permanenter Anreiz, nach billigeren Vermeidungsmöglichkeiten zu suchen.

— Schließlich — und darin liegt vielleicht ihre wichtigste gewässerschutzpolitische Wirkung — hat die Abwasserabgabe, vor allem durch ihre Signalwirkungen in der Ankündigungsphase, die Sensibilität für den Gewässerschutz und für die Notwendigkeit eigener Vermeidungsanstrengungen erheblich erhöht. Anders gesprochen: Die Probleme der Abwasserbehandlung sind aus dem technischen Bereich in die Entscheidungsebene von Finanzvorständen und Kämmerern gerückt worden.

Demgegenüber fällt die ökonomische Beurteilung vorwiegend negativ aus: die Abwasserabgabe kann die ihr ursprünglich zugedachte Funktion eines kostenminimierenden Steuerungsmechanismus für eine volkswirtschaftlich sinnvolle Auswahl von Vermeidungsinvestitionen nicht bzw. nur unzureichend erfüllen; durch ihren Verbund mit dem Ordnungsrecht und mit der kommunalen Gebührenpolitik trägt sie vielmehr zu neuen allokativen Verzerrungen bei:

— Zur Erläuterung dieses Befundes sei nochmals betont, daß der Ressourceneinsatz für abwasservermeidende Maßnahmen nach wie vor durch ordnungsrechtliche Normen bestimmt wird. Der in branchenspezifischen Mindestanforderungen definierte Stand der allgemein anerkannten Regeln der Technik ist der dominierende Maßstab für die einzelbetriebliche Investitionsentscheidung. Die Abwasserabgabe trägt allerdings in zweierlei Hinsicht zu einer Ergänzung bei. Zum einen übernimmt sie die Funktion einer Ausgleichsabgabe; sie lastet nämlich auch jenen Emittenten, die die Mindestanforderungen nicht erfüllen und insoweit nicht mit den entsprechenden Kosten belastet sind, Abgabekosten an und schöpft daher zumindest tendenziell die im Vollzugsdefizit liegenden Wettbewerbsvorteile ab. Da sie zudem die Restverschmutzung belastet, stellt sie für den ordnungsrechtlich nicht sanktionierten Teil der Emissionen einen Preis dar. Infolge der Abgabesatzhalbierung liegt dieser bei 20 DM pro Schadeinheit und Jahr. So positiv diese Restverschmutzungsabgabe aus systematischer Sicht zu beur-

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

teilen ist, so unzureichend ist ihre Höhe; sie ist weder an Internalisierungs- noch an Standard-Preis- oder an Vermeidungskostenüberlegungen orientiert. Immerhin trägt die Abgabe auch im Restverschmutzungsbereich dazu bei, daß Emittenten, die — aus welchen Gründen auch immer — über die Mindestanforderungen hinausgehende Reinigungsanstrengungen unternehmen, zumindest tendenziell keine Wettbewerbsnachteile gegenüber denjenigen Emittenten in Kauf nehmen müssen, die ausschließlich die allgemein anerkannten Regeln der Technik beachten.

— Diese wettbewerbsentzerrenden Effekte treten allerdings nur im Verhältnis der Direkteinleiter untereinander auf. Im Verhältnis zwischen Direkt- und Indirekteinleitern sowie im Verhältnis der Indirekteinleiter untereinander bestehen demgegenüber erhebliche Allokationsverzerrungen; Direkt- und Indirekteinleiter unterliegen nämlich unterschiedlichen Eingriffsmechanismen:

  Das Abwasserabgabengesetz belastet industrielle Direkteinleiter nach Maßgabe der Schädlichkeit ihrer Abwässer; Direkteinleiter sind darüber hinaus Adressaten der wasserrechtlichen Bescheide. Industrielle Indirekteinleiter werden dagegen nur von der kommunalen Gebührenpolitik für ihre Abwasserableitungen belangt. Es hängt daher von der Ausgestaltung der Bemessungsgrundlage der kommunalen Entwässerungsgebühren ab, ob Indirekteinleiter einer finanziellen Belastung unterliegen, die derjenigen der Direkteinleiter vergleichbar ist; ein Parallelproblem besteht in der Intensität der kommunalen Auflagenpolitik im Rahmen der Ortsentwässerungssatzungen.

  Da z. T. ganze Branchen oder Fachsparten überwiegend oder nahezu vollständig entweder nur mit Direkteinleitern oder nur mit Indirekteinleitern besetzt sind, trägt die unterschiedliche Internalisierungsstrategie über Abwasserabgabe und kommunale Gebühr zu intersektoralen Strukturverzerrungen bei. Nach dem empirischen Befund sind die gebührenpolitischen Strategien der Gemeinden sehr unterschiedlich; die Bemessungsgrundlagen reichen vom reinen Frischwassermaßstab über Verschmutzerbeiwerte bis zu differenzierten Einzelansätzen mit schädlichkeitsbezogenen Kriterien für die Verteilung der kommunalen Abwasserbehandlungskosten. Daher können auch regionale Verzerrungen die Folge sein. Verfolgt man die Allokationsentscheidungen im Innenverhältnis zwischen einer Gemeinde und ihren Indirekteinleitern weiter, so bestehen vor allem in Abhängigkeit von der kommunalen Auflagen- und Gebührenpolitik, vom zeitlichen Ablauf und von der Koordinierung kommunaler und unternehmerischer Abwasserbehandlungsinvestitionen verschiedene „Gefahrenquellen" für volkswirtschaftliche Fehlallokationen.

— Unterschiedlich sind schließlich die von der Verwendung des Abgabeaufkommens ausgehenden Wirkungen zu beurteilen. Ein Teil des Aufkommens wird zur Finanzierung der Verwaltungskosten verwendet. Rechnet man die

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Umweltplanungs- und Umweltverwaltungskosten zu den grundsätzlich zu internalisierenden Kosten, so ist diese Finanzierung systemkonform. Über die Verteilung des Aufkommens, das für Gewässerschutzmaßnahmen in Gemeinden und Unternehmen verwendet wird, liegen bisher nur unzureichende empirische Befunde vor. Soweit ein Teil davon in Form allgemeiner Förderangebote für Maßnahmen bereitgestellt wird, die in ihrer Wirksamkeit über die allgemein anerkannten Regeln der Technik hinausgehen, kommt dies hinsichtlich der Anreizwirkung einer Erhöhung der Restverschmutzungsabgabe gleich, trägt also zur besseren Erfüllung der allokativen Steuerungsfunktion der Abgabe bei. Die Mittel allerdings, die zur Subventionierung von ordnungsrechtlich ohnehin vorgegebenen Reinigungsleistungen verwendet werden, verstärken die Tendenz zur kostenineffizienten Reinigung.

III. Die 2. Novelle zum AbwAG: Das Ende der Restverschmutzungsabgabe

Im Dezember 1986 hat der Deutsche Bundestag das 2. Gesetz zur Änderung des AbwAG beschlossen. Unter den Änderungen, die direkt oder indirekt die Höhe der Abgabezahllast beeinflussen, sind für die Grundstruktur der Abgabe insbesondere diejenigen Neuregelungen von Bedeutung, die sich auf den Zusammenhang von Reinigungsleistung und Abgabesatz beziehen (§ 9 Abs. 5 und 6 AbwAG in der Fassung der Bekanntmachung vom 5. März 1987). Wurden bereits nach der alten Fassung die Schadeinheiten, die nach Erfüllung der ordnungspolitischen (Konzentrations-) Anforderungen noch emittiert wurden, nur mit dem halben Abgabesatz belastet, so wird nunmehr ab 1989 eine zusätzliche bzw. weitergehende Abgabesatzermäßigung gewährt. Dies gilt zum einen für Abwassereinleitungen, bei denen die Mindestanforderungen auf dem Niveau der „allgemein anerkannten Regeln der Technik" einzuhalten sind; werden von den Emittenten über diese Anforderungen hinausgehende Reinigungsleistungen erbracht, so ermäßigt sich der ohnehin halbierte Abgabesatz für die verbleibende Restverschmutzung zusätzlich um den Prozentsatz, um den die Anforderungen „übertroffen" werden.

Eine weitreichende Ermäßigung gilt zum anderen für die Einleitung gefährlicher Stoffe, sofern die für diese geltenden Anforderungen nach dem „Stand der Technik" erfüllt werden; für die danach verbleibende Restverschmutzung ermäßigt sich der Abgabesatz um 80%, beträgt also nur noch 8,— DM pro Schadeinheit.

Neben diesen Abgabesatzermäßigungen hat die 2. Novelle zum AbwAG auch eine weitreichende Aufrechnungsmöglichkeit getroffen, die bereits zum 1. Januar 1987 in Kraft getreten ist: Nach § 10 Abs. 4 AbwAG können nunmehr 50% der Aufwendungen, die erbracht werden, um die Schadstofffrachten über das Niveau der allgemein anerkannten Regeln der Technik hinaus zu vermindern, mit der Abgabeschuld für das Jahr der Aufwendungen für die beiden Folgejahre aufgerechnet werden.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Die in diesen Regelungen zum Ausdruck kommende Tendenz ist eindeutig: Die Abgabe soll nur von jenen entrichtet werden, die gegen die ordnungsrechtlichen Normen verstoßen; eine finanzielle Belastung der sog. Restverschmutzung soll möglichst unterbleiben. Die 2. Novelle hat somit endgültig die ursprüngliche Konzeption einer lenkenden Restverschmutzungsabgabe verlassen. Eine durchgängige Belastung der tatsächlichen Emissionen findet nicht mehr statt. War schon die bisherige Halbierungsregel aus Modellsicht unbefriedigend — wenn auch aus ihrer vollzugsunterstützenden Wirkung erklärlich —, so gilt dies erst recht für die zukünftige Behandlung der trotz Einhaltung der Mindestanforderung nicht vermiedenen Schadeinheiten[9]. Durch den linearen Abbau der Restverschmutzungsbelastung fehlt ein dauerhafter dynamischer Anreiz zur Emissionsreduzierung und zur Innovation. Auch wird damit zugleich die Ausgleichsfunktion der Abgabe ausgehöhlt. Eine Restverschmutzungsabgabe hätte ja vor allem die Aufgabe, die Einleiter auch mit den Opportunitätskosten der zulässigen Gewässernutzung zu konfrontieren.

Der Abbau der Ausgleichsfunktion der Abgabe entspricht den Formulierungen der „Leitlinien Umweltvorsorge" der Bundesregierung, in denen zwar das Verursacherprinzip als „Kostenzurechnungsprinzip und ökonomisches Effizienzkriterium" bemüht wird, gleichzeitig aber bei der Aufzählung der dem Verursacher zuzurechnenden Kostenkategorien nur die Vermeidungs- bzw. Beseitigungskosten genannt werden (Der Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, 1986). Die Anlastung der durch die verbleibende Nutzung verursachten Schadens- bzw. Opportunitätskosten wird erstmals in einer offiziellen Verlautbarung der Bundesregierung nicht erwähnt.

Der „ökonomische Hebel" der Abgabe ist damit endgültig zum Vehikel der Vollzugsunterstützung des Wasserrechts geworden; die Abgabe ist allerdings in ihrer Funktion als vollzugsunterstützende Zwangsmaßnahme noch wirksamer ausgestaltet worden[10]. Das dadurch endgültig besiegelte ökonomische Schicksal der Abwasserabgabe, das sich im Laufe ihrer Entwicklungsgeschichte bereits seit längerer Zeit deutlich abzeichnete, offenbart allerdings ein seltsam widersprüchliches Denkmuster. Insbesondere von juristischer Seite ist die Aversion gegen ökonomische Hebel in der Umweltpolitik niemals aufgegeben worden.

---

[9] Siehe dazu im einzelnen: *Maas,* Ch. (1987, S. 65ff.).

[10] Siehe dazu *Maas,* Ch. (1987): Zur Verbesserung zählt die Erweiterung des Anwendungsbereichs durch die Aufnahme neuer Parameter in die Berechnung der Schadeinheiten. Mit der Novelle werden ab 1990 der Ermittlung der Schadeinheiten zusätzlich die in den Einleitungen enthaltenen Anteile der Schwermetalle Chrom, Nickel, Blei, Kupfer sowie ihrer Verbindungen und die emittierten organischen Halogenverbindungen (AOX) zugrundegelegt. Dafür entfallen die absetzbaren Stoffe, da diese durch ein anderes Meßverfahren auch im Rahmen der CSB-Bestimmung mit erfaßt werden können (§ 3 Abs. 1 der novellierten Fassung). Bisher umfaßte die Bewertungsgrundlage die Parameter: Absetzbare Stoffe, oxydierbare Stoffe (CSB), Quecksilber und Cadmium sowie ihre Verbindungen, Fischgiftigkeit. Die Umrechnung der jeweiligen Mengen in Schadeinheiten erfolgt auf der Basis einer Umrechnungstabelle in der Anlage zu § 3 AbwAG.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Ihnen wird stets mangelnde Wirksamkeit und Zuverlässigkeit vorgeworfen; als wirksam gilt ausschließlich die ordnungsrechtliche Regulierung. Andererseits kommt man angesichts der empirischen Befunde über den Zustand der Umwelt und seiner Entwicklung nicht umhin, die Unmöglichkeit des ordnungsrechtlichen Vollzuges und die Wirkungslosigkeit dieses Instrumentariums einzugestehen. Zur Behebung der Wirkungsschwächen des Ordnungsrechts greift man dann ausgerechnet auf das geschmähte ökonomische Instrumentarium zurück, freilich nicht ohne es durch Zweckentfremdung für die eigentlich vom Ordnungsrecht wahrzunehmenden Aufgaben zu vereinnahmen und damit ökonomisch wirkungslos zu machen.

IV. Bewertung

Trotz der bereits dargestellten schwerwiegenden Mängel bedarf die Abwasserabgabe einer differenzierten Gesamtbewertung.

Die ökonomische Bewertung hängt insbesondere vom Anspruchsniveau bzw. vom Referenzsystem ab. Nimmt man die Pigousche Perspektive einer allokationsoptimalen Besteuerung der Externalitäten zum Maßstab (und sieht von der Kritik an diesem Ansatz ab), so muß die Abwasserabgabe zwangsläufig schlecht abschneiden. Auch als kosteneffizient im Sinne des Standard-Preis-Ansatzes von Baumol und Oates kann sie sicherlich nicht angesehen werden. Diese aus ökonomisch-theoretischer Sicht durchaus berechtigte Feststellung kann jedoch nur die eine Seite einer kritischen Bewertung der Abwasserabgabe sein. Die andere Seite muß vom Referenzsystem eines ohne Abwasserabgabe vollzogenen ordnungsrechtlichen Regulierungsansatzes ausgehen und die durch die Abwasserabgabe bewirkten Veränderungen berücksichtigen. In diesem Zusammenhang stellt sich dann auch die Frage, ob unter denselben Rahmenbedingungen andere Instrumente ökonomisch effizienter hätten wirken können.

Die wesentlichen Schwachstellen der Abwasserabgabe sind:

1. ihre geringe Allokationseffizienz. Sie ist insbesondere darauf zurückzuführen,

— daß sie nur Gewässernutzungen erfaßt und insoweit, weil die übrigen Umweltgüter ohne vergleichbare Preise genutzt werden können, zwangsläufig Verzerrungseffekte z. B. im Verhältnis zur Boden- und Luftnutzung hervorruft. Erwähnt sei nur das Beispiel der mit zunehmender Kläranlagenleistung quantitativ und in ihrer Schädlichkeit wachsenden Klärschlämme, die dann auf den Boden verbracht oder über Verbrennungsanlagen in die Luft emittiert werden.

— daß sie unter den Gewässernutzungen nur die Vorfluternutzung für Schadstoffe erfaßt; auch insoweit treten Verzerrungen im Verhältnis zu anderen Gewässernutzungen auf, z. B. beim Grundwasser.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

2. ihre geringe Kosteneffizienz bei der Erreichung gewässergütepolitischer Ziele. Diese ist vor allem darauf zurückzuführen,

— daß weder immissionsbezogene noch emissionsorientierte Ziele in operationaler Form bestehen; die Abgabenkonstruktion bleibt daher ohne eindeutige Vorgabe.

— daß der von der Abgabe steuerbare Bereich der Restverschmutzung — wie bemerkt — zunehmend durch ordnungsrechtliche Vorschriften eingeengt wird und die Abgabe daher, nicht zuletzt auch durch die drastischen Manipulationen des Abgabesatzes, im ökonomischen Sinne funktionslos wird.

— daß der überwiegende Teil der Abwasserproduzenten nicht unmittelbar von der Abgabe betroffen, sondern erst auf dem Umweg über kommunale Verteilungsstrategien belastet wird.

Die wichtigsten Mängel sind also nicht abgabenspezifischer Natur. Sie sind vor allem Ausdruck allgemeiner Informationsdefizite und Planungsschwächen und betreffen alle Lösungsvorschläge gleichermaßen, die die Umweltgüter im öffentlichen Eigentum belassen. Informations- und Zuordnungsprobleme sind allerdings auch die Hauptgründe dafür, daß eine adäquate Spezifizierung und Bündelung privater Verfügungsrechte im Rahmen reiner Marktlösungen nicht gelingen kann.

Der gegenwärtige Erkenntnisstand läßt daher nur pragmatische und suboptimale Lösungen zu. Derartige pragmatische Planungs- und Bewirtschaftungskonzepte sind aber auch erforderlich, sollen zumindest bereichsspezifische Kostenminimierungsstrategien verfolgbar werden. Ohne sie hängt auch die Gewässergütepolitik mit allen denkbaren Instrumenten letztlich in der Luft. Es ist daher auch ein Kunstfehler, angesichts der auf die Rahmenbedingungen rückführbaren empirischen Mängel der Abwasserabgabe mit der Forderung nach lediglich unter Modellbedingungen vielversprechenden Alternativen zu reagieren. So würde z. B. die Einführung eines Zertifikatssystems auf der kommunalen Ebene an dieselben Wirkungsrestriktionen wie eine Abgabe stoßen: Die beim Erwerb von Zertifikaten anfallenden Kosten und die Kosten der alternativen Vermeidungsmaßnahmen würden ceteris paribus nach denselben Maßstäben auf die Indirekteinleiter unterverteilt werden. Würde man hingegen die Indirekteinleiter direkt zum Erwerb von Zertifikaten verpflichten, so könnte man sie ebenso zur Abwasserabgabe veranlagen. Die Informationsprobleme bleiben die gleichen.

Trotz ihrer Mängel darf die Abwasserabgabe daher auch aus ökonomischer Sicht nicht generell negativ beurteilt werden:

— Sie hat dazu geführt, daß die zumeist als „Restverschmutzung" bezeichnete tatsächliche Vorfluternutzung erstmalig mit Kosten belegt wird.

— Sie ist dadurch das einzige Beispiel für eine tendenzielle Komplettierung des Verursacherprinzips, das in den anderen Umweltbereichen nur die Anla-

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

stung von Vermeidungskosten nach ordnungsrechtlichen Normen durchgesetzt hat, insoweit also nur Kosten für die Nicht-Verursachung auferlegt.

— Sie hat vor allem einen entscheidenden Wandel in der unternehmens- und gemeindeinternen Auseinandersetzung mit Gewässernutzung und Nutzungseinschränkung eingeleitet: Abwassermaßnahmen sind seither — das zeigen alle empirischen Befunde — mit einem anderen Stellenwert versehen. Ihre Planung ist von Entscheidungsgremien mit rein technischer Kompetenz auf Gremien mit ökonomischer Kompetenz verlagert und somit zum Kalkulationsfaktor geworden. Dies ist die zentrale Voraussetzung für effiziente Allokation.

Gegenüber einem ausschließlich ordnungsrechtlichen Instrumenteneinsatz hat die Abwasserabgabe daher entscheidende Verbesserungen erbracht. Dies wird vor allem im Vergleich mit anderen Regelungsbereichen, z. B. der Luftreinhaltung, deutlich, wo die Restverschmutzung keinem Sanktionsmechanismus unterliegt. Die Funktionsfähigkeit der Abgabe kann zweifellos auch „intern" verbessert werden; dazu müßte die mit der 2. Novelle zum AbwAG eingeleitete Entwicklung allerdings umgekehrt, die Abgabehöhe, das Veranlagungsverfahren und die Verteilung auf die Indirekteinleiter überprüft werden. Vor allem wird es aber auf „externe" Verbesserungen ankommen; darauf soll später eingegangen werden.

C. Der Wasserpfennig[11]

I. Entwicklungsgeschichte und Begründung

Eine ähnlich große Publizität — vielleicht sogar eine noch größere — wie seinerzeit die Abwasserabgabe hat die jüngste Umweltabgabe, der sog. Wasserpfennig, erfahren. Er ist in der Öffentlichkeit und in der Fachöffentlichkeit unter wechselnden Aspekten diskutiert worden; in der ökonomischen Auseinandersetzung um den Wasserpfennig ist dabei auch auf unterschiedliche Modelle einer Entnahmeabgabe zurückgegriffen worden. Um den Fallstudiencharakter zu wahren, soll hier allerdings ausschließlich auf das im Land Baden-Württemberg seit dem 1. 1. 1988 erhobene „Entgelt für Wasserentnahmen" (§§ 17 a - f Wassergesetz für Baden-Württemberg) Bezug genommen werden. Die Entstehungsgeschichte dieser neuen, in das Landeswassergesetz eingearbeiteten Abgabe weist einige Besonderheiten auf, die kurz genannt seien:

Ausgangspunkt für die Überlegungen zur Einführung eines Wasserpfennigs ist die allgemeine Besorgnis einer zunehmenden Grundwasserverschmutzung, insbesondere in Form kritischer, vorwiegend aus landwirtschaftlichen Düngemitteleinträgen stammender Nitratbelastung. Der damit verbundenen Gefährdung der öffentlichen Trinkwasserversorgung soll durch eine verstärkte Auswei-

[11] Zum folgenden siehe auch *Hansmeyer*, K.-H. und D. *Ewringmann* (1987).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

sung von Wasserschutzgebieten begegnet werden. In derartigen Schutzgebieten wird zur Sicherung der Grundwasserqualität eine Beschränkung der Bodennutzung erforderlich, die über den bestehenden allgemeinen ordnungsrechtlichen Rahmen hinausgeht. Von solchen untergesetzlichen Nutzungsbeschränkungen wird in erster Linie die Landwirtschaft betroffen sein. Da aufgrund der generell problematischen Einkommenssituation in der Landwirtschaft zusätzliche Ertragseinbußen politisch unakzeptabel erscheinen, muß zwangsläufig über Ausgleichszahlungen an die Landwirtschaft nachgedacht werden, wenn die Ausweisung von Wasserschutzgebieten wesentlich erweitert werden soll.

Der Bundesgesetzgeber hat der hier skizzierten Problematik durch eine Novellierung des Wasserhaushaltsgesetzes Rechnung getragen und im neugeschaffenen § 19 Abs. 4 WHG den Rahmen für eine Kompensationsklausel abgesteckt, der von den Bundesländern auszufüllen ist. Danach sollen die Länder wirtschaftliche Nachteile aus erhöhten Anforderungen, die eine ordnungsgemäße land- und forstwirtschaftliche Nutzung beschränken, angemessen ausgleichen. Im zunächst vorgelegten Referentenentwurf war in Baden-Württemberg vorgesehen, die Ausgleichszahlungen unmittelbar von den Begünstigten einer nutzungsbeschränkenden Anordnung an die Ausgleichsberechtigten leisten zu lassen; als Begünstigte wurden die Wasserversorgungsunternehmen definiert. Von diesem Plan ist das Land schließlich abgewichen und hat ein indirektes Ausgleichsverfahren gewählt (§ 24 Abs. 4 Wassergesetz für Baden-Württemberg), d. h. das Land leistet den Ausgleich; entsprechend ist es auch für die Finanzierung der Ausgleichszahlungen zuständig.

Vor diesem Hintergrund ist der baden-württembergische Wasserpfennig als Refinanzierungsquelle für Ausgleichszahlungen an Landwirte anzusehen. Derartige Zahlungen werden dann fällig, wenn durch die Ausweisung von Wasserschutzgebieten über die allgemeinen Anforderungen hinausgehende Nutzungsbeschränkungen erlassen werden müssen. Das (Re-)Finanzierungsziel hat materiell auch vom Beginn der Wasserpfennig-Initiative des Landes an im Vordergrund gestanden.

Allerdings haben die offiziellen Begründungen für die Erhebung des Wasserpfennigs während des Entwicklungsprozesses mehrfach gewechselt:

— In den ersten Überlegungen, die auch Anlaß für ein erstes Rechtsgutachten (Salzwedel, 1986) waren, spielten ausschließlich Finanzierungsaspekte eine Rolle. Die Ausgleichszahlungen an Landwirte sollten auf eine langfristig ergiebige Finanzbasis gestellt werden; es war daher auch eine entsprechende Zweckbindung des Aufkommens vorgesehen.

— Die im Gutachten von Jürgen Salzwedel geäußerten rechtlichen Bedenken gegen die vorgesehene Konstruktion führten dann zu einem Argumentationswechsel. Der Wasserpfennig wurde nunmehr als Lenkungsabgabe interpretiert. Sie sollte rein allokative Funktionen übernehmen und den Wasserbenutzern den „Wert des — auf lange Sicht — knappen Wassers vor

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Augen führen"[12] und Wasserspar anreize ausüben. Zusätzlich wurde auf das Argument zurückgegriffen, die Wasserentnahme stelle einen Sondervorteil dar, der abgegolten werden müsse. Entsprechend wurde auf eine Zweckbindung verzichtet.

— Der am 18. März 1987 vorgelegte Regierungsentwurf griff dann — nach erneuten Bedenken juristischer Gutachter[13] — wieder auf Finanzierungsargumente zurück, ohne die Lenkungsargumente aufzugeben. Der Wasserpfennig wird daher letztlich sowohl mit seiner Lenkungsfunktion, insbesondere mit dem Wassersparziel, als auch mit dem Aufwand begründet, „den das Land für die Unterhaltung und Reinhaltung der Gewässer erbringt". Eine Zweckbindung enthält das Gesetz allerdings nicht; von Ausgleichszahlungen ist nicht die Rede — sie können jedoch als Teil des Gewässerschutzaufwandes verstanden werden.

Schon die Entwicklungsgeschichte des Wasserpfennigs zeigt daher deutlich den Unterschied zur Abwasserabgabe: Während die Abwasserabgabe ursprünglich als Lenkungsabgabe konzipiert war und im Gesetzgebungsprozeß zur Finanzierungs- und Vollzugshilfeabgabe degenerierte, ist der Wasserpfennig von vornherein als Finanzierungsabgabe geplant gewesen; die übrigen Funktionen wurden lediglich aus taktischen Gründen vorgeschoben, oder es wurde eine automatische „Miterfüllung" anderer Ziele unterstellt. Dabei tritt jedoch ein innerer Widerspruch auf: Eine wassersparende Lenkungsabgabe ist keine sichere und ergiebige Basis für die langfristige Finanzierung der Ausgleichszahlungen.

II. Theoretische Rechtfertigungsansätze

Den unterschiedlichen Begründungsargumenten zum offiziellen Wasserpfennig-Entwurf entsprechen unterschiedliche ökonomische Modellansätze. Für die Erhebung einer Abgabe auf die Wasserentnahme nach dem baden-württembergischen Modell bieten sich zunächst aus ökonomischer Sicht vier Ansatzpunkte:

1. Zur optimalen Verteilung des Wassers auf unterschiedliche und miteinander rivalisierende Verwendungsarten muß das Gut Wasser auch mit jenen Knappheitsfolgen belastet werden, die mit der Entnahme verbunden sind. Eine allokationsoptimierende Abgabe hätte daher die Funktion, die über die privatwirtschaftlichen Förderungs-, Aufbereitungs- und Verteilungskosten hinausgehenden volkswirtschaftlichen bzw. sozialen Zusatzkosten der Entnahme zu internalisieren. Die Abgabe bliebe dabei an die (erweiterte) Kostendimension gebunden; sie wäre ein monetäres Äquivalent für den volkswirtschaftlichen Werteverzehr und die volkswirtschaftlichen Opportunitätskosten der Wasserentnahme. Insoweit entspräche sie dem Pigou-Ansatz.

---

[12] Referentenentwurf (Stand 25. 8. 1986, S. 18).

[13] Rechtsgutachten wurden außer von *Salzwedel* (s. o.) u. a. erstellt von: *Mußgnug*, R. (1986); *Kirchhof*, P. (1987); *Püttner*, G. (1987).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

2. Die Wasserentnahme kann auch mit einer Abgabe belastet werden, um das Entnehmerverhalten bewußt nach politischen Zielvorstellungen zu verändern, also das Nachfrageverhalten zu steuern. Eine solche Lenkungsabgabe hätte z. B. die Funktion, die bisherigen Entnahmemengen insgesamt zu verringern, Grundwasserentnehmer auf Oberflächengewässer umzulenken, die Entnehmerstruktur zu beeinflussen oder industrielle Wasserentnahmen zugunsten einer langfristigen Sicherung der Trinkwasserversorgung einzuschränken. Allgemein bestünde die Aufgabe also darin, Substitutionsprozesse einzuleiten. Die Abgabe löst sich daher von den Kosten öffentlicher Leistungen und den volkswirtschaftlichen Kosten der Wasserentnahme. Sie müßte sich an den betrieblichen Substitutionskosten orientieren, um Lenkungserfolge möglich zu machen.

3. Soweit der Wasserpfennig weder als Internalisierungsabgabe zur Allokationsoptimierung beitragen noch als demeritorisierende Lenkungsabgabe die Wasserentnahme gezielt verringern oder umstrukturieren soll bzw. kann, bleibt schließlich eine Finanzierungsfunktion übrig. Die Abgabe soll dann allgemeine Deckungsmittel für den Staatshaushalt oder besondere Mittel für Einzelaufgaben bereitstellen.

4. Geht man von der isolierten Betrachtung der Abgabenkonstruktion ab und bezieht die Aufkommensverwendungsseite des Wasserpfennigs mit ein — d.h. die Kompensation an Landwirte —, so kann die Abgabe grundsätzlich — sieht man von der konkreten Regelung in Baden-Württemberg zunächst einmal ab — auch als Entschädigungszahlung der Wasserwerke an die zu ihren Gunsten auf Grundwassernutzungen verzichtenden Landwirte verstanden werden. Die Abgabe wäre dann Bestandteil eines Coase-Arrangements als allokationsoptimierende Marktlösung.

Den interessanten Versuch, den Wasserpfennig auf diese Weise als ökonomischen Allokationsmechanismus zu interpretieren, hat zuerst Holger Bonus (Bonus, 1986a, S. 451 ff.) unternommen. Sein im Wirtschaftsdienst erschienener Beitrag „Eine Lanze für den Wasserpfennig" war Anlaß für eine lange, sich über mehrere Folgen erstreckende Artikelfolge[14], in der einige Grundpositionen der Umweltallokationsverfahren aufgearbeitet wurden; dabei wurde allerdings z. T. unabhängig von der konkreten Gesetzeskonstruktion theoretisiert und letztlich ein Ansatz unterstellt, wie er zwar grundsätzlich für eine Wasserpfenniglösung in Betracht gezogen werden könnte, vom Gesetzgeber allerdings nicht zugrundegelegt wurde. Bonus versucht, den Wasserpfennig mit Hilfe des von Coase gewählten Ansatzes zu erklären und zu rechtfertigen. Er unterstellt, daß es für die effiziente Allokation des Grundwassers unerheblich sei, ob die Landwirte über das Verursacherprinzip oder die Begünstigten über Ausgleichszahlungen zu Kompensationen herangezogen werden. Die Schlußfolgerung muß dann

[14] Siehe dazu die Beiträge von *Brösse*, U. (1986, S. 566 ff.); *Scheele*, M. und G. *Schmitt* (1986, S. 570 ff.); *Bonus*, H. (1986b, S. 625 ff.); *Scheele*, M. und G. *Schmitt* (1987, S. 40 ff.); *Blankart*, Ch. B. (1987a, S. 151 ff.); *Karl*, H. (1987, S. 154 ff.) sowie die Schlußdiskussion im Wirtschaftsdienst, H. IV (1987, S. 199 ff.).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

lauten: Auch die mittelbare Kompensation über den Wasserpfennig führt zur effizienten Grundwasserallokation.

III. Die konkrete Ausgestaltung im Licht der theoretischen Ansätze

Greift man auf die einzelnen Begründungen und auf die dahinter stehenden ökonomischen Ansätze zurück, so setzen sie jeweils unterschiedliche Ausgestaltungstechniken (und auch Rahmenbedingungen) voraus. Bei einem Blick auf die baden-württembergische Konstruktion wird allerdings deutlich, daß ökonomische Modellvorstellungen für die Abgabenausgestaltung nicht Pate gestanden haben.

Das Gesetz sieht ein Entgelt für folgende Nutzungen vor, soweit sie der Wasserversorgung dienen:

1. Entnehmen und Ableiten von Wasser aus oberirdischen Gewässern,
2. Entnehmen, Zutagefördern, Zutageleiten und Ableiten von Grundwasser.

Einzelne Entnahmearten werden allerdings von der Entgeltpflicht ausgenommen. Das Entgelt soll sich nach Herkunft, Menge und Verwendung bemessen. Im einzelnen ist folgende Entgeltregelung vorgesehen:

Gewässerbenutzung	Entgelt DM/m³
Öffentliche Wasserversorgung	0,10
Entnahme, Zutagefördern, Zutageleiten und Ableiten von Grundwasser, um aus ihm unmittelbar Wärme zu gewinnen	0,01
Sonstige Wasserversorgung	
— Entnahme und Ableiten von Wasser aus oberirdischen Gewässern	
— zum Zweck der Kühlung	0,01
— zum Zweck der Beregnung oder Berieselung	0,01
— zu sonstigen Zwecken	0,04
— Entnahme, Zutagefördern, Zutageleiten und Ableiten von Grundwasser	0,10

Von besonderer Bedeutung für die Abgabenkonstruktion ist die Ermäßigungsregelung. Danach kann die Abgabe auf Antrag um bis zu 90% ermäßigt werden, „wenn der Entgeltpflichtige in unverhältnismäßig großem Umfang Wasser benötigt (wasserintensive Produktion) und sich bei ungekürzter Erhebung des Entgelts seine Gestehungskosten so stark erhöhen würden, daß er erheblich und nicht nur vorübergehend in seiner Wettbewerbsfähigkeit beeinträchtigt wäre".

Vergleicht man das Gesetz mit den theoretischen Ansätzen, so wird deutlich, daß die Abgabenkonstruktion die Grundforderungen keines Ansatzes widerspiegelt.

— Als Internalisierungsabgabe nach Pigou ist das vom Land Baden-Württemberg vorgesehene Wasserentnahme-Entgelt nicht konzipiert; die strengen

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

theoretischen Anforderungen an eine solche Abgabe sind im übrigen aufgrund vorhandener Informationsdefizite auch nicht zu erfüllen. Die Tarifkonstruktion des Gesetzentwurfs widerspricht aber sogar dem *Grundmuster* einer die volkswirtschaftlichen Entnahmekosten internalisierenden Abgabe: Insbesondere die herkunftsunabhängige Gleichbelastung aller Entnahmen für Zwecke der öffentlichen Wasserversorgung, die Verwendungsdifferenzierungen und die geplante Härteregelung stehen im Konflikt mit der allokativen Funktion einer Internalisierungsabgabe.

— Als Lenkungsabgabe könnte der Wasserpfennig grundsätzlich nur durch Ausrichtung an einem operationalisierten Ziel wirkungsvoll ausgestaltet werden. Eine Zielkonkretisierung ist indessen nicht zu erkennen; sie kann bezüglich der Erhebung der Abgabe auch dem Ökologieprogramm des Landes nicht entnommen werden. Dadurch fehlt ein Maßstab für die „richtige" Gestaltung des Wasserpfennigs, der sich somit zugleich schon im Vorhinein der Erfolgskontrolle entzieht. Auch ist der Tarif nicht in einer Form gestaltet, daß von ihm ein gezielter Beitrag zum Wassersparen ausgehen könnte. In diesem Fall müßte die Abgabenhöhe an den Kosten für Substitutionen orientiert sein; dies ist nicht der Fall.

Allenfalls könnte ein gewisser Lenkungseffekt dadurch gegeben sein, daß Grundwasserentnahmen höher belastet werden als Entnahmen aus Oberflächengewässern. Wenn ein solcher Anreiz der Abgabe überhaupt besteht, so bleibt er allerdings aufgrund von Ausnahmeregelungen in mehrfacher Hinsicht begrenzt. Er kann nicht für die öffentliche Wasserversorgung zutreffen, für deren Entnahme eine quellenspezifische Entgeltdifferenzierung nicht vorgesehen ist. Auch kann der Anreiz nicht für die allerdings insgesamt unbedeutende Grundwasserentnahme für unmittelbare Wärmegewinnung bestehen, die mit dem niedrigsten Gebührensatz belastet werden soll.

Daß ein gezielter Lenkungseffekt zumindest nicht im Vordergrund der geplanten Abgabenerhebung steht, wird nicht zuletzt an der Ermäßigungs- bzw. Härteregelung deutlich. Diese Regelung zeigt vielmehr, daß sich die Belastung an Leistungsfähigkeits- und Wettbewerbsfähigkeitsmerkmalen orientieren soll; gerade dort, wo wegen der Wasserintensität der Produktion und der hohen Kosten die mutmaßlich höchsten Anreize für eine Substitution bestünden, wird der Anreiz durch eine Härteregelung abgebaut.

Hinsichtlich der Vereinbarkeit der Abgabe mit dem Coase-Ansatz bleibt zunächst festzuhalten, daß der Wasserpfennig zumindest keinerlei Maßstab für die Berücksichtigung der durch landwirtschaftliche Nutzungsbeschränkungen erzielten Begünstigung enthält; auch belastet er Wasserversorger (und auch andere) unabhängig davon, ob in ihrem speziellen Interesse Schutzgebiete ausgewiesen werden, ob sie Nitratprobleme haben oder nicht.

Zur Beurteilung, ob die Abgabe auf den Coase-Ansatz zurückgeführt werden kann, reicht allerdings die Analyse des Abgabengesetzes allein nicht aus. Ein Blick auf die Allokationsregeln des Wasserrechts wird erforderlich. Dazu kann

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

an den Beitrag von Blankart auf der letzten Ausschußsitzung angeknüpft werden (Blankart, 1987b, S. 7ff.), der bereits deutlich gemacht hat, wie groß der Abstand zwischen dem Coase-Fall und dem Wasserpfennig ist.

Blankart hat den Wasserpfennig als eines von fünf Modellen kollektiver Arrangements zur Grundwasserallokation unter Effizienzgesichtspunkten analysiert. Auf die einzelnen Modellarrangements braucht hier nicht eingegangen zu werden; vielmehr seien zu den von ihm genannten wasserrechtlichen Rahmenbedingungen einige Ergänzungen erlaubt:

1. Die Verteilung der Grundwasserrechte in der Bundesrepublik Deutschland ist noch komplizierter als in den Modellbedingungen unterstellt. Es mag der Hinweis genügen, daß zum einen zahlreiche industrielle Grundwasserrechte bestehen, an deren Bestand nur auf dem Entschädigungswege gerüttelt werden kann, daß zum anderen die Wasserwerke keinen Entschädigungsanspruch für die ständige Verunreinigung „ihrer" Grundwasservorkommen haben; es gibt also keineswegs einen alleinigen und exklusiven Rechtsanspruch der öffentlichen Wasserversorgung auf das Grundwasser.

2. Die Wasserwerke können die Wasserschutzgebiete nicht nach ihren Bedürfnissen festlegen. Gerade der relativ geringe faktische Einfluß der Wasserversorger auf die Schutzgebietsausweisung hat zu dem nunmehr beklagten Defizit geführt.

3. Das WHG sieht unabhängig von einer besonderen Priorität von Trinkwassernutzungen generell eine Bewirtschaftung im Sinne des Gemeinwohls vor; vermeidbare Beeinträchtigungen sind zur Offenhaltung von Nutzungsoptionen zu unterlassen. Diese Philosophie schlägt sich u. a. auch im § 34 WHG bei den allgemeinen Grundwasserbestimmungen nieder. Grundwasser soll allgemein von nachhaltigen Veränderungen freigehalten werden, nicht nur im Hinblick auf einen aktuellen Nutzungsbedarf. Zumindest insoweit ist es einer marktlichen Allokation und einer privaten Einigung über Qualitätsverschlechterungen entzogen.

4. In den Marktmodellen werden die Wasserschutzgebiete als beliebig teilbare und jederzeit produzierbare Güter verstanden. Ihre Ausweisung ist daher eine Funktion der Wasserbedarfsentwicklung und der zu erwartenden landwirtschaftlichen Ertragsausfälle. Übersehen wird dabei, daß eine Nachfrage nach Schutzgebieten nur insoweit und solange plausibel ist, wie Grundwasser noch von einer Qualität ist, daß sich seine Unterschutzstellung „lohnt". Gerade aufgrund der Zeitdimension sollen ja Grundwasserreservoirs unabhängig von der aktuellen Nachfrage geschützt werden (Vorsorgeprinzip). Die Rechtfertigung liegt in den unterschiedlichen Reversibilitäten von Grundwassernutzungsfolgen. Eine im Rahmen der Erneuerungsraten vorgenommene Entnahme für Trinkwasserzwecke kann bei Wasserbedarfsrückgängen ohne Konsequenzen für die Ressource eingeschränkt oder aufgegeben werden. Die Schadstoffnutzung des Grundwassers durch die Landwirtschaft kann zwar bei zusätzlicher Trinkwassernachfrage durch die Anwendung von Sanktionsmechanismen ein-

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

geschränkt oder gar unterbunden werden; die bereits im Grundwasser vorhandenen Schadstoffe bleiben davon jedoch unberührt. Rein mengenorientierte Marktmodelle, die auf der Prämisse homogener Güter basieren, tragen daher den Qualitätsproblemen des Grundwassers nicht Rechnung.

Um langfristig und unabhängig vom aktuellen Bedarf die Option für die Entnahme qualitativ guten Grundwassers aufrechtzuerhalten, insoweit also dem sog. Vorsorgeprinzip zu genügen, hat das Land Baden-Württemberg die Planungsentscheidung getroffen, den für Wasserschutzgebiete reservierten Landesflächenanteil auf rd. 20% auszudehnen. Auf den neuen Wasserschutzflächen werden landwirtschaftliche Nutzungen per Anordnung zusätzlich beschränkt. Die Ertragsausfälle sollen angemessen kompensiert werden; dies geschieht über pauschalierte Ausgleichszahlungen aus dem Landeshaushalt.

Damit ist aber die Entscheidung über die Grundwasserallokation bereits gefällt. Der zur Finanzierung der Ausgleichszahlungen erhobene Wasserpfennig hat zunächst nur Verteilungskonsequenzen; er dürfte in anderer Weise inzidieren als bei einer Finanzierung aus allgemeinen Deckungsmitteln, die aus dem bestehenden Steuersystem stammen.

Unterstellt man nun, daß aufgrund der im Wasserpreis weitergegebenen Wasserpfennigbelastung die Wassernachfrage zurückgeht, so bleibt auch dies ohne Rückwirkungen auf die Grundwasserallokation. Es mag sein, daß dadurch die Erschließung neuer Entnahmefazilitäten überflüssig wird, daß u. U. auch die Entnahmemengen in den bisherigen Gewinnungsgebieten zurückgenommen werden. Aus den bereits genannten planungsrechtlichen Gründen werden aber daraufhin die bereits ausgewiesenen Gebiete nicht aus ihrem Schutzstatus entlassen werden können. Dementsprechend fallen auch die Ausgleichszahlungen unabhängig von der Wassernachfrageentwicklung und den Folgewirkungen der Wasserpfennigerhebung an.

Unter den bestehenden Rahmenbedingungen ist es daher ein Trugschluß, den Wasserpfennig als Allokationsmodell zu verstehen; er ist reines Finanzierungs- und Verteilungsinstrument. Allein unter diesem Aspekt läßt er sich auch als Durchbrechung der umweltpolitischen Version des Verursacherprinzips kritisieren und als Ausfluß des Nutznießer- oder Begünstigtenprinzips definieren[15]. Wesentliche allokative Veränderungen ergeben sich durch den Prinzipienwechsel so lange nicht, wie die Grundwassernutzungsentscheidungen durch Maßnahmen bzw. Unterlassungspflichten ordnungsrechtlich getroffen werden und die Finanzierung der Opportunitätskosten der vom Ordnungsrecht Betroffenen ohne Rückkopplung zur behördlichen Allokationsentscheidung bleibt.

Als Grundwasserallokationsmodell eignet sich der baden-württembergische Wasserpfennig auch aus anderen Gründen nicht. So belastet er neben Grundwasserentnahmen auch die Entnahmen aus Oberflächengewässern, für Zwecke

[15] Siehe *Meißner*, W. (1985, S. 197ff.).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

der öffentlichen Wasserversorgung sogar mit demselben Abgabesatz; auch industrielle Eigenwasserförderer unterliegen dem Wasserpfennig. Eine Verhandlungskonstellation zwischen der Landwirtschaft in Wasserschutzgebieten und der durch deren Nutzungsrecht begünstigten, in diesen Gebieten fördernden Wasserwerke läßt sich insofern dem Wasserpfennig beim besten Willen nicht zugrundelegen. Auch mit dem Coase-Ansatz hat die in Baden-Württemberg gewählte Konstruktion nichts zu tun.

IV. Bewertung

Die ökonomischen Interpretationsversuche des Wasserpfennigs sind von dem Bemühen geprägt, einem relativ schlichten politischen Kalkül im nachhinein ein theoretisch-allokatives Konzept überzustülpen. Dies kann nur gelingen, wenn man die bestehenden Rahmenbedingungen mehr oder weniger stark verfremdet. Der baden-württembergische Ansatz ist allein darauf zurückzuführen, daß der Bund als Rahmengesetzgeber durch § 19 Abs. 4 WHG den Ländern eine neue Finanzierungsmöglichkeit bescherte; insofern ist der Wasserpfennig eine fiskalische Reaktion auf die WHG-Änderung. Mit der Einführung des Wasserpfennigs konnte sich dann noch relativ leicht die Vorstellung verbinden, über die zu erwartenden Wasserpreiserhöhungen könne auch ein Wassersparziel verfolgt werden. Daß über den Wasserpfennig die Grundwasserallokation geändert, die Ausweisung von Schutzgebieten und die Qualitätsentwicklung von Grundwasser den Marktparteien Landwirtschaft und Wasserversorgung überlassen werden solle, war vom Landesgesetzgeber indessen nicht beabsichtigt.

Sofern das reine Finanzierungsziel angesprochen ist, kann die kritische Würdigung auf wenige Bemerkungen beschränkt bleiben:

1. Das Aufkommen wird — unter der Voraussetzung, daß keine nennenswerten Substitutionsvorgänge auftreten — auf rd. 160 Mio. DM pro Jahr geschätzt. Da ein Teil des Aufkommens bereits vorab den Gemeinden zur Finanzierung von Altlasten versprochen worden ist, dürfte dieser Betrag unter zusätzlicher Berücksichtigung des Erhebungsaufwandes den Ausgleichsbedarf nicht abdecken.

2. Dies gilt um so weniger, als der Wasserpfennig als Betriebsausgabe von den Abgabepflichtigen von den Bemessungsgrundlagen der gewinnabhängigen Steuern abgezogen werden kann, sich also die Landeseinnahmen aus Steuern etwa um die Hälfte des Wasserpfennigaufkommens verringern dürften.

3. Sofern Substitutionseffekte auftreten, wird sich der Finanzierungsanteil des Wasserpfennigs an den Ausgleichszahlungen weiter verringern, da die Ausgleichszahlungen insgesamt unabhängig von derartigen Substitutionszahlungen anfallen werden.

4. Daß darüber hinaus vertikale und horizontale Finanzausgleichseffekte auftreten, sei hier nur am Rande vermerkt.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Auch für das Wassersparziel kann der Wasserpfennig nicht als zieladäquat angesehen werden. Außer der allgemeinen Aussage, daß er den Wasserpreis erhöhen kann und daher auch Mengenanpassungen auftreten können, läßt sich zu seinen Wirkungen z. Z. kaum etwas sagen. Seine Ausgestaltung widerspricht jedoch einem gezielten Wassersparansatz; es sei nur auf zwei zentrale Mängel hingewiesen:

1. Weil es an einer Konkretisierung des Wassersparziels fehlt, bleiben Abgabesatz und sonstige Konstruktionsmerkmale insoweit willkürlich.

2. Die „Härteklausel" stellt sicher, daß die Abgabenbelastung in den Fällen, in denen der stärkste Substitutionsanreiz zu erwarten wäre, um bis zu 90% gesenkt werden kann.

D. Lehren

Im Umweltgutachten 1978 schrieb der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (TZ 312 und 313) folgendes:

„312. Versucht man deshalb, die Wassergütewirtschaft im Sinne einer Kausalkette

Ziele — Programme — Maßnahmen

zu systematisieren und legt dabei die im Umweltprogramm 1971 und dessen Fortschreibung durch die Bundesregierung im Umweltbericht 1976 enthaltenen, zunächst sehr allgemeinen Zielaussagen zugrunde, entsteht folgende Grobstruktur:

Auf der Zielebene müssen die Hauptziele

— eine für ökologische Belange ausreichende Gewässergüte, die Beeinträchtigungen des Naturhaushaltes weitgehend vermeidet,

— die Sicherung der Wasserversorgung,

— Sicherung anderer Nutzungen, die dem Gemeinwohl dienen,

durch die Bestimmung der dafür erforderlichen Güteziele und der sie ausfüllenden Gütekriterien konkretisiert werden.

Auf der Programmebene sind in den Programmbereichen

— Emissionsminderung,

— Immissionsschutz zur Verminderung bereits eingetretener Gewässerbelastungen,

— nutzungsgerechte Wasseraufbereitung zur Ausschaltung von Gewässerbelastungen,

— Sicherstellung der Wasserversorgung,

— Forschung und Entwicklung

Einzelprogramme aufzustellen, die beispielsweise im Bereich der Emissionsverminderung, entsprechend den vom Rat im Rheingutachten dargestellten fünf Belastungsgruppen (Der Rat, 1976), in Programme zur Verminderung der leicht abbaubaren Stoffe, der Salze usw. differenziert werden können. Sie lassen sich auf ein oder mehrere Staatsgebiete, aber auch auf eine zusammenhängende Gewässerregion beziehen.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Auf der operativen Ebene

stehen dann die verschiedenen gesetzlich-administrativen und budgetären Maßnahmen wie

— Ge- und Verbote, Überwachung, Bußgelder, Zwangsmaßnahmen,

— staatliche Planung und Eigen-Investitionen,

— organisatorisch-institutionelle Maßnahmen, z. B. Errichtung von Verbänden,

wirtschaftlicher Anreiz durch

— Finanzierungshilfen

— Abgaben oder Zertifikate

und

— Aktivierung des Umweltbewußtseins

zur Verfügung, die den einzelnen Programmen oder auch mehreren Einzelprogrammen zuzuordnen sind.

Auf allen Ebenen bedarf es darüber hinaus einer zeitlichen und räumlichen Präzisierung und Differenzierung der wassergütewirtschaftlichen Vorstellungen und Eingriffe unter Berücksichtigung einer Grundkonzeption sowie der gewässerbezogenen regionalen Belastungsdichte bzw. Nutzungsintensität.

313. Für die deutsche Wassergütewirtschaft besteht zwar eine weitgehende Übereinstimmung über die allgemeinen Zielvorgaben. Ebenso zeichnen sich konkrete Vorstellungen über die erforderlichen oder politisch für erforderlich gehaltenen technischen und administrativen Maßnahmen ab; dies zeigt sich an den wichtigsten gesetzgeberischen Aktivitäten der letzten Jahre, insbesondere an der 4. Novelle zum Wasserhaushalts-Gesetz und am Abwasserabgabengesetz.

Geschlossene Programme in räumlicher, zeitlicher und sektoraler bzw. sachlicher Gliederung sind jedoch nur in wenigen Fällen entwickelt. Dadurch tritt zwangsläufig die Gefahr nicht konsistenter und punktueller Einzeleingriffe auf, die insgesamt zu einer suboptimalen Gestaltung wassergütewirtschaftlicher Aktivitäten führen; dies ist durch unkoordinierte, nicht an übergeordneten Kriterien orientierte Investitionsentscheidungen im Abwasserbereich seit langem deutlich geworden, zeigt sich aber beispielsweise auch an dem instrumentellen Nebeneinander von WHG und AbwAG, welches das Steuerungspotential des AbwAG zumindest partiell außer Kraft gesetzt hat."

Dieser Aussage ist bis heute — 10 Jahre danach — wenig hinzuzufügen. Gewiß ist zuzugeben, daß der Konsens auf der Zielebene eher größer geworden ist; das Defizit auf der Programmebene hat sich aber nicht verringert, auf der operativen Ebene sind die Abwasserabgabe und vielfältige Finanzierungshilfen mittlerweile voll etabliert. Da es in diesem Beitrag nicht um eine Bewertung der Gewässerpolitik als ganzes geht, kann es nur um Lehren auf der operativen Ebene gehen.

Versuchen wir hier einige weiterführende Aussagen, so kommt es allokationspolitisch gesehen auf „externe" Verbesserungen an. Das bedeutet: Das gewässergütepolitische Instrumentarium — und in seinem Rahmen auch die Abwasserabgabe — muß zum einen an immissionsorientierte und die Konkurrenz der

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Nutzungsarten berücksichtigende Bewirtschaftungsplanungen angebunden werden; ohne daraus ableitbare Zielvorgaben kann kein finanzpolitisches Lenkungsinstrument effizient eingesetzt werden. Zum anderen muß der systemaren Verschränkung von Gewässernutzungen bzw. -belastungen und der Nutzung anderer Medien Rechnung getragen werden. Zur Erhöhung der allgemeinen Allokationseffizienz sollte darüber hinaus der im Gewässerbereich mit Hilfe der Abwasserabgabe beschrittene Weg, die „Restverschmutzung" zum ökonomischen Faktor zu machen, in die anderen Bereiche hinein fortgesetzt werden.

Ein Sonderproblem bleibt in diesem Zusammenhang die Subventionspolitik. Wir haben die Vergabepraxis staatlicher Zuschüsse für wassergütewirtschaftliche Maßnahmen zu Beginn dieser Abhandlung kurz erwähnt. Zur Abrundung des Gesamtbildes sind drei Aspekte kritisch hervorzuheben: 1. Die Kollision wassergütewirtschaftlicher Kriterien beim Kläranlagenbau mit Finanzausgleichsmaßstäben bei der Vergabe von Zuschüssen für kommunale Kläranlagen; 2. die Aufweichung längerfristiger umweltpolitischer Ziele durch kurzfristige konjunkturpolitische Erfordernisse; 3. die haushaltspolitische Fehlsteuerung kommunaler Gebühreneinnahmen im Bereich der Entsorgung.

1. Zum ersten Aspekt ist zu bemerken, daß es im Rahmen der von Bundesland zu Bundesland unterschiedlich gestalteten Zweckzuweisungen für den kommunalen Kläranlagenbau lange Zeit übliche Praxis war, staatliche Zuschüsse für Investitionen im Kläranlagenbau nach Maßgabe der „Tragbarkeit" der Entwässerungskosten, d.h. vor allem nach der pro-Kopf-Belastung (jährliche kommunale Entwässerungskosten pro angeschlossenem Einwohner) zu zahlen. Da derartige Kosten sich mit abnehmender Größe der Anlage progressiv entwickeln, wurden auf diese Weise vorwiegend Kläranlagen kleinerer Gemeinden mit entsprechend geringem Wirkungsgrad — bezogen auf das Gesamtgewässer — gefördert. Umgekehrt kamen größere Gemeinden mit in der Regel vorhandener, aber älterer und infolgedessen meist abgeschriebener Kläranlage (die zudem in der Regel überbelastet ist) selten in den Genuß derartiger Mittel. Auf diese Weise sind vollbiologische Kläranlagen kleiner Gemeinden mit hohen spezifischen Kosten z.T. an denselben Gewässern entstanden, in die benachbarte Großstädte ihre Abwässer nur mechanisch gereinigt einleiten. Bei einer Vergabe nach Schwerpunkten wäre ohne Zweifel ein wesentlich größerer gewässergütewirtschaftlicher Effekt zu erreichen gewesen.

2. Das herausragende Beispiel für die Aufweichung längerfristig angelegter ökologischer Ziele ist die Veränderung, die das sog. Zukunftsinvestitionsprogramm (ZIP) bei seiner Planung und Durchführung infolge konjunktureller Einflüsse erfuhr. Zentraler Bestandteil des ZIP war das Rhein-Bodensee-Programm, mit dessen Hilfe die wachsende Eutrophierung des Bodensees gestoppt und die Sanierung des Rheins schwerpunktmäßig vorangetrieben werden sollte. Dieses Vorhaben gelang am Bodensee relativ gut, da eine Gesamtkonzeption erkennbar war, die die wesentlichen Quellen des Phosphat-

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Eintrags berücksichtigte und einer zweckfremden Mittelvergabe Grenzen setzte. Im Rheineinzugsgebiet war dies (bis heute) nicht der Fall. Infolgedessen gerieten die als Schwerpunktmaßnahmen gedachten Mittel alsbald unter den Einfluß konjunktureller Überlegungen mit der Folge, daß kleinere, schneller zu verwirklichende Projekte in erheblich stärkerem Maße berücksichtigt wurden. Die ökologischen Folgen sind bis heute zu spüren: Viele Großstädte im Rheineinzugsgebiet betreiben immer noch unzureichende Kläranlagen und tragen dadurch zu einer Überbelastung der durch die geförderten Kleinanlagen nicht entsprechend entlasteten Selbstreinigungskraft des Vorfluters bei.

3. Zur haushaltspolitischen Fehlsteuerung ist schließlich zu bemerken: Die Statistik weist für die Bundesrepublik Deutschland hohe Einwohner-Anschlußwerte an das Kanalisationsnetz aus[16]. Diese Zahlen sagen jedoch nichts über den Zustand des Kanalisationsnetzes aus. Jüngste Forschungen haben ergeben, daß hier insbesondere in den Großstädten ein beachtlicher Nachholbedarf existiert, der beispielsweise in Köln auf ca. 1 Md. DM beziffert wird. Bei der Frage nach den Gründen für diese Versäumnisse in einem wichtigen Teilbereich wassergütewirtschaftlicher Maßnahmen stößt man auf finanzpsychologische und haushaltspolitische Ursachen. Finanzpsychologisch sind Investitionen „unter der Erde" wenig wählerwirksam. Weil sie nicht sichtbar sind, bleiben Erfolge schwer vermittelbar. Schon aus diesem Grunde ist ein Verzögerungseffekt eingebaut. Haushaltspolitische Gründe treten hinzu. Abwassergebühren sind eine wichtige Einnahmequelle der Gemeinden geworden. Ihre Höhe ist kostenorientiert, enthält also auch anteilige Erneuerungen, wobei der Berechnungsmodus schwankt. Leider zwingt das kommunale Haushaltsrecht nicht generell zu einer entsprechenden Rücklagenbildung, so daß die Gebühreneinnahmen zu großen Teilen als allgemeine Deckungsmittel verbraucht werden. Fehlallokationen sind die Folge.

E. Abschließende Bemerkungen

Der Wasserpfennig hat aus seiner Entstehungsgeschichte bisher nur den Beweis dafür geliefert, daß bei derartigen Instrumenten das fiskalische Ziel dominiert. Demgegenüber sind die Lehren aus der Abwasserabgabe vielfältiger. Hier seien mehrere Aspekte hervorgehoben: Erstens hat es sich gezeigt, daß ein neues abgabenpolitisches Instrument sorgfältig auf die bereits vorhandenen Instrumente achten muß; das AbwAG ist vom geltenden Wasserrecht regelrecht ‚eingefangen' worden. Zweitens ist die Kompliziertheit der Abgabe bemerkenswert, aber auch das Fehlen von Mechanismen der Erfolgskontrolle; das Gesetz ist schließlich drittens im Gegensatz zu vielen Äußerungen keine Anwendung des ökonomisch-theoretischen Verursacherprinzips mehr.

---

[16] Siehe dazu etwa Korrespondenz Abwasser, August 1988, S. 766ff.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

1. Die ersten Entwürfe des AbwAG sahen — wie bemerkt — ein selbständiges Instrument vor, das eigene Lenkungsaktivitäten entfalten und dabei gerade die Starrheit des wasserrechtlichen Instrumentariums ‚aufbrechen' sollte: An das Einleiten von Abwasser ist eine Abgabe zu knüpfen, die sich an der Ist-Einleitung, der Schädlichkeit und damit den Schadenskosten orientiert. Geworden ist daraus eine Abgabe, die sich an nach Höhe und Schädlichkeit normierten Einleitungen orientiert. Damit ist die Lenkungsfunktion (fast) völlig verloren gegangen, die Abwasserabgabe ist zum Anhängsel des Wasserhaushaltsrechts geworden. Diese Dominanz bestehender Gesetze ist auch bei evtl. geplanten Emissionsabgaben zu beachten. Sie schmälert eine angestrebte Lenkungseffizienz entscheidend.

2. Die Kompliziertheit der Abgabe ist in der Tat bemerkenswert, andererseits aber auch abgabepolitisch unproblematisch, da sie nicht durch die Abgabe primär verursacht ist, sondern durch den ihr zugrunde liegenden wasserrechtlichen Bescheid, der auf die technische Beschaffenheit des jeweiligen Abwassers abgestellt sein muß. Insofern geht auch die Kritik am hohen bürokratischen Aufwand fehl. Gleichwohl ist bedauerlich, daß der hohe bürokratische Aufwand nicht zum Aufbau einer mitschreitenden Kontrolle genutzt worden ist. Im Gegenteil: Die Verwendung des Aufkommens ist — nicht zuletzt wiederum aufgrund des geltenden Haushaltsrechts — weitgehend undurchschaubar. Erfolgskontrolle wird auch zusätzlich durch die fehlende Verklammerung von Emissionswerten und Immissionszielen erschwert. Infolgedessen ist eine Erhöhung der Abgabe bloßer Aktionismus, da mit ihr keiner Zielverfehlung exakt begegnet wird.

3. Und schließlich: Verursacherprinzip bedeutet in ökonomischer Interpretation Internalisierung der Schadenskosten zwecks Optimierung der Umweltqualität oder Anlastung von Vermeidungskosten zwecks Minimierung der Kosten zur Erreichung vorgegebener Umweltziele. Legt man diesen Maßstab an, so können wir nur konstatieren, daß die Höhe der Abgabe nach politischem Kalkül festgesetzt wird, nicht aber nach einem nachvollziehbaren Internalisierungsansatz; internalisiert wird ‚irgend etwas'. Die mit dem ursprünglichen Ansatz untrennbar verbundene Lenkungsfunktion wird vom Wasserhaushaltsgesetz bzw. von den wasserrechtlichen Bescheiden wahrgenommen, ist also eine Aufgabe von Ge- und Verboten. Von einer Anwendung des Verursacherprinzips kann also allenfalls in dem Sinne gesprochen werden, wie wir die Gewerbesteuer dem Äquivalenzprinzip zuordnen.

Zum Schluß drängt sich eine Frage geradezu auf: Woran liegt es, daß Abgaben als allokative Instrumente in der Umweltpolitik einen derart geringen Erfolg haben bzw. rasch zu reinen Finanzierungsinstrumenten degenerieren? Eine dreifache Antwort sei versucht.

Eine erste Erklärung liefern die Ökonomen selbst. Seit Beginn der wissenschaftlichen Umweltdiskussion klafft generell eine Lücke zwischen ökonomischer Argumentation und dem Stand der Umweltgesetzgebung; die theoretische

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Umweltökonomie hat es allzu lange versäumt, vom Stand der Umweltpolitik Notiz zu nehmen. Sie hat gewissermaßen eine reine Steuertheorie betrieben, ohne die Tatsache zu berücksichtigen, daß Steuergesetze existieren (Hansmeyer, 1981, S. 6ff.). In der Zwischenzeit ist diese Lücke noch größer geworden, da das Umweltrecht weiterentwickelt wurde und mittlerweile einen Grad an Geschlossenheit erreicht hat, der für ökonomische Argumente kaum mehr Raum läßt.

Daß damit eine Wissenschaft zumindest partiell den Anschluß an einen wichtigen Politikbereich verloren hat, hat — zweitens — sicherlich auch tiefere, psychologische Gründe. Man könnte sie mit der ‚Kälte des Ökonomen' umschreiben. Der Ökonom denkt in Kosten und Nutzen, für ihn ist die Umwelt ein Gut wie viele andere auch, das viele miteinander konkurrierende Funktionen erfüllen kann, Umweltprobleme sind in dieser Sicht eben ein Übernutzungsphänomen. Schon diese relativierende Sprache ist für den engagierten Umweltschützer schwer erträglich, sie wird für ihn unerträglich, wenn der Ökonom für die Umweltnutzung einen Preis fordert bzw. die Umweltnutzung verkaufen will. Die Vorstellung, gerade Preise könnten eine Übernutzung verhindern, erscheint als schlechthin ungeheuerlich: „Unsere Umwelt darf man nicht verkaufen!" Dieses Verdikt ist dem Verfasser mehr als einmal entgegengehalten worden.

Nun ist einzuräumen, daß dieses mangelnde Verständnis für ökonomisches Denken auch an anderen Stellen anzutreffen ist, man denke nur an den Vorwurf, die Wissenschaft der Ökonomie sei mit Wachstumsfetischismus identisch. Gleichwohl dürften gerade im Bereich des Umweltschutzes die Verständigungsbarrieren besonders hoch sein. Das beste Beispiel ist der oft zitierte und immer wieder fehlinterpretierte Gegensatz von Ökonomie und Ökologie, ein Thema, das hier nicht weiter verfolgt werden kann. Diese Abwertung der Ökonomie als Wissenschaft kann aber — drittens — wohl nur deshalb so drastisch ausfallen, weil mit ihr eine bemerkenswerte Aufwertung der Rechtswissenschaft einhergeht; Rechtsregeln (Ge- und Verbote) werden grundsätzlich als wirksamer denn Preismechanismen angesehen. Für das Verständnis einer solchen Einstellung sind vielleicht folgende Überlegungen hilfreich. Gesetzt den Fall, es existieren umweltpolitische Ziele in operationaler Form, d. h. als definierte Umweltqualitätsziele, so können zur Zielerreichung, d. h. zur Emissionsverminderung auf das gewünschte Immissionsniveau bekanntlich Ge- und Verbote, Abgaben oder Lizenzlösungen eingesetzt werden. Allen drei Instrumentegruppen ist bei vielfältigen Unterschieden eines gemeinsam: Sie versuchen, eine Emissionsminderung herbeizuführen, die den Umweltqualitätszielen entspricht. Die Erfolgseinschätzung durch Politik und öffentliche Meinung ist nun aber offensichtlich höchst unterschiedlich. Bei einer Lizenzlösung wirkt bereits der Verkaufsvorwurf abstoßend. Abgaben haben mit fiskalischen Vorurteilen zu kämpfen (Erhöhung der Abgabenlast und damit der Kosten), und sie wirken über Marktmechanismen und betriebliche Dispositionen; beide gelten dem Nichtökonomen als undurchschaubar und unheimlich. Ein ökologischer Erfolg wird diesem Instrumentarium daher kaum zugetraut. Der Umweltschützer will Taten sehen, mit dem Setzen von Rahmenbedingungen gibt er sich nicht zufrieden.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Gerade diese Taten vermag nun aber das Recht vorzuweisen: Eine Verschärfung von Umweltnormen wird meist bereits als Umweltverbesserung selbst gewertet. Der Bürger unterliegt hier einer ‚Vollzugsillusion', die ihm vorgaukelt, mit der Verschärfung der Emissionsnorm (auf dem Papier) sei ein besserer Immissionszustand mehr oder weniger automatisch verbunden. Es wird übersehen oder verdrängt, daß hier ähnliche und vielleicht noch kompliziertere Implementationsprobleme als bei Abgaben- oder Lizenzlösungen bestehen; das vielbeschworene ‚Vollzugsdefizit' sei als Stichwort genannt.

Damit verschiebt sich für den Finanzwissenschaftler der Argumentationsschwerpunkt. Er lag bisher eindeutig bei der Allokationseffizienz der einzelnen Abgabe. Tritt diese zugunsten der fiskalischen Effizienz zurück, so müssen steuersystematische Gesichtspunkte an Bedeutung zunehmen. Die Bedeutung von Umweltabgaben in einem zukünftigen Steuersystem wird sicherlich intensiver als bisher diskutiert werden müssen.

Literaturverzeichnis

Blankart, Ch. B. (1987a): Eine verfügungsrechtliche Betrachtung des Wasserpfennigs, in: Wirtschaftsdienst, H. III (1987).

— (1987b): Sonderabgaben und budgetäre Sonderregelungen im Rahmen der Umweltpolitik, Referat vor dem Finanzwissenschaftlichen Ausschuß des Vereins für Socialpolitik am 11. Juni 1987 in Lübeck.

Bonus, H. (1986a): Eine Lanze für den „Wasserpfennig", in: Wirtschaftsdienst, H. IX (1986).

— (1986b): Don Quichote, Sancho Pansa und der Wasserpfennig, in: Wirtschaftsdienst, H. XII (1986).

Brösse, U. (1986): Wasserzins statt Wasserpfennig!, in: Wirtschaftsdienst, H. XI (1986).

Cansier, D. (1981): Umweltschutz und Eigentumsrechte, in: L. Wegehenkel (Hrsg.), Marktwirtschaft und Umweltschutz, Tübingen.

Der Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit: Leitlinien der Bundesregierung zur Umweltvorsorge durch Vermeidung und stufenweise Verminderung von Schadstoffen (Leitlinien Umweltvorsorge), UI 1-501601-1/16 vom 03. 09. 1986.

Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (1974): Die Abwasserabgabe. Wassergütewirtschaftliche und gesamtökonomische Wirkungen, 2. Sondergutachten, Stuttgart und Mainz.

— (1978): Umweltgutachten 1978, Stuttgart und Mainz.

Ewringmann, D. und V. *Hoffmann* (1977): Auswirkungen des Abwasserabgabengesetzes auf Investitionsplanung und -abwicklung in Unternehmen, Gemeinden und Abwasserverbänden, Gutachten im Auftrag des Umweltbundesamtes, Köln.

— , K.-D. *Kibat* und F. *Schafhausen* (1980): Die Abwasserabgabe als Investitionsanreiz, Berichte des Umweltbundesamtes 8/80, Berlin.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

— u. a. (1981): Auswirkungen des Abwasserabgabengesetzes auf industrielle Indirekteinleiter, Berichte des Umweltbundesamtes 2/81, Berlin.

Gesetz über Abgaben für das Einleiten von Abwasser in Gewässer (Abwasserabgabengesetz — AbwAG) v. 13. 9. 1976, BGBl. I, 2721.

Hansmeyer, K.-H. (1976): Die Abwasserabgabe als Versuch einer Anwendung des Verursacherprinzips, in: Issing, O. (Hrsg.), Ökonomische Probleme der Umweltpolitik, Schriftenreihe des Vereins für Socialpolitik, N. F. Bd. 91, Berlin.

— mit R. *Caesar,* D. *Koths,* A. *Siedenberg* (1980): Steuern auf spezielle Güter, in: Handbuch der Finanzwissenschaft, Bd. II, 3. Aufl., Tübingen.

— (1981): Ökonomische Anforderungen an die staatliche Datensetzung für die Umwelt und ihre Realisierung, in: L. Wegehenkel (Hrsg.), Marktwirtschaft und Umweltschutz, Tübingen.

— und D. *Ewringmann* (1984): Zum Wirkungspotential und zur Wirkungsweise von Umweltabgaben, in: G. Schneider und R. U. Sprenger (Hrsg.): Mehr Umweltschutz für weniger Geld, München.

— — (1987): Der Wasserpfennig. Finanzwissenschaftliche Anmerkungen zum baden-württembergischen Regierungsentwurf, Finanzwissenschaftliche Forschungsarbeiten, Neue Folge, Bd. 56, Berlin.

Karl, H. (1987): Ökonomie des Grundwasserschutzes, in: Wirtschaftsdienst, H. III (1987).

Kibat, K.-D. (1982): Ökonomische Aspekte der Wirkungen wasserwirtschaftlicher Regelwerke (AbwAG, WHG) auf Abwasserverbände und deren Mitglieder, Texte des Umweltbundesamtes 28/82.

Kirchhof, P. (1983): Verfassungsrechtliche Beurteilung der Abwasserabgabe des Bundes, Berichte des Umweltbundesamtes 3/83, Berlin.

— (1987): Verfassungsfragen der Gewässerbenutzungsgebühr und der Freistellung von wasserrechtlichen Ausgleichsverpflichtungen, Rechtsgutachten erstattet im Auftrag der Landesregierung Baden-Württemberg, Manuskript, Heidelberg, Februar 1987.

Maas, Ch. (1987): Das Abwasserabgabengesetz und seine geplante Änderung — Wirkungen auf Emissionen und Innovation, in: Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht 1/87.

Meißner, W. (1985): Prinzipien der Umweltpolitik, in: R. Wildemann (Hrsg.): Umwelt, Wirtschaft, Gesellschaft — Wege zu einem neuen Grundverständnis, Kongreß der Landesregierung Baden-Württemberg, Zukunftschancen eines Industrielandes, Gerlingen.

Mußgnug, R. (1986): Das Recht des Landes Baden-Württemberg zur Erhebung eines „Wasserpfennigs" für die Entnahme von Grund- und Oberflächenwasser, Rechtsgutachten erstattet im Auftrag des Justizministeriums Baden-Württemberg, Manuskript, Heidelberg, August 1986.

Püttner, G. (1987): Qualifikation und Zulässigkeit des geplanten baden-württembergischen „Wasserpfennigs", Rechtsgutachten für die Arbeitsgemeinschaft der Industrie- und Handelskammern in Baden-Württemberg, Tübingen, Juni 1987.

Salzwedel, J. (1986): Rechtliche Aspekte zur Erhebung einer Gewässerbenutzungsabgabe, Manuskript, Bonn, 6. 3. 1986.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Scheele, M. und G. *Schmitt* (1986): Der „Wasserpfennig": Richtungsweisender Ansatz oder Donquichoterie?, in: Wirtschaftsdienst, H. XI (1986).

—— (1987): Streit um den Wasserpfennig: Abschied von der Effizienz?, in: Wirtschaftsdienst, H. I (1987).

Wassergesetz für Baden-Württemberg, §§ 17 a-f.

Zweites Gesetz zur Änderung des AbwAG v. 19. 12. 1986, BGBl. I, 2619.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Probleme einer europäischen Harmonisierung umweltorientierter Finanzpolitik

Von *Gerold Krause-Junk*, Hamburg

A. Einführung

Die Finanzpolitik kann auf vielfältige Weise in den Dienst der Umwelt gestellt werden. Im folgenden sei allein die Durchsetzung des Verursacherprinzips mit Hilfe einer sogenannten Pigou-Steuer betrachtet. Sie führt prinzipiell zu einer effizienten Umweltnutzung, d. h. sie bringt Grenznutzen und — unvermeidliche — Grenzkosten der Umweltbeanspruchung zur Übereinstimmung. Bekanntlich braucht dies nicht zu bedeuten, daß die Umwelt unbeschädigt bleibt. Wer dies jenseits ökonomischen Denkens fordert, kann mit einer Pigou-Steuer nicht zufrieden sein. Er müßte sich aber fragen lassen, wie er diesen Absolutheitsanspruch gegenüber anderen, offenkundig nicht minder wichtigen Verwendungen ökonomischer Mittel begründen will. Für eine Diskussion dieser Problematik ist hier freilich nicht der Platz.

Bereits unter den Annahmen einer geschlossenen Volkswirtschaft steht der praktischen Einführung einer Pigou-Steuer eine Fülle von Problemen entgegen. Diese lassen sich fast stets darauf zurückführen, daß sich weder die angerichteten Schäden — gar in einem Geldausdruck — angemessen bestimmen noch die verursachenden Aktivitäten präzise genug spezifizieren lassen. Daraus mag man je nach Gewichtung der Probleme die Konsequenz ziehen, zu anderen Umweltmaßnahmen zu greifen, oder Umweltsteuern auch dann einzuführen, wenn sie mit Sicherheit das Ideal der Pigou-Steuer verfehlen.

Im folgenden sollen allein diejenigen Schwierigkeiten behandelt werden, die der Einführung von Pigou-Steuern im Wege stehen, weil Volkswirtschaften internationale Wirtschaftsbeziehungen unterhalten, also anders als in den zumeist betrachteten Modellen in vieler Hinsicht offene Volkswirtschaften sind. Für offene Volkswirtschaften mag es nämlich aus nationaler Sicht, d. h. unter dem Aspekt nationaler Wohlfahrt, gar nicht erstrebenswert sein, Pigou-Steuern einzuführen. Die Durchsetzung des Verursacherprinzips mag hier also scheitern, selbst wenn die üblichen Probleme einer genauen Bestimmung von Schaden und Ursache lösbar wären. Dies gilt sowohl im Hinblick auf nationale Umweltschäden, d. h. Schäden, die sich allein in demjenigen Land ergeben, in dem auch die verursachende Aktivität betrieben wird, als auch im Hinblick auf internationale Schäden, bei denen die Ursache im einen Land liegt und der Schaden im anderen Land anfällt.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Der Grund für diese mögliche Diskrepanz von umweltgerechter Durchsetzung des Verursacherprinzips und nationaler Wohlfahrtsmaximierung liegt in der für offene Volkswirtschaften gegebenen Möglichkeit, die nationale Wohlfahrt auf Kosten anderer Volkswirtschaften zu erhöhen. Genau diese Politik stünde aber im strikten Gegensatz zu den Prinzipien, nach denen die in der Europäischen Gemeinschaft zusammengeschlossenen Staaten ihre innergemeinschaftlichen Beziehungen ordnen wollen. Bestünde auch nur die Gefahr, daß sich Mitgliedsländer der EG im Bereich der Umweltpolitik von derartigen, egoistischen Maximen leiten ließen, müßte dies durch Gemeinschaftsabsprachen verhindert werden.[1] Derartige Absprachen seien im folgenden dem inzwischen eingebürgerten Sprachgebrauch gemäß als „Harmonisierung" bezeichnet.

B. Nationale Umweltschäden und Außenwirtschaftspolitik

Soweit nationale Umweltschädigungen dem Verursacher kostenmäßig nicht angelastet werden, können sie als Subventionierung der umweltschädigenden Aktivität interpretiert werden (ähnlich Siebert et al. (1980), S. 115). Dahinter steht die Vorstellung, daß der Staat entweder für die Beseitigung der Umweltschäden selbst aufkommt oder die von den Umweltschäden ausgehende Belastung seiner Bürger — ähnlich wie deren Besteuerung — vertreten muß.

Ob Staaten aus außenwirtschaftlichen Gründen eine Internalisierung von Umweltschäden unterlassen, läßt sich also zunächst in gleicher Weise beantworten wie die Frage, ob die Subventionierung bestimmter Aktivitäten außenwirtschaftlich vorteilhaft sein kann. Die Antwort hängt von einer Reihe von Bedingungen ab und kann im Grunde nur in Form einer Kasuistik gegeben werden. Dabei sei hier von vornherein der Fall einer kleinen, offenen Volkswirtschaft übergangen. Für sie sind definitionsgemäß Weltgüter- und -faktorpreise gegeben, so daß sie im allgemeinen an Wohlfahrt nur verlieren kann, wenn sie bestimmte Aktivitäten subventionierte.[2] Im folgenden wird daher nur eine „große" Volkswirtschaft mit entsprechendem Einfluß auf die Güter- und Faktorpreise unterstellt und nach den Fällen fehlender, totaler und partieller Faktormobilität unterschieden.

---

[1] Es ist eine andere Frage, wie die Gemeinschaft als ganze ihr Verhältnis zu Drittländern, also auch ihre Umweltpolitik unter Berücksichtigung der „Außenwirkungen" regelt. Diese Frage, obwohl generell nicht ohne Bezug zur innergemeinschaftlichen Umweltpolitik, sei im folgenden vernachlässigt.

[2] Zur Wirkung nichtinternalisierter externer Effekte in einer kleinen, offenen Volkswirtschaft vgl. M. *Chacholiades* (1978), S. 507-520.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

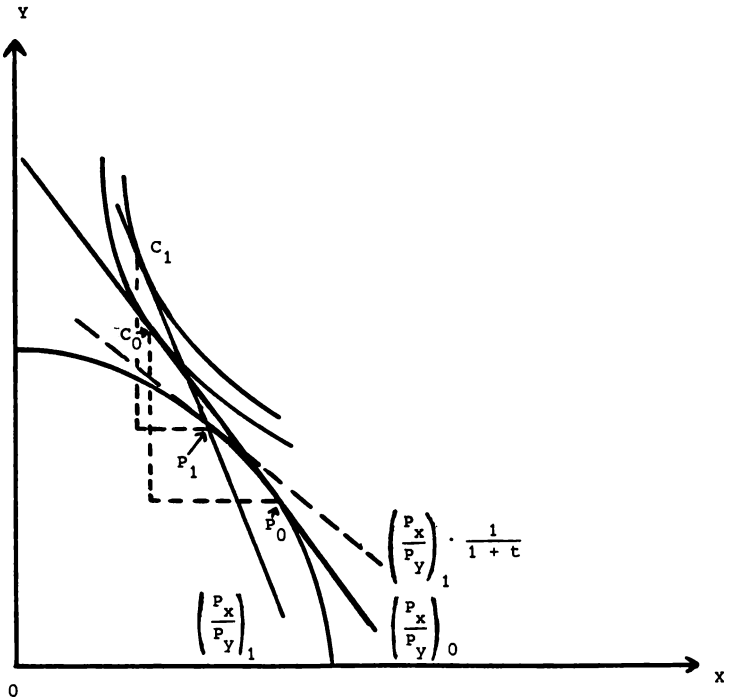

Abbildung 1

I. Fehlende internationale Faktormobilität

Eignet sich der Fall fehlender internationaler Faktormobilität auch schlecht für die Analyse von Harmonisierungsproblemen der Europäischen Gemeinschaft, so ist er doch als Ausgangspunkt der nachfolgenden Überlegungen nicht unzweckmäßig. Bekanntlich kann ein Staat bei fehlender internationaler Faktormobilität Wohlfahrtsgewinne dadurch erzielen, daß er die Produktion seines Importgutes oder den Konsum seines Exportgutes subventioniert.[3]

Der Grund hierfür liegt in dem günstigen Effekt auf die Terms of Trade, d. h. auf das Verhältnis von Export- zu Importgüterpreisen. Eine Produktionssubvention auf das Importgut führt zu einer zugunsten des Importgutes veränderten internationalen Produktionsstruktur und insofern zu einer Veränderung des Preisverhältnisses: das Importgut wird billiger, das Exportgut wird teurer. Der dabei erzielbare Wohlfahrtsgewinn ist in Abb. 1 skizziert.

[3] Wir diskutieren im folgenden stets unter der vereinfachenden Annahme des sogenannten Two-by-two-by-two-Außenwirtschaftsmodells (zwei Güter, zwei Faktoren, zwei Länder). Vorsichtig interpretiert, können die dabei gewonnenen Ergebnisse verallgemeinert werden. Vgl. dazu A. *Mästle* (1987).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Die Einführung einer Subvention auf die Produktion des Importgutes Y führt dazu, daß die Produktionsstruktur (entlang der Transformationskurve TT) von P_0 auf P_1 verschoben wird. Die unterstellte Änderung der relativen Preise zugunsten des Exportguts X verschiebt den Konsumpunkt von C_0 auf C_1 und erhöht die volkswirtschaftliche Wohlfahrt.

Allerdings ist die Interpretation von Abb. 1 nicht ganz einfach, wenn man, wie hier intendiert, Subventionen als unterlassene Anlastung von Umweltkosten verstehen will. Die abgebildete TT-Kurve ist so zu deuten, daß bei der Produktion von Y anfallende Umweltkosten stets entweder vermieden, beseitigt oder bei den Geschädigten kompensiert werden. Werden die Umweltkosten den Produzenten direkt angelastet, wie das in der Ausgangslage unterstellt ist, wählen diese den Tangentialpunkt P_0 zwischen der Weltpreis-Geraden und der (in diesem Sinne: Netto-)Transformationskurve.

Wird vom Verursacherprinzip abgewichen, wählen die Produzenten an sich eine Tangentiallösung auf ihrer — hier nicht abgebildeten — Brutto-Transformationskurve, die anfallende Umweltkosten der Y-Produktion nicht berücksichtigt. Unterstellt man aber, daß im Falle fehlender Internalisierung von Verursacherkosten der Staat die Verhinderung, Beseitigung oder Kompensation der Umweltschäden übernimmt (Gemeinlastprinzip) und die dafür notwendigen Ausgaben über eine Pauschsteuer finanziert, dann bleibt die Volkswirtschaft auf der — hier abgebildeten — Nettotransformationskurve. Da die privaten Produzenten aber nicht mit den Umweltkosten belastet sind, entspricht im Gleichgewichtspunkt P_1 die Nettogrenzrate der Transformation dem Verhältnis der mit den Umweltkosten subventionierten Marktpreise. Es ist für die Entscheidung der Produzenten nämlich gleichgültig, ob sie mit den vollen volkswirtschaftlichen Grenzkosten der Y-Produktion belastet werden und für zusätzliche Y-Einheiten einen in Höhe der Umweltkosten subventionierten Marktpreis erhalten oder ob sie die Umweltkosten nicht tragen müssen und nur die reinen Marktpreise erzielen. Das Indifferenzkurvensystem gilt deswegen ohne Berücksichtigung der tatsächlichen Umweltschäden, da diese entweder von den privaten Produzenten oder vom Staat verhindert, beseitigt oder kompensiert werden.[4]

Auch wenn der Staat auf jedwede umweltpolitische Intervention verzichten würde, beschreibt Abb. 1 den möglichen Wohlfahrtsgewinn, vorausgesetzt, die privaten Faktorbesitzer setzten von sich aus volkswirtschaftliche Ressourcen für die volle Verhinderung, Beseitigung oder Kompensation der Umweltschäden ein. Dies ist aber wegen des Charakters der Umwelt als öffentliches Gut wenig wahrscheinlich. Würden die daher zu erwartenden negativen Konsequenzen für die volkswirtschaftliche Wohlfahrt vom Staat in seinem Optimierungs-

[4] Wenn entstehende Umweltschäden bei den Betroffenen stets kompensiert werden, können diese ihre Verbrauchsentscheidungen unabhängig von Umweltschäden fällen und sind definitionsgemäß auch mit jedem Warenkorb auf dem gleichen Wohlfahrtsniveau, das sie auch ohne Umweltschäden erreichen würden.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

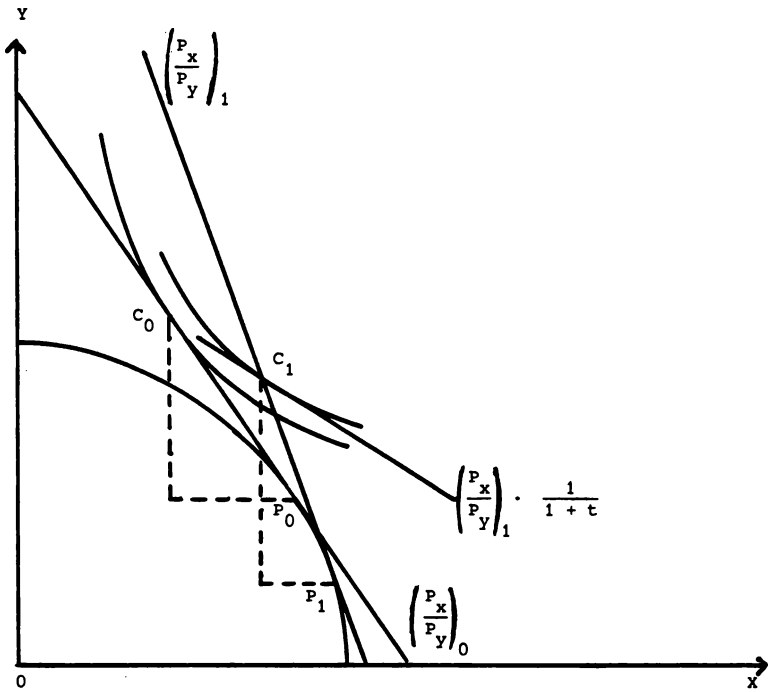

Abbildung 2

kalkül berücksichtigt, müßte er sie den dargestellten, von der Verbesserung der Terms of Trade ausgehenden positiven Wohlfahrtseffekten gegenrechnen.

Auch mit Hilfe von Verbrauchssubventionen lassen sich Wohlfahrtsgewinne erzielen. Die folgende Abbildung (Abb. 2) unterstellt eine Konsumsubventionierung des Exportgutes X.

Auch hierbei wird angenommen, daß die Subvention günstige Preiseffekte auslöst: der zugunsten des Exportguts verschobene inländische Konsum verteuert das Exportgut und verbilligt (relativ) das Importgut. Im Vergleich zur alten Gleichgewichtslage (P_0/C_0) wird im neuen Gleichgewicht (P_1/C_1) ein höheres Wohlfahrtsniveau erreicht.

Interpretiert man auch Verbrauchssubventionen als fehlende Anlastung von Umweltschädigungen, sind die Indifferenzkurven der Abb. 2 so zu verstehen, daß sie stets die Vermeidung, Beseitigung oder Kompensation der vom X-Konsum ausgehenden Umweltschädigungen voraussetzen. In der durch volle Internalisierung der Umweltkosten charakterisierten Ausgangslage berücksichtigen die Haushalte also bereits bei der Bestimmung ihrer Indifferenzlagen, daß sie die für jeden X-Verbrauch anfallenden Umweltkosten tragen müssen. Also treffen sie eine Verbrauchsentscheidung, bei der die Grenzrate der „Netto"-Substitution dem Verhältnis der Marktpreise entspricht.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Verzichtet der Staat nunmehr auf eine Internalisierung, werden die Haushalte ihren Verbrauchsentscheidungen an sich ein verändertes Indifferenzkurvensystem — das eben die Umweltschädigungen außer acht läßt — zugrunde legen.[5] Ihre Konsumwahl wird freilich nicht anders ausfallen, als wenn sie eine Tangentiallösung zwischen ihrem zunächst unterstellten — und hier abgebildeten — Indifferenzkurvensystem und einer Preisgeraden suchen, bei der X in Höhe der Umweltkosten subventioniert wird. Tritt der Staat tatsächlich (mit Hilfe einer Pauschsteuer) für die Verhinderung, Beseitigung oder Kompensation der Umweltschäden ein, ist der Wohlfahrtsvergleich zwischen C_1 und C_0 — unter den üblichen Einschränkungen — auch konsistent. Bleibt der Staat umweltpolitisch passiv, dürfte es zu partiellen Wohlfahrtsverlusten kommen, um welche die außenwirtschaftlich bestimmten Wohlfahrtsgewinne korrigiert werden müßten.

Wie sich zeigt, können also außenwirtschaftliche Überlegungen einer Internalisierung von Umweltschädigungen im Wege stehen. Es wäre aber falsch, dieses Ergebnis zu generalisieren. Tatsächlich hängt es allein davon ab, ob es sich bei der umweltschädigenden Aktivität um die Produktion eines Import- oder den Verbrauch eines Exportgutes handelt. Gehen nämlich die Umweltschädigungen von der Produktion eines Export- oder dem Verbrauch eines Importgutes aus, ist nicht nur eine Internalisierung der Umweltkosten, sondern darüber hinausgehend eine spezifische Besteuerung der entsprechenden Aktivitäten vorteilhaft.[6] Wird die Steuer außenwirtschaftlich optimiert, erfolgt also sogar eine übermäßige Umweltschonung: der Umweltpreis wird höher fixiert als marktwirtschaftlich geboten.[7] Zur Ableitung dieses Zusammenhangs bedarf es keiner weiteren Darstellung, da eine Produktionsbesteuerung des Exportgutes einer Produktionssubventionierung des Importgutes und eine Verbrauchsbesteuerung des Exportgutes einer Verbrauchssubventionierung des Importgutes äquivalent sind. Auch unter wohlfahrtstheoretischen Aspekten kommt es auf das gleiche hinaus, ob, wie in den zunächst dargestellten Fällen, umweltschädigende Aktivitäten subventioniert oder in den umgekehrten Fällen zu hoch besteuert werden. Dies liegt eben daran, daß aus ökonomischer Sicht eine Unter- nicht anders als eine Überbeanspruchung von Umwelt zu beurteilen ist.

---

[5] Dabei ist vorausgesetzt, sie empfinden die vom eigenen Verbrauch ausgehenden Schäden nicht selbst als nachteilig, d. h. die Umweltschäden fallen tatsächlich extern an.

[6] Vgl. die Ableitung der optimalen Güterbesteuerung in großen offenen Volkswirtschaften bei A. *Friedlaender* und A. *Vandendorpe* (1968), S. 1058-1068.

[7] In der mündlichen Verhandlung wurde eine — unter dem Aspekt des Umweltschutzes — übermäßige Besteuerung von Exportgütern mit dem Hinweis darauf als unrealistisch eingeschätzt, daß die Mehrwertsteuer erhebenden Staaten die auf ihren Exporten ruhende Mehrwertsteuer stets in vollem Umfang erstatten, obwohl sie durchaus auch einen geringeren Erstattungssatz wählen könnten. Man muß dabei aber wohl auch berücksichtigen, daß mit einer allgemeinen Produktionssteuer (wie der Mehrwertsteuer ohne Grenzausgleich) jedenfalls unter den Bedingungen des hier betrachteten Modells gar keine Terms of Trade-Effekte zu erzielen sind.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

II. Totale internationale Faktormobilität

Das Modell fehlender internationaler Faktormobilität ist sicherlich kaum geeignet, die Beziehungen zwischen den Staaten der Europäischen Wirtschaftsgemeinschaft adäquat abzubilden; denn die Staatengemeinschaft gewährt ihren Bürgern eine freie Arbeitsplatzwahl (vgl. Art. 48 EWGV) und ist auch dabei, den Kapitalverkehr weitestgehend zu liberalisieren. Man könnte also geneigt sein, eher als das Modell fehlender das Modell totaler internationaler Faktormobilität der Analyse der Subventionswirkungen zugrundezulegen.

Dabei scheint es notwendig, zwei Fälle zu unterscheiden. Zum einen sei unterstellt, daß alle Faktoren den Ort ihres produktiven Einsatzes international verlagern, sobald internationale Differenzen in den Faktorlöhnen auftreten. Dies soll für den Faktor Arbeit auch dann gelten, wenn die Arbeitsanbieter aus welchen Gründen auch immer an ihren Wohnorten festhalten. Man muß in diesem Fall also internationales Pendeln („Grenzgänger") unterstellen. Entsprechend soll es auch möglich sein, den Wohnort ohne den Ort des produktiven Einsatzes zu verlagern.

Im zweiten, realistischeren Fall soll davon ausgegangen werden, daß für den Faktor Arbeit Orte des produktiven Einsatzes und Wohnorte zusammenfallen.

Lassen sich Wohnorte der Faktorbesitzer und Orte des produktiven Faktoreinsatzes auch international trennen, dann wird die Subventionierung einer bestimmten Produktion auf Kosten der Wohnbevölkerung (die von den diffusen Umweltschädigungen getroffen wird) gleichzeitig zwei Bewegungen auslösen: die internationale Produktion des subventionierten Guts wird in das betrachtete Land verlagert, und die Wohnbevölkerung wird das Land verlassen. Hält man an der Annahme fest, daß nationale Umweltschäden stets und nur insoweit auftreten, als sie von der Wohnbevölkerung als Nutzeneinbuße empfunden werden, hat der Fall noch ein merkwürdiges Nebenergebnis: im neuen Gleichgewicht, d.h. nach Abwanderung der Wohnbevölkerung, sind auch die Umweltschäden verschwunden.[8] Der Fall ist natürlich insgesamt nur als gedankliches Experiment konstruiert.

Realistischerweise muß, wie im zweiten Fall, unterstellt werden, daß generell Wohnorte und Orte des produktiven Arbeitseinsatzes übereinstimmen. Unter dieser Annahme wird die Subventionierung der umweltschädigenden Produktion dazu führen, daß die Wohnbevölkerung nur dann abwandert, wenn sie nicht im internationalen Vergleich höhere Faktorlöhne erhält, die das Umweltopfer ausgleichen. Im Gleichgewicht wird im betrachteten Land nur das umweltschädigende Gut produziert, und die Faktorlöhne sind genau im Maße der Subventionierung (= Umweltschädigung) höher als im Ausland. (Dabei ist unterstellt, daß im Ausland die Produktion des umweltschädigenden Guts nicht subventioniert, also z.B. mit einer Umweltsteuer belegt wird.)

[8] Eine mögliche Belastung künftiger Generationen und neuer Wohnbevölkerung wird außer acht gelassen.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Bei vollständiger Faktor- und Wohnortmobilität entsteht also in beiden betrachteten Fällen kein Harmonisierungsbedarf. Verlegungen von Produktions- und Wohnorten würden verhindern, daß sich ein subventionierendes Land auf Kosten des Auslandes Vorteile verschafft. Es stellt sich auch nicht das oben behandelte Problem einer möglichen Überbesteuerung umweltschädigender Aktivitäten, da bei vollkommener Faktor- und Wohnortmobilität auch dadurch kein Vorteil zu erzielen ist.

Alle diese Ergebnisse gelten mutatis mutandis auch für die politischen Optionen gegenüber umweltschädigenden Konsumaktivitäten. Hier ist nur ergänzend noch zu beachten, daß jeder Bürger generell nur *einen* Konsumort, nicht etwa für unterschiedliche Konsumgüter verschiedene Konsumorte haben kann. (Von Ausnahmen, z. B. spezifischem Urlaubskonsum, sei abgesehen.) Die Subventionierung eines bestimmten Konsums kann also i. d. R. nur dazu führen, daß Konsumorte insgesamt verlagert werden. Unterstellt man, daß alle Bürger von den Umweltschäden betroffen werden, aber nicht alle das umweltschädigende Gut konsumieren, werden die Umweltsünder im Lande bleiben (bzw. sogar vom Ausland einwandern), andere aber ihre Wohnsitze ins Ausland zu verlagern trachten. Am Ende tragen die Verursacher auch die Schäden.

Nachteilige Wohlfahrtseffekte für das Ausland sind aus diesen Umsiedlungen unmittelbar nicht abzuleiten. Sie ließen sich möglicherweise aus zusätzlichen Annahmen, z. B. über den Zusammenhang von Wohlfahrt und Bevölkerungsstruktur entwickeln.

Generell bleibt es bei der Vermutung, daß allgemeine Produktions-, Konsum- und Wohnortmobilität verhindern, daß sich einzelne Staaten auf Kosten anderer Vorteile verschaffen. Was immer Staaten mit einer diskriminierenden Politik an außenwirtschaftlichen Vorteilen zu gewinnen trachten, würde durch entsprechende Wanderungsbewegungen wieder ausgeglichen. Dies ist auch folgerichtig. Vorteile auf Kosten anderer kann sich ein Staat nämlich nur dadurch verschaffen, daß er — in wirtschaftstheoretischen Termini — monopolistische Macht ausübt. Allseitige Mobilität nimmt sie ihm.

III. Partielle Faktormobilität

Obwohl in der Europäischen Gemeinschaft unbeschränkte Faktormobilität zugelassen bzw. zumindest angestrebt wird, wird auch das Modell vollständiger Faktormobilität der europäischen Realität kaum gerecht. Zum einen sind alle Mitgliedsländer allein schon durch unterschiedliche natürliche Gegebenheiten im Besitz nicht wanderungsfähiger Produktionsfaktoren. Zum anderen sind auch prinzipiell mobile bzw. in ihrer Mobilität vom Staat nicht oder nur wenig (z. B. durch formale Hürden in der Berufsausübung) behinderte Arbeitnehmer doch aus persönlichen Gründen (z. B. der Sprachbarriere) faktisch kaum zur internationalen Wanderung bereit. Es spricht also einiges dafür, die zur

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Diskussion stehenden Probleme mit Hilfe eines Modells partieller Faktormobilität zu analysieren.

Im folgenden sei Kapital als international mobiler, Arbeit dagegen als international immobiler Faktor behandelt (Mundell [1957]).

Da insbesondere für die Arbeitsanbieter eine Trennung von Produktions- und Wohnort nur in Ausnahmefällen möglich ist, sei auch internationale Immobilität der Wohnorte unterstellt. Interpretieren wir nach wie vor fehlende Internalisierung von Umweltschädigungen als Subventionierung der sie auslösenden Aktivitäten, geht es also auch in diesem Modell zunächst um die Ableitung der außenwirtschaftlichen Effekte einer einseitigen Subventionierung bestimmter Produktions- und Konsumaktivitäten.

Zunächst zur Produktionssubventionierung. Verglichen mit einer steuer- und subventionsfreien Referenzlage bewirkt eine spezifische Subventionierung bestimmter (in unserem Fall: der umweltschädigenden) Produktionen je nach der relativen Arbeitsausstattung der betrachteten Länder(-gruppen) entweder eine Spezialisierung des Inlands (A) auf die subventionierte(n) Produktion(en) oder des Auslands (B) auf die nichtsubventionierte(n) Produktion(en). Im einzelnen sind die folgenden Fälle zu unterscheiden.

		Subventioniertes Gut	
		arbeitsintensiv	kapitalintensiv
Arbeitsausstattung des subventionierenden Landes zum Weltarbeits-Input in das subventionierte Gut	kleiner	1	2
	größer	3	4

F A L L 1

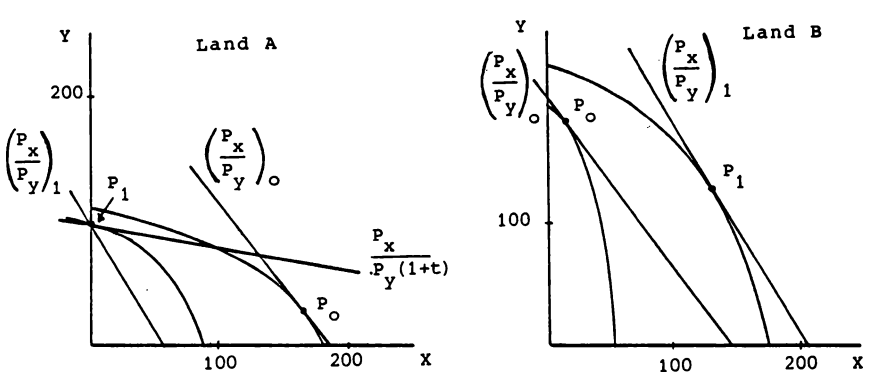

Abbildung 3

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Den abgebildeten Transformationskurven liegen die Produktionsfunktionen $X = 0{,}35 \cdot a^{0,2} \cdot k^{0,8}$ und $Y = 0{,}75 \cdot a^{0,9} \cdot k^{0,1}$ zugrunde, mit einem Weltarbeitsbestand von 400 und einem Weltkapitalbestand von 880 Einheiten.

Faktorbestände des Landes A in Fall 1:

	Arbeit	Kapital
Anfangsbestand	120	748
nach Kapitalabfluß	120	308

Fall 1: Land A spezialisiert sich auf die Produktion des arbeitsintensiven Gutes Y. Verglichen mit einer steuer- und subventionsfreien Referenzlage (P_0, Abb. 3)

— produziert A kapitalintensiver (Y).
— produziert B arbeitsintensiver (X und Y).
— steigt der Zinssatz.
— steigt der Lohnsatz in A.
— fällt der Lohnsatz in B.
— fällt der Y-Preis.
— steigt der X-Preis.
— fließt Kapital von A nach B.

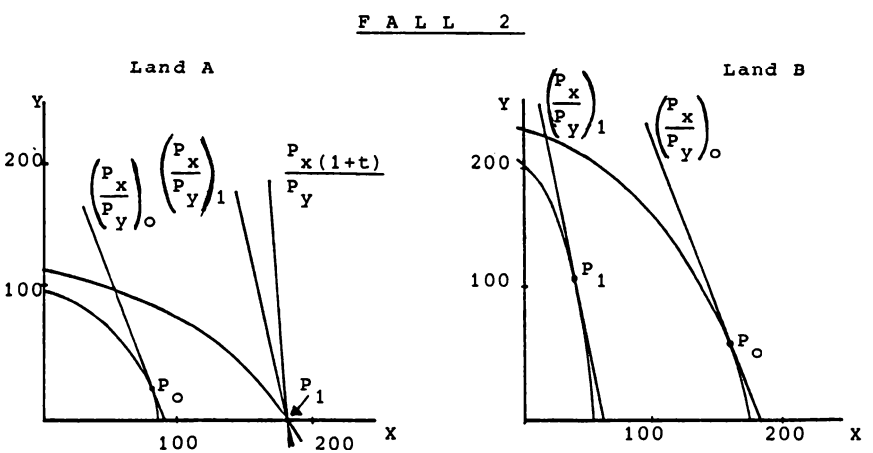

Abbildung 4

Faktorbestände des Landes A in Fall 2:

	Arbeit	Kapital
Anfangsbestand	120	308
nach Kapitalzufluß	120	748

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Fall 2: Land A spezialisiert sich auf die Produktion des kapitalintensiven Gutes X. Verglichen mit einer steuer- und subventionsfreien Referenzlage (P_0, Abb. 4)

— produziert A kapitalintensiver (X).
— produziert B arbeitsintensiver (X und Y).
— steigt der Zinssatz.
— steigt der Lohnsatz in A.
— fällt der Lohnsatz in B.
— fällt der Y-Preis.
— steigt der X-Preis.
— fließt Kapital von B nach A.

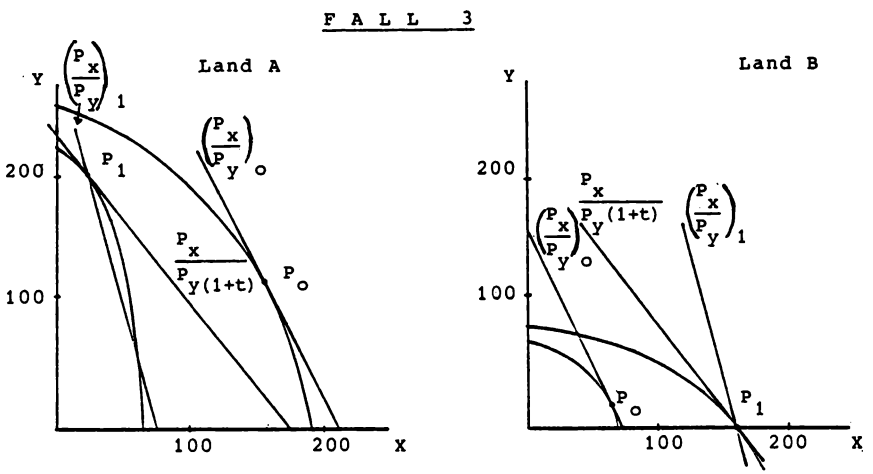

Abbildung 5

Faktorbestände des Landes A in Fall 3:

	Arbeit	Kapital
Anfangsbestand	320	616
nach Kapitalabfluß	320	176

Fall 3: Land (Ländergruppe) B spezialisiert sich auf die Produktion des kapitalintensiven Gutes X. Verglichen mit einer steuer- und subventionsfreien Referenzlage (P_0, Abb. 5)

— produziert B kapitalintensiver (X).
— produziert A kapitalintensiver (X und Y).
— sinkt der Zinssatz (in A und B).
— steigt der Lohnsatz (in A und B).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

— steigt der X-Preis.
— sinkt der Y-Preis.
— fließt Kapital von A nach B.

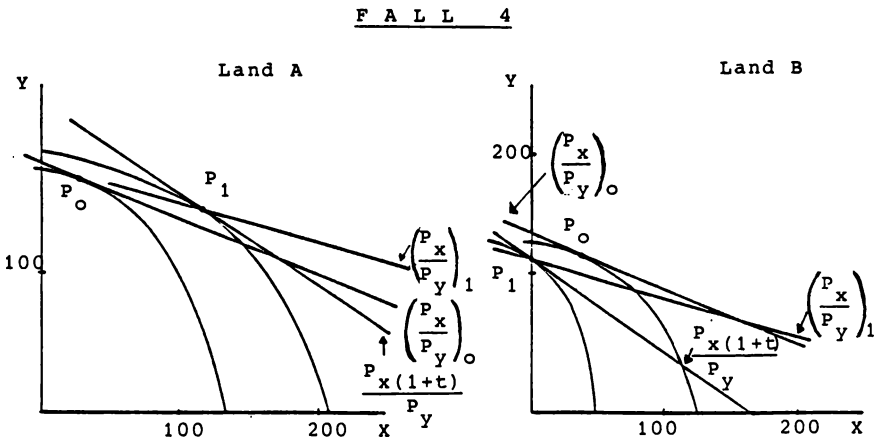

Abbildung 6

Faktorbestände des Landes A in Fall 4:

	Arbeit	Kapital
Anfangsbestand	240	440
nach Kapitalzufluß	240	748

Fall 4: Land (Ländergruppe) B spezialisiert sich auf die Produktion des arbeitsintensiven Gutes Y. Verglichen mit einer steuer- und subventionsfreien Referenzlage (P_0, Abb. 6)

— produziert B arbeitsintensiver (Y).
— produziert A arbeitsintensiver (X und Y).
— steigt der Zinssatz (in A und B).
— sinkt der Lohnsatz (in A und B).
— fällt der X-Preis.
— steigt der Y-Preis.
— fließt Kapital von B nach A.

Den Fällen 1 und 2 ist gemeinsam, daß sich die Lohnsätze in A und B gegenläufig entwickeln. Dem stehen keine Marktkräfte entgegen, da Arbeit annahmegemäß international nicht wandert. Der Zinssatz ist aber in beiden Ländern gleich. Dies ist möglich, weil sich das subventionierende Land auf die Produktion des subventionierten Gutes spezialisiert, dessen Unternehmerpreis

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

über dem Marktpreis liegt (das Grenzprodukt des Kapitals liegt also im Lande A unter dem des Landes B, die Grenzprodukte der Arbeit stehen im umgekehrten Verhältnis).

Den Fällen 1 und 3 ist gemeinsam, daß Kapital vom subventionierenden Land abwandert. Das ist plausibel, da Land A in diesen Fällen das arbeitsintensive Gut subventioniert. Entsprechend wandert in den Fällen 2 und 4 Kapital in das subventionierende Land, da es in diesen Fällen das kapitalintensive Gut begünstigt.

Unterstellt man normale, d.h. negative Preiselastizitäten, nimmt in drei der vier Fälle die Weltproduktion des in einem Land subventionierten Gutes zu.[9] Nur im Fall 2, und im Grunde gegen die ökonomische Intuition, nimmt die Weltproduktion des subventionierten Gutes ab. Die Erklärung liegt darin, daß die X-Produktion in B stärker zurückgeht, als sie in A ausgedehnt wird. Die Kapitalabwanderung aus B zwingt B nicht nur zu einer Einschränkung der Gesamtproduktion, sondern auch zu einer Umstellung zugunsten des arbeitsintensiven Gutes. Erst ein relatives Absinken des Y-Preises hält diesen Prozeß auf und führt dazu, daß sowohl X als auch Y arbeitsintensiver als in der Ausgangslage produziert werden. Die arbeitsintensivere Produktion erlaubt es dem Land B auch, den durch die Subvention im Lande A gestiegenen Zinssatz zu erwirtschaften.

Gleichgültig, wie die Export- und Importströme in der Ausgangslage verliefen: eine Produktionssubvention macht das subventionierte Gut zum Exportgut des subventionierenden Landes. Entweder spezialisiert es sich selbst auf die Produktion dieses Gutes, oder das Ausland stellt dessen Produktion ein. Daraus läßt sich aber nicht ohne weiteres folgern, daß die Subventionierung — wie im Fall einer Volkswirtschaft ohne internationale Faktormobilität — für das subventionierende Land nachteilig wäre.

Zum einen kann die Subvention — wie im Fall 2 beschrieben — sogar mit einer Verbesserung der Terms of Trade verbunden sein. Darüber hinaus ist aber zu bedenken, daß die Veränderung des (Weltmarkt-)Zinssatzes für eine am internationalen Kapitalverkehr teilnehmende Volkswirtschaft von größter Bedeutung ist. Je nachdem nämlich, ob die Volkswirtschaft Kapital netto ex- oder importiert (und ob sich der jeweilige Kapitalstrom vergrößert oder verkleinert), muß sich eine Veränderung des Weltmarktzinssatzes günstig oder ungünstig auf die Wohlfahrt des Landes auswirken. So würde sich also in den

[9] In den Modellen ist unterstellt, daß die Welt-Güterpräferenzen von der internationalen Kapitalwanderung nicht tangiert werden. Eine relative Erhöhung des X-Preises sollte daher normalerweise mit einem Rückgang der X-Produktion einhergehen. Bedenkt man aber, daß Effizienzverluste und — als Folge geänderter Faktorpreise — möglicherweise auch Veränderungen der personellen Einkommensverteilung eintreten, ist nicht auszuschließen, daß ein Anstieg des X-Preises auch bei einer erhöhten X-Produktion gleichgewichtsfähig ist. Zahlungsbilanzprobleme entstehen nicht, da internationale Faktorerträge real abgefordert werden.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Fällen 1, 2 und 4, in denen der Marktzinssatz steigt, die Lage für das Kapitalimportland insofern verschlechtern, auch wenn im Fall 1 das im Inland angelegte ausländische Kapital abnimmt. Ist das Inland dagegen Kapitalexportland, profitiert es partiell vom Zinsanstieg.

Nun läßt sich bei internationalem Kapitalverkehr anders als bei fehlender Faktormobilität kein Zusammenhang zwischen der relativen Kapitalausstattung und der Kapitalintensität des Exportguts eines Landes herstellen. Es ist sehr wohl möglich, daß eine Volkswirtschaft relativ viel Kapital besitzt, aber wenig davon im Inland einsetzt, so daß sie relativ kapitalintensive Güter importiert (Dänemark?) — und umgekehrt. Das macht es prinzipiell sehr schwer, über die reine Kasuistik hinauszugehen und allgemeine Aussagen über die möglichen Wohlfahrtseffekte zu treffen. Nicht zu übersehen sind die bei den hier gesetzten Annahmen auftretenden Fälle, in denen eine spezifische Produktionssubvention dem subventionierenden Land Vorteile bringen mag, weil sie die Terms of Trade zu dessen Gunsten verbessert oder die Zinserträge seines im Ausland eingesetzten Kapitals erhöht. Da sich — jedenfalls in bezug auf eine steuerlich unverzerrte Referenzlage — gleichzeitig die Welteffizienz vermindert, geht dies zu Lasten des Auslandes. Das Ausland hätte also Grund, sich gegen die Subventionierung zu wenden bzw. im Wege einer „Harmonisierung" auch von ihm akzeptierbare Regeln für den Subventionsabbau anzustreben.

Was hier im Detail für die Subventionierung bestimmter Produktionen entwickelt wurde, ließe sich analog auch für bestimmte Konsumsubventionierungen ableiten. Da hier aber wohl nicht die Details, sonder nur die prinzipiellen Probleme interessieren, wird auf die entsprechende Ausarbeitung verzichtet. Auch gilt, was bereits oben im Fall fehlender Faktormobilität dargelegt wurde: wenn immer im Zwei-Güter-Fall die Subventionierung des einen Guts (in der Produktion oder im Verbrauch) aus außenwirtschaftlichen Gründen vorteilhaft ist, ist es auch die Besteuerung des anderen Guts. Geht also die umweltschädigende Aktivität nicht vom bisher als subventioniert betrachteten, sondern vom anderen Gut aus, ist nicht nur eine Internalisierung der Umweltschädigung, sondern eine darüber hinausgehende Besteuerung aus der Sicht des betreffenden Landes günstig. Wohlfahrtsmaximierende Länder sind also in diesen Fällen motiviert, gewissermaßen einen „überoptimalen" Umweltschutz vorzunehmen.

Für offene Volkswirtschaften erweist sich also eine korrekte Pigou-Besteuerung nicht als optimal. Vielmehr zeigen die theoretischen Überlegungen, daß je nach den besonderen Umständen einmal Subventionierung, also fehlende Internalisierung von Umweltkosten, ein anderes Mal übertriebene, d.h. die Umweltkosten noch übertreffende Belastungen von umweltschädigenden Aktivitäten günstig sind. Gleichwohl muß man die Frage aufwerfen, welche umweltpolitische Relevanz diesem Zusammenhang zukommt. Genauer: für einen außenwirtschaftlich motivierten Einsatz von Steuern und Subventionen gibt es viele Ansatzpunkte. Warum sollte gerade die Umweltpolitik von außenwirtschaftlichen Zielen überlagert werden?

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Die Antwort ist einfach. Sowohl das GATT (Art. III, XVI, 4) als auch insbesondere der EWG-Vertrag (Art. 30 bis 34) verbieten außenwirtschaftlich diskriminierende Steuerpraktiken.[10] Und kaum leichter als in der Umweltpolitik lassen sich außenwirtschaftliche Absichten verbergen. Das betroffene Ausland dürfte kaum den Nachweis führen können, daß Umweltschädigungen in einer die verursachende Aktivität begünstigenden Weise geduldet oder zum Anlaß oder Vorwand für steuerliche Diskriminierungen genommen werden.

Es ist diese Schwierigkeit, die eine Abkehr von einer umweltpolitisch gebotenen Politik außenwirtschaftlich verlockend macht. Wenn es zutrifft, daß das umweltpolitisch Gebotene vom Ausland kaum beurteilt oder gar belegt werden kann, dann muß auch eine tatsächlich korrekt vorgenommene Internalisierung von Umweltschädigungen ausländischen Argwohn hervorrufen. Sind aber Auslandsverstimmungen bis hin zu Retorsionsmaßnahmen auch bei einer „korrekten" Pigou-Besteuerung nicht auszuschließen, dann gibt es wenig Anreiz für eine Umweltpolitik, die auf die Ausnutzung außenwirtschaftlicher Vorteile verzichtet.[11]

C. Internationale Umweltschäden und Außenwirtschaftspolitik

Auch internationalen Umweltschäden lassen sich durch Internalisierung ihre ungünstigen allokativen und Verteilungswirkungen nehmen. Allerdings besteht zunächst ein prinzipielles Problem: Geht man davon aus, daß jeder Staat für und nur für die auf seinem Gebiet betriebenen ökonomischen Aktivitäten zuständig ist, müßte der Staat, auf dessen Hoheitsgebiet die internationale Schädigung verursacht wird, dem Verursacher Kosten anlasten, die auf fremdem Staatsgebiet anfallen. Dazu wird er generell wenig Neigung verspüren, es sei denn, er könnte sich auch davon wiederum günstige Außenwirtschaftseffekte versprechen.

Es entsteht auch ein Finanzausgleichsproblem. Staaten, die im Ausland anfallende Schäden ihren verursachenden Bürgern anlasten, laufen Gefahr, vom Ausland in eben der Höhe des entsprechenden Steueraufkommens in Anspruch genommen zu werden. Zu entsprechenden Abführungen dürften die Staaten

---

[10] Demgegenüber schließen beide Vertragswerke vernünftigerweise nicht aus, daß die Mitgliedstaaten auch ihr steuerpolitisches Instrumentarium in den Dienst der Umweltpolitik stellen dürften (vgl. Teil V).

[11] In der mündlichen Verhandlung wurde der Vorwurf laut, die hier entwickelten Argumente seien insofern unrealistisch, als die wenigsten Staaten Terms-of-Trade-Effekte in ihr politisches Kalkül einbeziehen. Vielmehr gehe es in der Außenwirtschaftspolitik weit mehr um Mengen- oder Zahlungsbilanzeffekte. A la bonheur! Dann werden umweltpolitische Ziele eben von diesen außenwirtschaftlichen Absichten überlagert. Zwar müßten dann viele der hier abgeleiteten Konsequenzen im Hinblick auf die veränderte Zielrichtung neu durchdacht werden, am Problem außenwirtschaftlicher Erschwernis sachgerechter Umweltpolitik und dem Erfordernis internationaler umweltpolitischer Kooperation würde sich durch diese Akzentuierung aber nichts ändern.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

aber kaum bereit sein und eher auf die Erhebung der Steuer verzichten. Das soll im folgenden unterstellt werden.

Die allokativen Fehlwirkungen würden dabei noch verstärkt, wenn nicht die internationalen, wohl aber nationale Umweltschädigungen über entsprechende Steuern internalisiert würden. Potentielle Umweltschädiger würden solche Standorte wählen, von denen zu erwarten wäre, daß sich umweltschädigende Wirkungen eher international als national ausbreiten. Daß dies keine rein theoretische Erwägung ist, zeigt schon ein flüchtiger Blick auf die Standorte insbesondere vom Staat betriebener umweltgefährdender Produktionen. Sie konzentrieren sich oft auf grenznahe Gegenden.[12] Es scheint, als würden die Regierungen im Falle von Umweltschädigungen internationalen weniger als nationalen Ärger fürchten. Dies mag zwar politisch rational sein, führt aber sicher nicht zu ökonomisch verträglichen Lösungen.[13]

Es stellt sich allerdings die Frage, ob nicht der geschädigte Staat steuerliche Gegenmaßnahmen ergreifen kann. Zwar dürfte es ihm generell schwerfallen, Aktivitäten zu besteuern, die auf fremden Staatsgebieten betrieben werden; doch gibt es eine Reihe von Ansatzpunkten für eine im Kern analog wirkende Politik innerhalb der nationalen Kompetenz.

Den einfachsten steuerlichen Zugriff auf Auslandsaktivitäten besitzt ein Staat dann, wenn eigene Staatsbürger an diesen Aktivitäten beteiligt sind. Gehen z. B. die vom Ausland hereinströmenden Umweltschädigungen von ausländischen Betriebstätten inländischer Unternehmen aus, dann könnte der Staat auch mit eigenen steuerpolitischen Maßnahmen auf das Unternehmerverhalten einwirken. Freilich dürfte es den Unternehmern leichtfallen, sich diesen steuerlichen Pressionen, etwa durch eine rechtliche Verselbständigung der ausländischen Betriebstätten, zu entziehen.

---

[12] Dies ist selbst dann auffällig, wenn man berücksichtigt, daß Grenzgebiete oft ökonomisch rückständig sind und aus diesem Grund vom Staat für Industrieansiedlungen „bevorzugt" werden. Im übrigen muß es gar nicht einmal zur Grenzbesiedelung kommen, wenn nationale in internationale Umweltschädigungen transformiert werden sollen. Es genügt eine „Politik der hohen Schornsteine".

[13] Werden Unternehmen im Inland von umweltpolitischen Sanktionen bedroht, verlagern sie ihre entsprechenden Aktivitäten nicht selten ins Ausland, z. B. in Länder, die, aus welchen Gründen auch immer, weniger strikten Umweltschutz praktizieren. Dieses Verhalten privater Unternehmer, zumal wenn es sich bei den neuen Standorten um Entwicklungsländer handelt, wird gelegentlich als Ausbeutung fremder Umwelten gebrandmarkt. Man muß allerdings fragen, ob die Industrieländer in diesen Fällen mehr tun können, als die Entwicklungsländer auf die Umweltgefahren aufmerksam zu machen. Über die Bewertung derartiger Industrieansiedlungen müssen die Entwicklungsländer selbst entscheiden. Anders als im Fall internationaler Umweltschädigungen handelt es sich hier, jedenfalls solange die Umweltschäden auf die Entwicklungsländer begrenzt sind, nicht um internationale externe Effekte. Sie wären es aber, wenn die Umweltschädigungen wiederum auf die Industrieländer zurückfallen würden.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Eine zweite steuerliche Einwirkungsmöglichkeit für den von internationalen Umweltschädigungen bedrohten Staat ergibt sich dann, wenn das betreffende Land zugleich die umweltschädlich produzierten Güter importiert. Diese könnten einer Import- oder einer Verbrauchsteuer unterworfen werden.[14] Die ratio einer derartigen Maßnahme gründet sich auf die Erwartung, mit einer Behinderung des nationalen Konsums auch die ausländische Produktion zurückzudrängen. Der Gedanke ist nicht neu, sondern die Grundlage für eine Reihe von bereits praktizierten Import- bzw. Verbrauchsverboten. Nach dem Washingtoner Abkommen zum Schutz vom Aussterben bedrohter Arten werden von den Vertragsstaaten z. B. der Import von Antilopenleder oder Tigerfellen verboten, weil deren ausländische „Produktion" offenbar als internationale Umweltschädigung empfunden wird. (Pikanterweise sind die Empfindungen der Tierjäger, beispielsweise indischer Schafhirten, die sich gegen Tiger wehren, oder japanischer Fischer, die ihre Fischgründe gegen Robben verteidigen, genau entgegengesetzt.)

Erfolge einer derartig konzipierten Steuerpolitik können natürlich nur insoweit eintreten, als die ausländischen Produktionen in nennenswerter Weise vom inländischen Verbrauch abhängen. Dies legt es nahe, daß Verbrauchsbesteuerungen der geschilderten Zielrichtung möglichst in internationaler Abstimmung vorgenommen werden, wenn sie erfolgreich sein sollen.

Schließlich bleibt den von internationalen Umweltschädigungen betroffenen Staaten eine weitere steuerliche Abwehrmaßnahme, wenn die Umweltschäden vom Verbrauch von Gütern ausgehen, die auch im betroffenen Land produziert werden. Hier wäre eine Besteuerung der nationalen Produktion ein möglicherweise geeignetes Instrument. Beispielhaft seien auf die vom Verbrauch von Treibgas ausgehenden gefährlichen Wirkungen auf die Ozonschicht verwiesen. Analog wie im oben diskutierten Fall der von der Produktion ausgehenden internationalen Umweltschädigungen kommt es für die Wirksamkeit einer derartigen Produktionsbesteuerung entscheidend darauf an, wie der ausländische Verbrauch von der nationalen Produktion abhängt bzw. ob es zu einem abgestimmten Vorgehen aller Produktionsländer kommt.

Mehr Folge als Abwehrmaßnahme gegenüber international einströmenden Umweltschädigungen ist schließlich eine stärkere Besteuerung eigener nationaler Umweltschädigungen. Allokativ falsch wäre es freilich, diese gewissermaßen „kompensatorisch" vorzunehmen und den nationalen Verursachern höhere Schäden anzulasten, als sie auslösen. Richtig ist aber, daß das Ausmaß der von den inländischen Verursachern angerichteten nationalen Schäden c. p. höher sein dürfte, wenn die Umwelt bereits durch vom Ausland hereinströmende Schädigungen belastet ist.

---

[14] U. E. als erster erörtert *Baumol* (1971) finanzpolitische Gegenmaßnahmen des geschädigten Landes im Rahmen des Heckscher-Ohlin-Modells; er konzentriert sich allerdings auf zollpolitische Überlegungen.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Umgekehrt muß gesehen werden, daß eine wie immer erreichte Verringerung ausländischer umweltschädigender Produktion möglicherweise inländische Produktion schützt und belebt, die ihrerseits die inländische Umwelt gefährdet. Dies ist aber kein Argument gegen eine derartige Politik, sofern es im Inland bei einer vollen Pigou-Besteuerung bleibt.

Sofern den von internationalen Umweltschädigungen betroffenen Staaten Instrumente der Abwehr zur Verfügung stehen, entsteht gleichsam zwangsläufig auch das Problem eines aus außenwirtschaftlichen Zielen überzogenen Einsatzes dieser Instrumente. Insofern unterscheiden sich internationale nicht von nationalen Umweltschädigungen. Insbesondere ist leicht vorstellbar, daß Staaten namentlich dann den Warenimport beschränken, wenn ihr umweltpolitisches Gewissen bezüglich der im Ausland angewandten Produktionsmethoden durch günstigere Produktionsziffern nationaler Substitutivprodukte gestärkt wird. Es ist also auch bei internationalen Umweltschädigungen nicht ausgeschlossen, wenn auch im Vergleich zu nationalen Umweltschädigungen weniger realistisch, daß außenwirtschaftliche Prioritäten der Umwelt guttun, ja gewissermaßen zu einem übertriebenen Umweltschutz führen. Was unwahrscheinlich bleibt, ist die Durchsetzung einer effizienten Umweltpolitik.

D. Das Harmonisierungsproblem

Steuerpolitik zu Lasten des Auslands ist möglich und wahrscheinlich. Das ist keine neue Erkenntnis. Neu dagegen, weil erst mit der Bewußtwerdung des Umweltproblems entwickelt, ist außenwirtschaftlich motivierte Steuer- und Subventionspolitik im Windschatten umweltpolitischer Unbekümmertheit oder Besorgtheit. Dies gilt vornehmlich für Staatengruppierungen, die sich vertraglich verpflichtet haben, auf gegenseitige steuerliche Diskriminierungen zu verzichten. Insofern besteht kein Zweifel darüber, daß Umweltpolitik, namentlich solche mit steuerlichen Mitteln, in Wirtschaftsunionen wie der Europäischen Gemeinschaft aufeinander abgestimmt sein muß, nicht nur um außenwirtschaftliche Vorteilsnahme, sondern auch jeden diesbezüglichen Verdacht auszuschließen.

Es stellt sich aber das Problem, was unter gegenseitiger Abstimmung bzw. „Harmonisierung" verstanden werden muß und wie sie zu bewerkstelligen ist. Dabei bestehen zwei grundsätzliche Schwierigkeiten. Zunächst zur ersten: Versteht man unter Harmonisierung — wie heute üblich — die, wenn auch nicht Vereinheitlichung, so doch schrittweise Annäherung steuer- (und subventions-)politischer Parameter, so herrscht bereits aus außenwirtschaftlichen Gründen bei jeder einzelnen Umweltabgabe unter den Mitgliedsländern eine höchst unterschiedliche Interessenlage. Bedenkt man, daß bei vielen umweltgefährdenden Gütern wahlweise die Produktion oder der Verbrauch besteuert werden kann, so werden im Eigeninteresse handelnde[15] Exportländer für eine

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Produktions-, Importländer dagegen für eine Verbrauchsbesteuerung votieren. Legt man umgekehrt zunächst Produktion oder Verbrauch als Bemessungsgrundlagen fest, so werden im ersten Fall die Import-, im zweiten Fall die Exportländer gegen eine derartige Abgabe votieren. Ein Kompromiß ist eigentlich nur dann vorstellbar, wenn gleichzeitig über mehrere Abgaben beschlossen wird, bei denen sich die Positionen ausgleichen.

Die zweite Schwierigkeit rührt daher, daß eine Angleichung der nationalen Umweltabgaben im Grunde gar nicht dem umweltpolitischen Erfordernis gerecht wird. Wohlverstandene Harmonisierung der Umweltpolitik müßte sich vielmehr auf eine allseitig volle oder doch zumindest gleichmäßige Internalisierung von verursachten Umweltschäden richten. Und dies kann in den verschiedenen Mitgliedsländern aus zwei Gründen höchst unterschiedliche Bemessungsgrundlagen und Steuersätze verlangen. Zum einen richten sich die mengenmäßigen Schäden nach den örtlichen Gegebenheiten, z. B. nach der Absorptions-(„Assimilations"-)Fähigkeit der Natur. Zum anderen können mengenmäßig gleiche Schäden von Mitgliedsland zu Mitgliedsland höchst unterschiedlich bewertet werden. Verständigte man sich also auf gleiche steuerpolitische Parameter, würde man der Umweltpolitik nicht gerecht.[16]

Es ist vor allem diese zweite Schwierigkeit, die das eigentliche Dilemma einer europäischen Umweltpolitik ausmacht. Es ist zunächst rein technischer Natur und durch die Probleme einer verläßlichen mengenmäßigen Messung und Ursachenbestimmung von Umweltschäden geprägt. Wir wollen darauf nicht eingehen. Es hat aber auch eine ökonomisch strategische und eine normative Dimension. Beide hängen damit zusammen, daß Umweltschäden nur vordergründig ein quantitativ-technisches und jedenfalls aus ökonomischer Sicht letztlich ein nur wertmäßig zu erfassendes Phänomen darstellen.

Naturgemäß müssen Bewertungen der Umwelt subjektiv sein.[17] Umwelt unterscheidet sich insofern nicht von den anderen ökonomischen Gütern. Während sich aber die subjektiven Bewertungen bei marktwirtschaftlich

---

[15] Es ist allerdings keinesfalls sicher, daß die Länder Vorstellungen über ihr Eigeninteresse besitzen, die mit den wirtschaftstheoretischen Ergebnissen im Einklang stehen.

[16] Ähnlich sieht es *Rasmussen* (1984), S. 226: „Alle Versuche, den ‚Preis' des Faktors Umwelt isoliert zu harmonisieren, verschleiern vordergründig die jeweiligen nationalen Gegebenheiten und Wertvorstellungen in ähnlicher Weise wie etwa der — nie erhobene — Anspruch, die Löhne innerhalb der Gemeinschaft zu harmonisieren, und zwar nicht durch Veränderung der Bestimmungsfaktoren, sondern durch Richtlinien des Europäischen Rates."
So auch I. *Walter* (1973).

[17] Wenn man will, kann man die subjektiven Bewertungsunterschiede wiederum aufschlüsseln in solche, die in den subjektiven Nutzenfunktionen, und solche, die in objektiv feststellbaren Unterschieden in der ökonomischen Position begründet sind. Es ist ja eine bekannte These, daß das Gut Umwelt superior sei, also in seiner relativen Wertschätzung mit steigendem Einkommen der Verbraucher zunehme. Das macht die Ermittlung dieser Wertschätzung aber nicht einfacher.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

gehandelten Gütern zu objektiv feststellbaren Marktpreisen amalgamieren, ist es gerade das Kennzeichen und eben auch das Problem des Gutes Umwelt, daß es hier nicht zu einem marktwirtschaftlichen Bewertungsprozeß kommt. Folglich besteht intersubjektive Unsicherheit über die wahren Wertungen und entsprechend auch die Möglichkeit, Wertäußerungen strategisch vorzunehmen. Dies gilt natürlich nicht nur für einzelne individuelle Wirtschaftssubjekte, sondern auch für politische Repräsentanten und Regierungen. Welches Land will ernsthaft behaupten, daß eine ausländische Regierung die Umweltopfer ihrer Bevölkerung zu gering oder zu hoch bewertet? Muß nicht gerade diese Schwierigkeit dazu verleiten, Umweltopfer in einer Weise zu bewerten, wie sie außenwirtschaftlich nutzen? Es liegt gleichsam in der Natur der Sache, daß die im Umweltphänomen enthaltene Öffentliches-Gut-Problematik auch auf die zwischenstaatlichen Beziehungen durchschlägt.

Allerdings stellt sich auch die Frage, ob eine Harmonisierung von Umweltsteuern auf der Basis der tatsächlich empfundenen Schädigungen normativ unbedenklich ist. Gefordert würde ja nicht mehr und nicht weniger, als daß sich alle Mitgliedsländer gegenseitig eine Politik nach ihren spezifischen Umweltpräferenzen zugestehen, auch wenn diese in bestimmten Fällen zu Lasten der übrigen Gemeinschaftsländer geht. Mehr noch: Sollen alle im Gemeinschaftsraum auftretenden Umweltschädigungen ihren Verursachern angelastet werden, müßten unter Umständen Mitgliedsländer ihren nationalen Aktivitäten Kosten zurechnen oder zurechnen lassen, die sie selbst gar nicht als solche empfinden.[18]

Zu welchen Konsequenzen dies führen kann, läßt sich an einem — zugegeben: extremen — Beispiel demonstrieren. Angenommen, im Grenzbereich zwischen zwei Staaten liegen zwei umweltbelastende Produktionsstätten, die eine auf dem Gebiet des Landes A, die andere auf dem Gebiet des Landes B. Wie es sich so fügt, erstreckt sich die belastende Wirkung des in A liegenden Werks überwiegend auf das Gebiet von B und umgekehrt diejenige des in B liegenden Werks auf das Gebiet von A. Nichts scheint näher zu liegen, als daß beide Werke gleichen steuerlichen Belastungen unterworfen werden. Wie aber, wenn die Bürger des Landes A die entstehenden Umweltschäden nur gering, diejenigen des Landes B sie aber hoch bewerten? Offenbar müßte dann nach dem Prinzip gleicher Internalisierung angerichteter Schäden das Werk in A hoch, das Werk in B niedrig besteuert werden. Standortsuchende Unternehmen hätten weniger auf die Umweltempfindlichkeit der am Standort wohnenden, sondern auf die Empfindlichkeit der Bürger zu achten, in deren Siedlungsgebiet die Umweltschäden eintreten. Eine ungewohnte Perspektive etwa für die Schwerindustrie des Ruhrgebiets, denkt man an die Umweltempfindlichkeit der skandinavischen Staaten!

[18] Daher erscheint es normativ auch vertretbar, wenn auch kaum effizient (weil den Verursacher schonend), wenn in einem von der OECD entwickelten Modell eine hälftige Kostenaufteilung von Umweltschutzmaßnahmen auf Verursacher und Betroffene vorgeschlagen wird. Vgl. OECD, o. V. (1976).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Das Beispiel zeigt, daß eine derartige Regel nicht nur zu unvermuteten Besteuerungsunterschieden führen würde; es zeigt sich auch, daß sie kaum ohne internationale Konflikte angewendet werden könnte. Wie sollte sich ein Staat davon überzeugen lassen, daß er seine Industrie nur deswegen weit höher belasten soll, als es etwa das Ausland tut, weil die Bürger des Auslands empfindlicher als seine eigenen Bürger sind! Selbst wenn diese Unterschiede in den Empfindlichkeiten wirklich bestehen und nicht etwa nur behauptet sein sollten, müßte ihre abgabenpolitische Berücksichtigung den Ländern große Schwierigkeiten machen, deren Bürger weniger umweltempfindlich sind.[19]

E. Harmonisierungsvorschriften des EWG-Vertrags in ökonomischer Beurteilung

Ansatzpunkte für eine Harmonisierung der europäischen Umweltpolitik ergeben sich derzeit aus zwei auf den ersten Blick sehr unterschiedlich konzipierten Rechtsgedanken des EWG-Vertragswerks. Zum einen gilt das Gebot der Rechtsangleichung des Art. 100 und dessen Spezifizierung und Ergänzung durch den 1987 mit der sogenannten „Einheitlichen Europäischen Akte" zusätzlich in den Vertrag aufgenommen Art. 100a. Zentral ist dabei das Ziel, den europäischen Binnenmarkt bis Ende 1992 zu vollenden, zu welchem Zeitpunkt alle den innergemeinschaftlichen Wettbewerb verzerrenden Rechtsunterschiede zwischen den einzelnen Mitgliedsstaaten beseitigt sein sollen.

Zum anderen kann die Gemeinschaft Harmonisierungsvorschriften bzw. eigene EG-einheitliche Regeln erlassen, wenn dies den Gemeinschaftszielen dient (Scheuer (1984), Rdnr. 30f.). Eine entsprechende Handhabe bietet generell Art. 235. Dabei kann es sich um ausdrücklich in der Präambel bzw. in Art. 2 genannte Ziele oder um — entsprechend der dynamischen Natur der Gemeinschaft — später etwa in spezifischen Programmen formulierte Ziele handeln.[20] Was die ursprünglich nicht im Vertragswerk enthaltenen Umweltziele angeht, so hat ebenfalls die Einheitliche Europäische Akte eine gewichtige Änderung

[19] Offensichtlich sind es innerhalb der Europäischen Gemeinschaft die Deutschen, die für sich eine besondere Umweltempfindlichkeit in Anspruch nehmen. Dies macht der Gemeinschaft keine Schwierigkeiten, solange sich die Deutschen deswegen Regeln geben, die sich nicht zum Nachteil anderer Staaten auswirken. Sobald aber Bürger anderer Mitgliedsländer betroffen werden, ist Ärger angesagt. Die ursprünglich schon für 1986 von der Bundesregierung geplante Einführung des Katalysators stieß auf den erbitterten Widerstand jener Staaten, die ihre Produktion nicht entsprechend umstellen konnten und also vom deutschen Markt verdrängt zu werden fürchteten. Das deutsche Reinheitsgebot des Bieres — vielfach belächelt und möglicherweise tatsächlich nur ein Schutz vor unerwünschter Auslandskonkurrenz — verfiel dem Verdikt des EuGH. Beide Beispiele, die, wenn auch nicht exakt, so doch sinngemäß den Fall einer Konsumbelastung eines Importguts treffen, zeigen, daß sich die Gemeinschaft in ihrer Umweltpolitik nicht an den Wünschen der Empfindsamen zu orientieren geneigt ist.

[20] Vgl. z. B. die Umweltaktionsprogramme 1973 (AblEG 1973 C 112), 1977 (AblEG 1977 C 139), 1983 (AblEG 1983 C 46) und 1987 (AblEG 1987 C 3).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

gebracht: in Art. 130r ist der Erhalt und der Schutz der Umwelt ausdrücklich als Gemeinschaftsziel in das Vertragswerk aufgenommen worden.[21] Künftig dürften also Umweltmaßnahmen der Gemeinschaft, die nicht primär aus wettbewerbspolitischen Gründen, sondern zur Erreichung gemeinschaftlicher Ziele ergriffen werden, eher mit Art. 130r und nur noch in Ausnahmefällen mit Art. 235 gestützt werden.

Die beiden möglichen Ansatzpunkte für eine Harmonisierung unterscheiden sich in rechtlicher Beziehung auf vielfältige Weise: so setzt ein Tätigwerden der Gemeinschaft nach Art. 100 bzw. 100a voraus, daß zunächst einmal entsprechende, die Umwelt betreffende einzelstaatliche Rechtsvorschriften erlassen werden, deren Angleichung dann aus wettbewerbspolitischen Gründen erforderlich ist.[22] Demgegenüber kann die Gemeinschaft nach Art. 130r selbsttätig Umweltvorschriften erlassen, und zwar eben auch, wenn dies nicht aus wettbewerbspolitischen Gründen geboten erscheint.[23] Zwar deutet der Wortlaut von Art. 130r Abs. 4 darauf hin, daß die Gemeinschaft nur insoweit tätig werden darf, als die umweltpolitischen Ziele besser auf Gemeinschaftsebene erreicht werden können. Doch wird diese Referenz an das Subsidiaritätsprinzip von juristischer Seite eher als politische Deklaration denn als Kompetenzabgrenzung interpretiert. Die Gemeinschaft dokumentiere eben mit einem entsprechenden Tätigwerden, daß sie dies im Sinne der Umweltzielsetzung für die bessere Lösung erachtet (Krämer (1988), S. 142).

Beschlüsse des Rats nach Art. 130r bedürfen nach Art. 130s zunächst der Einstimmigkeit. Der Rat kann aber einstimmig bestimmte Sachgebiete festlegen, auf denen er mit Mehrheit entscheiden will. Demgegenüber können nach Art. 100a Abs. 1 Beschlüsse zur Rechtsangleichung auch mit Mehrheit erfolgen. Allerdings sind Beschlüsse über Steuern nach Art. 100a Abs. 2 davon ausgenommen, d.h. sie müssen weiterhin nach Art. 100 einstimmig erfolgen. Dies dürfte unter anderem das Problem aufwerfen, ob Umweltabgaben im Sinne von Art. 100a Abs. 2 Steuern sind.

Nach Art. 100a Abs. 4 bedürfen die Umwelt betreffende einzelstaatliche Regelungen, die nach einer entsprechenden im Sinne von Art. 100a beschlossenen Harmonisierungsmaßnahme angewendet werden sollen, der Vorlage bei der Kommission, die darüber zu befinden hat, ob die Regelung mit dem gemeinsamen Binnenmarkt vereinbar ist, und nicht etwa ein „Mittel zur willkürlichen Diskriminierung und ... (eine) verschleierte Beschränkung des Handels zwischen den Mitgliedstaaten" darstellt. Mit dem Beginn des Jahres 1993 sollen

[21] „Dabei ist es nicht viel mehr als ein Schönheitsfehler, daß der Umweltschutz nicht gleichzeitig in den Katalog der Ziele der Gemeinschaft in Art. 2 des Vertrages aufgenommen wurde. Die Aufzählung ist nicht abschließend." (*Lietzmann* (1988), S. 167-168).

[22] Möglicherweise kann die Gemeinschaft aber auch einer drohenden Auseinanderentwicklung des einzelstaatlichen Rechts zuvorkommen.

[23] Es ist allerdings unsere in diesem Beitrag wiederholt betonte Auffassung, daß gerade wohlverstandene Wettbewerbsneutralität stets die Internalisierung der vollen Umweltkosten erfordert.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

dann überhaupt keine eigenen umweltpolitischen Regeln der Mitgliedstaaten erlassen werden dürfen, die den innergemeinschaftlichen freien Verkehr von Waren, Dienstleistungen, Personen und Kapital zu behindern geeignet sind.[24] Wie z. B. die EuGH-Entscheidung über das deutsche Reinheitsgebot des Bieres zeigt, können dazu auch steuerrechtliche Vorschriften gezählt werden (Krämer (1988), S. 158).

Andererseits bestimmt Art. 130t ausdrücklich, daß die Mitgliedstaaten durch eine Harmonisierungsmaßnahme nach Art. 130r nicht daran gehindert seien, „verstärkte Schutzmaßnahmen beizubehalten oder zu ergreifen, die mit diesem Vertrag vereinbar sind". Diese letzte Bedingung setzt freilich voraus, daß die strengeren einzelstaatlichen Maßnahmen auch nicht gegen den einheitlichen Binnenmarkt verstoßen dürfen, also im Sinne des EWG-Vertrags wettbewerbsneutral sein müssen.[25]

Meint man nach alledem, daß objektive Kriterien bestimmen, ob Harmonisierungsmaßnahmen nach Art. 100a oder nach Art. 130r ergriffen werden, so belehren sowohl ökonomische Analyse als auch juristische Kommentierungen eines Besseren. Dies gilt sowohl bezüglich der Frage, ob es überhaupt zu Harmonisierungsmaßnahmen kommt als auch in Sonderheit auf welchen der beiden Ansätze sie gestützt werden.

Die erste Frage ist schnell beantwortet: zu Harmonisierungen im Sinne der Rechtsangleichung kommt es nur dann, wenn von der Kommission ein entsprechender Harmonisierungsbedarf, d. h. eine Unvereinbarkeit bestehender oder anstehender einzelstaatlicher Regelungen mit den Erfordernissen des gemeinsamen Binnenmarktes festgestellt wird und der entsprechende Harmonisierungsvorschlag im Rat die Mehrheit findet. Nach Art. 130r ist die Hürde noch ein Stück höher: der Rat muß erkennen, daß die Umweltziele der Gemeinschaft „besser auf Gemeinschaftsebene erreicht werden können", und ein entsprechendes Tätigwerden einstimmig beschließen. So oder so sind Harmonisierungsvorhaben an die politische Einsicht gebunden. Institutionelle Zwänge bestehen nicht.[26]

---

[24] Vgl. L. Krämer (1988); S. 155. Anderer Ansicht *Montag* (1987): Er interpretiert die Ausnahmeregel des Art. 100a Abs. IV in der Weise, daß auch nach 1992 Einzelstaaten im generellen Rahmen der Artikel 30ff. nationalstaatliche Maßnahmen ergreifen können, wenn die Gemeinschaft nacht Art. 100a Abs. 1 tätig geworden ist.

[25] Da Art. 130t die Möglichkeit verstärkter nationaler Schutzmaßnahmen nur unter dem strengen Vorbehalt der Berechtigung und der tatsächlichen Durchsetzung eines höheren Schutzniveaus und der Beachtung der Art. 30ff. einräumt, dürfte es „im Streitfall nicht leicht sein ... den Gerichtshof davon zu überzeugen, daß eine abweichende nationale Sonderregelung zur Erreichung der Ziele des Umweltschutzes erforderlich ist, obwohl die Gemeinschaft auf diesem Gebiet schon eine gemeinschaftliche Schutzmaßnahme ergriffen hat, ... Art. 130t (dürfte) nur relativ selten zum Zuge kommen". So *Montag* (1987), S. 941.

[26] *Lietzmann* (1988), S. 174, meint zwar, es seien Fälle denkbar, „in denen ein Tätigwerden der Gemeinschaft im Hinblick auf ihre Zielsetzungen gemäß Art. 130r Abs. 1 i. V. m. Abs. 4 zwingend geboten ist. Ob ein Mitgliedstaat in diesen Fällen sich mit Recht

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Die zweite Frage, nämlich nach dem rechtlichen Bezug möglicher Umweltmaßnahmen, ist komplizierter. Dies hängt damit zusammen, daß es zumindest aus ökonomischer Sicht kaum eine Umweltmaßnahme geben dürfte, die nicht den Binnenmarkt berührt, letztlich also wohl jede Maßnahme auf Art. 100a gestützt werden könnte.[27] Juristische Kommentatoren versuchen dennoch, Unterschiede herauszuarbeiten. So wird Art. 130r gelegentlich z. B. dann als die treffende Rechtsbasis erachtet, wenn es sich um sogenannte „anlagebezogene" im Unterschied zu „produktbezogenen" Maßnahmen handelt (so sinngemäß Lietzmann (1988), S. 175, 178, 179). Dahinter steht offenbar die Vorstellung, nur produktbezogene Maßnahmen würden freien Güterverkehr behindern. Demgegenüber vertreten andere, ebenfalls juristische Autoren die an sich aus ökonomischer Sicht rückhaltlos zu bejahende Auffassung, daß auch anlagebezogene Auflagen, wenn sie streng genug sind, die Funktionsfähigkeit des Gemeinsamen Marktes beeinflussen (Krämer (1988), S. 160). Deshalb solle Art. 130r nur auf die Fälle angewendet werden, von denen Flora und Fauna betroffen sind und „insoweit Fragen des Binnenmarktes nicht oder nur ganz am Rande berührt werden" (Krämer (1988), S. 158). Diese etwas überraschende Trennung von Umweltproblemen in Flora und Fauna und solchen von marktwirtschaftlicher Relevanz tritt noch deutlicher in der folgenden, die Bedeutung von Art. 130r aufwertenden Ansicht hervor, daß vor Einführung der Einheitlichen Europäischen Akte „wesentliche Bereiche insbesondere des Natur- und Landschaftsschutzes mangels Marktbezug aus der Tätigkeit der Gemeinschaft im Bereich des Umweltschutzes ausgeklammert" geblieben wären (Lietzmann (1988), S. 173). Schließlich findet sich noch die Meinung, daß sich die Relevanz von Art. 100a bzw. 130r sozusagen nach der Strenge der geplanten Harmonisierungsmaßnahmen richte: eher weiche Maßnahmen würden nach Art. 130r, eher strenge nach Art. 100a erlassen (Krämer (1988), S. 157ff.). Dies ist zwar in Konsequenz der Abstimmungsregeln, hier Einstimmigkeitserfordernis, dort Mehrheitsbeschluß, vom Ergebnis her durchaus plausibel; doch scheint eine derartige Abgrenzung schlicht vom Schwanz her aufgezäumt.

Letztlich aber sind alle Versuche, marktrelevante und nicht marktrelevante Umweltregelungen zu trennen, nicht nur ziemlich willkürlich; sie sind erstaunlicherweise auch für die Frage der rechtlichen Fundierung einer gemeinschaftlichen Harmonisierungsmaßnahme offenbar auch aus juristischer Sicht unerheblich. „Bei der Auswahl der Rechtsgrundlagen haben die Organe der Gemeinschaft weitgehende Gestaltungsfreiheit" (Lietzmann (1988), S. 178) und: „... Unterscheidungen nach dem überwiegenden Schwerpunkt oder der hauptsächlichen Zielsetzung einer Regelung (sind) kaum rechtlich praktikabel..., (führen) also auch nicht zu brauchbaren Abgrenzungen ... Begründungen lassen sich letztlich für jede Regelung finden, auch Begründungen mit einer Gewichtung,

der Mitwirkung entziehen darf, kann jedenfalls — auch im Hinblick auf Art. 5 des Vertrages — mit Fragezeichen versehen werden."

[27] Ich würde sogar soweit gehen zu behaupten, daß Internalisierung von Umweltkosten gerade aus wettbewerbspolitischen Gründen geboten ist.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

die auf die jeweilige Vorschrift des Vertrages abgestellt ist" (Krämer (1988), S. 158).[28] Allgemein herrscht aber die Auffassung vor, daß Art. 100a die wichtigere und wohl auch künftig in der überwiegenden Zahl der Fälle heranzuziehende Regel sein dürfte. Dies liege eben an der „ungeheuren Anwendungsbreite des Art. 100a" (Lietzmann (1988), S. 178) und daran, „daß die Vollendung des Binnenmarkts im Mittelpunkt der EEA steht". Andererseits „stünde eine extensive Anwendung von Art. 100a im Bereich des Umweltschutzes ... allerdings im Widerspruch zu der mit der Europäischen Akte angestrebten Emanzipation gemeinschaftlicher Umweltpolitik von den wirtschaftlichen Zielen des Vertrages" (ebd.).

Dieser insgesamt ziemlich unklaren gemeinschaftsrechtlichen Verankerung der Umweltpolitik mag bei allen quasi angelegten Auslegungsstreitigkeiten[29] noch etwas Positives abgewonnen werden. Eröffnet sie doch einer harmonisierungsbereiten Gemeinschaft(smehrheit) fast stets das ganze Feld möglicher rechtlicher Ansatzpunkte. Andererseits gerät ein umweltpolitisch engagierter Mitgliedsstaat gerade dadurch in ein politisches Dilemma. Abgesehen davon, ob ihn politische Klugheit das Ausnutzen aller juristischer Möglichkeiten anraten läßt, hat er die Wahl, eine Mehrheitsentscheidung mit abschließender Wirkung, d.h. eine — darüber hinausgehende einzelstaatliche Regelungen generell ausschließende — Maßnahme nach Art. 100a oder einen einstimmigen Beschluß nach Art. 130r mit möglicher einzelstaatlicher Verschärfung anzustreben. Das zweite wäre gewissermaßen der Spatz in der Hand; denn mehr als ein umweltpolitischer Minimalkonsens kann dabei nicht erreicht werden. Dafür steht es ihm frei, zusätzliche einzelstaatliche Maßnahmen nach eigenen umweltpolitischen Vorstellungen zu ergreifen. Seine Position hat sich damit allerdings gegenüber der Ausgangslage, d.h. der Situation vor seiner Gemeinschaftsinitiative, kaum geändert. Gelingt es ihm demgegenüber, einen Mehrheitsentscheid gegen opponierende Staaten durchzusetzen, erreicht er damit eine im Zweifel strengere gemeinschaftliche Umweltregelung. Hilfreich, wenn auch nicht sehr wirksam, mag sein, daß Art. 100a Abs. 3 sogar fordert, daß die Kommission im Bereich des Umweltschutzes (wie auch der Gesundheit, Sicherheit und des

---

[28] Anderer Auffassung ist offenbar *Montag* (S. 941): „Die Abgrenzung zwischen Hamonisierungsmaßnahmen nach Art. 130s und Art. 100a Abs. 1 ist ... anhand der wesentlichen Zielsetzung der jeweiligen Maßnahme vorzunehmen... In der Literatur wird es sogar für zulässig erachtet, daß die Harmonisierungsmaßnahme eine Herabsetzung des schon erreichten Schutzniveaus im Umweltschutzbereich vorsieht, um dadurch die Verwirklichung des Binnenmarktes zu erleichtern." *Montag* verweist in diesem Zusammenhang auf *Glaesner*, Die Einheitliche Europäische Akte — Versuch einer Wertung, in: Schwarze (Hrsg.), Der Gemeinsame Markt — Bestand und Zukunft in wirtschaftsrechtlicher Perspektive, 1987, (FN 43), S. 9.

[29] Bedenkenswert sind die möglichen Friktionsverluste, die mit der Wahl des geeigneten Rechtswegs verbunden sind. „Es darf die Prognose gewagt werden, daß die Auseinandersetzung über die Anwendung von Art. 130s Abs. 2 und sein Verhältnis zu 100a die künftige rechtliche und politische Diskussion im Bereich des Umweltschutzes innerhalb der Gemeinschaft vorrangig bestimmen wird." (*Lietzmann* (1988), S. 172).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Verbraucherschutzes) „von einem hohen Schutzniveau ausgeht".[30] Dafür bleiben ihm aber generell (Ausnahme: Art. 100a Abs. 5 i. V. m. Art. 36) strengere einzelstaatliche Maßnahmen verwehrt (sie wären wohl auch nicht zu vertreten, wenn die Gemeinschaftsregel gerade mit dem Argument der Rechtsangleichung begründet wird). Unterm Strich gerät unser umweltengagierter Staat also in ein politisch-taktisches Problem, das er wohl nur im Glücksfall auf eine für ihn (und die Gemeinschaft) günstige Weise lösen wird.

Der EWG-Vertrag setzt also im Bereich der Umweltpolitik — trotz der unverkennbaren Aufwertung, den diese in der EEA erfahren hat — letztlich auf politische Einsicht oder die Segnungen der unsichtbaren Hand im politischen Prozeß. Dazu gibt es prinzipiell wohl auch keine ernsthafte Alternative. Doch sollten in diesem Prozeß zumindest keine falschen Signale gesetzt werden, wie dies nach unserer Einschätzung an einigen Stellen der Fall ist.

Zunächst ist offenkundig, daß die Gefahr umweltpolitischer Alleingänge von Einzelstaaten überwiegend im aktiven Vorpreschen, also gewissermaßen in einer aus Gemeinschaftssicht übertriebenen Umweltschonung, nicht aber im einzelstaatlichen Nichtstun gesehen wird. Nichtinternalisierung von tatsächlich anfallenden Umweltkosten ist aber ebenfalls Wettbewerbsverfälschung. Sie sollte als Verstoß gegen Art. 92 (Subventionsverbot) begriffen und bekämpft werden.

Ferner wird bei allen Harmonisierungsansätzen deutlich, daß sie von der Vorstellung ausgehen, Harmonisierung müsse sich in Angleichung einzelstaatlicher oder im Erlaß einheitlicher Normen niederschlagen. Demgegenüber zeigen ökonomische Überlegungen, daß es gerade aus Wettbewerbsgründen recht unterschiedlicher Normen, z. B. Abgabesätze, bedarf, sollen Umweltkosten in einheitlicher Weise internalisiert werden.

Schließlich glaubt die Gemeinschaft offenbar dort, wo sie die Zweckmäßigkeit national unterschiedlicher Regelungen anerkennt bzw. vermutet, sich zurückziehen und das Feld den Einzelstaaten überlassen zu sollen. Sie läßt sich dabei von der Vorstellung leiten, daß die Staaten selbst wohl am besten ihre umweltpolitischen Prioritäten zu bestimmen wissen. Aber die nach ihrem Eigeninteresse handelnden Staaten werden — wie wir gezeigt zu haben glauben — ihre Freiheit nicht nur zum Dienst an der Umwelt und kaum zu Differenzierungen nutzen, die für die Gemeinschaft als ganze optimal wären. Gesucht ist gewissermaßen harmonisierte Differenzierung — möglicherweise die Quadratur des Zirkels.

---

[30] Soweit nicht bereits ein entsprechender Kommissionsvorschlag vorliegt, muß es dem betrachteten Staat formal also zunächst gelingen, die Kommission zur Ausarbeitung eines Vorschlags zu verpflichten (Art. 100a Abs. 1).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Literaturverzeichnis

Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften, 1973 C 112, 1977 C 139, 1983 C 46 und 1987 C 3.

Baumol, W. J. (1971): Environmental Protection, International Spillovers and Trade.

Chacholiades, M. (1978): International Trade Theory and Policy.

Friedlaender, A., *Vandendorpe,* A. (1968): Excise Taxation and the Gains from Trade, in: Journal of Political Economy, 76, S. 1058-1068.

Kommission der Europäischen Gemeinschaften (1986): Bulletin der Europäischen Gemeinschaften, Beilage 2/86: Einheitliche Europäische Akte.

Krämer, L. (1988): Einheitliche Europäische Akte und Umweltschutz: Überlegungen zu einigen neuen Bestimmungen im Gemeinschaftsrecht, in: H.-W. Rengeling (Hrsg.): Europäisches Umweltrecht und Europäische Umweltpolitik, S. 137-162.

*Lietzmann,*K. (1988): Einheitliche Europäische Akte und Umweltschutz: Die neuen Umweltbestimmungen im EWG-Vertrag, in: H.-W. Rengeling (Hrsg.): Europäisches Umweltrecht und Europäische Umweltpolitik, S. 163-181.

Mästle, A. (1987): Die Steuerunion, Probleme der Harmonisierung spezifischer Gütersteuern.

Montag, F. (1987): Umweltschutz, freier Warenverkehr und Einheitliche Europäische Akte, in: RIW, Heft 12, S. 935-943.

Mundell, R. A. (1957): International Trade and Factor Mobility, in: American Economic Review, 47, S. 321-335.

o. V. (1976): The Mutual Compensation Principle: An Economic Instrument for Solving Certain Transfrontier Pollution Problems, in: OECD (Hrsg.): Transfrontier Pollution, S. 115-176.

Rasmussen, Th. (1984): Handelshemmnisse durch Harmonisierung, in: Jahrbuch für Sozialwissenschaft, 35, S. 213-227 (Festschrift für Harald Jürgensen).

Scheuer (1984): Umweltpolitik, in: Grabitz: Kommentar zum EWG-Vertrag, Anhang II.

Siebert, H., J. *Eichberger,* R. *Gronych,* R. *Pethig* (1980): Trade and Environment — A Theoretical Enquiry.

Walter, I. (1973): Environmental Management and the International Economic Order, in: C. F. Bergsten (Hrsg.): The Future of the International Economic Order: An Agenda for Research, S. 293-346.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-46621-4 | Generated on 2025-06-30 02:15:48
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/