Schriften des Vereins für Socialpolitik

Band 295

# Finanzpolitik und Umwelt

Von

Michael Ahlheim, Wolfgang Buchholz,
Rüdiger Pethig

Herausgegeben von

Bernd Genser

Duncker & Humblot · Berlin

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
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 295

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
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 295

# Finanzpolitik und Umwelt

Duncker & Humblot · Berlin

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

# Finanzpolitik und Umwelt

Von

Michael Ahlheim, Wolfgang Buchholz,
Rüdiger Pethig

Herausgegeben von

Bernd Genser

Duncker & Humblot · Berlin

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Bibliografische Information Der Deutschen Bibliothek

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

Alle Rechte, auch die des auszugsweisen Nachdrucks, der fotomechanischen
Wiedergabe und der Übersetzung, für sämtliche Beiträge vorbehalten
© 2003 Duncker & Humblot GmbH, Berlin
Fremddatenübernahme und Druck:
Berliner Buchdruckerei Union GmbH, Berlin
Printed in Germany

ISSN 0505-2777
ISBN 3-428-11162-1

Gedruckt auf alterungsbeständigem (säurefreiem) Papier
entsprechend ISO 9706 ♾

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

# Vorwort

Der Finanzwissenschaftliche Ausschuss des Vereins für Socialpolitik wurde im Jahr 1959 mit dem Ziel gegründet, die ökonomische Theorie des öffentlichen Sektors kritisch zu reflektieren und weiter zu entwickeln sowie die Anwendung finanzwissenschaftlicher Forschungserkenntnisse in der finanzpolitischen Praxis zu fördern. Zu diesem Zweck treffen sich die Mitglieder des Finanzwissenschaftlichen Ausschusses (derzeit über 80 Finanzwissenschaftsprofessoren und mit finanzwissenschaftlicher Forschung befasste Praktiker aus Deutschland, Österreich und der Schweiz) alljährlich zu einer Arbeitstagung, deren wissenschaftlicher Vortragsteil drei oder vier Fachvorträge von Ausschussmitgliedern umfasst. Die Beiträge werden bei der Arbeitstagung ausführlich diskutiert und in einem Tagungsband veröffentlicht, den der jeweilige Ausschussvorsitzende herausgibt. Eine umfassende Dokumentation der veröffentlichten Tagungsbände sowie der Vortragsprogramme der vergangenen und der in Planung befindlichen Arbeitstagungen enthält die Webseite des Finanzwissenschaftlichen Ausschusses http://www.socialpolitik.org/aussch.htm/

Die 45. Arbeitstagung des Finanzwissenschaftlichen Ausschusses fand vom 23. bis 25. Mai 2002 in Klagenfurt statt und war dem Thema „Finanzpolitik und Umwelt" gewidmet. Der vorliegende Tagungsband enthält die drei Beiträge von Michael Ahlheim, Wolfgang Buchholz und Rüdiger Pethig.

Michael Ahlheim (Universität Hohenheim) begründet in seinem Beitrag, dass eine ökonomische Umweltbewertung gesellschaftspolitisch wünschenswert ist, etwa zur Durchführung von Nutzen-Kosten-Analysen für umweltverbessernde staatliche Maßnahmen, zur transparenten Schadensbemessung nach Umweltunfällen oder zur ökologischen Ergänzung der amtlichen Sozialproduktstatistik. Die Arbeit gibt einen Überblick über die zentralen theoretischen und praktischen Probleme einer Umweltbewertung. Dabei werden zunächst die ökonomischen Ansätze für eine konsistente wohlfahrtstheoretische Erfassung von Umweltveränderungen entwickelt und erläutert. Im Anschluss werden die wichtigsten praktischen Umweltbewertungsverfahren vorgestellt und die aus diesen Verfahren gewonnenen Ergebnisse hinsichtlich ihrer Validität und Reliabilität kritisch analysiert.

Wolfgang Buchholz (Universität Regensburg) behandelt in seinem Beitrag die internationale Dimension des Umweltschutzes, die in den letzten beiden Jahrzehnten zu einem zentralen Themenfeld der Umweltpolitik geworden ist. Er zeigt, dass die finanzwissenschaftliche Theorie der freiwilligen Bereitstellung öffentlicher Güter den adäquaten ökonomischen Analyserahmen für die Behandlung internationaler Umweltschutzfragen bietet. In einem ersten theoretischen Teil seiner Arbeit

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

referiert Wolfgang Buchholz zentrale Resultate aus der Theorie öffentlicher Güter, denen er für das Verständnis der globaler Umweltprobleme, zum Beispiel dem Klimaschutz, besondere Bedeutung beimisst: der Stabilität von Koalitionen, der Wirkung von Subventions- bzw. Matching-Mechanismen und den Allokationswirkungen internationaler Einkommenstransfers. Im zweiten Hauptteil der Arbeit bilden diese theoretischen Erkenntnisse die Anknüpfungspunkte für die Konzeption einer erfolgreichen internationalen Zusammenarbeit im Umweltbereich. Dabei zeigt sich, dass politökonomischen Faktoren und Verteilungsaspekten, etwa im Gefolge von Entwicklungshilfezahlungen, in der umweltpolitischen Diskussion ein hoher Stellenwert eingeräumt werden muss.

Rüdiger Pethig (Universität Siegen) erweitert in seinem Beitrag die ökonomische Literatur zur effizienten Abfallbewirtschaftung, auf deren Basis in Deutschland 1990 der „Grüne Punkt" eingeführt oder 1996 das Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz verabschiedet wurde, indem er Produktions- und Recyclingprozesse modelliert, bei denen Rohstoffe in unterschiedlicher Menge eingesetzt werden, um ein Konsumgut zu erzeugen. In einem solchen Modellrahmen, in dem Rohstoffe nicht produziert oder konsumiert, sondern lediglich transformiert werden, versucht der Beitrag zunächst, Ineffizienzen aufzudecken, die durch fehlende Märkte ausgelöst werden, wenn keine abfallpolitische Regulierung besteht. Danach wird untersucht, ob und wie ein Instrumentarium von Abgaben und Subventionen eingesetzt werden kann, um die allokativen Verzerrungen durch staatliche Maßnahmen zu beheben, wobei die Verantwortung für die Abfallbeseitigung nach Konsum einmal beim Konsumenten und einmal beim Produzenten liegt. Die Analyse zeigt, dass eine zentrale Abfall-Management-Organisation nach dem Muster des Grünen Punktes zwar einer direkten Rücknahmeverpflichtung durch den Produzenten unterlegen ist, falls die direkte Rücknahme nicht mit sehr hohen Transaktionskosten verbunden ist; aber sie schneidet immer noch deutlich besser ab als Abfallregimes, die die Abfallbeseitigung dem Konsumenten überantworten.

Konstanz, Januar 2003 *Bernd Genser*

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

# Inhaltsverzeichnis

Zur ökonomischen Bewertung von Umweltveränderungen

Von *Michael Ahlheim,* Stuttgart ..... 9

Internationaler Umweltschutz als Globales Öffentliches Gut

Von *Wolfgang Buchholz,* Regensburg ..... 73

Recycling, Abfallbehandlung und Produktdesign. Eine effizienztheoretische Analyse der Abfallwirtschaft

Von *Rüdiger Pethig,* Siegen ..... 151

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

# Zur ökonomischen Bewertung von Umweltveränderungen*

Von *Michael Ahlheim,* Stuttgart

## A. Einleitung

Die ökonomische Bewertung von Veränderungen der natürlichen Umwelt trifft in unserer Gesellschaft trotz ihrer inzwischen ja schon recht langen Tradition noch immer und immer wieder auf erhebliche Vorbehalte. Unerfreulicherweise kommen diese Vorbehalte nicht nur von einer einzigen Seite, so dass man den Feind eindeutig orten und seine Truppen hinter sich sammeln könnte, die Zweifel an der Sinnhaftigkeit ökonomischer Umweltbewertung sind vielmehr breit gestreut und werden sowohl von Ökonomen als auch von Nichtökonomen geäußert. Vielen Nichtökonomen, und hier sind nicht nur weltferne Naturromantiker gemeint, erscheint es schlichtweg als Sakrileg, etwas so Erhabenes wie die von Gott geschaffene Natur ökonomisch – womöglich gar in Geldeinheiten! – bewerten zu wollen. Für sie hat jedes Lebewesen und jeder Stein in der Natur seine Daseinsberechtigung, so dass ökonomisches Abwägen zwischen verschiedenen Naturgütern und die Zuordnung materieller Werte zu solchen Gütern als von Grund auf verfehlt betrachtet wird.

Andererseits beschränkt sich das Unwohlsein hinsichtlich der ökonomischen Umweltbewertung nicht nur auf ökonomische Laien, sondern auch aus der Perspektive des theoretisch ambitionierten Ökonomen hat dieses Feld inzwischen nicht mehr viel zu bieten. Von der theoretischen Seite her ist heute das meiste weitgehend abgeklärt, die verwendeten Techniken sind eher konservativ – weit und breit kein teilspielperfektes Gleichgewicht zu sehen! – und bei der Annäherung an die Wirklichkeit mit ihren Datenerhebungsproblemen und den real existierenden Irrationalitäten der betrachteten Bevölkerung muss so mancher hehre theoretische Anspruch auf dem Altar der Empirie geopfert werden. Die theoretische Diskussion über die ökonomische Umweltbewertung beschränkt sich daher inzwischen im Wesentlichen auf recht spezielle technische Details des Survey-Designs oder der Datenerhebung, so dass der Eindruck entsteht, die großen Schlachten der Bewertungsdiskussion seien inzwischen geschlagen. Nichtsdestotrotz soll hier versucht

* Ich danke den Teilnehmern der 45. Arbeitstagung des Finanzwissenschaftlichen Ausschusses, vom 22. bis zum 25. Mai 2002 in Klagenfurt, sowie Ulrike Lehr und Ursula Wolf für wertvolle Hinweise und Anregungen.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

werden, einen einigermaßen umfassenden Überblick über die wesentlichen theoretischen und praktischen Probleme der ökonomischen Umweltbewertung und über die wichtigsten Bewertungstechniken zu geben.

Das Papier ist folgendermaßen aufgebaut: In Kapitel B wird zunächst untersucht, warum es überhaupt sinnvoll sein könnte, ökonomische Umweltbewertungsanalysen durchzuführen. Dabei werden die drei wichtigsten Anwendungsgebiete für solche Analysen kurz vorgestellt. Kapitel C beschäftigt sich mit den ökonomisch relevanten Effekten einer Umweltveränderung, während in Kapitel D die wohlfahrtstheoretischen Grundlagen für die weitere Analyse gelegt werden. Eine sorgfältige Beachtung der theoretischen Basis der in der Praxis zur Anwendung kommenden Bewertungsverfahren ist bei der Beurteilung von Validität und Reliabilität dieser Verfahren ausgesprochen hilfreich, zumal sich viele in der Praxis geführten Kontroversen durch einen Blick auf die Theorie schnell klären lassen. In den Kapiteln E und F werden die wesentlichen direkten und indirekten Verfahren zur Umweltbewertung vorgestellt und im Hinblick auf ihre komparativen Stärken und Schwächen analysiert. Kapitel G enthält einige zusammenfassende Bemerkungen.

## B. Ökonomische Umweltbewertung – Wozu?

Zunächst stellt sich natürlich die Frage, warum man sich überhaupt mit diesem Gebiet befassen sollte. Da es der ökonomischen Umweltbewertung ganz offensichtlich an theoretischer Schönheit gebricht, kann die Antwort nur in den Erfordernissen der umweltökonomischen Praxis liegen. Der Zustand der natürlichen Umwelt wird von einem großen Teil der Bevölkerung in den industrialisierten Ländern als Problem empfunden, das nicht sich selbst überlassen werden kann, da das ansonsten ja durchaus segensreiche Wirken freier Märkte im Hinblick auf die Umwelt so segensreich offensichtlich nicht ist. Vielmehr wird hier vor allem ein Managementproblem des Staates gesehen, der für den Zustand von Natur und Umwelt verantwortlich gemacht und in die Pflicht genommen wird. Will der Staat aber rationale Umweltpolitik betreiben, d. h. will er Anreize für umweltverbesserndes Verhalten setzen und umweltschädigendes Verhalten bestrafen, so muss er in der Lage sein, Umweltverbesserungen ebenso wie Umweltschädigungen zu quantifizieren und den Erfolg seiner Politik regelmäßig zu evaluieren. Für das gesellschaftliche bzw. staatliche Umweltmanagement gilt der alte Unternehmensführungsgrundsatz „If you can't measure it, you can't manage it" in äquivalenter Weise. Dabei kann der Staat nicht auf der Ebene tausender heterogener naturwissenschaftlicher Messparameter stehen bleiben, sondern er muss die heterogenen Umweltveränderungen letztlich zu einer einheitlichen und für Bürger wie Politiker nachvollziehbaren Größe aggregieren, die man den sonstigen Veränderungen einer Volkswirtschaft gegenüberstellen kann. Da diese in Geld bewertet werden, bietet sich auch für die Veränderung der natürlichen Umwelt eine monetäre Bewertung an.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Aus dieser Überlegung - „messen um zu managen“ - ergeben sich drei große praktische Anwendungsfelder für ökonomische Bewertungsanalysen im Umweltbereich, die eine nähere Befassung mit diesem Gebiet und mit der Weiterentwicklung der hier zur Anwendung kommenden Methoden nahe legen. Das erste große Anwendungsgebiet ist die Nutzen-Kosten-Analyse umweltverbessernder öffentlicher Projekte. Hierbei geht es letztlich um ein Instrument der staatlichen Budgetkontrolle. Bedenkt man, dass beispielsweise die Rekultivierung der ehemaligen Braunkohletagebaugebiete der DDR in der Lausitz bisher alleine mehr als 5 Milliarden DM verschlungen hat, so sieht man, dass es sich bei staatlichen Umweltprojekten keineswegs um „Peanuts“ handelt, sondern dass hier knappe volkswirtschaftliche Ressourcen in großem Umfang umweltverbessernden Maßnahmen zugeführt werden, wobei für diese Ressourcen natürlich auch andere Verwendungen denkbar wären. Um die ökonomische Sinnhaftigkeit eines solchen Umgangs mit knappen Ressourcen aus gesamtwirtschaftlicher Sicht zu prüfen, genügt es nicht, die beeindruckenden Kosten solcher Vorhaben aufzulisten, sondern es muss auch gefragt werden, welche Nutzen eigentlich diesem gigantischen Aufwand gegenüberstehen. Während die Kosten eines Umweltprojekts im Allgemeinen relativ leicht zu ermitteln sind, weil für Arbeitsstunden, Baggereinsätze und Materialverbrauch üblicherweise auf Marktpreise zurückgegriffen werden kann, ist die Ermittlung der durch solche Projekte geschaffenen Nutzen bei weitem nicht so einfach. Um nun aber sinnvoll über die Durchführung oder Nicht-Durchführung eines bestimmten staatlich geförderten Umweltprojekts entscheiden zu können, müssen sowohl die Nutzen als auch die Kosten eines solchen Projekts bekannt sein. Aus diesem Grunde ist in vielen Landeshaushaltsordnungen die Durchführung von Nutzen-Kosten-Analysen für alle öffentlichen „Maßnahmen von erheblicher finanzieller Bedeutung“ vorgeschrieben, wie es beispielsweise in § 7(2) der Landeshaushaltsordnung Schleswig-Holstein unter der Überschrift „Wirtschaftlichkeit und Sparsamkeit, Nutzen-Kosten-Untersuchungen“ heißt.[1]

Diese Form demokratischer Kontrolle des staatlichen Umgangs mit knappen volkswirtschaftlichen Ressourcen ist natürlich nicht auf Deutschland begrenzt. In den USA beispielsweise wird gemäß der von Präsident Reagan initiierten berühmten Executive Order Nr. 12291 von 1981 für alle neuen größeren Umweltregulierungen vor ihrer Einführung die Anfertigung von Nutzen-Kosten-Analysen gefordert (vgl. *Desvousges* et al. 1992). Ferner geht aus der Council Regulation (EC)1267/1999 der EU hervor, dass die Anfertigung von Nutzen-Kosten-Analysen beispielsweise für die Gewährung von EU-Beihilfen für die Durchführung von Infrastrukturmaßnahmen und von umweltrelevanten Projekten in EU-Beitrittsländern zwingend vorgeschrieben ist.

Natürlich liegt es auch im ureigensten Interesse der verantwortlichen Politiker, sich für die Präferenzen der Bürger zu interessieren. Zum einen schwören bei-

[1] Ebenfalls in § 7(2) der Bundeshaushaltsordnung steht: „Für alle finanzwirksamen Maßnahmen sind angemessene Wirtschaftlichkeitsuntersuchungen durchzuführen.“

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

spielsweise deutsche Politiker gemäß Artikel 56 des Grundgesetzes, dass sie ihre „... Kraft dem Wohle des deutschen Volkes widmen, seinen Nutzen mehren, Schaden von ihm wenden ... "[2] werden (was eindeutig nach Nutzen-Kosten-Analyse klingt), und zum andern wollen sie ja wiedergewählt werden.

Das zweite große Anwendungsfeld für Umweltbewertungsanalysen, dem vor allem in den USA große Bedeutung zukommt, ist die Schadensbemessung nach Umweltunfällen. Als Folge des Comprehensive Environmental Response, Compensation and Liability Act (CERCLA) von 1980 ist es in den USA möglich, dass der Staat als treuhänderischer Verwalter der natürlichen Ressourcen des Landes nach Umweltunfällen auch dann Schadensersatz von den Unfallverursachern fordert, wenn keine Privatpersonen oder deren Vermögen geschädigt wurden. Schon 1989 wurde das US-Innenministerium vom Federal Court[3] angewiesen, nach Umweltunfällen wie beispielsweise dem Exxon-Valdez-Desaster im Prince William Sund nicht nur für zerstörte Gebrauchswerte Schadensersatz zu fordern, sondern auch für verlorengegangene Nichtgebrauchswerte[4] („nonuse values") wie dem Optionswert oder Existenzwert eines Naturguts. Als geeignete Bewertungsmethode wurde von dem Gericht die Kontingente Evaluierungsmethode („contingent valuation method") empfohlen. Für die Zulassung der Kontingenten Evaluierungsmethode (KEM) als Instrument zur Schadensbemessung im Rahmen von Umwelthaftungsprozessen wurden von einer von der National Oceanic and Atmospheric Administration NOAA eingesetzten Kommission, dem sogenannten NOAA-Panel unter Vorsitz von Kenneth Arrow und Robert Solow, Richtlinien formuliert, die eine möglichst exakte und faire Bewertung der zu entschädigenden Umweltverluste sicherstellen sollen (s. National Oceanic and Atmospheric Administration 1993).

Da durch die Einbeziehung von Nichtgebrauchswerten in die zu kompensierende Schadenssumme das finanzielle Risiko für potenzielle Umweltverschmutzer erheblich stieg, ist es nicht verwunderlich, dass insbesondere von Seiten der Industrie mit großem finanziellem Aufwand versucht wurde, die einzige verfügbare Methode zur Erfassung von Nichtgebrauchswerten, nämlich die Kontingente Evaluierungsmethode, zu desavouieren. So sponserte beispielsweise die Firma Exxon nach dem Exxon-Valdez-Unglück ein riesiges Forschungsprogramm, das einzig

---

[2] In Artikel 56 des Grundgesetzes [Amtseid] heißt es: „(1) Der Bundespräsident leistet bei seinem Amtsantritt vor den versammelten Mitgliedern des Bundestages und des Bundesrates folgenden Eid: ‚Ich schwöre, dass ich meine Kraft dem Wohle des deutschen Volkes widmen, seinen Nutzen mehren, Schaden von ihm wenden, das Grundgesetz und die Gesetze des Bundes wahren und verteidigen, meine Pflichten gewissenhaft erfüllen und Gerechtigkeit gegen jedermann üben werde. So wahr mir Gott helfe.' Der Eid kann auch ohne religiöse Beteuerung geleistet werden. (2) Der Bundeskanzler und die Bundesminister leisten bei der Amtsübernahme vor dem Bundestage den in Artikel 56 vorgesehenen Eid."

[3] State of Ohio versus United States Department of Interior, 880 F. 2d 432.

[4] Auf die verschiedenen Konzepte von Nichtgebrauchswerten wird weiter unten ausführlicher eingegangen. Vgl. zu diesem Thema beispielsweise auch *Aldred* (1994), *Attfield* (1998) oder *Mitchell* und *Carson* (1989, S. 67 ff.) bzw. *Shechter* und *Freeman* (1994).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

und allein dem Ziel diente, das Vertrauen in die Validität und Reliabilität der KEM zu erschüttern. Die (für die KEM durchweg negativen) Ergebnisse der Einzelstudien sind in *Hausman* (1993) zusammengestellt. Daraufhin folgte eine erbitterte Debatte zwischen Befürwortern und Gegnern der Kontingenten Evaluierungsmethode, die bis heute, wenn auch mit deutlich vermindertem Elan, andauert (vgl. z. B. *Hausman* 1993, *Portney* 1994, *Hanemann* 1994 oder *Diamond* und *Hausman* 1993 und 1994). Innerhalb der Europäischen Union ist dieses zweite wichtige Anwendungsfeld der ökonomischen Umweltbewertung, die Schadensbemessung nach Umweltunfällen, bisher noch deutlich unterentwickelt, wie auch *Navrud* und *Pruckner* (1997) sowie *Hackl* und *Pruckner* (2000) feststellen. Unbestritten ist jedoch, dass Umweltmanagement im Hinblick auf die Verhinderung menschenverursachter Umweltunfälle ein funktionierendes Umwelthaftungsrecht verlangt, bei dem Verschulden an Umweltunfällen mit Strafe belegt wird und bei dem die Höhe der Strafe mit der Größe des verursachten Schadens zunehmen muss. Die Operationalisierung eines solchen Umwelthaftungsrechts verlangt daher nach einer monetären Bewertung von Umweltschäden.

Das dritte Anwendungsgebiet für ökonomische Umweltbewertungsanalysen ist die ökologische Ergänzung der amtlichen Sozialproduktstatistik durch die Berücksichtigung von Veränderungen des natürlichen Kapitalstocks. Dieser in der Öffentlichkeit auch unter dem Schlagwort „Ökosozialprodukt" bekannte Ansatz geht davon aus, dass die häufig für Wohlstandsvergleiche zwischen verschiedenen Ländern oder zwischen verschiedenen Zeitperioden für ein Land herangezogenen Größen Brutto- bzw. Nettosozialprodukt (oder -inlandsprodukt) pro Kopf nur die halbe Wahrheit über den Wohlstand eines Landes sagen. Schließlich werden Zuwächse der industriellen Produktion und damit der Konsummöglichkeiten an Marktgütern häufig durch Verschlechterungen der Umweltqualität bzw. durch einen Abbau des natürlichen Kapitalstocks erkauft. Um ein realistisches Bild von der Wohlstandsentwicklung in einem Land zu gewinnen, ist es daher notwendig, den Veränderungen der Markgüterproduktion die Veränderung des natürlichen Kapitalstocks gegenüberzustellen. Diese Überlegung führte zu dem heute so populären Konzept des Ökosozial- bzw. -inlandsprodukts, das inzwischen nicht nur in der Bundesrepublik Deutschland, sondern auch in vielen anderen Industrieländern im Rahmen der amtlichen Statistik berechnet wird. Der ökonomischen Bewertung von Naturgütern kommt im Rahmen dieses Konzepts zumindest langfristig eine zentrale Rolle zu (siehe z. B. *Stahmer* 1993 und 1996). Bisher allerdings finden sich in den sogenannten ökologischen Satellitensystemen, mit denen die traditionelle Volkswirtschaftliche Gesamtrechnung (VGR) ergänzt wird, vor allem quantitative Beschreibungen von Naturveränderungen ohne monetäre Bewertung. Langfristig wird jedoch auch hier eine monetäre Bewertung dieser Veränderungen gewünscht, um die Kompatibilität zwischen traditioneller VGR und ökologischen Satellitensystemen herzustellen. Als Instrument zur Erfolgskontrolle im Rahmen eines aktiven staatlichen Umweltmanagements ist eine solche monetäre Bewertung der Veränderung des gesamtwirtschaftlichen Umweltzustands und die Konfrontation dieses Werts

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

mit der ebenfalls monetär bewerteten wirtschaftlichen Marktleistung eines Landes in hohem Maße wünschenswert.

Aus diesen Überlegungen folgt, dass es durchaus ein begründbares Bedürfnis nach einer ökonomischen Bewertung von Veränderungen der natürlichen Umwelt gibt. Ehe man zur Bewertung selbst schreitet, muss zunächst geklärt werden, welche aus ökonomischer Sicht relevanten Effekte eine Veränderung der Umwelt durch qualitätsverbessernde Umweltprojekte oder durch qualitätsverschlechternde Umweltunfälle bzw. -katastrophen potenziell haben kann. Darauf soll im folgenden Kapitel eingegangen werden.

## C. Ökonomische Effekte von Umweltveränderungen

Bei der Frage, welche der vielfältigen Aspekte von Umweltveränderungen aus ökonomischer Sicht von Interesse sind, muss man sich das anthropozentrische Menschenbild der Ökonomie vor Augen führen. Es zählt nur das, was vom Menschen wahrgenommen wird und sein Wohlbefinden beeinflusst. Aus der obigen Beschreibung der drei wesentlichen Anwendungsfelder der ökonomischen Umweltbewertung wird deutlich, dass solche Bewertungsanalysen stets auf die Wirkung von Umweltveränderungen auf die gesamte Gesellschaft abzielen. In einer demokratischen Gesellschaft kann das gesellschaftliche Wohl nicht unabhängig von dem Wohl des Einzelnen gesehen werden, so dass eine ökonomische Bewertungsanalyse stets in zwei Teilprobleme zerfällt: das sogenannte Identifikationsproblem, bei dem die Auswirkungen der zu bewertenden Umweltänderung auf das Wohl des einzelnen Bürgers identifiziert werden, und das Aggregationsproblem, das auf die Aggregation der - im Allgemeinen heterogenen - individuellen Wohlfahrts- bzw. Nutzenänderungen zu dem virtuellen Konstrukt der „gesellschaftlichen Wohlfahrt" abzielt.

Diese Zusammenhänge sind in Abbildung 1 schematisch dargestellt, wobei $\Delta U_h$ $(h = 1, 2, \ldots, H)$ die Änderung des Nutzens eines Individuums oder Haushalts $h$ und $\Delta W$ die Änderung der gesellschaftlichen Wohlfahrt bezeichnet.

Es ist hinreichend bekannt, dass das Aggregationsproblem nicht objektiv-wissenschaftlich gelöst werden kann, so dass hier eine Konvention zur Abwägung zwischen heterogenen individuellen Nutzenänderungen und ihrer Zusammenfassung zu dem Konzept der gesellschaftlichen Wohlfahrt gefunden werden muss. Auf dieses Problem soll an dieser Stelle nicht näher eingegangen werden, da zu diesem Thema bereits ausreichend viel Papier beschrieben wurde. Vielmehr soll weiter unten bei der Darstellung der konkreten Bewertungsverfahren die jeweils zum Einsatz kommende Aggregationsmethode kurz beschrieben werden.

Fragt man sich nun, welche Aspekte einer Umweltveränderung bei der individuellen Bewertung durch die einzelnen Haushalte Berücksichtigung finden, so handelt es sich dabei natürlich vor allem um die Änderung der Umweltqualität selbst.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

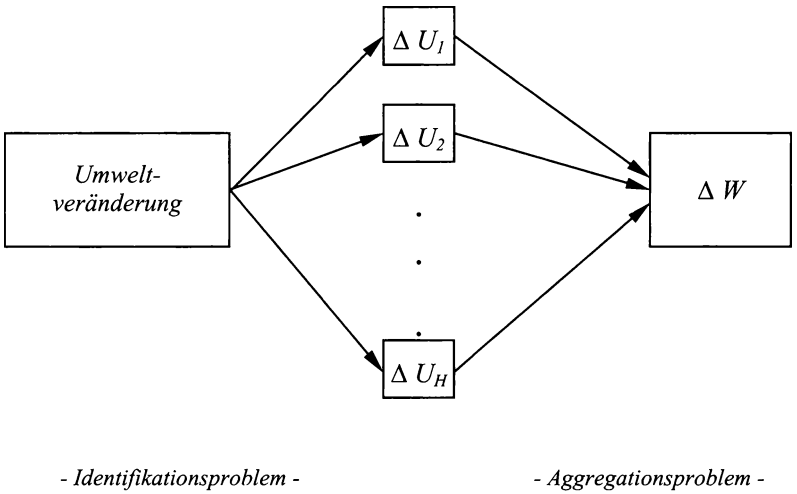


Abbildung 1

Häufig haben zumindest größere Umweltveränderungen auch Einfluss auf ökonomische Variablen wie Marktgüterpreise oder Haushaltseinkommen. Dies gilt zum einen bei umweltverbessernden Maßnahmen, in deren Folge beispielsweise der Fremdenverkehr belebt wird, so dass es zu Änderungen in der Nachfragestruktur und damit auch des Preisgefüges sowie der Einkommen in der betreffenden Region kommt. Zum anderen trifft dies natürlich auch für Umweltkatastrophen zu, die eine Verringerung oder gar Vernichtung der Einkommen der betroffenen Bevölkerung (z. B. bei Fischerei, Landwirtschaft, Fremdenverkehrsgewerbe etc.) ebenso wie drastische Störungen des Marktpreisgefüges nach sich ziehen können. Auch langsame Veränderungen wie die des Klimas führen zu Umstellungen der Lebensgewohnheiten der Menschen und damit zu Verschiebungen im Preis-Einkommens-Gefüge in den betroffenen Regionen. Die Änderung von Marktpreisen und von Einkommen beeinflusst die Nachfrage bzw. den Konsum der Haushalte an Marktgütern und damit ihren Nutzen. Die Naturveränderungen selbst beeinflussen zum einen den Haushaltsnutzen direkt und zum anderen auch den Konsum an Marktgütern, was zu einem indirekten Effekt auf den Haushaltsnutzen führt. Dieser indirekte Effekt kann z. B. dadurch herbeigeführt werden, dass eine erhöhte UV-Strahlung den vermehrten Kauf von Sonnenschutzcreme mit hohem Schutzfaktor notwendig macht, oder dadurch, dass ein neu geschaffener Freizeitsee die Bevölkerung zum Kauf von Angelausrüstungen, Segelbooten, Windsurfausrüstungen etc. animiert. Berücksichtigt man diese Effekte in Abbildung 1, so entsteht daraus Abbildung 2, in der die direkten und indirekten Einflüsse einer Umweltveränderung auf die gesellschaftliche Wohlfahrt in groben Kategorien dargestellt werden.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

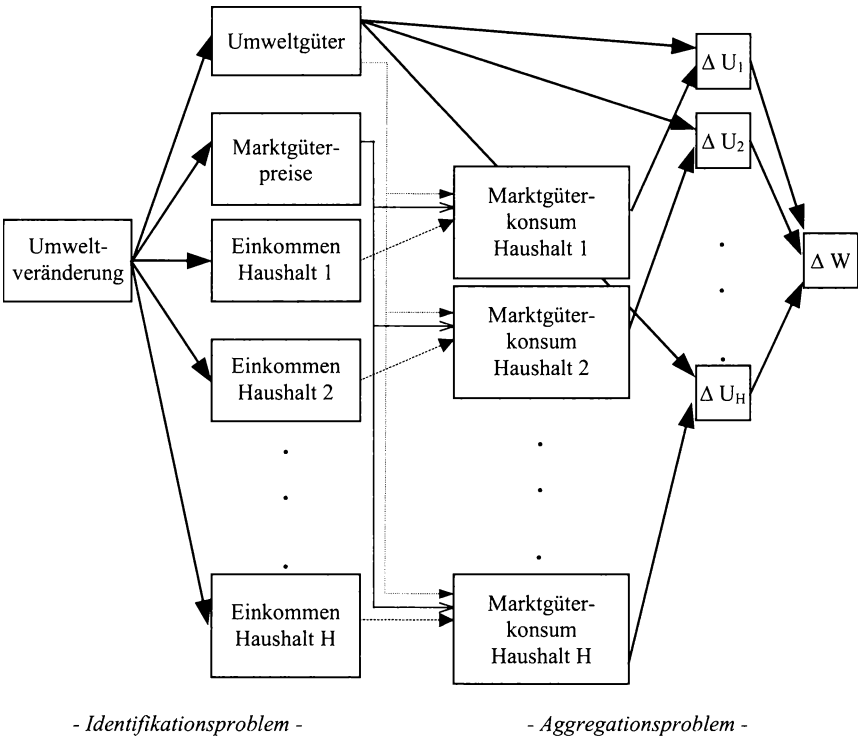


Abbildung 2

Im nächsten Abschnitt werden die wohlfahrtstheoretischen Hintergründe dargestellt, auf denen die heute üblichen praktischen Umweltbewertungsverfahren basieren.

## D. Wohlfahrtstheoretische Grundlagen

Ziel ökonomischer Bewertungsanalysen im Umweltbereich ist es, die Veränderung des gesellschaftlichen Wohlergehens bzw. der gesellschaftlichen Wohlfahrt zu bestimmen, die aus einer Umweltveränderung resultiert. Die gesellschaftliche Wohlfahrt $W$ wird üblicherweise als eine monoton zunehmende Funktion der individuellen Nutzen $U_h$ betrachtet, d. h.

$$W = w(U_1, U_2, \ldots, U_H)\ ,\ \partial w/\partial U_h \geq 0 \quad (h = 1, 2, ). \tag{1}$$

Will man die gesellschaftliche Bedeutung einer Umweltveränderung ermessen, so muss man also zunächst die Auswirkungen dieser Umweltveränderung auf das

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Wohlbefinden bzw. den Nutzen der betroffenen Individuen bestimmen. Daher soll im Folgenden zunächst auf das Identifikationsproblem und dann auf das Aggregationsproblem eingegangen werden.

## I. Individuelle Bewertung von Umweltveränderungen: Das Identifikationsproblem

Im vorigen Kapitel wurde erläutert, dass Umweltveränderungen zum einen den Nutzen der Individuen direkt beeinflussen und zum anderen auch Auswirkungen auf den Marktgüterkonsum der Haushalte haben können, der ebenfalls das individuelle Wohlbefinden beeinflusst. Ferner kann eine Umweltveränderung Auswirkungen auf Preise und Einkommen haben, wodurch ebenfalls der Marktgüterkonsum und damit der individuelle Nutzen verändert werden kann. Diese Zusammenhänge sind in Abbildung 2 dargestellt.

Damit lassen sich die durch eine Umweltveränderung potenziell bedingten individuellen Nutzenänderungen mit Hilfe der traditionellen direkten Nutzenfunktion beschreiben als

$$(2) \qquad \Delta^{01} U_h = U_h^1 - U_h^0 = u_h\left(x_h^1, z^1\right) - u_h\left(x_h^0, z^0\right), \ (h = 1, 2, \ldots H),$$

wobei $u_h$ die direkte Nutzenfunktion eines Haushalts $h$ und $x_h \in \Re_+^N$ der von ihm konsumierte Gütervektor ist. Der Vektor $z \in \Re_+^M$ beschreibt den Umweltzustand mit Hilfe der (für alle Haushalte gleichermaßen gültigen) Parameter $z_m$ $(m = 1, 2, \ldots, M)$. Die Superskripte 0 und 1 bezeichnen die Ausgangssituation vor bzw. die neue Situation nach Eintritt der zu bewertenden Umweltveränderung.

Alternativ kann man diesen Zusammenhang natürlich auch mit Hilfe der indirekten Nutzenfunktion ausdrücken als

$$(3) \qquad \begin{aligned} \Delta^{01} U_h &= u_h\left(x_h(p^1, z^1, I_h^1), z^1\right) - u_h\left(x_h(p^0, z^0, I_h^0), z^0\right) \\ &\equiv v_h\left(p^1, z^1, I_h^1\right) - v_h\left(p^0, z^0, I_h^0\right), \ (h = 1, 2, \ldots H) \end{aligned}$$

wobei $p$ den Preisvektor und $I_h$ das Einkommen von Individuum $h$ bezeichnet. Diese Darstellung entspricht unmittelbar Abbildung 2.

### *1. Geldmaße*

Es ist bekannt, dass Nutzenfunktionen empirisch nicht unmittelbar bestimmt werden können. Daher sucht man in der praktischen Umweltbewertung nach Mög-



DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

lichkeiten, die eigentlich interessierende Nutzenänderung $\Delta U$ gemäß (3) in einen Ausdruck zu überführen, der einerseits streng monoton mit $\Delta U$ korreliert ist und andererseits zumindest potenziell empirisch beobachtbar und damit berechenbar ist.

Diese Überlegungen führen unmittelbar zur Darstellung der Nutzenänderung $\Delta U$ mit Hilfe der Ausgabenfunktion $e_h(p, z, U_h)$, die streng monoton im Nutzenniveau $U$ ist. Wegen dieser Eigenschaft wird die Ausgabenfunktion für konstante Preise und Umweltparameter häufig auch als „money-metric utility function", als eine in Geldeinheiten messende Nutzenfunktion bezeichnet (s. hierzu z. B. *Ahlheim* und *Rose* 1992, S. 59 ff.). Um die Nutzenänderung $\Delta U$ mit Hilfe der Ausgabenfunktion auszudrücken, müssen somit die Preise und Umweltparameter auf einem beliebigen Niveau fixiert werden, um die Monotonieeigenschaft der Ausgabenfunktion nutzen zu können. Dabei bieten sich als „natürliche" Wahl alternativ entweder das Ausgangsniveau 0 oder das Endniveau 1 dieser Größen an (obwohl natürlich auch jedes beliebige andere Niveau von $p$ und $z$ willkürlich ausgewählt werden könnte, solange es nur konstant gehalten wird).

Je nachdem, für welche der beiden genannten Alternativen man sich entscheidet, erhält man entweder die sogenannte Äquivalente Variation

$$EV_h^{01} = e_h\left(p^0, z^0, U_h^1\right) - e_h\left(p^0, z^0, U_h^0\right) = e_h\left(p^0, z^0, U_h^1\right) - I_h^0 \tag{4}$$

oder die Kompensierende Variation

$$CV_h^{01} = e_h\left(p^1, z^1, U_h^1\right) - e_h\left(p^1, z^1, U_h^0\right) = I_h^1 - e_h\left(p^1, z^1, U_h^0\right) \tag{5}$$

einer Umweltveränderung. Beide Maße gehen in ihrer Grundform auf John Hicks zurück (s. z. B. *Hicks* 1939 oder 1942) und werden daher auch als die Hicks-Maße der Wohlfahrtsmessung bezeichnet.

Bei $e_h\left(p^0, z^0, U_h^1\right)$ handelt es sich um diejenigen Ausgaben, die der Haushalt $h$ mindestens tätigen müsste, um bei Gültigkeit der ursprünglichen Preise und Umweltgütermengen das neue Nutzenniveau $U_h^1$ zu realisieren, während $I_h^0$ das ursprüngliche Pauscheinkommen des Haushalts bezeichnet. Damit beschreibt $EV_h^{01}$ im Falle einer wohlfahrtserhöhenden Umweltveränderung ($\Delta^{01} U_h > 0$) denjenigen Geldbetrag, den man dem Haushalt mindestens geben müsste, um ihn bei Nichteintreten dieser Verbesserung nutzenmäßig genauso zu stellen wie bei ihrem Eintreten. Als populäre Interpretation der EV hat sich daher der Begriff der minimalen Akzeptanzbereitschaft („Willingness To Accept" (compensation) – WTA) für den Verzicht auf eine Umweltverbesserung herausgebildet. Im Falle einer nutzenvermindernden Umweltveränderung ($\Delta^{01} U_h < 0$) repräsentiert $EV_h^{01}$ denjenigen Geldbetrag, den der Haushalt maximal zu zahlen bereit wäre (populär ausgedrückt: seine „Willingness To Pay" – WTP), um diese Verschlechterung abzuwenden. Es handelt sich bei der Äquivalenten Variation somit um den Geldbetrag,

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

der für den Haushalt (im positiven oder negativen Sinne) nutzenäquivalent zu der zu bewertenden Umweltveränderung ist. Es ist wichtig, schon an dieser Stelle festzuhalten, dass es sich bei der Interpretation der EV als WTP oder WTA lediglich um großzügige Vereinfachungen handelt, die dem Konzept nicht in allen Fällen gerecht werden, wie weiter unten gezeigt werden wird. Insbesondere im Zusammenhang mit der noch zu diskutierenden Kontingenten Evaluierungsmethode für Umweltveränderungen ist diese Tatsache von Bedeutung.

Wenden wir uns nun der Kompensierenden Variation zu. Der Ausdruck $e_h(p^1, z^1, U_h^0)$ beschreibt die Ausgaben, die der Haushalt h mindestens tätigen müsste, um bei den neuen Preisen und der neuen Umweltqualität sein ursprüngliches Nutzenniveau $U_h^0$ zu realisieren. Die Differenz $I_h^1 - e_h(p^1, z^1, U_h^0)$ ist im Falle einer Nutzenerhöhung $(\Delta^{01} U_h > 0)$ positiv und steht dann für denjenigen Geldbetrag, den der Haushalt maximal für die Umweltverbesserung zu zahlen bereit wäre (seine WTP). Gehört der betrachtete Haushalt zu den Verlierern des Projekts $(\Delta^{01} U_h < 0)$, so bezeichnet $CV_h^{01}$ den Geldbetrag, den man ihm im Falle der Umweltverschlechterung mindestens als Kompensationszahlung geben müsste, um ihn nutzenmäßig nicht schlechter zu stellen als in der Ausgangssituation (seine WTA).

| | *Umweltqualitätsverbesserung* | *Umweltqualitätsverschlechterung* |
|---|---|---|
| $CV_h^{01}$ | $CV_h^{01} > 0$<br>$\Rightarrow$ maximale Zahlungsbereitschaft<br>*WTP* | $CV_h^{01} < 0$<br>$\Rightarrow$ minimale Akzeptanzbereitschaft<br>*WTA* |
| $EV_h^{01}$ | $EV_h^{01} > 0$<br>$\Rightarrow$ minimale Akzeptanzbereitschaft<br>*WTA* | $EV_h^{01} > 0$<br>$\Rightarrow$ maximale Zahlungsbereitschaft<br>*WTP* |

Abbildung 3

Die Kompensierende Variation nimmt somit eine Ex-post-Perspektive ein und fragt nach der Einkommensvariation, die den Haushalt nach Eintritt der Umweltveränderung nutzenmäßig so stellen würde wie zuvor. Die Äquivalente Variation hingegen fragt aus der Ex-ante-Perspektive heraus nach der Einkommensvariation, die den gleichen Nutzeneffekt hätte wie die zu bewertende Umweltänderung. Es ist offensichtlich, dass die Kompensierende Variation für die Bewertung von Verbesserungen der Umweltqualität die größere intuitive Kraft und damit auch den Vorteil der besseren Kommunizierbarkeit gegenüber Nichtökonomen besitzt, da generell eine Zahlungsbereitschaft als Maß für die Wertschätzung, die man einem positiven Ereignis entgegenbringt, mehr einleuchtet als eine Entschädigungsforderung für das Nichteintreten dieses Ereignisses. Umgekehrt lassen sich Umweltverschlechterungen plausibler durch die Kompensationsforderung der Geschädigten



DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

bewerten, also ebenfalls durch die Kompensierende Variation, als durch ihre Zahlungsbereitschaft für die Abwendung des für sie negativen Ereignisses. Dies gilt insbesondere für Bewertungsanalysen zur Schadensbemessung nach Umweltunfällen, die ja schon eingetreten sind und somit nicht mehr abgewendet werden können. Aufgrund ihrer größeren Plausibilität im Rahmen des Alltagsdenkens ist die Kompensierende Variation vor allem für die Umweltbewertungsverfahren, die auf Befragungen beruhen, das Nutzenmaß der Wahl. Diese Zusammenhänge sind in Abbildung 3 noch einmal zusammenfassend dargestellt.

Eine elementare Forderung an ein Nutzenmaß ist, dass es Nutzenänderungen korrekt anzeigt. Im Rahmen der ordinalen Nutzentheorie heißt dies, dass die Art der Nutzenänderung, d. h. Nutzenerhöhung oder Nutzenverminderung, am Vorzeichen des Maßes ablesbar sein muss. Dieser Minimalanspruch an die theoretische Reliabilität eines Nutzenmaßes wird sowohl von der Äquivalenten als auch von der Kompensierenden Variation aufgrund der strengen Monotonie der Ausgabenfunktion im Nutzenniveau $U$ erfüllt:

$$CV_h^{01} \gtreqless 0 \quad \Leftrightarrow \quad U_h^{01} \gtreqless U_h^0 \tag{6}$$

$$EV_h^1 \gtreqless 0 \quad \Leftrightarrow \quad U_h^1 \gtreqless U_h^0 \tag{7}$$

Diese beiden Bedingungen werden natürlich auch von jeder beliebigen Nutzenfunktion erfüllt. Der Unterschied zwischen einer Nutzenfunktion und einem für Bewertungsanalysen einsetzbaren Nutzen- oder Wohlfahrtsmaß ist die Möglichkeit zu seiner Berechnung auf der Basis empirisch beobachtbarer Daten. Es ist offensichtlich, dass Äquivalente und Kompensierende Variation in der mathematischen Form ihrer Definitionen (4) und (5) sicherlich nicht direkt empirisch berechenbar sind, da die Ausgabenfunktion für konstante Preise und Umweltparameter letztlich nur eine Nutzenfunktion ist und sich somit jeder empirischen Beobachtung entzieht. Für die Berechnung der beiden Maße in ihrer Definitionsform müsste die Ableitung der Ausgabenfunktion nach dem Nutzen, der Kehrwert des Grenznutzens des Einkommens also, bekannt sein, was offensichtlich nicht der Fall ist.

Durch einfache Umformungen lässt sich jedoch beispielsweise die Kompensierende Variation in die Form (vgl. *Stephan* und *Ahlheim* 1996, S. 175 ff.)

$$\begin{aligned} CV_h^{01} = {} & e_h\left(p^1, z^1, U_h^1\right) - e_h\left(p^0, z^0, U_h^0\right) + \\ & e_h\left(p^0, z^0, U_h^0\right) - e_h\left(p^1, z^0, U_h^0\right) + \\ & e_h\left(p^1, z^0, U_h^0\right) - e_h\left(p^1, z^1, U_h^0\right) \end{aligned} \tag{8}$$

bringen. Hierbei wird offensichtlich die durch die Umweltveränderung und ihre möglichen Marktkonsequenzen insgesamt verursachte Nutzenänderung in ihre ein-

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

zelnen Teileffekte zerlegt: die eigentliche Umweltveränderung $\Delta z$, die potenziellen Marktpreisänderungen $\Delta p$ und die möglicherweise eintretende Änderung des Haushaltseinkommens $\Delta I$.[5]

Für jede dieser Parameteränderungen kann eine separate Kompensierende Variation definiert werden, so dass sich (8) auch als Summe dieser Partial-*CV*s gemäß

$$CV_h^{01} = CVI_h^{01} + CVP_h^{01} + CVZ_h^{01} \tag{9}$$

darstellen lässt. Die Tatsache, dass die Kompensierende Variation additiv-separabel in diesen parameterbezogenen Sub-*CV*s ist, wirkt sich auf ihre empirische Berechnung insofern höchst vorteilhaft aus, als die ökonomische Bewertung dieser Einzeleffekte aufgrund ihrer Heterogenität mit unterschiedlichen Techniken erfolgen muss. Man kann somit den Gesamteffekt einer Umweltveränderung zunächst in seine Teileffekte zerlegen, diese getrennt und mit unterschiedlichen Methoden im Hinblick auf ihre Nutzenwirkungen bewerten und dann die Einzeleffekte wieder zur Gesamt-*CV* zusammenführen.

Analog zu (9) kann man natürlich auch die Äquivalente Variation in Teil-*EV*s für Einkommens-, Preis- und Umweltqualitätsänderungen gemäß

$$EV_h^{01} = EVI_h^{01} + EVP_h^{01} + EVZ_h^{01} \tag{10}$$

disaggregieren, um diese Teileffekte nach getrennter empirischer Bestimmung wieder zusammenzufügen. Im Folgenden soll nun auf die empirische Bestimmung der Teilmaße eingegangen werden.

## 2. *Empirische Berechnung*

Eine korrekte empirische Berechnung der Kompensierenden Variation für eine konkrete Umweltveränderung müsste im Wesentlichen dem in Abbildung 4 dargestellten Schema folgen. Zunächst müssten die infolge der Umweltveränderung zu erwartenden Preis- und Einkommensänderungen in der betroffenen Region durch ein entsprechendes ökonometrisches Regionalmodell berechnet werden, wobei diese Aufgabe, die bei Ex-Post-Analysen natürlich entfällt, keineswegs trivial ist. Danach müssen auf dieser Informationsgrundlage die entsprechenden Teil-CVs bestimmt werden.

Am einfachsten ist sicherlich die Bewertung von Einkommensänderungen mit Hilfe der Hicksschen Variationsmaße. Aufgrund der Einkommensnormierung von EV und CV ist die Äquivalente bzw. die Kompensierende Variation einer Einkommensänderung gleich der Einkommensänderung selbst:

---

[5] Im komparativ-statischen Haushaltsmodell ohne Sparen ist $e_h(p^1, z^1, U_h^1) \equiv I_h^1$ und $e_h(p^0, z^0, U_h^0) \equiv I_h^0$.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

$$CVI_h^{01} = I_h^1 - I_h^0 = EVI_h^{01} \tag{11}$$

Auch die Berechnung der Variationsmaße für Marktpreisänderungen ist inzwischen wohlbekannt. Unter Verwendung von Shephard's Lemma sowie des Hauptsatzes der Differential- und Integralrechnung lassen sich die entsprechenden Teil-Maße als Integral über die Hicks-Nachfragefunktionen des betrachteten Haushalts in den Grenzen zwischen den alten und den neuen Güterpreisen darstellen:

$$CVP_h^{01} = \int_{p^1}^{p^0} \xi_h(p, z^0, U_h^0)dp \tag{12}$$

bzw.

$$EVP_h^{01} = \int_{p^1}^{p^0} \xi_h(p, z^1, U_h^1)dp \tag{13}$$

Die Kompensierende Variation berechnet sich somit als Integral über die ursprünglichen Hicks-Nachfragefunktionen eines Haushalts $\xi_h(p, z^0, U_h^0)$, während die Äquivalente Variation gleich dem Preisintegral über die nach der Umweltveränderung gültigen Hicks-Nachfragefunktionen $\xi_h(p, z^1, U_h^1)$ ist. Obwohl die Hicks-Nachfragefunktionen aufgrund ihrer Abhängigkeit vom Nutzenniveau $U$ nicht empirisch beobachtet werden können, existieren heuristische Verfahren (die im Wesentlichen auf *Vartia* (1983) beruhen), mit deren Hilfe *CVP* und *EVP* bei Kenntnis der entsprechenden Marshall-Nachfragefunktionen $x_h(p, z, I_h)$ mit beliebiger Genauigkeit empirisch berechnet werden können (vgl. z. B. *Ahlheim* und *Wagenhals* 1988, *Breslaw* und *Smith* 1995, *Hausman* 1981, *McKenzie* und *Ulph* 1986).

Die offensichtlich schwierigsten Probleme wirft die Berechnung der Hicks-Maße für die Veränderung der Umweltqualität auf. Rein formal ergibt sich über Shephard's Lemma für Kollektivgüter und den Hauptsatz der Differential- und Integralrechnung auch hier wieder eine Integraldarstellung (zur Herleitung und ausführlichen Begründung siehe z. B. *Ahlheim* 1998a) gemäß

$$CVZ_h^{01} = \int_{z^0}^{z^1} \pi_h(p^1, z, U_h^0)dz \qquad \left[= \int_{z^1}^{z^0} \nabla_z e_h(p^1, z, U_h^0)dz\right] \tag{14}$$

bzw.

$$EVZ_h^{01} = \int_{z^0}^{z^1} \pi_h(p^0, z, U_h^1)dz \qquad \left[= \int_{z^1}^{z^0} \nabla_z e_h(p^0, z, U_h^1)dz\right] \tag{15}$$

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

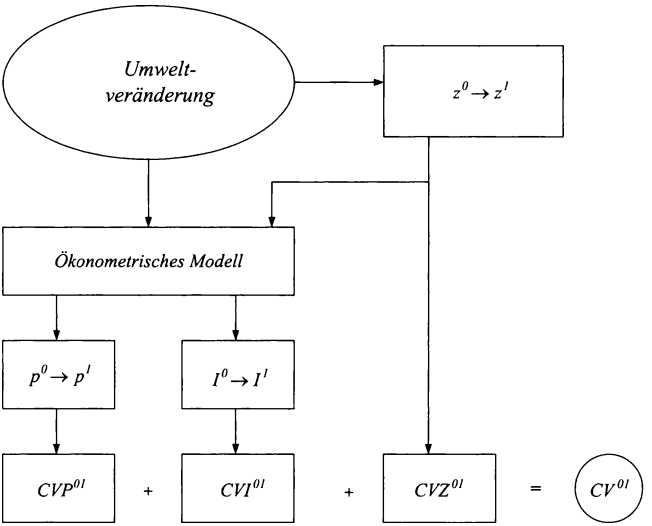


Abbildung 4

Bei $\pi_h(p, z, U)$ handelt es sich um den Vektor der einkommenskompensierten Schattenpreisfunktionen des betreffenden Haushalts bezüglich der Umweltqualität und bei $\nabla_z e_h(p, z, U)$ um den entsprechenden Gradienten der Ausgabenfunktion.

In Abbildung 5 sind Äquivalente und Kompensierende Variation für eine Änderung des Umweltqualitätsparameters $z$ von $z^0$ auf $z^1$ dargestellt. Zur Vereinfachung der Notation wurden sämtliche Marktgüter zu einem „composite commodity" $X$ zusammengefasst, dessen Preis auf den Wert 1 normiert wurde, so dass $X$ zugleich das Einkommen des Haushalts repräsentiert. Eine isolierte Verbesserung der Umweltqualität (bei konstanten Preisen und konstantem Einkommen $I = \overline{X}$) von $z^0$ auf $z^1$ führt in Abbildung 5 zu einer Erhöhung des Nutzens von $U^0$ auf $U^1$. Die Kompensierende Variation entspricht der maximalen Zahlungsbereitschaft des Haushalts für diese Umweltverbesserung und ist damit gleich dem vertikalen Abstand $CB$ zwischen den beiden Indifferenzkurven im neuen Haushaltsgleichgewicht $C$. Selbst wenn man dem Haushalt nach Verbesserung der Umweltqualität diesen Betrag entzöge, wäre sein Nutzenniveau nicht geringer als in der Ausgangssituation.

Die Äquivalente Variation hingegen ist gleich dem Geldbetrag, den man dem Haushalt mindestens geben müsste, um ihn auch ohne Umweltverbesserung auf das neue Nutzenniveau $U^1$ zu setzen. Damit ist sie gleich dem kleinsten Geldbetrag, den der Haushalt als Entschädigung für entgangenes Umweltglück akzeptieren würde, wenn man ihm die Umweltverbesserung $(z^1 - z^0)$ angekündigt hätte, ohne sie tatsächlich zu verwirklichen. In Abbildung 5 entspricht dies dem vertikalen Abstand $AD$ zwischen den beiden Indifferenzkurven im ursprünglichen Haushaltsgleichgewicht $A$.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

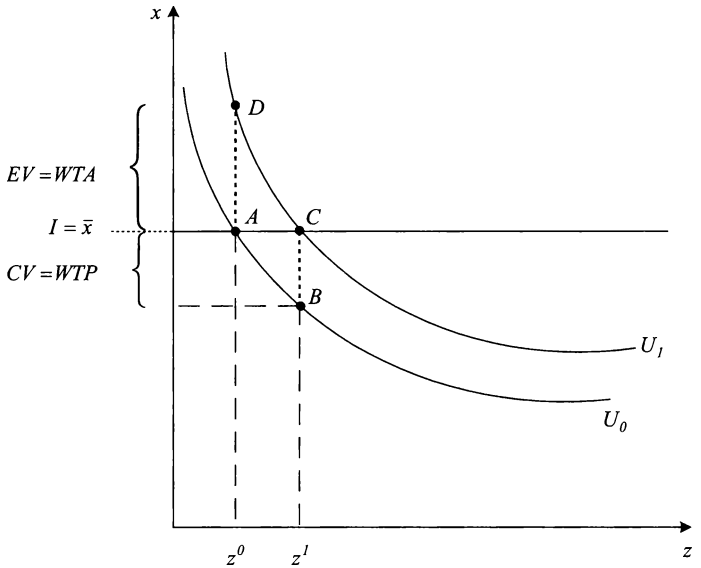


Abbildung 5

Diese ausführliche Darstellung wurde gewählt, weil aus ihr deutlich wird, dass es sich bei beiden Hicks-Maßen um reine Nutzenmaße handelt, die vollkommen unabhängig von der monetären Sphäre des Haushalts, insbesondere von seinem Einkommen sind. Dies zur Kenntnis zu nehmen, ist von größter Bedeutung im Hinblick auf die spätere Erörterung der Methoden zur empirischen Ermittlung der umweltbezogenen Maße *CVZ* und *EVZ*, da sich viele Missverständnisse bezüglich der Validität und Reliabilität dieser Methoden, vor allem der Kontingenten Evaluierungsmethode, auf die Nichtbeachtung dieser Tatsache zurückführen lassen. Diesen Missverständnissen leistet natürlich die populäre Interpretation der Hicks-Maße als Zahlungsbereitschaft besonderen Vorschub, da es auf den ersten Blick plausibel erscheint, dass beispielsweise die Zahlungsbereitschaft eines Haushalts nicht größer als sein verfügbares Einkommen sein kann. Aus (14) und (15) sowie aus Abbildung 5 wird jedoch deutlich, dass es sich bei *EV* und *CV* aus theoretischer Sicht um das Integral über den umweltbezogenen Gradienten der Ausgabenfunktion entlang der neuen bzw. der alten Indifferenzkurve in den Grenzen zwischen dem ursprünglichen und dem neuen Umweltqualitätsstandard handelt. Da Präferenzordnung und Budgetbeschränkung grundsätzlich unabhängig voneinander sind, erscheint eine Beschränkung der *CV* durch das Haushaltseinkommen bei dieser rein technischen Betrachtung der Hicks-Maße abwegig. Dennoch taucht dieses Argument immer wieder auf, wenn die Glaubwürdigkeit der weiter unten dargestellten direkten Umweltbewertungsmethoden in Frage gestellt werden soll. Da bei der Diskussion dieser Maße auf die hier gewählte Darstellung zurückgegriffen

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

werden soll, wurde besonderer Wert auf die theoretischen Wurzeln der Hicks-Maße im Umweltzusammenhang gelegt.

Es ist offensichtlich, dass eine empirische Bestimmung der einkommenskompensierten Schattenpreisfunktionen $\pi_h(p, z, U)$, aber auch der entsprechenden nichtkompensierten Schattenpreisfunktionen, nicht möglich ist. Daher existiert keine dem oben erwähnten Vartia-Verfahren vergleichbare Methode für die Berechnung von *CVZ*. Vielmehr muss auf völlig andere empirische Ermittlungsverfahren zurückgegriffen werden, die sich aufgrund der im Zusammenhang mit Umweltgütern bestehenden Unsicherheiten hinsichtlich der Präferenzermittlung oft weiter von der „reinen" Haushaltstheorie entfernen, als es einem lieb ist. Daher muss man sich stets vor Augen halten, dass die Alternative zu all den ungeliebten Kompromissen schlichtes Nichtwissen ist.

Nachdem die Bewertung der Einkommenseffekte *CVI* und der Marktpreiseffekte *CVP* einer Umweltveränderung heute als Standardproblem mit Standardlösungen betrachtet werden kann, bleibt als letztes spannendes Problem der ökonomischen Bewertung von Umweltveränderungen die Bewertung von Veränderungen der Umweltparameter selbst, d. h. die empirische Bestimmung von *CVZ*. Der Rest dieser Untersuchung wird sich daher im Wesentlichen auf dieses Problem konzentrieren. Zunächst allerdings soll kurz auf das weiter oben bereits angesprochene Aggregationsproblem eingegangen werden.

## II. Das Aggregationsproblem

Spätestens seit *Arrow* (1950 bzw. 1951) ist bekannt, dass es eine wissenschaftlich objektive und eindeutige Aggregation individueller Präferenzordnungen zu einer gesellschaftlichen Präferenzordnung mit akzeptablen Eigenschaften („Completeness, Transitivity, Independence of Irrelevant Alternatives, Weak Pareto Principle, Non-Dictatorship, Anonymity"), die sich dann womöglich noch durch eine gesellschaftliche Wohlfahrtsfunktion darstellen lässt, im Rahmen der ordinalen Nutzentheorie nicht geben kann. Daher muss man sich bei der gesellschaftlichen Bewertung von Umweltveränderungen entweder auf das Pareto-Kriterium beschränken, nach dem eine Veränderung dann gesellschaftlich positiv zu bewerten ist, wenn sich mindestens ein Individuum verbessert und keines verschlechtert, oder man ist mutig genug, eine soziale Wohlfahrtsfunktion zu definieren. Das reine Pareto-Kriterium führt bei praktischen Bewertungsanalysen meist nicht sehr weit, da die Voraussetzungen für seine Anwendung in der Realität nur selten gegeben sind. Das Postulieren einer expliziten Wohlfahrtsfunktion ist wegen der direkten Nachvollziehbarkeit der darin enthaltenen Verteilungsgewichte politisch brisant und wegen der implizierten interpersonellen Nutzenvergleiche, die ja im Widerspruch zur ordinalen Nutzentheorie stehen, auch aus theoretischer Sicht fragwürdig.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

In der Praxis der Nutzen-Kosten-Analyse wird üblicherweise das sogenannte Hicks-Kaldor-Kriterium für gesellschaftliche Wohlfahrtsbeurteilungen verwendet. Dabei werden die individuellen Kompensierenden Variationen (oder die Äquivalenten Variationen) einer Umweltveränderung über alle betroffenen Individuen oder Haushalte $h = 1, 2, \ldots, H$ aufsummiert. Da diese Summe letztlich als eine Saldierung der maximalen Zahlungsbereitschaften der „Gewinner" einer Umweltveränderung ($CV_h^{01} > 0$) einerseits und der minimalen Entschädigungsforderungen der Verlierer ($CV_h^{01} < 0$) andererseits interpretiert werden kann, gilt eine Umweltveränderung dann als gesellschaftlich vorteilhaft bzw. wohlfahrtserhöhend, wenn die Summe der individuellen *CV*s positiv ist:

$$(16) \qquad \sum_{h=1}^{H} CV_h^{01} = \sum_{h=1}^{H} CVP_h^{01} + \sum_{h=1}^{H} CVI_h^{01} + \sum_{h=1}^{H} CVZ_h^{01} \gtreqless 0 \quad \Rightarrow \quad \Delta W \gtreqless 0$$

Die Begründung dafür ist, dass in einem solchen Fall die aggregierte Zahlungsbereitschaft der Gewinner ausreicht, um die Verlierer so zu kompensieren, dass sich letztlich niemand schlechter stellt und dennoch mindestens ein Individuum besser gestellt wird als vor der Veränderung. Da diese Kompensationszahlungen in der Realität nicht durchgeführt werden und daher nur hypothetisch sind, bezeichnet man das Hicks-Kaldor-Kriterium auch als hypothetisches oder potenzielles Pareto-Kriterium.

Die Addition der mit der Kompensierenden Variation gemessenen individuellen Nutzenänderungen zu einem gesellschaftlichen Wohlfahrtsmaß impliziert offensichtlich interpersonelle Nutzenvergleiche und ist somit mit der reinen Lehre der ordinalen Nutzentheorie nicht vereinbar. Eine detaillierte Auseinandersetzung mit dem Aggregationsproblem, auf das an dieser Stelle nicht vertiefend eingegangen werden soll, findet sich z. B. in *Johansson* (1994). Die spezielle Problematik des Hicks-Kaldor-Kriteriums wird umfassend in *Blackorby* und *Donaldson* (1988) behandelt, „klassische" Untersuchungen zu seiner theoretischen Konsistenz sind *Scitovsky* (1941) and *Boadway* (1974). Für die weitere Untersuchung soll nur festgehalten werden, dass das Hicks-Kaldor-Kriterium letztlich die theoretische Basis aller praktischen Umweltbewertungsanalysen bildet.

Von besonderem Interesse für die weiteren Betrachtungen ist hier vor allem die Ermittlung des Einflusses einer Änderung der Umweltparameter z auf die gesellschaftliche Wohlfahrt im Sinne von $\sum_{h=1}^{H} CVZ_h^{01}$, d. h. im Sinne der Hicksschen Kompensierenden Variation. Bevor darauf näher eingegangen wird, soll jedoch noch kurz der Zusammenhang zwischen der bisher gezeigten theoretisch korrekten Behandlung der Kompensierenden Variation einerseits und ihrer in praktischen Nutzen-Kosten-Analysen häufig üblichen vereinfachten empirischen Ermittlung dargestellt werden.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

## III. Praktische Nutzen-Kosten-Analysen

Die Ermittlung der Kompensierenden Variation gemäß (5) bei Verwendung der exakten Berechnungsverfahren nach Vartia für die Bestimmung der Preiseffekte *CVP* ist sehr zeit- und kostenintensiv, da für diese Verfahren die gesamten Nachfragesysteme der betroffenen Haushalte (bzw. einer repräsentativen Stichprobe) ökonometrisch geschätzt werden müssen. Dieser Aufwand ist für die Bewertung kleinerer Umweltprojekte nicht vertretbar, weshalb man hier auf billigere Verfahren zurückgreift, die mit einem geringeren ökonometrischen Aufwand auskommen. Im Folgenden sollen die theoretischen Vereinfachungen, die zur Anwendung der bekannten Nutzen-Kosten-Formel implizit akzeptiert werden müssen, kurz genannt werden.

Die erste Vereinfachung besteht darin, dass bei der Darstellung der auf der Ausgabenfunktion basierenden Kompensierenden Variation gemäß (5) bzw. (8) mit Hilfe von Nachfragefunktionen statt des (mathematisch exakten) Integrals über den Gradienten der Ausgabenfunktion gemäß (14) und (15) vereinfachend nur eine Taylor-Approximation 1. Ordnung (!) verwendet wird.

$$(17)\quad CV_h^{01} = CVI_h^{01} + CVP_h^{01} + CVZ_h^{01}$$
$$\approx I_h^1 - I_h^0 - \nabla_p e_h\left(p^0, z^0, U_h^0\right) \cdot \left[p^1 - p^0\right] - \nabla_z e_h\left(p^0, z^0, U_h^0\right) \cdot \left[z^1 - z^0\right]$$

Dies führt bei Berücksichtigung von Shephard's Lemma zu dem Ausdruck

$$(18)\qquad CV_h^{01} \approx p^1 \cdot \left[x_h^1 - x_h^0\right] + \pi_h^0 \cdot \left[z^1 - z^0\right] ,$$

wobei $\pi_h^0$ der Vektor der Schattenpreise ist, die der Haushalt $h$ den verschiedenen Umweltparametern $z_m$ beimisst. Man sieht, dass die Marktgüter jetzt nur noch mit den monetarisierten Grenznutzen $p^1 = (\nabla_x u_h/\lambda^*)^1$ im neuen Haushaltsgleichgewicht bewertet werden statt mit dem Integral über die Nachfragefunktionen. Der Ausdruck $p^1 \cdot \left[x_h^1 - x_h^0\right]$ repräsentiert nun die Preis- und Einkommensveränderungseffekte, die in der exakten Version der *CV* durch (11) und (12) gemessen werden. Hier wird berücksichtigt, dass die Preis- und Einkommensvariationen zu Änderungen des Marktgüterkonsums führen. Diese Mengenänderungen werden dann im Stile eines statistischen Mengenindexes mit den (neuen) Gütermarktpreisen gewichtet und addiert.

Summiert man nun die so approximierten *CV*s gemäß dem Hicks-Kaldor-Kriterium (16) über alle Haushalte h, so erhält man den Ausdruck

$$(19)\qquad \sum_{h=1}^{H} CV_h^{01} \approx p^1 \cdot \sum_{h=1}^{H} \left[x_h^1 - x_h^0\right] + \left[z^1 - z^0\right] \cdot \sum_{h=1}^{H} \pi_h^0 .$$

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Bei der Bewertung der Umweltveränderung wird der Kollektivgutcharakter dieser Güter dadurch deutlich, dass die Parameteränderungen $\left[z^1 - z^0\right]$ aufgrund der Nichtrivalität der Umweltgüter für alle Haushalte gleichermaßen berücksichtigt werden. Die Bewertung der einzelnen Parameter geschieht durch die Summe der individuellen Schattenpreise, was der bekannten Samuelson-Regel entspricht, nach der sich die Gesamtnachfrage nach Kollektivgütern durch vertikale Aggregation der individuellen Pseudonachfragefunktionen ergibt.

Zur Berechnung des Marktgüterterms in (19) müssen die Nachfragedaten für alle betroffenen Haushalte (bzw. für eine repräsentative Stichprobe) erhoben werden. Bei der Bewertung von Umweltprojekten erspart man sich diesen Aufwand häufig durch die Überlegung, dass diese Marktnachfrageeffekte im Wesentlichen dadurch zustande kommen, dass knappe Produktionsfaktoren von dem Konsumgütersektor zu dem betreffenden Projekt umgeleitet werden. Die steigenden Konsumgüterpreise führen dann zu einem Rückgang der entsprechenden Marktgüternachfrage durch die privaten Haushalte, die aufgrund dieser Überlegungen letztlich als die Kosten des Projekts interpretiert werden können, während der umweltbezogene zweite Term in (19) die geschaffenen Nutzen darstellt. Folgt man dieser Argumentation und unterstellt man ferner, dass alle in dem Projekt eingesetzten Produktionsfaktoren schon vor dem Projekt vollbeschäftigt waren und, der traditionellen Inputregel der Produktionstheorie folgend, nach ihrem Wertgrenzprodukt bezahlt wurden, so kann man sich zur Bestimmung dieses Kostenterms die aufwendige dezentrale Erhebung der Nachfragedaten bei den betroffenen Haushalten ersparen und statt dessen einfach die Inputkosten addieren, die bei dem Projekt angefallen sind (siehe dazu auch Hanusch 1987). Man setzt also

$$p^1 \cdot \sum_{h=1}^{H} \left[x_h^1 - x_h^0\right] = -q^1 \cdot y \,, \tag{20}$$

wobei $q$ der Vektor der Inputpreise und $y$ der Vektor der für die Durchführung des zu bewertenden Umweltprojekts verwendeten Inputmengen ist. Auf diese Weise gelangt man zu der traditionellen Nutzen-Kosten-Formel

$$CB^{01} = \underbrace{\left[z^1 - z^0\right] \cdot \sum_{h=1}^{H} \pi_h^0}_{\text{Nutzen}} - \underbrace{q^1 \cdot y}_{\text{Kosten}} \,. \tag{21}$$

Die empirische Berechnung dieser Formel ist wesentlich kostengünstiger als die exakte Berechnung der *CV* unter Verwendung von (11) und (12). Selbstverständlich repräsentiert die traditionelle Nutzen-Kosten-Analyse eine stark verkürzte Sicht der Dinge, da beispielsweise die nicht durch den projektbedingten Faktoreinsatz verursachten indirekten Preis- und Einkommensveränderungseffekte auf die Konsumgüternachfrage der Haushalte zwangsläufig unberücksichtigt bleiben. Hinzu kommt die Fiktion der Vollbeschäftigung sämtlicher Produktionsfaktoren und

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

ihrer Entlohnung nach dem Wertgrenzprodukt, ganz zu schweigen von der linearen Approximation der Ausgabenfunktion, die ja letztlich die Basis für alle folgenden Vereinfachungen bot.

Die Herleitung dieser in praktischen Nutzen-Kosten-Analysen (mit und ohne Umweltbezug) äußerst beliebten und häufig verwendeten Nutzen-Kosten-Formel wurde hier so ausführlich beschrieben, um zu demonstrieren, mit welchen erheblichen Abweichungen von dem aus Sicht der Theorie Gebotenen man sich in der Praxis der Nutzen-Kosten-Analyse seit jeher klaglos abgefunden hat. Angesichts dieser Großzügigkeit muss es um so mehr verwundern, mit welch beckmesserischen Argumenten häufig die derzeit einzige verfügbare Methode zur vollständigen Bewertung von Umweltgütern, die Kontingente Evaluierungsmethode, angegriffen wird.

Unabhängig davon, ob man die exakte oder die approximierte Version der Nutzen-Kosten-Analyse vorzieht, bleibt einem die Suche nach speziellen Methoden zur Bewertung der Umweltparameteränderung $\Delta z$ nicht erspart, da weder die exakte Bewertungsformel $\int_{z^0}^{z^1} \pi_h(p^1, z, U_h^0)dz$ noch die approximierte Version $\underbrace{\left[z^1 - z^0\right] \cdot \sum_{h=1}^{H} \pi_h^0}_{\text{Nutzen}}$ direkt ermittelt werden kann. Im Mittelpunkt des weiteren Verlaufs dieser Untersuchung steht daher die Suche nach empirischen Verfahren zur Bestimmung des gesellschaftlichen Wertes dieser Umweltveränderungen, d. h. zur Berechnung von $\sum_{h=1}^{H} CVZ_h^{01}$ bzw. von $\sum_{h=1}^{H} EVZ_h^{01}$. Dabei sollen zunächst die sogenannten indirekten Verfahren zur ökonomischen Umweltbewertung und danach die direkten Verfahren dargestellt werden.

## E. Indirekte Bewertungsverfahren

Die indirekten Verfahren der Präferenzerfassung versuchen, von beobachtbaren Handlungen eines Individuums auf seine Präferenzen für ein bestimmtes Umweltgut zu schließen. Voraussetzung hierfür ist, dass überhaupt ein nachvollziehbarer Zusammenhang zwischen beobachtbaren Handlungen eines Individuums einerseits und seiner Wertschätzung für ein Umweltgut andererseits existiert. Besteht beispielsweise eine Komplementaritätsbeziehung zwischen einem Umweltgut und einem Marktgut derart, dass ein Individuum das Umweltgut nur bei gleichzeitiger Verwendung des Marktgutes nutzen kann, dann kann man von der Nachfrage nach diesem Marktgut auf den Nutzen schließen, den das Individuum aus dem betreffenden Umweltgut zieht. Ein Beispiel hierfür wäre die Bestimmung der Wertschätzung eines Haushalts für die Erhaltung eines Angelsees anhand seiner Ausgaben

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

für eine Angelausrüstung oder seiner Präferenzen für ein Skigebiet anhand seiner Skiausrüstungskäufe.

Auf derselben Idee basiert auch die sogenannte Reisekostenmethode, die sämtliche Aufwendungen eines Haushalts für die Nutzung eines Umweltgutes erfasst und von diesen Aufwendungen auf seine Zahlungsbereitschaft für das betreffende Umweltgut schließt. Bei der Reisekostenmethode spielt neben Marktgüterkäufen insbesondere der mit der Nutzung des Umweltguts verbundene Zeitaufwand eine wichtige Rolle. Die Methode der hedonischen Preise schließlich versucht, von dem für ein bestimmtes Marktgut gezahlten Preis auf die in diesem Preis implizit enthaltene Zahlungsbereitschaft für ein mit diesem Marktgut verbundenes Umweltgut zu schließen. Ein Beispiel hierfür wäre etwa der im Kaufpreis für ein Haus implizit enthaltene Preis für eine schöne Aussicht auf ein Naturschutzgebiet.

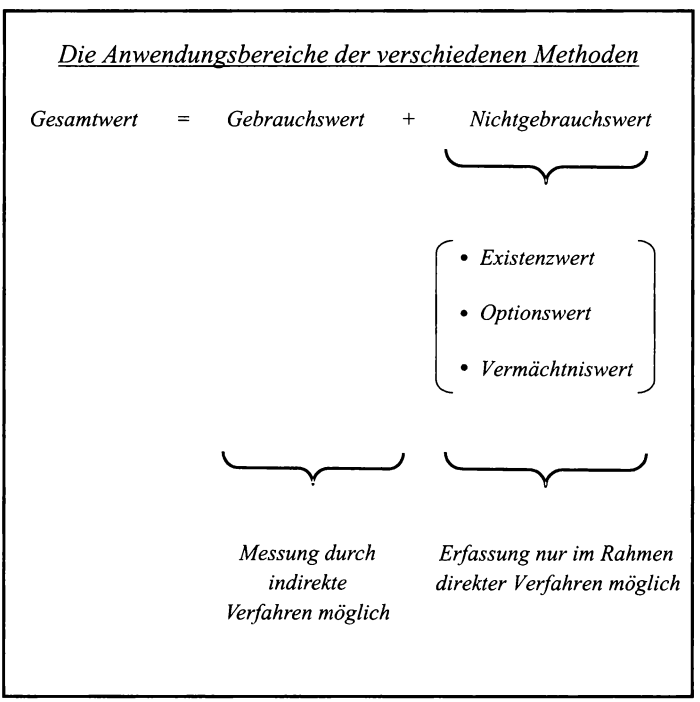


Abbildung 6

Der Nachteil dieser indirekten Verfahren der Präferenzerfassung besteht darin, dass sie letztlich immer nur einen Teil des Nutzens messen können, den ein Individuum aus einem Umweltgut zieht. Der Grund hierfür ist, dass alle diese Verfahren von eigenen Nutzungsaktivitäten des betrachteten Individuums und damit von

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

einem aktiven Gebrauch des jeweiligen Umweltgutes durch dieses Individuum abhängen. Die meisten Umweltgüter haben jedoch für viele Haushalte auch jenseits dieses reinen Gebrauchsnutzens noch einen Wert, der völlig unabhängig von eigenen Aktivitäten eines Haushalts ist. So kann einem die Existenz der Wale am Herzen liegen, ohne dass man selbst jemals eine Walbesichtigungsfahrt unternommen hätte. Genauso kann einem an der Erhaltung der Regenwälder gelegen sein, ohne dass man selbst jemals die Tropen besucht hat. Gerade Umweltgüter haben häufig einen von jedem persönlichen Gebrauch unabhängigen sogenannten Existenzwert, wie bereits *Krutilla* (1967) in seiner grundlegenden Abhandlung zu diesem Thema feststellte.

Trotz der grundsätzlichen, konzeptionell bedingten Unfähigkeit der indirekten Messmethoden zur Erfassung des vollständigen Werts eines Umweltgutes sollen ihre wichtigsten Repräsentanten im Folgenden kurz in ihren Grundzügen erläutert werden. Die Zusammenhänge zwischen den verschiedenen Werten eines Umweltguts und den Methoden zu seiner ökonomischen Bewertung sind in Abbildung 6 dargestellt.

## I. Die Reisekostenmethode

Das Konzept der schwachen Komplementarität im engeren Sinne zielt, wie wir gerade gesehen haben, darauf ab, die durch eine Änderung der Umweltqualität verursachte Nutzenänderung durch Nachfrageänderungen bei Gütern zu messen, die sich zum einen zu den betreffenden Umweltgütern in einer schwachen Komplementaritätsbeziehung befinden und zum anderen auf Märkten gehandelt werden. Die sogenannte Aufwands- oder Reisekostenmethode kann als eine Verallgemeinerung dieser Idee betrachtet werden, wobei nun der Komplementaritätsbeziehung zwischen dem zu bewertenden Umweltgut einerseits und der zu seiner Nutzung aufgewendeten Zeit andererseits besondere Aufmerksamkeit geschenkt wird.

Die auf *Clawson* (1959) zurückgehende Reisekostenmethode wurde historisch gesehen vor allem zur Bewertung von Freizeit- und Erholungsgebieten wie Badeseen, Angelbächen und Ähnlichem verwendet[6]. Da solche Einrichtungen häufig entweder umsonst oder gegen Entrichtung vernachlässigbar geringer Eintrittspreise zugänglich sind, können keine unmittelbaren Marktnachfragefunktionen für diese Güter ermittelt werden. Dennoch ist die Nutzung eines Badesees für einen Haushalt schon deswegen nicht völlig kostenlos, weil er zunächst von seinem Wohnort zu diesem See gelangen muss. Dafür wird zum einen Fahrtzeit aufgewendet, und zum anderen entstehen auch Fahrtkosten in Form von Benzinkosten oder Fahrpreisen für öffentliche Verkehrsmittel. Vor Ort entstehen weitere Kosten in Form

[6] Für eine frühe Auseinandersetzung mit der Reisekostenmethode siehe auch *Clawson* und *Knetsch* (1966). Ausführlichere Darstellungen dieses Ansatzes finden sich unter anderem auch bei *Pommerehne* (1987, S. 181 ff.) sowie *Bockstael, McConnell* und *Strand* (1991, S. 2238 ff.).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

von eventuellen Eintrittsgeldern, Mieten für Sonnenschirme, Badematten oder Ähnliches[7].

Darüber hinaus wird auch die vor Ort verbrachte Zeit häufig nicht als kostenlos betrachtet, sondern mit ihren Opportunitätskosten bewertet. Dabei kann man sich natürlich streiten, ob beispielsweise der in diesem Zusammenhang häufig vorgeschlagene Lohnsatz des betreffenden Individuums eine adäquate Bewertungsgrundlage darstellt, da ja die am Badesee verbrachte Zeit nur selten alternativ als Arbeits- und damit als Verdienstzeit nutzbar gewesen wäre. Dasselbe gilt für die Bewertung der Fahrtzeit, wobei hier auch diskutiert wird, inwieweit es für diese Bewertung von Bedeutung ist, ob das betreffende Individuum die Fahrt genießt oder sich etwa über andere Verkehrsteilnehmer, Staus etc. ärgert. Diese Überlegungen zeigen schon, dass der Reisekostenmethode ein großes Maß an Beliebigkeit immanent ist, da das in ihrem Zentrum stehende Problem der ökonomischen Bewertung der zur Nutzung eines Umweltguts aufgewendeten Zeit nicht befriedigend lösbar ist.

Ein im Rahmen von Reisekostenuntersuchungen häufig verwendetes Instrument ist die sogenannte Entfernungs-Besuchsabnahme-Kurve („distance decay curve"), die beispielsweise einen Zusammenhang zwischen den Kosten eines Badeseebesuchs und der Besuchshäufigkeit herstellt. Dabei wird zum einen für verschiedene Entfernungszonen die Anzahl der Badeseebesuche im Verhältnis zur Bevölkerungszahl in diesen Zonen ermittelt. Zum anderen werden die durchschnittlichen Kosten eines Besuchs für jede dieser Entfernungszonen bestimmt und als „Preis" für einen Besuch des Badesees interpretiert. Verbindet man nun die durch die jeweiligen Preise und die entsprechenden Besuchshäufigkeiten determinierten Nachfragepunkte der einzelnen Entfernungszonen miteinander, so erhält man die Entfernungs-Besuchsabnahme-Kurve eines Badesees, die häufig auch als eine Art Nachfragefunktion nach diesem See interpretiert wird. Da die Besuchshäufigkeit mit zunehmenden Kosten und damit auch mit zunehmender Entfernung des Wohnorts vom Badesee abnimmt, hat die Entfernungs-Besuchsabnahme-Kurve im Allgemeinen eine negative Steigung.

Die Interpretation einer Entfernungs-Besuchsabnahme-Kurve als Nachfragefunktion nach dem Gut „Badesee" ist unter theoretischen Gesichtspunkten natürlich schon deshalb fragwürdig, weil sie auf der Basis von Punktbeobachtungen des Nachfrageverhaltens vieler verschiedener Individuen mit unterschiedlichen Präferenzordnungen geschätzt wird. Nichtsdestotrotz wird in praktischen Studien häufig durch Integration dieser Funktionen die Konsumentenrente und damit der Nutzen berechnet, der den Bürgern der einzelnen Regionen durch die Existenz eines

[7] Neuere Arbeiten zur Reisekostenmethode konzentrieren sich zum einen auf endogenisierte Reisekosten als verbesserte Approximation der Preise des zu bewertenden Umweltgutes (vgl. *Fix* und *Loomis* 2001) und zum anderen auf eine Erweiterung des ursprünglichen, eindimensionalen Modells (der Zweck einer Reise besteht ausschließlich im Besuch dieses einen zu bewertenden Badesees) auf Reisen, die verschiedenen Zwecken dienen können (vgl. *Loomis, Yorizane* und *Larson* 2000).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

solchen Badesees entsteht oder durch seine Verschmutzung entgeht (siehe z. B. *Johansson* 1993, S. 57 ff.).

Die Reisekostenmethode wird häufig auch in Verbindung mit dem vor allem von *Becker* (1965) und *Lancaster* (1966) entwickelten Haushaltsproduktionsansatz betrachtet. Dieser Ansatz unterstellt, dass ein Haushalt in vielen Fällen nicht unmittelbar aus kompletten Gütern Nutzen zieht, sondern dass er diese Güter bzw. ihre Eigenschaften („characteristics") als Inputs in einem „Nutzenproduktionsprozess" verwendet, in dem er dann aus der Kombination der Eigenschaften verschiedener Güter (eines Badesees, einer Luftmatratze, eines Sonnenschirms etc.) unter dem zusätzlichen Einsatz des Faktors Zeit ein Erlebnis („Badetag am See") generiert, aus dem er Nutzen zieht. Auf der Grundlage des Haushaltsproduktionsansatzes lässt sich eine Art Nachfragefunktion beispielsweise nach dem Erlebnis „Badetag am See" konstruieren, von der dann auf den Nutzen geschlossen werden kann, den ein solcher See dem betreffenden Haushalt spendet (für eine detaillierte Darstellung siehe *Bockstael* 1995, *Smith* 1991; für praktische Studien siehe z. B. *Morey* 1985 oder *Smith* und *Desvousges* 1986).

Aus diesem kurzen Überblick wird deutlich dass die Reisekostenmethode schon aus theoretischer Sicht keineswegs zur Wohlfahrtsmessung geeignet ist. Hinzu kommen statistisch-ökonometrische Probleme und letztlich der systematische Defekt, dass die Reisekostenmethode weder die Nichtgebrauchswerte von Umweltgütern noch eventuell geplante zukünftige Aktivitäten zur Nutzung ihrer Gebrauchswerte erfassen kann. Dass sie dennoch immer wieder zur Anwendung kommt, kann eigentlich nur mit der bereits erwähnten Zweiteilung des Lagers der Nutzen-Kosten-Analytiker in Theoretiker und Praktiker erklärt werden, wobei beide Lager oft wenig voneinander wissen.

## II. Hedonische Preise

Die zweite bekannte indirekte Bewertungsmethode für Kollektivgüter, die auch im Umweltbereich von Zeit zu Zeit eingesetzt wird, ist die auf *Ridker* (1967), *Griliches* (1971) und *Rosen* (1974) zurückgehende Methode der hedonischen Preise. Sie beruht auf der Überlegung, dass sich die für viele Marktgüter bezahlten Preise implizit in Teilpreise zerlegen lassen, wobei jeder dieser Teilpreise bestimmte, unter anderem auch umweltbezogene Charakteristika des betreffenden Marktgutes bewertet. Vereinfacht ausgedrückt besteht das Ziel der hedonischen Preismethode im Rahmen der Umweltbewertung darin, von den für solche Marktgüter gezahlten Preisen auf die Zahlungsbereitschaft der betreffenden Haushalte für Umweltgüter zu schließen, deren Qualität Einfluss auf den Wert der betreffenden Marktgüter hat. Die Methode der hedonischen Preise wird vor allem im Zusammenhang mit Immobilientransaktionen angewandt.

Theoretischer Ausgangspunkt ist, wie bereits erwähnt, wieder die Erklärung der Höhe eines Marktgüterpreises durch einzelne Charakteristika des betreffenden



DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Marktgutes und durch den Nutzen, den diese Charakteristika einem Individuum spenden. So lässt sich beispielsweise der Preis eines Hauses oder eines Appartements durch bestimmte bauliche Eigenschaften wie Größe, Zimmerzahl, Bauweise, durch die sozioökonomische Zusammensetzung der Nachbarschaft, der Verkehrsanbindung und durch die Umweltqualität der Lage erklären. Sammelt man nun für sämtliche auf dem Immobilienmarkt einer Region gehandelten Häuser die Daten der für ihren Wert als relevant erachteten Charakteristika und stellt diese den für diese Häuser gezahlten Preisen gegenüber, so kann man die sogenannte hedonische Preisfunktion für die betreffende Region schätzen. Die hedonische Preisfunktion $\pi^{\text{hed}} = \pi^{\text{hed}}(c, z)$ beschreibt die tatsächlich gezahlten Häuserpreise als Funktion der Umweltqualität z und der sonstigen Charakteristika $c$.

Will man nun wissen, welcher Preis in den verschiedenen Wohngegenden der betrachteten Region (implizit) für eine zusätzliche Einheit des Umweltcharakteristikums $z$ gezahlt würde, so muss man die partielle Ableitung der hedonischen Preisfunktion nach $z$ bilden, da diese Ableitung angibt, wie sich der Hauspreis in der betreffenden Wohngegend bei einer isolierten Erhöhung der durch $z$ repräsentierten Umweltqualität um eine Einheit ändern würde. Die so gewonnenen sogenannten Gebotsfunktionen („bid functions“)[8]

$$\beta(c, z) = \frac{\partial \pi^{\text{hed}}}{\partial z}(c,\ z) \tag{22}$$

werden auch als „gesellschaftliche“ Schattenpreisfunktionen für die betreffenden Umweltcharakteristika interpretiert. Sie geben den Preis des jeweiligen Umweltgutes an, der implizit in dem Gesamtpreis eines durch $[c, z]$ charakterisierten Hauses enthalten ist.

Dieser Interpretation liegt die Annahme zugrunde, die Auswahl an unterschiedlichen Häusern in der betrachteten Region sei so groß, dass jeder Haushalt mit dem von ihm gekauften Haus exakt den für ihn optimalen Mix an Charakteristika erhält und sich damit in einem Gleichgewicht im Sinne der neoklassischen Konsumtheorie befindet. In diesem Idealfall ist der für jedes dieser Charakteristika implizit bezahlte Preis gerade gleich dem von dem betreffenden Charakteristikum bei dem jeweiligen Haushalt erzeugten Grenznutzen.

Hätten alle Haushalte der betrachteten Region dieselbe Präferenzordnung, so könnte die Gebotsfunktion $\beta(c, z)$ zugleich als individuelle Zahlungsbereitschaftsfunktion der einzelnen Haushalte für die Umweltqualität $m$ aufgefasst werden. Dies ist jedoch in der Realität nicht der Fall. Vielmehr hat jeder der in einer solchen Untersuchung berücksichtigten Haushalte jeweils nur eine Einzelbeobachtung und damit nur einen einzigen Punkt zu dieser Funktion beigetragen. Trotzdem werden häufig die in den Gebotsfunktionen enthaltenen Daten in Verbindung

[8] Dieser Name erklärt sich aus der Tatsache, dass diese Funktionen das jeweilige Preisgebot für das $m$-te Umweltcharakteristikum beschreiben (siehe z. B. *Freeman* 1995, S. 676).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

mit den Einkommens-, Konsum- und weiteren sozioökonomischen Daten der kontrahierenden Haushalte dazu benutzt, auf dieser Basis in einer Art „Querschnittsanalyse" über alle erfassten Haushalte eine individuelle inverse Nachfragefunktion bzw. Zahlungsbereitschaftsfunktion nach den betreffenden Umweltgütern zu konstruieren.

Aus (14) ist bekannt, dass die durch eine Änderung der Umweltqualität von $z^0$ auf $z^1$ bewirkte Nutzenänderung in Form der entsprechenden *CVZ* als Integral über die kompensierte, das heißt von dem Nutzenniveau $U^0$ abhängende Zahlungsbereitschaftsfunktion $\pi(p, z, U^0)$ in den Grenzen zwischen $z^0$ und $z^1$ gemessen werden kann.[9] Durch eine analoge Anwendung des bereits erwähnten auf *Vartia* (1983) und *Hausman* (1981) zurückgehenden nummerischen Berechnungsverfahrens kann man nun das Integral über die aus den Gebotsfunktionen (22) hergeleiteten individuellen unkompensierten Zahlungsbereitschaftsfunktionen berechnen, wie *Horowitz* (1984) gezeigt hat. Damit wird letztlich die Berechnung der Kompensierenden Variation *CVZ* einer isolierten Änderung der Umweltqualität auf der Grundlage der hedonischen Preisfunktion und der aus ihr abgeleiteten Gebotsfunktionen ermöglicht.

Natürlich werden dadurch die elementaren theoretischen Mängel der hedonischen Preismethode keineswegs behoben. Vielmehr muss man sich deren Schwächen deutlich vor Augen führen, um nicht dem Charme ihrer technischen Eleganz zu erliegen. So kann in der Realität sicherlich nicht davon ausgegangen werden, dass die Auswahl an Häusern und die Käuferflexibilität auf dem Immobilienmarkt so groß ist, dass jeder Haushalt wie auf einem vollkommenen Markt sein persönliches Konsumoptimum und damit den optimalen Mix an Hauscharakteristika realisieren kann, bei dem die Grenznutzen aller Charakteristika jeweils gleich ihren fiktiven Preisen sind. Weiterhin muss bedacht werden, dass Haushalte im Allgemeinen während eines Untersuchungszeitraums nicht hinreichend viele Hauskäufe tätigen, um den Schluss von der hedonischen Preisfunktion, die ja auf dem beobachteten Kaufverhalten aller erfassten Haushalte basiert, auf die individuellen Zahlungsbereitschaftsfunktionen aus theoretischer Sicht zu rechtfertigen. Damit darf das Integral über diese Funktionen, von denen letztlich nur ein einziger Punkt das persönliche Kaufverhalten des betrachteten Haushalts widerspiegelt, korrekterweise nicht als individuelle Nutzenänderung dieses Haushalts interpretiert werden (siehe dazu *Palmquist* 1991 oder *Freeman* 1995).

Insbesondere jedoch darf nicht übersehen werden, dass die hedonische Preismethode, wie alle anderen indirekten Methoden auch, zur Erfassung der gerade bei Umweltgütern bedeutenden Nichtgebrauchswerte grundsätzlich nicht in der Lage ist. So werden sich die Präferenzen eines Individuums für die Rettung der Wale oder die Erhaltung der Regenwälder sicher nicht auf sein Kaufverhalten auf dem Immobilienmarkt auswirken.

---

9 Der Vektor $c$ der übrigen Charakteristika wurde hier vernachlässigt.



DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Da alle diese Nichtgebrauchswerte („nonuse values") eines Umweltgutes in keinerlei Zusammenhang zu irgendeiner Aktivität oder gar einem Marktgüterkauf durch den betrachteten Haushalt stehen, können diese Werte auch nicht mit Hilfe der oben beschriebenen indirekten Messmethoden erfasst werden.[10] Vielmehr muss hier auf die sogenannten direkten Methoden der Präferenzerfassung zurückgegriffen werden, bei denen es sich im Wesentlichen um Interviewmethoden handelt. Da diejenigen Haushalte, deren Wertschätzung für ein bestimmtes Umweltgut mit Hilfe dieser Methoden erfasst werden sollen, hier selbst aktiv bei der Wertermittlung mitwirken, besteht natürlich stets auch die Gefahr einer bewussten Verfälschung des Untersuchungsergebnisses. Aus diesem und anderen später ausführlich erläuterten Gründen, die Zweifel an der Zuverlässigkeit dieser Methoden aufkommen lassen, sind die direkten Methoden, die heute im Allgemeinen unter dem Begriff der Kontingenten Evaluierung („contingent valuation") zusammengefasst werden, heftig umstritten.

Trotz der zahlreichen Einwände gegen die direkten Umweltbewertungsverfahren steht fest, dass die alleinige Verwendung der in diesem Abschnitt dargestellten indirekten Methoden keine vernünftige Alternative darstellt. Diese Verfahren implizieren - ganz abgesehen von ihren schweren konzeptionellen und theoretischen Mängeln - eine systematische Unterbewertung der Umwelt, da sie grundsätzlich „blind" für deren Nichtgebrauchswerte sind. Aus diesem Grunde führt letztlich kein Weg an den direkten Bewertungsmethoden vorbei, da nur mit ihnen die Chance auf eine einigermaßen vollständige Würdigung des gesellschaftlichen Wertes von Umweltgütern gegeben ist. Einer näheren Betrachtung dieser Verfahren werden wir uns nun zuwenden.

## F. Direkte Bewertungsverfahren

Die direkten Bewertungsverfahren messen die durch eine Umweltveränderung hervorgerufenen Wohlfahrtsänderungen unmittelbar „am Menschen", d. h. durch direkte Befragungen, und nicht indirekt durch Beobachtung seines Marktverhaltens. Als Synonym für direkte Umweltbewertung gilt heutzutage die Kontingente Evaluierungsmethode, die praktisch alle jemals mit direkten Bewertungsansätzen gesammelten Erfahrungen zusammenfasst. Sie ist, wie bereits erwähnt, eine Interviewmethode, die auf eine monetäre Bewertung sowohl des Gebrauchsnutzens als auch des Nichtgebrauchsnutzens und somit auf eine Gesamtbewertung von Umweltveränderungen abzielt. Die Kontingente Evaluierungsmethode („contingent valuation method") ist derzeit die einzige Methode, von der eine umfassende Umweltbewertung erwartet werden kann. Alle anderen Bewertungsverfahren implizieren wegen der Vernachlässigung der Nichtgebrauchswerte von Umweltgütern eine

[10] Ausführliche Auseinandersetzungen mit der Abgrenzung und den Problemen von Nichtgebrauchswerten finden sich bei *Randall* (1991) oder *Shechter* und *Freeman* (1994).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

systematische Unterbewertung der Umwelt. Dies sollte man sich bei aller berechtigter Kritik an der KEM stets vor Augen führen.

## I. Kontingente Evaluierung

Die Grundidee der Kontingenten Evaluierungsmethode (KEM) ist denkbar einfach: Da für Umweltgüter tatsächliche Märkte, auf denen man das Nachfrageverhalten eines Konsumenten beobachten und im Hinblick auf seine Präferenzen interpretieren könnte, nicht existieren, konstruiert man hypothetische Märkte für diese Güter und schließt von dem - ebenfalls hypothetischen - Nachfrageverhalten des betrachteten Konsumenten auf seine Präferenzen bezüglich der Umweltgüter. Diese hypothetischen Märkte werden für den Konsumenten im Rahmen von Interviews entworfen, in deren Verlauf ihm zunächst alle für die Bewertung des fraglichen Umweltgutes wesentlichen Informationen vermittelt werden. Danach wird er über die Regeln des hypothetischen Marktes für das Umweltgut aufgeklärt, und dann wird versucht, die Zahlungsbereitschaft (oder Akzeptanzbereitschaft) des Befragten für die zu bewertende Umweltveränderung zu ermitteln. Natürlich hängt der Erfolg dieses Verfahrens entscheidend von der konkreten Ausgestaltung und der Glaubwürdigkeit der hypothetischen Märkte ab.

Die Kontingente Evaluierungsmethode gehört sicherlich zu den umstrittensten Konzepten der an Kontroversen ohnehin nicht gerade armen Theorie der Wohlfahrtsmessung, wie im zweiten Kapitel bereits erläutert wurde. Als Urheber der KEM-Idee gilt *Ciriacy-Wantrup* (1947), während der erste praktische Versuch, die Zahlungsbereitschaft einzelner Haushalte (für ein Naherholungsgebiet) durch Befragung zu ermitteln, auf eine Studie von *Robert Davis* (1963) zurückgeführt wird. Seither wird die Frage der theoretischen und empirischen Zuverlässigkeit dieser Methode in der Literatur erbittert diskutiert. Bereits vor acht Jahren berichtete *Hanemann* (1994, S. 21) von mehr als 1600 Publikationen zu diesem Thema. Bevor auf die Kritik an der KEM eingegangen wird, soll sie zunächst in ihren Grundzügen beschrieben werden.

### *1. Aufbau und Durchführung einer KEM-Studie*

Wie oben bereits erläutert wurde, besteht eine KEM-Studie im Wesentlichen aus drei Elementen: der Beschreibung des zu bewertenden Umweltgutes, der Spezifikation der (hypothetischen) Marktbedingungen, unter denen dieses Gut „gehandelt" werden soll, und der Bestimmung der Zahlungs- bzw. Akzeptanzbereitschaft der befragten Individuen. Zusätzlich werden noch Fragen zu den sozioökonomischen Charakteristika der interviewten Personen im Hinblick auf die spätere Interpretation der Untersuchungsergebnisse gestellt. Dieser Personenkreis wird in Form einer Zufallsstichprobe aus der Gesamtheit der von einem Projekt betroffenen Indi-

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

viduen ausgewählt. Der typische Aufbau eines KEM-Interviews ist in Abbildung 7 dargestellt.

Das Hauptproblem auf der Stufe der Projektbeschreibung besteht darin, dass es sich im Allgemeinen um Projekte handelt, deren Verwirklichung erst für die Zukunft geplant ist, so dass der Interviewte sich die betreffenden Umweltgüter – im Gegensatz zu den Gütern, die er täglich auf regulären Märkten erwirbt – nicht anschauen kann. Darüber hinaus sind häufig Güter betroffen, mit denen der Proband in seinem Alltag keinen Umgang hat, so dass er auch nicht von früheren Erfahrungen mit diesen Gütern profitieren kann. Ein Beispiel für ein solches schwer darstellbares Projekt wäre etwa die Umwandlung eines ehemaligen Industriegebietes oder einer Bergbaufolgelandschaft (vgl. *Ahlheim* 2002) in ein Naherholungsgebiet mit Badeseen, Fahrrad- und Wanderwegen. Die Attraktivität eines solchen Projektes und damit seine Bewertung durch die Bevölkerung hängt entscheidend von seiner konkreten Ausgestaltung ab, die es nun den Befragten zu vermitteln gilt.

Die einfachste Methode zur Darstellung solcher Projekte besteht natürlich in ihrer verbalen Beschreibung. Der Erfolg dieses Verfahrens hängt in hohem Maße davon ab, dass Interviewer und Interviewter auf derselben sprachlichen Ebene miteinander kommunizieren können, damit sichergestellt ist, dass beide auch tatsächlich von denselben Phänomenen sprechen. Zur Unterstützung der Vorstellungskraft des Probanden werden häufig auch Skizzen, Fotografien oder Videofilme eingesetzt, in denen beispielsweise die im Rahmen eines Projekts und seiner verschiedenen Varianten geplanten Veränderungen einer Landschaft durch entsprechende Retuschen veranschaulicht werden. Im Hinblick auf die Kompatibilität der Bewertung eines Projekts durch verschiedene Haushalte ist es von großer Bedeutung, dass auch bei Probanden mit unterschiedlichen Bildungsniveaus und unterschiedlicher visueller Vorstellungskraft sowie unterschiedlicher Vertrautheit mit den betroffenen Umweltgütern jeweils derselbe Eindruck von dem zu bewertenden Projekt erzeugt wird. So sind beispielsweise Maßnahmen zum Schutz des Wattenmeeres einem Friesen sicher leichter zu veranschaulichen als einem Bayern, während es sich bei einem staatlichen Projekt zur Rettung des Alpenraums wohl umgekehrt verhält. Daher sind eine sorgfältige Schulung der Interviewer und eine wohlüberlegte Auswahl der zur Veranschaulichung der zu bewertenden Projekte gewählten Medien wesentliche Voraussetzungen für den Erfolg einer KEM-Studie.

Ist die Projektbeschreibung gelungen, so muss dem Probanden der (hypothetische) Marktmechanismus, nach dem die Bewertung des untersuchten Projekts stattfinden soll, verdeutlicht werden. Dabei geht es im Wesentlichen um die Erläuterung der Implementierungsregel, der Zahlungsregel und des Zahlungsvehikels.

Da bei vielen Umweltgütern das Ausschlussprinzip nicht anwendbar ist, scheidet die einfache Marktregel „Nutzung nur gegen Zahlung" in den meisten Fällen aus. Auch die bei den meisten Gütern des täglichen Gebrauchs gegebene Teilbarkeit, nach der jeder so viele Einheiten eines Gutes konsumiert, wie er zu dem gegebenen Preis zu kaufen bereit ist, liegt bei Umweltprojekten üblicherweise nicht vor.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Vielmehr verläuft die Konsumentenentscheidung hier umgekehrt: Menge und Qualität des Umweltgutes sind im Rahmen eines geplanten Umweltprojekts (möglicherweise auch in zwei oder drei verschiedenen Varianten) vorgegeben, und der Konsument muss nun entscheiden, welchen Preis ihm dieses „Komplettangebot" wert ist.

Um zu halbwegs realistischen Ergebnissen zu gelangen, muss ein für die befragten Personen glaubwürdiger Zusammenhang zwischen der von ihnen angegebenen Zahlungsbereitschaft einerseits und dem Zustandekommen des Projekts andererseits konstruiert werden. So könnte ihnen beispielsweise mitgeteilt werden, dass das betrachtete Projekt nur dann realisiert wird, wenn die Summe der Zahlungsbereitschaften aller betroffenen Personen zumindest die Kosten des Projekts deckt.

*Struktur eines KEM-Interviews*

Abbildung 7

Ein wichtiges und in der Literatur ausführlich diskutiertes Problem jeder KEM-Studie besteht in der Wahl der sogenannten „elicitation question", der Frage also, mit der man versucht, die Zahlungsbereitschaft oder – im Fall negativer Umweltveränderungen – die Akzeptanzbereitschaft der Haushalte hinsichtlich der zu bewertenden Umweltveränderung herauszufinden. Die naheliegendste Methode ist die der direkten, unbeschränkten Frage („direct open-ended question method"), bei der unmittelbar nach der WTP des Haushalts gefragt wird („Welchen Geldbetrag

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

wären Sie für das soeben beschriebene Umweltprojekt maximal zu zahlen bereit?"). Der Nachteil dieser Methode besteht darin, dass der Normalbürger a priori keinerlei Preisvorstellung im Hinblick auf Umweltgüter hat, da er ja (anders als beispielsweise beim Autokauf) über keine Kauferfahrung mit solchen Gütern verfügt. Er ist hier auch insofern mit einer für ihn völlig neuen Situation konfrontiert, als er im Gegensatz zu seinen sonstigen Kaufgewohnheiten nicht bei einem für ihn gegebenen Preis entscheiden kann, ob er kauft oder nicht, sondern umgekehrt für ein gegebenes Gut aus dem Stand entscheiden soll, was es ihm wert ist. Erfahrungen mit dieser Methode zeigen, dass die Testpersonen bei der direkten, unbeschränkten Frage im Allgemeinen geringere Zahlungsbereitschaften äußern als bei anderen Befragungsmethoden (s. z. B. *Hoevenagel* 1994b, S. 203). Insgesamt ist zu befürchten, dass die Testpersonen bei der Bewertung vieler Umweltgüter schlicht überfordert sind, so dass die Befragungsergebnisse in diesen Fällen einen gewissen Zufallscharakter haben. Zudem zeigte sich, dass – wohl aus demselben Grund – die Nichtbeantwortungsrate („Ich habe keine konkrete Wertvorstellung") bei dieser Methode im Vergleich zu anderen recht hoch ist. Aus diesen Gründen wird die direkte, unbeschränkte Befragungsmethode heute im Allgemeinen abgelehnt.

Eine Methode, die dem Befragten eine gewisse Wertvorstellung von dem zu beurteilenden Umweltgut geben soll, ist die auf *Davis* (1963) zurückgehende Versteigerungsmethode („bidding-game"). Bei dieser Methode nennt der Interviewer dem Befragten einen Einstiegspreis und fragt ihn, ob er diesen Preis für das fragliche Umweltprojekt zu zahlen bereit wäre. Wird die Frage mit „ja" beantwortet, so erhöht der Interviewer den Betrag um ein bestimmtes Intervall und wiederholt seine Frage. Dieser Vorgang wird solange fortgesetzt, bis die Testperson mit „nein" antwortet. Der zuletzt bejahte Geldbetrag wird dann als WTP der Testperson für das fragliche Projekt gewertet. Wird schon die Frage nach dem Einstiegspreis mit „nein" beantwortet, so vermindert der Interviewer den Preis, bis die Testperson zum ersten Mal zustimmt. Der Vorteil der Versteigerungsmethode gegenüber der direkten, unbeschränkten Befragungsmethode besteht darin, dass dem Konsumenten durch die Nennung des Einstiegspreises wenigstens ein Anhaltspunkt für den ungefähren Bereich, in dem der Wert des Projekts plausibel erscheint, gegeben wird. Als Folge dieser Hilfestellung ist die Zahl der Nichtbeantwortungen bei diesem Verfahren geringer als bei der direkten, unbeschränkten Befragungsmethode. Zugleich liegt in der Nennung eines Einstiegspreises durch den Interviewer natürlich auch ein wesentlicher Ansatzpunkt der Kritik an diesem Verfahren, da durch diesen Einstiegspreis eine Beeinflussung des Wertempfindens der Interviewten befürchtet wird. Ähnlich wie bei der Versteigerungsmethode, die schrittweise den Preis steigert bzw. senkt, funktioniert das Einkreisungsverfahren. Der Proband wird mit einem breiten Intervall konfrontiert, das dann immer weiter eingeengt wird, bis ein Preis gefunden wird (vgl. *Cansier,* 1996, S. 113).

Diese durch den Einstiegspreis bei der Versteigerungsmethode bedingte Verzerrung („starting point bias") ist ein grundsätzlicher Defekt dieser Versteigerungs-

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

methode, den beispielsweise die sogenannte Zahlungskartenmethode („payment card method") von *Mitchell* und *Carson* (1981) zu vermeiden sucht. Bei dieser Methode erhält die befragte Person eine Karte, auf der mit Null beginnend und in bestimmten Intervallen ansteigend Geldbeträge aufgeführt sind, aus denen die Testperson ihre maximale Zahlungsbereitschaft für das fragliche Umweltgut aussuchen und markieren soll (vgl. *Carson* 1991, S. 141). Allerdings wird sich auch hier eine gewisse Beeinflussung der Testpersonen durch die Wahl der Intervalle und durch die beschränkte Anzahl von MZB-Vorschlägen auf der Zahlungskarte („range bias") nicht vermeiden lassen.

Eine vierte Befragungsmethode ist die auf *Bishop* und *Heberlein* (1979) zurückgehende Referendumsmethode (auch „Dichotomous Choice Method", „Discrete Response Method" (*Carson* 1991) oder „Take-it-or-leave-it Method" (*Hoevenagel* 1994a)). Bei dieser Methode wird dem Probanden im Gegensatz zu den bisher vorgestellten Verfahren nur ein einziger Preis genannt, den er bei Durchführung des zu beurteilenden Projekts zu zahlen hätte (z. B. eine jährlich zu entrichtende zusätzliche Steuer oder Abgabe von gegebener Höhe). Sodann wird er gefragt, ob er zu diesem Preis bereit ist, dem fraglichen Projekt zuzustimmen oder nicht. Im Idealfall wird ihm suggeriert, dass das Projekt nur dann durchgeführt wird, wenn die Mehrheit der Befragten einer Realisierung zu dem genannten Preis zustimmt, d. h. dass ihm sozusagen das entscheidende Votum zukommt. Damit wird die den meisten Konsumenten aus dem Alltag vertraute Einkaufssituation simuliert, bei der sie auch die Wahl haben, entweder einen vorgegebenen Preis für ein bestimmtes Gut zu zahlen oder auf den Konsum dieses Gutes zu verzichten.

In neueren Studien werden gegenüber dem Befragten zwei Preisoptionen zur Abstimmung gestellt. Lehnt er den ersten Preisvorschlag ab (stimmt er ihm zu), so wird in einer Anschlussfrage ein niedrigeres (höheres) Preisgebot vorgeschlagen. Der Vorteil dieser doppelt-begrenzten Befragung besteht darin, dass sie statistisch effizienter ist, da man pro Interview zwei Beobachtungen statt nur einer erhält und so mit einer geringeren Anzahl von (kostenträchtigen) Interviews auskommt (vgl. z. B. *Hanemann* et al. 1991 oder *Hadker* et al. 1997). Eine solche Befragung nach der Referendumsmethode wird bei verschiedenen Teilstichproben mit unterschiedlichen Preisvorgaben durchgeführt, so dass die Auswertung der Befragungsergebnisse schließlich zu einer Funktion führt, die für jeden der untersuchten Preise den Prozentsatz der Bevölkerung angibt, der dem Projekt bei diesem Preis noch zustimmt.[11] Diese Funktion wird dann im Sinne einer gesellschaftlichen Zahlungsbereitschaftsfunktion für die zu bewertende Umweltveränderung interpretiert (vgl. z. B. *Carson* 1991, S. 143 ff. oder *Hoevenagel* 1994a, S. 205 ff.). Das aus dieser Funktion sich ergebende arithmetische Mittel aller Zahlungsbereitschaften (oder auch der entsprechende Median) wird mit der Anzahl der von der Umweltveränderung betroffenen Individuen oder Haushalte multipliziert, um so zu der gesell-

[11] Anders ausgedrückt gibt diese Funktion die Wahrscheinlichkeit an, dass eine zufällig angesprochene Person dem Projekt bei dem jeweiligen Preis zustimmt.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

schaftlichen Zahlungsbereitschaft für die fragliche Umweltveränderung zu gelangen. Die in modernen KEM-Studien übliche Aggregationsform lehnt sich somit zwar an das Hicks-Kaldor-Kriterium (16) an, verfährt aus pragmatischen Gründen in der Praxis dann aber ganz anders.

Die vor allem psychologische Stärke der Referendumsmethode besteht, wie bereits erwähnt, darin, dass sie die Testpersonen mit einer Entscheidungssituation konfrontiert, die ihnen bereits von anderen Kaufentscheidungen her geläufig ist, mit der Frage nämlich, ob sie ein bestimmtes Gut zu einem gegebenen Preis kaufen wollen oder nicht. Vor allem wegen dieses Vorteils empfiehlt das NOAA-Panel (1993) die Referendumsmethode. In den Forschungsarbeiten in jüngerer Zeit dominieren Arbeiten zur doppelten Referendumsmethode, während andere Fragetechniken aufgrund ihrer Mängel weitestgehend in den Hintergrund getreten sind (vgl. z. B. *Alberini, Kanninen* und *Carson* 1997, *Halvorsen* 1998 oder *Langford* 1998). Ein genereller Nachteil der Referendumsmethode besteht darin, dass sie eine um mindestens zwei Drittel höhere Anzahl von Interviews erfordert als die übrigen genannten Verfahren (*Carson* 1991, S. 145).

Unabhängig von der Wahl der Befragungsmethode wird den Testpersonen neben der Zahlungsbereitschaftsfrage eine Reihe weiterer Fragen gestellt, die ihren sozioökonomischen Hintergrund aufhellen und Aufschluss über ihre Erfahrung mit den von dem fraglichen Projekt betroffenen Umweltgütern geben sollen. Weiterhin wird häufig durch Kontrollfragen getestet, ob die Testpersonen Art, Umfang und Auswirkungen des zu bewertenden Projekts aufgrund der Projektschilderung verstanden haben. Alle diese Fragen sollen die Auswertung der Interviews im Hinblick auf die Glaubwürdigkeit der Antworten unterstützen.

Die letzte wesentliche Festlegung betrifft die Wahl der Interviewform. Hier kommen im Wesentlichen drei Versionen in Frage: das persönliche Interview, das telefonische Interview und die postalische Befragung mit Hilfe von Fragebögen. Das geeignetste, aber zugleich teuerste Verfahren ist die persönliche Befragung, möglichst in einer dem Probanden vertrauten Umgebung (z. B. seiner Wohnung). Dieses Verfahren ermöglicht eine ausführliche und auf die Auffassungsgabe des Probanden abgestimmte Darstellung des zu bewertenden Gutes und der Marktbedingungen, wobei auch optische Hilfsmittel wie Skizzen, Fotos oder Videofilme verwendet werden können. Die Testperson hat die Möglichkeit, Rückfragen zu stellen, um Missverständnisse zu vermeiden, und der Interviewer kann sich Notizen zu dem Verhalten und der Auffassungsgabe der Testperson machen, aus denen man nachträglich auf die Glaubwürdigkeit und Ernsthaftigkeit der Antworten schließen kann. Zudem ist zu erwarten, dass sich die Gegenwart des Interviewers im Vergleich zu einer Briefumfrage positiv auf die Konzentration der Testpersonen auswirkt. Andererseits ist natürlich eine gewisse Beeinflussung des Probanden durch den Interviewer nicht auszuschließen („interviewer bias"). So kann es gerade im Umweltbereich vorkommen, dass die Testperson den Interviewer durch eine übertriebene Zahlungsbereitschaft „für die gute Sache" beeindrucken möchte und

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

daher falsche Angaben macht. Besteht eine Aversion zwischen beiden Personen, so sind auch untertriebene WTP-Angaben als Protestreaktion denkbar. Trotz dieser möglichen Beeinträchtigungen, die durch eine entsprechende Auswahl der Interviewer in engen Grenzen gehalten werden können, sind die Vorteile einer persönlichen Befragung unübersehbar, so dass diese Befragungsform trotz der hohen Kosten stets anzustreben ist. Diese Wahl wird auch von der von der National Oceanic and Atmospheric Administration eingesetzten Expertengruppe für KEM-Studien zur Bewertung von Umweltschäden im Rahmen von Schadensersatzprozessen empfohlen (s. *Portney* 1994, S. 9).

Zusammenfassend kann man festhalten, dass eine erfolgversprechende KEM-Studie, die sich für die Zahlungsbereitschaft der betroffenen Haushalte im Hinblick auf ein nutzenerhöhendes Projekt interessiert, als persönliches Interview durchgeführt werden sollte, bei dem den Testpersonen das zu bewertende Projekt möglichst unter Hinzuziehung optischer Hilfsmittel veranschaulicht wird. Als Befragungsmethode wird heute eindeutig die Referendumsmethode empfohlen. Im Folgenden soll nun auf einige der wichtigsten Kritikpunkte an der Kontingenten Evaluierungsmethode eingegangen werden.

## *2. Kritik der Kontingenten Evaluierungsmethode*

Wie eingangs bereits erwähnt wurde, werden Reliabilität und Validität der KEM häufig in Frage gestellt. Dabei hat die KEM nicht nur mit den bei empirischen Verfahren generell üblichen statistisch-ökonometrischen Problemen zu kämpfen, die auch bei der Messung der Wohlfahrtseffekte von Marktgütern auftreten, sondern es besteht darüber hinaus auch eine ganze Reihe von grundsätzlichen theoretischen und methodischen Einwänden gegen dieses Verfahren, auf die im Folgenden kurz eingegangen werden soll.

### a) Verfahrensbedingte Verzerrungen

Einige Einwände wurden zum Teil bereits im letzten Abschnitt angesprochen. Dabei ging es vor allem um durch die gewählte Interviewform oder die Befragungsmethode bedingte Verzerrungen des Befragungsergebnisses. Hierzu zählen u. a. Verzerrungen, die durch die Persönlichkeit und die (tatsächlichen oder von der Testperson vermuteten) Erwartungen des Interviewers provoziert werden („interviewer bias“), oder solche, die durch den genannten Einstiegspreis bei der Versteigerungsmethode („starting point bias“) bzw. durch den auf der Zahlungskarte angegebenen Bereich von WTP-Vorschlägen bei der Zahlungskartenmethode („range bias“) entstehen können. Auch auf die Möglichkeit, dass die Projektbeschreibung von den befragten Personen nur unvollständig oder gar falsch verstanden wird („information bias“), wurde bereits hingewiesen. Die Gefahr des Auftretens solcher Verzerrungen muss bei der Konzipierung einer KEM-Studie in

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Betracht gezogen und durch eine entsprechende Gestaltung der Rahmenbedingungen möglichst gering gehalten werden. Ein wirksames, wenn auch sehr teures Instrument zur Aufdeckung und Eindämmung solcher Verzerrungen besteht in dem sogenannten „test-retest"-Verfahren, bei dem die Befragungen nach einer gewissen Zeit durch andere Interviewer wiederholt werden, um die Stabilität der Ergebnisse zu testen. Eine verbilligte Version dieser Methode ist das „pretesting", d. h. die Durchführung von Vortests mit einer kleineren Personengruppe, um potenzielle Quellen von Fehlern und Missverständnissen in der Formulierung der Fragen und der Projektbeschreibung bereits im Vorfeld der eigentlichen Befragung aufzudecken. Solche Vortests gehören zwingend zu jeder KEM-Studie, die Anspruch auf Glaubwürdigkeit erheben will.

### b) Strategische Verzerrungen

Weiter oben wurden auch solche Verzerrungen des Ergebnisses erwähnt, die durch strategisch motivierte bewusste Falschantworten der Testpersonen verursacht werden („strategic bias"). Falls die Testperson damit rechnet, dass sie bei Realisierung des Projekts tatsächlich in Höhe der von ihr angegebenen Zahlungsbereitschaft belastet wird, so besteht für sie unter Umständen ein Anreiz, gar keine oder eine geringere als die tatsächliche Zahlungsbereitschaft anzugeben, in der Hoffnung, bei Realisierung des Projekts mit einem geringen oder gar keinem eigenen Beitrag dennoch an den Vorteilen des Projekts zu partizipieren. Dieses Schwarzfahrer- oder „free rider"-Verhalten ist natürlich nur dann rational, wenn die Testperson darauf hoffen kann, dass andere Haushalte genug zahlen, damit das Projekt überhaupt realisiert wird. Umgekehrt kann es für einen Haushalt rational sein, seine Zahlungsbereitschaft zu übertreiben, um die Realisierung eines von ihm gewünschten Projekts zu forcieren, wenn er nicht erwartet, tatsächlich in Höhe der von ihm genannten Zahlungsbereitschaft belastet zu werden. Das Schwarzfahrerverhalten hat bereits Generationen von Ökonomen beschäftigt, da es sich hier ja um ein grundlegendes Problem der optimalen Bereitstellung öffentlicher Güter handelt. Theoretische Untersuchungen zu diesem Thema befassen sich primär mit der Frage, unter welchen Bedingungen es für ein Individuum tatsächlich rational ist, seine wahren Präferenzen für ein Kollektivgut zu untertreiben. Es zeigte sich, dass dies vor allem dann der Fall ist, wenn von der Bereitstellung dieses Gutes eine sehr große Gruppe von Individuen betroffen ist, so dass der Einzelne seinen persönlichen Einfluss auf die Realisierung des fraglichen Projekts für sehr gering erachtet. Ferner ist Schwarzfahren dann vorteilhaft, wenn der Einzelne davon ausgehen kann, dass sein Verhalten von den anderen unbemerkt und daher auch unbestraft bleibt, d. h., wenn er das Verhalten der anderen Individuen als gegeben und unabhängig von seinem eigenen Verhalten betrachten kann. Solche Überlegungen führten unter anderem zur Entwicklung sogenannter anreizkompatibler Präferenzoffenbarungsmechanismen wie dem Clarke-Groves-Mechanismus (s. *Clarke* 1971 und *Groves* 1973), bei denen es für

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

den einzelnen Haushalt auch individuell rational ist, seine wahren Präferenzen zu offenbaren.

Empirische Untersuchungen und Laboruntersuchungen wie die von *Bohm* (1972), *Schneider* und *Pommerehne* (1981) oder *Milon* (1989) zeigten, dass sich einzelne Wirtschaftssubjekte in praktischen Experimenten bei weitem nicht als so rational im Sinne eines praktizierten Schwarzfahrerverhaltens erweisen, wie die reine Theorie dies erwarten ließe. Dies wird auch durch *Andreoni* (1995) oder die experimentellen Untersuchungen von *Herr* et al. (1997), *Gardner* et al. (1997) und insbesondere auch *Fehr* und *Gächter* (2000) bestätigt.

Im „richtigen Leben" werden diese Ergebnisse durch einen Blick auf die Vielzahl von gemeinnützigen Projekten wie Kirchen, Museen u. ä. erhärtet, die auf der Basis freiwilliger privater Spenden durchgeführt wurden. Wäre das einfache Schwarzfahrermodell in seiner strengen Form auf die Realität übertragbar, so hätten alle diese Projekte niemals realisiert werden dürfen. Insgesamt stellt das Schwarzfahren sicher kein vernachlässigbares Problem für KEM-Studien dar, aber bei Berücksichtigung der obengenannten Überlegungen lässt es sich durch eine entsprechende Gestaltung der Befragungen eingrenzen.

### c) WTA versus WTP

Neben den bisher genannten, eher verfahrensspezifischen Einwänden gegen die KEM, denen durch eine entsprechende Strukturierung des Aufbaus und der Durchführung einer KEM-Studie zumindest teilweise Rechnung getragen werden kann, werden von einigen Autoren wie z. B. *Diamond* und *Hausman* (1994) generelle Zweifel an der Glaubwürdigkeit und der ökonomischen Sinnhaftigkeit der KEM auf der Basis theoretischer Grundsatzüberlegungen geäußert. Einer dieser theoretisch motivierten Einwände ist, dass in einigen empirischen Studien die WTP und die WTA für ein und dasselbe Projekt sehr weit auseinander lagen. Dies wurde als Indiz für die empirische Unzuverlässigkeit der KEM gewertet. Als Beweis wird hierbei gerne ein Aufsatz von *Willig* (1976) angeführt, in dem Intervallgrenzen für die Größenverhältnisse zwischen der Äquivalenten Variation, der Marshallschen Konsumentenrente und der Kompensierenden Variation berechnet werden und aus dem hervorgeht, dass die Werte dieser drei Wohlfahrtsmaße relativ nahe beieinander liegen müssen. Dazu ist zum einen zu sagen, dass Willigs Berechnungen sich auf Marktgüter beziehen, während sich die KEM mit der Bewertung von Nichtmarktgütern und damit mit einer völlig anderen Problemwelt befasst. Zum andern sind Willigs Ergebnisse, die natürlich von seinen speziellen Annahmen abhängen, auch unter theoretischen Aspekten alles andere als unumstritten (vgl. z. B. *McKenzie* (1979)). Insbesondere *Hanemann* (1991) zeigte, dass WTP und WTA aus theoretischer Sicht letztlich beliebig weit auseinander liegen können.

Ein Blick auf Abbildung 5 bestätigt, dass bei einer streng konvexen Präferenzordnung und folglich streng konvexen Indifferenzkurven normalerweise zu erwar-

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

ten ist, dass die Kompensierende Variation für eine Umweltverbesserung (die Strecke *CB* in Abbildung 5) kleiner ist als die entsprechende Äquivalente Variation (*AD* in Abbildung 5). Beide Maße messen den senkrechten Abstand zwischen der neuen und der alten Indifferenzkurve an zwei verschiedenen Stellen: die *CV* misst im neuen Gleichgewicht *C*, während die *EV* diesen Abstand im alten Gleichgewicht A misst, in dem die konsumierte „Umweltmenge" z geringer ist als in Punkt C. Nur im Sonderfall einer quasi-linearen Präferenzordnung wäre der senkrechte Abstand zwischen zwei Indifferenzkurven für alle z gleich. Im Normalfall jedoch nimmt der Abstand dieser Indifferenzkurven für zunehmende Werte von z ab.

Auch aus psychologischer Sicht ist es plausibel, dass die Zahlungsbereitschaft für eine Verbesserung der Umweltqualität geringer ist als die Kompensationsforderung für eine Verschlechterung, wenn man berücksichtigt, dass die meisten Menschen eine starke Affinität zum Status quo haben. Diese führt, wie beispielsweise die Experimentaluntersuchungen von *Kahneman* und *Tversky* (1979), *Knetsch* (1994 and 1995), *Boyce* et al. (1992), *Shogren* et al. (1994), *Morrison* (1997) und *Shogren* und *Hayes* (1997) gezeigt haben, dazu, dass die Wertschätzung für Verbesserungen aus dem Status quo heraus weitaus geringer ist als das Leid, das bei Verschlechterungen gleichen Umfangs empfunden wird: „Losses appear to matter much more than gains to most people, and valuation of goods depends, to a large degree, on the reference position and the direction of change from this point." (*Knetsch* 1995, S. 140). Dieser sogenannte Ausstattungseffekt („endowment effect") (*Morrison* 1997, *Shogren* und *Hayes* 1997) führt dazu, dass die Zahlungsbereitschaft für Umweltverbesserungen bei gleichem Ausgangszustand der Umwelt geringer ist als die Kompensationsforderung im Falle einer Verschlechterung der Umweltqualität gleichen Umfangs.

Eine wichtige Rolle im Hinblick auf das Ausmaß der WTA-WTP-Differenz spielt die scheinbare Verteilung der Eigentumsrechte an dem zu bewertenden Naturgut, wie *Boyce* et al. (1992) gezeigt haben. Sie fragten US-Bürger, welchen Geldbetrag sie an Japan dafür zu zahlen bereit wären, dass Japan das Fischen von Walen einstellt und so die Wale vor der Ausrottung bewahrt. Dann fragten sie eine vergleichbare Stichprobe von US-Bürgern nach ihrer Kompensationsforderung an Japan für den Fall, dass Japan die Wale ausrottet. Es ergab sich, dass die Zahlungsbereitschaft für die Erhaltung der Wale deutlich geringer war als die Kompensationsforderung für den Fall ihrer Ausrottung. Als Begründung kristallisierte sich bei Zusatzbefragungen heraus, dass die Amerikaner das Gefühl hatten, ein moralisches Recht auf die Erhaltung der Wale zu besitzen, und es daher gar nicht einsahen, den „Schurken" auch noch etwas dafür zu bezahlen, dass sie ihnen das erhalten, worauf sie ohnehin schon ein Recht haben. Umgekehrt war die moralische Entrüstung für den Fall der Ausrottung der Wale groß, woraus sich die hohen Kompensationsforderungen erklären. Der Unterschied zwischen WTP und WTA lässt sich somit in emotional besetzten Feldern wie dem Umwelt- und Naturschutz offensichtlich auch aus der scheinbaren (oder tatsächlichen) Verteilung der mora-

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

lischen Eigentumsrechte an den betreffenden Gütern erklären: „It is our belief that the disparity between WTA and WTP for environmental goods may in great part be due to the intrinsic ‚moral' values captured by such commodities." (*Boyce* et al. 1992, S. 1371).

Bei genauer Betrachtung dieses Problems zeigt sich somit, dass die sich in praktischen KEM-Surveys ergebende Differenz zwischen Zahlungsbereitschaft und Kompensationsforderung sowohl aus theoretischer als auch aus psychologischer Sicht plausibel erklärbar bzw. gar nicht anders zu erwarten ist. Dies gilt auch für die in experimenteller Forschung gefundene Tatsache, dass die Differenz zwischen beiden Nutzenmaßen um so geringer wird, je einfacher das zu bewertende Gut im Falle seines Verlusts zu ersetzen ist, d. h. je größer die Verfügbarkeit naher Substitute ist. Dies wiederum deckt sich mit den theoretischen Ergebnissen von *Hanemann* (1991), wie auch in *Ahlheim* und *Buchholz* (2000) ausführlich erläutert wird.

### d) Bürgerpräferenzen

Eine weitere Gruppe theoretisch-methodischer Einwände gegen die KEM bezieht sich auf die Frage, ob die KEM überhaupt das misst, was sie zu messen vorgibt, nämlich die persönlichen Präferenzen der befragten Individuen. Einer der in diesem Zusammenhang häufig geäußerten Vorwürfe an die Adresse der KEM lautet, dass die Testpersonen bei solchen Befragungen nicht als Konsumenten bzw. „Privatleute" antworten, sondern in ihrer Eigenschaft als „Bürger", die primär das Gemeinwohl im Auge haben. Der Schluss aus dieser auf *Sagoff* (1988) zurückgehenden Behauptung (s. auch *Common, Blamey* und *Norton* (1993), *Sagoff* 1994) ist, dass KEM-Studien nicht die subjektiven Präferenzen der von einem Projekt direkt oder indirekt betroffenen Individuen messen, sondern letztlich die „objektiven" Präferenzen eines um das Gemeinwohl besorgten Bürgers, um dessen Rolle sich das befragte Individuum bemüht, wenn es um „staatstragende" Dinge wie den Umweltschutz geht. Damit ist aber die Kompatibilität eines KEM-Ergebnisses mit dem in Nutzen-Kosten-Analysen verwendeten Kaldor-Hicks-Kriterium, das ja auf dem Vergleich subjektiver individueller Präferenzen beruht, in Frage gestellt.

### e) Altruismus

Ein in der Literatur immer wieder zu findender Einwand gegen die direkten Verfahren der Präferenzerfassung ist, dass sie bei Vorliegen altruistischer Präferenzen, die ja im Hinblick auf Umweltgüter nicht auszuschließen sind, zu falschen Ergebnissen führen. Dabei wird (realistischerweise) angenommen, dass die von den befragten Personen geäußerten Zahlungsbereitschaften im Fall altruistischer Präferenzen nicht nur den von ihnen selbst aus dem zu bewertenden Kollektivgut gezogenen „direkten" Nutzen enthalten, sondern auch den Nutzen, den sie „indirekt"

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

aus ihren altruistischen Gefühlen gegenüber anderen Nutzern des Kollektivguts ziehen. Die Tatsache, dass der Nutzen, den ein Individuum aus dem Konsum eines Kollektivgutes zieht, bei ihm selbst und bei anderen, altruistisch eingestellten Individuen Berücksichtigung findet, wird von einigen Autoren als „Doppelzählung" kritisiert (siehe z. B. *Milgrom* 1993, S. 420, *Diamond* und *Hausman* 1994, S. 55, *Hausman* 1994, S. 55 oder *Johansson* 1994, S. 74).

Man unterscheidet in der Literatur zwischen verschiedenen Arten von Altruismus (vgl. z. B. *Madariaga* und *McConnell* 1987), die hier nur kurz erwähnt werden sollen. Eine Grobunterscheidung betrifft die Unterteilung in „reinen" und „unreinen Altruismus" („impure altruism" nach *Andreoni* 1989 und 1990). Letzterer erfüllt im Grunde nicht die übliche Vorstellung von altruistischen Präferenzen, nämlich dass einem Individuum das Wohl eines anderen Individuums – direkt oder indirekt – am Herzen liegt. Daher soll auf Andreonis unreinen Altruismus weiter unten gesondert eingegangen werden.

Beim reinen Altruismus unterscheidet man zwischen individualistischem und paternalistischem Altruismus. Beim sogenannten „individualistischen Altruismus" geht in die Nutzenfunktion eines Individuums $h$ zusätzlich zu dem eigenen Konsum direkt als Argument die Nutzenfunktion eines anderen Individuums $j$ ein. Dies führt zu der Nutzenfunktion:

$$U_h = u_h(x_h, z, u_j(x_j, z)) \quad \text{mit} \quad \frac{\partial u_h}{\partial u_j} > 0 \; . \tag{23}$$

Neben dieser individualistischen Erscheinungsform des Altruismus, bei der die Nutzenfunktion eines Individuums in die Nutzenfunktion eines anderen Individuums als Argument eingeht (und möglicherweise auch umgekehrt), ist in der Realität des täglichen Lebens auch eine paternalistische Altruismusform (siehe z. B. *Madariaga* und *McConnell* 1987, S. 939) beobachtbar, bei der Individuum h den Konsum des Kollektivguts $z$ durch Individuum $j$ positiv bewertet, ohne sich darum zu kümmern, wie das Individuum $j$ selbst den Konsum dieses Kollektivguts bewertet. Das paternalistisch-altruistische Individuum setzt voraus, dass der Konsum des Kollektivguts dem anderen Individuum „gut tut". Hier nimmt die Nutzenfunktion des Altruisten h die allgemeine Form

$$U_h = u_(x_h, z_h, z_j) \quad \frac{\partial u_h}{\partial z_j} > 0 \tag{24}$$

an, wobei natürlich

$$z_h = z_j = z \tag{25}$$

gilt. Die Nutzenfunktion des Individuums $j$ taucht in der Nutzenfunktion des Individuums h also nicht mehr explizit auf.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

In *Ahlheim* und *Schneider* (1996) wird ausführlich formal bewiesen, dass in allen diesen Fällen von Altruismus, d. h. für individualistischen, paternalistischen und sogar für Andreonis unreinen Altruismus, die explizite Berücksichtigung altruistischer Gefühle nicht nur nicht störend, sondern sogar notwendig für die korrekte Durchführung einer Nutzen-Kosten-Untersuchung ist.

Dieses Ergebnis ist insofern von Bedeutung, als bei der Durchführung von Nutzen-Kosten-Untersuchungen im Umweltbereich fast immer mit dem Vorliegen altruistischer Präferenzen gerechnet werden muss. Altruistisch bedingte Nutzen stehen, ebenso wie die oben bereits erläuterten Nichtgebrauchswerte von Kollektivgütern, in keiner direkten Verbindung zu der Nachfrage eines Individuums nach Marktgütern, so dass auch sie nur mit Hilfe direkter Verfahren wie der KEM ermittelt werden können. Aus dem in *Ahlheim* und *Schneider* (1996) hergeleiteten Ergebnis, dass eine korrekte Nutzen-Kosten-Analyse die explizite Berücksichtigung altruistischer Nutzen zwingend verlangt, ergibt sich somit, dass die KEM auch bei Abwesenheit anderer Nichtgebrauchswerte immer dann angewandt werden sollte, wenn ein Verdacht auf das Vorliegen altruistischer Präferenzen vorliegt.

### f) Embedding

Ein weiterer heftig umstrittener Einwand gegen die generelle Glaubwürdigkeit von KEM-Studien bezieht sich auf den sogenannten Einbettungseffekt („embedding"). Gemeint ist hier der Verdacht, dass gerade im Umweltbereich von den befragten Personen nicht etwa das konkret zu bewertende Projekt (z. B. die Anlage eines bestimmten Naturschutzgebietes), sondern statt dessen ein übergeordnetes bzw. umfassenderes Ideal (wie „etwas Gutes für die Erhaltung der Natur tun"), in welches das fragliche Projekt „eingebettet" ist, bewertet wird.

Der Verdacht auf Embedding beruht auf Ungereimtheiten, die in einigen Untersuchungen auftraten. So ergab eine Studie von *Desvousges* et al. (1993), dass die Zahlungsbereitschaft zur Rettung von Wasservögeln (durch das Aufspannen von Netzen über ölverseuchten Gewässern) nicht – wie erwartet – mit der Anzahl der potenziell zu rettenden Vögel (2 000, 20 000 oder 200 000, je nach Umfang der zu bewertenden Maßnahmen) wuchs, sondern nahezu konstant blieb. Von ähnlichen Ergebnissen berichten *Kahneman* und *Knetsch* (1992) (s. auch *Knetsch* 1994), wobei deren Untersuchung allerdings eine Telefonumfrage mit einer sehr kleine Stichprobe und mit offenem, unbeschränktem Frageformat war und damit gegen alle Regeln für die Durchführung aussagekräftiger KEM-Studien verstieß. Entsprechend harsch war dann auch die Kritik an den methodischen Mängeln dieser Studie und den weitreichenden Schlussfolgerungen, die Kahneman und Knetsch bedenkenlos aus ihr zogen (vgl. z. B. *Smith* 1992, *Harrison* 1992, *Hanemann* 1994, *Nickerson* 1995, *Carson* und *Mitchell* 1995).

Unabhängig von dieser Kritik ist es jedoch einleuchtend, dass gerade im Umweltbereich die Gefahr besteht, dass ein konkretes Projekt von den befragten Per-



DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

sonen ins Symbolhafte überhöht wird, so dass die von ihnen geäußerte Zahlungsbereitschaft dann beispielsweise weniger der Rettung einer bestimmten Vogelart als der Rettung der Umwelt insgesamt gilt. Hat man bei einer konkreten Befragung den Verdacht, dass die Ergebnisse durch den Einbettungseffekt verzerrt sein könnten, so muss durch entsprechende Kontrollfragen nach der Zahlungsbereitschaft für das jeweils umfassendere Gut und durch geeignete statistische Tests geprüft werden, ob dieser Verdacht zutrifft. Ist dies der Fall, so sind die entsprechenden Ergebnisse natürlich wertlos, da sich die ermittelte Zahlungsbereitschaft nicht eindeutig der zu bewertenden Umweltveränderung zuordnen lässt.

Eine wirksame, wenn auch recht aufwändige Methode zur Aufdeckung von Einbettungseffekten und anderen Verzerrungen besteht in der Anfertigung von „Gedankenprotokollen". Bei solchen „think-aloud"- oder „verbal-protocol"-Studien werden die befragten Personen gebeten, alles, was ihnen bei der Beantwortung der Fragebögen durch den Kopf geht, laut auszusprechen, wobei diese Äußerungen auf ein Tonband aufgenommen oder von dem Interviewer mitprotokolliert werden (für eine ausführliche Darstellung s. *Schkade* und *Payne* 1994). Auf diese Weise lässt sich nachträglich rekonstruieren, welche Faktoren bei der Beantwortung der einzelnen Fragen für die jeweiligen Testpersonen von Bedeutung waren.

### g) Warm Glow

In eine ähnliche Richtung zielt das „Warm Glow"-Argument von *Andreoni* (1989, 1990), das unterstellt, dass sich Zahlungsbereitschaften für Kollektivgüter unter Umständen nicht auf das Kollektivgut selbst, sondern auf das befriedigende Gefühl beziehen, das ein Mensch empfindet, wenn er etwas Gutes tut: das „warm glow of giving", wie *Andreoni* (1990) es nennt. Das Auftreten dieses „Warm Glow"-Effekts wird von einigen Autoren auch bei der Beantwortung der KEM-Frage nach der (fiktiven) Zahlungsbereitschaft für ein Kollektivgut, insbesondere aus dem Umweltbereich, vermutet (siehe z. B. *Diamond* und *Hausman* 1993, S. 27–28): Indem man eine hohe Zahlungsbereitschaft für eine positive Umweltveränderung nennt, fühlt man sich als guter Mensch, der etwas Positives für die Umwelt leistet (auch wenn diese Zahlungsbereitschaft nur hypothetisch ist!), und deshalb ist die geäußerte Zahlungsbereitschaft größer als die „wahre" Zahlungsbereitschaft für die zu bewertende Umweltverbesserung.

Dem unreinen Altruisten nach Andreoni erwächst somit nicht nur aus dem Konsum des privaten und des öffentlichen Gutes, sondern auch aus seinem persönlichen finanziellen Beitrag $b_h$ zur Bereitstellung des öffentlichen Gutes Nutzen. Seine Nutzenfunktion ist durch

$$U_h = u_h(x_h, z, b_h) \quad \text{mit} \quad \frac{\partial u_h}{\partial b_h} > 0 \tag{26}$$

gegeben. Dabei bezeichnet $b_h$ den für das Kollektivgut $z$ geleisteten Beitrag, und

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

$\partial u/\partial b$ beschreibt den Zuwachs an innerer Befriedigung bzw. „warm glow", der durch eine Erhöhung dieses Beitrags entsteht.[12] Das Kollektivgut erzeugt hier für den Konsumenten sowohl einen direkten als auch einen indirekten Nutzen, indem es dem Konsumenten neben seiner gutsspezifischen „Nützlichkeit" auch einen Anlass zum ebenfalls nutzenerhöhenden Spenden liefert. Im Falle einer KEM-Befragung findet die Spende natürlich nur fiktiv statt, aber auch in diesem Fall wird, wie bereits erwähnt, von einigen Autoren das Auftreten eines ergebnisverfälschenden „warm glow"-Gefühls unterstellt (vgl. *Diamond* und *Hausman* 1993, S. 27 – 28).

Das Phänomen, dass für ein Gut nicht nur wegen seiner unmittelbaren Gutseigenschaften und des daraus resultierenden Gebrauchsnutzens gezahlt wird, sondern auch wegen des „Zusatznutzens", der beispielsweise von dem Prestige ausgeht, den der Konsum dieses Guts nach außen erzeugt, ist auch von Marktgütern wohlbekannt. Doch hier käme kein Mensch auf die Idee zu behaupten, ein Luxusauto sei dem Käufer nicht den Preis wert, den er dafür bezahlt hat, nur weil er den gleichen Prestigeeffekt auch mit eine Yacht oder einem Privatjet hätte erreichen können. Hier wird die gezeigte Zahlungsbereitschaft ganz selbstverständlich als untere Schranke für den Wert, den das Gut für den Käufer hat, akzeptiert. Bei der Zahlungsbereitschaft für Umweltgüter dagegen wird diese Art der Zurechnung abgelehnt, weil man das „Warme Glühen" ja auch mit anderen guten Werken erreichen könnte. Dies widerspricht in elementarer Weise der Grundidee der KEM, die ja darin besteht Kollektivgüter in direkter Analogie zu Marktgütern zu bewerten. Dies impliziert, dass der für ein Gut gezahlte Preis als monetäres Maß für den Nutzen interpretiert wird, der durch dieses Gut erzeugt wird. Und dabei gilt „... it is utility whatever its source that matters for total value. Motives are essentially irrelevant from the perspective of economic theory." (*Carson* et al. 2001, S. 177). In *Ahlheim* und *Schneider* (1996) wird auch formal gezeigt, dass die auf Warm Glow bezogene Kritik an der KEM keineswegs stichhaltig ist.

Manchmal wird Warm Glow auch als ein „interaktives" Wohlgefühl interpretiert, das ein Wohltäter dann empfindet, wenn andere Zeugen seiner guten Tat werden und dadurch seine soziale Anerkennung steigt (vgl. z. B. *Nunes* und *Schokkaert* 2003 oder *Carson* et al. 2001). Im Rahmen einer KEM-Studie wäre diese Version des Warm Glow zu erwarten, wenn der Befragte den Interviewer beispielsweise durch eine höhere als seine tatsächliche Zahlungsbereitschaft für ein Umweltprojekt beeinträchtigen wollte (s. hierzu auch *Hackl* und *Pruckner* 2002). Damit ist diese Interpretation des Warm Glow aber nichts anderes als der bekannte Interviewer Bias, der durch ein entsprechendes Interviewdesign möglichst verhindert werden sollte.

---

[12] *Andreoni* (1990, S. 465) hält als Extremfall sogar einen „reinen Egoisten" mit der Nutzenfunktion $U_h = u_h(x^h, b^h)$, der überhaupt nur um des „warm glow"-Effektes willen spendet, ohne aus dem Kollektivgut selbst Nutzen zu ziehen, für möglich.



DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

### h) Hypothetische Verzerrung

Eine weitere Sorge der KEM-Kritiker besteht darin, dass es sich bei den in KEM-Interviews erfragten Zahlungsbereitschaften ja nur um hypothetische Zahlungsbereitschaften handelt und dass die Konsumenten in solchen Interviews ihre eigene Budgetrestriktion außer acht lassen (vgl. *Diamond* und *Hausman* 1994, S. 46, Loomis et. al. 1994, S. 499, 500, 506, *Mitchell* und *Carson* 1989, S. 245 oder *Portney* 1994, S. 9). Es wird daher eine Überbewertung der Umwelt bei solchen Untersuchungen befürchtet – eine Hauptsorge der von Umwelthaftungsprozessen potenziell betroffenen Industrie schlechthin. Aus diesem Grund empfiehlt das NOAA-Panel (1993), bei KEM-Interviews die befragten Personen grundsätzlich zu ermahnen, bei der Nennung ihrer Zahlungsbereitschaft ihre persönliche Budgetbeschränkung zu beachten.

Einige Untersuchungen ergaben, dass Probanden in KEM-Interviews ihre genannte Zahlungsbereitschaft in der Tat nach unten korrigierten, nachdem man sie um Beachtung ihrer persönlichen Budgetbeschränkung gebeten hatte (s. z. B. *Diamond* und *Hausman* 1994, S. 46). Ein umgekehrtes Ergebnis erhielten *Bateman* und *Langford* (1997) in einer empirischen Studie, bei der die befragten Personen nach dem Hinweis auf ihre Budgetrestriktion ihre Zahlungsbereitschaft nach oben korrigierten. Um die Verwirrung komplett zu machen, ergab sich aus einer Serie von empirischen Studien von *Loomis* et al. (1994), dass kein signifikanter Zusammenhang zwischen dem Hinweis auf die Budgetbeschränkung und der genannten Zahlungsbereitschaft für Umweltqualitätsverbesserungen besteht. Betrachtet man die wohlfahrtstheoretische Basis der KEM bzw. der Nutzen-Kosten-Analyse allgemein, so wird sehr schnell klar, dass die Beschränkung der anzugebenden Zahlungsbereitschaft durch die aktuelle Budgetrestriktion eines Konsumenten unter theoretischen Gesichtspunkten sogar zu einem falschen Ergebnis führen würde.

Um dies zu sehen, muss man sich die wohlfahrtstheoretischen Wurzeln der Nutzen-Kosten-Analyse im Umweltbereich vergegenwärtigen. Aus (14) geht hervor, dass die durch eine KEM-Studie gesuchte Umweltbewertung *CVZ* im strengen Sinne gleich dem Integral über den Gradienten der Ausgabenfunktion bezüglich der Umweltqualität z ist, d. h.

$$CVZ_h^{01} = \int_{z^1}^{z^0} \nabla_z e_h(p, z, U_h^0) dz \,. \tag{27}$$

Die exakte Berechnung von *CVZ* würde also eine Integration des Gradienten entlang der ursprünglichen Indifferenzkurve für das Nutzenniveau $U^0$ erfordern, sofern dieser Gradient bekannt wäre, was natürlich nicht der Fall ist. Bewertet wird also die tatsächlich eintretende Situation, in der das betrachtete Umweltgut kostenlos von den Haushalten konsumiert werden kann. Der Gradient ist genau wie die

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Nutzenfunktion selbst ausschließlich von den Präferenzen des betrachteten Haushalts, nicht jedoch von seinem Budget abhängig.

Auch aus der ökonomischen Konzeption des Schattenpreises

$$\nabla_z e_h(p, z, U_h^0) \equiv -\pi_h(p, z, U_h^0) = -\pi_h^0 \tag{28}$$

folgt, dass er keineswegs mit dem tatsächlich verfügbaren Haushaltseinkommen, sondern mit einem virtuellen Einkommen korrespondiert, aus dem heraus der Haushalt (ebenfalls virtuell) sowohl seinen Marktgüterkonsum als auch das Umweltgut finanzieren könnte.

Dies wird auch aus Abbildung 8 deutlich, in der dieselbe Ausgangssituation wie in Abbildung 5 dargestellt ist. Das tatsächliche Haushaltseinkommen $I$ ist gleich der in der Ausgangssituation konsumierten Marktgütermenge $x^0$, da das als „composite commodity" dargestellte Marktgut hier als Numéraire mit dem Preis $p \equiv 1$ dient. Der durch den Gradienten der Ausgabenfunktion im ursprünglichen Haushaltsgleichgewicht dargestellte Schattenpreis des Umweltguts, der gemäß (27) für die Berechnung von *CVZ* maßgebend ist, ließe sich faktisch nur aus dem zugehörigen virtuellen Einkommen $I^{\text{virt}}$ bezahlen.

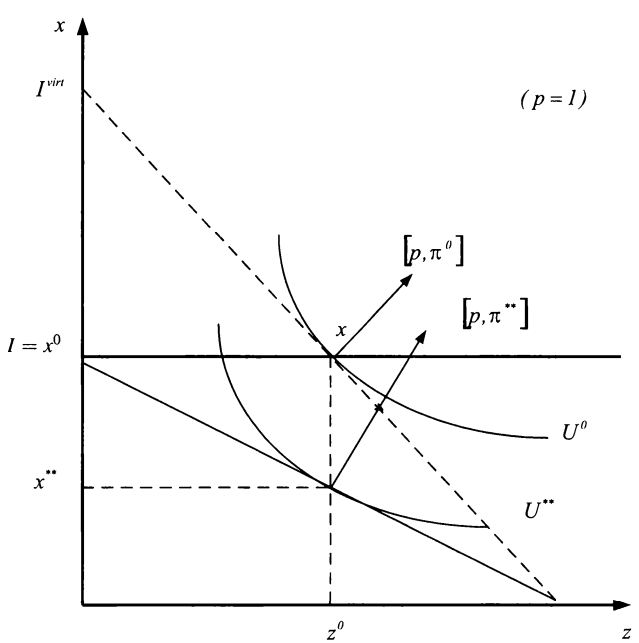


Abbildung 8

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Fragt man die Haushalte nun nach ihrer Zahlungsbereitschaft unter Berücksichtigung ihres tatsächlichen Budgets $I$, so zwingt man sie in eine falsche Referenzsituation, in der sie folglich auch einen falschen Schattenpreis, nämlich $\pi^{**}$ statt $\pi^0$, zugrunde legen. Müssten sie das Umweltgut mit der Menge $z$ ihren Präferenzen gemäß aus dem Einkommen $I$ heraus finanzieren, so könnten sie nur das Nutzenniveau $U^{**}(< U^0)$ realisieren, da ihr Marktgüterkonsum dann von $x^0$ auf $x^{**}$ sinken würde. Die in einer solchen Situationen geäußerte Zahlungsbereitschaft würde daher die falsche Situation bewerten, denn de facto soll das Umweltgut ja kostenlos bereitgestellt werden. Beschränkt man die Antworten im Rahmen von KEM-Interviews durch die jeweiligen Budgetrestriktionen der Individuen, so lässt man sie eine für sie schlechtere Situation bewerten, als die Situation, die man eigentlich bewerten möchte. Daher führt die Frage nach der durch das aktuelle Budget beschränkten Zahlungsbereitschaft zwangsläufig zu einer Unterschätzung des Umweltguts, da die theoretisch korrekte Bewertung auf Grundlage der schattenpreisbasierten kompensierenden Variation $CV$ gemäß (14) durchgeführt werden müsste.

Aus diesen Überlegungen, die in *Ahlheim* (1998) ausführlicher hergeleitet und erläutert sind, folgt, dass es aus theoretischer Sicht völlig verfehlt ist, den Konsumenten die Fiktion aufzuzwingen, sie müssten für das zu bewertende Umweltgut aus ihrem bestehenden Budget bezahlen. Korrekt wäre vielmehr – wenn überhaupt – der Hinweis auf das virtuelle Einkommen $I^{\text{virt}}$ als hypothetische Budgetrestriktion.

Aus praktischen Erwägungen heraus erscheint der Hinweis auf die Budgetbeschränkung allerdings mitunter angebracht, weil es manchen Menschen schwer fallen könnte, ein Gut in Geldeinheiten zu bewerten, das sie selbst nicht aus ihrem Budget heraus bezahlen müssen. Andererseits erscheint es nicht ungewöhnlich, dass man auch für Güter, die man sich aus seinem eigenen Budget heraus nicht leisten könnte (die einem aber beispielsweise geschenkt werden), eine monetäre Wertvorstellung entwickelt. Eine sowohl unter pragmatischen als auch theoretischen Gesichtspunkten befriedigende Lösung dieses Problems steht bisher noch aus.

## *3. Äquivalenzskalen und Kontingente Evaluierung*

Das Problem der systematischen Unterbewertung von Umweltverbesserungen, das dadurch entsteht, dass die befragten Personen im Rahmen der KEM-Interviews in ihren Antworten durch ihre aktuelle (anstelle einer virtuellen) Budgetrestriktion beschränkt werden, wird durch die übliche Vorgehensweise, solche Erhebungen auf Haushalts- statt auf Individualbasis durchzuführen, noch verschärft, da die Budgetrestriktion bei gleichem Einkommen und gleichen Präferenzen mit zunehmender Haushaltsgröße immer einschränkender wirkt.

Für die KEM-Interviews wird üblicherweise eine Stichprobe aus der Menge aller betroffenen Haushalte gezogen, so dass sich aus den Interviews die durch-

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

schnittliche Zahlungsbereitschaft der in der jeweiligen Stichprobe vertretenen Haushalte ergibt, die dann durch Multiplikation mit der Gesamtzahl der betroffenen Haushalte zur gesellschaftlichen Zahlungsbereitschaft hochgerechnet wird. Da in den Interviews nicht nach den – theoretisch korrekten – Schattenpreisen bzw. Kompensierenden Variationen, sondern aus pragmatischen Gründen nach den durch das jeweils aktuelle Haushaltsbudget beschränkten Zahlungsbereitschaften gefragt wird, erwächst insbesondere im Fall großer Haushalte mit geringem Einkommen das Problem, dass sie sich unter Umständen ihre „wahre" Zahlungsbereitschaft (d. h. den Schattenpreis) für das zu bewertende Umweltgut nach Abzug der zum Überleben der Familie notwendigen Minimalausgaben gar nicht mehr leisten zu können glauben. Die in einem KEM-Interview geäußerte Zahlungsbereitschaft gibt dann einen geringeren Wert wieder als den, den das zu bewertende Umweltgut tatsächlich für den befragten Haushalt hat. In solchen Fällen werden die grundsätzlichen Unterschiede zwischen dem Konzept der *CV* und dem Konzept der Zahlungsbereitschaft deutlich.

Die von mitgliederreichen Haushalten genannte Zahlungsbereitschaft für Umweltgüter ist daher bei Interviews, die den NOAA-Regeln folgen, tendenziell geringer als ihre Kompensierende Variation, die ja dem monetarisierten Nutzen entspricht, den ein Haushalt von dem betreffenden Umweltgut empfängt. Man kann ja durchaus aus einem kostenlos bereitgestellten Gut wie der Umwelt auch dann einen hohen Nutzen ziehen, wenn man sich diesen „Luxus" im Rahmen seiner persönlichen Budgetrestriktion gar nicht leisten könnte. Ein geschenkter Ferrari kann für einen Ferrari-Liebhaber auch dann einen sehr hohen Wert darstellen, wenn er sich aus seinem eigenen Einkommen heraus ein solches Fahrzeug niemals leisten könnte. Daher führt die traditionelle Vorgehensweise, bei der die geäußerte Zahlungsbereitschaft an das Haushaltseinkommen geknüpft wird, zu einer systematischen Unterbewertung der Umwelt.

Für den aus diesen theoretischen Überlegungen folgenden Verdacht, dass die gängige KEM-Praxis im Fall großer Haushalte zu einer systematischen Unterbewertung der Umwelt kommt, gibt es auch empirische Belege. Wäre die WTP ein zuverlässiges Wohlfahrtsmaß wie die Kompensierende Variation, so müsste die Zahlungsbereitschaft für ein bestimmtes Umweltgut tendenziell mit der Haushaltsgröße wachsen, da bei großen Haushalten ja mehr Personen Nutzen aus dem Gut empfangen als bei kleinen Haushalten. Empirische Studien zeigen jedoch, dass genau das Gegenteil der Fall ist: die geäußerte Zahlungsbereitschaft für Umweltgüter sinkt mit steigender Haushaltsgröße (s. z. B. *Roschewitz* 1999, *Whittington* et al. 1992, *Chambers* et al. 1998). *Chambers* (1998, S. 149) zieht daraus die Schlussfolgerung: „This result might be related to ability to pay; as family size increases, budgets tighten, and WTP falls."

Daraus folgt, dass die als besonders demokratisch erachtete goldene Regel der traditionellen Nutzen-Kosten-Analyse, die besagt „A dollar is a dollar", unabhängig davon, von wem er kommt, im Fall von Bewertungsstudien auf Haushaltsbasis

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

noch einmal überdacht werden muss. Hier repräsentiert offensichtlich der Dollar, der von einem großen Haushalt kommt, ein weit höheres Nutzenäquivalent als ein Doller von einem kleinen Haushalt. Dieses Problem ist aus einem ganz anderen Zusammenhang seit langem bekannt, nämlich von der Bemessung des Existenzminimums für bedürftige Haushalte oder der Berechnung von Armutsgrenzen. Hier wird schon seit langem berücksichtigt, dass große Familien mehr Einkommen benötigen als kleine, um denselben Lebensstandard wie diese zu realisieren. Umgekehrt können große Familien für den Genuss eines Kollektivguts wie der Umwelt weniger Kaufkraft opfern als einkommensgleiche kleine Familien, auch wenn sie denselben oder insgesamt sogar mehr Nutzen aus diesem Gut ziehen. Aus diesem Grund wird in *Ahlheim* und *Lehr* (2001a) ein Verfahren zur Verwendung von Äquivalenzskalen im Rahmen von Umweltbewertungsstudien vorgeschlagen, das die von Haushalten unterschiedlicher Größe geäußerten Zahlungsbereitschaften vergleichbar machen soll. Die Verwendung eines solchen Skalierungsverfahrens ist ein wesentlicher Schritt auf dem Weg zu einer angemessenen ökonomischen Bewertung der natürlichen Umwelt.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass die KEM wie jedes empirische Verfahren mit gewissen methodischen und theoretischen Unsicherheiten behaftet ist. Daher wäre es sicher falsch, das Ergebnis einer KEM-Studie so zu interpretieren, als hätte man nun den von einem bestimmten Umweltprojekt ausgehenden Nutzen exakt in Geldeinheiten ermittelt. Ist man sich aber der vielfältigen Verzerrungen bewusst, die bei einer KEM-Studie auftreten können, und trifft man entsprechende Vorkehrungen zu ihrer Erkennung oder, besser noch, Vermeidung, so kann eine solche Untersuchung einen durchaus zutreffenden Eindruck von dem Nutzen vermitteln, der von einem solchen Umweltprojekt ausgeht. Was die zur Vermeidung von Fehlinterpretationen zu treffenden Vorkehrungen angeht, so folgt aus den vorangegangenen Überlegungen, dass die betreffende Studie als persönliche Befragung durchgeführt werden sollte, am besten mit entsprechenden Vortests oder als Doppelbefragung („Test-Retest-Methode"). Ferner sollte es sich um eine beschränkte Befragung im Sinne der Referendumsmethode, besser noch der doppelt beschränkten Referendumsmethode, handeln. Wichtig ist, dass der sozioökonomische Hintergrund der befragten Personen durch entsprechende Fragen aufgehellt wird, um die Plausibilität der Antworten abschätzen zu können. Als eine überaus sinnvolle Methode zur Aufdeckung von möglichen Verzerrungen des Ergebnisses und zur Vermeidung von Fehlinterpretationen wird die Anfertigung von Gedankenprotokollen betrachtet.

Unter der Voraussetzung, dass diese methodischen Regeln eingehalten werden, dass ausreichend große Stichproben untersucht werden, und dass die Ergebnisse durch entsprechende statistische Tests abgesichert werden, kann die KEM einen wertvollen Beitrag zur Bewertung von Umweltgütern leisten. Bei der generellen Einschätzung dieser Methode sollte man nicht zuletzt die Tatsache im Auge behalten, dass es zur Zeit für die Erfassung der Nichtgebrauchswerte von Umweltgütern keine sinnvolle Alternative zur KEM gibt, die nicht dieselben Reliabilitätsproble-

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

me aufwerfen würde. Nichtsdestotrotz muss die Anwendbarkeit der KEM für jedes konkrete Projekt aufs Neue (z. B. im Hinblick auf mögliche Einbettungseffekte) geprüft werden.

## II. Quick & Dirty: Der Nutzentransfer

Die exakte Berechnung der Kompensierenden Variation ist, wie oben gezeigt wurde, unter anderem wegen des hohen ökonometrischen Aufwands sehr zeit- und kostenintensiv. Die aus theoretischen Überlegungen heraus dringend zu empfehlende Anwendung der Referendumsmethode bei den Befragungen erfordert wegen ihrer geringen statistischen Ergiebigkeit eine große Zahl von Interviews, was die Kosten und den Zeitaufwand einer KEM-Studie enorm in die Höhe treibt. Das NOAA-Panel, das ja in den USA die Anforderungen für den Einsatz der Kontingenten Evaluierungsmethode (KEM) als Instrument zur Schadensbemessung bei Gerichtsverfahren festgelegt hat, fordert die Auswertung von mindestens 1000 vollendeten Interviews, um zu halbwegs zuverlässigen und validen Ergebnissen zu gelangen (vgl. National Oceanic and Atmospheric Administration 1993). Die Kosten für eine solche Studie erreichen damit sehr schnell erhebliche Dimensionen[13], so dass bei kleineren Projekten befürchtet werden muss, dass die Kosten für ihre Bewertung in keinem vertretbaren Verhältnis zu den erwarteten Nettonutzen stehen. Für kleinere Projekte kommt der Einsatz solcher aufwändiger Verfahren somit kaum in Frage. Hinzu kommt die gerade für KEM-Studien typische lange Bearbeitungsdauer, die den Beginn eines Projektes verzögert und die politische Aktualität und Relevanz solcher Studien erheblich vermindert.[14]

Aus dem Wunsch nach einer drastischen Senkung der Bewertungskosten für Umweltprojekte und einer Erhöhung der Aktualität der Bewertungsanalysen erklärt sich die Entstehung der Idee des sogenannten Nutzentransfers („benefit transfer"). Es handelt sich hierbei um die Einführung einer Standardisierung der Umweltbewertung, die dazu führt, dass man bei der aktuellen Bewertung eines Umweltprojekts („Sekundärstudie") von den Ergebnissen früherer Bewertungsstudien („Primärstudien") profitieren kann, indem man Teile dieser Ergebnisse auf das aktuell zu bewertende Projekt überträgt. Insbesondere beim Einsatz der Kontingenten Evaluierungsmethode, die heute als die umfassendste Umweltbewertungsmethode gilt, würde die Möglichkeit solcher Nutzentransfers die Durchführung neuer Befragungen erübrigen, so dass hier erhebliche Kosteneinsparungen möglich wären (vgl. *Loomis* 1992).

Unabhängig vom gewählten Messverfahren (Contingent Valuation, Reisekostenmethode oder hedonische Preise) ist das Ergebnis einer empirischen Umwelt-

---

[13] Beispielsweise geht *McConnell* (1992) bereits von Kosten in Höhe von mehr als $ 50.000 aus.

[14] *Boyle* und *Bergstrom* (1992, S. 657) setzen für die Gesamtdauer einer Bewertungsstudie mindestens ein Jahr, eher jedoch mehr, an.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

bewertungsstudie ein funktionaler Zusammenhang zwischen dem auf der Grundlage individueller Zahlungsbereitschaften (*CV*s) berechneten Wert des Umweltguts einerseits und einem Vektor unabhängiger Größen wie Einkommen, Ausbildung, Alter etc. der befragten Haushalte sowie den Eigenschaften des zu bewertenden Umweltguts andererseits. Dieser auch als Bewertungsfunktion bezeichnete Zusammenhang enthält ferner ökonometrisch geschätzte Parameter, die den Einfluss der unabhängigen Variablen auf die Bewertung des Umweltguts abbilden. Bei einem Nutzentransfer mit Hilfe dieser Bewertungsfunktion wird die Zielgröße, d. h. der dem neuen Umweltgut beigemessene ökonomische Wert, mit den von der bereits früher durchgeführten Primärstudie bekannten Parametern und den unabhängigen Variablen des neuen Projekts berechnet. Die Bewertungsfunktion nimmt beim Nutzentransfer also die Stelle des Wohlfahrtsmaßes, d. h. der Äquivalenten bzw. Kompensierenden Variation, ein.

Es ist nicht ganz einfach, dem Konzept des Nutzentransfers aus theoretischer Sicht gerecht zu werden, da sich die neuesten gegen dieses Konzept vorgebrachten Kritikpunkte letztlich auf die im Rahmen der Primärstudien eingesetzten Bewertungsverfahren beziehen (s. z. B. *Brouwer* 2000). Im Zusammenhang mit der Darstellung der Kontingenten Evaluierungsmethode wurde schon auf die zahlreichen Punkte verwiesen, in denen bei praktischen KEM-Studien von den Vorgaben der wohlfahrtsökonomischen Theorie abgewichen wird. Diese Praxis-Fehler, die ja in erster Linie die Primärstudien betreffen und über diese natürlich dann auch in den Nutzentransfer mit einfließen, dürfen der Idee des Nutzentransfers nicht angelastet werden, obwohl genau dies häufig geschieht. Manche „Sünden" der gängigen praktischen Bewertungsverfahren werden natürlich im Nutzentransfer-Prozess noch verstärkt. Bei der Aggregation individueller Bewertungen beispielsweise geht die Nutzentransfertechnik noch ein Stück weiter als die traditionellen Primärstudien. Hier werden nun keinerlei individuelle Haushalte oder Präferenzen mehr berücksichtigt. Vielmehr werden hier die charakterisierenden Parameter fiktiver Haushaltsagglomerate so „designed", dass sie die sozioökonomische Zusammensetzung etc. der von den zu vergleichenden Projekten jeweils betroffenen Bevölkerung einigermaßen zutreffend wiedergeben. Ein expliziter Zusammenhang zur individuellen Nutzenänderung, die ja die Basis der neoklassisch fundierten Wohlfahrtstheorie bildet, ist hier überhaupt nicht mehr zu erkennen. Da das Konzept des Nutzentransfers jedoch von vornherein nicht mit dem Anspruch wohlfahrtstheoretischer Korrektheit angetreten ist, sondern nichts anderes als eine bezahlbare Approximation an die, wie gezeigt wurde, aus theoretischer Sicht ja auch keineswegs idealen traditionellen Umweltbewertungsverfahren bieten wollte, sollte diese Kritik nicht von vornherein zu einer Verwerfung dieser Methode führen. Die Festlegung von Kompensationszahlungen nach Umweltunfällen auf der Grundlage einer solchen Methode erscheint wegen dieser theoretischen Mängel allerdings kaum vertretbar.

Schließlich muss vor jedem Versuch eines Nutzentransfers geprüft werden, ob die als Basisstudie ausgewählte Untersuchung mit der gebotenen statistisch-ökonometrischen Sorgfalt durchgeführt wurde. Hierzu gehört insbesondere eine hin-

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

reichend große Zahl von Beobachtungen bei der Ausgangsstudie, da mit der Stichprobengröße die Qualität der Parameterschätzungen zunimmt. Ferner sollte nachvollziehbar sein, ob und wie die erhobenen Daten der durchgeführten Studie bereinigt wurden, da die zu transferierenden Parameter die Struktur der erhobenen Daten (extreme Gebote, Ausreißer etc.) reflektieren. Werden alle diese Punkte beachtet, so kann ein Nutzentransfer trotz der geschilderten Vorbehalte zumindest einen ersten Anhaltspunkt für die aus einem Umweltprojekt resultierenden Wohlfahrtseffekte liefern. Die Einbußen an theoretischer Aussagekraft eines solchen Ergebnisses im Vergleich zur Durchführung einer neuen Bewertungsstudie müssen gegen die mit dem Nutzentransfer verbundenen Kosten- und Zeiteinsparungen abgewogen werden.

Angesichts der großen zukünftigen Bedeutung von Nutzentransferstudien ist es notwendig, einerseits das zugrunde liegendende theoretische Konzept weiterzuentwickeln und andererseits auf der Basis des jeweiligen theoretischen Wissens verbindliche Standards für die Durchführung von Nutzentransferstudien – vergleichbar den NOAA-Standards für KEM-Studien – zu entwickeln. Ansätze hierzu finden sich bereits in der einschlägigen ökonomischen Literatur (vgl. z. B. *Boyle* und *Bergstrom* 1992, *Desvouges* et al. 1992, *Smith* 1992, *Brookshire* und *Neill* 1992, *Brouwer* 2000). Zu den heute schon anerkannten Standards für Nutzentransferstudien gehören die folgenden Punkte (s. *Ahlheim* und *Lehr* 2002):

- Nur ausreichend dokumentierte und methodisch einwandfreie Primärstudien mit adäquater Datenbasis sollten zum Nutzentransfer herangezogen werden.
- Primär- und Sekundärstudien sollten sich auf quantitativ und qualitativ möglichst ähnliche Umweltveränderungen beziehen.
- Die Zusammensetzung der relevanten Bevölkerung (Alter, Geschlecht, Einkommen, Ausbildungsstand etc.) und insbesondere auch der regionale „Kulturkreis" (z. B. Stadtbevölkerung vs. Landbevölkerung), dem sie entstammt, sollte bei der Primär- und Sekundärstudie möglichst ähnlich sein.
- Die Nutzungskosten (z. B. Anfahrtswege, Eintrittspreise, erforderliche Ausrüstung etc.) für das zu bewertende Umweltgut und für die jeweils verfügbaren alternativen Umweltgüter sollten bei Primär- und Sekundärstudien möglichst ähnlich sein, da sie einen wichtigen Einfluss auf die Zahlungsbereitschaft für ein bestimmtes Umweltgut ausüben.
- Primär- und Sekundärstudien müssen auf demselben theoretischen Wohlfahrtsmaß basieren. Eine Primärstudie, bei der die Hicksche Kompensierende Variation (entsprechend der „willingness to pay") ermittelt wurde, kann nicht zum Nutzentransfer für eine auf die Äquivalente Variation („willingness to accept") zielende Bewertungsstudie herangezogen werden.

Es gibt inzwischen Bestrebungen auf breiter Front zur Sammlung möglichst vieler und gut dokumentierter Primärstudien als Grundlage für zukünftige Nutzentransferstudien (s. hierzu auch *Brookshire* und *Neill* 1992, S. 654 f.). Hervor-

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

zuheben ist hier vor allem die internationale Datenbank EVRI („Environmental Valuation Reference Inventory"), in der solche Studien gesammelt und auf Anfrage zur Verfügung gestellt werden.

Eine abschließende Bewertung des Nutzentransfer-Gedankens muss immer gespalten ausfallen. Natürlich sind die für Nutzentransferstudien notwendigen Kompromisse hinsichtlich der theoretischen Validität der Ergebnisse noch schmerzlicher als sie schon im Zusammenhang mit der Anwendung der Kontingenten Evaluierungsmethode bei Primärstudien waren. Andererseits wird ökonomische Umweltbewertung im theoretisch anspruchsvollen Sinne wegen der hohen Kosten und wegen des hohen Zeitaufwands immer nur der Evaluation großer Projekte mit großen Budgets vorbehalten bleiben, in denen solche Kosten gut versteckt werden können, ohne den Gesamtrahmen zu sprengen. Angesichts der zunehmenden finanziellen Bedrängnis der öffentlichen Haushalte und der abnehmenden Umweltbegeisterung der Bevölkerung wächst aber der Rechtfertigungsdruck auch für kleinere Umweltprojekte. Um auch deren gesellschaftlichen Nutzen mit vernünftigem Aufwand dokumentieren zu können, wird zukünftig wohl kein Weg an der Verwendung von Nutzentransferstudien auf breiter Ebene vorbeiführen.

## III. Weitere direkte Bewertungsmethoden

Die KEM strebt, wie gezeigt wurde, eine möglichst theorienahe Umsetzung der wohlfahrtsökonomischen Messkonzepte auf der Basis der Hicksschen Kompensierenden bzw. Äquivalenten Variation auf der Individualebene und des Hicks-Kaldor-Kriteriums auf der gesamtgesellschaftlichen Ebene an. Als Ergebnis einer KEM-Studie erhält man letztlich eine einzige Zahl, nämlich die aggregierte gesellschaftliche Zahlungsbereitschaft für die zu bewertende Umweltveränderung. Eine etwas andere Zielrichtung verfolgen die unter dem Generalbegriff Attribute Based Choice Modelling (ABCM) zusammengefassten Verfahren Choice Experiments, Contingent Ranking, Contingent Rating etc., für die häufig auch der aus der Betriebswirtschaftslehre bzw. dem Marketing bekannte Begriff der Conjoint Analysis verwendet wird.

Die ABCM-Verfahren, die wie die KEM auf persönlichen Interviews basieren, zielen im Gegensatz zu dieser nicht auf eine eindimensionale Gesamtbewertung eines Gutes, sondern auf die Bewertung der einzelnen Produkteigenschaften bzw. der ein Produkt kennzeichnenden Attribute ab. Solche Informationen sind vor allem im Marketingbereich vor der Markteinführung neuer Produkte gefragt, um diese in möglichst enger Anlehnung an die Kundenwünsche zu gestalten und um ihre Marktchancen ex ante abzuschätzen. Die aus einer ABCM-Untersuchung gewinnbaren Informationen über die Konsumentenpräferenzen sind somit wesentlich detaillierter als die üblichen KEM-Ergebnisse.

Das theorienächste der ABCM-Verfahren ist sicherlich das Choice Experiment (CE). Bei seiner Anwendung im Umweltbereich werden einem Probanden ver-

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

schiedene Versionen des zu bewertenden Umweltprojekts zur Auswahl vorgelegt, aus denen er jeweils die von ihm bevorzugte auswählen muss. Diese Versionen unterscheiden sich zum einen durch Merkmale wie z. B. verschiedene Ausdehnungen eines geplanten Sees, unterschiedliche Reinheitsgrade des Wassers (nur zum Boot fahren oder auch zum Fischen oder gar zum Schwimmen geeignet), verschiedene Ufergestaltungen, Freizeitmöglichkeiten usw. und zum andern durch unterschiedliche Kostenbeiträge, die von den befragten Personen zu leisten sind. Diese Gestaltungsalternativen, die sich jeweils in einem oder mehreren Attributen, unter anderem auch in den geforderten Kostenbeiträgen, unterscheiden, werden dem Probanden in mehreren Dreier- oder Vierergruppen vorgelegt, aus denen er dann jeweils die ihm am besten zusagende Alternative auswählen soll. Nach mehrfacher Wiederholung dieses Auswahlprozesses können dann Attributkombinationen identifiziert werden, zwischen denen der Proband indifferent ist. Seine Zahlungsbereitschaft für unterschiedliche Attributkombinationen ergibt sich dann sozusagen auf indirektem Wege, da die Kostenbeiträge in den zur Auswahl stehenden Gestaltungsalternativen ja jeweils eines unter vielen anderen variierenden Attributen sind.

Während bei der KEM unmittelbar nach der Zahlungsbereitschaft für ein Gesamtprojekt gefragt wird, erfolgt die Ermittlung der Zahlungsbereitschaft im Rahmen von Choice Experiments somit wesentlich subtiler auf indirektem Wege. Dies nährt die Hoffnung, dass beim CE in geringerem Maße als bei der KEM mit bewussten, strategisch motivierten Falschantworten der Probanden zu rechnen ist. Außerdem lassen sich bei entsprechendem Experimentdesign aus CE-Untersuchungen auch Zahlungsbereitschaften für einzelne Projektattribute ermitteln, was bei der KEM schon aus konzeptionellen Gründen ausgeschlossen ist.

Beim Contingent Ranking ist die Informationsergiebigkeit noch größer als beim CE, da hier der Proband nicht nur die von ihm präferierte Projektalternative auswählen, sondern sämtliche Alternativen seinen Präferenzen gemäß ordnen muss. In Contingent Rating-Untersuchungen geht man noch einen Schritt weiter und lässt die Probanden die verschiedenen Attributkombinationen auch auf einer kardinalen nummerischen oder einer verbalen Skala einzeln bewerten (s. z. B. *OECD* 2002, S. 117).

Die Informationsausbeute ist bei den ABCM-Verfahren offensichtlich größer als bei der KEM, da man hier die in den Augen der betroffenen Bevölkerung relevanten Projektattribute identifizieren kann und Informationen über die Bewertung verschiedener Attributkombinationen erhält. Die entscheidenden Defekte der KEM wie die Tatsache, dass man letztlich nur hypothetische Zahlungsbereitschaften für hypothetische Projekte ermittelt und dass diese Zahlungsbereitschaften letztlich eine andere als die tatsächlich zur Entscheidung stehende Situation, in der die Umweltverbesserung ja kostenlos zur Verfügung gestellt wird, bewerten, werden natürlich auch durch die ABCM-Verfahren nicht geheilt.[15] Die Frage, welches Ver-

[15] Zum Einsatz von ABCM-Verfahren bei der ökonomischen Umweltbewertung s. auch z. B. *Hanley* et al. (2001) oder *Kahn* et al. (2001).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

fahren man bei der Umweltbewertung anwenden sollte, kann nicht generell beantwortet werden, sondern muss in Abhängigkeit von dem jeweils zu beurteilenden Projekt und den hinsichtlich der Projektgestaltung bestehenden Freiheitsgraden entschieden werden.

## G. Abschließende Bemerkungen

Die ökonomische Umweltbewertung ist einer der vielen Fühler, die von der sicheren, d. h. durch mathematische Modelle gestützten und geschützten Welt der ökonomischen Theorie in Richtung Realität ausgestreckt werden. Der Weg von der kuscheligen Welt der Theorie in die raue Wirklichkeit ist dornenreich, wie uns beispielsweise Ökonometriker gerne bestätigen. Dies gilt entsprechend für den Übergang von der Theorie der Wohlfahrtsmessung zu den praktischen Verfahren der ökonomischen Umweltbewertung, der in diesem Papier nachgezeichnet werden sollte.

Diesem Ziel entsprechend wurde zunächst nach Sinn und Zweck der ökonomischen Umweltbewertung gefragt. Aus der altbewährten Einsicht „If you can't measure it, you can't manage it" folgt unmittelbar, dass ökonomische Umweltbewertung die Voraussetzung für ein erfolgreiches gesellschaftliches Umweltmanagement, d. h. für eine erfolgreiche Umweltpolitik, sein muss. Dabei kristallisierten sich drei wesentliche Anwendungsgebiete für Umweltbewertungsanalysen heraus: die Evaluierung umweltverbessernder Projekte, die Schadensbemessung nach Umweltunfällen und die ökologische Ergänzung der amtlichen Sozialproduktsstatistik.

Nachdem so die Motivation für die weitere Beschäftigung mit der ökonomischen Umweltbewertung geschaffen war, wurden zunächst die ökonomisch relevanten Effekte einer Umweltveränderung und ihre Auswirkungen auf die gesellschaftliche Wohlfahrt untersucht. Es handelt sich dabei neben der Umweltveränderung selbst um die durch sie induzierten Änderungen der Marktpreise und der Haushaltseinkommen. Da die ökonomische Umweltbewertung dem anthropozentrischen Weltbild der Ökonomie dient, muss in eine solche Bewertungsanalyse alles eingehen, was als Folge der zu bewertenden Umweltveränderung die menschliche Wohlfahrt tangiert. In demokratischen Gesellschaften kann die gesellschaftliche Wohlfahrt nicht unabhängig von der individuellen Wohlfahrt gesehen werden. Daher fragt die ökonomische Umweltbewertung zunächst nach den Auswirkungen einer Umweltveränderung auf die individuellen Nutzen und muss danach das Problem der Aggregation individueller Nutzenänderungen zu dem Konstrukt der gesellschaftlichen Wohlfahrtsänderung lösen.

Hinsichtlich der Erfassung umweltbedingter Änderungen der individuellen Wohlfahrt wird in den meisten theoretisch fundierten Bewertungsanalysen eines der beiden Hicks-Maße, d. h. die Hickssche Kompensierende Variation oder die Äquivalente Variation, zugrunde gelegt. Die Aggregation der individuellen Kom-

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

pensierenden oder Äquivalenten Variationen findet in praktischen Bewertungsstudien üblicherweise durch simples Addieren gemäß dem Hicks-Kaldor-Kriterium statt.

Nach der Wahl des theoretischen Wohlfahrtsmaßes stellt sich die Frage seiner empirischen Berechnung. Hier wurde zunächst der theoretisch korrekte Weg von der Definition der beiden Hicksmaße zu ihrer Berechnung auf der Grundlage empirisch beobachtbarer Größen nachvollzogen. Während für die empirische Berechnung der beiden Variationsmaße für Preis- und Einkommensänderungen inzwischen exakte und zugleich praxistaugliche Verfahren existieren, gilt dies nicht für die Bewertung der reinen Umwelteffekte. Für deren empirische Bestimmung sind grundsätzlich andersartige Methoden notwendig. Glücklicherweise zeigte sich, dass sowohl die Kompensierende Variation als auch die Äquivalente Variation additiv-separabel in den Preis-, Einkommens- und den direkten Umweltveränderungseffekten sind, so dass die einzelnen Effekte zunächst separat und mit unterschiedlichen Methoden berechnet und danach zu dem Gesamtwohlfahrtseffekt einer Umweltveränderung zusammengefügt werden können.

Der weitere Verlauf des Papiers war der Auseinandersetzung mit den verschiedenen Verfahren zur Bestimmung der Kompensierenden Variation bzw. der Äquivalenten Variation für Umweltveränderungen gewidmet. Zunächst wurden die wesentlichen Exponenten der indirekten Bewertungsverfahren vorgestellt. Diese Verfahren beruhen auf der Beobachtung des Nutzungsverhaltens repräsentativer Haushalte hinsichtlich des zu bewertenden Umweltguts. Von diesem Nutzungsverhalten und insbesondere von den Ausgaben der Haushalte für Marktgüter, deren Konsum in einem Komplementaritätsverhältnis zu der Nutzung des Naturguts stehen, wird dann auf die Wertschätzung der Haushalte für das betreffende Naturgut geschlossen.

Die indirekten Verfahren haben den Vorteil, dass die Haushalte keinen Anreiz für strategisches Verhalten haben. Der Nachteil dieser Verfahren besteht darin, dass sie von ihrer Konstruktion her nur zur Messung der Gebrauchswerte von Umweltgütern geeignet sind. Für Nichtgebrauchswerte wie Existenz-, Options- oder Vermächtniswerte sind die indirekten Messmethoden jedoch blind. Daher kommen für die vollständige Erfassung des ökonomischen Wertes eines Umweltguts nur die direkten Verfahren in Frage. Zunächst wurden die Vor- und Nachteile der Kontingenten Evaluierungsmethode ausführlich dargestellt, wobei sich zeigte, dass die KEM, die ja auf der direkten Kommunikation zwischen dem ökonomischen Bewerter einerseits und dem befragten Laien andererseits beruht, von vielfältigen Gefahren hinsichtlich ihrer Validität und Reliabilität bedroht ist. Einige der in der Literatur gegen die KEM erhobenen Vorwürfe konnten auf Grund theoretischer Überlegungen entkräftet werden, aber es bleibt der unvermeidliche Rest an Unwohlsein, das theoretisch arbeitende Ökonomen immer dann überkommt, wenn sie mit den Unzulänglichkeiten der Realität bzw. der Untauglichkeit der von uns entwickelten Schnittstellen mit der Realität konfrontiert werden. Diese Problematik

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

bezieht sich in analoger Weise auf die anderen kurz besprochenen direkten Bewertungsverfahren, die unter dem Sammelbegriff Attribute Based Choice Modelling zusammengefasst werden.

Es bleibt letztlich die Erkenntnis, dass die direkten Verfahren trotz aller Unvollkommenheit die zur Zeit einzige verfügbare Möglichkeit zur vollständigen Bewertung von Umweltgütern bieten. Bei genauem Hinsehen ergibt sich zudem, dass die auf den ersten Blick solideren indirekten Verfahren ebenfalls starke Defizite aus theoretischer Sicht aufweisen und darüber hinaus natürlich auch den Nachteil haben, dass sie nur zur Erfassung der Gebrauchswerte von Umweltgütern geeignet sind. Ihre Verwendung führt somit zu einer systematischen Unterbewertung der natürlichen Umwelt und damit zu einer Diskriminierung von umweltverbessernden Maßnahmen mit einem hohen Anteil an Nichtgebrauchswerten.

Aus diesen Gründen muss sich die Forschung auf dem Gebiet der ökonomischen Umweltbewertung künftig vor allem auf eine Verbesserung der direkten Bewertungsverfahren und auf eine genauere empirische Untersuchung ihrer Zuverlässigkeit konzentrieren. Ein weiteres wesentliches Forschungsziel ist die Entwicklung von einfacheren und billigeren Bewertungsmethoden für die Evaluierung kleinerer Umweltveränderungen, damit bewertungsgestütztes und damit rationales Handeln im Umweltbereich auf breiter Front möglich wird. Einen vielversprechenden Schritt in diese Richtung stellen der Nutzentransferansatz und die Einrichtung umfangreicher Datenbanken für abgeschlossene Umweltbewertungsstudien als Basis für künftige Nutzentransferstudien dar. Es bleibt zu hoffen, dass die Forschung auf diesem Gebiet die Dynamik der letzten Jahre erhalten und bald zu praxistauglichen Ergebnissen gelangen kann.

## Literatur

*Ahlheim,* M. (1998a): „Measures of economic welfare", in Barberà, S.; P. J. Hammond und C. Seidl (eds), Handbook of utility theory, Vol. 1: Principles, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, S. 483 – 568.

– (1998b): „Contingent valuation and the budget constraint", Ecological Economics 27 (2), S. 205 – 211.

– (1999): „The Economic Assessment of Natural Values", in Mayr, H. und S. Wiener (Hrsg.), Research and monitoring as key elements for sustainable development of the Limestone Alps – European strategies, Wien, S. 41 – 54.

– (2002): „Project Appraisal and the Reclamation of Disturbed Landscapes", Diskussionsbeiträge aus dem Institut für Volkswirtschaftslehre der Universität Hohenheim, 202 / 2002.

*Ahlheim,* M. / *Buchholz,* W. (2000): „WTP or WTA – Is that the question? Reflections on the difference between ‚willingness to pay' and ‚willingness to accept'", Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht, Heft 2 / 2000, S. 253 – 271.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

*Ahlheim,* M. / *Lehr,* U. (2002a): „Household Equivalence Scales and the Assessment of Environmental Benefits", unveröffentlichtes Manuskript.

– (2002): „Nutzentransfer: Das Sparmodell der Umweltbewertung", Perspektiven der Wirtschaftspolitik 3 / 1, S. 85 – 104.

*Ahlheim,* M. / *Rose,* M. (1992): „Messung individueller Wohlfahrt", 2. Aufl., Springer-Verlag, Berlin u. a. O.

*Ahlheim,* M. / *Schneider,* J. (1996): „Altruismus und die Bewertung öffentlicher Güter: Ein Beitrag zur Kontroverse um die Kontingente Evaluierungsmethode", Jahrbücher für Nationalökonomie und Statistik 215 (5), S. 598 – 611.

*Ahlheim,* M. / *Wagenhals,* G. (1988): „Exakte Wohlfahrtsmaße in der Nutzen-Kosten-Analyse", Zeitschrift für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften 108, S. 169 – 193.

*Alberini,* A. / *Kanninen,* B. / *Carson,* R. T. (1997): „Modeling response incentive effects in dichotomous choice contingent valuation data", Land Economics, 73 / 3, S. 309 – 324.

*Aldred,* J. (1994): „Existence value, welfare and altruism", Environmental Values 34, S. 381 – 402.

*Andreoni,* J. (1989): „Giving with impure altruism: applications to charity and ricardian equivalence", Journal of Political Economy 97, S. 1447 – 1458.

– (1990): „Impure altruism and donations to public goods: A theory of warm-glow-giving", The Economic Journal 100, S. 464 – 477.

– (1995): „Co-operation in public goods experiments: kindness or confusion?", American Economic Review 85, S. 891 – 904.

*Arrow,* K. J. (1950): „A difficulty in the concept of social welfare", Journal of Political Economy 58, S. 328 – 346.

– (1951), „Social choice and individual values", New York.

*Attfield,* R. (1998): „Existence value and intrinsic value", Ecological Economics 24, S. 163 – 168.

*Bateman,* I. J. / *Langford,* I. H. (1997): „Budget-constraint, temporal, and question-ordering effects in contigent valuation studies", Environment and Planning A 29, S. 1215 – 1228.

*Becker,* G. S. (1965): „A theory of the allocation of time", Economic Journal 75, S. 493 – 517.

*Bishop,* R. C. / *Heberlein,* T. A. (1979): „Measuring values of extra-market goods: Are indirect measures biased?", American Journal of Agricultural Economics 61, S. 926 – 930.

*Blackorby,* C. / *Donaldson,* D. (1988): „Money-metric utility: A harmless normalization?", Journal of Economic Theory 46, S. 120 – 129.

*Boadway,* R. W. (1974): „The welfare foundations of cost-benefit analysis", Economic Journal 84, S. 926 – 939.

*Bockstael,* N. E. (1995): „Travel cost models", in Bromley, D. W. (ed.): Handbook of Environmental Economics, Oxford, S. 655 – 671.



DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

*Bockstael,* N. E. / *McConnell,* K. E. / *Strand,* I. (1991): „Recreation", in Braden, J. B. und C. D. Kolstad (eds.): Measuring the demand for environmental quality, Amsterdam, S. 227 – 270.

*Bohm,* P. (1972): „Estimating demand for public goods", European Economic Review 3, S. 111 – 130.

*Boyce,* R. / *Brown,* T. / *McClelland,* G. / *Peterson,* G. / *Schulze,* W. (1992): „An experimental examination of entrinsic values as a source of the WTP-WTA disparity", The American Economic Review 82 (5): S. 1366 – 1373.

*Boyle,* K. J. / *Bergstrom* , J. C. (1992): „Benefit Transfer Studies: Myths, Pragmatism, and Idealism", Water Resources Research 28 / 3, S. 657 – 663.

*Breslaw,* J. A. / *Smith,* J. B.. (1995): „A simple and efficient method for estimating the magnitude and precision of welfare changes", Journal of Applied Econometrics 10, S. 313 – 327.

*Brookshire,* D. S. / *Neill,* H. R. (1992): „Benefit Transfer: Conceptual and Empirical Issues", Water Resources Research 28 / 3, S. 651 – 655.

*Brouwer,* R. (2000): „Environmental value transfer: state of the art and future prospects", Ecological Economics 32, S. 137 – 152.

*Cansier,* D. (1996): „Umweltökonomie", Stuttgart.

*Carson,* R. T. (1991): Constructed markets, in Braden, J. B. and C. D. Kolstad, (eds.): Measuring the demand for environmental quality, North-Holland, Amsterdam, S. 120 – 162.

*Carson,* R. T. / *Mitchell,* R. C. (1995): „Sequencing and nesting in contingent valuation surveys", Journal of Environmental Economics and Management 28, S. 155 – 173.

*Carson,* R. T. / *Flores,* N. E. / *Meade,* N. F. (2001): „Contingent Valuation: controversies and evidence", Environmental and RessourceEconomics 19, S. 173 – 210.

*Chambers,* C. M. / *Chambers,* P. E. / *Whitehead,* J. C. (1998): „Contingent valuation of quasi-public goods: validity, reliability, and application to valuing a historic site", Public Finance Review 26 / 2, S. 137 – 154.

*Ciriacy-Wantrup* S. V. (1947): „Capital returns from soil-conservation practices", Journal of Farm Economics 29, S. 1188 – 1190.

*Clarke,* E. H. (1971): „Multipart pricing of public goods", Public Choice 11, S. 17 – 33.

*Clawson,* M. (1959): „Methods of measuring the demand for and value of outdoor recreation", Washington D.C.

*Clawson,* M. / *Knetsch,* J. L. (1966): „Economics of outdoor recreation", Baltimore / London.

*Common,* M. S. / *Blamey,* R. K. / *Norton,* T. W. (1993): „Sustainability and environmental valuation", Environmental Values 2, S. 299 – 334.

*Davis,* R. (1963): „The value of outdoor recreation: An economic study of the Maine Woods", Harvard.

*Desvouges,* W. H. / *Johnson,* F. R. / *Dunford,* R. W. / *Boyle,* K. J. / *Hudson,* S. P. / *Wilson,* K. N. (1993): „Measuring natural resource damages with contingent valuation: Tests of validity and reliability", in Hausman, J. A. (Hrsg.): Contingent valuation: A critical assessment, Amsterdam, S. 91 – 159.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

*Desvousges,* W. H. / *Naughton,* M. C. / *Parsons,* G. R. (1992): „Benefit Transfer: Conceptual Problems in Estimating Water Quality Benefits Using Existing Studies", Water Resources Research 28 / 3, S. 675 – 683.

*Diamond,* P. A. / *Hausman,* J. A. (1993): „On contingent valuation measurement of nonuse values", in Hausman, J. A. (Hrsg.): Contingent Valuation: A critical assessment, Amsterdam, S. 3 – 38.

– (1994): „Contingent valuation: Is some number better than no number?", Journal of Economic Perspectives 8, S. 45 – 64.

*Fehr,* E. / *Gächter,* S. (2000): „Cooperation and Punishment in Public Goods Experiments", in American Economic Review 90(4): S. 980 – 994.

*Fix,* P. / *Loomis,* J. (2001): „Endogenously Chosen Travel Costs and the Travel Cost Model: An Application to Mountain Biking at Moab, Utah", Applied Economics 32 / 10, S. 1227 – 1231.

*Freeman III,* A. M. (1995): „Hedonic pricing methods." In Bromley, D. W. (ed.): Handbook of Environmental Economics. Oxford, S. 672 – 686.

*Frey,* B. S. / *Schneider,* F. (1997): „Warum wird die Umweltökonomie kaum angewendet?", Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht 97, S. 153 – 170.

*Gardner,* R. / *Moore,* M. R. / *Walker,* J. M. (1997): „Governing a Groundwater Commons: A Strategic and Laboratory Analysis of Western Water Law", in Economic Inquiry, 35(2): S. 218 – 234.

*Griliches,* Z. (1971): „Price indexes and quality change", Cambridge.

*Groves,* T. (1973): „Incentives in teams", Econometrica 41, S. 617 – 631.

*Hackl,* F. / *Pruckner,* G. J. (2000): „Braucht die deutsche Umweltpolitik einen Exxon Valdez Tankerunfall?", Perspektiven der Wirtschaftspolitik 1, S. 93 – 114.

– (2002): „Warm glow, free-riding and vehicle neutrality in contingent valuation studies", unveröffentlichtes Diskussionspapier.

*Hadker,* N. / *Sharma,* S. (1997): „Willingness-to-pay for Borivli National Park: Evidence from a Contingent Valuation", Ecological Economics 21, S. 105 – 122.

*Halvorsen,* B. (1998): „Differences between willingness-to-pay estimates from open ended and discrete choice contingent valuation methods: the effects of heteroscedasticity", Land Economics 74 (2): S. 262 – 282.

*Hanemann,* W. M. (1994): „Valuing the environment through contingent valuation", Journal of Economic Perspectives 8, S. 19 – 43.

– (1991): „Willingness to pay and willingness to accept: How much can they differ?", American Economic Review 81, S. 635 – 647.

*Hanemann,* W. / *Loomis,* J. / *Kanninen,* B. (1991): „Statistical efficiency of double-bounded dichotomus choice contingent valuation", American Journal of Agricultural Economics 73, S. 1255 – 1263.

*Hanley,* N. / *Mourato,* S. / *Wright,* R. E. (2001): „Choice Modelling Approaches: A Superior Alternative for Environmental Valuation?", Journal of Economic Surveys 15(3): S. 435 – 462.



DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

*Hanusch,* H. (1987): „Nutzen-Kosten-Analyse", München.

*Harrison,* G. W. (1992): „Valuing public goods with the contingent valuation method: A critique of Kahneman and Knetsch", Journal of Environmental Economics and Management 23, S. 248 – 257.

*Hausman,* J. A. (1981): „Exact consumer's surplus and deadweight loss", American Economic Review 71, S. 662 – 676.

– (Hrsg.). (1993): „Contingent valuation: A critical assessment", Elsevier Science Publishers B. V., The Netherlands.

*Herr,* A. / *Gardner,* R. / *Walker,* J. M. (1997): „An Experimental Study of Time-Independent and Time-Dependent Externalities in the Commons", in Games and Economic Behavior 19(1): S. 77 – 96.

*Hicks,* J. R. (1939): „Foundations of welfare economics", Economic Journal 49, S. 696 – 712.

– (1942): „Consumer's surplus and index numbers", Review of Economic Studies 9, 126 – 137.

*Hoevenagel,* R. (1994a): „An assessment of the contingent valuation method", in Pethig, R. (ed.): Valuing the environment: Methodological and measurement issues, Dordrecht, S. 195 – 227.

– (1994b): „A comparison of economic valuation methods", in Pethig, R. (ed.): Valuing the environment: methodological and measurement issues, Dordrecht, S. 251 – 270.

*Horowitz,* J. L. (1984): „Estimating compensating and equivalent income variations from hedonic price models", Economic Letters 14(4): S. 303 – 308.

*Johansson,* P.-O. (1993): „Cost-benefit analysis of environmental change", Cambridge.

– (1994): „Valuation and aggregation", in Pethig, R. (ed.): Valuing the environment: methodological and measurement issues, Amsterdam, S. 59 – 79.

*Kahn,* J.R. / *O'Neill,* R. / *Stewart,* S. (2001): „Stated Preference Approaches to the Measurement of the Value of Biodiversity", in: OECD (ed.): Valuation of Biodiversity Benefits – Selected Studies, Paris, S. 93 – 120.

*Kahneman,* D. / *Knetsch,* J. L. (1992): „Valuing public goods: The purchase of moral satisfaction", Journal of Environmental Economics and Management 22, S. 57 – 70.

*Kahneman,* D. / *Tversky,* A. (1979): „Prospect Theory: An analysis of decision making under risk", Econometrica 47 (2): S. 263 – 291.

*Knetsch,* J. L. (1994): „Environmental valuation: Some problems of wrong questions and misleading answers", Environmental Values 3, S. 351 – 368.

– (1995): „Asymmetric valuation of gains and losses and preference order assumptions", Economic Inquiry 33, S. 134 – 141.

*Krutilla,* J. (1967): „Conservation reconsidered", American Economic Review 56, S. 777 – 786.

*Lancaster,* K. (1966): „A new approach to consumer theory", Journal of Political Economy 74, S. 132 – 157.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

*Langford,* I. H. (1998): „Improved estimation of willingness to pay in dichotomous choice contingent valuation studies", Land Economics 74 / 1, S. 65 – 75.

*Loomis,* J. B. (1992): „The Evolution of a more Rigorous Approach to Benefit Transfer: Benefit Function Transfer", Water Resources Research 28 / 3, S. 701 – 705.

*Loomis,* J. / *Gonzales-Caban,* A. / *Gregory,* R. (1994): „Do reminders of substitutes and budget constraints influence contingent valuation estimates?", Land Economics 70, S. 499 – 506.

*Loomis,* J. B. / *Roach,* B. / *Ward,* F. / *Ready,* R. (1995): „Testing transferability of recreation demand models across regions: A study of Corps of Engineer reservoirs", Water Resources Research 31 / 3, S. 721 – 730.

*Loomis,* J. / *Yorizane,* S. / *Larson,* D.. (2000): „Testing Significance of Multi-destination and Multi-purpose Trip Effects in a Travel Cost Method Demand Model for Whale Watching Trips", Agricultural and Resource Economics Review 29 / 2, S. 183 – 191.

*Madariaga,* B. / *McConnell,* K. E. (1987): „Exploring Existence Value", Water Resources Research 23(5): S. 936 – 942.

*McConnel,* K. E. (1992): „Model building and Judgement: Implications for Benefit Transfers with Travel Cost Models", Water Resources Research 28 / 3, S. 695 – 700.

*McKenzie,* G. W. (1979): „Consumer's surplus without apology: comment", American Economic Review 69, S. 465 – 468.

*McKenzie,* G. W. / *Ulph,* D. (1986): „Exact welfare measures", Economic Perspectives 4, S. 1 – 43.

*Milgrom,* P. (1993): „Is sympathy an economic value? Philosophy, economics, and the contingent valuation method", in Hausman, J. A., Contingent valuation: A critical assessment, S. 417 – 441.

*Milon,* J. W. (1989): „Contingent valuation experiments for strategic behavior", Journal of Environmental Economics and Management 17, S. 293 – 308.

*Mitchell,* R. C. / *Carson,* R. T. (1981): „An experiment in determining willingness to pay for national water quality improvements", Draft Report to the U.S. Environmental Protection Agency, Washington D.C.

– (1989): „Using surveys to value public goods: The contingent valuation method", Resources for the Future, Washington D.C.

*Morey,* E. R. (1985): „Characteristics, consumer surplus, and new activities, A proposed ski area", Journal of Public Economics 26, S. 221 – 236.

*Morrison,* G. (1997): „Resolving differences in willingness to pay and willingness to accept: Comment", American Economic Review 87 (1): S. 236 – 240.

*National Oceanic and Atmospheric Administration* (1993): Report of the NOAA panel on contingent valuation, Federal Register 58 / 10, S. 4602 – 4614.

*Navrud,* S. / *Pruckner,* G. J. (1997): „Environmental valuation – To use or not to use?", Environmental and Resource Economics 10, S. 1 – 26.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

*Nickerson,* C. A. (1995): „Does willingness to pay reflect the purchase of moral satisfaction? A reconsideration of Kahneman and Knetsch", Journal of Environmental Economics and Management 28, S. 126 – 133.

*Nunes,* P. A. / *Schokkaert,* E. (erscheint 2003): „Identifying the warm glow effect in contingent valuation", Journal of Environmental Economics and Management.

*OECD* (Hrsg.). (2002): Handbook of biodiversity valuation, A guide for policy makers, Paris.

*Palmquist,* R. B. (1991): „Hedonic methods", in Braden, J. B. und C. D. Kolstad (eds.): Measuring the demand for environmental quality, Amsterdam, S. 77 – 120.

*Pommerehne,* W. W. (1987): „Präferenzen für öffentliche Güter, Ansätze zu ihrer Erfassung", Tübingen.

*Portney,* P. R. (1994): „The contingent valuation debate: Why economists should care", Journal of Economic Perspectives 8, S. 3 – 17.

*Randall,* A. (1991): „Total and nonuse values", in Braden, J. B. und C. D. Kolstad (eds.): Measuring the demand for environmental quality, Amsterdam, S. 303 – 321.

*Ridker,* R. G. (1967): „Economic costs of air pollution: Studies in measurement", New York.

*Roschewitz,* A. (1999): „Der monetäre Wert der Kulturlandschaft: eine Contingent-valuation Studie", Kiel.

*Rosen,* H. S. (1974): „Hedonic prices and implicit markets: product differentiation in pure competition", Journal of Political Economy 82, S. 34 – 55.

*Sagoff,* M. (1988): „The economy of the earth", Cambridge.

– (1994): „Should preferences count?", Land Economics 70(2): S. 127 – 144.

*Schkade,* D. A. / *Payne,* J. W. (1994): „How people respond to contingent valuation questions: A verbal protocol analysis of willingness to pay for an environmental regulation", Journal of Environmental Economics and Management 26, S. 88 – 109.

*Schneider,* F. / *Pommerehne,* W. W. (1981): „Free riding and collective action: An experiment in public microeconomics", Quarterly Journal of Economics 97, S. 689 – 702.

*Scitovsky,* T. (1941): „A note on welfare propositions in economics", Review of Economic Studies 9, S. 77 – 88.

*Shechter,* M. / *Freeman* S. (1994): „Nonuse value: Reflections on the definition and measurement", in R. Pethig (ed.): Valuing the environment: Methodological and measurement issues, Dordrecht, S. 171 – 194.

*Shogren,* J. / *Hayes,* D. (1997): „Resolving differences in willingness to pay and willingness to accept: Reply", American Economic Review 87 (1): S. 241 – 244.

*Shogren,* J. / *Shin,* S. / *Hayes,* D. / *Kliebenstein,* J. (1994): „Resolving differences in willingness to pay and willingness to accept", The American Economic Review 84 (1): S. 255 – 270.

*Smith,* V. K. (1991): „Household production functions and environmental benefit estimation", in Braden, J. B. und C. D. Kolstad (eds.): Measuring the demand for environmental quality, Amsterdam, S. 41 – 76.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

– (1992): „Arbitrary values, good causes, and premature verdicts", Journal of Environmental Economics and Management 22, S. 71 – 89.

*Smith,* V. K. / *Desvousges,* W. H. (1986): „Measuring water quality benefits", Boston u. a. O.

*Stahmer,* C. (1993): „Umweltbezogene Erweiterungen der Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnungen: Die Konzeption der Vereinten Nationen mit Input-Output-Anwendungen", in Schnabl, H. (Hrsg.): Ökointegrative Gesamtrechnung – Ansätze, Probleme, Prognosen, Berlin, S. 11 ff.

– (1996): „Ökologie und Volkswirtschaftliche Gesamtrechnungen", in Siebert, H. (Hrsg.): Elemente einer rationalen Umweltpolitik, Expertisen zur umweltpolitischen Neuorientierung, Tübingen.

*Stephan,* G. / *Ahlheim,* M. (1996): „Ökonomische Ökologie", Springer-Verlag, Berlin u. a.

*Vartia,* Y. O. (1983): „Efficient methods of measuring welfare change and compensated income in terms of ordinary demand functions", Econometrica 51, S. 79 – 98.

*Willig,* R. D. (1976): „Consumer's surplus without apology", American Economic Review 66, S. 589 – 597.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

# Internationaler Umweltschutz als Globales Öffentliches Gut

Von *Wolfgang Buchholz,* Regensburg*

## A. Einleitung

Es ist mittlerweile mehr als 30 Jahre her, dass der Schutz der Umwelt und der natürlichen Lebensgrundlagen seinen festen Platz auf der politischen Tagesordnung der Industrieländer gefunden hat. Einen Auslöser hierfür lieferte der – mit *„Grenzen des Wachstums"* betitelte – Bericht an den Club of Rome, der gleich nach seinem Erscheinen im Jahre 1972 eine breite Resonanz in den Medien und der Öffentlichkeit fand. Die Botschaft dieser Studie war in erheblichem Maße global orientiert – seinen Verfassern ging es um nichts weniger als darum, die Gefahr eines durch Umweltverschmutzung und Raubbau an natürlichen Ressourcen verursachten Weltuntergangs an die Wand zu malen. Gerade die Drohung mit der ökologisch bedingten Apokalypse dürfte eine wichtige Ursache für die starke Wirkung gewesen sein, die der Bericht an den Club of Rome trotz seiner methodischen Schwächen hatte. Wenn auch mit etwas weniger Dramatik als in den 70er Jahren ist die umweltpolitische Diskussion in Öffentlichkeit und Wissenschaft in der Zwischenzeit wieder zu ihren Ursprüngen zurückgekehrt. Im letzten Jahrzehnt wurde nämlich gerade die *internationale Dimension des Umweltschutzes* zu einem zentralen Thema der Umweltpolitik. Insbesondere der Klimawandel infolge der weltweit zunehmenden Emissionen von Treibhausgasen gilt als gravierendes globales Umweltproblem, das zwar nicht die Existenz der Menschheit als ganze, aber doch die ökonomischen Zukunftsperspektiven der Menschen in vielen Teilen der Welt zu bedrohen scheint.

Für die Volkswirtschaftslehre hat diese neuerliche *„Globalisierung des Umweltproblems"* zur Konsequenz gehabt, dass ein finanzwissenschaftliches Konzept, dessen Bedeutung zuvor eher auf theoretischer Ebene gesehen worden war, Eingang auch in populärwissenschaftliche Darstellungen und sogar in die Alltags-

* Den Teilnehmern der Tagung des Finanzwissenschaftlichen Ausschusses in Klagenfurt möchte ich für die anregenden Diskussionsbeiträge danken. Besonderer Dank gilt Wolfgang Peters für seine hilfreiche Kritik und Bernd Genser für seine Anregungen. Rolf Caesar hat mir einen wichtigen Literaturtitel genannt. Meinem Mitarbeiter Julian Doenecke danke ich für die Durchsicht des Manuskripts, Frau Christine Litzel für die mühsame Arbeit bei der Fertigstellung des Manuskripts.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

sprache gefunden hat.[1] So ist es mittlerweile üblich geworden, im Klimaschutz auf internationalen Ebene die Bereitstellung eines *globalen öffentlichen Gutes* zu sehen. Schon durch die Verwendung des Begriffs des öffentlichen Gutes signalisiert man eine zentrale politische Botschaft: Da ganz generell die Bereitstellung eines öffentlichen Gutes auf effizientem Niveau kooperatives Handeln zwischen den Beteiligten nötig macht, ist internationale Zusammenarbeit in weltweitem Maßstab gefordert, wenn man durch einen verbesserten Klimaschutz die Unterversorgung mit diesem internationalen öffentlichen Gut beheben und damit eine Wohlfahrtssteigerung für die Bewohner der Erde erreichen will.

Gleichzeitig deuten sich in der Rede von „globalen öffentlichen Gütern" aber auch die Schwierigkeiten an, mit denen zu rechnen ist, wenn man der globalen Verantwortung für die Erhaltung einer intakten Umwelt durch zwischenstaatliche Kooperation zu entsprechen versucht. Souveränen Nationalstaaten steht es zunächst einmal frei, ob sie einen Beitrag zu einem internationalen öffentlichen Gut leisten wollen oder nicht. Das Problem der Versorgung mit globalen öffentlichen Gütern führt deshalb ganz automatisch in die theoretische Welt der *freiwilligen Bereitstellung öffentlicher Güter.* Ohne unmittelbaren Bezug zu internationalen Umweltgütern hat sich dieser Zweig der ökonomischen Theorie seit Mitte der 80er Jahre des letzten Jahrhunderts rasch entwickelt.[2] Vor dem Hintergrund der empirischen Entwicklungen verwundert es allerdings nicht, dass mittlerweile internationale öffentliche Umweltgüter als wichtiges empirisches Anwendungsgebiet der Theorie der privaten Bereitstellung öffentlicher Güter gelten.[3]

Im ersten Hauptteil dieser Arbeit (B: *Theoretische Einsichten*) werden zentrale Resultate aus der Theorie öffentlicher Güter vorgestellt, die für das Verständnis globaler Umweltprobleme von besonderer Bedeutung sein dürften. Im zweiten Hauptteil (C: *Wirtschaftspolitische Implikationen*) sollen diese Resultate dann in einem breiteren, empirisch bezogenen Rahmen diskutiert werden. Es wird dabei erörtert, inwieweit die Ideen, die sich mit den theoretischen Grundeinsichten verbinden, als Leitlinie für wirtschaftspolitische Aussagen und Empfehlungen im Zusammenhang mit den Problemen des internationalen Umweltschutzes dienen können.

---

1 Vgl. etwa Deutscher Bundestag (2001, S. 106) mit Bezugnahme auf *Kaul/Grunberg/Stern* (1999).

2 Die Grundlagenarbeiten aus dieser Zeit sind *Cornes/Sandler* (1985) sowie *Bergstrom/Blume/Varian* (1986). Ein interessanter Vorläufer zu dieser Literatur stellt die bemerkenswerterweise schon auf den Zusammenhang zwischen öffentlichen Gütern und internationalen Umweltproblemen bezogene Arbeit von *Arnold* (1984) dar.

3 Ein anderes wichtiges Anwendungsgebiet bildeten militärische Allianzen. Vgl. etwa *Sandler/Hartley* (1995, 2001).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

## B. Theoretische Einsichten

Die neuere theoretische Literatur zu öffentlichen Gütern ist sehr umfangreich. Ich beschränke mich deshalb auf die Darstellung von drei Einzelthemen, denen bei der Erörterung globaler Umweltproblemen eine herausragende Rolle zugewiesen wird.

### I. Stabilität der internationalen Kooperation

In der theoretischen Literatur zu internationalen Umweltabkommen wird dieses Thema sehr breit diskutiert, weil aus der Sicht der Ökonomie hier ein entscheidender Engpass für die Erreichung Pareto-optimaler Lösungen gesehen wird. Da (erstaunlicherweise) in der Literatur die Stabilitätsproblematik nicht innerhalb des Standard-Modells der privaten Bereitstellung öffentlicher Güter erörtert wird, soll ein Schwerpunkt meiner Ausführungen darin bestehen, diese Lücke zu schließen.

### II. Matching-Mechanismen

In der Literatur wurde mehrfach vorgeschlagen, das Unterversorgungsproblem bei öffentlichen Gütern durch Subventions(Matching)Mechanismen zu lösen. Eine Anwendung dieses Ansatzes auf die Klimaschutzproblematik wurde explizit empfohlen. Meine Ausführungen hierzu sollen zeigen, dass die Einsatzmöglichkeiten solcher Verfahren begrenzt sind. Die hierfür letzten Endes verantwortliche Ursache (Existenz innerer Matching-Gleichgewichte) geht meines Erachtens aus der bisherigen Literatur nicht eindeutig hervor.

### III. Unkonditionale Transfers

Die allgemeine Einsicht, dass nicht an eine Gegenleistung gebundene Einkommensübertragungen auch den Nutzen des Gebers erhöhen können, ist auch für die Theorie der privaten Bereitstellung öffentlicher Güter von Bedeutung. Speziell im Zusammenhang mit globalen öffentlichen Gütern liefert die Möglichkeit Pareto-verbessernder Transfers ein neues effizienzorientiertes Argument für Entwicklungshilfe. Es soll hier beschrieben werden, worauf bei öffentlichen Gütern solche Pareto-Verbesserungen durch Transfers zurückgeführt werden können und inwieweit monetäre Transfers und direkte Beiträge zum globalen öffentlichen Gut in allokativer Hinsicht gleichwertig sind.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

## I. Stabilität der internationalen Kooperation

### *1. Das Grundproblem*

Nach herkömmlichem Verständnis erfordert die optimale Bereitstellung eines öffentlichen Gutes die Existenz einer zentralen Zwangsgewalt. Die beteiligten Agenten vernachlässigen bei rein freiwilligem Handeln ja die positiven externen Effekte, die sie durch die Bereitstellung des öffentlichen Gutes auf die anderen ausüben. Deswegen werden sie von sich aus zu wenig vom öffentlichen Gut bereitstellen wollen. In einer solchen *Sozialen-Dilemma-Situation* (vgl. im umweltpolitischen Kontext etwa *Weimann* (1995)) besteht eine Kluft zwischen kollektiver und individueller Rationalität. Jeder Nutznießer des öffentlichen Gutes wünscht zwar, dass das öffentliche Gut verfügbar ist, möchte sich aber selber um einen eigenen Beitrag drücken. Durch das individuell rationale Streben nach einer Freifahrerposition ist bei einer freiwilligen Bereitstellung (im Cournot-Nash-Gleichgewicht) mit einer *Unterversorgung* beim öffentlichen Gut zu rechnen.[4] Der Staat, der Zwangsbeiträge zur Finanzierung eines öffentlichen Gutes eintreibt oder aber den Individuen durch Steuern und Subventionen Anreize zur vermehrten eigenen Bereitstellung des öffentlichen Gutes setzt, hilft den Individuen aus dieser für sie wenig vorteilhaften Situation und sorgt durch Ausübung von Macht erst für die Durchsetzung ihrer Interessen. Dieser Gedanke bildet den *Kern der Staatsvertragstheorien,* welche die Existenz einer Staatsgewalt aus dem Eigennutzstreben der Bürger rechtfertigen. Als Begründung für Staatseingriffe beim zentralen Typ des „Marktversagens" hat er Eingang in die Ökonomie und insbesondere in die finanzwissenschaftliche Allokationstheorie gefunden.[5]

Aus dieser Perspektive besteht das Grundproblem bei der Bereitstellung internationaler Umweltgüter darin, dass es auf internationaler Ebene keine souveränen überstaatlichen Institutionen gibt, welche die Einzelstaaten zu kollektiv rationalem Verhalten zwingen können. Es steht den einzelnen Staaten frei zu entscheiden, ob sie an Vertragsgemeinschaften zur Verbesserung der globalen Umweltsituation teilnehmen wollen oder nicht. Sie können solche „Koalitionen" nach einiger Zeit auch wieder verlassen – und wenn sie sich nicht and die Vertragsvereinbarungen halten, sind Sanktionen zumindest nicht auf die gleiche einfache Weise möglich wie bei Regelverletzungen innerhalb eines Staates. Damit stellt sich die Frage, wodurch bei Fehlen einer „Weltregierung" ein kooperatives Handeln der Einzelstaaten zur Bereitstellung internationaler (globaler) Umweltgüter überhaupt zustande kommen kann. Wovon hängt der Erfolg einer solchen internationalen Kooperation ab, was macht sie „stabil"?

Die Erörterung des Stabilitätsproblems war ein Hauptthema der internationalen Umweltökonomie in den vergangenen zehn Jahren.[6] Bei seiner Behandlung hat sie

---

4 Vgl. hierzu Standardtexte wie *Cornes/Sandler* (1996) oder *Myles* (1997).

5 Vgl. hierzu den historischen Abriss bei *Musgrave* (1969a, S. 53–63).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

sich mehr oder weniger komplizierter spieltheoretischer Methoden bedient. Ziel dieses Kapitels ist es zunächst, einen leicht zugänglichen Einblick in die diesen Ansätzen zugrundliegenden Ideen zu geben.[7] Gleichzeitig sollen in der Diskussion um die Stabilität der internationalen Zusammenarbeit im Umweltbereich einige neue Akzente aus der Perspektive der herkömmlichen Theorie öffentlicher Güter gesetzt werden. Die Gliederung der folgenden Abschnitte orientiert sich dabei an der Struktur des Kooperationsspiels, von der bei der theoretischen Analyse jeweils ausgegangen wird.

## 2. *Einstufige Spiele*

Mit $n$ bezeichnen wir die Zahl der Länder, die gemeinsam ein internationales öffentliches Umweltgut konsumieren. Um die Argumentation so einfach wie möglich zu halten, nehmen wir in diesem Abschnitt an, dass alle $n$ Länder völlig identisch sind. Jedes Land hat die gleiche Nutzenfunktion $u(x_i, G)$, wobei $x_i$ den privaten Konsum in Land $i$ und $G$ die Bereitstellungsmenge des globalen Umweltgutes bezeichnet. Wenn man unterstellt, die Bevölkerungszahl in allen Ländern sei gleich, kann man $u$ auch als Nutzenfunktion eines repräsentativen Individuums ansehen. Eine technische Forderung an die Nutzenfunktion soll wie üblich sein, dass sie zweimal partiell stetig differenzierbar, monoton wachsend in beiden Variablen und quasi-konkav ist. Ferner wird davon ausgegangen, dass sowohl das private als auch das öffentliche Gut non-inferior („normal") sind. Die Grenzrate der Transformation zwischen dem privaten und dem öffentlichen Gut sei konstant und für alle Länder gleich. Sie kann deshalb auf eins normiert werden. Die Anfangsausstattung mit dem privaten Gut, über die jedes Land in gleicher Höhe verfügt, sei $y$.

Wenn $k \leq n$ Länder kooperieren und eine Koalition zur Verbesserung der globalen Umweltqualität bilden, realisieren sie die symmetrische Optimallösung für ihre Gruppe, in der sie die Kosten des Beitrags der Koalition gleichmäßig untereinander aufteilen. Bei dieser Entscheidung über die Höhe des Koalitionsbeitrags geht die Koalition – im Sinne der Cournot-Nash-Verhaltenshypothese – davon aus, dass die Beiträge der nicht an der Koalition beteiligten Außenseiter gegeben sind. Die Außenseiter ihrerseits passen sich individuell in der für sie optimalen Weise an den Beitrag der Koalition an.

Mit $g^C(k)$ bezeichnen wir den Beitrag eines einzelnen Koalitionsmitgliedes, mit $g^D(k)$ den Beitrag eines Außenseiters bzw. *„Abweichlers" („Defector"),* den dieser im Cournot-Nash-Gleichgewicht mit partieller Kooperation der $k$ Koalitionsmitglieder wählt. Formal bestimmen sich diese Gleichgewichtswerte $g^C(k)$ und $g^D(k)$ wie folgt:

---

[6] Die mittlerweile fast klassischen Arbeiten zu diesem Thema sind *Carraro/Siniscalco* (1993) und *Barrett* (1994). Vgl. auch die Darstellung bei *Endres* (2000).

[7] Vgl. die allgemeinen Übersichten zur spieltheoretischen Behandlung internationaler Umweltprobleme bei *Althammer* (1998), *Finus* (1997, 2001) und *Schmidt* (2000).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

- $g^C(k)$ ist derjenige Wert von $g$, welcher $u\big(y - g, kg + (n-k)g^D(k)\big)$ maximiert.
- $g^D(k)$ ist derjenige Wert von $g$, welcher $u\big(y - g, kg^C(k) + (n-k-1)\, g^D(k) + g\big)$ maximiert.

Wenn $k = n$ ist, die Kooperation also umfassend ist und zur „Grand Coalition" führt, ist die zweite Bedingung natürlich leer.

Mitglieder der Koalition und Außenseiter wählen im Gleichgewicht also ihre wechselseitig optimalen Antworten, wobei kooperatives, auf die Maximierung des (gruppenspezifischen) Gesamtnutzens abzielendes Handeln nur innerhalb der Koalition erfolgt.

Eine Koalition aus $k$ Ländern gilt als *stabil,* wenn keines der Länder einen Anreiz hat, die Koalition zu verlassen und eine Außenseiterposition einzunehmen.[8] Würde man davon ausgehen, dass die Beiträge der in der Koalition verbleibenden Länder festliegen, wäre unabhängig von ihrer Größe *jede* Koalition instabil. Dies liegt daran, dass sich in diesem wenig plausiblen Fall die Bereitstellungsmenge des öffentlichen Gutes genau um denselben Betrag vermindert, um den sich der individuelle Beitrag des Aussteigers reduziert. Auf die detailliertere theoretische Begründung dieses Sachverhalts wollen wir hier aber verzichten.

Realistischer ist der in der Literatur vorwiegend behandelte Fall, in dem sich sowohl die verbleibenden Koalitionsmitglieder als auch alle Außenseiter an den Rollenwechsel eines einzelnen Abweichlers optimal anpassen.[9] Eine Koalition mit $k$ Teilnehmern ist unter dieser Annahme genau dann stabil, wenn die Ungleichung

$$u\big(y - g^C(k), kg^C(k) + (n-k)g^D(k)\big) \geq$$
$$u\big(y - g^D(k-1), (k-1)g^C(k-1) + (n-k+1)g^D(k-1)\big)\ ,$$

gilt. Der Nutzen eines Insiders bei einem Koalitionsumfang von $k$ muss also über dem Nutzen eines Outsiders bei reduzierter Koalitionsgröße $k-1$ liegen. Andernfalls ist die Koalition instabil.

In dieser Variante des einstufigen (*one-shot*) Bereitstellungsspiels wird üblicherweise in der Größe der Koalition $k$ der zentrale Bestimmungsfaktor für die Stabili-

---

[8] Diese Stabilitätsbedingung stammt aus der Oligopoltheorie. Vgl. etwa *d'Aspremont* et al. (1983). Genau genommen müsste man neben dieser *internen* Stabilität noch *externe* Stabilität fordern, d. h. kein Außenseiter darf den Anreiz haben, einer Koalition beizutreten. Für die hier behandelte Fragestellung erscheint dieses weitere Stabilitätskriterium von nachrangigem Interesse.

[9] *Finus* (2001, S. 220 ff.) kennzeichnet die Koalitionsmodelle, die sich dieser Verhaltensannahme bedienen, als *„Conjectural Variation Models"*, um deutlich zu machen, dass ein „Abweichler" von bestimmten Anpassungen der in der Koalition verbleibenden Staaten ausgeht. Vgl. zu einer alternativen Modellgestaltung etwa *Chander / Tulkens* (1995). Ein neuartiger Ansatz zur Bestimmung gleichgewichtiger Koalitionsstrukturen findet sich bei *Ray / Vohra* (2001).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

tät von Koalitionen gesehen: Große Koalitionen gelten in aller Regel als instabil, allenfalls bei kleinen Koalitionen kann mit Stabilität gerechnet werden.[10] Dass dieses *„Basistheorem der Theorie stabiler Koalitionen"* (vgl. bereits *Olson* (1965)) in der Tat gilt und worauf es im Einzelnen zurückgeführt werden kann, soll jetzt für den Fall erläutert werden, in dem ein Aussteiger nach dem Verlassen der Koalition keinen Anreiz mehr hat, einen positiven Beitrag zum öffentlichen Gut zu leisten.[11] Es soll also $g^D(k-1) = 0$ gelten. Wir wollen uns zunächst klar machen, dass diese Annahme eher bei großen als bei kleinen Koalitionen erfüllt ist.

Zu diesem Zweck bestimmen wir diejenige Menge des öffentlichen Gutes $\hat{G}$, bei der (bei gegebener Nutzenfunktion) die Grenzrate der Substitution zwischen dem öffentlichen und dem privaten Gut in $(y, \hat{G})$ gerade eins beträgt. Der Einkommensexpansionspfad $e_1(G)$ (zur Grenzrate der Substitution von eins) schneidet also bei $\hat{G}$ die Parallele zur $G$-Achse im Abstand $y$, d. h. es gilt $e_1(\hat{G}) = y$ (vgl. Abbildung 1).

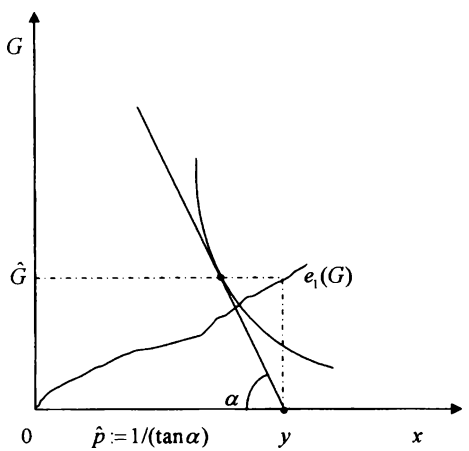


Abbildung 1

Wir ermitteln dann denjenigen Preis $\hat{p}$ für das öffentliche Gut, bei dem ein einzelnes Land als Preisnehmer gerade $\hat{G}$ nachfragen würde. (Die Existenz eines solchen Schwellenpreises folgt aus einem Stetigkeitsargument: Indem man an die Indifferenzkurve durch $(y, \hat{G})$ die durch $(y, 0)$ verlaufende Tangente legt, lässt sich

[10] So stellt *Endres* (2000, S. 241) fest, dass die theoretischen Analysen aus der Literatur „den Schluss nahe legen, dass die Bildung stabiler Koalitionen äußerst schwierig ist, wenn diese mehr als eine geringe Teilnehmerzahl umfassen sollen". Der Standardverweis in diesem Zusammenhang ist *Barrett* (1994).

[11] Zur folgenden Analyse des Stabilitätsproblems im Rahmen des üblichen Öffentlichen-Guts-Modells vgl. auch *Buchholz/Peters* (2002).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

ein Öffentlicher-Guts-Preis finden, bei dem die Nachfrage nach dem öffentlichen Gut *höher* als $\hat{G}$ ist, während bei einem hohen Preis von $G$ die Nachfrage nach dem Öffentlichen Gut auf alle Fälle unter $\hat{G}$ liegt.) Wenn die Zahl der Koalitionsmitglieder dann größer als $1/\hat{p}$ ist, hat ein Außenseiter keinen Anreiz mehr, einen positiven Beitrag zum öffentlichen Gut zu leisten. Die Bereitstellungsmenge des öffentlichen Guts ist dann allein durch die Beiträge der anderen größer als $\hat{G}$. Ein Außenseiter, der überhaupt nichts zum öffentlichen Gut beiträgt, erreicht dann eine oberhalb des Expansionspfads $e_1(G)$ gelegene Position. Weil dort wegen der angenommenen Non-Inferiorität die Grenzrate der Substitution zwischen dem öffentlichen und dem privaten Gut aber kleiner als eins ist, kann er sich von dort aus durch einen eigenen positiven Beitrag zum öffentlichen Gut nicht verbessern. In der Rolle eines kompletten Freifahrers befindet sich ein Außenseiter also in der Tat in einer individuellen Gleichgewichtsposition.

Die kleinste Koalitionsgröße, für die ein Außenseiter den Anreiz zu einem positiven Beitrag verliert, wird $\hat{k}$ genannt. Wir gehen jetzt davon aus, dass der Beitrag eines einzelnen Koalitionsmitgliedes zum öffentlichen Gut fällt, wenn $k$ steigt. Es lässt sich dann anhand von Abbildung 1 zeigen, dass jede Koalition, die aus mindestens $k \geq \hat{k} + 1$ Ländern besteht, nicht stabil sein kann.

Befindet sich ein Land $i$ in der Koalition mit $k$ Mitgliedern, wird seine Position im $x_i - G$ -Diagramm durch den Punkt $A = \left(y - g^C(k), kg^C(k)\right)$ beschrieben (vgl. Abbildung 2).

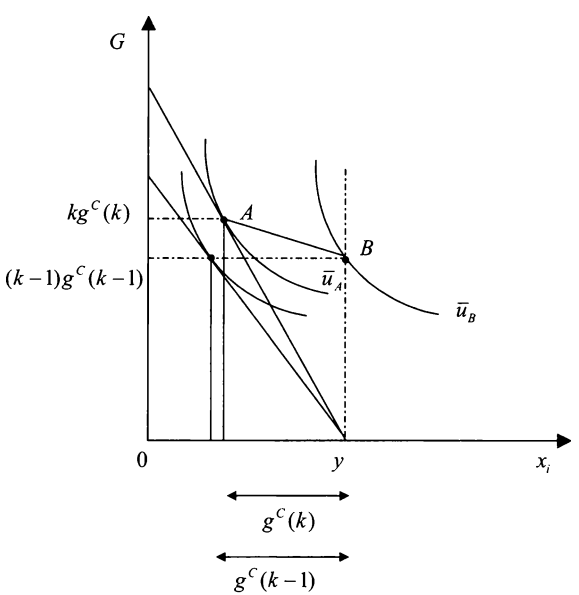


Abbildung 2

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Verlässt dieses Land $i$ die Koalition, erreicht es die Position $B = \big(y, (k-1)g^C(k-1)\big)$. Der Anstieg der Geraden, die $A$ und $B$ verbindet, beträgt

$$-\frac{kg^C(k) - (k-1)g^C(k-1)}{g^C(k)} = -(k - (k-1)\frac{g^C(k-1)}{g^C(k)}) \ .$$

Weil annahmegemäß $g^C(k-1) \geq g^C(k)$ und somit $g^C(k-1)/g^C(k) \geq 1$ gilt, ist der Anstieg der Verbindungsgeraden von $A$ und $B$ *größer* als $-1$ (bzw. betragsmäßig kleiner als 1). Wegen $k \geq \hat{k} + 1$ liegt $B$ oberhalb des Punktes $(y, \hat{G})$. Deshalb (und aufgrund der unterstellten Non-Inferiorität) ist der Anstieg der Indifferenzkurve durch $B$ in diesem Punkt *kleiner* als $-1$. Wegen der Konvexität von Indifferenzkurven befindet sich $A$ dann unterhalb der Indifferenzkurve durch $B$. Land $i$ profitiert also durch den Austritt aus der Koalition. Das „Basistheorem" wird dadurch auf eine sehr einfache Weise bestätigt.

Zu prüfen bleibt, ob die dieser Feststellung zugrundeliegende Voraussetzung $g^C(k-1) \geq g^C(k)$, d. h. mit zunehmender Koalitionsgröße abnehmende Öffentliche-Guts-Beiträge der einzelnen Koalitionsmitglieder, aus ökonomischer Sicht überhaupt sinnvoll ist. Eine Rechtfertigung dieser Annahme ergibt sich aber leicht aus den folgenden beiden Interpretationen, die sich für diese Bedingung anführen lassen:

- Zum einen kann man diese Bedingung als Ausdruck eines *Offsetting-Verhaltens* der in der Koalition verbliebenen Länder ansehen. Wenn ein Land aus der Koalition austritt und seinen Beitrag zum öffentlichen Gut auf null reduziert, reagieren die verbleibenden Mitglieder mit einer Erhöhung ihrer individuellen Beiträge. Umgekehrt würden dann die bisherigen Koalitionsmitglieder ihre Beiträge senken, wenn ein neues Land der Koalition beitritt. Dies erscheint nicht unplausibel, wenn man von der Vorstellung ausgeht, dass eine Koalition auch deswegen daran interessiert ist, neue Mitglieder zu finden, weil diese ihnen einen Teil der Lasten bei der Bereitstellung des internationalen Umweltgutes abnehmen. Der Beitritt eines neuen Mitgliedes hat dann für die Mitglieder der alten Koalition einen doppelten Vorteil, weil er nicht nur zur Verbesserung der Umweltqualität führt, sondern ihnen auch die Erhöhung des privaten Konsums erlaubt.
- Zum anderen kann man diese Bedingung auch nachfragetheoretisch erklären. Ein solcher Begründungsansatz dürfte zudem weniger dem Vorwurf der ad-hoc-Argumentation ausgesetzt sein als der zunächst präsentierte. Dass die Beiträge eines Landes zum öffentlichen Gut mit sinkender Zahl der Teilnehmer an einer Koalition steigen, ergibt sich, wenn das private und das öffentliche Gut in der üblichen Definition der Haushaltstheorie zueinander *komplementär* sind. Das Ausscheiden eines Landes aus einer Koalition mit $k$ Mitgliedern entspricht ja einem Anstieg des Öffentlichen-Guts-Preises von $1/k$ auf $1/(k-1)$. Zumindest wird bei der üblichen Beschreibung von Preisabsatzfunktionen (*Offer-Curves)* implizit davon ausgegangen, dass Komplementarität den wahrscheinlicheren Fall darstellt, wenn im Ausgangszustand der Preis des betreffenden Gutes be-



DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

reits niedrig, d. h. hier die Mitgliederzahl der Koalition hoch ist. (Vgl. z. B. *Pindyck/Rubinfeld* (2001)) Die bereitgestellte Menge des öffentlichen Gutes ist dann relativ groß. Die zumeist angenommene Gestalt von Offer Curves in Form eines nach rechts umgeklappten U's lässt sich auch als Ausdruck einer zunehmenden Sättigung bei dem Gut begreifen, dessen Preis immer kleiner wird. Es kann gezeigt werden (vgl. *Buchholz/Peters* (2002)), dass die Existenz eines Sättigungsniveaus beim öffentlichen Gut Komplementarität bei Koalitionen mit hoher Teilnehmerzahl impliziert. Gerade bei Umweltgütern ist vielfach mit der Existenz eines solchen Sättigungsniveaus zu rechnen. Und zwar wird dieses erreicht, wenn die Gesamtemissionen auf ein Niveau gesunken sind, das mit der regenerativen Kapazität des jeweiligen Umweltmediums vereinbar ist.

### *3. Wiederholte Spiele*

In der Realität stellen Kooperationsspiele mit lediglich einer Spielrunde, wie wir sie unserer bisherigen Stabilitätsanalyse zugrundegelegen haben, eher die Ausnahme dar. In der Regel erstrecken sich kooperative Beziehungen insbesondere zwischen Staaten über längere Zeit, was den Beteiligten zusätzliche Strategiemöglichkeiten eröffnet. Dadurch können die Chancen für eine stabile Kooperation steigen. Die (mittlerweile wohlbekannte) spieltheoretische Grundidee ist, dass bei wiederholten Spielen die Option besteht, einen „Abweichler" in den auf seine Vertragsverletzung folgenden Spielrunden zu bestrafen. Innerhalb des betrachteten Kooperationszusammenhangs erfolgt die Bestrafung dadurch, dass die anderen Staaten ihre kooperativen Bemühungen einschränken und im konkreten Fall ihre umweltverbessernden Maßnahmen unter das ursprünglich geplante und vertraglich vereinbarte Niveau zurückfahren. Das Land, das aus der Koalition ausschert, erleidet durch die auf längerfristige Sicht somit verminderte Umweltqualität einen Schaden, den es mit dem kurzfristigen Vorteil der Vertragsverletzung vergleicht. Ist dieser Vorteil kleiner als der durch die Bestrafung entstehende Nachteil, hat ein Land keinen Anreiz zum Vertragsbruch – und die Kooperation stabilisiert sich durch die wechselseitige Drohung mit Vergeltungsmaßnahmen von selbst.

Wie ein solcher Drohmechanismus im Rahmen des Öffentlichen-Guts-Modells funktionieren kann, soll jetzt gezeigt werden.[12] Im Anschluss an eine neuere Arbeit von *Pecorino* (1999) betrachten wir dabei von vornherein den allgemeineren Fall mit einer beliebigen Anzahl $n$ identischer Länder, die durch die gleichen Annahmen wie im Einperioden-Fall charakterisiert sein sollen. Wir wollen jetzt prüfen, welchen Einfluss die Zahl der beteiligten Länder im Falle wiederholter Spiele auf die Stabilität der Kooperation hat.

Damit durch Spielwiederholungen eine effiziente Kooperation durchgesetzt werden kann, muss davon ausgegangen werden, dass es potenziell unendlich viele

[12] Vgl. zur Darstellung wiederholter Spiele etwa *Holler/Illing* (1996) und in der Anwendung auf internationale Umweltprobleme *Althammer* (1998).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Spielrunden gibt. Diese Annahme erscheint restriktiver als sie in Wirklichkeit ist. Wichtig ist nämlich nur, dass es keine von vornherein eindeutig bestimmte finale Spielrunde gibt, sondern dass in jeder Runde noch eine positive Chance zur Fortsetzung des Spiels besteht.

In einer feststehenden und allen bekannten letzten Runde gibt es in dem hier betrachteten Rahmen ja keine Möglichkeit, Anreize zur Kooperation zu schaffen, da die Möglichkeit zu einer späteren Bestrafung entfällt. Wenn somit das Ergebnis in der letzten Runde (eben allseitige Nicht-Kooperation) eindeutig feststeht, bestehen auch für Handlungen in der vorletzten Periode keine Sanktionsmöglichkeiten mehr. Setzt man diese Überlegung fort und wendet man sie auf immer frühere Perioden an, kommt man durch *Rückwärtsinduktion* schließlich zum Ergebnis, dass der Bestrafungsmechanismus in jeder der endlich vielen Perioden ins Leere läuft und somit eine Stabilisierung der Kooperation durch Androhung zukünftigen nicht-kooperativen Verhaltens nicht erreicht werden kann.

Aus der Perspektive einer bestimmten Periode $T$ werden Kosten und Nutzen in der darauffolgenden Periode $T+1$ auf das $\delta$-fache des eigentlichen Wertes abgewertet. Man kann diesen *Diskontfaktor* $\delta$ auch als Wahrscheinlichkeit dafür interpretieren, dass das Spiel fortgesetzt wird und das Kooperationsspiel in Periode $T+1$ tatsächlich stattfindet.

Für die Darstellung des wiederholten Bereitstellungsspiels sind die folgenden schon aus dem einstufigen Spiel bekannten Nutzenwerte von Bedeutung, für die wir jetzt aber kardinale und nicht bloß ordinale Vergleichbarkeit annehmen müssen:

- der Nutzen $u^C(n)$, den ein vertragstreues Individuum erzielt, wenn alle $n$ Länder kooperieren.
- der Nutzen $u^D(n)$, den ein abweichendes Land erzielt, das sich aus einer Koalition von $n$ Ländern zurückzieht und dann gegenüber der verbleibenden Koalition von $n-1$ Individuen eine Freifahrerposition einnimmt.
- der Nutzen $u^N(n)$ bei allseitiger Nicht-Kooperation aller $n$ Länder, d. h. im Cournot-Nash-Gleichgewicht.

Anders als im letzten Abschnitt wird (bei variierendem $n$) nur nach der Stabilität der großen Koalition gefragt, an der alle jeweils vorhandenen Länder beteiligt sind. Wir gehen jetzt davon aus, dass diese „*Grand Coalition*" im Rahmen des einstufigen Spiels nicht stabil ist. Diesen Fall hatten wir ja im vorherigen Abschnitt zumindest für größere Gruppen als den typischen erkannt – und nur für diesen Fall stellt sich überhaupt das Problem der Stabilisierung der Kooperation durch Drohung mit Beendigung der Kooperation bei Spielwiederholung. Es herrscht dann die Konstellation

$$u^D(n) > u^C(n) > u^N(n) \ .$$

Ein Land, das sich überlegt, ob sich in einer bestimmten Periode nicht-kooperatives Verhalten lohnt, wird das folgende Kalkül anstellen. Es vergleicht den bei



DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

fortschreitender Kooperation erreichbaren Barwert zukünftiger Nutzen $\sum_{t=0}^{\infty} \delta^t u^C(n)$ mit dem Nutzen bei Nicht-Kooperation, der sich aus zwei Bestandteilen zusammensetzt:

- dem einmalig erzielbaren Freifahrer-Nutzen $u^D(n)$
- dem Barwert der Nutzen, die sich bei Bestrafung durch die anderen in den Folgeperioden für den Defektor noch erreichen lassen. Häufig (so auch bei *Pecorino* (1999)) wird hier die extreme Annahme getroffen, dass die anderen Länder die einmalige Abweichung eines einzelnen Landes dadurch beantworten, dass sie für alle Ewigkeit die Kooperation einstellen. In diesem extremen Fall kommt die *„Grim Strategy"* als Vergeltungsstrategie zur Anwendung. Der Abweichler wird sich an das in alle Folgeperioden nicht-kooperative Verhalten der anderen optimal anpassen, so dass er in jeder dieser Perioden den Cournot-Nash-Nutzen $u^N(n)$ realisieren wird.

Der aggregierte Nutzen, den ein Land bei Vertragsverletzung in der Periode 1 erreicht, berechnet sich somit als $u^D(n) + \sum_{t=1}^{\infty} \delta^t u^N(n)$ .

Die Vergeltungsstrategie macht freiwillige Kooperation aller beteiligten Länder individuell rational und führt damit zum Erfolg, wenn der Gesamtnutzen bei fortdauernder Kooperation den bei Vertragsverletzung erzielten Gesamtnutzen übersteigt. Formal führt dies zur Bedingung

$$\sum_{t=0}^{\infty} \delta^t u^C(n) > u^D(n) + \sum_{t=1}^{\infty} \delta^t u^N(n)$$

bzw.

$$\frac{1}{1-\delta} u^C(n) > u^D(n) + \frac{\delta}{1-\delta} u^N(n)$$

Diese Bedingung ist umso eher erfüllt, je größer der Diskontfaktor $\delta$ ist, denn in diesem Falle fällt ja die Nutzeneinbuße durch die Bestrafung stärker ins Gewicht. Es gibt einen kritischen Wert $\delta^*(n)$, so dass sich für alle $\delta > \delta^*(n)$ die Kooperation selbst stabilisiert. Dieser kritische Wert errechnet sich als

$$\delta^*(n) = \frac{u^D(n) - u^C(n)}{u^D(n) - u^N(n)} < 1 \tag{1}$$

Im Rahmen der Theorie wiederholter Spiele ist umso eher mit Koalitions-Stabilität zu rechnen, je *kleiner* $\delta^*(n)$ ist. Die Frage nach dem Einfluss der Koalitionsgröße auf Stabilität lässt sich dann dadurch klären, dass man den Einfluss der Länderzahl $n$ auf die Höhe des kritischen Wertes $\delta^*(n)$ prüft.

Vor dem Hintergrund des „Basistheorems" im Falle einstufiger Spiele mag es erstaunen, dass ein steigendes $n$ zu einem niedrigeren Wert von $\delta^*(n)$ führen kann.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Dies erweist sich sogar als der wahrscheinlichste Fall. Es ist sogar $\lim_{n\to\infty} \delta^*(n) = 0$ möglich. Woran dies im einzelnen liegt, wird jetzt erörtert.

Nach *Andreoni* (1988) strebt der Cournot-Nash-Nutzen $u^N(n)$ gegen einen endlichen Wert $\bar{u}^N$, wenn $n$ gegen unendlich geht. Geht gleichzeitig der kooperative Nutzen $u^C(n)$ gegen unendlich und bleibt der Abweichungsvorteil $u^D(n) - u^C(n)$ für alle $n$ nach oben beschränkt, so ergibt sich wegen $u^D(n) > u^C(n)$ aus (1) in der Tat $\lim_{n\to\infty} \delta^*(n) = 0$.

Der Abweichungsvorteil lässt sich wie folgt nach oben abschätzen, wobei $G^C(k)$ das Bereitstellungsniveau des öffentlichen Gutes bezeichnet, wenn genau $k \leq n$ Länder kooperieren und $u_1 = \partial u/\partial x$ für die partielle Ableitung der Nutzenfunktion $u$ nach dem privaten Konsum steht.

$$\begin{aligned} u^D(n) - u^C(n) &= u\big(y, G^C(n-1)\big) - u\left(y - \frac{G^C(n)}{n}, G^C(n)\right) \\ &\leq u\big(y, G^C(n)\big) - u\left(y - \frac{G^C(n)}{n}, G^C(n)\right) \\ &\leq u_1\left(y - \frac{G^C(n)}{n}, G^C(n)\right)\frac{G^C(n)}{n} \\ &\leq u_1\big(\alpha y, G^C(n)\big)\frac{G^C(n)}{n} \end{aligned}$$

Das vorletzte Ungleichheitszeichen gilt, weil $u(x, G^C(u))$ eine konkave Funktion von $x$ ist. Für eine geeignet gewählte Konstante $\alpha < 1$ ergibt sich die letzte Ungleichung, wenn man wie im vorhergehenden Abschnitt unterstellt, dass der individuelle Beitrag $g^C(n) = G^C(n)/n$ zur kooperativen Lösung mit steigendem $n$ fällt, wenn $n$ hinreichend groß wird. Zu fordern ist darüber hinaus nur, dass der Grenznutzen des privaten Konsums nicht gegen unendlich geht, wenn die Bereitstellungsmenge des öffentlichen Gutes wächst.

Zu $\lim_{n\to\infty} \delta^*(n) = 0$ gelangt man auch, wenn es für das globale Umweltgut ein Sättigungsniveau $\bar{G}$ gibt. In diesem Falle gilt

$$\lim_{n\to\infty} u^D(n) = \lim_{n\to\infty} u^C(n) = u(y, \bar{G})$$

so dass der Zähler in (1), d. h. dem Ausdruck für $\delta^*(n)$, gegen 0 strebt. Der Nenner hingegen geht gegen $u(y, \bar{G}) - u(y, \hat{G}) > 0$, wobei $\hat{G}$ genauso wie im Abschnitt B.I.2 über einstufige Spiele definiert sein soll.

*Pecorino* (1999, S. 133) zieht aus diesen (bei ihm allerdings auf eine etwas andere Art abgeleiteten Ergebnissen) die Schlussfolgerung, dass bei wiederholten Spielen freiwillige Kooperation gerade in großen Gruppen möglich ist. Die traditionelle Vermutung einer höheren Instabilität bei großen Koalitionen wird auf diese

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Weise erschüttert.[12a] Allerdings räumt *Pecorino* (1999, S. 132) selber ein, dass es „additional complications" geben kann, die eine Kooperation in großen Gruppen doch schwieriger als in kleinen gestalten könnten. Damit meint er neben Informationsproblemen in Bezug auf die Präferenzen vor allem das Problem der *Wiederverhandlungsstabilität:* „The ability to renegotiate an agreement after a defection has taken place may also hamper the implementation of trigger strategies in practice." Was damit genau gemeint ist, soll jetzt erörtert werden.

## *4. Wiederverhandlungsstabile Koalitionen*

Das Problem der Wiederverhandlungsstabilität hat im Zusammenhang mit internationalen Umweltvereinbarungen starke Beachtung gefunden, weil seine Berücksichtigung einen höheren Realitätsbezug der Modellanalyse erwarten lässt. Die Art und Weise, in der bei (unendlich) wiederholten Spielen die Durchsetzung einer optimalen Kooperationslösung erklärt wird, erscheint in vielen Fällen nämlich wenig realistisch. Die „Bestrafung" des Abweichlers kann nämlich für die nach wie vor kooperationswilligen Staaten, die Vergeltungsmaßnahmen ergreifen, mit derart hohen eigenen Nutzeneinbußen verbunden sein, dass daran zu zweifeln ist, ob sie tatsächlich die angedrohte Strafe vollziehen werden. Die Drohung wäre dann (wegen zu großer Selbstschädigung der Bestrafenden) nicht glaubhaft – und die Kooperationslösung könnte auf diese Weise nicht realisiert werden.

An der *Grim Strategy,* die auf der Drohung der dauerhaften Beendigung der Kooperation beruht und die unseren vorherigen Überlegungen zugrunde lag, wird dieses Problem besonders deutlich. Hat ein Land in einer bestimmten Periode seine Vertragspflichten nicht erfüllt, wäre bei rationalen Akteuren viel eher zu erwarten, dass man dem Abweichler eine zweite Chance gibt. Bei unnachsichtiger Strenge und entsprechender konsequenter Anwendung der Grim Strategy würde man sich ansonsten die Möglichkeit zur Realisierung späterer Kooperationsgewinne vollkommen verbauen. Eine Strategie der Vergeltung wäre somit nicht zeitkonsistent. Wenn aus einer größeren Koalition nur wenige Länder (und im Extrem nur ein einziges Land) ausscheren, wird dieses Problem noch verschärft. Die verbleibenden Länder müssten dann streng genommen auch darauf verzichten, untereinander zu kooperieren und die dabei entstehenden beschränkten Kooperationsvorteile zu realisieren.

Mit dem Konzept der *Coalition Proofness* (eben Neu- oder Wiederverhandlungsstabilität) hat die Spieltheorie versucht, die Durchsetzung kooperativer Lösungen mit Hilfe unendlich wiederholter Spiele gegen den Einwand einer möglichen Zeitinkonsistenz von Drohstrategien zu verteidigen.[13] Der Preis für die Schaffung

---

[12a] Ein analoges Resultat ergibt sich auch, wenn die Individuen in den beteiligten Ländern eine Präferenz für eine Gleichverteilung der Endnutzenwerte haben. Vgl. hierzu *Lange/Vogt* (2002).

[13] Vgl. zu diesem Konzept *Bernheim/Ray* (1989) und *Farrell/Maskin* (1989). Anwendungen auf internationale Umweltprobleme finden sich bei *Endres/Finus* (1998), *Finus/*

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

glaubhafter Drohungen besteht aber darin, dass der Effizienzgewinn bei der dann erreichten Lösung sinkt. Insbesondere ist nicht mehr damit zu rechnen, dass eine Pareto-optimale Lösung ein Gleichgewicht des Kooperationsspiels darstellt. Weshalb dies so ist, wollen wir im Rahmen des schon zuvor verwendeten Öffentlichen-Guts-Modells erörtern, bei dem auch jetzt wieder nur nach der Stabilisierung der großen, die Gesamtheit der vorhandenen Länder umfassenden Koalitionen gefragt wird.

Wir betrachten wiederum $n$ identische Länder, die in der gleichen Weise charakterisiert sein sollen wie vorher. Mit $\tilde{g}^C(n)$ oder kurz $\tilde{g}^C$ bezeichnen wir den Beitrag eines einzelnen Landes zum globalen Umweltgut, wenn die wiederverhandlungsstabile Kooperationslösung realisiert wird. Der Nutzen eines einzelnen Landes in diesem Gleichgewicht beträgt

$$\tilde{u}^C = \tilde{u}^C(n) = u(y - \tilde{g}^C, n\tilde{g}^C) \ .$$

Im ursprünglichen Vertrag verpflichtet sich jedes Land, den Betrag $\tilde{g}^C$ zum globalen Umweltgut zu leisten. Wenn ein einzelnes Land in einer bestimmten Periode den Vertrag bricht, entdecken das die anderen und bestrafen den Abweichler kollektiv dadurch, dass jedes dieser Länder anstelle von $\tilde{g}^C$ einen „Bestrafungsbeitrag" zum öffentlichen Gut in Höhe von $\tilde{g}^P$ wählt. Damit die Bestrafung überhaupt wirken kann, muss

$$u(y - g, g + (n-1)\tilde{g}^P) \leq \tilde{u}^C \tag{2}$$

für alle zulässigen Beitragsniveaus $g$ gelten. Ansonsten hätte der Abweichler ja nicht nur einen Vorteil aus seinem (einmaligen) Freifahrerverhalten, sondern würde sich sogar in allen Folgeperioden gegenüber der Kooperationslösung besser stellen, wenn er die Strafe der anderen in Kauf nimmt.

Die Länder, welche die Vergeltungsmaßnahme durchführen, erzielen in der Bestrafungsphase einen Nutzen von $u(y - \tilde{g}^P, g^W + (n-1)\tilde{g}^P)$, wobei $g^W$ den Betrag bezeichnet, den der Vertragsverletzer in dieser Periode leistet. Damit den Ländern der Anreiz genommen wird, eine einmalige Vertragsverletzung einfach zu „übersehen" und danach wieder zum kooperativen „Business as Usual" zurückzukehren, darf dieser Nutzen nicht kleiner als $\tilde{u}^C$ sein. Ansonsten könnte nämlich ein potenzieller Vertragsverletzer antizipieren, dass die anderen ihm (aus purem Eigeninteresse) sofort vergeben und die Kooperation unmittelbar wiederaufnehmen werden. Auch dann würde sich für ihn eine einmalige Vertragsverletzung offensichtlich lohnen. In diesem Falle könnte der Bestrafungsmechanismus von vornherein nicht funktionieren, und alle Länder verblieben in der wenig vorteilhaften nicht-kooperativen Cournot-Nash-Lösung. Deshalb muss dafür gesorgt werden, dass die in der Koalition verbleibenden Länder ein Eigeninteresse an der Bestrafung haben.

---

*Rundshagen* (1998), *Finus* (2001, S. 89–102) sowie bei *Barrett* (2002). Eine Anwendung des Coalition Proofness-Konzepts auf das Standard-Öffentliche-Guts-Modell wird jedoch in keiner dieser Arbeiten vorgenommen.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Ob sich für die Nicht-Abweichler eine Bestrafung lohnt, d. h. ob

$$u(y - \tilde{g}^P, g^W + (n-1)\tilde{g}^P) \geq \tilde{u}^C$$

gilt, hängt offensichtlich vom Handeln des Vertragsverletzers, d. h. von der Wahl des Beitrags $g^W$, ab. Da wir hier nach dem im günstigsten Falle erreichbaren Niveau von $\tilde{g}^C$ suchen, ist zu fragen, unter welchen Bedingungen die Ungleichung (3) am leichtesten erfüllt werden kann. Weil $u(y - \tilde{g}^P, g^W + (n-1)\tilde{g}^P)$ in $g^W$ wächst, sind die günstigsten Voraussetzungen für die Erfüllung von (3) gegeben, wenn $g^W = y$ gilt. Für die Wiederherstellung der Kooperation ist es umso vorteilhafter, wenn der Vertragsverletzer in der Bestrafungsphase möglichst viel guten Willen zeigt. Im Rahmen des Modells besteht die maximal mögliche Wiedergutmachungsleistung darin, dass die *gesamte* Anfangsausstattung $y$ in das öffentliche Gut gesteckt wird. Die Bedingung (3) lautet in diesem Falle

$$(3') \qquad u\big(y - \tilde{g}^P, y + (n-1)\tilde{g}^P\big) \geq \tilde{u}^C \ .$$

Aufgrund der Bedingungen (2) und (3′) muss also insbesondere

$$(4) \qquad u\big(y - \tilde{g}^P, y + (n-1)\tilde{g}^P\big) \geq u\Big(y - g^r\big((n-1)\tilde{g}^P\big), g^r\big((n-1)\tilde{g}^P\big) + (n-1)\tilde{g}^P\Big)$$

gelten, wobei $g^r\big((n-1)\tilde{g}^P\big)$ die optimale (Cournot-Nash-)Reaktion eines einzelnen Landes bezeichnet, wenn die anderen Länder zusammen die Menge $(n-1)\tilde{g}^P$ des globalen Umweltgutes bereitstellen.

Die Bedingung (4) besagt, dass der Nutzen eines bestrafenden Landes bei maximalem Entgegenkommen eines reumütigen Abweichlers, der seinen guten Ruf wiederherstellen möchte, niemals kleiner als der Nutzen des Abweichlers in der eigentlichen Bestrafungsperiode sein darf.

Die Bedingung (4) bildet den Ausgangspunkt für die Bestimmung wiederverhandlungsstabiler Lösungen. Eine allgemeine Analyse für das Öffentliche-Guts-Modell erweist sich als schwierig. Deshalb wollen wir uns auf die Behandlung eines Beispiels beschränken, bei dem die Präferenzen aller Länder durch die gleiche Cobb-Douglas-Nutzenfunktion der Gestalt $u(x, G) = xG$ charakterisiert sind. Die optimale Antwort eines Landes auf den Öffentlichen-Guts-Beitrag der anderen Länder in Höhe von $(n-1)\tilde{g}^P$ errechnet sich dann als

$$g^r((n-1)\tilde{g}^P) = \frac{1}{2}(y - (n-1)\tilde{g}^P) \ .$$

Die Bedingung (4) wird dann zu

$$(y - \tilde{g}^P)(y + (n-1)\tilde{g}^P) \geq \left(\frac{y + (n-1)\tilde{g}^P}{2}\right)^2$$

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

bzw.

$$4(y - \tilde{g}^P) \geq y + (n-1)\tilde{g}^P \ ,$$

woraus sich für das mit einer wiederverhandlungsstabilen Lösung vereinbare Bestrafungsniveau $\tilde{g}^P(n)$ in Abhängigkeit von $n$ die Bedingung

$$\tilde{g}^P(n) \leq \frac{3y}{n+3} \tag{5}$$

ergibt. Bei $\tilde{g}^P(n) = \dfrac{3y}{n+3}$ stimmen die linke und die rechte Seite von (4) überein. Sie haben dann den gemeinsamen Wert

$$\tilde{u}^{P*}(n) := \frac{4n^2}{(n+3)^2} y^2 \ .$$

Es ist jetzt danach zu fragen, wie die Qualität möglicher wiederverhandlungsstabiler Gleichgewichte von der Länderzahl $n$ abhängt. An der Bedingung (5) zeigt sich bereits, dass das in einer wiederverhandlungsstabilen Lösung durchsetzbare Bestrafungsniveau mit zunehmender Länderzahl $n$ zurückgeht. Dies deutet schon darauf hin, das sich bei steigender Gruppengröße die Chancen vermindern, mit Hilfe wiederverhandlungsstabiler Kooperationslösungen zu Wohlfahrtsgewinnen zu gelangen.

Um diese Vermutung zu bestätigen, wird zunächst untersucht, welche Bedingungen erforderlich sind, damit sich die symmetrische wohlfahrtsmaximale Lösung als wiederverhandlungsstabiles Gleichgewicht realisieren lässt. Der Nutzen eines Landes in dieser Optimallösung beträgt

$$u^*(n) = \frac{ny^2}{4} \ .$$

Vor dem Hintergrund der Bedingung (2) und (3) lautet die Frage dann, wann es Bestrafungsniveaus $\tilde{g}^P$ gibt, so dass man

$$(y - \tilde{g}^P)\big(y + (n-1)\tilde{g}^P\big) \geq \frac{ny^2}{4} \geq \frac{\big(y + (n-1)\tilde{g}^P\big)^2}{4}$$

erhält. Wie man leicht zeigen kann, ist es hinreichend für die Existenz eines solchen $\tilde{g}^P$, dass $\tilde{u}^{P*}(n) \geq u^*(n)$ bzw.

$$\frac{4n^2}{(n+3)^2} y^2 \geq \frac{n}{4} y^2$$

gilt. Die hierzu äquivalente Bedingung

$$16n \geq (n+3)^2 \geq 9 + 6n + n^2$$

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

ist offenbar genau dann erfüllt, wenn $n \leq 9$ gilt. Nur wenn in diesem Sinne die Zahl der beteiligten Länder „klein“ ist, kann es in wiederverhandlungsstabilen Gleichgewichten zur Durchsetzung der optimalen Lösung kommen.

Bei $n \geq 10$ hingegen beträgt der im wiederverhandlungsstabilen Gleichgewicht erreichbare Nutzen lediglich $\tilde{u}^C(n) = \tilde{u}^{P*}(n) < u^*(n)$. In entsprechend großen Gruppen kann unter dem Kriterium der Wiederverhandlungsstabilität die Pareto-optimale Lösung nicht mehr realisiert werden. Es gilt (für $n \geq 10$ )

$$\frac{\tilde{u}^C(n)}{u^*(n)} = \frac{16n}{(n+3)^2} \ .$$

Daraus folgt, dass der relative Abstand zwischen dem Nutzen in dem bei Wiederverhandlungsstabilität durchsetzbaren Gleichgewicht und dem Nutzen in der Pareto-optimalen Lösung bei steigender Zahl von Ländern größer wird. Damit bestätigt sich im Rahmen wiederholter Spiele, dass die Kooperation weniger erfolgreich ist, wenn die Zahl der Länder wächst.

Bei $n \geq 10$ berechnet sich der Betrag $\tilde{g}^C(n)$, den ein einzelnes Land im Gleichgewicht zum öffentlichen Gut leistet, aus

$$n(y - \tilde{g}^C(n))\tilde{g}^C(n) = \tilde{u}^{P*} = \frac{4n^2}{(n+3)^2} \ .$$

Daran zeigt sich, dass $\tilde{g}^C(n)$ gegen null gehen muss, wenn $n$ immer größer wird.

Wie die Wohlfahrtseffekte der unter der Bedingung der Wiederverhandlungssicherheit erreichten begrenzten Kooperation von der Gruppengröße $n$ abhängen, wird auch durch einen Vergleich mit dem Nutzenniveau im Cournot-Nash-Gleichgewicht deutlich, das

$$u^N(n) = \frac{n^2}{(n+1)^2} y^2$$

beträgt. Für alle Gruppengrößen $n$ gilt $\tilde{u}^C(n) > u^N(n)$, und es ergibt sich für $n > 10$

$$\frac{\tilde{u}^C(n)}{u^N(n)} = \frac{4(n+1)^2}{(n+3)^2} \ .$$

Dieser Quotient strebt für $n \to \infty$ gegen den Wert 4. Bei einer steigenden Länderzahl kommt es also bei Anwendung des Kriteriums der Wiederverhandlungsstabilität lediglich zu einer Erhöhung des durch unendliche Spielwiederholung erreichbaren Nutzens auf das ungefähr Vierfache des Nutzens in der nicht-kooperativen Lösung, während der entsprechende Quotient bei Realisierung der wohlfahrtsmaximalen Lösung (etwa durch eine Anwendung einer *Grim Strategy*) gegen unendlich streben würde. Dies zeigt, in welch starkem Maße das Kriterium der

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Wiederverhandlungsstabilität bei großer Teilnehmerzahl die durch Verhandlungen erreichbaren Wohlfahrtsgewinne beschränkt. Damit wird in einem etwas anderen Rahmen das Ergebnis von *Barrett* (2002) bestätigt: „Countries can reach a conclusion around a weak agreement – one that attracts full participation but demands that relatively little of the public good be supplied."

### *5. Zusammenfassung*

Bei der spieltheoretischen Behandlung internationaler Umweltabkommen spielt das Stabilitätsproblem eine zentrale Rolle. Dabei geht es in erster Linie um die Frage, unter welchen Bedingungen ein Land einen Anreiz hat, einem Umweltabkommen beizutreten bzw. nach dessen Abschluss die Vertragsverpflichtungen einzuhalten. Ein „Basistheorem" dieser Theorie besagt, dass Stabilität nur bei kleinen Koalitionen zu erwarten ist. Für einstufige Spiele konnte diese Aussage im Rahmen des üblichen Öffentlichen-Guts-Modells bestätigt werden, wenn Komplementarität zwischen dem privaten und dem internationalen öffentlichen Gut besteht, was auf die Existenz eines Sättigungsniveaus beim öffentlichen Umweltgut zurückgeführt werden kann. Bei wiederholten Spielen ist es im Gegensatz dazu aber auch möglich, dass die Stabilität kooperativer Beziehungen mit steigender Zahl der beteiligten Länder wächst. Diese Möglichkeit beruht allerdings auf einer empirisch nicht allzu plausiblen Annahme über das Bestrafungsverhalten der kooperativen Länder. Fordert man hingegen, dass die Ausübung von Sanktionen für die bestrafenden Länder individuell rational sein sollen, wird (im Rahmen der Theorie wiederverhandlungsstabiler Gleichgewichte) die Grundaussage des „Basistheorems" in der Tendenz erneut bestätigt: Je größer die Zahl der an einer in diesem Sinne stabilen Kooperation beteiligten Länder ist, desto mehr sinken die Chancen zur Realisierung der Pareto-optimalen Lösung und desto geringer wird der erreichte Kooperationserfolg in Relation zum Wohlfahrtsmaximum.

## II. Matching-Mechanismen zur Herstellung Pareto-optimaler Allokationen bei internationalen öffentlichen Umweltgütern

### *1. Die Konstruktion von Matching-Mechanismen auf Grundlage der Samuelson-Bedingung*

Die Gestaltung von Staatseingriffen zur Verbesserung der Allokation bei öffentlichen Gütern wird in der Lehrbuchliteratur in der Regel in der folgenden Weise motiviert: Man stellt dem mit einer Unterversorgung des öffentlichen Gutes verbundenen Cournot-Nash-Gleichgewichten die Pareto-optimalen Allokationen gegenüber. Dort gilt die *Samuelson-Bedingung,* d. h. die Summe der Grenzraten der Substitution der beteiligten Agenten entspricht der Grenzrate der Transforma-

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

tion zwischen öffentlichem und privatem Gut.[14] Die Pareto-optimalen Lösungen, welche die Ziele für Staatseingriffe beschreiben, sind mit unterschiedlichen Verteilungseffekten verbunden. Diese bemessen sich unter anderem daran, welcher Anteil an den Gesamtkosten des öffentlichen Gutes auf die Agenten jeweils entfallen. In einer speziellen Pareto-optimalen Allokation gilt die Verteilung der Finanzierungslasten als in gewisser Hinsicht *fair:* Im *Lindahl-Gleichgewicht* sind (bei einer konstanten Grenzrate der Transformation) die Finanzierungsanteile der einzelnen Individuen am öffentlichen Gut proportional zu ihren individuellen Grenzraten der Substitution zwischen öffentlichem und privatem Gut. Jedes Individuum befindet sich dann in der gleichen Position, wie wenn es mit einem individuellen *Lindahl-Steuerpreis* in Höhe dieser Grenzrate der Substitution konfrontiert wäre und sich bei diesem Preis und seinem gegebenen Budget die Lindahl-Menge des öffentlichen Gutes selber wählen würde. Insofern gilt ein Lindahl-Gleichgewicht auch als *marktanaloge Lösung* bei der Bereitstellung eines öffentlichen Gutes.

Für die praktische Wirtschaftspolitik scheinen weder die Samuelson-Bedingung noch das Konzept des Lindahl-Gleichgewichts von allzu großer Bedeutung zu sein. Zurückgeführt wird das in erster Linie auf Schwierigkeiten bei der Informationsbeschaffung. Zur Realisierung der entsprechenden Lösungen müsste der Staat ja insbesondere die Präferenzen der Individuen kennen, deren Ermittlung nicht nur mit hohen Transaktionskosten verbunden ist, sondern zudem durch Anreize zur strategischen Falschangabe von Präferenzen behindert wird. Eine Finanzierung öffentlicher Güter nach dem *Äquivalenzprinzip,* das der Lindahl-Lösung entspricht, scheint in der Realität somit nur schwer möglich zu sein.

Gerade im Zusammenhang mit dem Problem der Bewältigung internationaler (globaler) Umweltprobleme wurde aber den ökonomischen Grundideen, die sich mit der Samuelson-Bedingung und dem Lindahl-Gleichgewicht verbinden, neue Aufmerksamkeit zuteil. Dabei ergaben sich unter dem Stichwort „Matching-Verfahren" auch verschiedene Vorschläge zur konkreten praktischen Anwendung dieser Ansätze (vgl. v. a. *Barrett* (1992, 1995), *Falkinger/Hackl/Pruckner* (1996)). Welche Vorstellungen diesen speziellen Allokationsmechanismen zugrundeliegen, soll jetzt vor dem Hintergrund der Samuelson-Bedingung erläutert werden.

Aus der Samuelson-Bedingung folgt insbesondere, dass in einer Pareto-optimalen Lösung die Grenzrate der Substitution zwischen öffentlichem und privatem Gut bei *keinem* beteiligten Agenten größer als die Grenzrate der Transformation sein kann. In den wichtigsten Fällen ist diese Grenzrate der Substitution in einer Pareto-optimalen Allokation bei allen Agenten sogar echt kleiner als die Grenzrate der Transformation. (Zu Ausnahmen vgl. *Buchholz/Peters* (2001)) Bei isoliertem nicht-kooperativem Handeln gemäß der Cournot-Nash-Hypothese kann sich ein Individuum in einer solchen Optimallösung dann sicher nicht in einer *individuellen*

[14] Vgl. Lehrbuchdarstellungen wie z. B. *Musgrave/Musgrave/Kullmer* (1990) oder *Myles* (1995).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

*Gleichgewichtsposition* befinden. Vielmehr würde ein Individuum seinen Beitrag zum öffentlichen Gut zu *reduzieren* wünschen. Damit ein Individuum, das seine Beiträge zum öffentlichen Gut völlig autonom wählt, eine bestimmte Optimallösung als Gleichgewichtszustand akzeptiert und keinen Anreiz zur Variation seiner Beiträge hat, muss deshalb der „Grenzpreis" des öffentlichen Gutes, den das Individuum zu zahlen hat, modifiziert (und zwar gesenkt) werden. Um eine solche „Verzerrung" der dem individuellen Kalkül zugrundeliegenden Grenzrate der Transformation zu erreichen, bietet sich eine Subventionierung des individuellen Öffentlichen-Guts-Beitrags[15] des betreffenden Landes an. Zur Erreichung einer bestimmten Optimallösung ist der individuelle Subventionssatz dann so zu wählen, dass der Grenzpreis des öffentlichen Gutes nach der Subventionierung der Grenzrate der Substitution in der angestrebten optimalen Allokation entspricht. Damit zeigt sich, dass bereits die *Samuelson-Bedingung* (vgl. *Samuelson* (1954)) den gedanklichen Ansatzpunkt für die Gestaltung von Matching-Verfahren liefert, die – in spieltheoretischer Terminologie – eine *Nash-Implementierung* Pareto-optimaler Lösungen zu ermöglichen scheinen.

Die Korrektur eines Marktversagens durch eine Veränderung der relativen Preise ist natürlich keine Besonderheit der Theorie öffentlicher Güter. Lenkungssteuern und Subventionen werden – ohne explizite Bezugnahme auf das Öffentliche-Guts-Modell – in der Tradition von *Pigou* schon seit langem als geeignetes Instrument zur Internalisierung externer Effekte angesehen. Die optimale Bereitstellung öffentlicher Güter (im Sinne reziproker positiver Externalitäten) durch Matching stellt aus dieser Perspektive nur einen Spezialfall des allgemeinen Internalisierungsansatzes von *Pigou* dar, so dass man auch auf diesem Wege zu einer Motivation von Matching-Verfahren gelangen kann.

Wir betrachten zunächst eine Subventionierung der individuellen Beiträge zum öffentlichen Gut, bei der für alle Individuen bzw. Länder ein *einheitlicher* Subventionssatz $s$ vorgesehen ist. Mit Hilfe der Samuelson-Bedingung lässt sich sofort ermitteln, wie hoch dieser Subventionssatz zu sein hat, wenn in einer Gruppe mit insgesamt $n$ Ländern eine Pareto-optimale Allokation erreicht werden soll. Durch einen für alle gleichen Subventionssatz kommt es für alle diese Länder zu einem identischen individuellen Preis für das öffentliche Gut $p_n$. Wenn die Grenzrate der Transformation zwischen öffentlichem und privatem Gut wiederum auf eins normiert wird, muss nach der Samuelson-Bedingung $n \cdot p_n = 1$ bzw. $p_n = \frac{1}{n}$ gelten, woraus sich der Subventionssatz $s_n = \frac{n-1}{n}$ ergibt.

[15] Vgl. zur Grundidee des Matching bei öffentlichen Gütern bereits *Musgrave* (1969). *Guttman* (1978, 1987) analysiert Matching bei öffentlichen Gütern explizit in einem Modell. Die Möglichkeit, Matching ganz allgemein zur Internalisierung externer Effekte einzusetzen, behandelt *Varian* (1994a, 1994b). Speziell in Bezug auf internationale Umweltgüter findet sich eine Variante des Matching auch bei *Eyckmans* (1997). Eine ausführliche Übersicht über Matching-Ansätze bei öffentlichen (Umwelt)Gütern gibt *Rübbelke* (2002, v.a. Kap. 5)

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Wenn ein solches *Subventionsschema* von einer übergeordneten Instanz eingeführt wird und die Länder in Antizipation dieser Subventionen ihre Beiträge zum öffentlichen Gut freiwillig wählen, werden sie, sofern sie überhaupt einen positiven Beitrag leisten wollen, ihre Grenzrate der Substitution mit ihrer effektiven, durch die Subventionen veränderten Grenzrate der Transformation zum Ausgleich bringen. Das einzig mögliche *innere* (Cournot-Nash-) Gleichgewicht, in dem alle Länder freiwillig einen positiven Beitrag zum öffentlichen Gut leisten, ist dann die angestrebte Pareto-optimale Lösung mit identischen Grenzraten der Substitution in Höhe von $p_n = \frac{1}{n}$ bei allen Individuen.

Das Unterversorgungsproblem bei öffentlichen Gütern scheint mit Hilfe eines solchen symmetrischen Subventionsschemas somit auf einfachem Wege lösbar zu sein. Weil alle Länder bei der Festlegung der Subventionen gleich behandelt werden, ist auch keine Ermittlung ihrer Präferenzen für das öffentliche Gut erforderlich. Die wichtigsten bei der Umsetzung der Lindahl-Lösung entstehenden Schwierigkeiten lassen sich auf diese Weise vermeiden.

Man kann die Lage des Gleichgewichts, dessen Implementierung durch einen solchen „fairen" Subventions-Mechanismus erreicht werden soll, folgendermaßen beschreiben (vgl. *Buchholz* (1990)):

Es sollen $n$ Länder gegeben sein, die durch ihre Nutzenfunktion $u^{(i)} = u(x_i, G)$ und ihre Anfangsausstattung mit dem privaten Gut in Höhe von $y_i$ charakterisiert sein sollen. Anders als bisher werden die beteiligten Länder jetzt also nicht mehr unbedingt als identisch unterstellt. Weil sich bei dem gegebenen Subventions-Mechanismus jedes Land in einem anderen Cournot-Nash-Gleichgewicht in einer Position befindet, in der seine Grenzrate der Substitution zwischen öffentlichem und privatem Gut $1/n$ beträgt, beschreibt der entsprechende *Einkommensexpansionspfad* $e_{s_i}^{(i)}(G)$ mit $s_i = n$ (d. h. die Gesamtheit aller $(x_i, G)$-Positionen, in denen die Indifferenzkurven von Land $i$ den Anstieg $-s_i = -n$ haben) die Ortslinie für die Gleichgewichtsposition von Land $i$. Bezeichnet $G^*$ die im Matching-Gleichgewicht resultierende Bereitstellungsmenge des öffentlichen Gutes, bestimmt sich der gleichgewichtige private Konsum von Land $i$ dann durch $x_i^* = e_n^{(i)}(G^*)$.

Wenn keine externen Subventionen zufließen, sondern die gesamten Aufwendungen für das öffentliche Gut (sowohl die Eigenanteile der einzelnen Länder an ihren direkten freiwilligen Beiträgen (ihren *„Flat Contributions"*) als auch alle Subventionszahlungen) von den Ländern selber aufzubringen sind, muss für das Matching-Gleichgewicht des weiteren die Budgetrestriktion

$$\sum_{i=1}^{n} e_n^{(i)}(G^*) + G^* = \bar{y} \tag{6}$$

gelten, wobei $\bar{y} = \sum_{i=1}^{n} y_i$ die exogen gegebene Gesamtanfangsausstattung der $n$ Länder mit dem privaten Gut angibt. Die Bedingung (6) besagt, dass die vorhandene

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Gesamtanfangsausstattung entweder in den privaten Konsum der $n$ Länder oder aber in die Bereitstellung des öffentlichen Gutes fließt. Wenn das private und das öffentliche Gut strikt non-inferior sind und alle Einkommensexpansionspfade $e_{s_i}^{(i)}(G)$ somit im $(x_i, G)$-Diagramm von links unten nach rechts oben verlaufen, ist das Matching-Gleichgewicht $(x_1^*, \ldots, x_n^*, G^*)$ eindeutig bestimmt.

In der Abbildung 3 ist diese Lösung für den Fall $n = 2$ dargestellt. Die Gleichgewichtsbedingung (6) bedeutet grafisch, dass der Rechtecksumfang $A^*B^*C^*D^*$ doppelt so groß wie die Gesamtanfangsausstattung $\bar{y} = y_1 + y_2$ zu sein hat.

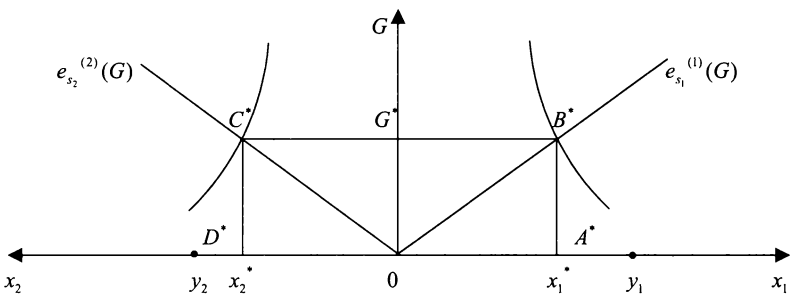


Abbildung 3

Das Bereitstellungsniveau des öffentlichen Gutes ist im (Pareto-optimalen) Matching-Gleichgewicht größer als im Cournot-Nash-Gleichgewicht ($G^* > G^N$ ) ohne Subventionen, die privaten Konsumniveaus sind für alle Länder kleiner ($x_i^* < x_i^N$). Wegen der Konvexität der Indifferenzkurven und der angenommenen Non-Inferiorität liegt für jedes Land $i$ der Einkommensexpansionspfad $e_n^{(i)}(G)$ oberhalb des Einkommensexpansionspfads $e_1^{(i)}(G)$, entlang dessen die Grenzrate der Substitution zwischen öffentlichem und privatem Gut von Land $i$ gerade eins beträgt: Es gilt $e_n^{(i)}(G) < e_1^{(i)}(G)$ für alle $i = 1, \ldots, n$ und alle $G$. Damit zeigt sich auch, wie ein funktionierender Matching-Mechanismus im Prinzip zu einer Lösung des Unterversorgungsproblems bei öffentlichen Gütern führen kann.

Die gleichgewichtige Bereitstellungsmenge des öffentlichen Gutes wird unter den Annahmen des Modells natürlich noch größer als $G^*$, wenn die Subventionszahlungen extern von anderen Ländern (als spezielle Form der Entwicklungshilfe) finanziert werden. Die Gruppe der $n$ betrachteten Länder trägt bei dieser Verlauf eines Subventionsmechanismus ja nur den $n$-ten Teil der Gesamtkosten für die Bereitstellung des öffentlichen Gutes.

Solche Matching-Mechanismen scheinen ganz allgemein geeignet, in vielen Sozialen-Dilemma-Situationen eine Allokationsverbesserung herbeizuführen. Im Zusammenhang mit internationalen öffentlichen Umweltgütern ist ihre Anwendung aber besonders attraktiv. Bei in geschickter Weise veränderten Rahmenbedin-

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

gungen kommt ein Pareto-Optimum zustande, obwohl die Agenten unkoordiniert handeln. Ein solches unkoordiniertes Handeln stellt aber die auf internationaler Ebene typische Ausgangssituation dar.

### 2. *Ausgestaltung und Wirkung von Matching-Mechanismen*

Ob solche Subventionsmechanismen aber wirklich in der erwünschten Weise funktionieren, ist in der Literatur teilweise bezweifelt worden. Mit diesen Einwänden, die für eine Einschätzung der praktischen Anwendbarkeit dieser Mechanismen von entscheidender Bedeutung sind, wollen wir uns jetzt auseinandersetzen. Die Erwartung, dass solche Subventionsmechanismen in vielen Fällen versagen, wird dabei in der Tendenz bestätigt, allerdings aus Gründen, die bislang noch nicht vollständig gewürdigt worden sind.

Der eine Einwand bezieht sich auf Effekte, die von der Finanzierung der Subventionszahlungen ausgelöst werden und die den angestrebten Lenkungswirkungen der Subventionen entgegen wirken können. Im Extrem wird befürchtet, dass die Subventionen völlig wirkungslos bleiben, wenn die Individuen durch den „Schleier des staatlichen Budgets" blicken und dabei erkennen, dass sie selber zur Zahlung der an sie fließenden Subventionen herangezogen werden. Es würde dann „Ultraneutralität" herrschen, bei der die Anreizmechanismen ins Leere laufen, weil die Individuen deren Effekte durch Anpassung bestimmter eigener Handlungen neutralisieren können.[16]

In Bezug auf Subventionsmechanismen zur Erreichung einer pareto-optimalen Bereitstellung eines öffentlichen Gutes beruht ein solches Argument aber auf einem Missverständnis, das seine Ursache allerdings in der zu oberflächlichen Behandlung der Finanzierungsproblematik bei einigen Vertretern von Subventionsmechanismen (z. B. *Boadway/Pestieau/Wildasin* (1989)) hat. Der dort gegebene Hinweis auf eine Finanzierung der Subventionszahlungen mit Hilfe von Pauschalsteuern ist nicht nur wenig realistisch, sondern aus theoretischer Sicht auch irreführend, weil der Subventionsbedarf in Abhängigkeit von der Höhe der gewählten Flat Contributions der einzelnen Länder unterschiedlich hoch ausfällt. Auf der Basis von Lump-Sum-Steuern lässt sich deshalb ein geschlossener Subventionsmechanismus nicht angemessen beschreiben. Vielmehr muss spezifiziert werden, wie die Finanzierung der Subventionszahlungen *bei jedem zulässigem Strategieprofil* $(g_1, \ldots, g_n)$ auf die einzelnen Länder aufgeteilt werden soll.

Ein echtes Problem stellt eine solche Vervollständigung eines Subventionsmechanismus jedoch nicht dar. Es gibt grundsätzlich ganz verschiedene Möglichkeiten zur Verteilung der Kosten der Subventionierung.[17] Man kann den Matching-

---

[16] Dies scheint die Arbeit von *Bernheim* (1986) zu suggerieren. Vgl. hierzu auch *Richter/Wiegard* (1993, S. 206–210).

[17] Vgl. z. B. *Andreoni/Bergstrom* (1996), *Falkinger* (1996). sowie *Rübbelke* (2002, insbes. S. 80 -88).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Mechanismus z. B. so konstruieren, dass die einem bestimmten Land $i$ zufließenden Subventionen *gleichmäßig* von den anderen $n-1$ Ländern finanziert werden. Bei einer Kombination $(g_1, \ldots, g_n)$ von Flat Contributions und einem beliebigen (für alle Individuen gleichen) Subventionssatz $s$ hat dann Land $i$ einen Betrag in Höhe von $s(\sum_{j \neq i} g_j)/(n-1)$ zur Finanzierung der Subventionen zu bezahlen. Sein privater Konsum beträgt dann

$$x_i = y_i - (1-s)g_i - s\frac{\sum_{j \neq i} g_j}{n-1} \,. \tag{7}$$

Land $i$ hat ja wegen der ihm zufließenden Subventionen nur den $(1-s)$-ten Teil der Kosten seiner Flat Contribution $g_i$ selber zu tragen (zweiter Term in Gleichung (7)). Eine zusätzliche finanzielle Belastung entsteht ihm allerdings durch die an die anderen Länder fließenden Subventionszahlungen (dritter Term in Gleichung (7)).

Wir wollen das durch (7) beschriebene Matching-Verfahren als *symmetrischen Basismechanismus* bezeichnen. Im Spezialfall, in dem durch den Subventionssatz $s = \frac{n-1}{n}$ eine Pareto-optimale Lösung mit identischen Grenzraten der Substitution bei allen Ländern erreicht werden soll, ergibt sich für den privaten Konsum von Individuum $i$

$$y_i - \frac{g_i}{n} - \frac{n-1}{n}\frac{\sum_{j \neq i} g_j}{n-1} = y_i - \frac{G}{n} \,,$$

weil $\sum_{i=1}^{n} g_i = G$ gilt. Unter Einschluss der Subventionszahlungen trägt jedes Land in diesem Falle also effektiv (über direkte Beiträge plus Subventionszahlungen an die anderen) genau den $n$-ten Teil der Kosten für das öffentliche Gut.

Die Regeln eines geschlossenen, auch die Finanzierungsseite explizit berücksichtigenden Matching-Mechanismus können aber auch eine *ungleichmäßige Aufteilung* der gesamten Subventionszahlungen auf die einzelnen Länder vorsehen. Wenn beim (einheitlichen) Subventionssatz $s$ Land $i$ den $\alpha_i$-ten Teil jetzt der *gesamten* Subventionszahlungen tragen soll, erhält man für den privaten Konsum von Land $i$

$$\begin{aligned} x_i &= y_i - (1-s)g_i - \alpha_i s \sum_{j=1}^{n} g_j \\ &= y_i - (1 - s + \alpha_i s)g_i - \alpha_i s \sum_{j \neq i} g_j \,. \end{aligned}$$

Um bei gegebenem Finanzierungsanteil $\alpha_i$ durch Wahl des Subventionssatzes $s$ einen ganz bestimmten individuellen Preis des öffentlichen Gutes $p_i$ für Land $i$ zu



DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

erreichen, ist jetzt die Eigenbeteiligung von Land $i$ an den ihm zuteil werdenden Subventionen zu berücksichtigen. Es muss dann eben nicht $1 - s = p_i$, sondern $1 - s + \alpha_i s = 1 - s(1 - \alpha_i) = p_i$ gelten. Dieser Sachverhalt, der im Übrigen in großen Gruppen mit kleinen Werten von $\alpha_i$ an Bedeutung verliert, dürfte zu einer gewissen Verwirrung zusätzlich beigetragen haben.

Weil $\alpha_i < 1$ bei jedem Land $i$ gilt, fällt der individuelle Preis für das öffentliche Gut für jedes Land, wenn der Subventionssatz $s$ wächst. In einem inneren Matching-Gleichgewicht ist also auch hier mit einer Erhöhung der Bereitstellungsmenge des öffentliches Gutes zu rechnen. Um dieses Ergebnis zu erhalten, sind aber die Gleichgewichtsreaktionen aller Länder zu berücksichtigen (vgl. *Buchholz* (1990)).

Im *vollkommen symmetrischen Fall* mit für alle identischen Subventionssätzen und Finanzierungsanteilen hat man $p_i = \alpha_i = \frac{1}{n}$ für alle $i = 1, \ldots, n$. Dann gilt $1 - s + \frac{s}{n} = \frac{1}{n}$, d. h. man erhält $s = 1$. In diesem Extremfall erfolgt also die allokative Wirkung des Matching-Mechanismus sogar ausschließlich über die Subventionszahlungen – und an die Stelle einer Subventionierung privater Beiträge tritt faktisch eine steuerfinanzierte staatliche Bereitstellung.

Die *Regeln,* die einen Subventions-Mechanismus charakterisieren, lassen sich auf ganz verschiedene Weise formulieren. So kann man in Abweichung von der bisherigen Darstellung etwa von der Idee ausgehen, dass Länder belohnt bzw. bestraft werden sollen, wenn ihr eigener Beitrag *von dem Durchschnitt* der Beiträge aller anderen positiv bzw. negativ *abweicht* (vgl. speziell dazu *Falkinger* (1996)). Bei einem unterdurchschnittlichen eigenen Beitrag erhält das betreffende Land dann keine Subvention, sondern es wird für dieses Land eine Steuerzahlung fällig. Beim (einheitlichen) Subventionssatz $s$ beträgt der private Konsum eines Landes $i$ bei gegebenem Profil $(g_1, \ldots, g_n)$ der Flat Contributions

$$x_i = y_i - g_i + s\left(g_i - \frac{\sum\limits_{j \neq i} g_j}{n-1}\right).$$

Saldiert man die Zu- bzw. Abflüsse aller Länder, ergibt sich

$$\sum_{i=1}^{n}\left(g_i - \frac{\sum\limits_{j \neq i} g_j}{n-1}\right) = \sum_{i=1}^{n} g_i - \frac{\sum\limits_{j=1}^{n}(n-1)g_j}{n-1} = 0$$

Die individuellen Subventions- und Steuerzahlungen heben sich also wechselseitig auf, d. h. man erhält auf diese Weise einen geschlossenen Matching-Mechanismus, bei dem es weder Überschüsse noch Deckungslücken gibt. Dieser *Falkinger-Mechanismus* ist in unserer zunächst gegebenen Darstellung allerdings schon

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

mit eingeschlossen. Der Ausdruck für $x_i$, der sich bei Anwendung des Falkinger-Mechanismus ergibt, lässt sich nämlich leicht zu (7) umformen. Die privaten Konsumniveaus beim Falkinger-Mechanismus erweisen sich somit als völlig identisch mit den privaten Konsumniveaus beim symmetrischen Basismechanismus. Wie dort wächst dann natürlich auch unter dem Falkinger-Mechanismus die Bereitstellungsmenge des öffentlichen Gutes mit dem Wert der Subventionsrate $s$. Wenn mit Hilfe des Falkinger-Mechanismus eine Pareto-optimale Lösung erreicht werden soll, ist erneut $s = \frac{n-1}{n}$ zu setzen.

Ein jedoch nur vordergründiger Unterschied zum Basis-Mechanismus nach (7) ergibt sich aber dadurch, dass jetzt die Subventionszahlungen, die an ein Individuum fließen, mit dessen Steuerzahlungen für die Subvention der anderen von vornherein saldiert werden. Aber auch im Rahmen des symmetrischen Basismechanismus wäre eine solche Form der Ausgestaltung grundsätzlich denkbar, um Transaktionskosten zu sparen. Die effektiven Belastungswirkungen der einzelnen Individuen und somit auch die allokativen Effekte des Mechanismus bleiben davon ohnehin unberührt.

Nachdem anhand dieser speziellen Beispiele die prinzipielle Funktionsweise geschlossener Matching-Mechanismen erläutert worden ist, wird auch rasch klar, welche breiten Variationsmöglichkeiten bei deren Ausgestaltung bestehen. Mit $s_{ij}$ wollen wir die Subventionsrate bezeichnen, mit der Land $i$ die Beiträge von Land $j$ zum öffentlichen Gut subventioniert. Ohne Beschränkung der Allgemeinheit lässt sich eine Mitfinanzierung der Subventionen des eigenen Beitrags von vornherein herausrechnen, so dass man $s_{jj} = 0$ für alle Länder $j = 1, \ldots, n$ setzen kann. Der private Konsum von Land $i$ stellt sich bei gegebenem $(g_1, \ldots, g_n)$ bei einer solchen allgemeinen Form als Matching wie folgt dar:

$$x_i = y_i - (1 - \sum_{j=1}^{n} s_{ji})g_i - \sum_{j=1}^{n} s_{ij} g_j \ .$$

Der Wert von $1 - \sum_{j=1}^{n} s_{ji}$ steht dann für die durch den Matching-Mechanismus veränderte individuelle Grenzrate der Transformation zwischen privatem und öffentlichem Gut, mit der Land $i$ bei diesem Mechanismus konfrontiert wird und die in einem inneren Cournot-Nash-Gleichgewicht mit der Grenzrate der Substitution zwischen privatem und öffentlichem Gut bei Land $i$ übereinstimmen muss. Gemäß der Samuelson-Bedingung wird eine Pareto-optimale Lösung erreicht, wenn sich diese Grenzraten der Substitution über alle Individuen hinweg zur Grenzrate der Transformation von eins aufsummieren. Die notwendige Bedingung dafür, dass ein allgemeiner Matching-Mechanismus zur Implementierung einer Pareto-optimalen Allokation führt, lautet also: $\sum_{i,j}^{n} s_{ji} = n - 1$ .



DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

### *3. Das Problem der Existenz innerer Matching-Gleichgewichte*

Während die Beachtung der zentralen Budgetbeschränkung die Wirkung von Matching-Mechanismen nicht prinzipiell behindert, ergeben sich gravierende Schwierigkeiten für die Anwendbarkeit dieser Mechanismen aus einem völlig anderen Grund. Es ist nämlich möglich (und in vielen Fällen auch wahrscheinlich), *dass bei einer gegebenen Verteilung der Gesamtanfangsausstattung die angestrebten Pareto-optimalen Lösungen überhaupt kein Cournot-Nash-Gleichgewicht unter dem angewandten Subventionsschema darstellen* (vgl. hierzu auch *Kirchsteiger/Puppe* (1996)). Dies erstaunt, weil es ja offensichtlich (bei angenommener Non-Inferorität des privaten und des öffentlichen Gutes) genau eine Allokation gibt, bei der die Grenzraten der Substitution zwischen dem öffentlichen und dem privaten Gut bei allen beteiligten Ländern die angestrebten Werte $p_i$ haben und die Ressourcenrestriktion erfüllt ist. Wodurch diese Probleme der Existenz von Gleichgewichten genau entstehen, zeigt bereits das allereinfachste Modell mit zwei Ländern:

Die privaten Konsumniveaus der beiden Länder in der angestrebten symmetrischen Lösung mit $p_1 = p_2 = 1/2$ sind durch $x_1^* = e_2^{(1)}(G^*)$ und $x_2^* = e_2^{(2)}(G^*)$ auf der einen Seite eindeutig bestimmt. Auf der anderen Seite trägt bei einem symmetrischen Subventionsschema jedes der beiden Länder (bei Berücksichtigung der Zahlungen für die eigene Flat Contribution und der Subventionszahlung für die Flat Contribution des jeweils anderen) genau die Hälfte der Gesamtbereitstellungskosten des öffentlichen Gutes. Es gilt also $y_1 - x_1^* = \frac{G^*}{2}$ und $y_2 - x_2^* = \frac{G^*}{2}$ und somit $y_1 = e_2^{(1)}(G^*) + \frac{G^*}{2}$ und $y_2 = e_2^{(2)}(G^*) + \frac{G^*}{2}$. Daraus folgt, dass es nur eine einzige Verteilung der Gesamtanfangsausstattung $\bar{y}$ auf die beiden beteiligten Länder gibt, für welche die anvisierte Pareto-optimale Allokation tatsächlich ein Cournot-Nash-Gleichgewicht unter dem symmetrischen Matching-Mechanismus darstellt (vgl. Abbildung 4).

Deshalb müsste bei einer beliebig vorgegebenen Verteilung (z. B. $(y_1', y_2')$ ) der Gesamtanfangsausstattung auf die beiden Agenten zunächst eine Umverteilung der Anfangsausstattungen stattfinden, bevor der Matching-Mechanismus in der erwünschten Weise wirken kann. In der Theorie öffentlicher Güter ist ein ähnliches Argument schon lange bekannt: Jede Pareto-optimale Allokation lässt sich durch eine geeignete Umverteilung der Anfangsausstattungen als Lindahl-Gleichgewicht darstellen. In dem hier betrachteten Fall stimmen die jeweils erforderlichen Umverteilungen sogar überein. Das Gleichgewicht unter dem Matching-Mechanismus entspricht dann dem Lindahl-Gleichgewicht, in dem beide Agenten $i = 1, 2$ einen einheitlichen Lindahl-Preis von $p_i = 1/2$ für das öffentliche Gut zu bezahlen haben. Aus diesem Grunde werden die ursprünglichen Hoffnungen gedämpft, bei Matching-Verfahren im Vergleich zur Lindahl-Lösung mit wesentlich weniger Informationen auskommen zu können.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

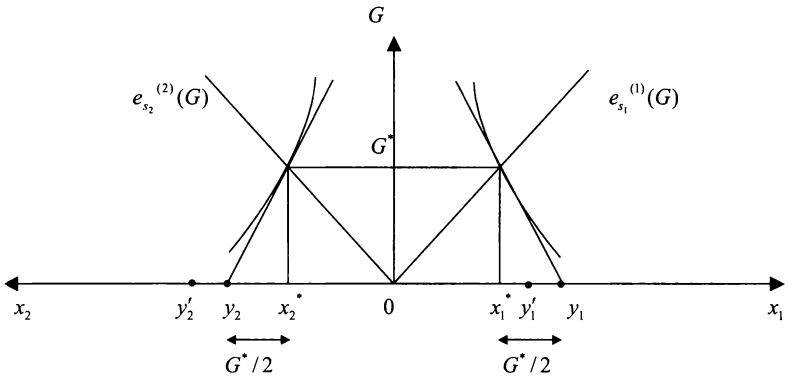


Abbildung 4

Gegenüber der Lindahl-Lösung ergibt sich bei diesem Matching-Verfahren sogar noch eine zusätzliche Schwierigkeit. Bei der „richtigen", zur Erreichung der Pareto-optimalen Allokation erforderlichen Verteilung der Gesamtausstattung erfüllen alle Kombinationen $(\hat{g}_1, \hat{g}_2)$ von Flat Contributions, für die $\hat{g}_1 + \hat{g}_2 = \frac{1}{2}G^*$ gilt, die Gleichgewichtsbedingung. Es ergeben sich also bezogen auf die Flat Contributions als Aktionsparameter der Länder unendlich viele Gleichgewichtszustände. *Multiple Gleichgewichte* führen zu einem hohen Koordinationsbedarf zwischen den Agenten, durch den der Erfolg des Matching-Mechanismus zusätzlich in Frage gestellt wird (vgl. *Althammer/Buchholz* (1993) und *Falkinger* (1996)).

Diese Existenz- und Eindeutigkeitsprobleme sind nicht auf den hier zunächst behandelten vollkommen symmetrischen Fall mit identischen Subventionssätzen für alle Länder beschränkt, sondern stellen (leider) ein allgemeines Phänomen dar. Auch dies kann man sich bereits am Beispiel zweier Länder klar machen.[18]

Wenn eine Allokation $(x_1^*, x_2^*, G^*)$ durch einen Matching-Mechanismus als Cournot-Nash-Gleichgewicht (mit den Flat Contributions $\hat{g}_1$ und $\hat{g}_2$) implementiert werden soll, muss bei Subventionsraten $s_{12}$ und $s_{21}$ gelten:

$$(1 - s_{21})\hat{g}_1 + s_{12}\hat{g}_2 = y_1 - x_1^* \qquad (8)$$
$$(1 - s_{12})\hat{g}_2 + s_{21}\hat{g}_1 = y_2 - x_2^*$$

Wegen $\hat{g}_1 + \hat{g}_2 = G^*$ ergibt sich daraus

$$y_1 - x_1^* - s_{12}G^* = (1 - s_{12} - s_{21})\hat{g}_1 \qquad (9)$$
$$y_2 - x_2^* - s_{21}G^* = (1 - s_{21} - s_{12})\hat{g}_2 \ .$$

[18] Eine detaillierte Analyse des allgemeinen Falles mit $n$ Agenten findet sich für das Eindeutigkeitsproblem bei *Brunner/Falkinger* (1999) und für das Existenzproblem bei *Buchholz* (2002).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Wenn $(x_1^*, x_2^*, G^*)$ ein (inneres) Pareto-Optimum sein soll, muss für $p_1^* = 1 - s_{21}$ und $p_2^* = 1 - s_{12}$ die Samuelson-Bedingung gelten, d. h. man hat $p_1^* + p_2^* = 2 - s_{12} - s_{21} = 1$. Also ist $1 - s_{12} - s_{21} = 0$, so dass das Gleichungssystem (8) nur dann eine Lösung haben kann, wenn auch die linken Seiten der beiden Gleichungen in (9) null sind. Damit folgt

$$y_1 - x_1^* - s_{12}G^* = y_1 - x_1^* - p_1^*G^* = 0$$
$$y_2 - x_2^* - s_{21}G^* = y_1 - x_2^* - p_2^*G^* = 0\ ,$$

weil $s_{12} = 1 - s_{21} = p_1^*$ sowie $s_{21} = 1 - s_{12} = p_2^*$ gilt.

Man erhält also das gleiche Ergebnis wie im symmetrischen Fall: Die Erreichung einer bestimmten Pareto-optimalen Allokation durch einen Matching-Mechanismus wäre allenfalls möglich, wenn die Anfangsausstattungen so umverteilt würden, dass die angestrebte Pareto-optimale Allokation gleichzeitig auch die Lindahl-Lösung (für die neue Verteilung der Anfangsausstattung) darstellt. Die Flat Contributions sind dann aber nicht eindeutig bestimmt, so dass es zu multiplen Gleichgewichten und den damit verbundenen Koordinationsproblemen kommt.

Allerdings steigen mit der Zahl der beteiligten Agenten die Möglichkeiten, durch gezielte Abweichung von der Gleichbehandlung der Länder im Matching-Mechanismus zu inneren Gleichgewichten zu gelangen. Man kann zeigen, dass sich mit einem einheitlichen Subventionssatz $s = \frac{n-1}{n}$ für alle Länder immer eine entsprechende Pareto-optimale Lösung erreichen lässt, wenn die Gesamtpopulation in Teilgruppen eingeteilt werden kann, die im Hinblick auf ihre Präferenzen und ihre Anfangsausstattungen hinreichend ähnlich sind (vgl. *Falkinger* (1996) sowie *Brunner/Falkinger* (1999)). Die Mitglieder einer (relativ) homogenen Teilgruppe finanzieren dabei die an sie fließenden Subventionen untereinander. Allerdings weisen diese inneren Gleichgewichte im Falle ihrer Existenz Eigenschaften auf, die nicht unbedingt der ökonomischen Intuition entsprechen:

- Bei einer Gesamtzahl von $n$ Ländern finanziert, wie zuvor schon in ähnlicher Weise bemerkt, ein Angehöriger einer Teilgruppe den $\frac{1}{n}$-ten Teil seines Gesamtbeitrags zum öffentlichen Gut als Eigenbeteiligung an seiner Flat Contribution, den restlichen Anteil $\frac{n-1}{n}$ jedoch in Form von Subventionszahlungen, die an die anderen Mitglieder dieser Gruppe fließen. Das Verhältnis dieser Finanzierungsanteile beträgt also $1 : (n-1)$ und sinkt also für z. B. $n = 10$ bereits auf $1 : 9$. Es herrscht bei $n > 2$ ein unausgewogenes Verhältnis zuungunsten der im engeren Sinne „privaten" Beträge zum öffentlichen Gut. Die Einteilung der Gesamtpopulation in homogene Teilgruppen ändert daran nichts.
- Wenn ein Matching-Mechanismus in der erwünschten Weise funktioniert und eine Pareto-optimale Lösung als inneres Gleichgewicht implementiert, hängt die

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Höhe des privaten Konsums der Länder nur von ihren Präferenzen, nicht aber von der Verteilung der Gesamtanfangsausstattung ab. Die privaten Konsumniveaus sind ja durch den Verlauf der Einkommensexpansionspfade und damit durch die Nutzenfunktion der Länder eindeutig determiniert: Eine Umverteilung der Anfangsausstattung wird durch den Matching-Mechanismus also ausgeglichen. Zu große Umverteilungen der Anfangsausstattungen führen jedoch dazu, dass der Matching-Mechanismus versagt und keine Pareto-optimale Lösung mehr zustande bringt.

- Damit man die Gesamtheit der Länder in passender Weise in sich selbst subventionierende Teilgruppen einteilen kann, müssen die Präferenzen der Länder zumindest näherungsweise bekannt sein. Die Probleme der Präferenzenthüllung bzw. einer strategisch motivierten Falschangabe der Präferenzen, die der Realisierung von Lindahl-Gleichgewichten entgegen stehen, lassen sich also auch durch Matching-Verfahren nicht völlig vermeiden.

## *4. Randlösungen*

Zu prüfen bleibt, zu welchen Resultaten ein ganz bestimmtes Matching-Schema führen wird, wenn die zur Erreichung einer Pareto-optimalen Allokation erforderlichen Bedingungen *nicht* erfüllt sind und sich somit eine Randlösung einstellt. Wir erörtern dieses Problem zunächst für das vollkommen symmetrische Matching-Schema im Falle zweier Agenten, in dem $s = \frac{1}{2}$ gilt. Jede Flat Contribution eines Landes wird vom anderen Land zur Hälfte mitfinanziert. Wir gehen davon aus, dass bei der gegebenen Verteilung der Anfangsausstattungen die anvisierte Pareto-optimale Allokation nicht mit dem Lindahl-Gleichgewicht übereinstimmt. Es liegt dann die in der Abbildung 5 beschriebene Situation vor.

Mit $A$ und $B$ bezeichnen wir die Positionen, die Land 1 bzw. Land 2 bei diesem Subventionsmechanismus jeweils erreichen würde, wenn nur es selber (nicht jedoch das andere Land) eine Flat Contribution zum öffentlichen Gut leistet und dabei die aus seiner Sicht optimale Menge $G_1^m$ (bzw. $G_2^m$) des öffentlichen Gutes wählt. Der Beitrag des jeweils anderen Landes zum öffentlichen Gut bleibt dann auf die Bezuschussung dieser Flat Contribution beschränkt.

Wir nehmen an, dass $G_1^m > G_2^m$ gilt. In diesem Falle stellt die Allokation $(y_1 - \frac{G_1^m}{2}, y_2 - \frac{G_1^m}{2}, G_1^m)$ ein Cournot-Nash-Gleichgewicht unter dem gegebenen Subventionsschema dar. Land 1 erreicht dabei die Position $A$ und Land 2 die Position $C$: Offensichtlich hat Land 1 keinen Anreiz in dieser Situation seine Flat Contribution, zu erhöhen oder zu senken. Aber auch Land 2 hat keine Veranlassung, von seiner Flat Contribution in Höhe von null abzuweichen. Wie sich weiter zeigen lässt, stellt diese Allokation unter den gegebenen Annahmen sogar das einzige Cournot-Nash-Gleichgewicht dar.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

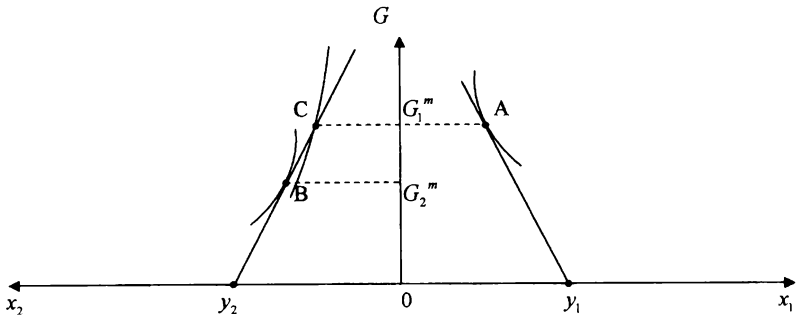


Abbildung 5

Wie ist dieses Cournot-Nash-Gleichgewicht, in dem ausschließlich Land 1 eine positive Flat Contribution zum öffentlichen Gut wählt und Land 2 nur durch Subventionen zum öffentlichen Gut beiträgt, unter Wohlfahrtsgesichtspunkten zu beurteilen? Weil im Punkt $C$ die Indifferenzkurve von Land 2 steiler verläuft als die Budgetlinie mit Anstieg $-2$, könnte Land 2 (durch Entlastung von Subventionszahlungen) gewinnen, wenn die Bereitstellungsmenge des öffentlichen Gutes in einer Weise gesenkt wird, dass der Nutzen von Land 1 gleich bleibt. Das erreichte Matching-Gleichgewicht ist also sicher kein Pareto-Optimum. Vielmehr herrscht in ihm eine *Über*versorgung mit dem öffentlichen Gut.

Auch im Fall $n > 2$ wird es bei Matching-Mechanismen in aller Regel zu ineffizienten Randlösungen kommen, bei denen nur eine Teilgruppe der Länder positive Flat Contributions leistet. Mit einem ähnlichen Argument wie im Zwei-Länder-Fall lässt sich erkennen, dass hier ebenfalls mit einer Überversorgung beim öffentlichen Gut zu rechnen ist. Bei mehr als zwei Ländern kommt es sogar dazu, dass immer mindestens eine Randlösung ein Cournot-Nash-Gleichgewicht unter einem gegebenen Matching-Mechanismus darstellt – selbst wenn dieser zur Implementierung einer Pareto-optimalen Lösung als inneres Cournot-Nash-Gleichgewicht in der Lage wäre (vgl. *Kirchsteiger/Puppe* (1996)). Dies schränkt die Anwendbarkeit des Matching-Verfahrens zur Erreichung Pareto-optimaler Lösungen somit stark ein.

## *5. Zusammenfassung*

Matching-Mechanismen stellen die konsequente Anwendung der Idee von Pigou-Subventionen auf das Problem der Herstellung Pareto-optimaler Allokationen bei (internationalen) öffentlichen Gütern dar. Mit Hilfe solcher Mechanismen wird es im Prinzip möglich, bestimmte Pareto-optimale Allokationen als Cournot-Nash-Gleichgewichte zu implementieren. Die Regeln, mit deren Hilfe Matching-Mechanismen definiert werden, können bei im Prinzip identischen allokativen Effekten dabei ganz unterschiedlich formuliert sein. Der Einwand, dass die Antizipation der

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

mit solchen Subventionsmechanismen verbundenen Finanzierungslasten durch die beteiligten Länder die Funktionsfähigkeit des Matching beeinträchtigt, erweist sich als unbegründet. Jedoch hängt es von der Verteilung der Anfangsausstattungen ab, ob die angestrebten inneren Pareto-optimalen Lösungen tatsächlich erreicht werden können oder ob nur ineffiziente Randlösungen resultieren. Die vom Matching erwarteten positiven Wohlfahrtseffekte werden dadurch infrage gestellt.

## III. Unkonditionale Transfers

Die im vorherigen Abschnitt behandelten Matching-Verfahren sind dadurch charakterisiert, dass die Beiträge eines Landes zum internationalen öffentlichen Umweltgut proportional subventioniert werden. Sie lassen sich als Form einer bedingten Umverteilung begreifen: Je mehr Aufwendungen ein Land selber für das öffentliche Gut tätigt, desto mehr wird ihm durch den Umverteilungsmechanismus zuteil. Auf den ersten Blick überraschender erscheint, dass daneben auch *unkonditionale* Transfers, deren Gewährung nicht von bestimmten Aktionen des Empfängers abhängen, zur besseren Versorgung mit dem globalen öffentlichen Gut beitragen und zu einer Pareto-Verbesserung führen können.

Ein solcher Effekt ist nicht nur kontraintuitiv, sondern er steht auch im Gegensatz zu einem zentralen Resultat aus der Theorie öffentlicher Güter, nämlich dem *Neutralitätstheorem von Warr* (1983). Dieses Theorem besagt, dass bei der privaten Bereitstellung öffentlicher Güter eine Umverteilung der Anfangsausstattung zwischen den beteiligten Agenten an deren im Cournot-Nash-Gleichgewicht erreichten Positionen, d. h. insbesondere an ihren privaten Konsummengen, dem Bereitstellungsniveau des öffentlichen Gutes und den erreichten Nutzenniveaus, nichts ändert. Aus der Perspektive dieses in der Theorie öffentlicher Güter zentralen Resultats ist somit auf den ersten Blick mit der völligen Wirkungslosigkeit unkonditionaler Einkommenstransfers zu rechnen.

Um die trotzdem möglichen allokativen Wirkungen einer Einkommensumverteilung bei der privaten Bereitstellung eines öffentlichen Gutes zu beschreiben und ihre Ursachen zu untersuchen, bietet es sich deshalb an, eine Erörterung der Warr-Neutralität an den Anfang der Betrachtung zu stellen.[19]

### *1. Das Neutralitätsresultat von Warr*

Der Einfachheit halber konzentrieren wir uns auch hier auf den Zwei-Länder-Fall: Unter den im vorherigen Abschnitt getroffenen Annahmen ist das innere Cournot-Nash-Gleichgewicht $(x_1^N, x_2^N, G^N)$ bei rein freiwilliger Bereitstellung ohne

[19] Vgl. auch die Darstellung bei *Sandler* (1992, S. 77–78) und die allgemeine Diskussion des Neutralitätsproblems bei *Cornes* (1992, S. 257–261).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Subventionen dadurch eindeutig charakterisiert ist, dass sich die Positionen der beiden Länder auf den Einkommensexpansionspfaden von eins befinden und zugleich die Gesamtanfangsausstattung $\bar{y}$ ausgeschöpft wird. Ein ähnliches Argument hatten wir schon zuvor zur Beschreibung von Matching-Gleichgewichten benutzt. Es gilt also

$$x_i^N = e_1^{(i)}(G^N) \text{ für } i = 1,2$$
$$x_1^N + x_2^N + G^N = \bar{y}\,.$$

Das Neutralitätstheorem von *Warr* folgt daraus sofort, weil bei dieser Charakterisierung eines Cournot-Nash-Gleichgewichts die jeweilige Verteilung $(y_1, y_2)$ des Gesamtanfangsbestandes $\bar{y}$ auf die beiden Agenten offensichtlich keinerlei Rolle spielt (vgl. *Buchholz* (1990)). Im Zusammenhang mit Matching-Gleichgewichten hatten wir ein solches Argument bereits kenngelernt.

Aus diesem Ansatz ergibt sich jetzt aber auch, wie sich die Länder anpassen müssen, damit nach einer Einkommensumverteilung wiederum ein Cournot-Nash-Gleichgewicht erreicht wird: In der folgenden Abbildung 6 ist die Situation dargestellt, in der ein Transfer $T$ von Land 1 zu Land 2 stattfindet. Um ins neue Gleichgewicht zu gelangen, erhöht Land 2 seinen Beitrag zum öffentlichen Gut auf $\tilde{g}_2^N = g_2^N + T$ und Land 1 senkt im Gegenzug seinen Beitrag auf $\tilde{g}_1^N = g_1^N - T$. Der private Konsum bei beiden Ländern bleibt dann ebenso konstant wie die Bereitstellungsmenge des öffentlichen Gutes: $\tilde{x}_1^N = x_1^N$, $\tilde{x}_2^N = x_2^N$, $\tilde{G}^N = G^N$, so dass sich auch an den von den beiden Ländern erreichten Nutzenniveaus nichts ändern kann.

Durch die private Bereitstellung eines öffentlichen Gutes wird ein automatisch wirksamer Umverteilungsmechanismus etabliert, der eine direkte Umverteilung von Einkommen ins Leere laufen lässt. Damit lässt sich auch das Phänomen der *„Ausbeutung der Großen durch die Kleinen"* (vgl. *Olson* (1965) und *Sandler* (1992, S. 54)) erklären. Die Überlegungen, die hier zur Warr-Neutralität geführt haben, zeigen ja, dass bei gleichen Präferenzen beider Länder das reiche Land einen größeren Teil der Aufwendungen für das öffentliche Gut im Cournot-Nash-Gleichgewicht trägt als das arme.

Das Neutralitätstheorem von Warr gilt aber nicht für Transfers in unbegrenzter Höhe. Um dies zu zeigen, wird $G^n$ (unabhängig von der Verteilung $(y_1, y_2)$ der Gesamtanfangsausstattung $\bar{g}$) durch die Bedingung

$$e_1^{(1)}(G^n) + e_1^{(2)}(G^n) + G^n = \bar{y}$$

definiert, und es wird $x_i^n := e_1^{(i)}(G^n)$ für beide Länder $i = 1,2$ gesetzt. Solange die Anfangsausstattung $y_i$ von Land $i = 1,2$ über $x_i^n$ liegt, stimmt $(x_1^n, x_2^n, G^n)$ mit dem Cournot-Nash-Gleichgewicht $(x_1^N, x_2^N, G^N)$ überein: $x_1^N = x_1^n$, $x_2^N = x_2^n$, $G^N = G^n$. Ausgehend von einer Einkommensverteilung $(y_1, y_2)$ mit $y_1 > x_1^n$ und $y_2 > x_2^n$ ist ein Transfer $T$ von Land 1 an Land 2 dann nicht mehr neutral, sobald $T > y_1 - x_1^n$ ist. Nach einem Transfer in dieser Höhe ergibt sich ein anderes Cournot-Nash-

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Gleichgewicht, und zwar eine Randlösung: Land 2 wählt seine *Stand-Alone-Lösung* mit der Öffentlichen-Guts-Menge $G_2(y_2 + T)$, wobei $G_2(.)$ die Nachfrage von Land 2 nach dem öffentlichen Gut (in Abhängigkeit vom Nach-Transfer-Einkommen und beim Preis von eins für das öffentliche Gut) beschreibt. Land 1 leistet dann keinen Beitrag zum öffentlichen Gut mehr. In diesem Fall wird der Nutzen des Empfängerlandes 2 umso höher, je größer der Transfer $T$ ausfällt. Gleichzeitig sinkt der Nutzen beim Geberland 1.[20]

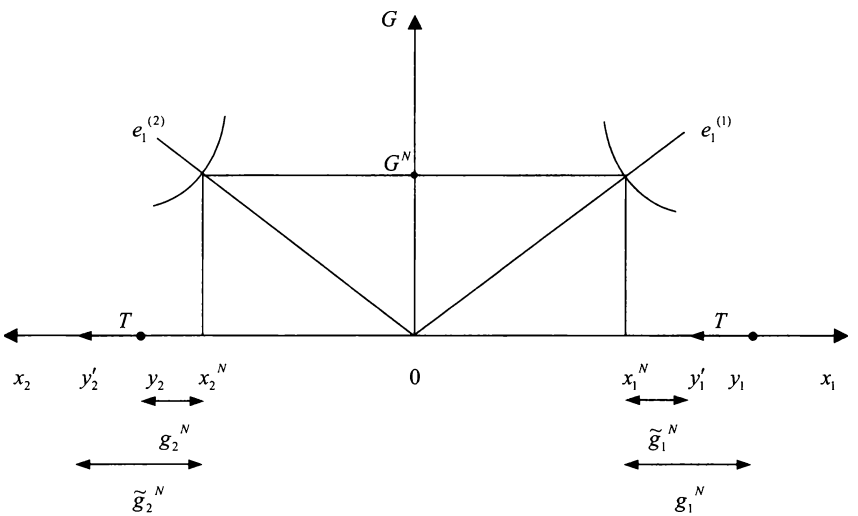


Abbildung 6

Sobald bei der privaten Bereitstellung eines öffentlichen Gutes Transfers nicht mehr neutral sind, wird die intuitive Erwartung, dass bei einem Transfer der Empfänger gewinnt und der Geber verliert, also bestätigt. Insbesondere ergibt sich bei solchen Transfers dann keine Pareto-Verbesserung. Wie es bei unkonditionalen Transfers dennoch dazu kommen kann, dass sich beide Länder besser stellen, soll jetzt erörtert werden.

## 2. *Pareto-Verbesserungen durch Transfers*

Unterschiedliche Produktivitäten bei der Bereitstellung des globalen Umweltgutes in den einzelnen Ländern liefern einen wichtigen Grund dafür, dass Einkom-

[20] *Itaya / De Meza / Myles* (1997) haben gezeigt, dass es bei kardinaler Messbarkeit der individuellen Nutzen durch einen Transfer, der in eine solche Randlösung führt, gegenüber dem inneren Cournot-Nash-Gleichgewicht sogar zu einer Erhöhung der Gesamtwohlfahrt kommt.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

menstransfers zu einer Pareto-Verbesserung führen können. Dabei muss nicht angenommen werden, dass der Geber altruistische Präferenzen im Hinblick auf das andere Land hat. Für die Erklärung *freiwilliger* Transfers zwischen egoistischen Agenten ist das folgende Argument von besonderer Bedeutung (vgl. *Buchholz/Konrad* (1995))[21]:

Wir betrachten zwei Länder, die wieder durch die üblichen Annahmen charakterisiert sein sollen. Land 2 ist bei der Bereitstellung des öffentlichen Gutes produktiver als Land 1, d. h. es gilt $a_2 > a_1$, wobei $a_i$ die technisch vorgegebene Grenzrate der Transformation zwischen privatem und öffentlichem Gut in Land $i$ bezeichnet. (Vgl. zur Annahme unterschiedlicher Produktivitäten auch *Ihori* (1996).) Möglicherweise hat etwa Land 2 in der Vergangenheit weniger Maßnahmen zur Verminderung von Treibhausgas-Emissionen ergriffen als Land 1. Dann ist zu erwarten, dass in Land 2 zusätzliche Vermeidungsanstrengungen geringere Kosten verursachen als in Land 1, das sich durch seine Vorleistungen bereits in einem Bereich hoher Grenzvermeidungskosten befindet.

Ein inneres Cournot-Nash-Gleichgewicht $(x_1^N, x_2^N, G^N)$ lässt sich in der hier zugrundeliegenden Situation wie folgt charakterisieren: Für jedes Land $i$ muss die im Gleichgewicht erreichte Grenzrate der Substitution zwischen privatem und öffentlichem Gut so groß sein, wie die Grenzrate der Transformation $a_i$ von Land $i$. Die Gleichgewichtsposition von Land $i$ liegt dann also auf dem entsprechenden Einkommensexpansionspfad $e_{a_i}^{(i)}(G)$, d. h.:

$$x_i^N = e_{a_i}^{(i)}(G^N) \text{ für } i = 1, 2 \; .$$

Die aggregierte Budgetbeschränkung für die beiden Länder sieht im Gegensatz zum Modell mit identischen Produktivitäten jetzt folgendermaßen aus:

$$a_1(y_1 - x_1^N) + a_2(y_2 - x_2^N) = G^N$$

bzw.

$$a_1\, e_{a_1}^{(1)}(G^N) + a_2\, e_{a_2}^{(2)}(G^N) + G^N = a_1 y_1 + a_2 y_2 \; . \tag{10}$$

Ein Einkommenstransfer von Land 1 an Land 2 in Höhe von $T$ vergrößert die rechte Seite der Gleichung (10) wegen $a_2 > a_1$ um $(a_2 - a_1)T$ . Beim alten Bereitstellungsniveau des öffentlichen Gutes in Höhe von $G^N$ wäre die linke Seite von (10) kleiner als die rechte, so dass nach dem Transfer die Anfangsausstattung nicht mehr voll ausgenutzt würde. Weil die Einkommensexpansionspfade wegen der angenommenen Non-Inferiorität in $G$ wachsen, wird das neue Gleichgewicht nach Vornahme des Transfers bei einer höheren Bereitstellungsmenge $\tilde{G}^N$ des öffent-

[21] Unter anderen Annahmen über die Bereitstellungstechnologie für das öffentliche Gut finden sich ähnliche Resultate bei *Vicary* (1990) und *Cornes* (1993).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

lichen Gutes erreicht. Die beiden Länder bewegen sich auf ihren Einkommensexpansionspfaden nach außen: Für das neue private Konsumniveau von Land $i$ gilt: $\tilde{x}_i^N = e_{a_i}^{(i)}(\tilde{G}^N) > e_{a_i}^{(i)}(G^N) = x_i^N$ . Weil sowohl der private Konsum beider Länder als auch die bereitgestellte Menge des öffentlichen Gutes wachsen, kommt es durch den Transfer vom weniger produktiven Land 1 zum produktiveren Land 2 dann in der Tat zu einer *Nutzenerhöhung für beide Ländern,* d. h. zu einer Pareto-Verbesserung.[22]

Insbesondere gewinnt das Geberland 1, das somit einen Anreiz hat, freiwillig und unkonditional Einkommen an Land 2 abzutreten – eben weil dieses zur kostengünstigeren Bereitstellung des globalen Umweltgutes in der Lage ist. Diese Kostenvorteile bei der Erzeugung des öffentlichen Gutes gleichen aus der Perspektive von Land 1 die Nachteile aus, die dem Geberland daraus erwachsen, dass ein Teil des transferierten Betrags in den privaten Konsum von Land 2 fließt.

Es lässt sich zeigen, dass Land 1 einen Transfer vorzunehmen wünscht, der in eine Randlösung führt. Das weniger produktive Land 1 leistet dann überhaupt keinen eigenen Beitrag zum öffentlichen Gut mehr, nur das produktivere Land produziert im neuen Gleichgewicht das öffentliche Gut. In diesem Sinne führt die Möglichkeit zu monetären Transfers zur *vollständigen Spezialisierung* bei der Bereitstellung des öffentlichen Gutes, wie man sie in einem gänzlich anderen Zusammenhang aus der Außenhandelstheorie kennt (vgl. zu Details *Buchholz/Konrad* (1995)).

Aber auch, wenn die Produktivitäten bei der Erzeugung des öffentlichen Gutes in allen Ländern identisch sind, kann es zu Pareto-verbessernden Transfers kommen. Die Überlegungen im Zusammenhang mit der Warr-Neutralität haben zunächst klargemacht, in welchen Fällen *nicht* mit Pareto-verbessernden Transfers gerechnet werden kann:

- bei inneren Lösungen: hier herrscht ja gerade Warr-Neutralität.
- im Zwei-Länder-Fall: wenn hier keine Neutralität vorliegt, erhöht ein Transfer den Nutzen des Empfängers, senkt aber den des Gebers.

Pareto-verbessernde Transfers im Falle gleicher Produktivitäten können deshalb nur im Fall mit mehr als zwei Ländern auftreten, von denen einige vor Durchführung von Transfers nichts zum öffentlichen Gut beitragen und somit komplette Freifahrer sind. Diese Gruppe soll aus $k$ Ländern bestehen, deren Grenzraten der Substitution zwischen dem öffentlichen und dem privaten Gut im ursprünglichen Cournot-Nash-Gleichgewicht mit $\pi_i$ ($i = 1, \ldots, k$ ) bezeichnet werden. Weil keines dieser $k$ Länder einen Anreiz haben soll, bei Cournot-Nash-Verhalten etwas zum öffentlichen Gut beizutragen, gilt $\pi_i < 1$ für alle $i = 1, \ldots, k$. Die restlichen $m = n - k$ Länder $i = k + 1, \ldots, n$ sollen im Cournot-Nash-Gleichgewicht jedoch positive Beträge zum öffentlichen Gut leisten. Das Cournot-Nash-Gleichgewicht $(x_1^N, ..., x_n^N, G^N)$ wird dann vollständig durch

[22] *Ley* (1998) zeigt, dass bei nicht-linearen Produktionstechnologien für das öffentliche Gut ein entsprechendes Resultat nicht unbedingt gelten muss.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

$$\sum_{i=k+1}^{n} e_1^{(i)}(G^N) + G^N = \sum_{i=k+1}^{n} y_i \tag{11}$$

$$x_i^N = y_i \text{ für } i = 1, \ldots, k$$

$$x_i^N = e_1^{(i)}(G^N) \text{ für } i = k+1, \ldots, n$$

charakterisiert.

Wir nehmen nun an, dass die Gruppe der kompletten Freifahrer $i = 1, \ldots, k$ einen *kollektiven* Transfer an die Gruppe der beitragenden Länder vornimmt, und wollen uns dann überlegen, welche Effekte es hat, wenn ein solcher Transfer marginal erhöht bzw. eingeführt wird. Aus dem totalen Differential der ersten Gleichung in (11) ergibt sich, dass bei einem marginalen Einkommenstransfer von $dT$ die Bereitstellungsmenge des öffentlichen Gutes um

$$dG = \frac{1}{1 + \sum_{i=k+1}^{n} \frac{\partial e_1^{(i)}}{\partial G}(G^N)} dT \tag{12}$$

steigt. Für diesen Effekt spielt es keine Rolle, wie dieser Transfer auf die einzelnen Empfänger-Länder verteilt wird. Die Erhöhung der Öffentlichen-Guts-Menge ist kleiner als der Transfer, weil wegen der angenommenen Non-Inferiorität der Nenner auf der rechten Seite von (12) größer als eins ist. Ökonomisch bedeutet dies, dass ein Teil des Transferbetrages in den privaten Konsum der Empfänger-Länder fließt. Es kommt auch hier zum *Offsetting-Verhalten.* Die Erhöhung des privaten Konsums beim Empfängerland $i$ wird durch $\frac{dx_i^N}{dT} = \frac{\partial e_1^{(i)}}{\partial G}(G^N) \cdot \frac{dG^N}{dT} > 0$ beschrieben. Weil sowohl die Bereitstellungsmenge des öffentlichen Gutes als auch die privaten Konsumniveaus der Empfängerländer wachsen, erhöht sich infolge des Transfers also deren Nutzen.

Der Ausdruck

$$\frac{dT}{dG} = 1 + \sum_{i=k+1}^{n} \frac{\partial e_1^{(i)}}{\partial G}(G^N)$$

gibt die „Kosten" (im Sinne des dazu erforderlichen Transferbetrages) an, die den Geberländern $i = 1, \ldots, k$ entstehen, wenn die Menge des öffentlichen Gutes um eine marginale Einheit erhöht werden soll.

Gilt in diesem Fall

$$\sum_{i=1}^{k} \pi_i > 1 + \sum_{i=k+1}^{n} \frac{\partial e_1^{(i)}}{\partial G}(G^N) \tag{13}$$

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

lässt sich ein Verteilungsschlüssel für den zusätzlichen Transfer $dT$ finden, so dass nicht nur die Empfänger-Länder, sondern auch alle Geber-Länder besser gestellt werden. Dies ist ökonomisch plausibel, denn in der Bedingung (13) wird die aggregierte Zahlungsbereitschaft der Geberländer für eine marginale Erhöhung der Bereitstellungsmenge des öffentlichen Gutes mit dem dafür erforderlichen Transferbetrag verglichen.

Die Bedingung (13) kann in einer Situation mit lediglich zwei Ländern niemals erfüllt werden: Gibt es nämlich nur einen einzigen kompletten Freifahrer ($k = 1$), wie es im Fall mit zwei Ländern zwangsläufig der Fall ist, wird die linke Seite von (13) automatisch kleiner als eins, während die rechte Seite immer größer als eins ist.

Ebenso lässt sich erkennen, dass die Chance für einen Pareto-verbessernden Transfer wächst, je kleiner im Ausgangsgleichgewicht die Zahl der beitragenden Länder und je größer die Zahl der nicht-beitragenden Länder ist. Eine geringere Zahl der beitragenden Länder vermindert die rechte Seite von (13), eine höhere Zahl der nicht-beitragenden Länder vergrößert die linke Seite.

Die $k$ Freifahrer könnten bei Gültigkeit der Bedingung (13) die für sie möglichen Wohlfahrtsverbesserung auch dadurch erreichen, dass sie anstelle monetärer Transfers im gleichen Umfang direkte Beiträge zum öffentlichen Gut leisten.[23] Mit monetären Transfers und direkten Beiträgen zum internationalen öffentlichen Umweltgut lassen sich die gleichen Effekte erzielen. Unter welchen Bedingungen eine solche Äquivalenz im Einzelnen besteht, soll jetzt erörtert werden.

## *3. Äquivalenz und Nicht-Äquivalenz von Einkommenstransfers und direkten Beiträgen zum globalen öffentlichen Umweltgut*

### a) Die Grundidee

Ein Hauptaugenmerk der Literatur zu *Global Public Goods* (vgl. etwa *Kanbur/Sandler* (1999) und *Sandler* (2001)) gilt der möglichen Gleichwertigkeit zwischen unkonditionalen monetären Transfers auf der einen Seite und direkten eigenen Beiträgen zu internationalen öffentlichen Gütern auf der anderen Seite: Auch Beiträge zu globalen öffentlichen Gütern stellen aus dieser Perspektive eine Form der Entwicklungshilfe dar, weil sie in impliziter Form zu einer Umverteilung führen.

Dahinter steckt die folgende Grundidee, die schon bei der Behandlung der Warr-Neutralität angeklungen ist und die wir anhand von Abbildung 7 für den Zwei-Länder-Fall erläutern: Wir nehmen (im Sinne von *Hoel* (1991)) an, dass Land 1 bei der Bereitstellung eines globalen öffentlichen Gutes einseitig handelt und einen Beitrag zum öffentlichen Gut in Höhe von $g_1$ leistet. Das andere Land 2 befindet

[23] Die zentralen Resultate bei *Cornes/Sandler* (2000) ergeben sich dann bereits aus *Buchholz/Haslbeck/Sandler* (1998).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

sich dann, solange es selber nichts zum öffentlichen Gut beiträgt, in der Position *A*, in der sein privater Konsum seinem Einkommen $y_2$ entspricht und die Bereitstellungsmenge des öffentlichen Gutes $g_1$ beträgt. Wir nehmen an, dass beim gegebenen $g_1$ Land 2 aber einen Anreiz hat, über $g_1$ hinaus einen (von der Vorgabe $g_1$ abhängigen) zusätzlichen Beitrag $g_2^r(g_1)$ zum öffentlichen Gut zu leisten. Als Bereitstellungsmenge des öffentlichen Gutes ergibt sich dann insgesamt $G(g_1) = g_1 + g_2^r(y_1)$, und Land 2 erreicht das private Konsumniveau $x_2^r(g_1) = y_2 - g_2^r(g_1)$. In der Abbildung 7 befindet sich Land 2 dann in der Position *B*.

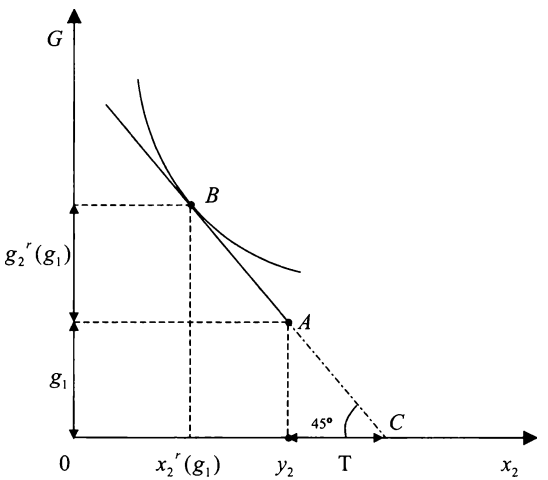


Abbildung 7

Die entscheidende Einsicht in diesem Zusammenhang ist, dass Land 1 das andere Land 2 in die gleiche Position *B* bringen kann, wenn es anstelle eines direkten Beitrags zum öffentlichen Gut in Höhe von $g_1$ Land 2 einen unkonditionalen monetären Transfer *T* in gleicher Höhe zuteil werden lässt. Der Ausgangspunkt für Land 2 ist dann nicht *A*, sondern *C*. Wir wollen jetzt untersuchen, welche weiteren Konsequenzen sich aus dieser Äquivalenz beider Instrumente im einzelnen ergeben und wie weit sie reicht.

### b) Stackelberg-Gleichgewichte

Unmittelbare Auswirkungen hat die Äquivalenz zwischen direkten Beiträgen und monetären Transfers für das *Stackelberg-Gleichgewicht,* das aufgrund seiner von vornherein asymmetrischen Rollenverteilung zwischen den beiden Ländern teilweise sogar als geeigneter zur Abbildung einer Geber-Empfänger-Beziehung angesehen wird als das Cournot-Nash-Gleichgewicht (vgl. *Jayaraman / Kanbur*

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

(1999)). Wir nehmen an, dass das Stackelberg-Gleichgewicht $(x_1^S, x_2^S, G^S)$ (mit Land 1 als Stackelberg-Führer und Land 2 als Folger) zu positiven Beiträgen zum öffentlichen Gut bei beiden Ländern führt: $x_1^S < y_1$, $x_2^S < y_2$.[24] Aus der obigen Überlegung ergibt sich dann, dass Land 1 die Stackelberg-Lösung nicht nur dadurch erreichen kann, dass es einen direkten Beitrag zum öffentlichen Gut in Höhe von $g_1^S = y_1 - x_1^S$ leistet, sondern auch dadurch, dass es einen Transfer $T_1^S = g_1^S$ in gleicher Höhe vornimmt.

Die hier bestehende allokative Gleichwertigkeit zwischen direkten Beiträgen zum öffentlichen Gut und monetären Transfers schafft sogar die Möglichkeit, die Rollenverteilung im Stackelberg-Spiel ökonomisch zu begründen. Dazu stellt man sich vor, das Land 2 über eine Technologie zur Erzeugung des öffentlichen Guts verfügt, Land 1 jedoch nicht. In diesem Falle kann Land 1 überhaupt keine direkten Beiträge zum öffentlichen Gut leisten, so dass es mit Hilfe solcher Beiträge auch nicht die Position des Stackelberg-Führers erlangen kann. Durch die Verwendung monetärer Transfers gelingt es Land 1 jedoch, Land 2 in die Position des Stackelberg-Folgers zu drängen.

Ein *„Strategic Advantage of Being Less Skilled"* (*Buchholz/Nett/Peters* (1998)) besteht somit auch hier. Er verhilft hier Land 1 sogar zur Erreichung der vorteilhaften Position des Stackelberg-Führers. Land 2 wird unter den hier gegebenen Bedingungen einen Transfer nicht ausschlagen, weil es durch den Transfer auf eine höher gelegene Budgetlinie gelangt. Land 2 hat umgekehrt auch keinen Anreiz, Land 1 einen Transfer zu gewähren. Aufgrund der mangelnden Fähigkeit von Land 1, direkt zum öffentlichen Gut beizutragen, kann es dadurch ja keinerlei Effekt auf die Bereitstellung des öffentlichen Gutes ausüben.

Die hier zugrundeliegende Äquivalenz monetärer Transfers mit direkten Beiträgen zum öffentlichen Gut gilt nicht unbegrenzt. Unter welchen Bedingungen es zu unterschiedlichen Wirkungen kommt, wird jetzt untersucht.

### c) Nicht-Äquivalenz bei „großen" Beiträgen

Weshalb sich die Wirkung monetärer Transfers von der Wirkung direkter Beiträge zum öffentlichen Gut unterscheiden kann, wird an Abbildung 8 deutlich. In dieser Abbildung wird veranschaulicht, wie das Empfänger-Land 2 auf verschieden hohe Transfers von Land 1 bzw. auf direkte Öffentliche-Guts-Beiträge dieses Landes jeweils reagiert.

Mit $\breve{G}_2$ bezeichnen wir das Bereitstellungsniveau des öffentlichen Gutes, für das $e_1^{(2)}(\breve{G}_2) = y_2$ gilt. Der Transfer $\breve{T} := \breve{G}_2$ markiert dann einen Schwellenwert im Hinblick auf die Effekte, die Transfers von Land 1 an Land 2 auslösen. Wenn Land 2 von Land 1 nämlich einen monetären Transfer $T_k$ erhält, der kleiner als $\breve{T} = \breve{G}_2$

[24] Zu Stackelberg-Gleichgewichten bei öffentlichen Gütern vgl. auch *Bruce* (1990), *Varian* (1994b) und speziell zu Randlösungen *Buchholz/Konrad/Lommerud* (1997).



DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

ist, wählt Land 1 in Abbildung 8 eine Position $B$ auf seinem Einkommensexpansionspfad $e_1^{(2)}(G)$, die links unterhalb von Punkt $A$ liegt. Land 1 kann einen solchen „kleineren" Transfer $T_k$ vollständig durch einen direkten Beitrag $g_1^k$ in gleicher Höhe ersetzen, ohne dass dies an der Wirkung etwas ändert.

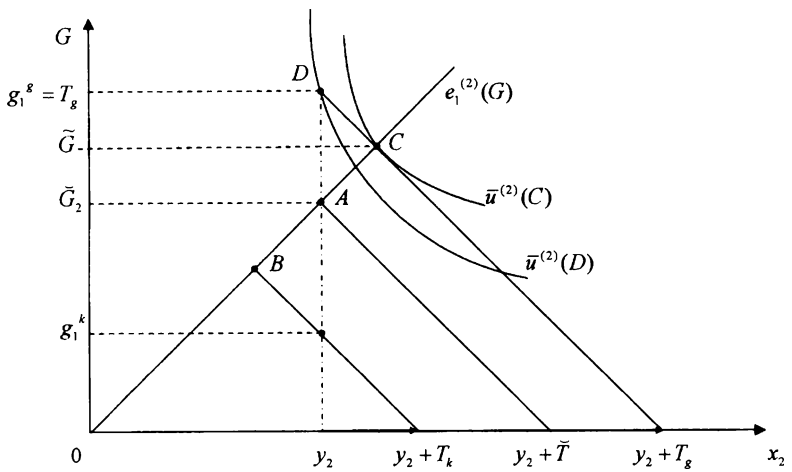


Abbildung 8

Bei einem „großen" Transfer $T_g > \tilde{T}$ gilt eine solche Äquivalenz nicht mehr. Ein solcher monetärer Transfer $T_g$ führt Land 2 in die Position $C$, weil es einen Teil des über $\tilde{T}$ hinausgehenden Transferbetrags zur Erhöhung des privaten Konsums verwendet. Leistet Land 1 statt dessen einen eigenen Direkt-Beitrag $g_1^g$ zum öffentlichen Gut, der so hoch wie $T_g$ ist, kommt es zu einer stärkeren Erhöhung der Öffentlichen-Guts-Menge als beim monetären Transfer, weil Land 2 keine Möglichkeit hat, diese „Sachleistung" in privaten Konsum umzuwandeln. Die Bereitstellungsmenge des öffentlichen Gutes beträgt dann gerade $g_1^g$, und Land 2 erreicht die Position $D$, in der sein Nutzen niedriger als in $C$ ist. Das Geberland 1 stellt sich in diesem Fall durch den Direktbeitrag $g_1^g$ besser als durch den Einkommenstransfer $T_g$. Dies bedeutet, dass Land 1 nicht bereit sein wird, einen monetären Transfer $T_g$ zu leisten, für den $T_g > \tilde{T}$ gilt, wenn es eine Erhöhung der Öffentlichen-Guts-Menge um einen bestimmten Betrag anstrebt. Vielmehr wird Land 1 es einer einseitigen Aktion vorziehen, die gesamte Menge des öffentlichen Gutes selber bereitzustellen.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

### d) Unterschiedliche Produktivitäten als Ursache für Nicht-Äquivalenz

Eine andere Ursache für die Nicht-Äquivalenz monetärer Transfers und direkter Beiträge zum öffentlichen Gut liegt in unterschiedlichen Produktivitäten der beteiligten Länder bei der Erzeugung des öffentlichen Guts. Mit $a_1$ und $a_2$ bezeichnen wir wieder die (wie bereits in B. III. 2.) Grenzraten der Transformation zwischen dem privaten und dem öffentlichen Gut in Land 1 bzw. Land 2. Ein Opfer an privaten Konsum in Höhe von $z_i$ in Land $i = 1, 2$ führt dann zu einer Verminderung von $a_i z_i$ Emissionseinheiten. Umgekehrt verursacht dann die Reduktion der Emissionen in Land $i$ Kosten in Höhe von $1/a_i$.

Sind die beiden Länder bei der Emissionsvermeidung und damit bei der Bereitstellung des öffentlichen Gutes unterschiedlich produktiv, erweisen sich (zumindest im Fall innerer Lösungen) entweder direkte Beiträge *oder* monetäre Transfers aus der Sicht des Gebers als eindeutig überlegen.[25]

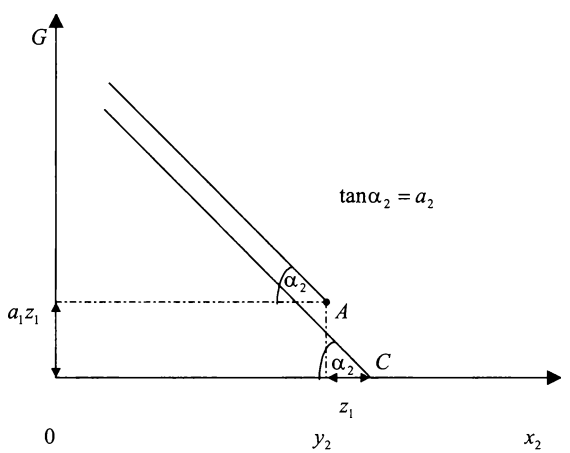


Abbildung 9

Wenn Land 1 einen direkten Beitrag zum öffentlichen Gut leistet, führt ein entsprechender privater Konsumverzicht bei Land 1 in Höhe von $z_1$ zur Erhöhung der Bereitstellungsmenge des öffentlichen Gutes um $a_1 z_1$. In Abbildung 9 wird die Budgetlinie von Land 2 dann für gegebenes $z_1$ durch $(y_2 - z_2, a_1 z_1 + a_2 z_2)$ beschrieben, wobei $z_2$ für den privaten Konsumverzicht bei Land 2 steht. Diese Budgetlinie beginnt in Punkt $A$ und hat den Anstieg $-a_2$. Wenn Land 1 stattdessen einen monetären Transfer in gleicher Höhe $z_2$ vornimmt, führt dies auf die Budgetlinie $(y_2 + z_1 - z_2, a_2 z_2)$, die im Punkt $C$ auf der $x_2$-Achse beginnt und den

25 Zur Nicht-Äquivalenz bei *Hirshleifer's* (1993) Weakest Link Technologie vgl. *Sandler/Vicary* (2001, 2002).



DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

gleichen Anstieg $-a_2$ aufweist wie die Budgetlinie bei einem Direktbeitrag von Land 1.

Die Budgetlinie von Land 2 bei einem direkten Beitrag von Land 1 liegt genau dann oberhalb der Budgetlinie bei einem monetären Transfer, wenn $a_1 > a_2$ gilt. In diesem Fall wird Land 1 bei einer unilateralen Aktion einen direkten Beitrag zum öffentlichen Gut präferieren, weil es das gleiche Ergebnis in Bezug auf Land 2 kostengünstiger, d. h. unter Inkaufnahme eines geringeren eigenen privaten Konsumopfers, erreichen kann als durch einen unkonditionalen monetären Transfer. Wenn jedoch Land 2 bei der Erzeugung des globalen Umweltgutes produktiver ist als Land 1 ($a_2 > a_1$ ), stellt sich Land 1 durch die Verwendung monetärer Transfers besser. Unmittelbar anwenden lässt sich dieses allgemeine Resultat auf den Fall, in dem sich Land 1 in der Position eines Stackelberg-Führers befindet und diesen Vorteil optimal ausnutzen will. Damit ergibt sich eine zentrale Aussage bei *Jayaraman/Kanbur* (1999) auf recht einfache Weise.

Allerdings ist nicht ohne weiteres klar, ob auch Land 2 als Stackelberg-Folger gewinnt, wenn sich Land 1 bei einer einseitigen Vorleistung für das aus seiner Sicht überlegene Instrument entscheidet. Bei der Erörterung dieser Frage konzentrieren wir uns auf den Fall $a_2 > a_1$, in dem Land 1 also monetäre Transfers verwenden wird. Für die hier angenommenen inneren Lösungen mit einem positiven Beitrag zum öffentlichen Gut bei Land 2 zeigt eine Variablentransformation für Land 2, dass die Wahl monetärer Transfers durch Land 1 zu genau den gleichen Effekten führt wie die Wahl eines direkten Beitrags – allerdings bei einem von $a_1$ auf $a_2$ erhöhten Produktivitätsparameter bei Land 1. Zu prüfen ist dann also, wie sich der Nutzen des Stackelberg-Folgers ändert, wenn der Stackelberg-Führer bei der Erzeugung des öffentlichen Gutes produktiver wird. Der Nutzen von Land 2 im Stackelberg-Gleichgewicht wird beschrieben durch

$$u^{(2)}(y_2 - z_2^s, a_1 z_1^s + a_2 z_2^s) \ ,$$

wobei $z_1^s$ und $z_2^s$ für die privaten Konsumopfer der beiden Länder (jetzt im Stackelberg-Gleichgewicht) stehen. Die Ableitung dieses Nutzenwertes nach $a_1$ führt (mit $u_1^{(2)} = \partial u^{(2)}/\partial x_2$ und $u_2^{(2)} = \partial u^{(2)}/\partial G$)

$$-u_1^{(2)} \cdot \frac{\partial z_2^s}{\partial a_1} + u_2^{(2)} \left\{ a_1 \frac{\partial z_1^s}{\partial a_1} + z_1^s + a_2 \frac{\partial z_2^s}{\partial a_1} \right\} = u_2^{(2)} \left\{ a_1 \frac{\partial z_1^s}{\partial a_1} + z_1^s \right\} \ ,$$

da der Folger seinen Beitrag zum öffentlichen Gut optimal dem vom Stackelberg-Führer vorgegebenen Beitrag anpasst.

Bei Erhöhung von $a_1$ vergrößert sich der Nutzen von Land 2 genau dann, wenn $\dfrac{\partial (a_1 z_1^s)}{\partial a_1} = a_1 \dfrac{\partial z_1^s}{\partial a_1} + z_1^s > 0$ gilt, d. h. Land 1 die von ihm selber bereitgestellte Menge des öffentlichen Gutes erhöht, wenn es produktiver wird. Darauf lässt sich nicht mit Eindeutigkeit schließen. Allerdings gilt diese Aussage, wenn die Reak-

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

tionsfunktion $g_2^r(g_1) = a_2 z_2(a_1 z_1)$ des Folgers *konkav* ist, d. h. wenn Land 2 bei einer marginalen Erhöhung des Beitrags von Land 1 den eigenen Betrag umso stärker reduziert, je höher der Beitrag von Land 1 im Ausgangszustand bereits war. Der formale Beweis hierfür ist relativ aufwendig und in diesem Zusammenhang auch nicht allzu interessant.

Wir halten hier nur fest, dass unter nicht unplausiblen Ausnahmen die strategisch bedingte Entscheidung von Land 1 für eines der beiden Instrumente auch für Land 2 vorteilhaft sein kann und somit zu einer Pareto-Verbesserung führt.

#### *4. Zusammenfassung*

Wenn die beteiligten Länder über die gleiche Produktivität bei der Erzeugung des öffentlichen Guts verfügen, hat ein Einkommenstransfer nur dann Einfluss auf das Cournot-Nash-Gleichgewicht, falls er in eine Randlösung führt. Wenn mindestens zwei Länder gemeinsam einen Transfer vornehmen, lässt sich dann unter gewissen Umständen auch eine Pareto-Verbesserung erreichen. Dazu wird allerdings eine gewisse Koordination der Geber-Länder erforderlich. Eine Pareto-Verbesserung kommt auch bei inneren Cournot-Nash-Gleichgewichten zustande, wenn die Produktivitäten in beiden Ländern unterschiedlich sind und der Transfer vom weniger produktiven an das produktivere Land erfolgt. Zwischen monetären Transfers und direkten Beiträgen zum öffentlichen Gut besteht in vielen Fällen Äquivalenz. Für den Geber ist es dann gleichgültig, welches der beiden Instrumente er wählt. Wiederum bei Randlösungen oder unterschiedlichen Produktivitäten wird der Geber aber eines der beiden Instrumente strikt bevorzugen.

## C. Wirtschaftspolitische Implikationen

### I. Zustandekommen und Stabilität internationaler Umweltabkommen

#### *1. Die Position der Kooperationsskeptiker*

Die Ergebnisse der internationalen Kooperation im Umweltbereich werden von vielen kritisch beurteilt. Nach einer empirischen Überprüfung von 195 multilateralen internationalen Umweltabkommen (MIUA) gelangen *Endres / Finus / Lobigs* (2000, S. 88) zu der (allerdings überaus vorsichtig formulierten) Schlussfolgerung, „dass die existierenden MIUA nicht das sind, was sie zu sein versprechen – eine Lösung für die existierenden internationalen Umweltprobleme.“ Speziell in Bezug auf die internationale Klimapolitik wurde die im Prinzip gleiche These in die kritische Frage gepackt, ob die Folgekonferenzen nach Abschluss des Kyoto-Protokolls im Jahre 1997 in Wirklichkeit nur „viel Lärm um nichts“ seien und sich die Bedeu-

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

tung dieser Vereinbarung somit auf „symbolische Umweltpolitik reduziert" (*Böhringer / Vogt / Stronzik* (1999)).

Diese skeptische Einschätzung des Erfolgs internationaler Umweltabkommen beruht zum großen Teil auf den Anreizproblemen, die wir bei Erörterung der Bedingungen für eine stabile Kooperation im theoretischen Teil aufgezeigt haben. Zur weiteren Stärkung der Position der Kooperationsskeptiker lassen sich die folgenden Argumente anführen: (Vgl. hierzu v. a. auch *Endres / Finus* (2000) sowie *Endres / Finus / Lobigs* (2000)).

a) Empirische Studien haben gezeigt, dass in einigen internationalen Umweltabkommen lediglich die Ergebnisse kodifiziert worden sind, die auch im Cournot-Nash-Gleichgewicht bei einer rein freiwilligen Bereitstellung des entsprechenden internationalen Umweltgutes erreicht worden wären bzw. vor Abschluss des Vertrags bereits erreicht worden sind. Das Problem einer Stabilisierung der Zusammenarbeit ergibt sich in diesem Fall nur deswegen nicht, weil der Vertrag ohnehin wirkungslos ist und gegenüber dem Status Quo mit Freifahrerverhalten der beteiligten Staaten keine allokative Verbesserung erbringt. Als Paradebeispiel für eine solche Scheinkooperation gilt das *Helsinki-Protokoll* aus dem Jahre 1985, in dem zur Verminderung der $SO_2$-Emissionen in Europa Emissionsreduktionsquoten für die einzelnen Länder festgeschrieben worden waren. Das Hauptziel dabei war, die durch sauren Regen verursachten Umweltschäden einzudämmen. Ein im wesentlichen ähnliches Ergebnis wurde auch für die im *Sofia-Protokoll* und in der weitergehenden *Large Combustion Plan Directive* aus dem Jahre 1988 fixierten Vermeidungsmengen bei $NO_x$ festgestellt. (Vgl. *Murdoch / Sandler* (1997a) und *Murdoch / Sandler / Sargent* (1997)).[26]

b) Durch die theoretische Analyse hat sich ergeben, welche entscheidende Rolle die glaubhafte Androhung von Sanktionen bei der Durchsetzung einer effektiven Kooperation spielt. In diesem Zusammenhang wird aus institutioneller Perspektive beklagt, dass das Völkerrecht nur wenige Ansatzpunkte zur Erzwingung von Vertragspflichten bietet. So hängt die Eröffnung eines Klageverfahrens (vor dem Internationalen Gerichtshof in Den Haag) von der Zustimmung der beklagten Partei ab, und Klagemöglichkeiten bestehen ohnehin nur bei bilateralen Abkommen. In multilateralen Verträgen wäre deshalb eine explizite Festlegung spezifischer Sanktionsmechanismen erforderlich, die aber oftmals fehlt.

Dieses Argument gewinnt dadurch noch an Bedeutung, dass auch bei einem „Schuldspruch" für ein Land keineswegs garantiert ist, dass die verhängte Strafe tatsächlich vollzogen wird. Im Gegensatz zum Nationalstaat fehlt auf internationaler Ebene eine schlagkräftige Exekutive, deren Einrichtung im Zusammenhang mit der Bereitstellung eines speziellen internationalen öffentlichen Gutes im Übrigen

---

26 *Sandler* (1997, S. 160) fasst das Ergebnis dieser empirischen Studien wie folgt zusammen: „Nations achieved reduction levels and then drafted the treaty with these levels as targets."

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

auch sehr teuer wäre. Angesichts der faktischen Machtlosigkeit der Staatengemeinschaft, gegen Vertragsbrüche wirksam vorzugehen, könnte der Verzicht auf Sanktionsmechanismen in internationalen Konventionen aus ökonomischer Sicht dann sogar als rational gelten.

Zudem beziehen sich diese Überlegungen zum rechtlichen Rahmen einer funktionierenden Kooperation nur auf einen Teilaspekt des Problems, nämlich die Abwehr von Verletzungen bereits abgeschlossener Verträge. Das Problem, dass den Staaten in vielen Fällen bereits der Anreiz fehlt, einem internationalen Umweltabkommen überhaupt beizutreten, lässt sich durch noch so perfekte rechtliche Regelungen nicht lösen, und auch bestehende Konventionen können in der Regel von den autonom bleibenden Signaturstaaten zunächst nach Ablauf gewisser Fristen wieder verlassen werden.

c) Im Standard-Fall wiederholter Spiele, wie wir ihn im theoretischen Teil behandelt haben, erfolgen die Sanktionen immanent, d. h. der Aktionsparameter der Spielteilnehmer ist bei der Bestrafung der gleiche wie bei Kooperation. Angewandt auf das Problem der internationalen Kontrolle von Schadstoffemissionen besagt dies, dass unzureichende Vermeidungsanstrengungen in einem Land mit einer Erhöhung der Emissionsmengen in den anderen Ländern zu beantworten sind. Emissionsmengen sind aber schon aus technischen Gründen als Sanktionsinstrument nicht allzu gut geeignet, weil bei ihrer Variation nur begrenzte Flexibilität besteht. Ähnliche Argumente kennt man bereits aus der Kritik am Standard-Preis-Ansatz von *Baumol/Oates* (1988): Viele Vermeidungsmaßnahmen bestehen in Investitionen mit langer Lebensdauer und sind somit in gewissem Maße *irreversibel.* Dies gilt insbesondere dann, wenn die Emissionsvermeidung nicht durch nachgelagerte (*end of the pipe*), sondern durch integrierte Vermeidungstechniken erfolgt, bei denen die umweltschutzbezogene Investition untrennbar mit dem produktiven Kapitalstock verbunden ist. (Vgl. hierzu bereits *Althammer/Buchholz* (1993)). Die Entwicklung des umweltfreundlichen technischen Fortschritts, d. h. die Verbreiterung der Wissensbasis zum Schutz der Umwelt, lässt sich ohnehin nicht rückgängig machen. Gerade die Aufwendungen für umwelttechnische Innovationen, zu denen etwa auch die Entwicklung von Techniken zur Nutzung der Solarenergie zählen, können aber einen erheblichen Teil der gesamten Vermeidungsaufwendungen ausmachen – und bei längerfristiger Betrachtung kann eine Strategie des technischen Wandels aus ökonomischer Sicht sogar die effizienteste umweltpolitische Alternative darstellen.

Angesichts der effektiven Sanktionen entgegenstehenden Hindernisse könnte man zwar versuchen, die Ausführung von Sanktionen durch die Verwendung flexiblerer Vermeidungsmaßnahmen zu erleichtern, durch die sich die Emissionsmengen in den einzelnen Ländern leichter variieren lassen. Dann besteht aber die Gefahr, dass Chancen zur Senkung der Vermeidungskosten verschenkt werden und das Ziel der statischen Kosteneffizienz (Minimierung der Gesamtvermeidungskosten in einem Land) verfehlt wird.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Auch stellt der bei Veränderung des Emissionsniveaus eines Landes erforderliche lange Reaktionszeitraum (auf politischer Ebene und bei den Emittenten) ein gravierendes Hindernis für die Wirksamkeit von Bestrafungsmechanismen dar, wenn diese in der Weise greifen sollen, wie es sich die Spieltheorie vorstellt. Aus den gleichen Gründen büßt ein Staat zudem die Möglichkeit ein, nach einer kurzfristigen Nicht-Einhaltung des Vertrags seine Reputation durch Übererfüllung der Vertragspflichten in der darauf folgenden Periode wiederherzustellen. (Vgl. *Endres/Finus* (2000)). Im Rahmen der Diskussion wiederverhandlungsstabiler Gleichgewichte hatte sich aber gezeigt, welche hohe Bedeutung einer solchen Option bei der Durchsetzung einer Kooperationslösung zukommen kann.

d) Das spieltheoretische Modell weicht noch in anderer Hinsicht entscheidend von der Realität ab. Die Individuen, bei denen die Kosten und Nutzen einer Umweltvereinbarung schließlich anfallen, sind an der Festlegung von Form und Inhalt der Kooperation nicht unmittelbar beteiligt. Vielmehr sind es *Delegierte* der einzelnen Länder, welche die Vertragsbedingungen aushandeln, und in parlamentarischen Systemen von den Bürgern gewählte Abgeordnete, die über die Ratifikation eines Vertrags und damit über die Annahme seiner Bedingungen entscheiden. Nur in politischen Systemen, in denen Elemente der direkten Demokratie eine größere Rolle spielen, ist dies teilweise anders. Ebenso sind es in der Regel nicht die Bürger selber, sondern Politiker, welche die Entscheidung über die Einhaltung eines Vertrages treffen.

Das politische *Prinzipal-Agenten-Problem* (mit den Bürgern als Prinzipalen und den Angehörigen von Legislative und Exekutive als Agenten) ist also auch im Zusammenhang mit der Kooperation zwischen Staaten von Bedeutung.[27] Vor dem Hintergrund der Theorie wiederholter Spiele wird befürchtet, dass die zeitliche Begrenzung der Wahlperiode die politischen Entscheidungsträger dazu veranlasst, zukünftige Kosten und Erträge (gemessen an den wirklichen intertemporalen Präferenzen der Bürger) zu stark abzudiskontieren, so dass schon deswegen die Wirksamkeit von Sanktionen erheblich eingeschränkt wird. Zu erwarten ist dann auch, dass das durch die Entscheidungen von Politikern tatsächlich erreichte Niveau der internationalen Kooperation unter dem bleibt, das die Individuen in den einzelnen Staaten eigentlich wünschen.

Gewisse Korrekturmöglichkeiten bestehen zwar dadurch, dass Abgeordnete und Parteien auch über eine Legislaturperiode hinaus auf die Aufrechterhaltung ihrer *Reputation* achten müssen, wenn sie auf längere Sicht ihre Wiederwahlchancen nicht gefährden wollen. Damit ein solcher Kontrollmechanismus überhaupt wirksam werden kann, muss jedoch vorausgesetzt werden, dass die Wähler über ein

---

[27] Vgl. zur politischen Ökonomie des Umweltschutzes allgemein z. B. *Buchholz* (1989), *Endres/Finus* (1996) und *Schneider/Volkert* (1999). Zur Anwendung der ökonomischen Theorie der Politik speziell auf internationale Umweltabkommen vgl. *Carraro/Siniscalco* (1998), *Endres/Finus* (2000), *Endres/Finus/Lobigs* (2000) sowie die ausführlicheren Überlegungen in *Letzgus* (1999, insbes. Kap. 5).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

gutes Gedächtnis verfügen und über komplexe umweltpolitische Ursache-Wirkungs-Beziehungen hinreichend informiert sind. Damit ist bei rational kalkulierenden Wählern, wie sie die ökonomische Theorie der Politik unterstellt, kaum zu rechnen. Wenn die Individuen nämlich ihren nur geringen persönlichen Einfluss auf die faktischen Entscheidungen im politischen Prozess antizipieren, werden sie erkennen, dass sich die Beschaffung von Informationen über Kosten und Nutzen des betreffenden internationalen Umweltgutes genauso wenig lohnt wie die präzise Überwachung ihrer politischen Vertreter. Auch dies stellt eine Variante des Freifahrerproblems dar. Gerade bei internationalen Umweltproblemen, deren tieferes Verständnis naturwissenschaftliches Detailwissen voraussetzt und bei denen viele Schäden erst mit großem zeitlichen Abstand anfallen, dürften die Informationsdefizite bei den Bürgern besonders ausgeprägt sein.

Dazu kommt als zusätzliches Argument, dass die Bürger über die politische Situation in anderen Ländern genauer Bescheid wissen müssten, um eine bestimmtes Verhandlungsergebnis angemessen beurteilen zu können. Dies dürfte naturgemäß noch viel schwieriger als die Beurteilung der politischen Verhältnisse im eigenen Land sein. Aus diesem Grund ist damit zu rechnen, dass der politische Reputationsmechanismus bei der Bereitstellung internationaler öffentlicher Güter nur wenig greift. Die Möglichkeiten der Politiker eines Landes, ungestraft opportunistisch handeln zu können, erscheinen im Bereich der internationalen Umweltpolitik deshalb besonders groß. Weil der Erfolg der internationalen Kooperation in erheblichem Maße vom Verhalten der Akteure aus anderen Staaten abhängt, lässt sich bei rationalerweise schlecht informierten Wählern die Verantwortung für ein mögliches Scheitern von Verhandlungen oder eine mangelhafte Umsetzung eines Verhandlungsergebnisses leicht auf andere Länder abwälzen. Je mehr Länder an einem Abkommen beteiligt sind, desto leichter fällt eine Wählertäuschung dieser Art. Politikern kann es gelingen, aus ihrem deutlich demonstrierten verbalen Engagement für den internationalen Umweltschutz politischen Nutzen zu ziehen, ohne dass sie zu befürchten haben, für ein Scheitern der Kooperation politisch verantwortlich gemacht zu werden. Von einem Erfolg können sie hingegen profitieren, weil sie sein Zustandekommen vor den wenig informierten Wählern leicht sich selber zurechnen können. Es ist darüber hinaus sogar zu befürchten, dass das wirkliche Interesse der Politiker an einem Gelingen der internationalen Kooperation nicht einmal besonders groß ist: Wenn nämlich die internationale Zusammenarbeit scheitert, lassen sich auf nationaler Ebene Konflikte über die Verteilung der Kosten vermeiden, die ansonsten bei der Umsetzung einer Vereinbarung entstehen würden.

Insgesamt gesehen scheint es aus der Perspektive der ökonomischen Theorie der Politik somit offensichtlich, dass internationale Umweltprobleme ein besonders gut geeignetes Spielfeld für rein symbolisches Handeln darstellen.

e) Für eine fehlende Ernsthaftigkeit bei der internationalen Kooperation im Umweltbereich lassen sich aber auch andere Erklärungen finden, bei denen man

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

nicht einmal auf das Prinzipal-Agenten-Problem zwischen uninformierten Wählern und strategisch handelnden Politikern Bezug nehmen muss, sondern direkt am Verhalten der Bürger ansetzen kann. Dabei geht man davon aus, dass die Individuen einerseits ein gutes Gefühl aus moralisch korrektem Verhalten im Sinne einer globalen Verantwortung im Umweltbereich ziehen möchten, andererseits nicht wirklich bereit sind, die zur Erfüllung dieses klaren Wunsches nötigen Kosten tatsächlich in Kauf zu nehmen. Mit der Annahme konsistenter individueller Präferenzen und rationalem Handeln steht ein solches Verhalten keineswegs in Konflikt. Zeitdiskontierung ist eine üblicherweise angenommene Komponente individueller Präferenzen, die bewirkt, dass in weiter Zukunft anfallende Kosten des Umweltschutzes aus heutiger Sicht nur geringes Gewicht haben. Ebenso ist davon auszugehen, dass die Individuen über diese Kosten schlecht informiert sind, was sich problemlos aus dem Nutzenmaximierungskalkül erklären lässt. Da Zustandekommen und Wirksamwerden internationaler Umweltvereinbarungen in der Regel lange Zeit erfordern, ist in diesem Fall sogar mit dem Auftreten beider Faktoren zu rechnen. Auch ohne dass opportunistische Politiker ins Spiel gebracht werden müssen, erscheint symbolisches Handeln sogar auf individueller Ebene gerade im Zusammenhang mit internationalen Umweltproblemen als wahrscheinlich.[28]

### *2. Zur Relativierung der Position der Kooperationsskeptiker*

Diese im Hinblick auf den Erfolg internationaler Umweltabkommen sehr pessimistischen Erwartungen erweisen sich bei näherer Betrachtung allerdings als überzogen. Zum einen sind die zuvor dargestellten Überlegungen teilweise unvollständig, zum anderen gibt es kooperationsfördernde Faktoren, die bisher noch nicht berücksichtigt worden sind.

a) Ein Grundproblem der Argumentation der Kooperationsskeptiker besteht darin, dass sie an einigen Stellen viel zu pauschal bleiben. Genau genommen ergibt sich aus ihnen die Prognose, dass *jede* Form der internationalen Kooperation auf nahezu unüberwindbare Hindernisse stoßen muss. Obwohl die Einbeziehung der bei Kooperation und Bestrafung bestehenden individuellen Anreize und des strategischen Verhaltens der Beteiligten aus ökonomischer Sicht sehr wichtig ist, darf gleichzeitig nicht vergessen werden, dass diese Faktoren in vielen Bereichen der internationalen Politik nicht die dominante Rolle spielen, die man aus Sicht der Theorie erwarten würde. Dies gilt sowohl für die internationale Zusammenarbeit in Verteidigungsallianzen als auch für eine institutionalisierte Zusammenarbeit von Staaten in Staatengemeinschaften wie der EU. Vor dem Hintergrund der empirischen Fakten erscheint ein generelles Urteil über die Aussichten der internationalen Kooperation also nicht gerechtfertigt.

---

[28] Dafür sprechen auch die empirischen Untersuchungen zur Zahlungsbereitschaft für Klimaschutz, die *Böhringer/Vogt* (2002) zusammengestellt haben.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Wenn behauptet wird, dass gerade im Bereich der Umweltpolitik die Erfolgschancen für eine internationale Kooperation schlecht seien, wäre deshalb zu ergründen, auf welche Merkmale speziell dieses Politikbereichs das Kooperationsversagen zurückgeführt werden kann. Vielleicht klingt es etwas zynisch, wenn man hier nicht unbedingt die Folge eines Politikversagens, sondern das mögliche Ergebnis eines kollektiv rationalen Verhaltens aller Beteiligten sieht. Denkbar scheint, dass im Gegensatz zu vielen anderen Feldern der internationalen Politik (Verteidigung, internationale Wirtschaftsbeziehungen) das wirkliche Interesse von Wählern und Politikern an internationalen Umweltproblemen wesentlich geringer ausgeprägt ist, als man es vor dem Hintergrund der intensiv geführten öffentlichen Diskussion vermuten könnte. Die Diagnose „Viel Lärm um nichts" wäre dann in der Tat zutreffend, wenn auch in einem etwas anderen Sinne, als es die Autoren dort meinen. Selbst wenn die internationale Umweltpolitik in erster Linie rein symbolisches Handeln (zur Gewissensberuhigung) darstellt, müsste dies dann noch lange nicht bedeuten, dass gemessen an den gegebenen Präferenzen der Individuen dadurch das globale Optimum wirklich verfehlt wird.

b) Dass aber auch bei den in der Realität existierenden internationalen Abkommen im Umweltbereich eine differenzierte Sichtweise geboten ist, zeigen empirische Studien über eine erfolgreiche Kooperation in diesem Bereich. Diese Studien vermitteln zudem ein detailliertes Bild über die Erfolgsfaktoren der Kooperation.[29] Nachdem das Problem der Ausdünnung der Ozonschicht in der Erdatmosphäre erkannt worden war, ergab sich durch das *Montréal Protokoll* von 1987 sehr schnell eine Einigung über die Reduktion der dafür verantwortlichen FCKW-Emissionen. Allerdings hatten auch hier eine nicht unbeträchtliche Zahl von Ländern die Vertragspflichten schon im Vorfeld übererfüllt. Im *London Amendment* von 1990 kam es dann aber zu einer erheblichen Verschärfung der Vermeidungsziele: Es wurde sogar ein absoluter Stopp von Produktion und Konsum FCKW-haltiger Substanzen bis zum Jahre 2000 beschlossen. Diese Vorgabe wurde auch mehr oder weniger erreicht. Die internationale Kooperation zur Vermeidung von FCKW war also nicht nur auf der Ebene der Vertragsverhandlungen, sondern auch bei der Durchsetzung der getroffenen Vereinbarungen höchst erfolgreich.

Die für diese positive Entwicklung ausschlaggebenden Faktoren sind zum großen Teil allerdings sehr spezifisch für das FCKW-Problem:

- Naturwissenschaftliche Studien ließen bei einem weiteren Abbau der Ozonschicht Schäden erheblichen Ausmaßes in fast allen Ländern erwarten.
- Das Ozonloch über dem Südpol war so eindrucksvoll, dass es auf breiter Ebene v. a. innerhalb der Industriestaaten zu einer Mobilisierung der öffentlichen Meinung kam, wodurch die Politiker unter erheblichem Zugzwang gerieten.

---

[29] Vgl. *Murdoch/Sandler* (1997b), *Letzgus* (1999, S. 257–272) sowie Kapitel 9 in *Schwarze* (2000).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

- Die Kosten der Vermeidung von FCKW waren niedrig, und zwar sowohl in Relation zum Volkseinkommen der Industrieländer als auch im Vergleich zu den drohenden Schäden. Zudem führte der technische Fortschritt zur Entwicklung von Ersatzstoffen, die kaum teurer waren als FCKW und von den gleichen Firmen produziert werden. Der ansonsten eher starke politische Widerstand der Produzenten eines umweltschädigenden Gutes war im FCKW-Fall deshalb nur eher schwach ausgeprägt.
- Die Produktion von FCKW war auf wenige Länder und auf wenige Firmen konzentriert. Die Umsetzung der internationalen Umweltvereinbarung in die nationale Umweltpolitik verursachte somit nur geringe Transaktionskosten. Die geringe Zahl der Produzenten erleichterte die Interessenabstimmung durch Verhandlungen auf nationaler Ebene.
- Die USA übernahmen aufgrund ihres Eigeninteresses eine Führungsrolle bei den Verhandlungen, was den erforderlichen Zeitbedarf für das Zustandekommen einer Vereinbarung stark verminderte. Für die USA hätte sich sogar ein Alleingang bei der FCKW-Vermeidung gelohnt. Man befand sich also in einer zum *Chicken-Game* ähnlichen Situation, bei der die Chancen für die Bereitstellung des öffentlichen Gutes ohnehin höher sind als bei einem *Gefangenen-Dilemma.* (Vgl. z. B. *Buchholz/Althammer* (1995)). Weil auch für die USA umso höhere Nettovorteile zu erwarten waren, je mehr Länder an den Vermeidungsanstrengungen partizipierten, war das Kooperationsproblem dadurch aber nicht völlig aufgehoben. Durch die herausgehobene Position der USA war aber klar, bei wem die Initiative zur Herbeiführung der Kooperation zu liegen hatte.
- Es war vorauszusehen, dass nach der relativ kurzfristig möglichen Umstellung auf Ersatzprodukte die Nachfrage nach FCKW-Produkten dauerhaft verschwinden würde. Im FCKW-Fall war eine Situation gegeben, in welcher der Einsatz neuer Techniken späteres Freifahrerverhalten unmöglich bzw. wenig attraktiv machen würde. Gleichzeitig ließen sich die Fortschritte bei der Emissionsvermeidung leicht kontrollieren. Die einzelnen Staaten mussten deshalb nicht befürchten, durch kooperative Vorleistungen in eine Ausbeutungsposition zu geraten. Dies erhöhte ihre Kooperationsbereitschaft – auch ohne Anwendung eines ausgefeilten Sanktionsmechanismus.

Selbst wenn das Zusammentreffen all dieser die Kooperation begünstigender Faktoren beim FCKW-Problem die große Ausnahme darstellen mag, so zeigen die Überlegungen doch, dass auch bei der Bereitstellung globaler Umweltgüter eine erfolgreiche Kooperation nicht von vornherein ausgeschlossen ist.

Bei der Bekämpfung des Treibhauseffekts sind die eben beschriebenen Erfolgsfaktoren allerdings nicht gegeben.[30] Insbesondere ist auf lange Sicht mit erheblichem Freifahrerverhalten zu rechnen. Wirtschaftswachstum ist ein wichtiges

[30] Vgl. zum Vergleich der Kooperationsproblematik bei beiden Umweltproblemen *Barrett* (1999) sowie *Letzgus* (1999).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

wirtschaftspolitisches Ziel in allen Ländern, das sich bei Nutzung preiswerter fossiler Energieträger (Kohle, Rohöl, ...) ohne grundlegenden Wandel in der Energietechnik am ehesten erreichen lässt. Gerade diese Energiearten führen aber zwangsläufig zu $CO_2$-Emissionen: Die einzige Vermeidungsmöglichkeit besteht in der Senkung des Verbrauches dieser Energieträger, nachgelagerte Vermeidungstechniken gibt es nicht. Der Zwang zur Einschränkung der $CO_2$-Emissionen wird deshalb gerade in Entwicklungs- und Schwellenländern als gravierendes Hindernis für die wirtschaftliche Entwicklung angesehen. Ein Freifahrerverhalten einzelner Staaten wird besonders attraktiv, wenn andere Länder ihren Verbrauch von Kohle und Öl senken und der Weltmarktpreis dieser Energien daraufhin zurückgeht („*Leakage-Effekt*"). Im Fall der $CO_2$-Vermeidung gewinnt die vertragliche Vereinbarung von Sanktionsmechanismen im Vergleich zur FCKW-Vermeidung somit stark an Bedeutung.

c) Die These, dass schon die Festlegung entsprechender Strafregeln ein fast unüberwindbares Hindernis für internationale Umweltabkommen darstellt, wurde in der Realität nicht durchgehend bestätigt. Allerdings hat dieser Punkt gerade in den internationalen Klimaschutzverhandlungen zu einer nicht unerheblichen Verzögerung geführt. Auf der Vertragsstrafenkonferenz COP 7 in Marrakesch 2001 wurde in dieser Frage jedoch mittlerweile eine Einigung erzielt. Der dabei beschlossene Mechanismus zur Erfüllungskontrolle („*Compliance*") enthält die folgenden Kernelemente:

- Vertragsstaaten, die ihr Emissionsvermeidungsziel im ersten von 2008 – 2012 reichenden Verpflichtungszeitraum nicht einhalten, haben das 1,3-fache der Überschreitungsmenge in der anschließenden Verpflichtungsperiode 2013 – 2017 zusätzlich zu vermeiden. Die zunächst unterlassenen Vermeidungsmaßnahmen müssen also nicht nur nachgeholt werden, sondern es wird zudem ein „Strafzuschlag" erhoben, dessen Höhe in der Wiedergutmachungsrate von 1,3 zum Ausdruck kommt.
- Staaten, die ihren Reduktionspflichten nicht nachkommen, dürfen ihre Emissionsrechte nicht länger an andere Staaten veräußern.
- Nach einer Unterschreitung seines Emissionsziels muss der betreffende Staat einen Erfüllungsplan erarbeiten und einer Kontrollbehörde („*Enforcement Branch*") vorlegen. Diese hat dann auf dieser Grundlage auch darüber zu entscheiden, ob der vertragsverletzende Staat wieder zum Emissionsrechtehandel zugelassen wird.

Der genaue völkerrechtliche Status dieser Sanktionsregeln ist bislang noch nicht abschließend geklärt. Darüber soll erst nach Inkrafttreten des Kyoto-Protokolls auf der Vertragsstaatenkonferenz im Jahre 2003 entschieden werden.

d) Anders als im Grundmodell wiederholter Spiele ist die internationale Kooperation in der Empirie nicht auf einen einzigen Bereich beschränkt. Die Kopplung verschiedener Kooperationsfelder („*Issue Linkage*") ist potenziell dazu in der

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Lage, die Stabilität vertraglicher Vereinbarungen zu erhöhen. Allerdings tritt dieser positive Effekt nicht automatisch und in jedem Falle ein. Möglicherweise kann ein Staat, der in einem von mehreren Kooperationsbereichen seinen vertraglichen Pflichten nicht nachkommt, ja gerade deswegen mit Nachsicht der anderen Staaten rechnen, weil diese die Kooperationsbereitschaft des Abweichlers in anderen Bereichen nicht gefährden wollen. Auf diese Weise kann bei „Issue Linkage" opportunistisches Verhalten sogar gefördert werden. Durch die Verbindung unterschiedlicher Politikbereiche wird insgesamt aber das Spektrum der einsetzbaren Sanktionsinstrumente erweitert – und bei vielen bedeutsamen internationalen Umweltproblemen dürfte die glaubhafte Androhung von Strafen überhaupt erst möglich werden. Die Kosten für die bestrafenden Länder (etwa beim Verhängen von Handelssanktionen (vgl. etwa *Barrett* (1997)) oder dem Ausschluss der Vertragsbrecher vom Technologietransfer) sind vielfach wesentlich geringer als die Kosten bei einer Variation der Emissionsmengen, die – wie wir zuvor gesehen haben – eventuell sogar unendlich groß sind. Die Androhung solcher Sanktionen wird glaubhafter, weil aufgrund der geringeren Bestrafungskosten das Kooperationsproblem auf Seiten der die Strafe ausführenden Länder an Bedeutung verliert.

Die Kosten beim Ausführen einer Sanktion können in einigen Fällen sogar negativ werden. Dies gilt insbesondere dann, wenn einerseits das (durch Strafzölle oder gar durch einen Handelsboykott) sanktionierte Land A vom Export in das die Strafe ausführende Land B abhängig ist, dieses jedoch die aus A importierten Güter leicht ersetzen kann, andererseits aber Land A auf die Einfuhr von Gütern aus Land B angewiesen ist und deshalb keine Möglichkeit zur Vergeltung im Bereich des Außenhandels besitzt. Dies zeigt im Übrigen auch die mögliche Bedeutung asymmetrischer Machtbeziehungen bei der Durchsetzung von Sanktionen.

Drohpotenziale im Bereich des Außenhandels können aber nicht nur für eine Stabilisierung bestehender Abkommen sorgen, sondern auch zur Schaffung von Anreizen beitragen, sich an Umweltabkommen zu beteiligen. Aus diesem Motiv heraus enthält das Montréal-Protokoll zur Verminderung der FCKW-Emissionen ein Verbot für alle ratifizierenden Staaten, von einem gewissen Zeitpunkt an FCKW-haltige Produkte ein- und auszuführen. Allerdings ist der Einsatz von Beschränkungen des internationalen Handels durch die Spielregeln der WTO stark beschränkt. Solche Sanktionen sind nur zulässig, wenn alle Signaturstaaten einer internationalen Umweltvereinbarung nur sich gegenseitig bestrafen („Ausschließende Wirkung auf fremde Dritte") und die zur Anwendung kommende Strafmaßnahme am wenigsten freihandelsschädlich ist („WTO-Kompabilität"). Deshalb wird aus umweltpolitischer Sicht vielfach gefordert, diese Regeln zu ändern, um im Rahmen internationaler Umweltabkommen in verstärktem Maße auf handelsbezogene Sanktionsinstrumente zurückgreifen zu können.

e) Bei realen Spielen zur Bereitstellung eines öffentlichen Gutes ist, zumindest auf der Ebene von Individuen, vollständiges Freifahrerverhalten keineswegs der Regelfall. In Experimenten hat sich gezeigt, dass ein nicht unerheblicher Teil der

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Versuchspersonen freiwillig kooperiert.[31] Die Individuen handeln nicht als reine Egoisten, sondern zeigen gegenüber ihren Mitspielern eine gewissen „Freundlichkeit" (*Kindness* im Sinne von *Andreoni* (1995)). Dies gilt sogar bei einstufigen Bereitstellungsspielen, in denen von vornherein keine Möglichkeit für die Anwendung von Vergeltungsstrategien besteht. Bei wiederholten Spielen wenden die Individuen in der ersten Spielrunde einen beträchtlichen Teil ihrer Anfangsausstattung für das öffentliche Gut auf, obwohl in spieltheoretischer Sicht eigentlich ein Beitrag von null die dominante Strategie darstellt und somit als individuell rational erscheint. Allerdings zeigt sich auch, dass die Individuen durch kooperatives Verhalten in frühen Spielrunden nicht unbedingt das Ziel verfolgen, sich eine Reputation als zuverlässige Partner aufzubauen und in diesem Sinne strategisch handeln. Gegenüber zufällig ausgewählten „Fremden" ergab sich nämlich das gleiche Ausmaß an Kooperation.

Diese empirischen Beobachtungen sind zwar schlecht für die herkömmliche ökonomische Theorie, die bei rationalem Verhalten der Akteure andere Ergebnisse prognostiziert, sie sind aber prinzipiell gut für die Erfolgschancen der Kooperation auf internationaler Ebene. Jenseits strategischer Kalküle existiert eine Bereitschaft zur freiwilligen Zusammenarbeit mit anderen. Je höher diese Bereitschaft ist, desto geringer wird die Bedeutung von Sanktionsmechanismen, in deren unzureichender Wirksamkeit ja ein entscheidendes Kooperationshindernis gesehen wird. Durch freiwillige Kooperation kann es – ohne komplizierte und störungsanfällige Regelmechanismen – zu einer Stabilisierung der internationalen Zusammenarbeit kommen. Um die hierfür in der Realität bestehenden Chancen auszuloten, ist zu prüfen, von welchen Faktoren die Bereitschaft zur freiwilligen Kooperation abhängt. Auch dazu haben ökonomische Experimente wichtige Informationen geliefert, die sich teilweise auch zum Vergleich des Kooperationserfolges bei der FCKW-Problematik auf der einen und der $CO_2$-Problematik auf der anderen Seite nutzen lassen.

- Die freiwilligen Beiträge zu einem öffentlichen Gut steigen, wenn dessen Grenznutzen wächst bzw. seine Kosten sinken. Dies gilt v. a. bei geringer Gruppengröße (vgl. *Isaac/Walker/Williams* (1994)). Dies liefert eine Erklärung für den Erfolg der internationalen Zusammenarbeit bei der Vermeidung von FCKW-Emissionen. Für die Bekämpfung des Treibhauseffektes ergibt sich aus dieser Beobachtung jedoch eine eher negative Prognose: Für viele Länder sind die Kosten gerade der $CO_2$-Vermeidung hoch – und die Nutzen niedrig, wenn nicht gar negativ und v.a. unsicher. Zudem gibt es mehr Hauptakteure als beim FCKW-Problem.
- Es ist nicht reine Nächstenliebe oder – wie gerade im Umweltbereich – moralisches Engagement für die gute Sache an sich, was die Individuen zur freiwilligen Kooperation motiviert. Selbst wenn die Entscheidung für die Kooperation nicht im eigentlichen Sinne strategisch erfolgt, so ist sie doch *konditional,* d. h.

[31] Vgl. hierzu bereits die Überblicke bei *Ledyard* (1995), *Weimann* (1995) und neuerdings Kapitel 2 in *Sturm/Weimann* (2001).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

abhängig vom beobachteten Verhalten der anderen: Kooperatives Handeln wird mit kooperativem Handeln beantwortet, nicht-kooperatives mit nicht-kooperativem. Auf diese Weise erhält *Reziprozität* einen hohen Stellenwert bei der Erklärung freiwilliger Kooperation (vgl. etwa *Fehr/Gächter/Kirchsteiger* (1997)).[32] Im Hinblick auf die Zusammenarbeit zwischen Staaten lassen sich hieraus die folgenden Schlussfolgerungen ziehen:

- Reziprokes Verhalten wird durch die Häufigkeit der Interaktion gefördert. Wenn die internationale Zusammenarbeit simultan auf verschiedenen Handlungsfeldern erfolgt, erhöhen sich somit auch die Aussichten für eine erfolgreiche Kooperation bei internationalen Umweltgütern. Umfassende Reziprozität schafft ein Klima des Vertrauens und der Solidarität. Ein Land ist dann eventuell auch zur Mitarbeit in einem bestimmten Bereich bereit, wenn es dadurch isoliert betrachtet einen Nachteil erleidet. Auf diese Weise will es seinen Ruf als vertrauenswürdiger Kooperationspartner stärken und sich das generelle Wohlwollen und die Kooperationsbereitschaft der anderen erhalten. Eine Gefährdung eines Netzes insgesamt vorteilhafter Kooperationsbeziehungen soll durch großzügiges Verhalten im Einzelfall vermieden werden. Die Abkehr vom eng verstandenen *do ut des Prinzip* (Leistung nur gegen Gegenleistung) wird aus einer eher soziologischen Perspektive als charakteristisches Merkmal von „Gemeinschaften" verstanden, die auf eine langfristige Zusammenarbeit in vielen Bereichen ausgelegt sind.[33]
- Handeln auf der Basis des Reziprozitätsprinzips („Wie du mir, so ich dir") bedeutet aber auch, dass man bei nicht-kooperativem Verhalten der anderen zu einer Bestrafung bereit ist, selbst wenn dies Kosten verursacht. Das auch bei kollektiven Vergeltungsaktionen bestehende Freifahrerproblem lässt sich durch eine auf Gegenseitigkeit ausgerichtete Grundeinstellung von Individuen bzw. Staaten zumindest abmildern
- Die Orientierung am Reziprozitätsgedanken lässt sich auch als Ausdruck eines allgemeinen Wunsches nach *Fairness* begreifen. Das bedeutet, dass die Beteiligten die Regeln eines internationalen Abkommens als „gerecht" empfinden müssen, damit eine freiwillige Zusammenarbeit zustande kommt und stabil ist.[34] Die Auffassungen darüber, was als gerecht zu gelten hat, gehen zwischen den Beteiligten in vielen Fällen stark auseinander. Je eindeutiger die Gerechtigkeitskriterien in einer bestimmten Situation sind, desto eher ist ein Erfolg der internationalen Zusammenarbeit zu erwarten. Umgekehrt erhält

---

32 Präferenztheoretische Erklärungen für ein derartiges Verhalten liefern *Fehr/Schmidt* (1999) und *Bolton/Ockenfels* (2000).

33 Vgl. z. B. *Ostrom* (1997, S. 12), die in „Reciprocity, Reputation and Trust" die Kernelemente („Core Relationships") für erfolgreiche Kooperationsbeziehungen sieht.

34 Vgl. hierzu z. B. die Überblicksartikel von *Ostrom* (2000) und *Fehr/Gächter* (2000). Ähnliche Faktoren bestimmen auch das Verhalten der Akteure in Duopol-/Oligopol-Situationen. Vgl. hierzu etwa die experimentelle Studie von *Selten/Mitzkewitz/Uhlich* (1997).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

man auf diese Weise eine Erklärung dafür, weshalb etwa bei der Bekämpfung des Treibhauseffektes die internationale Zusammenarbeit so schwer fällt. Erscheint es in diesem Fall als „gerecht", wenn die aktuellen Emissionen als Anknüpfungspunkt für die Bemessung der nationalen Vermeidungsziele dienen, oder sollte der normative Maßstab statt dessen – im Sinne eines für alle gleichen Rechts auf Nutzung der Natur – eine hypothetische Gleichverteilung der Emissionsrechte auf alle Erdenbürger sein? (Vgl. hierzu bereits Cansier (1991).) Denkbar wäre aber auch, dass sich das Urteil über die Verteilungsgerechtigkeit einer internationalen Abmachung nicht auf die Ausgangspositionen, sondern auf die bei Umsetzung der Vereinbarung von den einzelnen Staaten erreichten Nettowohlfahrtsniveaus bezieht. Je nachdem, welcher Gerechtigkeitskriterium man zuneigt, ergeben sich völlig unterschiedliche Schlussfolgerungen für die Beurteilung der Pflichten, welche z. B. einerseits die USA und andererseits die Entwicklungsländer beim internationalen Klimaschutz übernehmen sollten.

- Kooperatives Verhalten ist eher zu erwarten, wenn die Möglichkeit zur persönlichen Kommunikation besteht.[35] Daraus folgt, dass internationale Verhandlungen – vielleicht entgegen dem ersten Augenschein – nicht nur rituellen Charakter haben. Überdies wird deutlich, dass der Aufbau dauerhafter Beziehungen auf der Ebene der Ministerialbürokratie von erheblicher Bedeutung für den Kooperationserfolg im internationalen Bereich sein kann.
- Ökonomische Experimente zeigten auch, dass die Bereitschaft zur freiwilligen Kooperation nicht bei allen Individuen in gleichem Maße ausgeprägt ist. Im Hinblick auf die Kooperationswilligkeit gibt es verschiedene Typen von Individuen, bei denen die Häufigkeit ihres Auftretens in starkem Maße von der Sozialisation und kulturellen Faktoren abhängt (vgl. *Ockenfels / Weimann* (1999)).

Auch bei der internationalen Kooperation im Umweltbereich dürften kulturelle Faktoren von nicht unerheblicher Bedeutung sein. Offenbar unterstützt das Empfinden, in der Vergangenheit zu kurz gekommen zu sein, die Neigung, sich einer freiwilligen Kooperation zu verweigern. Die geringe Bereitschaft der Entwicklungsländer, an Bemühungen zum internationalen Klimaschutz mitzuwirken, lässt sich zumindest teilweise hierauf zurückführen. Auf der anderen Seite dürfte eine strikt marktliberale und auf ökonomische Anreize konzentrierte Grundhaltung ebenso wenig förderlich für die Kooperationsbereitschaft sein. Der Rückzug der USA vom Kyoto-Protokoll lässt sich auch vor diesem Hintergrund begreifen.

Die beobachtete Abhängigkeit der Kooperationsbereitschaft vom individuellen Typus besitzt aber noch eine andere Dimension: Unabhängig von der spezifischen kulturellen Prägung kann gefragt werden, ob der politische Prozess eher

[35] Vgl. etwa *Brosig / Weimann / Yang.* (2000). Die Bedeutung Kommunikation für eine erfolgreiche Kooperation wird von *Genesove / Mullin* (2000) anhand einer empirischen Fallstudie über das Verhalten von Firmen im Oligopol herausgearbeitet.



DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

kooperative oder eher unkooperative Politiker begünstigt. Da die Politiker sowohl bei der Ausgestaltung der Verträge als auch bei der Entscheidung über ihre Einhaltung einen nicht unerheblichen Entscheidungsspielraum haben, kommt dieser Frage bei der Beurteilung der Erfolgschancen der internationalen Kooperation entscheidende Bedeutung zu. Welche Rolle entsprechende Überlegungen aus der ökonomischen Theorie der Politik bei der Erklärung der internationalen Zusammenarbeit im Umweltbereich spielen, soll jetzt im Einzelnen erörtert werden.

f) „Feierliche öffentliche Beschwörungen der Wünschbarkeit von Reduzierungen sowie ebensolche Versprechen, Reduzierungen durchführen zu wollen ... können eine Regierung nur dann in Zugzwang bringen, wenn sich Bürger bei einem Wortbruch (...) aus moralischen Gründen gegen ihre Regierung wenden. Geht man (von in ihrer überwältigenden Mehrheit) rationalen und opportunistischen Bürgern aus, so ist zu vermuten, dass diese Bürger von ihrer Regierung nichts anderes als opportunistisches Verhalten erwarten" (*Endres/Finus/Lobigs* (2000, S. 83–84)). Aus der Sicht der Kooperationsskeptiker ist die Wahl nicht-kooperativer opportunistischer Politiker deswegen zu erwarten, weil auch die Wähler rational und opportunistisch sind. Abgesehen davon, dass die Individuen nicht alle eine solche Grundhaltung haben (siehe den vorherigen Abschnitt), sprechen noch einige andere Gründe gegen eine solche pessimistische These:

Wähler haben in vielen Situationen den Anreiz, aus strategischen Gründen Politiker zu wählen, die andere Präferenzen aufweisen als sie selber (vgl. z. B. *Buchholz/Haupt/Peters* (2002)). Schon deshalb ist nicht zwangsläufig damit zu rechnen, dass sich opportunistische Wähler ebensolche Politiker präferieren und wählen werden.

Ein Vergleich mit einem anderen Prinzipal-Agenten-Problem macht klar, was hinter diesem Argument steckt: Einen zu „cleveren" Rechtsanwalt zu beauftragen, birgt die Gefahr in sich, dass sich diese „Cleverness" auch gegen den eigenen Mandanten kehren kann. Opportunismus gilt als allgemeines Persönlichkeitsmerkmal, das sich auf das gesamte Verhalten eines Individuums auswirkt. Wenn ein Politiker mit voller Absicht Versprechen bricht, sendet er ein Signal aus, generell unzuverlässig und nicht vertrauenswürdig zu sein. Er kann deshalb auch durch ein anscheinend nur gegen andere Staaten gerichtetes rein strategisches Verhalten seine Glaubwürdigkeit im Inland aufs Spiel setzen und seine Wiederwahlchancen gefährden. Die Bürger müssen ja befürchten, in der Zukunft selber von einem derartigen („gerissenen") Politiker getäuscht zu werden. Anders dürfte dies nur in eng verschworenen politischen Gemeinschaften sein, in denen ein implizites Einverständnis zwischen Politikern und Wählern besteht, dass Politiker zum Nutzen ihrer Volksgruppe ihre wahren Absichten verbergen müssen. In großen Demokratien mit vielfältigen Interessen und offenem Meinungsaustausch (vgl. *Congleton* (1992)) sind dem strategischen Handeln von Politikern demgegenüber engere Grenzen gesteckt. Ein altbekanntes Argument, mit dem bereits *Johansen* (1977) die Bedeu-

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

tung strategisch motivierter Falschangaben von Präferenzen bei der Bereitstellung öffentlicher Güter relativiert hat, lässt sich also auch auf das Problem der Stabilität internationaler Abkommen anwenden.

Schon diese Betrachtung zeigt also, dass aus politökonomischen Gründen nicht eindeutig auf eine Beeinträchtigung der Chancen einer internationalen Kooperation geschlossen werden kann. Dazu kommt, dass durch die große Distanz zwischen den Wählern in einem Land und dem internationalen Verhandlungsprozess sowohl die Einflussmöglichkeiten der nationalen und internationalen Bürokratie als auch die von Umweltschutzorganisationen wachsen (vgl. *Michaelowa* (1998)). Bürokratien sind aber generell an verlässlichen Regeln interessiert, was für das Zustandekommen vertraglicher Vereinbarungen günstig ist. Internationale Umweltorganisationen erhalten bei internationalen Umweltkonferenzen ein spezielles Forum, um direkt ihr zentrales Anliegen – die Orientierung umweltpolitischen Handelns an einer langfristig ausgerichteten globalen Umweltverantwortung – zu vertreten. Dadurch wird ein Gegengewicht geschaffen, das die Dominanz primär national organisierter Produzenteninteressen vermindern kann. Dies gilt natürlich nur, solange der von wirtschaftlichen Interessengruppen auf nationaler Ebene artikulierte Widerstand gegen weitergehende Vermeidungsziele nicht allzu stark wird, wie dies bei der Bekämpfung der Treibhauseffekte in vielen Ländern jedoch der Fall ist.

Insgesamt gesehen gibt es also gute Gründe für die Annahme, dass die Erfolgschancen einer internationalen Zusammenarbeit im Umweltbereich nicht *prinzipiell* negativ einzuschätzen sind. Vielmehr hängt ihr Gelingen von einzelnen Erfolgsfaktoren ab, die allerdings bei dem zur Zeit bedeutsamsten Problem des Klimaschutzes kaum gegeben sein dürften. Aus einem vorsichtigen Optimismus über die im allgemeinen bestehenden Kooperationschancen folgt also keineswegs eine Entwarnung für diesen wichtigen Spezialfall.

## II. Flexible Mechanismen im internationalen Umweltschutz

### *1. Matching als pretiales Instrument des internationalen Umweltschutzes*

Beim Matching-Mechanismus, wie im theoretischen Teil dargestellt wurde, wird der Pigou-Ansatz auf eine Situation angewandt, in der die einzelnen Staaten als Schadstoffemittenten gelten und deshalb die primären Adressaten der Umweltpolitik sind. Je nach Blickwinkel kann man ein solches Matching-Verfahren entweder als Subventions- oder als Abgabeninstrument ansehen. Bei der Interpretation als Emissionsabgabe ist allerdings zu beachten, dass – anders als im Standardfall der Umweltökonomie – die Bemessungsgrundlage nicht die Restemissionen darstellen. Die effektive Nettobelastung eines Landes hängt nicht nur von seinen Vermeidungsanstrengungen, sondern ganz entscheidend auch von den Aktivitäten der anderen Länder ab. Für die marginale Belastung einer zusätzlichen Emissionseinheit



DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

eines Landes, auf die es in allokativer Hinsicht in erster Linie ankommt, hat dies jedoch keine Auswirkungen.

Wie im Lehrbuchmodell der Umweltökonomie verspricht man sich durch die Anwendung eines einheitlichen Matching-Satzes *s* Kosteneffizienz. Es kann erwartet werden, dass jedes Land seine Vermeidungsaktivitäten so weit ausdehnt, bis seine Grenzvermeidungskosten dem einheitlichen Wert *s* entsprechen. Darüber hinaus verspricht der Matching-Mechanismus aber auch Fairness bei der Behandlung der einzelnen Länder (vgl. *Hackl/Falkinger/Pruckner* (1996)), weil die Vermeidungsbemühungen aller Länder in gleichem Maße gefördert werden und gleichzeitig durch unterschiedliche Finanzierungsanteile am gesamten Subventionsaufwand den unterschiedlichen wirtschaftlichen Bedingungen in den einzelnen Ländern Rechnung getragen werden kann. Der vorgeschlagene Matching-Mechanismus sieht ja vor, dass Länder mit ähnlicher „Leistungsfähigkeit" in gleichem Maße belastet werden sollen. Ein wesentliches Gestaltungsmerkmal des Mechanismus, das aus allokativer Sicht zur Erreichung innerer Gleichgewichte erforderlich ist, trägt somit auch zur Herstellung gerechter Verteilungswirkungen bei.

Dass bei der üblichen partialanalytischen Behandlung des Pigou-Konzepts gerade dieser Aspekt in der Regel ausgeblendet bleibt, lässt sich folgendermaßen erklären: Im Gegensatz zu den Regierungen verschiedener Staaten müssen ja die Bürger eines Staates ein umweltpolitisches Regelwerk nicht einstimmig billigen, so dass auf nationalstaatlicher Ebene Fairness als Akzeptanzkriterium an Bedeutung verliert. Wenn ein Individuum seine individuelle Belastung durch eine nationale Ökosteuer als ungerechtfertigt hoch einschätzt, hat es (von der Abwanderung in ein anderes Land einmal abgesehen) keine Möglichkeit, sich der Steuerzahlung zu entziehen.

Gegen die Anwendung des Pigou-Ansatzes auf die internationale Ebene, wie er im Matching-Mechanismus zum Ausdruck kommt, lassen sich jedoch einige Bedenken vorbringen:

- Es kann bezweifelt werden, ob in der beschriebenen Form tatsächlich Kosteneffizienz erreicht wird. Mit Ausnahme der kaum mehr existierenden Zentralverwaltungswirtschaften nehmen ja die einzelnen Regierungen die Emissionsvermeidungsmaßnahmen nicht selber wahr (vgl. *Bayer/Cansier* (1999)). Vielmehr sind Verhaltensänderungen bei einer Vielzahl von Haushalten und Unternehmen erforderlich, so dass ein Umsetzungsproblem zwischen den vom Matching-Mechanismus für die Regierungen geschaffenen Anreize und dem einzelwirtschaftlichen Verhalten besteht.[36] Der Matching-Mechanismus wäre, so wie er konzipiert wurde, prinzipiell auch verträglich mit einer *Command-and-Control-Umweltpolitik* innerhalb der einzelnen Länder. Mit einer Angleichung der Grenzvermeidungskosten weltweit und somit mit einer Minimierung der globa-

[36] Zur Abstimmung zwischen flexiblen Mechanismen auf internationaler Ebene und der Umweltpolitik in den Einzelstaaten vgl. auch *Hahn/Stavins* (1999).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

len Gesamtvermeidungskosten kann also auch bei zwischenstaatlichem Matching nicht in jedem Fall gerechnet werden. Naheliegend wäre es natürlich auf der Ebene der einzelnen Staaten, den Mechanismus nach unten fortzusetzen und die Vermeidungsanstrengungen der privaten Wirtschaftssubjekte mit dem gleichen Satz zu bezuschussen, der auf internationaler Ebene gilt. Die hierfür nötigen Mittel würden ja durch den Mechanismus aufgrund seiner Konstruktion bereitgestellt. Allerdings ergäben sich dabei all diejenigen Probleme, die sich ganz allgemein mit Vermeidungssubventionen verbinden. Die einzelnen Emittenten in einem Staat hätten Interesse daran, ihre Anfangsemissionen zu übertreiben, um in den Genuss möglichst hoher Subventionen zu kommen. Die Anreize zur Emissionsminderung würden hierdurch ausgehöhlt. Gleichzeitig würde bei längerfristiger Betrachtung die Allokation dadurch verzerrt, dass die Nettogewinnposition von Schadstoffemittenten besser als die von Nicht-Emittenten werden kann. Unternehmen, die im Ausgangszustand überhaupt keine Emissionen des betreffenden Schadstoffs aufzuweisen haben, erhalten von vornherein keine Subventionen. Der wirtschaftliche Strukturwandel hin zu umweltfreundlichen Produktionsstrukturen wird auf diese Weise behindert.

Wenn man diese negativen Effekte verhindern will, bietet sich an, den Matching-Mechanismus auf nationaler Ebene durch eine *Emissionsabgabe* zu ergänzen, deren Satz mit dem internationalen Subventionssatz $s$ übereinstimmt. Es kommt auch hier (wie bei der nationalen Subventionslösung) zur gleichen Grenzbelastung aller Emittenten in dem betreffenden Land, so dass sich das Ziel der Kosteneffizienz bei der Emissionsvermeidung erreichen lässt. Insbesondere in Ländern, die innerhalb des Matching-Mechanismus auf der Empfänger-Seite stehen, dürfte eine solche Hybrid-Lösung allerdings politisch nicht leicht durchsetzbar sein: Den Emittenten müsste ja vermittelt werden, dass sie Emissionsabgaben zahlen sollen, obwohl der Staat Subventionszahlungen für Emissionsreduktionen erhält.

- Ob eine bestimmte Aufteilung der Zahllasten als fair akzeptiert wird, hängt davon ab, wie homogen die Ländergruppen sind, auf deren Mitglieder die jeweils gleichen Anteile an der Finanzierung der Subventionszahlungen entfallen. Selbst wenn man Gruppen gleichartiger Länder identifizieren kann, bleibt zu klären, in welcher Weise die Belastung mit den Kosten des Klimaschutzes zwischen den Ländergruppen differenziert werden soll. Wie im vorigen Abschnitt ausgeführt, können hier bestimmte Gerechtigkeitsauffassungen miteinander in Konflikt geraten und eine Einigung erschweren. Speziell aus finanzwissenschaftlicher Perspektive wäre danach zu fragen, welche Rolle das „Äquivalenzprinzip" (Kriterium: Nutzen aus dem internationalen Umweltgut) und das „Leistungsfähigkeitsprinzip" (Kriterium: Höhe des Volkseinkommens) bei der Bestimmung eines Verteilungsschlüssels spielen sollten.[37] Solche Probleme erge-

[37] Vgl. hierzu auch *Sandler* (2001). Entsprechende Argumente finden sich aber bereits bei *Musgrave* (1966, Kap. 3).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

ben sich zwar auch, wenn das Ziel der Verhandlungen die Festlegung mengenmäßiger Emissionsreduktionsziele ist, dürften dort aber leichter zu überwinden sein. Die Vereinbarung von Finanzierungsanteilen schafft ja bei den einzelnen Ländern eine hohe Unsicherheit im Hinblick auf ihre effektive Kostenbelastung. Diese hängt beim Matching-Mechanismus in ganz erheblichem Maße vom Anpassungsverhalten anderer Länder ab, das noch wesentlich schwerer zu kalkulieren sein dürfte als mögliche Reaktionen der Emittenten im eigenen Land. Angesichts dieser Unwägbarkeiten werden sich die Länder kaum auf einen Zahlungsautomatismus einlassen, der sie eventuell teuer zu stehen kommen kann. Aus diesem Grund wäre bei einmal eingerichteten Matching-Verfahren auch mit einer hohen Instabilität zu rechnen: Erfährt ein Land unerwartet starke finanzielle Belastungen, so wird es die Regeln neu verhandeln wollen oder die Zusammenarbeit gleich ganz aufkündigen. Man ist deshalb gerade bei internationaler Kooperation auf der Basis von Matching-Mechanismen mit einer ganz erheblichen Gefahr des Scheiterns konfrontiert.

- Beim Matching-Verfahren besteht große Unsicherheit aber auch im Hinblick auf die ökologische Treffsicherheit. Es ist ex ante weder klar, welche Emissionsvermeidung in einem einzelnen Land noch wie viel Emissionsvermeidung in allen Ländern zusammen zustande kommen werden. Wenn es sich wie bei $CO_2$ um einen sich akkumulierenden Schadstoff handelt und das globale Umweltziel ohnehin nur auf längere Zeit erreicht werden kann, ist dieses Problem in ökologischer Hinsicht vielleicht nicht einmal als besonders dramatisch einzuschätzen, weil im Prinzip hinreichend Zeit zur Anpassung der Steuerungsparameter im Matching-Mechanismus besteht. Aus der Diskussion um die praktische Anwendung des Standard-Preis-Ansatzes (vgl. *Baumol/Oates* (1988)) ist ein entsprechendes Argument wohlbekannt. Der Zwang zur laufenden Anpassung der Regeln dürfte sich aber für die praktische Anwendung des Mechanismus als nachteilig erweisen. Auch deshalb stellt ein Matching-Verfahren kein geeignetes Instrument des internationalen Umweltschutzes dar. Eine *Mengenlösung* mit fixierten Vermeidungsquoten ist für die einzelnen Länder generell mit weniger Risiken als eine *Preislösung* verbunden, bei der wie bei Matching-Mechanismen ein Land für jede vermiedene Emissionseinheit von den anderen Ländern einen bestimmten Betrag erhält (vgl. zu diesem allgemeinen Argument *Weitzman* (1974)). Im internationalen Kontext ist diese Risikominderung im Hinblick auf die von den einzelnen Ländern effektiv zu tragenden Kosten insbesondere deshalb von großer Bedeutung, weil sie zur Stabilisierung der kooperativen Beziehungen zwischen den Staaten beiträgt.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

## 2. *Flexible Mechanismen des internationalen Umweltschutzes in allgemeiner Perspektive*

Die Fixierung zulässiger Gesamtemissionsmengen mit dem Einsatz marktwirtschaftlicher Instrumente zu verbinden, erscheint vielfach als eine Art Königsweg der Umweltpolitik. Die möglichen Ausformungen entsprechender Ansätze reichen von *flexiblen Auflagenlösungen* (mit einem bilateralen Tausch von Geld gegen Emissionsminderungen) über *Bubble-Konzepte* (es ist für die Erfüllung einer Vermeidungsauflage gleichgültig, an welcher Stelle innerhalb einer bestimmten Gesamtheit von Emissionsquellen die Emissionsverminderung genau erfolgt) bis hin zu voll ausgebildeten *Märkten für Emissionszertifikate* (bei denen sich der Preis von Schadstoffemissionen endogen durch Zusammenspiel von Angebot und Nachfrage bildet). In allen diesen Fällen kommt es in mehr oder weniger großem Ausmaß zu einer Senkung der Gesamtvermeidungskosten, die bei Erreichung eines Gesamtvermeidungsziels anfallen. Auf internationaler Ebene erscheinen solche Effizienzvorteile auch deshalb besonders wichtig, weil sie eine Abmilderung des zentralen Problems der Sicherung einer stabilen Kooperation erwarten lassen. Deshalb verwundert es nicht, dass sich die internationale Klimaschutzpolitik solcher flexibler Mechanismen zu bedienen versucht – und zwar in allen drei oben erwähnten Spielarten.

So enthält das Kyoto-Protokoll Regelungen zum bilateralen Tausch in Artikel 6 und Artikel 12: Durch Artikel 6 wird die *„Gemeinsame Umsetzung"* (*Joint Implementation*) von Emissionsverpflichtungen in Verpflichtungsstaaten (Annex I-Ländern) ermöglicht.[38] Unter bestimmten Voraussetzungen darf ein solches Annex I-Land eigene Verpflichtungsanstrengungen durch von ihm subventionierte zusätzliche Vermeidungsanstrengungen in einem anderen Annex I-Land ersetzen. Artikel 12 gestattet es Annex I-Ländern im Prinzip auch, sich von ihnen veranlasste emissionsmindernde Maßnahmen in Staaten anrechnen zu lassen, die nach dem Kyoto-Protokoll überhaupt keinen Vermeidungsverpflichtungen unterliegen (Nicht-Annex I-Länder). Dieser *„Mechanismus für umweltverträgliche Entwicklung"* (*Clean Development Mechanism*) erlaubt so die Einbeziehung von Entwicklungsländern in einen de facto Handel mit Emissionsrechten in Form „zertifizierter Emissionserlaubnisscheine".

Durch den Artikel 4 des Kyoto-Protokolls wird die Bildung von *„Zielgemeinschaften"* (*Bubbles*) gestattet, in welchen die ursprünglich zugewiesenen nationalen Verteilungsziele intern umgeschichtet werden dürfen. Es muss dabei nur sichergestellt sein, dass im Endeffekt das Aggregat der Vermeidungsmengen die Gesamtheit der nationalen Vermeidungsziele nicht überschreitet. Während in den vorherigen Artikeln des Kyoto-Protokolls von „Erwerb", „Übertragung" und „Zer-

[38] Vgl. zur Darstellung auch Diskussion der Regelungen des Protokolls z. B. *Schmidt* (1998), *Shogren* (1999) oder *Schwarze* (2000). Über den neuesten Stand nach der Klimakonferenz von Marrakesch informieren etwa *Sach/Reese* (2002).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

tifizierung" von Emissionsreduktionen die Rede war, wird in Artikel 17 explizit von einem „*Handel* mit Emissionen" gesprochen. Die Konferenz der Vertragsstaaten soll die maßgeblichen Grundsätze, Modalitäten, Regeln und Leitlinien, insbesondere für die Kontrolle, die Berichterstattung und die Rechenschaftslegung bei diesem Handel festlegen.

Die eher vagen Äußerungen zum Zertifikatehandel zeigen, dass zwischen den Regelungen des Kyoto-Protokolls und der Etablierung eines wirklichen weltweiten Zertifikatemarktes für Treibhausgase noch eine breite Lücke klafft. Wenn Artikel 17 an den Anfang des Protokolls gestellt und der Handel von Emissionszertifikaten auf Märkten zur Leitidee flexibler Erfüllungsmechanismen gemacht worden wäre, hätte man sich die Detailregelungen in den anderen hier relevanten Artikeln 4, 6 und 12 eigentlich ersparen können.[39] Die relative Zurückhaltung des Kyoto-Protokolls im Hinblick auf die Ausgestaltung der Zertifikatemärkte verrät zweierlei:

- Die Komplexität des Problems, aus der sich ein extrem hoher Aufwand bei der Einrichtung von Zertifikatemärkten für Treibhausgase ergibt.
- Die Heterogenität der Länder, die in die Klimaschutzpolitik involviert sind, und ihre unterschiedlichen Interessen.

Während der erste Punkt ein eher technisches Problem darstellt, geht es beim zweiten Punkt, was den internationalen Klimaschutz angeht, ans „Eingemachte": „Institutional Design" im internationalen Klimaschutz ist deswegen eine höchst komplizierte Aufgabe, weil in der realen Welt viele Sonderfaktoren zu beachten sind und vor allem weil die verschiedenen Länder nicht an einem Strang ziehen. Die damit verbundenen Schwierigkeiten gehen weit über das Freifahrerproblem hinaus. Die starke Betonung des Problems der Stabilität internationaler Umweltvereinbarungen, wie sie die theoretische Literatur vornimmt, könnte deshalb – angewandt auf die Politik zur Bekämpfung des Treibhauseffekts – als überzogen erscheinen.

Die Ausgestaltung von Zertifikatemärkten für Treibhausgase wird dadurch erschwert, dass nicht eindeutig feststeht, auf welchen Wegen es überhaupt zur Schaffung marktfähiger Rechte kommen soll. Aus der Perspektive eines einfachen Lehrbuchmodells für Zertifikatemärkte erscheint es sinnvoll, alle Maßnahmen als gleichwertig einzustufen, die zu einem äquivalenten Umweltentlastungseffekt führen. Bei einem fest vorgegebenen ökologischen Ziel ist im Rahmen des Standard-Preis-Ansatzes die gleichberechtigte Berücksichtigung aller Formen umweltverbessernder Maßnahmen zur Erreichung von Kosteneffizienz sogar zwingend geboten. Dabei stellt man sich in der Regel vor, dass die Immissionsminderung (z. B. die Reduktion der $CO_2$-Konzentration in der Erdatmosphäre um einen bestimmten

[39] Zur möglichen Ausgestaltung des Zertifikatehandels speziell im Rahmen des Klimaschutzes vgl. z. B. *Schwarze/Zapfel* (1998), *Feess/Stocker* (1998), *Hahn/Stavins* (1999) sowie Kapitel 4, 5 und 6 in *Schwarze* (2000). Eine neue Variante der Gestaltung eines Zertifikatemarktes für Treibhausgase wird von *McKibbin/Wilcoxon* (2002) beschrieben.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Wert) durch einen Rückgang der Schadstoffemissionen erfolgt, der auf dem Einsatz von Vermeidungstechniken beruht.

Gerade bei $CO_2$ gibt es aber andere Möglichkeiten zur Senkung des Immissionsniveaus. Die Belastung der Erdatmosphäre lässt sich hier nämlich auch durch die Schaffung *biologischer Senken* vermindern, in denen Kohlenstoff gebunden und somit der Atmosphäre entzogen wird. Zu solchen Senken zählen alle Formen von Biomasse, so insbesondere Wälder und landwirtschaftliche Nutzflächen. Wenn in der großflächigen Abholzung von Wäldern eine wichtige Ursache für eine Verschärfung des Klimaproblems gesehen wird, trägt umgekehrt die Aufforstung zu dessen Entschärfung bei.

Gegen die uneingeschränkte Einbeziehung solcher Senken in den internationalen Handel mit Emissionsrechten ließe sich dann wenig sagen, wenn das für die Gesamtemissionen vorgegebene Vermeidungsziel die ökologischen Probleme ein für allemal zu lösen imstande wäre. Beim Treibhauseffekt ist dies jedoch mit Sicherheit nicht der Fall: Die für die ersten Verpflichtungszeiträume anvisierten Emissionsvermeidungsziele stellen nur Zwischenschritte auf dem Weg zu einem effektiven Klimaschutz dar, der sich nur auf längere Sicht erreichen lässt. Dabei erscheinen anspruchsvolle technische Innovationen sowie ein umfassender wirtschaftlicher Strukturwandel unumgänglich. Zur Bewältigung des Klimaproblems müssen fossile Energieträger in erheblichem Maße durch regenerative Energien ersetzt werden. Die *dynamischen Anreizwirkungen* zur Entwicklung des umweltfreundlichen technischen Fortschritts im Energiebereich gehen aber zurück, wenn die Option besteht, eigene technische Vermeidungsmaßnahmen durch den Zukauf von Emissionsrechten zu ersetzen, die durch Aufforstung entstanden sind. Je mehr Rechte zum Handel zugelassen werden, desto geringer wird der Zertifikatepreis und desto weniger lohnt sich für die Emittenten Entwicklung und Einsatz umweltschonender Technologien.

Eine Verminderung des Schadstoffausstoßes resultiert aber nicht nur durch geplante (technische) Vermeidungsmaßnahmen, sondern ergibt sich auch als ungewollter Nebeneffekt eines Rückganges des allgemeinen wirtschaftlichen Aktivitätsniveaus. Die Einbeziehung solcher eher zufälliger Emissionsreduktionen („*Hot Air*") in den Zertifikatehandel führt zu einer weiteren Schwächung der Anreize zur Entwicklung des umweltfreundlichen technischen Fortschritts. Gemessen an diesem längerfristig orientierten umweltpolitischen Ziel schafft die Ausdehnung des Zertifikatemarktes also in der Tat unerwünschte „Schlupflöcher", deren Nutzung einem effektiven Klimaschutz entgegensteht. Dazu kommt, dass Zahlungen für sich automatisch ergebende Emissionsreduktionen in den Empfängerländern keinerlei allokative Effekte auslösen. Den gleichen Gesamteffekt würde man erreichen, wenn man ohne die Möglichkeit zum Emissionshandel die Vermeidungsziele der anderen, nicht von einer langanhaltenden Rezession betroffenen Länder senkt. Diese könnten dadurch die mit einem Handel von *Hot Air* verbundenen Transferzahlungen an andere Länder vermeiden und die dabei frei werdenden Mittel zusätzlich zur Entwicklung umweltkonformer Energietechniken verwenden.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Schließlich ergibt sich im Zusammenhang mit Hot Air auch ein Zeitkonsistenzproblem, durch das die längerfristigen Erfolgschancen der internationalen Klimaschutzpolitik weiter vermindert werden. Es besteht die Gefahr, dass Länder in einer Phase des wirtschaftlichen Niedergangs Emissionsrechte verkaufen, die ihnen dann bei sich verbessernder Wirtschaftslage fehlen. Die Wahrscheinlichkeit für opportunistisches Verhalten ist in dieser Situation besonders hoch: Für die Politiker in den entsprechenden Ländern liegt es nahe, Risiken für einen eventuell erst beginnenden wirtschaftlichen Aufschwung zu beschwören, wenn von ihnen verlangt wird, ihre zuvor veräußerten Emissionsrechte quasi zurückzukaufen. Auf diesem Wege kann es ihnen gelingen, eine Absenkung ihrer eigentlichen Vermeidungspflichten durchzusetzen. Der Emissionshandel hätte im Endeffekt dann sogar zu einer faktischen Erhöhung der Gesamtemissionsmenge geführt.

Bei den Vertragsstaatenkonferenzen nach Kyoto spielte die Frage der angemessenen Berücksichtigung von Senken und von Hot Air im Zusammenhang mit der genauen Ausgestaltung des Zertifikatehandels eine zentrale Rolle. Um sich die Kooperationsbereitschaft der potenziellen Verkäuferländer solcher umstrittenen Rechte zu erhalten, wurden diesen auf den Vertragsstaatenkonferenzen in Bonn und Marrakesch recht weitgehende Zugeständnisse im Hinblick auf den Umfang der prinzipiell handelbaren Rechte gemacht. Dadurch besteht die Gefahr, dass der Zertifikatepreis auf null zurückgehen kann. Dem steht allerdings entgegen, dass die GUS-Staaten sich beim Verkauf der Rechte als Monopolist verhalten könnten (vgl. *Böhringer* (2000) und *Böhringer/Vogt* (2000)). Gleichzeitig wurde allerdings das Handelsvolumen durch Einführung einer „Sicherheitsreserve" beschränkt. Um den ungedeckten Verkauf von Emissionsrechten zur verhindern, wird von jedem Land verlangt, dass es eine bestimmte Menge an Emissionsrechten („*Comittent Period Reserve*") zurückhält und nicht veräußert. Aus ökonomischer Sicht kann diese Kombination „weicher" Rechte mit einer starken Regulierung des Emissionshandels durch die Beschränkung von Markttransaktionen nicht allzu optimistisch stimmen.

Für die Zweifel am Zustandekommen eines wohlfahrtsfördernden Handels mit Emissionsrechten für Treibhausgase sprechen aber noch viel gravierendere Gründe. Entwicklungsländer werden gemäß den Regelungen des Kyoto-Protokolls zwar zur Teilnahme am Zertifikatehandel berechtigt sein, unterliegen aber – genauso wie die meisten Schwellenländer – keinen Vermeidungsverpflichtungen. Die Grundvoraussetzung für das Funktionieren des Marktmechanismus besteht im Vorhandensein wohldefinierter sicherer Eigentumsrechte an den gehandelten Gütern. Beim Zertifikatehandel nach den Regeln des Kyoto-Protokolls ist diese Bedingung von vornherein nicht erfüllt, weil eine bedeutsame Gruppe von Ländern sich ihre Rechte in unbegrenztem Maße selber schaffen kann. Bei einigen Ländern (wie China und Indien) ist zu erwarten, dass sie dieses Privileg in erheblichem Maße auch nutzen wollen. Gerade deshalb zeigten sich diese Länder auch nicht bereit, Vermeidungspflichten einzugehen.

Schon aufgrund der auf globaler Ebene bestehenden „weichen Budgetrestriktion für Emissionsrechte" muss damit gerechnet werden, dass der reale Zertifikate-

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

handel sehr weit vom Idealmodell des Zertifikatemarkts, wie man es aus Lehrbüchern der Umweltökonomie kennt, entfernt sein wird. Zudem ist die asymmetrische Behandlung der verschiedenen Länder höchst nachteilig für die Akzeptanz der Klimaschutzpolitik in den Industrieländern, die nach den bislang getroffenen Vereinbarungen die Hauptlast der Anpassung zu tragen haben.

## III. Internationale Transfers: Globaler Umweltschutz als Rechtfertigungsgrund für Entwicklungshilfe

Die Existenz globaler öffentlicher Güter liefert mittlerweile ein wichtiges Argument für die Forderung nach einer Erhöhung der staatlichen Entwicklungshilfezahlungen der Industrieländer (vgl. z. B. *Ferroni* (2000) oder *Kanbur/Sandler* (1999)). Für Entwicklungsökonomen und -politiker erscheint dieser Ansatz deshalb besonders attraktiv, weil er den Rückgriff auf kontroverse ethische Motive zumindest teilweise überflüssig macht. Gerade von Ökonomen wird (seit A. *Smith*) im Egoismus eine für alle Beteiligten verlässlichere Handlungsmotivation gesehen als in der Nächstenliebe. Die Industrieländer sollen aus dieser Perspektive nicht aus moralischen Gründen Transfers an die Entwicklungsländer leisten, sondern weil dies in ihrem langfristigen Eigeninteresse liegt. Wenn durch einen Transfer das verfügbare Einkommen in den Entwicklungsländern steigt, werden diese über den Einkommenseffekt dazu motiviert, ihre Beiträge zu globalen öffentlichen Gütern zu erhöhen. Dadurch kann es zu einem positiven Wohlfahrtseffekt auch für die Geberländer kommen. Auch aus der sozialpolitischen Literatur (vgl. *Sinn* (1996) oder *Barr* (2001)) sind analoge Argumente zur effizienzorientierten Rechtfertigung wohlfahrtsstaatlicher Umverteilungsaktivitäten mittlerweile wohlbekannt. Bei näherer Betrachtung zeigt es sich allerdings, dass dieser neue Ansatz zur Begründung der Entwicklungshilfe nicht zu unkritisch gesehen werden darf. So weisen etwa *Jayaraman/Kanbur* (1999, S. 430) darauf hin, dass es notwendig ist „to insert a note of caution into the current excitement about international public goods as a new rationale for aid."

Speziell im Zusammenhang mit internationalen Umweltgütern sind zunächst vor allem die folgenden Einwände von Bedeutung:

- Das Volumen der Entwicklungshilfe, das bei realistischer Betrachtung erwartet werden kann, reicht nicht aus, um Einkommenseffekte zu induzieren, die zu einer signifikanten Erhöhung der Bereitstellungsmenge globaler Umweltgüter führen kann.
- Damit auch beim Geber eine Nutzenerhöhung eintritt, müssen für die Bereitstellungstechnologie des internationalen öffentlichen Umweltguts bestimmte Bedingungen erfüllt sein. Auch hier ist ein pauschales Urteil nicht möglich. Zumindest in Teilbereichen (Treibstoffverbrauch von Kraftfahrzeugen) sind auch in manchen Industrieländern wie den USA die Vermeidungskosten für Treibhaus-

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

gase zumindest nicht höher als in den Entwicklungsländern. Es ist zudem nicht einsichtig, weshalb auf längere Sicht nicht mit einheitlichen technischen Vermeidungsmöglichkeiten in allen Ländern der Welt zu rechnen sein sollte.

- Die Wirksamkeit von Transfers auf das Bereitstellungsniveau des Umweltgutes hängt aber nicht nur von technischen Faktoren, sondern auch von den Präferenzen der Individuen in den beteiligten Ländern ab. Wenn etwa im Empfängerland eine niedrigere Präferenz für Umweltschutz herrscht, fließt ein großer Teil des Transferbetrags in den Güterkonsum, so dass die positive Wirkung auf die Umweltqualität gering ausfällt.
- Empirische Untersuchungen (vgl. z. B. *Selden/Song* (1994)) haben gezeigt, dass steigender Wohlstand bis zu einer kritischen Schwelle zunächst mit einer Zunahme von Schadstoffemissionen korreliert ist. Erst danach führt eine weitere Einkommenserhöhung zu einer Abnahme der Umweltverschmutzung. Die Beziehung zwischen Einkommensentwicklung und Emissionsniveau wird dann durch eine Kurve von der Form eines umgeklappten („invertierten") U's, der *„Environmental Kuznets Curve"* beschrieben. Bei Luftschadstoffen wie $CO_2$ scheint dieser Zusammenhang sogar besonders ausgeprägt zu sein. Bei unkonditionalen Transfers besteht somit die Gefahr, dass diese die Umweltqualität nicht verbessern, sondern verschlechtern. In diesem Falle wären sie dann auch nicht in der Lage, die Nutzen der Geberländer zu steigern.[40]

Jedoch sind auch diese an sich berechtigen kritischen Einwände ihrerseits zu relativieren:

- Von einer erfolgreichen Entwicklungshilfe verspricht man sich, dass durch einen Transfer $T$ des Geberlandes das Sozialprodukt im Empfängerland um mehr als $T$ steigt. Die Effekte der Umverteilung folgen dann nicht dem Muster eines „Leaking Bucket", sondern dem eines „Incubation Bucket".[41] Wenn wir mit $b > 1$ den Effektivitätsparameter der Entwicklungshilfe bezeichnen, ergibt sich aus dem Transfer $T$, den das reichere Land 1 leistet, ein Einkommenszuwachs in Höhe von $bT$ beim ärmeren Land 2. In unserem Transfermodell aus dem Abschnitt B. III. bedeutet das, dass für das Cournot-Nash-Gleichgewicht $(x_1^N, x_2^N, G^N)$ bei einem solchen Transfer die folgende globale Budgetrestriktion gelten muss:

$$(14) \qquad \begin{aligned} a_1 x_1^N + a_2 x_2^N + G^N &= a_1(y_1 - T) + a_2(y_2 + bT) \\ &= a_1 y_1 + a_2 y_2 + (a_2 b - a_1)T \ . \end{aligned}$$

---

40 Vor diesem Hintergrund lassen sich auch die unterschiedlichen Positionen von Industrie- und Entwicklungsländern bei Klimaschutzverhandlungen deuten: „... – the developing nations are looking into the future and seeing the other side of the Environmental Kuznets Curve; the developed nations are looking at today and seeing the steep climb up the same curve. Rich nations got rich through carbon, poor nations want the same opportunity. Who can blame them?"(*Shogren* (1999, S. 19)).

41 Vgl. zu dieser Bezeichnung *Schelling* (1995), der sie im Zusammenhang mit Transfers zwischen verschiedenen Generationen geprägt hat.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Durch den Transfer T wächst die rechte Seite dieser Budgetgleichung (14) genau dann, wenn $a_2 b > a_1$ bzw. $b > a_1/a_2$ gilt. Genau dann kommt es durch den Transfer auch zu einer Pareto-Verbesserung. Damit dieser Effekt eintritt, ist es also nicht unbedingt erforderlich, dass das Empfängerland bei der Bereitstellung des öffentlichen Gutes produktiver als das Geberland ist. Ein hoher Effektivitätsparameter bei der Entwicklungshilfe ist unter Umständen sogar in der Lage, eine geringere Produktivität bei der Bereitstellung des öffentlichen Gutes beim Empfänger auszugleichen.

- Die Einsicht, dass sich mit unkonditionalen Transfers positive Effekte sowohl für die Umweltqualität als auch für die Wohlfahrt aller beteiligten Länder ergeben können, lenkt die Aufmerksamkeit auf den folgenden Sachverhalt: Es ist möglich, dass Maßnahmen der Entwicklungshilfe, die nicht direkt auf die Förderung von Umweltprojekten zielen, eine sehr starke Wirkung auf die Umweltqualität haben können. So schafft beispielsweise erst eine bessere Ausbildung der Bevölkerung in Entwicklungsländern die Chance zum effektiven Einsatz anspruchsvoller Umwelttechnologien. Gleichzeitig wächst auch die Nachfrage nach Umweltqualität bei der einheimischen Bevölkerung mit deren Ausbildungsniveau. In diesem Zusammenhang dürfte auch ein anderer Wirkungsmechanismus von Bedeutung sein: Mit steigender Wohlfahrt in den Entwicklungsländern nimmt die Geburtenrate ab, was schon für sich genommen aus ökologischer Sicht vorteilhaft ist. Bei abnehmender Kinderzahl wird aber auch der Qualität ihrer Ausbildung mehr Bedeutung beigemessen, wodurch sich die positiven ökologischen Effekte noch verstärken.

- Die theoretischen Überlegungen haben gezeigt, dass unter bestimmten Bedingungen direkte Beiträge zum öffentlichen Gut äquivalent zu monetären Transfers sein können. Sie lassen sich somit als spezielle Form der Entwicklungshilfe auffassen (vgl. z. B. *Schelling* (1997)). Wenn in den Industrieländern eine altruistische Einstellung gegenüber den Entwicklungsländern vorhanden ist, kann diese dann auch durch eine Erhöhung der Beiträge zum globalen öffentlichen Umweltgut praktisch umgesetzt werden. Weil bei dieser Form der Unterstützung ärmerer Länder keine Kontrolle der Mittelverwendung im Ausland erforderlich ist, lässt sich auf diesem Wege vielleicht die Zustimmung für finanzielle Opfer zugunsten der Entwicklungsländer sogar erhöhen.

- Bei näherem Hinsehen wird auch die durch die *Environmental Kuznets Curve* motivierte Skepsis gegenüber Transfers an Entwicklungsländern fragwürdig. Es besteht nicht der simple Automatismus, wie die oberflächliche Interpretation dieses funktionalen Zusammenhangs suggeriert. Vielmehr scheint es möglich, die Environmental Kuznets Curve nach links zu verschieben und gleichzeitig im Niveau zu senken. Neben Anwendung innovativer Techniken sehen Ökonomen der Weltbank in einer Verbesserung der „Environmental Governance“ einen wichtigen Schritt in dieser Richtung. Für die Orientierung der Entwicklungshilfe ergibt sich für sie dabei die folgende Schlussfolgerung: „We believe that the

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

international community can play a valuable role in lowering and flattening the environmental Kuznets curve by financing appropriate training, policy reforms, information gathering and public environmental education" (*Dasgupta* et al. (2002, S. 164)). Viele dieser Maßnahmen lassen sich nicht auf den Umweltbereich beschränken, sondern erfordern eine Reform politisch-administrativer Strukturen und eine Erhöhung des Ausbildungsniveaus ganz allgemein. Überlegungen, wie wir sie zuvor angestellt haben, werden dadurch bestätigt. Gleichzeitig ist eine zentrale Botschaft der Ausführungen von *Dasgupta* et al. (2002), dass bei der Durchsetzung anspruchsvollerer ökologischer Ziele auch in Entwicklungsländern dem Druck der öffentlichen Meinung eine erhebliche Bedeutung zukommt. Damit sich diese in wirksamer Weise artikulieren kann, ist die Garantie von Meinungsfreiheit unabdingbar. Die Förderung demokratischer und rechtsstaaticher Institutionen kann sich aus dieser Perspektive als wichtiges Instrument des internationalen Umweltschutzes erweisen.

- Im Klimaschutz ist die Erreichung effizienter Lösungen nicht unabhängig von der Verteilung. Die mangelnde Kooperationsbereitschaft von Entwicklungs- und Schwellenländern beruht in erheblichem Maße auf dem Empfinden, beim Klimawandel nicht Täter, sondern Opfer zu sein. Orientiert am Fairness-Gedanken der „Verursacherhaftungsregel" lehnen sie deshalb die Übernahme eigener mit Kosten verbundener Vermeidungspflichten ab. Ein wirksamer und ökonomisch effizienter Klimaschutz scheint aber ohne ausreichende Partizipation der Entwicklungsländer aber nicht möglich zu sein. Transfers „may be a means by which equity concerns can be addressed, and thus developing countries can be induced to participate in climate change control." (*Panayotou / Sachs / Zwane* (2002)). Der Clean Development Mechanism des Kyoto-Protokolls stellt die Urform für einen solchen Transfer-Mechanismus dar. *Panayotou / Sachs / Zwane* (2002) schlagen ein Kompensationssystem vor, bei dem die Hauptnutznießer der Treibhausgas-Emissionen an die vom Klimawandel negativ betroffenen Nationen eine Art Schadenersatz zahlen sollen. Zu den Empfängerländern würden vor allem die in den tropischen Zonen gelegenen Staaten (wie Indien oder die Staaten Afrikas) gehören. Unter den Geberländern hätte aber (neben den Industriestaaten der nördlichen Hemisphäre) bemerkenswerterweise auch China eine hohe finanzielle Last zu tragen.

## Literatur

*Althammer,* W. (1998): Internationale Aspekte der Umweltpolitik, Tübingen.

*Althammer,* W. / *Buchholz,* W. (1993a): Internationaler Umweltschutz als Koordinationsproblem, in: A. Wagner (Hrsg.), Dezentrale Entscheidungen bei externen Effekten, Innovation, Integration und internationalem Handel, Tübingen, S. 289 – 315.

– (1993b): Lindahl-Equilibria as the Outcome of a Non-Cooperative Game, European Journal of Political Economy, Bd. 9, S. 399 – 405.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

*Andreoni,* J. (1988): Privately Provided Public Goods in a Large Economy: The Limits of Altruism, Journal of Public Economics, Bd. 37, S. 291 – 304.

– (1995): Cooperation in Public-Goods Experiments: Kindness or Confusion?, American Economic Review, Bd. 85, S. 891 – 904.

*Andreoni,* J. / *Bergstrom,* T. C. (1996): Do Government Subsidies Increase the Private Supply of Public Goods?, Public Choice, Bd. 88, S. 295 – 308.

*Arnold,* V. (1984): Umweltschutz als internationales öffentliches Gut: Komparative Kostenvorteile und Verhandlungsgewinne, Zeitschrift für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften, Bd. 104, S. 111 – 129.

*Barr,* N. (2001): The Welfare State as Piggy Bank. Information, Risk, Uncertainty, and the State, Oxford, UK.

*Barrett,* S. (1992): Conventions on Climate Change – Economic Aspects of Negotiations, OECD, Paris.

– (1994): Self-Enforcing International Environmental Agreements, Oxford Economic Papers, Bd. 46, S. 878 – 894.

– (1995): The Strategy of Joint Implementation in the Framework of Convention on Climate Change, UNCTAD / GID / 10, United Nation, New York.

– (1997): The Strategy of Trade Sanctions in International Environmental Agreements, Resource and Energy Economics, Bd. 19, S. 345 – 361.

– (1999): Montreal versus Kyoto: International Cooperation and the Global Environment, in: Kaul / Grunberg / Stern (1999), S. 192 – 219.

– (2002): Consensus Treaties, Diskussionspapier, John Hopkins University, Washington, D.C.

*Baumol,* W. J. / *Oates,* W. E. (1988): The Theory of Environmental Policy, 2. Auflage, Cambridge, UK.

*Bergstrom,* T. / *Blume,* L. / *Varian,* H. (1986): On the Private Provision of Public Goods, Journal of Public Economics, Bd. 29, S. 25 – 49.

*Bernheim,* B. D. (1986): On the Voluntary and Involuntary Provision of Public Goods, American Economic Review, Bd. 76, S. 789 – 793.

*Bernheim,* B. D. / *Ray,* D. (1989): Collective Dynamic Consistency in Repeated Games, Games and Economic Behaviour, Bd. 1, S. 295 – 326.

*Boadway,* R. / *Pestieau,* P. / *Wildasin,* D. (1989): Tax Transfer Policies and the Voluntary Provision of Public Goods, Journal of Public Economics, Bd. 39, S. 157 – 176.

*Böhringer,* Ch. (2002): Climate Politics from Kyoto to Bonn: From Little to Nothing?, Energy Journal, Bd. 23, S. 51 – 71.

*Böhringer,* Ch. / *Vogt,* C. (2002a): Rio – 10 Years After: A Critical Approval of Climate Change Policy, Diskussionspapier, ZEW Mannheim.

– (2002b): The Dismantling of a Breakthrough – The Kyoto Protocol – Just Symbolic Policy!, Diskussionspapier, ZEW Mannheim.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

*Böhringer,* Ch. / *Vogt,* C. / *Stronzik,* M. (1999): Internationale Klimaschutzpolitik – viel Lärm um Nichts?, Diskussionspapier, ZEW Mannheim.

*Bolton,* G. E. / *Ockenfels,* A. (2000): ERC: A Theory of Equity, Reciprocity and Competition, American Economic Review, Bd. 90, S. 166 – 193.

*Brosig,* J. / *Weimann,* J. / *Yang,* C.-L. (2000): Emotions and Reasons in a Hot versus Cold Experiment, Diskussionspapier, Otto-von-Guericke-Universität Magdeburg.

*Bruce,* N. (1990): Defence Expenditures by Countries in Allied and Adversial Relationships, Defence Economics, Bd. 1, S. 179 – 195.

*Brunner,* J. K. / *Falkinger,* J. (1999): Taxation in an Economy with Private Provision of Public Goods, Review of Economic Design, Bd. 4, S. 357 – 379.

*Buchholz,* W. (1989): Umweltschutz als Kollektiventscheidungsproblem, Wirtschaftspolitische Blätter, Bd. 36, S. 382 – 394.

– (1990): Gleichgewichtige Allokation öffentlicher Güter, Finanzarchiv, Bd. 48, S. 97 – 126.

– (2002): On the Existence of Interior Matching-Equilibria in a Public Goods Economy, Diskussionspapier, Universität Regensburg.

*Buchholz,* W. / *Konrad,* K. A. (1995): Strategic Transfers and Private Provision of Public Goods, Journal of Public Economics, Bd. 57, S. 489 – 505.

*Buchholz,* W. / *Peters,* W. (2002): International Environmental Agreements Reconsidered: Stabiblity of Coalitions in a One-Shot-Game, Diskussionspapier, Europa-Universität Viadrina, Frankfurt (Oder).

*Buchholz,* W. / *Konrad,* K. A. / *Lommerud,* K. E. (1997): Stackelberg Leadership and Transfers in Private Provision of Public Goods, Review of Economic Design, Bd. 3, S. 29 – 43.

*Buchholz,* W. / *Haslbeck,* Ch. / *Sandler,* T. (1998): When Does Partial Cooperation Pay?, Finanzarchiv, Bd. 55, S. 1 – 20.

*Buchholz,* W. / *Nett,* L. / *Peters,* W. (1998): The Strategic Advantage of Being Less Skilled, Economics Letters, Bd. 60, S. 35 – 39.

*Buchholz,* W. / *Haupt,* A. / *Peters,* W. (2002): Strategic Voting and the Inefficiency of International Environmental Agreements, Diskussionspapier, Europa-Universität Viadrina, Frankfurt (Oder).

*Cansier,* D. (1991): Bekämpfung des Treibhauseffektes aus ökonomischer Sicht, Berlin et al.

*Cansier,* D. / *Bayer,* S. (1999): Kyoto-Mechanismen und globaler Klimaschutz: Die Rolle handelbarer Emissionsrechte, Hamburger Jahrbuch für Wirtschafts- und Gesellschaftspolitik, Bd. 44, S. 255 – 273.

*Carraro,* C. / *Siniscalco,* D. (1993): Strategies for the International Protection of the Environment, Journal of Public Economics, Bd. 52, S. 309 – 328.

– (1998): International Environmental Agreements – Incentives and Political Economy, European Economic Review, Bd. 42, S. 573 – 582.

*Chander,* P. / *Tulkens,* H. (1995): A Core-Theoretic Solution for the Design of Cooperative Agreements on Transfrontier Pollution, International Tax and Public Finance, Bd. 2, S. 279 – 293.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

*Congleton,* R. D. (1992): Political Institutions and Pollution Control, Review of Economics and Statistics, Bd. 74, S. 412–421.

*Cornes,* R. (1992): Duality and Modern Economic Theory, Cambridge, UK, und New York, USA.

– (1993): Dyke Maintenance and other Stories: Some Neglected Types of Public Goods, Quarterly Journal of Economics, Bd. 108, S. 259–271.

*Cornes,* R. / *Sandler,* T. (1985): The Simple Analytics of Pure Public Good Provision, Economica, Bd. 52, S. 103–116.

– (1996): The Theory of Externalities, Public Goods, and Club Goods, 2. Auflage, Cambridge, UK.

– (2000): Pareto-Improving Redistribution and Pure Public Goods, German Economic Review, Bd. 1, S. 269–286.

*Dasgupta,* S. / *Laplante,* B. / *Wang,* H. / *Wheeler,* D. (2002): Confronting the Environmental Kuznets Curve, Journal of Economic Perspectives, Bd. 16, S. 147–168.

*D'Aspremont,* C. / *Jacquemin,* A. / *Gabszewicz,* J. / *Weymark,* J. A. (1983): On the Stability of Collusive Price Leadership, Canadian Journal of Economics, Bd. 16, S. 17–25.

*Deutscher Bundestag* (2001): Zwischenbericht der Enquête-Kommission „Globalisierung der Weltwirtschaft – Herausforderungen und Antworten", Bonn.

*Endres,* A. (2000): Umweltökonomie, 2., überarbeitete Auflage, Stuttgart.

*Endres,* A. / *Finus,* M. (1996): Zur Neuen Politischen Ökonomie der Umweltgesetzgebung. Umweltschutzinstrumente im politischen Prozeß, Zeitschrift für Angewandte Umweltforschung, Bd. 8, S. 88–103.

– (1998): Renegotiation-Proof Equilibria in a Bargaining Game over Global Emission Reductions: Does the Instrumental Framework Matter?, N. Hanley and H. Folmer (Hrsg.), Game Theory and the Global Environment, Cheltenham, UK, S. 135–164.

– (2000): Kooperative Lösungen in der Umweltpolitik. Ökonomische Analysen am Beispiel des Schutzes der Globalen Umweltressourcen, Zeitschrift für Angewandte Umweltforschung, Sonderheft 12.

*Endres,* A. / *Finus,* M. / *Lobigs,* F. (2000): Symbolische Umweltpolitik im Zeitalter der Globalisierung? – Zur Effektivität internationaler Umweltverträge aus ökonomischer Sicht, Perspektiven der Wirtschaftspolitik, Bd. 1, S. 73–91.

*Eyckmans,* J. (1997): Nash Implementation of a Proportional Solution to International Pollution Control Problems, Journal of Environmental Economics and Management, Bd. 33, S. 314–330.

*Falkinger,* J. (1996): Efficient Private Provision of Public Goods by Rewarding Deviations from Average, Journal of Public Economics, Bd. 62, S. 413–422.

*Falkinger,* J. / *Hackl,* F. / *Pruckner,* G. J. (1996): A Fair Mechanism for Efficient Reduction of Global $CO_2$-Emissions, Finanzarchiv, Bd. 53, S. 308–331.

*Farrell,* J. / *Maskin,* E. (1989): Renegotiation in Repeated Games, Games and Economic Behaviour, Bd. 1, S. 327–360.



DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

*Feess,* E. / *Stocker,* A. (1998): Handelbare Emissionsrechte und Joint Implementation als komplementäre Instrumente gegen den Treibhauseffekt, Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht, Bd. 21, S. 145 – 160.

*Fehr,* E. / *Schmidt,* K. (1999): A Theory of Fairness, Competition and Cooperation, Quarterly Journal of Economics, Bd. 114, S. 817 – 868.

*Fehr,* E. / *Gächter,* S. (2000): Fairness and Retaliation: The Economics of Reciprocity, Journal of Economic Perspectives, Bd. 14, S. 159 – 181.

*Fehr,* E. / *Gächter,* S. / *Kirchsteiger,* G. (1997): Reciprocity as a Contract Enforcement Devise: Experimental Evidence, Econometrica, Bd. 65, S. 833 – 860.

*Ferroni,* M. (2000): Reforming Foreign Aid: The Rule of International Public Goods, Diskussionspapier, World Bank, Washington, D. C.

*Finus,* M. (1997): Eine spieltheoretische Betrachtung internationaler Umweltprobleme: eine Einführung, Ökonomie und Gesellschaft, Jahrbuch Bd. 14: Nachhaltigkeit in der ökonomischen Theorie, Frankfurt / Main und New York, S. 239 – 300.

*Finus,* M. (2001): Game Theory and International Environmental Cooperation, Cheltenham, UK and Northampton, USA.

*Finus,* M. / *Rundshagen,* B. (1998): Renegotiation-Proof Equilibria in a Global Emission Game when Players are Impatient, Environmental and Resource Economics, Bd. 12, S. 275 – 306.

*Genesove,* D. / *Mullin,* W. P. (2001): Rules, Communication and Collusion: Narrative Evidence from the Sugar Institute Case, American Economic Review, Bd. 91, S. 379 – 398.

*Guttman,* J. M. (1978): Understanding Collective Action: Matching Behaviour, American Economic Review, Bd. 68, Papers and Proceedings, S. 251 – 255.

– (1987): A Non-Cournot-Model of Voluntary Collective Action, Economica, Bd. 54, S. 1 – 19.

*Hahn,* R. W. / *Stavins,* R. N. (1999): What Has Kyoto Wrought? The Real Architecture of International Tradable Permit Markets, Diskussionspapier, Resources for the Future, Washington, D. C.

*Hirshleifer,* J. (1983): From Weakest Link to Best Shot: The Voluntary Provision of Public Goods, Public Choice, Bd. 41, S. 371 – 386.

*Hoel,* M. (1991): Global Environmental Problems: The Effects of Unilateral Action Taken by One Country, Journal of Environmental Economics and Management, Bd. 20, S. 55 – 70.

*Holler,* M. J. / *Illing,* G. (1996): Einführung in die Spieltheorie, 2. Auflage, Berlin et al.

*Ihori,* T. (1996): International Public Goods and Contribution Productivity Differentials, Journal of Public Economics, Bd. 61, S. 139 – 154.

*Itaya,* J. F. / *de Meza,* D. / *Myles,* G. D. (1997): In Praise of Inequality: Public Good Provision and Income Distribution, Economics Letters, Bd. 57, S. 289 – 296.

*Jayaraman,* R. / *Kanbur,* R. (1999): International Public Goods and the Case for Development Assistence, in: Kaul / Grunberg / Stern (1999), S. 418 – 435.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

*Jochem,* A. (1999): Rahmenbedingungen für ein internationales System handelbarer Emissionsrechte im Kyoto-Protokoll, Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht, Bd. 22, S. 349 – 368.

*Johansen,* L. (1977): The Theory of Public Goods: Misplaced Emphasis, Journal of Public Economics, Bd. 7, S. 147 – 152.

*Kanbur,* R. / *Sandler,* T. (1999): The Future of Development Assistance: Common Pools and International Public Goods, ODC Policy Essay No. 25, Washington, DC.

*Kaul,* J. / *Grunberg,* J. / *Stern,* M. A. (Hrsg.) (1999): Global Public Goods: International Cooperation in the Twenty-First Century, New York.

*Kirchsteiger,* G. / *Puppe,* C. (1997): On the Possibility of Efficient Private Provision of Public Goods through Government Subsidies, Journal of Public Economics, Bd. 66, S. 489 – 504.

*Ledyard,* J. (1995): Public Goods: A Survey of Experimental Research, in: J. H. Kagel und A. F. Roth (Hrsg.), Handbook of Experimental Economics, Princeton, NJ., S. 111 – 194.

*Letzgus,* O. (1999): Die Ökonomie internationalen Umweltschutzes, Frankfurt a. M. et al.

*Ley,* E. (1998): Non-Cooperative Public-Good Provision and Productivity Differentials, Scandinavian Journal of Economics, Bd. 100, S. 565 – 574.

*McKibbin,* W. J. / *Wilcoxen,* P. J. (2002): The Role of Economics in Climate Change Policy, Journal of Economic Perspectives, Bd. 16, S. 107 – 129.

*Michaelowa,* A. (1998): Übertragung des Demokratiemodells der Neuen Politischen Ökonomie auf die Klimapolitik, Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht, Bd. 21, S. 441 – 462.

*Murdoch,* J. C. / *Sandler* T. (1997a): Voluntary Cutbacks and Pretreaty Behaviour: The Helsinki Protocol and Sulfur Emissions, Public Finance Review, Bd. 25, S. 139 – 162.

– (1997b): The Voluntary Provision of a Public Good: The Case of Reduced CFC Emissions and the Montreal Protocol, Journal of Public Economics, Bd. 63, S. 331 – 349.

*Murdoch,* J. C. / *Sandler,* T. / *Sargent,* K. (1997): A Tale of Two Collectives: Sulphur versus Nitrogen Oxides Emissions Reductions in Europe, Economica, Bd. 64, S. 281 – 301.

*Musgrave,* R. A. (1969a): Finanztheorie, 2., ergänzte und verbesserte Auflage, Tübingen.

– (1969b): Provision for Social Goods, in: J. Margolis / H. Guitton (Hrsg.), Public Economics, Proceedings of the IEA-CNRS Conference held at Biarritz, France, in 1966, London und New York.

*Musgrave,* R. A. / *Musgrave* P. B. / *Kullmer,* L. (1990): Die öffentlichen Finanzen in Theorie und Praxis, 1. Band, 5., überarbeitete Auflage, Tübingen.

*Myles,* G. D. (1995): Public Economics, Cambridge, UK.

*Ockenfels,* A. / *Weimann,* J. (1999): Types and Patterns: An Experimental East-West German Comparison of Cooperation and Solidarity, Journal of Public Economics, Bd. 71, S. 275 – 287.

*Ostrom,* E. (1998): A Behavioral Approach to the Rational Choice Theory of Collective Action, American Political Science Review, Bd. 92, S. 1 – 22.



DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

– (2000): Collective Action and the Evolution of Social Norms, Journal of Economic Perspectives, Bd. 14, S. 137 – 158.

*Panayotou,* Th. / *Sachs,* J. D. / *Zwane,* A. P. (2002): Compensation for „Meaningful Participation" in Climate Change Control: A Modest Proposal and Empirical Analysis, Journal of Environmental Economics and Management, Bd. 43, S. 437 – 454.

*Pecorino,* P. (1999): The Effect of Group Size on Public Good Provision in a Repeated Game Setting, Journal of Public Economics, Bd. 72, S. 121 – 134.

*Pindyck,* R. S. / *Rubinfeld,* D. L. (2001): Microeconomics, 5. Auflage, London et al.

*Ray,* D. / *Vohra,* R. (2001): Coalitional Power and Public Goods, Journal of Political Economy, Bd. 109, S. 1355 – 1384.

*Richter,* W. / *Wiegard,* W. (1993): Zwanzig Jahre „Neue Finanzwissenschaft". Teil I: Überblick und Theorie des Marktversagens, Zeitschrift für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften, Bd. 113, S. 169 – 224.

*Rübbelke,* D. (2002): International Climate Policy: An Analysis of Benefits, Strategic Transfers and Matching Schemes, Cheltenham, UK, and Northampton, MA, USA.

*Sach,* K. / *Reese,* M. (2002): Das Kyoto-Protokoll nach Bonn und Marrakesch, Zeitschrift für Umweltrecht, Bd. 12, S. 65 – 73.

*Samuelson,* P. A. (1954): The Pure Theory of Public Expenditure, Review of Economics and Statistics, Bd. 36, S. 387 – 389.

*Sandler,* T. (1992): Collective Action: Theory and Applications, Ann Arbor, MI.

– (1997): Global Challenges, Cambridge, UK.

– (2001): On Financing Global and International Public Goods, The World Bank, Policy Research Working Paper 2638, Washington, D.C.

*Sandler,* T. / *Hartley,* K. (1995): The Economics of Defence, Cambridge, UK, et al.

– (2001): Economics of Alliances: The Lessons for Collective Action, Journal of Economic Literature, Bd. 39, S. 869 – 896.

*Sandler,* T. / *Vicary,* S. (2001): Weakest Link Public Goods: Giving In-Kind or Transferring Money in a Sequential Game, Economics Letters, Bd. 74, S. 71 – 75.

*Schelling,* T. C. (1995): Intergenerational Discounting, Energy Policy, Bd. 23, S. 395 – 401.

– (1997), The Cost of Combating Global Warming: Facing the Tradeoffs, Foreign Affairs, Bd. 76, S. 8 – 14.

*Schmidt,* H. (1998): Die Klimakonferenz in Kyoto: Interpretation der Ergebnisse und Folgen für die internationale Klimapolitik, Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht, Bd. 21, S. 441 – 462.

*Schmidt,* C. (2000): Designing International Environmental Agreements – Incentive Compatible Strategies for Cost-Effective Cooperation, Cheltenham, UK, und Northhampton, MA, USA.

*Schneider,* F. / *Volkert,* J. (1999): No Chance for Incentive-Oriented Environmental Policies in Representative Democracies? A Public Choice Analysis, Ecological Economics, Bd. 31, S. 123 – 138.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

*Schwarze,* R. (2000): Internationale Klimapolitik, Marburg.

*Schwarze,* R. / *Zapfel,* P. (1998): Klimaschutzzertifikate ante portas. Eine Analyse der Instrumente der internationalen Klimaschutzpolitik nach Kyoto, Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht, S. 493 – 509.

*Selden,* T. / *Song,* D. (1994): Environmental Quality and Development: Is There a Kuznets Curve for Air Pollution Emissions?, Journal of Environmental Economics and Management, Bd. 38, S. 283 – 301.

*Selten,* R. / *Mitzkewitz,* M. / *Uhlich,* G. R. (1997): Duopoly Strategies Programmed by Experienced Players, Econometrica, Bd. 65, S. 517 – 555.

*Shogren,* J. (1999): Benefits and Costs of Kyoto, Diskussionspapier, University of Wyoming, Laramie.

*Sinn,* H. W. (1996): A Theory of the Welfare State, Scandinavian Journal of Economics, Bd. 97, S. 495 – 526.

*Sturm,* B. / *Weimann,* J. (2001): Experimente in der Umweltökonomie, Diskussionspapier, Otto-von-Guericke-Universität Magdeburg.

*Varian,* H. R. (1994a): A Solution to the Problems of Externalities when Agents are Well-Informed, American Economic Review, Bd. 84, S. 1278 – 1293.

– (1994b): Sequential Contributions to Public Goods, Journal of Public Economics, Bd. 63, S. 429 – 445.

*Vicary,* S. (1990): Transfers and the Weakest-Link: An Extension of Hirshleifer's Analysis, Journal of Public Economics, Bd. 43, S. 375 – 394.

*Vicary,* S. / *Sandler,* T. (2002): Weakest Link Public Good: Giving In-Kind or Transferring Money, European Economic Review, Bd. 46, S. 1501 – 1520.

*Warr,* P.G. (1983): The Private Provision of a Public Good is Independent of the Distribution if Income, Economics Letters, Bd. 13, S. 207 – 211.

*Weimann,* J. (1994): Individual Behaviour in a Free Riding Experiment, Journal of Public Economics, Bd. 54, S. 185 – 200.

– (1995a): Freifahrer im Test: Ein Überblick über 20 Jahre Freifahrerexperimente, Ökonomie und Gesellschaft, Jahrbuch, Bd. 12: Soziale Kooperation, Frankfurt / Main und New York, S. 168 – 241.

– (1995b): Umweltökonomik. Eine theorieorientierte Einführung, 3. Auflage, Berlin et al.

*Weitzman,* M. (1974): Prices vs. Quantities, Review of Economic Studies, Bd. 41, S. 477 – 491.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

# Recycling, Abfallbehandlung und Produktdesign

## Eine effizienztheoretische Analyse der Abfallwirtschaft[1]

Von *Rüdiger Pethig,* Siegen

## A. Vorbemerkungen

Seit Gründung der Bundesrepublik Deutschland hat sich die Abfallmenge alle 10 Jahre etwa verdoppelt, und ähnliche Entwicklungen sind für viele andere Länder ebenfalls typisch. Die zunehmenden Abfallmengen wurden zu einem immer größeren Problem, weil die Deponierung eine im Prinzip nicht erneuerbare Ressource ist und Umweltschäden durch deponierten Abfall immer größere Ausmaße anzunehmen drohten. Deshalb rückte zum einen das Interesse an der Abfallbehandlung *vor* Deponierung stärker in den Vordergrund, um damit Umweltschäden der Deponierung zu verringern oder sogar ganz zu vermeiden, aber auch die Rückgewinnung von Rohstoffen (Recycling) aus Abfällen. Das Recycling vor oder anstelle von Abfallbehandlung verspricht mehrere Fliegen mit einer Klappe zu schlagen: Mit der Verringerung des (Netto-)Stroms der in die Umwelt eingeleiteten Abfälle wird Deponieraum gespart, werden Umweltschäden durch Deponierung reduziert, und es werden knappe Rohstoffe geschont. Von der Politik wurden die Vorteile des Recycling und der Abfallbehandlung erkannt, und dies fand seinen Niederschlag in einer zunehmenden Bereitschaft, beides in Gesetzesinitiativen und Verordnungen zur Abfallwirtschaft stärker als bisher zu fördern. Prominente Beispiele in Deutschland sind dafür ‚Der Grüne Punkt' von 1990 und das Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz von 1996. In vielen anderen Ländern wurden ähnliche Programme zur Förderung des Recycling und der Abfallbehandlung eingeführt und auch die Europäische Union nutzt ihre umweltpolitischen Kompetenzen zunehmend zur Durchsetzung eines nachhaltigen und umweltverträglichen Abfallmanagements. In den meisten europäischen Ländern ist die Verpackungsabfallwirtschaft inzwischen mehr oder weniger nach dem Muster des ‚Grünen Punkts' umorganisiert worden.[2]

---

[1] Dieser Beitrag stützt sich in wesentlichen Teilen auf gemeinsame Arbeiten von Thomas Eichner und dem Autor (*Eichner* und *Pethig* 1999, 2000, 2001a, 2001b, 2001c und 2003). Für wertvolle Hinweise bin ich Thomas Eichner dankbar. Verbliebene Mängel gehen jedoch zu meinen Lasten.

[2] Laut Pressemitteilung der europäischen Dachorganisation der ‚Grüner-Punkt-Länder', Pro Europe, verwenden inzwischen zehn EU-Länder sowie weitere europäische und außer-

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Die grundlegenden theoretischen Probleme des Recyclings und der Abfallwirtschaft können seit den 1970ern als weitgehend geklärt gelten. Ökonomen unterbreiteten zahlreiche Vorschläge, wie die Allokationseffizienz durch Stimulierung des Recycling und durch Reduktion umweltschädlicher Abfalldeponierung verbessert werden kann. In der theorie-orientierten Recyclingliteratur kann man drei Bereiche mit unterschiedlichen methodischen Ansätzen unterscheiden: (i) dynamische Modelle, z. B. *Smith* (1972), *Hoel* (1978), *Lusky* (1976), *Wacker* (1987), *Atri* und *Schellberg* (1995), *Highfill* und *McAsey* (1997) *Huhtala* (1997); (ii) statische Partialmodelle,[3] z. B. *Holterman* (1976), *Miedema* (1983), *Morris* und *Holthausen* (1994), *Sigman* (1995), *Palmer* et al. (1997), *Palmer* und *Walls* (1997), *Choe* und *Fraser* (1999); und (iii) statische Totalmodelle, z. B. *Pethig* (1977), *Michaelis* (1991), *Kohn* (1995), *Fullerton* und *Kinnaman* (1995), *Fullerton* und *Wu* (1998), *Eichner* und *Pethig* (2000a, b, c, 2001).

Wie in anderen Bereichen der Wirtschaftstheorie hat jeder dieser methodischen Ansätze seine Berechtigung und Stärken in der Analyse unterschiedlicher Problemstellungen. Fragen der intertemporalen Ressourcenallokation können trivialer Weise nicht mit statischen Modellen untersucht werden und Zusammenhänge mit signifikanten Rückwirkungen in andere Bereiche der Ökonomie nicht mit Partialmodellen. In der Abfallwirtschaft spielen Residuen von haltbaren Konsumgütern eine wichtige Rolle, wobei nicht nur die Rezyklierbarkeit solcher Güter, sondern auch ihre Lebensdauer ein umweltrelevantes Merkmal des Produktdesign ist. Obwohl wir für die hier zu behandelnde Recycling-Problematik häufig haltbare Konsumgüter als Beispiele im Auge haben, werden wir keine intertemporale Modellierung vornehmen und somit die Haltbarkeit nicht als endogene umweltrelevante Variable berücksichtigen, wie z. B. *Runkel* (2002). Da die Abfallwirtschaft aber starke Interdependenzen mit vielen anderen Wirtschaftssektoren – stromaufwärts und stromabwärts – aufweist, sollen hier statische *allgemeine* Gleichgewichtsanalysen vorgenommen werden, in denen der Weg eines Rohstoffs von der Wiege (Rohstoffabbau) bis zur Bahre (Deponierung) explizit modellmäßig erfasst wird: Der abgebaute Rohstoff wird als Input in der Konsumgüterproduktion eingesetzt, die Abfälle der Konsumgüter (Residuen) werden verwertet, der zurückgewonnene Rohstoff (Sekundärrohstoff) wird neben dem Primärrohstoff wieder zur Produktion von Konsumgütern verwendet, während der Recyclingabfall zur Abfallbehandlung weitergeleitet wird; schließlich wird der Recyclingabfall nach Behandlung deponiert.

Anknüpfend an die immer noch aktuelle Programmatik von *Ayres* und *Kneese* (1969), wonach es keine Produktion und keinen Verbrauch (Konsum), sondern nur die Transformation von Rohstoffen gibt, verfolgen wir hier also einen produktbezogenen Lebenszyklusansatz, in dem das Gesetz der Massenerhaltung zu berück-

---

europäische Länder mit insgesamt etwa 77.000 Lizenznehmern das Finanzierungszeichen ‚Der Grüne Punkt', das damit zum meist genutzten Markenzeichen der Welt geworden ist.

[3] Überwiegend konzentrieren sich solche Partialmodelle auf das Abfallproblem der Haushalte; zur Unternehmensseite vgl. z. B. *Conrad* (1999).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

sichtigen ist. Zur Vermeidung noch größerer Komplexität verzichten wir dabei allerdings auf die modellmäßige Erfassung der Emission solcher Schadstoffe, die im Zuge von Produktionsprozessen, also beim Rohstoffabbau, in der Konsumgüterproduktion, beim Recycling und bei der Abfallbehandlung in die Luft, das Wasser oder den Boden entweichen.[4] Die Ziele dieses Beitrags sind, die Bedingungen der allokativen Effizienz des vorstehend beschriebenen Stoffstroms zu untersuchen, Ineffizienzen aufzudecken, die durch das Fehlen von Märkten in Abwesenheit abfallpolitischer Regulierung entstehen, um dann die Möglichkeiten zu prüfen, ob bzw. wie durch eine Regulierung mit Abgaben und/oder Subventionen Allokationseffizienz wiederherstellt werden kann.

Eine bekannte Quelle allokativer Verzerrungen ist der unvollständige Wettbewerb (Marktmacht). Obwohl der Wettbewerb im Abfallsektor realer Ökonomien aus vielen Gründen unvollständig ist, ja sogar durch regionale (Teil-)Monopole geprägt ist, werden wir diese Quelle der Ineffizienz aus unserer Untersuchung ausschließen.[5] Damit bewegen wir uns im traditionellen wohlfahrtsökonomischen Analyserahmen einer Marktwirtschaft, in der die Märkte – soweit vorhanden – vollkommen kompetitiv sind und in der es Allokationsverzerrungen durch Externalitäten gibt. Das abfallpolitische Ziel besteht dabei in der Internalisierung solcher Externalitäten. Methodisch folgen wir der Überlegung, die schon von *Heller* und Starrett (1976, S. 10) treffend zum Ausdruck gebracht worden ist, nämlich dass „... one can think of externalities as nearly synonymous with non-existence of markets".

Die ‚klassische' umweltökonomische Externalität besteht darin, dass durch das Fehlen geeigneter Märkte übermäßig große Mengen an Schadstoffen (aus der Deponie) emittiert werden, die den Nutzen der Konsumenten beeinträchtigen. Diese Externalität, die durch die bekannte ‚Pigou-Steuer' internalisierbar ist, spielt im Folgenden zwar auch eine Rolle, aber eher nur am Rande. In Punkto Marktversagen soll hier im Mittelpunkt stehen, ob und in welchem Umfang in der nicht regulierten Abfallwirtschaft Märkte und damit Preise entstehen, die den Stoffstrom über Recycling und Abfallbehandlung bis zur Deponierung lenken. Wenn Residuen und/oder Recyclingabfälle im effizienten Regime negative Schattenpreise haben, also Ungüter sind, entstehen bei Abwesenheit jeglicher Regulierung im Allgemeinen keine Märkte. Aber selbst wenn das effiziente Regime für Residuen einen positiven Schattenpreis signalisiert (‚Wertstoff'), kann in der Realität der zu-

---

[4] *Walls* und *Palmer* (2000) untersuchen einige der Probleme, die eine umfassende Umweltpolitik lösen muss, wenn solche zusätzlichen Umweltexternalitäten berücksichtigt werden. Vgl. auch *Weaver* et al. (1997).

[5] Die ‚Duale System Deutschland AG', die einzige bundesweite Institution zur Rücknahme und Entsorgung von Verkaufsverpackungen, ist bisher trotz mancher Bedenken vom Bundeskartellamt toleriert worden, doch will das Amt die Freistellung vom Kartellverbot überprüfen. Zu den Konzentrationsprozessen in der deutschen Entsorgungswirtschaft vgl. auch *Fischer* (1999). Theoretische Analysen zur Marktmacht wurden u. a. von *Swan* (1980), *Martin* (1982) und *Runkel* (2002) erstellt.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

gehörige potentielle Markt wegen hoher Transaktionskosten ausfallen. Wir werden Transaktionskosten zwar nicht explizit in die Analyse einbeziehen, aber Situationen prohibitiv hoher Transaktionskosten durch die Annahme abbilden, dass ein bei Abwesenheit dieser Transaktionskosten zu erwartender Markt nicht existiert. Hier eröffnet sich, wie wir zeigen werden, ein weites Feld alternativer Annahmen über versagende Märkte und damit viel Raum für alternative Regulierungskonzepte.

Der vorliegende Beitrag weicht in einem wesentlichen Aspekt von der früheren Recycling-Literatur ab: Wir werden die Kosten des Recycling und der Abfallbehandlung von Eigenschaften des Konsumgutes abhängig machen, die von den Produzenten bei deren Herstellung festgelegt worden sind. Mit anderen Worten, die zentrale Hypothese lautet, dass es unter anderem vom Produktdesign abhängt, wie leicht oder schwer – also wie teuer – es ist, Rohstoffe aus den Konsumgütern nach deren Nutzung zurückzugewinnen und/oder Schadstoffemissionen durch Abfallbehandlung zu verringern. Dass Umweltgesichtspunkte bereits in der Phase des Designs eines Produktes berücksichtigt werden sollten, ist eine schon recht lang bestehende Erkenntnis bzw. Forderung (*U.S. Congress* 1992, *Fiskel* 1996), die jedoch ungehört verhallt, wenn der Hersteller keine Anreize zum grünen Design hat bzw. bekommt. Wenn er nach Verkauf seines Produkts an die Konsumenten kein wirtschaftliches Interesse am weiteren Weg des Produkts hat, wird er beim Produktdesign Wünsche der Recycler und Abfallbehandler bezüglich dieses Designs ignorieren. Damit entsteht eine Externalität, die zum ersten Mal von *Fullerton* und *Wu* (1998) und nachfolgend von *Calcott* und *Walls* (2000) theoretisch in einem Recyclingmodell untersucht worden ist. Fullerton und Wu führen in ihr Modell eine Variable für Produktdesign bzw. für ‚Rezyklierbarkeit' ein, deren Erhöhung die Produktivität in der Herstellung von Konsumgütern senkt, aber die Produktivität des Recycling-Prozesses vergrößert.

Wenn wir einen solchen Modellansatz in den Kontext der bisherigen Literatur stellen, zeigt sich, dass es wichtige Unterschiede zu *Pethig* (1977), *Kohn* (1995), *Fullerton* und *Kinnaman* (1995), *Fullerton* und *Wu* (1998) gibt. *Pethig* (1977) und *Kohn* (1995) berücksichtigen weder Rezyklierbarkeit noch die Variierbarkeit des Rohstoffmix, der hier im Zentrum steht. *Fullerton* und *Kinnaman* (1995) und auch *Fullerton* und *Wu* (1998) modellieren Recycling nicht als eine Technologie, in der zur Gewinnung von Sekundärrohstoff knappe Ressourcen (z. B. Arbeit) aufgewendet werden müssen, stellen aber, wie auch *Calcott* und *Walls* (2000), *keinen* Bezug zwischen ihrem Parameter ‚Rezyklierbarkeit' und den Stoffströmen her[6]. Sie modellieren Recycling als eine kostenlose Haushaltsaktivität des Trennens und Zerlegens von Residuen und beziehen weder Sekundärmaterial noch Abfallbehandlung in ihre Analyse ein. Bezüglich der Modellierung der endogen variier-

[6] Ihr Modell lässt sich als die Herstellung eines Konsumgutes mit konstantem Rohstoffmix interpretieren, wobei dann der Parameter ‚Rezyklierbarkeit' ein Maß für die Schwierigkeit bzw. den Aufwand angesehen werden kann, die Residuen in ihre Rohstoffkomponenten zu zerlegen.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

baren ‚Rezyklierbarkeit' werden wir hier nicht *Fullerton* und *Wu* (1998) folgen, sondern *Eichner* und *Pethig* (1999).

Sowohl die theorie-orientierte Literatur zur Abfallwirtschaft, die im zweiten Abschnitt dieser Vorbemerkungen angegeben worden ist, als auch die stärker praxisbezogene Literatur (z. B. *Hecht* 1991, *Spofford* 1991 und *Rutkowsky* 1998) beschäftigen sich ausführlich mit den Möglichkeiten der Abfallwirtschaftspolitik, durch geeignete Abgaben und/oder Subventionen Allokationseffizienz (wieder-) herzustellen. Allerdings gibt es, wie dargestellt, in dieser Literatur mit Ausnahme von *Fullerton* und *Wu* (1998), *Calcott* und *Walls* (2000) und *Eichner* und *Pethig* (2001b) keine Produktdesign-Externalität, so dass auch keine Abgaben und Subventionen zur Internalisierung dieser Externalität untersucht wurden. Die im vorigen Abschnitt dargestellten Unterschiede zwischen *Fullerton* und *Wu* (1998) und *Eichner* und *Pethig* (1999) in der Modellierung der Produktdesign-Externalität haben u. a. zur Folge, wie zu zeigen sein wird, dass die Gebührenkonzepte zur Internalisierung dieser Externalität unterschiedlich ausfallen. Die Politdiskussion wird hier deshalb einen großen Raum einnehmen.

Ein weiterer Schwerpunkt des vorliegenden Beitrags liegt in der Untersuchung verschiedener institutioneller Arrangements in der Abfallwirtschaft, obwohl einschränkend hinzuzufügen ist, dass diese Analyse hier nur auf einem recht hohen Abstraktionsniveau durchgeführt wird. Es geht konkret um zwei alternative Verfügungsrechtsstrukturen, die wir als Regel der Konsumentenverantwortung (KV-Regel) bzw. als Regel der Produzentenverantwortung (PV-Regel) bezeichnen. Nach der KV-Regel erwerben die Konsumenten beim Kauf auch das Eigentum an den Konsumgütern mit der Verpflichtung, für die ordnungsgemäße Entsorgung der Residuen nach Konsum zu sorgen. (In unserem Modell halten sich alle Konsumenten annahmegemäß auch ausnahmslos und vollständig an diese Regel.) Im Falle der PV-Regel erwerben die Konsumenten mit dem Kauf lediglich das Recht auf Nutzung, während das Konsumgut wie auch dessen Residuum nach der Nutzung des Konsumgutes im Eigentum der Produzenten bleibt, die folglich auch für die ordnungsgemäße Entsorgung des Residuums verantwortlich sind.

Die Produzenten können ihre Verantwortung unter der PV-Regel auf verschiedene Weise wahrnehmen. Zum einen kann die PV-Regel im engeren Sinn als Verpflichtung zur *direkten* Rücknahme der Residuen ausgelegt sein (take-back rule), was vor allem bei größeren haltbaren Konsumgütern mit Markenartikelcharakter (z. B. Autos, Kühlschränke, Fernsehgeräte usw.) infrage kommt, deren Einheiten nicht zu klein sind und die leicht ihren Herstellern zugeordnet werden können. Die direkte Rücknahme von Konsumgütern ohne solche Eigenschaften dürfte aus Kostengründen im Allgemeinen nicht praktikabel sein. Aber in diesem Fall haben die Hersteller unter der PV-Regel die Möglichkeit, ihre Pflicht zur ordnungsgemäßen Entsorgung der Residuen per Vertrag an eine zentrale **A**bfall-**M**anagement-**O**rganisation (AMO) zu delegieren, die dann im Gegenzug berechtigt ist, Abgaben zu erheben, um damit die Sammlung, Sortierung, Verwertung und Deponierung der

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Abfälle zu finanzieren. Prototypische Beispiele für die *direkte* Rücknahme sind Altautos und Elektroschrott, zwei Bereiche, in denen auf der EU-Ebene staatliche Regulierungen im Sinne der PV-Regel (im engeren Sinne) auf den Weg gebracht worden sind bzw. werden sollen. Das deutsche Grüner-Punkt-System für Verpackungsabfall ist nach unserer Kenntnis die erste empirische Anwendung der PV-Regel mit zentraler AMO.

Es wird sich zeigen, dass die Konsumgüterproduzenten, die der PV-Regel mit direkter Rücknahme unterliegen, alle (potentiellen) Produktdesign-Externalitäten internalisieren können, wenn sie Recycling und Abfallbehandlung in einer einzigen vertikal integrierten Firma selbst vornehmen. Im Falle der PV-Regel mit zentraler AMO ist dagegen von dieser AMO ein Problem der effizienten Lenkung der Stoffströme durch pretiale Steuerung (Abgaben, Subventionen) zu lösen, das sich nicht grundsätzlich von der Steuerung durch Abgaben und Subventionen unterscheidet, die unter der KV-Regel erforderlich ist, wenn Märkte versagen.

Die Arbeit ist wie folgt aufgebaut. In Kapitel B wird zunächst einmal das Modell vorgestellt, und zwar sukzessive in drei einzelnen Stufen, um eine Überfrachtung der Analyse zu vermeiden. Das Hauptziel des Kapitels B ist die Diskussion der Effizienzeigenschaften alternativer Marktkonzepte für den Abfallsektor, die denkbar sind, aber typischerweise in der Realität nicht anzutreffen sind. Im Kapitel C werden für alternativ angenommene Marktversagens-Szenarios die Möglichkeiten geprüft, durch geeignete Kombinationen von Abgaben und Subventionen Allokationseffizienz wiederherzustellen, und zwar bei Anwendung der KV-Regel. Kapitel D stellt der KV-Regel dann die PV-Regel in ihren beiden Ausprägungen gegenüber: mit direkter Rücknahme oder mit zentraler AMO. Im Falle der zweiten Variante werden wiederum die Möglichkeiten der effizienten pretialen Lenkung durch die AMO untersucht mit Bezügen zum deutschen Grüner-Punkt-System.

## B. Recycling, Abfallbehandlung und Produktdesign in alternativen Marktkonzepten

Im Kapitel 2 werden drei Modelle vorgestellt, die wir als Ökonomie I, II und III bezeichnen. Ökonomie I enthält den Abbau des Primärrohstoffs, die Konsumgüterproduktion und einen Recycling-Prozess, lässt aber die Behandlung des Recycling-Abfalls und der Umweltschäden, die der deponierte Abfall verursacht, unberücksichtigt. In Ökonomie II wird das Recycling unterdrückt, dafür werden aber nun die Abfallbehandlung sowie die Umweltschäden aus Deponierung in die Analyse einbezogen. Ökonomie III fügt alle Bausteine der Ökonomien I und II zu einem Gesamtmodell zusammen. Der inhaltliche Schwerpunkt des Kapitels B liegt auf der Ökonomie I (Abschnitte B.I. und B.II.), insbesondere auf der Analyse alternativer Marktkonzepte. Es zeigt sich in Abschnitt B.III., dass die Ökonomie II aus

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

formaler Sicht der Ökonomie I sehr ähnlich ist, so dass nach einigen Erweiterungen und Modifikationen der Notation die wesentlichen für Ökonomie I nachgewiesenen Ergebnisse auf Ökonomie II übertragen werden können. Da die Ökonomie III (Abschnitt B.IV.) die beiden vorher behandelten Modelle integriert, genügt es, nur die grundlegenden Merkmale dieser Ökonomie darzustellen.

## I. Recycling und Produktdesign (Ökonomie I)

### *1. Darstellung des Modells*

Die Ökonomie I ist durch folgende (Un-)Gleichungen gegeben:

| | | |
|---|---|---|
| [1] | $u_h \leq U^h\left(\underset{-}{\ell_h^s}, \underset{+}{x_h^d}\right)$ | Nutzen des Konsumenten $h \in H$ |
| [2] | $x^s \leq X\left(\underset{+}{\ell_x^d}, \underset{+}{m^d}\right)$ | Produktion des Konsumguts |
| [3] | $v^s \leq V\left(\underset{+}{\ell_v^d}\right)$ | Rohstoffabbau |
| [4] | $r_k^s \leq R^k(\underset{+}{\ell_{rk}^d}, \underset{+}{q_k^d}, \underset{+}{w_k^d})$ | Recycling durch Firma $k \in K$ |
| [5] | $\ell_f^d = C(\underset{+}{f^d})$ | Deponierungskosten |
| [6] | $q_x^s := \dfrac{m^d}{x^s}$ | Stoffgehalt |
| [7] | $\sum_h \ell_h^s \geq \sum_k \ell_{rk}^d + \ell_f^d + \ell_v^d + \ell_x^d$ | |
| | $v^s + \sum_k r_k^s \geq m^d,\ x^s \geq \sum_h x_h^d$ | Angebotsrestriktionen |
| [8] | $w_h^s = x_h^d\ \forall h, \sum_h w_h^s = \sum_k w_k^d$ | |
| | $f_k^s = w_k^d - r_k^s\ \forall k,\ f^d = \sum_k f_k^s$ | obligatorische Entsorgung |
| [9] | $q_x^s = q_h^d = q_h^s = q_k^d\ \forall h, k$ | Stoffgehalt als öffentliches Gut |

In der Ökonomie I wird ein *Konsumgut* von einem einzigen Produzenten hergestellt[7], [2]. Die Menge $x^s$ dieses Gutes wird mit *Arbeit,* $\ell_x^d$, und mit zwei Rohstoffen produziert, die in den Output eingehen. Zur Vereinfachung der Analyse wird angenommen, einer dieser Rohstoffe sei kostenlos und wird (deshalb) nicht explizit im formalen Modell berücksichtigt. Der andere Rohstoff, kurz als *Stoff*

[7] Man kann diesen Produzenten zwar als den repräsentativen Produzenten auffassen, aber die Einführung mehr als eines Produzenten verbunden mit der Annahme unterschiedlicher Produktionstechnologien würde die Analyse ganz erheblich verkomplizieren. Heterogene Produzenten werden von *Calcott* und *Walls* (2000) in einem anderen Modellrahmen zugelassen.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

bezeichnet, wird mit der Menge $m^d$ als Input in [2] verwendet. Jede Einheit des Konsumguts hat konstantes Gewicht, aber die Technologie [2] ermöglicht es, den Rohstoffmix zu variieren. Dieser Mix wird durch den Rohstoffkoeffizienten $q_x^s$ aus [6] gemessen, der den Anteil des (explizit modellierten) Rohstoffs je Einheit Output angibt. $q_x^s$ wird als *Stoffgehalt* des Konsumguts bezeichnet. Nach dem Konsum wird $x$ zu Konsumrückständen, $w$, von gleichem Gewicht. Diese Rückstände bezeichnen wir im Folgenden als *Residuen.* Gemäß der Nutzenfunktion [1] bietet jeder Konsument $h \in H$ Arbeit an, $\ell_h^s$, und fragt die Menge $x_h^d$ des Konsumguts nach. Arbeit wird eingesetzt zur Produktion des Konsumguts, [2], zum Abbau des Rohstoffs, [3], zum Recycling, [4], und zur Deponierung des *Abfalls, f,* der sich im Recycling-Prozess nicht verwerten ließ, [5]. Da in unserer Ökonomie I alle *Residuen* ($w$) in den Recycling-Prozess gelangen und der *Abfall* ($f$), der nach dem Recycling übrig bleibt, vollständig deponiert wird, handelt es sich in der Terminologie des deutschen Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes von 1996 bei den *Residuen* um Abfälle zur Verwertung und bei dem *Abfall* um Abfälle zur Beseitigung.

Der Stoffgehalt [6] ist ein ‚grünes' Attribut des Konsumguts, das durch dessen Produzenten festgelegt, dann zusammen mit der Menge $x$ des Konsumguts von den Konsumenten und danach mit der Menge $w$ der Residuen von den Recyclingfirmen nachgefragt wird.[8] Allerdings ist zu beachten, dass $q_x$ selbst nicht zusätzlich zu $\ell_x^d$ und $m^d$ als Argument in der Produktionsfunktion [2] auftaucht. Dadurch unterscheidet sich unsere Modellierung des Produktdesigns deutlich von dem theoretischen Ansatz von *Fullerton* und *Wu* (1998).

Ähnlich wie *Pethig* (1977), *Miedema* (1983), *Dinan* (1993) und *Kohn* (1995), aber anders als *Fullerton* und *Wu* (1998) unterstellen wir in [4], dass die Rückgewinnung von Stoff aus den Residuen mit Kosten verbunden ist: $R^k(\ell_{rk}^d = 0, q_k^d, w_k^d) = 0$ für alle $q_k^d \geq 0$ and $w_k^d \geq 0$, sowie $R_\ell^k > 0$, wenn $q_k^d > 0$ und $w_k^d > 0$. Allerdings wird in der gesamten vorstehend zitierten Literatur der Stoffgehalt $q_k^d$ (oder ein Äquivalent) nicht als Argument der Recycling-Funktion $R^k$ berücksichtigt. Fullerton und Wu (1998) kommen dem hier gewählten Ansatz nahe, da sie eine Variable ‚Rezyklierbarkeit' (recyclability) einführen, die jedoch keinen konkreten Bezug zu den Stoffströmen hat wie der hier betrachtete Stoffgehalt.

Mit der Recycling-Technologie [4] wird der (explizit modellierte) Stoff durch Arbeitseinsatz $\ell_{rk}^d$ aus den Residuen $w_k^d$ mit Stoffgehalt $q_k^d$ zurückgewonnen. Allerdings ist die Rückgewinnung unvollständig. Nach dem Recycling-Prozess bleibt der Abfall $f_k^s = w_k^d - r_k^s > 0$ aus [8] übrig, der dann deponiert wird.

Wir zeigen im Folgenden durch ein Widerspruchsargument, dass die Annahme $R_q^k > 0$ aus Gesichtspunkten der Massenerhaltung unabdingbar ist. Dazu unterstellen wir vorübergehend, dass $R_q^k = 0$ für alle $\ell_{rk}^d$ und für alle $w_k^d$ gilt, und gehen

[8] In unserer Modellspezifizierung haben wir zur Vereinfachung von der Annahme abgesehen, dass der Stoffgehalt auch von den Konsumenten als ein relevantes (grünes) Attribut angesehen wird, das in ihre Nutzenfunktion eingeht.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

von beliebigen Werten $\ell_0,\ q_0,\ w_0 > 0$ aus, für die $r_0 = R(\ell_0,\ q_0,\ w_0) > 0$ erfüllt ist. Da der Stoff annahmegemäß in reiner Form zurückgewonnen wird, da also Primär- und Sekundärstoff homogen sind, wie sich aus [7] ergibt, verlangt das Massenerhaltungsgesetz $r_0 \leq m_0 := q_0 w_0$. Wenn nun die Inputs $\ell_0$ und $w_0$ konstant bleiben, $q$ aber sukzessive von $q_0$ auf Null reduziert wird, dann wird auch der in den Residuen enthaltene Stoff sukzessive auf Null verringert. Andererseits impliziert $R_q^k = 0$ aber, dass $r_0 = R(\ell_0,\ q,\ w_0)$ für alle $q < q_0$ positiv und konstant bleibt. Damit würde jedoch gegen das Massenerhaltungsgesetz verstoßen, denn es ist nicht möglich, mehr Stoff aus Residuen zurückzugewinnen als darin enthalten ist.

Die Gleichungen [9] identifizieren den Stoffgehalt als ein öffentliches Gut im Sinn der etablierten Definition dieses Konzepts (*Blümel* et al. 1986). Aber um falsche Assoziationen zu vermeiden, sei die Öffentliche-Güter-Eigenschaft des Stoffgehalts genauer erläutert. Wenn eine Person $A$ das Konsumgut mit Stoffgehalt $q$ besitzt, kann eine andere Person das Attribut $q$ des Konsumguts im Besitz der Person $A$ natürlich nicht ‚mitkonsumieren'. [9] besagt stattdessen, dass alle Personen, die gleichzeitig oder nacheinander in den Besitz eines Konsumgutes bzw. dessen Residuums mit Stoffgehalt $q$ gelangen, keine andere Wahl haben als genau den Stoffgehalt zu akzeptieren, der im Produktdesign durch den Produzenten des Konsumguts festgelegt wurde.[9] Nachdem das Konsumgut mit Attribut $q$ einmal produziert ist, kann kein nachfolgender Besitzer dieses Gutes oder seines Residuums von dem Attribut $q$ ausgeschlossen werden oder dieses ablehnen.

Während die Ungleichungen [7] konventionelle (neoklassische) Ressourcenrestriktionen sind, die sicherstellen, dass die Nachfrage das Angebot nicht übersteigt, wird in den Gleichungen [8] die Forderung formalisiert, dass sämtliche Residuen der Konsumenten recycelt und sämtliche Recycling-Abfälle deponiert werden müssen. [8] beinhaltet also ein Verbot der Entsorgung von Residuen und Abfall auf wilden Müllkippen verbunden mit der impliziten Annahme, dass dieses Verbot effektiv und kostenlos durchgesetzt werden kann[10, 11].

---

[9] In unserer Interpretation der Öffentlichen-Güter-Eigenschaft des Stoffgehalts haben wir von einer zeitlichen Folge von Transaktionen gesprochen, die im formalen statischen Modell nicht explizit angelegt ist. Wenn man in das Modell eine explizite Zeitstruktur einführt, z. B. ähnlich wie *Dinan* (1993), ändert sich die grundlegende Argumentation nicht. Sequenzielle Transaktionen und statische Analyse sind keine Gegensätze, wenn man die erreichbaren Allokationen des hier vorgestellten Modells als Steady State eines dynamischen Modells auffasst.

[10] Dies ist zweifellos eine restriktive und unrealistische Annahme (*Hecht* 1991; *Jenkins* 1993, *Morris* und *Holthausen* 1994, *Fullterton* und *Kinnaman* 1995, *Choe* und *Fraser* 1999). Die Annahme lässt sich u. E. aber zum Zwecke der Untersuchung grundlegender Fragen der Marktallokation rechtfertigen. Wenn dagegen Instrumente der Abfallpolitik zur Diskussion stehen (wie in Kapitel 4 und 5), müssen Anreize zur illegalen Abfallentsorgung berücksichtigt werden.

[11] Im Optimum und auch in Marktgleichgewichten müssen die Angebotsrestriktionen [7] ebenfalls als Gleichungen erfüllt sein, weil kostenlose Entsorgung (free disposal) nicht zugelassen ist. Wie wir zeigen werden, ist diese Bedingung erfüllt.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

In Ökonomie I werden durch die Superskripte $s$ und $d$ angebotene und nachgefragte Mengen gekennzeichnet. Es erweist sich als zweckmäßig, dieses Schema durchgängig auf alle Variablen anzuwenden, auch wenn dies umständlich erscheinen mag. Die Gleichungen in [8] in Verbindung mit der Kennzeichnung der Variablen durch Angebots- und Nachfrageindices spiegeln ein bestimmtes institutionelles Arrangement wider: Die Produzenten bieten den Konsumenten $(x^s,\ q_x^s)$ an, und diese fragen $(x_h^d,\ q_h^d)$, $h \in H$, nach. Die Konsumenten bieten wiederum den Recyclern die Residuen $(w_h^s,\ q_h^s)$ an, und die Recycler entwickeln ihrerseits die Nachfrage $(w_k^d,\ q_k^d)$, $k \in K$. Schließlich bieten die Recycler den nach dem Recycling verbleibenden Abfall, $f_j^s$, der Deponiefirma an, welche die Menge $f^d$ nachfragt. Wir werden auf diese Sequenz von Transaktionen in Abschnitt 4 zurückkommen und dann auch andere institutionelle Arrangements diskutieren.

## 2. *Allokationseffizienz*

Die effiziente Allokation der Ökonomie I wird als Lösung der folgenden Lagrange-Funktion ermittelt:

$$
\begin{aligned}
(1)\qquad L = {} & \sum\nolimits_h \alpha_h U^h(\ell_h^s, x_h^d) + \lambda_{xx}\left[X(\ell_x^d, m^d) - x^s\right] + \\
& + \sum\nolimits_h \lambda_{wh}(x_h^d - w_h^s) + \lambda_m\left(v^s + \sum\nolimits_k r_k^s - m^d\right) + \\
& + \lambda_x\left(x^s - \sum\nolimits_h x_h^d\right) + \lambda_v\left[V(\ell_v^d) - v^s\right] + \\
& + \sum\nolimits_k \lambda_r^k\left[R^k(\ell_{rk}^d, q_k^d, w_k^d) - r_k^s\right] + \lambda_q\left(\frac{m^d}{x^s} - q_x^s\right) + \\
& + \lambda_\ell\left[\sum\nolimits_h \ell_h^s - \sum\nolimits_k \ell_{rk}^d - C(f^d) - \ell_v^d - \ell_x^d\right] + \\
& + \sum\nolimits_k \lambda_{fk}(f_k^s - w_k^d - r_k^s) + \lambda_f\left(f^d - \sum\nolimits_k f_k^s\right) + \\
& + \lambda_w\left(\sum\nolimits_h w_h^s - \sum\nolimits_k w_k^d\right) + \sum\nolimits_h \sum\nolimits_k \lambda_q^{kh}(q_h^s - q_k^d) + \\
& + \sum\nolimits_h \left[\lambda_h(q_h^d - q_h^s) + \lambda_{qx}^h(q_x^s - q_h^d)\right] .
\end{aligned}
$$

wobei $\alpha_h$ für alle $h \in H$ positive, konstante Gewichte sind. Der üblichen Vorgehensweise folgend nehmen wir an, dass alle in (1) vorkommenden Funktionen gutartig sind: $U^h$ ist quasi-konkav, $X$, $R$ und $V$ sind konkav und $C$ ist konvex. Folglich sind alle Lagrange-Restriktionen konkav außer $\lambda_q(m^d/x^s - q_x^s)$. Demnach können wir nicht sicher sein, dass für (1) eine (innere) Lösung existiert. Doch erscheint die Existenz einer Lösung für eine Teilklasse von Recyclingfunktionen $R^k$ aufgrund der folgenden Überlegungen plausibel zu sein. Wenn wir in (1) $\lambda_q = \lambda_q^{hk} = \lambda_h = \lambda_{qx}^h\ \forall h, k$ setzen und $q_k^d$ für alle $k$ durch $m^d/x^s$ substituieren, dann hat die so spezifizierte neue Lagrange-Funktion eine Lösung, falls die Funktion $\widehat{R}^k$, definiert durch $\widehat{R}^k(\ell_{rk}^d,\ m^d,\ x^s,\ w_k^d) := R^k\left(\ell_{rk}^d, \frac{m^d}{x^s}, w_k^d\right)$, für alle $k$ kon-

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

kav ist. Aus der Annahme, dass $R^k$ streng konkav ist, folgt unmittelbar, dass $\widehat{R}^k$ in $\ell^d_{rk}, m^d$ und $w^d_k$ ebenfalls streng konkav ist. Wegen $\widehat{R}^k_{xx} = \left(\frac{q}{R_q} R_{qq} + 1\right) \frac{m}{x^3} R^k_q$ ist $\widehat{R}^k$ auch in $x^s$ streng konkav genau dann, wenn $q^d_k R^k_{qq}/R^k_q$, die Elastizität der Grenzproduktivität von $r$ in Bezug auf $q^d_k$, dem Betrage nach größer als eins ist. Wenn auch die weiteren Bedingungen für die Konkavität von $\widehat{R}^k$ erfüllt sind, wissen wir, dass die Kuhn-Tucker-Bedingungen notwendig und hinreichend für die Existenz einer Lösung sind. Es ist uns allerdings nicht gelungen, eine parametrische Funktion zu finden, die diesen Bedingungen genügt, so dass die Frage der Existenz einer Lösung hier nicht definitiv beantwortet werden kann.

Im Falle einer inneren Lösung, deren Existenz nun unterstellt wird, sind die Lagrange-Multiplikatoren $\lambda_f$, $\lambda_{fk}$, $\lambda_w$ und $\lambda_{wh}$ vorzeichenunbeschränkt und alle übrigen nicht-negativ. Alle Multiplikatoren erweisen sich in einer inneren Lösung als eindeutig positiv außer $\lambda_w = \lambda_{wh}$. Die (innere) Lösung von (1) wird durch die Marginalbedingungen in der ersten Spalte der Tabelle I charakterisiert, wobei Buchstaben mit Stern die Lösungswerte von Variablen bezeichnen. Durch geeignete Umformulierung dieser Marginalbedingungen erhält man die

**Proposition 1** *(Eigenschaften einer effizienten Allokation der Ökonomie I)*

*(i) Die effiziente Allokation wird beschrieben durch*

$$\sum\nolimits_k \frac{R^k_q}{R^k_\ell} = -\frac{x^* A}{X_\ell} \qquad \text{wobei } A := \left(X_m - \frac{X_\ell}{V_\ell}\right) < 0 \,, \tag{2}$$

$$-\frac{U^h_x}{U^h_\ell} = \frac{1}{X_\ell} - \frac{q^* A}{X_\ell} - \frac{R^k_w}{R^k_\ell} + C_f \qquad \text{für alle } h \in H, \text{ für alle } k \in K \,. \tag{3}$$

*Falls* $R^k\left(\ell^d_{rk},\ q^d_k,\ w^d_k\right) = \tilde{R}^k\left(\ell^d_{rk},\ q^d_k \cdot w^d_k\right)$ *für alle* $k \in K$, *dann wird (3) zu*

$$-\frac{U^h_x}{U^h_\ell} = \frac{1}{X_\ell} + C_f \qquad \text{für alle } h \in H \,. \tag{3'}$$

*(ii) Angenommen, die Produktionsfunktion X sei linear-homogen, die Funktion V sei linear und* $R^k_q > 0$ *für alle* $k \in K$. *Dann ist der effiziente Stoffgehalt größer als er wäre, wenn* $R^k$ *unabhängig von q wäre.*



DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

*Tabelle I*

**Effizienz und verschiedene Marktkonzepte in der Ökonomie I**
(Notation: $\mu_x := \lambda_x/\lambda_\ell$ etc.; $\mu_\ell \equiv 1$)

| | Zeile | Pareto-Effizienz | Lindahl-Märkte für Stoffgehalt | Indirekte Märkte für Stoffgehalt | Märkte für gebundenen Stoff |
|---|---|---|---|---|---|
| Spalte | | 1 | 2 | 3 | 4 |
| Konsum | 1 | $-\frac{U_x^h}{U_\ell^h} = \mu_x - \mu_w > 0$ | $-\frac{U_x^h}{U_\ell^h} = p_x^* - p_w^*$ | $-\frac{U_x^h}{U_\ell^h} = p_x - p_w$ | $-\frac{U_x^h}{U_\ell^h} = \hat{p}_x - \hat{p}_w$ |
| | 2 | $\mu_{qx}^h = \sum_k \mu_q^{hk} > 0$ | $p_q^{h*} = p_{qx}^{h*}$ | $x_h P_q^x = w_h P_q^w$ | |
| Konsumgüterproduktion | 3 | $\left(\mu_x - \frac{\mu_q q^*}{x^*}\right) X_\ell = \mu_\ell > 0$ | $\left(p_x^* - \frac{p_{qx}^* q^*}{x^*}\right) X_\ell = p_\ell^*$ | $\left(p_x - \frac{x P_q^x q}{x}\right) X_\ell = p_\ell$ | $\hat{p}_x X_\ell = \hat{p}_\ell$ |
| | 4 | $\left(\mu_x - \frac{\mu_q q^*}{x^*}\right) X_m = \mu_m - \frac{\mu_q}{x^*} > 0$ | $\left(p_x^* - \frac{p_{qx}^* q^*}{x^*}\right) X_m = p_m^* - \frac{p_{qx}^*}{x^*}$ | $\left(p_x - \frac{x P_q^x q}{x}\right) X_m = p_m - \frac{x P_q^x}{x}$ | $\hat{p}_x X_m = \hat{p}_m - \hat{p}_b$ |
| | 5 | $\mu_q = \sum_h \mu_{qx}^h > 0$ | $p_{qx}^* = \sum_h p_{qx}^{h*}$ | $x P_q^x = \sum_h x_h P_q^x$ | |
| Deponie | 6 | $\mu_\ell C_f = \mu_f > 0$ | $p_\ell^* C_f = -p_f^*$ | $p_\ell C_f = -p_f$ | $\hat{p}_\ell C_f = -\hat{p}_f$ |
| Rohstoff | 7 | $\mu_m V_\ell = \mu_\ell > 0$ | $p_m^* V_\ell = p_\ell^*$ | $p_m V_\ell = p_\ell$ | $\hat{p}_m V_\ell = \hat{p}_\ell$ |
| Recycling | 8 | $(\mu_m + \mu_f) R_\ell^k = \mu_\ell > 0$ | $(p_m^* - p_f^*) R_\ell^k = p_\ell^*$ | $(p_m - p_f) R_\ell^k = p_\ell$ | $(\hat{p}_m - \hat{p}_f) R_\ell^k = \hat{p}_\ell$ |
| | 9 | $(\mu_m + \mu_f) R_q^k = \sum_h \mu_q^{hk} > 0$ | $(p_m^* - p_f^*) R_q^k = p_q^{k*}$ | $(p_m - p_f) R_q^k = w_k P_q^w$ | |
| | 10 | $(\mu_m + \mu_f) R_w^k = \mu_f + \mu_w > 0$ | $(p_m^* - p_f^*) R_w^k = p_f^* - p_w^*$ | $(p_m - p_f) R_w^k = p_w - p_f$ | $(\hat{p}_m - \hat{p}_f) R_w^k = \hat{p}_w + \hat{p}_b q - \hat{p}_f$ |

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

*(iii) Die Lagrange-Multiplikatoren haben in der Lösung von (1) folgende Merkmale: Es gibt eine* (#$H \times$ #$K$)-Matrix $\left[\hat{\mu}_q^{hk}\right]$, die die Bedingung $\sum_k \hat{\mu}_q^{hk} = \frac{R_q^k}{R_\ell^k}$ (für alle $h \in H$) erfüllt und die Eigenschaft hat:

$$\frac{\mu_q}{x^*} = \frac{\mu_{qx}^h}{x_h^*} = \frac{\sum_k \hat{\mu}_q^{hk}}{w_h^*} \qquad \text{für alle } h \in H \ . \tag{4}$$

*Falls* $R^k\left(\ell_{rk}^d,\ q_k^d,\ w_k^d\right) = \tilde{R}^k\left(\ell_{rk}^d,\ q_k^d \cdot w_k^d\right)$ *für alle* $k \in K$, *dann*

$$\frac{\sum_h \hat{\mu}_q^{hk}}{w_k^*} = \frac{\mu_w + \mu_f}{q^*} = \frac{\mu_q}{x^*} \qquad \text{für alle } k \in K \ . \tag{5}$$

*Andernfalls trifft* (5) *im Allgemeinen nicht zu.*

Um Gleichung (2) zu ermitteln, summieren wir zunächst[12] (I.9.1) über $k$, substituieren $\mu_m + \mu_f$ durch (I.8.1) und verwenden (I.2.1) sowie (I.5.1), um $\sum_k \sum_h \mu_q^{hk}$ durch $\mu_q$ zu ersetzen. Wir erhalten $\sum_k (R_q^k/R_\ell^k) = \mu_q$, und deshalb braucht nur noch gezeigt zu werden, dass $x^*A/X_\ell = \mu_q$. Aus (I.3.1) und (I.4.1) folgt $\mu_q = x^*\left[\mu_m - \left(X_m/X_\ell\right)\right]$, und diese Gleichung wird unter Berücksichtigung von (I.7.1) umgeformt zu

$$\mu_q = x^*\left(\frac{1}{V_\ell} - \frac{X_m}{X_\ell}\right) = -\frac{x^*}{X_\ell}\left(X_m - \frac{X_\ell}{V_\ell}\right) \equiv -\frac{x^* \cdot A}{X_\ell} \ .$$

Da $\mu_q > 0$, impliziert die letzte Gleichung $A < 0$.

Um Gleichung (3) abzuleiten, ermitteln wir zunächst aus (I.6.1), (I.8.1) und (I.10.1) $\mu_w = +R_w^k/R_\ell^k - C_f$ und aus (I.10.1) $\mu_x = \frac{1}{X_\ell} - \frac{\mu_q q^*}{x^*}$. Durch Einsetzen von $\mu_w$ und $\mu_x$ in (I.1.1) erhält man nach einigen Umformungen (3). Wegen der Definition von $\tilde{R}^k$ können wir $R_q^k = \tilde{R}_b^k w_k^*$ und $R_w^k = \tilde{R}_b^k q^*$, schreiben, wobei $\tilde{R}_b^k := \partial \tilde{R}^k / \partial\left(q_k^d w_k^d\right)$. Nach Einsetzen von $A$ aus (2) in (3) und Verwendung der partiellen Ableitung $\tilde{R}^k$ gelangen wir zu dem Ausdruck

$$-\frac{U_x^h}{U_\ell^h} = \frac{1}{X_\ell} + \frac{q^*}{x^*}\left[\sum\nolimits_j \left(\frac{\tilde{R}_b^k}{\tilde{R}_\ell^k} w_k^*\right) - \frac{\tilde{R}_b^k}{\tilde{R}_\ell^k} x^*\right] + C_f \ .$$

Diese Gleichung lässt sich wie folgt in (3') überführen: Wegen (I.9.1) gilt $\tilde{R}_\ell^k = \tilde{R}_\ell$ für alle $k$, und (I.9.1) stellt zusammen mit (I.12.1) sicher, dass $\tilde{R}_b^k = \tilde{R}_b$

[12] Die Bezeichnungen (I.9.1) usw. verweisen auf Gleichungen in Tabelle I. Jede Gleichung in einer Tabelle a wird durch den Ausdruck (a.b.c) lokalisiert, wobei a die Tabelle, b die Zeile und c die Spalte angeben.



DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

für alle $k$. Nach Ausklammern von $\tilde{R}_\ell$ und $\tilde{R}_b$ und nach Berücksichtigung von $\sum_k w_k^* = x^*$ folgt (3′).

Um Proposition 1ii zu beweisen, stellen wir zunächst fest, dass der Term $A$ aus (2) für $\sum_k R_q^k = 0$ den Wert $A = A^o := X_m^o - X_\ell^o / V_\ell^o = 0$ und für $\sum_k R_q^k > 0$ den Wert $A = A^* := X_m^* - X_\ell^* / V_\ell^* < 0$ annimmt. Da die Funktion $X$ jetzt als linear-homogen und die Funktion $V$ als linear vorausgesetzt worden sind, gilt $V_\ell^* = V_\ell^o$, und es gibt eine streng konkave und streng monoton steigende Funktion F, derart dass $1/q = F(\kappa)$ mit $\kappa := \ell_x / m$. Außerdem ist $X_\ell$ streng monoton sinkend und $X_m$ streng monoton steigend in $\kappa$. Wegen $A^o > A^*$ folgt daraus, dass $X_m^o > X_m^*$ sowie $X_\ell^* > X_\ell^o$. Das wiederum impliziert $\kappa^* < \kappa^o$ und $q^o < q^*$.

Proposition 1iii lässt sich folgendermaßen begründen. Die $\#H \times \#K$ Multiplikatoren[13] $\mu_q^{hk}$ sind in der Lösung von (1) unterbestimmt, denn ihnen stehen nur $\#K$ Gleichungen gegenüber, und zwar die Bedingungen erster Ordnung in der ersten Spalte der Tabelle I. Um diese Unterdeterminiertheit (für spätere Zwecke) auszunutzen, definieren wir die Matrix $[\hat{\mu}_q^{hk}]$ durch ihre generische Komponente $\hat{\mu}_q^{hk} := c_q^{hk} \cdot x_h^*$, wobei die Koeffizienten $c_q^{hk}$ die Bedingungen

$$\sum_k c_q^{hk} = c := \frac{\mu_q}{x^*} \quad \text{für alle } h \in H \quad \text{und} \quad \sum_h c_q^{hk} \cdot x_h^* = c \quad \text{für alle } k \in K$$

erfüllen. Die letztgenannten $\#K$ Gleichungen sorgen dafür, dass $\left[\hat{\mu}_q^{hk}\right]$ den Gleichungen $\sum_h \hat{\mu}_q^{hk} = c$ genügt. Durch die zusätzlichen $\#H$ Gleichungen [18] werden die Lagrange-Multiplikatoren $\hat{\mu}_q^{hk}$ nicht überbestimmt, denn für alle $\#H \geq 2$ und $\#K \geq 2$ ist $\#H \times \#K$, die Gesamtzahl der Variablen, nicht kleiner als $\#H + \#K$. Offensichtlich implizieren $\hat{\mu}_q^{hk} := c_q^{hk} \cdot x_h^*$ und $\sum_k c_q^{hk} = c$, dass $\sum_k \hat{\mu}_q^{hk} = c \cdot x_h^*$ für alle $h \in H$. Deshalb folgt (4) aus (I.2.1) und $w_h^* = x_h^*$. Die Kombination von (I.9.1) mit (I.10.1) führt zu $\sum_h \hat{\mu}_q^{hk} = \left(\mu_w + \mu_f\right) \frac{R_q^k}{R_w^k}$. Daraus folgt unmittelbar die erste Gleichung in (5), wenn man berücksichtigt, dass sich aus den partiellen Ableitungen von $\tilde{R}^k$ die Gleichung $R_q^k / R_w^k = w_k^* / q^*$ ergibt. Wir schreiben nun die erste Gleichung aus (5) in der Form $w_k^* \frac{\mu_w + \mu_f}{q^*} = \sum_h \hat{\mu}_q^{hk}$ und summieren über $k$: $\frac{\mu_w + \mu_f}{q^*} \sum_k w_k^* = \sum_k \sum_h \hat{\mu}_q^{hk}$. Aus dieser Gleichung erhält man das zweite Gleichheitszeichen in (5) wegen $\sum_k w_k^* = x^*$ und $\sum_k \sum_h \hat{\mu}_q^{hk} = \mu_q$.

Um zu zeigen, dass (5) im Allgemeinen nicht zutrifft, wenn $R^k \neq \tilde{R}^k$, betrachten wir nun eine Klasse von Funktionen $\breve{R}^j$, die durch $\breve{R}^j\left(\ell_{rk}^d,\ q_k^d \cdot w_k^d,\ q_k^d\right)$ spezifiziert ist. Wir definieren $\breve{R}_b^k := \partial \breve{R}^k / \partial \left(q_k^d \cdot w_k^d\right)$ und erhalten die Ableitungen $R_q^k = \breve{R}_b^k \cdot w_k^* + \breve{R}_q^k$ und $R_w^k = \breve{R}_b^k \cdot q^*$. Durch Einsetzen dieser Gleichungen in die oben hergeleiteten Gleichungen $\sum_h \hat{\mu}_q^{hk} = \left(\mu_w + \mu_f\right) \frac{R_q^k}{R_w^k}$ ergibt sich

[13] Mit $\#H$ bezeichnen wir die Anzahl der Elemente einer Menge $H$.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

$$\sum_h \hat{\mu}_q^{hk} = \frac{(\mu_w + \mu_f)\left[w_k^* + (\breve{R}_q^k/\breve{R}_b^k)\right]}{q^*} \quad \text{oder} \quad \frac{\sum_h \hat{\mu}_q^{hk}}{w_k^*} = \frac{\mu_w + \mu_f}{q^*} + \frac{(\mu_w + \mu_f)\breve{R}_q^k}{w_k^* q^* \breve{R}_b^k}.$$

Die letzte Gleichung stimmt *nicht* mit (5) überein, falls $\breve{R}_q^k \neq 0$, auch dann nicht, wenn die Funktionen $\breve{R}^k$ für alle $k \in K$ identisch sind.

Wir kommen nun zur Interpretation von Proposition 1. Gleichung (2) ist die bekannte Summenbedingung für das öffentliche Gut Stoffgehalt. Die linke Seite enthält den gesamten Grenzvorteil einer kleiner Erhöhung des Stoffgehalts in Arbeitseinheiten gemessen, während die rechte Seite die zugehörigen Grenzkosten in Form einer Verzerrung des Produktionsprozesses repräsentiert. Wegen $A < 0$ bzw. $X_m V_\ell < X_\ell$ besteht diese Verzerrung aus einem Keil zwischen der *indirekten* $(X_m V_\ell)$ und der *direkten* $(X_\ell)$ Grenzproduktivität der Arbeit. $X_m V_\ell$ ist die Grenzproduktivität der Arbeit in der Produktion des Konsumgutes, die indirekt dadurch entsteht, dass eine zusätzliche Einheit Arbeit zum Abbau von Rohstoff eingesetzt wird und der gewonnene Rohstoff dann den Output des Konsumgutes erhöht. Man kann aus (2) auch sofort erkennen, dass man $A = 0$ genau dann erhält, wenn $R_q^k = 0$ für alle $k \in K$, wenn also das Produktdesign beim Recycling keine Rolle spielt.

Gleichung (3) kennzeichnet die effiziente Allokation des Konsumguts. Danach ist die in Arbeit gemessene Grenzzahlungsbereitschaft jedes Konsumenten, $-\left(U_x^h/U_\ell^h\right)$, gleich der Summe aller Grenzkosten. Die gesamten Grenzkosten bestehen aus den Grenzkosten der Produktion, $\left(1 - q^* A\right)/X_\ell$, den Grenzrecyclingkosten, $\left(R_w^k/R_\ell^k\right)$, und den Grenzdeponierungskosten, $C_f$. Wenn die Menge des zurückgewonnenen Stoffs ausschließlich von der Menge des (explizit modellierten) Stoffs in den Residuen abhängt $\left(R^k = \tilde{R}^k \text{ für alle } k \in K\right)$, dann geht die Allokationsregel (3) für das Konsumgut in die Regel (3′) über. (3′) entspricht genau der Effizienzregel im Falle der Abwesenheit jeglichen Recyclings, also wenn $R^k\left(\ell_{rk}^d,\ q_k^d,\ w_k^d\right) = 0$ für alle nicht-negativen Werte $\ell_{rk}^d$, $q_k^d$ und $w_k^d$, für alle $k \in K$. Der Grund dafür ist, dass das Produktdesign per se für die Produktivität des Recycling irrelevant ist, wenn $R^k = \tilde{R}^k$ für alle $k \in K$, denn in diesem Fall hängt die zurückgewonnene Menge des Stoffs bei gegebenem Arbeitseinsatz nur von der Gesamtmenge des Stoffs ab, der in den zur Verwertung bestimmten Residuen gebunden ist, nicht aber von der Menge der Residuen *und* ihrem Stoffgehalt.

Die spezifische Form $R^k = \tilde{R}^k$ der Recycling-Produktionsfunktion wird später in verschiedenen Abschnitten wesentlichen Einfluss auf die Modellimplikationen haben. Deshalb wollen wir schon an dieser Stelle einige Überlegungen zur Plausibilität der Funktion $\tilde{R}^k$ anstellen. Zur Vereinfachung unterdrücken wir dabei den Index $k$ und definieren $b^d := q^d w^d$ als die Stoffmenge, die von einem Recycler nachgefragt wird, wenn er $q^d$ und $w^d$ nachfragt. Ferner sei von einer positiven und konstanten Stoffmenge $\bar{b}^d$ ausgegangen, die aufgrund der Definitionen von $q^d$ und $w^d$ aus verschiedenen Kombinationen der Faktoren $q^d$ und $w^d$ gebildet werden kann: $\bar{b}^d = q^d w^d$. Wir nehmen jetzt $R = \tilde{R}$ an und setzen $\ell_{ro}^d$, $q_o^d$ und $w_o^d$ positiv

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

und konstant derart, dass $q_o^d \in (0,1)$ und $q_o^d w_o^d = \bar{b}^d$. Daraus folgt, dass die Menge $r_o^s := \tilde{R}(\ell_{ro}^d, \bar{b}^d) > 0$ an Stoff zurückgewonnen wird, wobei $r_o^s < \bar{b}^d$ wegen $q_o^d < 1$. Wir stellen uns nun in einem Gedankenexperiment vor, dass $q^d$ sukzessive verringert wird und gegen null konvergiert, während gleichzeitig $w^d$ so steigt, dass das Produkt $q^d w^d$ weiterhin stets der Gleichung $q^d w^d = \bar{b}^d$ genügt. Wenn bei dieser Prozedur $\ell_{ro}^d$ unverändert beibehalten wird, bleibt auch die Menge $r_o^s$ des Sekundärstoffs unverändert, auch dann, wenn immer größere Mengen an Residuen mit immer geringeren Stoffgehalten im Recycling-Prozess verarbeitet werden müssen. Das erscheint sehr unplausibel. Wenn wir das Gedankenexperiment in umgekehrter Richtung fahren, also $w^d$ senken und $q^d$ erhöhen, ergibt sich sogar ein Widerspruch zum Massenerhaltungsgesetz. Denn wenn $q^d$ gegen eins konvergiert und gleichzeitig $q^d w^d = \bar{b}^d$ weiterhin stets erfüllt bleibt, kommt man kaum umhin zu schließen, dass $r_o^s = \tilde{R}(\ell_{ro}^d, \bar{b}^d) \to \bar{b}^d$ für $q^d \to 1$ (wobei man sich natürlich außerdem fragen muss, wofür noch ein Arbeitseinsatz $\ell_{ro}^d$ nötig ist, wenn schließlich Stoff aus reinem Stoff ‚zurückgewonnen' wird). Aber diese Folgerung widerspricht der obigen Voraussetzung $r_o^s < \bar{b}^d$.

Nach Proposition 1ii ist für den Fall, dass der Stoffgehalt der Residuen die Menge des zurückgewonnenen Stoffs ceteris paribus vergrößert ($R_q^k > 0$), der effiziente Stoffgehalt größer als in dem Fall, dass er gar keinen Einfluss auf das Recycling hat $(R_q^k = 0)$. Zu beachten ist allerdings, dass $R_q^k = 0$ für alle $k \in K$ (und somit $A = 0$) nicht bedeutet, dass der *Stoff* für das Recycling keine Rolle spielt. Zusammen mit der Annahme $R_w^k > 0$ ist $R_q^k = 0$ notwendig und hinreichend dafür, dass das *Produktdesign keine Bedeutung für das Recycling* hat. Wie oben gezeigt, ist dies ohne Verstoß gegen das Massenerhaltungsgesetz nur lokal möglich. Wenn dagegen $R_w^k > 0$ *und* $R_q^k > 0$ angenommen wird, was wir im Folgenden durchweg tun werden, erfordert Effizienz, wie in Proposition 1ii angegeben, den Stoffgehalt gegenüber der Situation $R_q^k = 0$ für alle $k \in K$ zu erhöhen, die Grenzrate der technischen Substitution, $-(X_m/X_\ell)$, für gegebenes $V_\ell$ zu verringern, so dass $A$ einen negativen Wert annimmt.

Proposition 1iii behandelt technische Eigenschaften der effizienten Lagrange-Multiplikatoren, die hier nicht näher interpretiert werden sollen. Es sei aber schon in der Vorschau erwähnt, dass diese Eigenschaften weitreichende ökonomische Implikationen haben, wenn es im folgenden Abschnitt 2.2 um die Effizienz verschiedener Marktkonzepte geht.

Da der Schattenpreis der Residuen, $\mu_w$, von besonderem Interesse für die Abfallwirtschaft ist, sei abschließend noch einmal darauf hingewiesen, dass man unter Berücksichtigung von (I.6.1), (I.8.1) und (I.10.1) im effizienten Regime $\mu_w = R_w^k/R_\ell^k - C_f$ erhält. Demnach ist dieser Schattenpreis im Vorzeichen unbestimmt. Ein positiver Preis $\mu_w$ ist umso eher zu erwarten, je kleiner die Grenzkosten der Deponierung und je größer die Produktivität der Residuen im Recycling-Prozess ist. Hinreichend für einen positiven Schattenpreis ist, dass die Grenzkosten der Deponierung null sind.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

## II. Effizienz alternativer Marktkonzepte in Ökonomie I

In diesem Abschnitt gehen wir davon aus, dass die Abfallwirtschaft völlig unreguliert ist und überprüfen drei verschiedene Marktkonzepte bezüglich ihres Potentials, die effiziente Allokation zu implementieren. Vorweg sei schon gesagt, dass die hier zu diskutierenden Marktkonzepte nach unserer Kenntnis in der Realität, wenn überhaupt, nur in Ansätzen eine Entsprechung haben. Wir halten eine gründliche Untersuchung solcher weitgehend fiktiver Marktkonzepte dennoch aus zwei Gründen für relevant. Einerseits ergeben sich dadurch Hinweise darauf, warum in der abfallwirtschaftlichen Praxis bestimmte Märkte nicht entstehen. Zum anderen, was noch wichtiger ist, kann anschließend untersucht werden, ob es zweckmäßig ist, im Falle günstiger Effizienzeigenschaften der Marktkonzepte die zugehörigen, in der Realität fehlenden Marktpreise von der Abfallwirtschaftspolitik durch entsprechende Abgaben und / oder Subventionen zu *ersetzen.*

Wenn nun Marktkonzepte ohne jegliche abfallpolitische Regulierung fokussiert werden, müssen die noch zu spezifizierenden Märkte unter anderem auch die Bereitstellung des öffentlichen Guts ‚Stoffgehalt' bewältigen. Die zentrale Fragestellung ist also, ob das Produktdesign durch Preise so gesteuert werden kann, dass die Produzenten des Konsumguts bereits beim Design ihres Produkts die Auswirkungen des Stoffgehalts auf die Produktivität des Recycling in ‚optimaler' Weise berücksichtigen. Wenn die Produzenten bezüglich des Stoffgehalts keine Preissignale erhalten, orientieren sie sich ausschließlich an den Inputpreisen der Arbeit und des Rohstoffs sowie am Preis ihres Outputs. Dann wissen wir bereits, dass es für sie gewinnmaximal ist, $A = X_m - X_\ell / V_\ell = 0$ zu setzen. Aber $A = 0$ impliziert einen suboptimal geringen Stoffgehalt, wie wir in (2) und Proposition 1iii gezeigt haben. Wir prüfen nun alternative Möglichkeiten, den Stoffgehalt durch ‚Kräfte des Marktes' auf seinen effizienten Wert anzuheben.

### *1. Lindahl-Märkte für Stoffgehalt*

Lindahl-Märkte sind ein theoretisches Konstrukt, mit dem das Konzept des vollständigen Wettbewerbs für Märkte mit privaten Gütern auf öffentliche Güter übertragen wird (*Foley* 1970, *Roberts* 1974). Wir führen hier Lindahl-Märkte für den Stoffgehalt mit den zugehörigen ‚personalisierten' Lindahl-Preisen ein. Zwar gibt es in der Realität solche künstliche Märkte nicht, aber das noch zu spezifizierende Wettbewerbsgleichgewicht mit Lindahl-Märkten für Stoffgehalt eignet sich für Referenzzwecke, um später besser verstehen zu können, wie Märkte oder Abgaben-Subventions-Politiken den Stoffstrom in Abwesenheit solcher Lindahl-Märkte lenken.

Zur Konkretisierung führen wir die Preise $p^L := \left[p_\ell, p_x, p_m, p_w, p_f, p_{qx}, \left(p^h_{qx}\right), \left(p^h_{qw}\right), \left(p^k_{qw}\right)\right]$ ein, wobei $\left(p^h_{qx}\right) := \left(p^1_{qx}, \ldots, p^h_{qx}, \ldots, p^{\#H}_{qx}\right)$ usw. Die folgenden Lagrange-Funktionen beschreiben die zugehörigen Optimierungskalküle der Akteure:

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

$$L^H = U^h\left(\ell_h^s,\ x_h^d\right) + \gamma_b\left[\varphi + p_\ell \ell_h^s + p_w w_h^s + p_q^h q_h^s - p_{qx}^h q_h^d - p_x x_h^d\right] + \tag{6a}$$
$$+ \gamma_w\left(w_h^s - x_h^d\right) + \gamma_q\left(q_h^d - q_h^s\right)$$

$$L^X = p_x x^s + p_{qx} q_x^s - p_\ell \ell_x^d - p_m m^d + \beta_x\left[X\left(\ell_x^d,\ m^d\right) - x^s\right] + \beta_q\left(m^d \big/ x^s - q_x^s\right) \tag{6b}$$

$$L^R = p_m r_k^s + p_f f_k^s - p_\ell \ell_{rk}^d - p_w w_k^d - p_q^k q_k^d + \tag{6c}$$
$$+ \beta_{rk}\left[R^k\left(\ell_{rk}^d, q_k^d, w_k^d\right) - r_k^s\right] + \beta_{fw}\left(f_k^s - w_k^d + r_k^s\right),$$

$$L^V = p_m v^s - p_\ell \ell_v^d + \beta_v\left[V\left(\ell_v^d\right) - v^s\right], \tag{6d}$$

$$L^F = -p_f f^d - p_\ell C\left(f^d\right). \tag{6e}$$

In (6a) werden mit $\varphi$ Pauschaltransfers von Gewinnanteilen an die Konsumenten bezeichnet. Die Notation folgt der üblichen Konvention, dass Einnahmen aus Verkäufen (Preis mal verkaufter Menge) Zugänge sind, während Kosten oder Ausgaben für Käufe (Preis mal gekaufter Menge) Abgänge sind, und zwar unabhängig davon, ob die zugehörigen Preise positiv oder negativ sind.

Gleichgewichtsdefinition: *Die Preise $p^L$ und die Allokation, die sich aus der Lösung der Lagrange-Funktionen (6) für $p^L$ ergibt, konstituieren ein* ***Wettbewerbsgleichgewicht der Ökonomie I mit Lindahl-Märkten für Stoffgehalt,*** *wenn die Restriktionen [7] als Gleichungen erfüllt sind.*

Die Existenz eines solchen Wettbewerbsgleichgewichts mit Lindahl-Märkten setzt voraus, dass Lösungen der Lagrange-Funktionen (6) existieren. *Eichner* und *Pethig* (2000a) zeigen, dass (6b) möglicherweise keine Lösung hat, auch wenn die Funktion $X$ konkav ist. Sie geben aber auch Bedingungen an, unter denen die Lagrange-Funktionen (6) lösbar sind.

Es gibt zwei Lindahl-Märkte für Stoffgehalt: einen zwischen den Produzenten und den Konsumenten und den anderen zwischen den Konsumenten und den Recyclern. Die Produzenten verkaufen den Stoffgehalt zusammen mit dem Konsumgut an die Konsumenten, und diese verkaufen den Stoffgehalt zusammen mit den Residuen weiter an die Recycler. Da die Konsumenten qua Annahme präferenzmäßig indifferent in Bezug auf den Stoffgehalt sind, ist ihnen gleich, wie hoch er ist, solange ihre Preise $\left(p_{qx}^h\right)$, zu denen sie den Stoffgehalt kaufen, gleich den Verkaufspreisen $\left(p_{qw}^h\right)$ sind. Diese Gleichheit ist in der Tat eine notwendige Gleichgewichtsbedingung, die Arbitrage ausschließt. Wenn sie erfüllt ist, spielen die Konsumenten lediglich die Rolle neutraler Mittler zwischen den divergierenden Bewertungen des Stoffgehalts durch die Produzenten und Recycler[14].

[14] Man kann den Kauf des Stoffgehalts durch die Haushalte und den späteren Wiederverkauf auch als ein privatwirtschaftliches, also nicht staatlich verordnetes Pfandsystem (deposit

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Die den Lösungen der Gleichungen (6) zugeordneten Marginalbedingungen, die die Lindahl-Ökonomie charakterisieren, sind in der zweiten Spalte der Tabelle I zusammengefasst worden. Ihre Auswertung führt zu

**Proposition 2** *((In-)Effizienz der Marktwirtschaft I mit Lindahl-Märkten)*

*Angenommen, die Produktionsfunktion X ist linear-homogen, der Stoffgehalt ist aus technischen Gründen auf Werte* $q \leq \bar{q} \in (0,\ 1)$ *beschränkt und* $q^*$ *ist der pareto-effiziente Stoffge-halt.*

*(i) Wenn* $\bar{q} > q^*$, *dann ist ein Wettbewerbsgleichgewicht der Ökonomie I mit Lindahl-Märkten, fall es existiert, ineffizient.*

*(ii) Im Falle* $\bar{q} = q^*$ *setzen wir die Preise* $p_f^* = -\mu_f < 0$, $p_\ell^* \equiv 1$, $p_m^* = \mu_m$, $p_q^{k*} = -\sum_h \mu_q^{hk}$, $p_{qx}^* = \sum_h p_{qx}^{h*} = \sum_k p_{qw}^{k*} = \mu_q$, $p_{qh}^{h*} = p_q^{h*} = \mu_{qx}^h$, $p_w^* = \mu_w$, *und* $p_x^* = \mu_x$. *Dann werden alle Märkte geräumt und die zugehörige Allokation ist pareto-effizient.*

Wie schon im Beweis der Proposition 1ii benutzen wir zum Nachweis von Proposition 2 die Tatsache, dass es wegen der Linearhomogenität der Produktionsfunktion $X$ eine Funktion $F$ gibt derart, dass $1/q = F(\kappa)$ mit $\kappa := \ell_x/m$. Die Lagrange-Funktion (6b) kann deshalb umgeschrieben werden zu $G^x(\kappa,\ m,\ p_\ell, p_m,\ p_x) := mH(\kappa,\ p_\ell,\ p_m,\ p_x) + \dfrac{p_{qx}}{F(\kappa)}$ mit $H(\kappa,\ p_\ell,\ p_m,\ p_x) := p_x F(\kappa) - p_\ell \kappa - p_m$. Eine notwendige Bedingung für ein Maximum von $G^x$ ist ein $\kappa$, für das $H(\kappa,\ p_\ell,\ p_m,\ p_x) \leq 0$ erfüllt ist, denn sonst könnte man durch sukzessive Erhöhungen von $m$ den Gewinn beliebig erhöhen. Sei $\hat{\kappa} = \arg\max H(\kappa,\ p_\ell,\ p_m,\ p_x)$ und $H(\hat{\kappa},\ p_\ell,\ p_m,\ p_x) = 0$. Da dann auch bei $\kappa \to 0$ der Gewinn immer noch beliebig erhöht werden kann, setzt die Existenz eines Gewinnmaximums zusätzlich die Annahme einer unteren (technisch vorgegebenen) Schranke $\underline{\kappa}$ der Arbeitsintensität voraus. Notwendig und hinreichend für die Existenz eines Gewinnmaximums sind also Preise, die den Bedingungen

$$H(\hat{\kappa},\ p_\ell,\ p_m,\ p_x) = 0 \quad \text{und} \quad \hat{\kappa} = \underline{\kappa} \quad \text{bzw.} \quad p_x F(\underline{\kappa}) - p_\ell \underline{\kappa} = p_m \quad \text{und} \quad \underline{\kappa} = F_k^{-1}\left(\frac{p_\ell}{p_x}\right)$$

genügen. Der Faktorintensität $\underline{\kappa}$ entspricht der Stoffgehalt $\bar{q} := 1/F(\underline{\kappa})$. $\bar{q}$ ist der größte, technisch mögliche Stoffgehalt.

Das Kernproblem sowohl für die Existenz eines Gewinnmaximums als auch (im Falle der Existenz) für die Effizienz eines Wettbewerbsgleichgewichts ist also die Nicht-Konkavität des Lagrange-Problems (6b). Wenn $\bar{q} > q^*$ ist, kann die Existenz eines Wettbewerbsgleichgewichts über die (existierende) Lösung von (1) nicht

---

and refund) interpretieren, wobei es sich hier allerdings nur um ein Pfand auf ein Produkt-*merkmal* handelt. Zur staatlich veranlassten, obligatorischen Pfanderhebung vgl. Abschnitt C. II.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

sichergestellt werden. Wenn jedoch ein Gleichgewicht existiert, was zu vermuten ist, wissen wir aus Proposition 2i, dass es ineffizient ist. Dagegen ist im Fall $\bar{q} = q^*$ die Existenz gesichert, und man kann sogar die Markträumungspreise präzisieren (Proposition 2ii). Doch sollte betont werden, dass die Gleichung $\bar{q} = q^*$ nur ‚zufällig' erfüllt sein kann, dass also Ineffizienz das generische Resultat darstellt. Zu Interpretationszwecken sei trotzdem noch einmal die Situation $\bar{q} = q^*$ betrachtet. Dass nach Proposition 2ii dann die Preise für Abfall, $p_f$, negativ sind, ist wegen der Annahme der effektiven und kostenlosen Durchsetzbarkeit der legalen Abfallentsorgung, [8], nicht überraschend. $p_w^* = \mu_w$ ist, wie oben schon festgestellt, im Vorzeichen unbestimmt[15].

Um zu verdeutlichen, wie das Produktdesign durch Preise gelenkt wird, gehen wir zunächst von dem Grenzfall aus, dass $R_q^k = 0$ für alle $k \in K$. Dann sind alle Preise für den Stoffgehalt null, und der Produzent wählt ihn ‚lehrbuchmäßig' nach den üblichen Gesichtspunkten der Produktionskostenminimierung. Wenn dagegen $R_q^k > 0$ für alle $k \in K$, sind die Recycler an einem möglichst hohen Stoffgehalt interessiert, zu dessen Bereitstellung die Produzenten aber nur durch einen ‚guten' Preis bewegt werden können. Den Recyclern entstehen also Kosten beim Erwerb ihres Inputs und dessen Attribut Stoffgehalt. Daraus folgt allerdings nicht, dass sie am Kauf möglichst geringer Stoffgehalte interessiert sind, denn mit sinkendem $q$ verringert sich ceteris paribus auch ihr Output $r_k$. Aus analogen Gründen haben die Produzenten ebenfalls keinen Anreiz, zur Erzielung zusätzlicher Verkaufserlöse den Stoffgehalt übermäßig stark zu erhöhen, denn durch die damit einhergehende Verzerrung des Faktoreinsatzverhältnisses entstehen ihnen ebenfalls zusätzliche Produktionskosten.

## 2. *Indirekte Märkte für Stoffgehalt*

Einzuräumen, dass es in der Realität keine Lindahl-Märkte für den Stoffgehalt gibt und wohl auch nie geben wird, bedeutet nicht, dass nicht vielleicht andere auf den Stoffgehalt bezogene Preissignale denkbar sind, die die Akteure in ihren Optimierungskalkülen berücksichtigen können. Ein solches Marktkonzept ist von *Fullerton* und *Wu* (1998) in einem ähnlichen Kontext vorgeschlagen worden. Dieses Konzept geht ebenso wie das des vorigen Abschnitts davon aus, dass alle Akteure, die mit dem Stoffgehalt befasst sind, für diesen eine Nachfrage und/oder ein Angebot entwickeln. Aber nun werden die personalisierten Lindahl-Preise durch die Bewertung des Stoffgehalts ersetzt, die sich indirekt dadurch ergibt, dass die Preise des Konsumguts und des Residuums von deren Attribut ‚Stoffgehalt' mitbestimmt werden. Dieses *Konzept der indirekten Märkte* knüpft an dem Tatbestand an, dass

[15] Üblicherweise werden negative Preise für Abfall als Gebühren bezeichnet, aber in der abstrakten Modellanalyse dieses Abschnitts sprechen wir bewusst weiterhin von Preisen und Märkten, auch wenn nicht alle Märkte der Modellökonomie eine Entsprechung in der Realität haben.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

der Stoffgehalt als ‚intrinsisches' Attribut des Konsumguts alle Konsumgüter mit unterschiedlichem Stoffgehalt zu heterogenen Gütern werden lässt, für die unterschiedliche Preise zu zahlen sind. Die Bindung zwischen dem Gut und seinem Attribut ermöglicht es, den Preis des Konsumguts und des Residuums von dessen Stoffgehalt abhängig zu machen.[16]

Die Umsetzung dieser Überlegungen in das formale Modell erfolgt dadurch, dass die Preise $p_x$ und $p_w$ durch *Preisfunktionen* $P^x(q)$ und $P^w(q)$ ersetzt werden. Dabei wird unterstellt, dass die Akteure diese ihnen bekannten Preisfunktionen in ihren Optimierungskalkülen berücksichtigen. Heuristisch betrachtet hat nun der Walras'sche Auktionator die Aufgabe, die Preise $p^F := [p_f, p_\ell, p_m, P^x(q), P^w(q)]$ auszurufen. Die Akteure betrachten nun nicht bestimmte Werte der Preise für das Konsumgut und den Abfall als gegeben, sondern die gesamten Funktionen $P^x$ und $P^w$. Der Konsument $h$ weiß z. B., dass seine Ausgaben für den Kauf einer gegebenen Menge $x^d_{ho}$ des Gutes vom Stoffgehalt $q^d_h$ abhängt. Er zahlt $x^d_{ho}P^x(q_o)$, wenn $q^d_h = q_o$, aber $x^d_{ho}P^x(q_1)$, wenn $q^d_h = q_1$. Die Lagrange-Funktionen, die für die Marktökonomie I mit indirekten Preisen für den Stoffgehalt relevant sind, lauten:

$$\text{(7a)} \qquad \hat{L}^H = U^h\left(\ell^s_h,\ x^d_h\right) + \gamma_b\left[\varphi + p_\ell \ell^s_h + P^w\left(q^s_h\right)w^s_h - P^x\left(q^d_h\right)x^d_h\right] + \\ + \gamma_w\left(w^s_h - x^d_h\right) + \gamma_q\left(q^d_h - q^s_h\right),$$

$$\text{(7b)} \qquad \hat{L}^X = P^x\left(q^s_x\right)x^s - p_\ell \ell^d_x - p_m m^d + \beta_x\left[X\left(\ell^d_x, m^d\right) - x^s\right] + \beta_q\left(q^s_x - m^d/x^s\right),$$

$$\text{(7c)} \qquad \hat{L}^R = p_m r^s_k + p_f f^s_k - p_\ell\, \ell^d_{rk} - P^w\left(q^d_k\right)w^d_k + \\ + \beta_{rk}\left[R^k\left(\ell^d_{rk}, q^d_k, w^d_k\right) - r^s_k\right] + \beta_{fw}\left(f^s_k - w^d_k + r^s_k\right)$$

sowie (7d) = (6d) und (7e) = (6e).

Gleichgewichtsdefinition: *Die Preise $p^F$ und die Allokation, die sich aus der Lösung der Lagrange-Funktionen (7) für $p^F$ ergibt, konstituieren ein* ***Wettbewerbsgleichgewicht der Ökonomie I mit indirekten Märkten für Stoffgehalt,*** wenn die Restriktionen [7] als Gleichungen erfüllt sind.

---

16 Dass die Preise heterogener, aber sehr ähnlicher Güter u. a. von den sie unterscheidenden Attributen abhängen, ist ein geläufiges empirisches Phänomen. Zum Beispiel sind die Weltmarktpreise für fossile Brennstoffe (ohne Transportkosten) nach dem Anteil unerwünschter Beimischungen wie Schwefel differenziert. In der empirischen Forschung werden auch sogenannte hedonische Preisfunktionen bestimmt, indem z. B. der Preis von Einfamilienhäusern auf deren Merkmale (Alter, Größe, Lage, Lärm, Verkehrsanbindung usw.) regressiert wird.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

**Proposition 3** *((In-)Effizienz der Marktwirtschaft I mit indirekten Märkten für Stoffgehalt)*

*Angenommen, die Produktionsfunktion X ist linear-homogen. Sei $p^{F*}$ ein Preisvektor, der sowohl die Preise $p_f^*$, $p_\ell^*$ und $p_m^*$ aus Proposition 2ii enthält als auch die Preisfunktionen $P^{x*}$ und $P^{w*}$, die den Bedingungen $p_x^* = P^{x*}(q^*) = \mu_x$, $p_w^* = P^{w*}(q^*) = -\mu_w, P_q^{w*}(q^*) = -\frac{\sum_k \mu_q^{hk}}{w_h^*} = -\frac{\sum_h \mu_q^{hk}}{w_k^*}$ und $P_q^{x*}(q^*) = -\frac{\mu_{qx}^h}{x_h^*} = -\frac{\mu_q}{x^*}$ genügen.*

*Mit diesem Preisvektor $p^{F*}$ wird ein effizientes Wettbewerbsgleichgewicht mit indirekten Märkten für Stoffgehalt erreicht,*

- *entweder wenn #K = 1 und #H = 1*
- *oder wenn $R^k\left(\ell_{rk}^d,\ q_k^d,\ w_k^d\right) = \tilde{R}^k\left(\ell_{rk}^d,\ q_k^d \cdot w_k^d\right)$ für alle $k \in K$.*

Andernfalls kann im Allgemeinen eine effiziente Allokation nicht durch ein Wettbewerbsgleichgewicht mit indirekten Märkten für Stoffgehalt implementiert werden.

Da das Gewinnmaximierungskalkül der Produzenten, (7b), ebenso wie (6b) die nicht-konkave Restriktion $\beta_q\left(m^d/x^s - q_x^s\right)$ enthält, muss wie im Kontext der Proposition 2 geprüft werden, ob ein Gewinnmaximum existiert. Dabei wird wieder Linearhomogenität von $X$ vorausgesetzt, und wir unterstellen eine lineare Preisfunktion $P^x(q)$, also $P_{qq}^x = 0$. Wegen $1/q = F(\kappa)$ wird (7b) zu $G^x(q,\ x) = x\left[P^x(q) - p_\ell q F^{-1}(1/q) - p_m q\right]$. Es lässt sich zeigen, dass der Term in eckigen Klammern der letzten Gleichung streng konkav in $q$ ist, so dass es Preise $P^x(q)$, $p_\ell$ und $p_m$ gibt, für die eine Lösung von (7b) existiert. Nun können wir zur Fortsetzung des Beweises von Proposition 3 die zweite und dritte Spalte der Tabelle I miteinander vergleichen. Es zeigt sich, dass das Wettbewerbsgleichgewicht mit indirekten Märkten für den Stoffgehalt genau dann die durch die Marginalbedingungen der zweiten Spalte vollständig gekennzeichnete pareto-effiziente Allokation impliziert, wenn $\frac{\mu_q}{x^*} = \frac{\mu_{qx}^h}{x_h^*} = \frac{\sum_k \hat{\mu}_q^{hk}}{w_h^*} = \frac{\sum_h \hat{\mu}_q^{hk}}{w_k^*}$ für alle $h \in H$ und für alle $k \in K$. Wegen (I.3.1) und (I.6.1) ist für die Erfüllung dieser Gleichungen hinreichend, dass $\#K = 1$ und $\#H = 1$. Aber diese Gleichungen können im Allgemeinen nicht hergestellt werden, wenn entweder $\#K > 1$ und/oder $\#H > 1$ oder wenn die Funktion $R^k$ für mindestens ein $k$ nicht der Bedingung $R^k = \tilde{R}^k$ genügt.

Die Aussage der Proposition 3, dass die Anzahl der Konsumenten und Abfallbehandler für die Effizienz eine Rolle spielt, ist bemerkenswert. Typischerweise greifen Theoretiker auf die Annahme, dass es nur einen Akteur einer bestimmten Art gibt, lediglich zur Vereinfachung der Darstellung zurück, weil sie wissen, dass eine Verallgemeinerung außer der Erhöhung des Schreibaufwands keine Probleme

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

verursacht. Hier trifft das aber nicht zu, und da in der Realität keine Ökonomien mit nur einem Konsumenten und nur einer Abfallbehandlungsfirma zu finden sind, beinhaltet Proposition 3 faktisch, dass mit indirekten Märkten für den Stoffgehalt Allokationseffizienz nicht erreichbar ist.

Die genaue Spezifizierung der Recycling-Technologie ist eine empirische Frage, die hier nicht beantwortet werden kann. Aber wir haben bereits in Abschnitt 2 im Zusammenhang mit dem Beweis der Proposition 2iii gezeigt, dass die funktionale Beziehung $R^k\left(\ell^d_{rk},\ q^d_k,\ w^d_k\right) = \tilde{R}^k\left(\ell^d_{rk},\ q^d_k \cdot w^d_k,\ q^d_k\right)$ mit $\tilde{R}^k_q > 0$ nicht unplausibel erscheint. Mit anderen Worten, die Bedingung $R^k = \tilde{R}^k$ für alle $k \in K$ kann in der Realität nicht als typisch angesehen werden.[17]

Es ist unseres Erachtens recht überzeugend anzunehmen, dass der Wert eines Produktmerkmals im Preis des betreffenden Produkts zum Ausdruck kommt. Dieser Wert manifestiert sich hier in Form eines nicht notwendigerweise konstanten Aufschlags auf den Produktpreis. Allokationslenkend ist dieser Aufschlag jedoch nur, wenn alle Akteure, die mit diesem Produkt handeln, eine Nachfrage nach oder ein Angebot an diesem Produktmerkmal artikulieren, und zwar zusätzlich zu ihrer Nachfrage nach bzw. ihrem Angebot an dem Produkt selbst. Ein und derselbe Marktpreis muss Angebot und Nachfrage für beide ‚Güter' zum Ausgleich bringen. Aber selbst wenn dieser Ausgleich im allgemeinen Wettbewerbsgleichgewicht zustande kommt, ist aufgrund von Proposition 3 Allokationseffizienz typischerweise aber dennoch nicht zu erwarten.

## *3. Märkte für gebundenen Rohstoff*

Wir gehen jetzt davon aus, der Stoffgehalt werde weder auf Lindahl-Märkten gehandelt noch auf indirekten Märkten erfasst, aber die Höhe des Stoffgehalts sei allen bekannt. Bildlich gesprochen, sei der Wert des Stoffgehalts auf jeder Einheit des Konsumguts verzeichnet und auch noch lesbar, wenn das Gut zu einem Residuum geworden ist. In diesem Fall optimieren die Güterproduzenten ihr Design und alle übrigen Akteure nehmen den resultierenden Stoffgehalt als gegeben hin. Sie reagieren aus ihrer Sicht optimal auf den jeweils vorherrschenden Wert des Stoffgehalts (Nash-Verhalten). Unter diesen Bedingungen ist es vorstellbar, dass sich Märkte für den im Konsumgut bzw. in dessen Residuum gebundenen Rohstoff (kurz: gebundenen Stoff) entwickeln. Beim Stoffgehalt $q$ ergibt sich der in der Menge $x$ des Konsumguts bzw. der in der Menge $w$ der Residuen gebundene Stoff auf einfache Weise als $b = qx$ bzw. $b = qw$. Wenn also die Akteure die Mengen

[17] Unsere Analyse sagt nichts darüber aus, wie ein Marktgleichgewicht aussieht, wenn $R^k \neq \tilde{R}^k$ für einige $k \in K$ und/oder $\#H > 1$ und $\#K > 1$. Wir vermuten, dass die Existenz eines Gleichgewichts mit dem von *Aliprantis, Tourky* und *Yamelis* (2001) vorgelegten Fixpunktsatz bewiesen werden kann, der auch anwendbar ist, wenn für einige Märkte Preisfunktionen statt Preise angesetzt werden.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

$x^s$, $x_h^d$, $w_h^s$ und $w_k^d$ anbieten oder nachfragen, ermitteln wir die zugehörigen Mengen des gebundenen Stoffs als

$$b_x^s := q \cdot x^s, \quad b_h^d := q \cdot x_h^d, \quad b_h^s := q \cdot w_h^s \text{ und } b_k^d := q \cdot w_k^d .$$

Alle diese Mengen des gebundenen Stoffs werden zum einheitlichen Preis $p_b$ gehandelt. In dem so spezifizierten Marktsystem sind die Kalküle der Akteure durch die folgenden Lagrange-Funktionen spezifiziert:

$$\text{(8a)} \qquad \hat{L}^H = U^h\left(\ell_h^s, x_h^d\right) + \gamma_b\left[\varphi + p_\ell \ell_h^s + p_w w_h^s + p_b b_h^s - p_b b_h^d - p_x x_h^d\right] + \\ + \gamma_w\left(w_h^s - x_h^d\right) + \gamma_d\left(q x_h^d - b_h^d\right) + \gamma_s\left(b_h^s - q w_h^s\right) ,$$

$$\text{(8b)} \qquad \hat{L}^X = p_x x^s + p_b b_x^s - p_\ell \ell_x^d - p_m m^d + \beta_x\left[X\left(\ell_x^d, m^d\right) - x^s\right] \\ + \beta_q\left(m^d / x^s - q\right) + \beta_b\left(b_x^s - q x^s\right) ,$$

$$\text{(8c)} \qquad \hat{L}^W = p_m r_k^s + p_f f_k^s - p_\ell \ell_{rk}^d - p_w w_k^d - p_b b_k^d + \beta_{rk}\left[R^k\left(\ell_{rk}^d, q, w_k^d\right) - r_k^s\right] + \\ + \beta_b\left(b_k^d - q w_k^d\right) + \beta_{fw}\left(f_k^s - w_k^d + r_k^s\right)$$

sowie (8d) = (6d) und (8e) = (6e).

Gleichgewichtsdefinition: *Die Preise* $p^B := \left[p_b, p_f, p_\ell, p_m, p_x, p_w\right]$ *und die Allokation, die sich aus der Lösung der Lagrange-Funktionen (8) für* $p^B$ *ergibt, konstituieren ein* ***Wettbewerbsgleichgewicht der Ökonomie I mit Märkten für gebundenen Stoff,*** *wenn die Restriktionen [7] als Gleichungen erfüllt sind.*

**Proposition 4** *((In-)Effizienz der Marktwirtschaft I mit Märkten für gebundenen Stoff)*

*Angenommen, die Produktionsfunktion X ist linear-homogen.*

*(i) Das Wettbewerbsgleichgewicht mit Märkten für gebundenen Stoff ist im Allgemeinen ineffizient.*

*(ii) Das Wettbewerbsgleichgewicht mit Märkten für gebundenen Stoff ist auch dann im Allgemeinen ineffizient, wenn es keine Märkte für Residuen gibt* $(\hat{p}_w \equiv 0)$.

*(iii) Sei der Preisvektor* $\hat{p}^B$ *definiert durch die Preise* $\hat{p}_b = \mu_w / q^*, \hat{p}_f = -\mu_f$, $\hat{p}_\ell \equiv 1$, $\hat{p}_m = \mu_m$ *und* $\hat{p}_x = \mu_x - \mu_w$. *Mit diesem Preisvektor* $\hat{p}^B$ *wird ein effizientes Wettbewerbsgleichgewicht mit Märkten für gebundenen Stoff erreicht,*

- *wenn es keine Märkte für Residuen gibt* $\left(\hat{p}_w \equiv 0\right)$;
- *wenn die Funktion* $R^k$ *vom Typ* $R^k\left(\ell_{rk}^d, q_k^d, w_k^d\right) = \tilde{R}^k\left(\ell_{rk}^d, q_k^d \cdot w_k^d\right)$ *für alle* $k \in K$ *ist;*
- ***und*** *wenn* $C\left(f^d\right) = 0$ *für alle* $f^d \geq 0$.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Zum Nachweis von Proposition 4 betrachten wir zunächst wieder das Gewinnmaximierungskalkül der Produzenten, (8b). Wir können in (8b) $\beta_b\left(b_x^s - m^d\right)$ weglassen und $p_b b_x^s$ durch $p_b q x^s$ ersetzen und erhalten

$$L^x = (p_x + p_b q)x^s - p_\ell \ell_x - p_m m^d + \beta_x\left[X\left(\ell_x^s,\, m^d\right) - x^s\right] + \beta_q(m^d/x^s - q)\ .$$

In dieser Gleichung lässt sich $p_x + p_b q$ als eine lineare Preisfunktion $P^x(q) = p_x + p_b q$ auffassen. Damit ist aber das Lagrange-Problem (8b) in das Lagrange-Problem (7b) überführt worden mit der Folge, dass die Existenz einer Lösung für (8b) ebenso nachgewiesen werden kann wie die von (7b) im Kontext der Proposition 3 gezeigt wurde. Durch Lösung aller Lagrange-Probleme (8) erhält man die Marginalbedingungen der Spalte 4 von Tabelle I. Es erweist sich nicht als möglich, die Preiskomponenten des Vektors $\hat{p}^B$ aus Spalte 4 und die durch $\mu$ (und weitere Indices) gekennzeichneten Lagrange-Multiplikatoren der Spalte 1 so miteinander zu verbinden, dass alle Gleichungen paarweise übereinstimmen. Das ändert sich auch dann nicht, wenn in der Spalte 4 von Tabelle I $\hat{p}_w \equiv 0$ gesetzt wird, es sei denn, die letzten beiden Spiegelstriche in Proposition 4iii sind zusätzlich erfüllt. Kostenlose Deponierung, also $C\left(f^d\right) = 0$ für alle $f^d \geq 0$, impliziert $\hat{p}_f \equiv 0$ mit der Folge, dass der in Proposition 4iii definierte Preisvektor $\hat{p}^B$ nun die schon im Beweis von Proposition 3 abgeleiteten Gleichungen $\frac{\mu_q}{x^*} = \frac{\mu_{qx}^h}{x_h^*} = \frac{\sum_k \hat{\mu}_q^{hk}}{w_h^*} = \frac{\sum_h \hat{\mu}_q^{hk}}{w_k^*}$ für alle $h \in H$ und für alle $k \in K$ erfüllt und somit die in Proposition 3 begründete Effizienzeigenschaft aufweist.

Nach Proposition 4 sind Märkte für gebundenen Stoff nur unter einer Reihe von Bedingungen effizient, die teils restriktiver, teils weniger restriktiv erscheinen als diejenigen, die die Effizienz der indirekten Märkte für Stoffgehalt gewährleisten (Proposition 3). In beiden Fällen besteht eine grundlegende Vorbedingung für Effizienz darin, dass die Wirkung von $q_k^d$ und $w_k^d$ auf die Produktivität des Recycling nur durch das Produkt $q_k^d \cdot w_k^d$ zum Tragen kommt, also darin, dass $R^k = \tilde{R}^k$ für alle $k \in K$. Anders als im Falle indirekter Märkte für Stoffgehalt ist die Effizienz der Märkte für gebundenen Stoff aber nicht auf den irrelevanten Fall *eines* Konsumenten und *eines* Abfallbehandlers beschränkt. Aber indirekte Märkte für Stoffgehalt haben andererseits wiederum den Vorteil, dass positive Deponierungskosten ihrer Effizienz nicht im Wege stehen. Eine eindeutige Rangfolge für die Beurteilung der beiden Marktsysteme lässt sich deshalb nicht begründen.

Die Effizienzbedingung $\hat{p}_w \equiv 0$ (Proposition 4iii) bedeutet, dass der Markt für gebundenen Stoff mit positivem Preis $\hat{p}_b$ den Markt für Konsumabfall *ersetzen* statt *ergänzen* muss. Dieser Sachverhalt wäre unproblematisch, wenn daraus nicht folgen würde, dass die Märkte den gesamten zur Deponierung vorgesehenen Abfall nicht mehr effizient steuern können, falls die Deponierung Kosten verursacht $\left(C\left(f^d\right) > 0 \text{ für alle } f^d \geq 0\right)$. Doch die empirische Evidenz weist eindeutig auf

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

positive Deponierungskosten hin, so dass wir aus Proposition 4 den Schluss ziehen müssen, dass von Märkten für gebundenen Stoff Allokationseffizienz nicht erwartet werden kann.

Abschließend sei zum Vergleich der beiden Marktkonzepte noch einmal darauf hingewiesen, dass sie sich in ihren Verhaltensannahmen bezüglich des Stoffgehalts erheblich unterscheiden. Während das Konzept der indirekten Märkte den Stoffgehalt als Handlungsvariable aller beteiligten Akteure auffasst, geht das Konzept der Märkte für gebundenen Stoff davon aus, dass außer den Konsumgüterproduzenten keine anderen Akteure bezüglich des Stoffgehalts optimieren. In dieser Hinsicht erscheinen die Märkte für gebundenen Stoff realistischer als die indirekten Märkte für Materialgehalt.

### *4. Märkte für Residuen ohne Berücksichtigung des Stoffs in Preisen*

Wir behalten die Annahme aus dem vorigen Abschnitt bei, dass der von den Produzenten des Konsumgutes bestimmte Stoffgehalt $q_x^s = q$ von allen übrigen Akteuren als gegeben hingenommen wird. Jetzt soll eine Marktökonomie untersucht werden, in der es weder indirekte Märkte für Stoffgehalt noch Märkte für gebundenen Stoff gibt. Aber wie in den Abschnitten B.II.1. und B.II.2 (und anders als in den Propositionen 4ii und 4iii) sollen die Märkte für Residuen nun aktiv sein. Ein Wettbewerbsgleichgewicht einer solchen Ökonomie wird durch die Marginalbedingungen der Spalte 4 in Tabelle I gekennzeichnet, nachdem $\hat{p}_b = 0$ gesetzt worden ist. Man kann leicht sehen, dass die Marginalbedingungen der Spalte 4 für $\hat{p}_b = 0$ nicht mit denen aus Spalte 1 übereinstimmen. Die Marktallokation ist also in jedem Fall *ineffizient,* wenn beide Märkte fehlen, weil es keine auf den Stoff oder den Stoffgehalt bezogenen allokationslenkenden Preissignale mehr gibt.

Allerdings wissen wir (bisher) wenig darüber, welche konkreten Marktverzerrungen durch das Fehlen dieser Märkte ausgelöst werden. Aus Tabelle I kann man dazu kaum zusätzliche Informationen gewinnen, da die jeweils relevanten partiellen Ableitungen der Funktionen $U^h$, $X$, $V$, $C$ und $R^k$ in der Spalte 2 und in der (modifizierten) Spalte 4 in Tabelle I für unterschiedliche Werte der jeweiligen Argumente spezifiziert sind und daher im Allgemeinen nicht gleich groß sind, obwohl sie ‚optisch' gleich aussehen. Aber immerhin können wir aus den Zeilen 4, 5 und 8 der Spalten 2 und 4 ableiten, dass $X_m^M V_\ell^M = X_\ell^M$ und $X_m^* V_\ell^* < X_\ell^*$, wobei sich das Superskript $M$ auf die Marktallokation der (modifizierten) Spalte 4 bezieht und der Stern auf die effiziente Allokation der Spalte 2.

Wenn die bisher verwendeten Annahmen über die relevanten Funktionen der Ökonomie I ein wenig restriktiver gefasst werden, erhält man auf der Grundlage der Information, dass $X_m^M V_\ell^M = X_\ell^M$ und $X_m^* V_\ell^* < X_\ell^*$, die

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

**Proposition 5** *(Ineffizienzen der Marktökonomie I, wenn es weder Märkte für Stoffgehalt noch Märkte für gebundenen Stoff gibt)*

Wir unterstellen, weder für den Stoffgehalt noch für den gebundenen Stoff seien Märkte vorhanden und folgende vereinfachenden Annahmen seien gegeben:

*(a) Die Technologie des Stoffabbaus ist linear;*

*(b) die Produktionsfunktion X für das Konsumgut ist linear-homogen;*

*(c) die Nutzenfunktionen $U^h$ sind derart, dass im relevanten Bereich die Preiselastizität der Nachfrage nach dem Konsumgut nicht positiv ist;*

*(d) die Deponierung verursacht keine Kosten: $C(f^d) = 0$ für alle $f^d \geq 0$.*

*Dann ist das Wettbewerbsgleichgewicht dadurch gekennzeichnet, dass der Stoffgehalt ineffizient niedrig ist, und dass zu wenig Stoff in der Produktion des Konsumguts eingesetzt wird.*

Zunächst wollen wir darauf hinweisen, dass im Gewinnmaximierungskalkül der Produzenten der Stoffgehalt jetzt keine Entscheidungsvariable mehr ist. Da der Produzent keine Preissignale bezüglich des Stoffgehalts seines Produkts erhält, ist es für ihn auch rational, die Folgen zu ignorieren, die sein Produktdesign nach dem Verkauf der Konsumgüter hat. Analysetechnisch gesehen ist die Konsequenz dieser Ignoranz, dass die Gewinnfunktion des Produzenten konkav, also ‚gutartig' ist. Um zu zeigen, dass der Stoffgehalt im zugehörigen Wettbewerbsgleichgewicht zu niedrig ist, gehen wir (mit Bezug auf den Beweis von Proposition 1ii) davon aus, dass bei Linearhomogenität der Funktion $X$ und Linearität der Funktion $V$ die Ungleichungen $\kappa^* < \kappa^M$ und $q^M < q^*$ gelten, wobei $\kappa := \ell_x/m$. Definitionsgemäß ist $m^M := q^M x^M$ und $m^* := q^* x^*$, so dass $x^* \geq x^M$ hinreichend für $m^* > m^M$ ist. Zum Nachweis von $x^* \geq x^M$ verwenden wir die Gleichungen $q = m/x$ und $m = \ell_x/\kappa$, um $1/q = F(\kappa)$ umzuformen zu

$$x = \frac{F(\kappa)}{\kappa} \cdot \ell_x \,. \tag{9}$$

Da $\kappa$ in beiden Regimes konstant ist ($\kappa = \kappa^*$ oder $\kappa = \kappa^M$ ), bedeutet (9), dass das Konsumgut im Prinzip lediglich durch den Einsatz von Arbeit mithilfe eines fixen Produktionskoeffizienten hergestellt wird. Überdies wird Arbeit(seinkommen) zu nichts anderem als zum Kauf des Konsumguts verwendet ($R_\ell^k = 0$ für alle $\ell_{rk} \geq 0$ ), so dass (9) (nach Substitution von $\ell_x$ durch $\ell_h^s$ ) auch als die Budgetgerade eines Konsumenten angesehen werden kann. Arbeit ist in der hier betrachteten Marktwirtschaft produktiver als in der effizienten Allokation, denn es gilt $F(\kappa^M)/\kappa^M < F(\kappa^*)/\kappa^*$. Daraus folgt $x^* \geq x^M$, falls das Konsumgut kein Giffen-Gut ist.

Die offensichtliche Aussage der Proposition 5 ist, dass in einer Marktwirtschaft ohne Preislenkung des Stoffgehalts oder des gebundenen Stoffs der Durchfluss des Rohstoffs (durch die Ökonomie) zu gering ist. Dieses Ergebnis wurde unter einer



DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Reihe von vereinfachenden Annahmen abgeleitet, um mühsame Rechnungen und Fallunterscheidungen zu vermeiden. Aber es ist zu vermuten, dass dieses Resultat auch unter weniger restriktiven Bedingungen recht robust ist. Soweit das hier diskutierte Marktsystem empirisch relevant ist, sollte unser Resultat, es sei zu wenig von dem Stoff in der Produktion eingesetzt worden, von Konservationisten nicht als eine Provokation betrachtet werden. Denn es ist zu beachten, dass die Aussage hier lediglich lautet, dass der Rohstoffmix im Konsumgut ineffizient ist. Es ist äquivalent, zu sagen, dass der zweite, in der Analyse nicht explizit berücksichtigte Rohstoff, in *in*effizient großen Mengen verwendet wird.

In dem Marktmodell dieses Abschnitts (und des Abschnitts B.II.3) ist der Stoffgehalt von allen Akteuren außer den Produzenten als exogen angenommen worden. Natürlich reagieren die Recycler auf parametrische Änderungen des Stoffgehalts, so dass man ermitteln kann, welchen (Geld-)Wert sie einer solchen Änderung beimessen[18]. Aber die auf diese Weise ermittelten Bewertungen sind keine Basis für die Preisfunktionen aus Abschnitt B.II.2, weil diese Funktionen für alle Akteure auf beiden Marktseiten gelten müssen. Außerdem betrachten die Recyclingfirmen in Abschnitt B.II.2 die Preisfunktionen als gegeben und bringen aktiv eine Nachfrage nach Stoffgehalt zum Ausdruck, während sie hier den Stoffgehalt als Schicksal hinnehmen und ihre Zahlungsbereitschaft für eine kleine (parametrische) Änderung des Stoffgehalts zum Ausdruck bringen können.

## III. Abfallbehandlung und Produktdesign (Ökonomie II)

### *1. Das Modell: Darstellung und Allokationseffizienz*

Um die Analyse nicht zu überlasten, haben wir in den bisherigen Untersuchungen unberücksichtigt gelassen, dass der deponierte Abfall Umweltschäden verursachen kann, die sich wiederum durch Abfallbehandlung vor Deponierung verringern oder sogar vermeiden lassen. Nun wollen wir diese Gesichtspunkte in die Modellökonomie einführen, um zu prüfen, wie das Design der Produzenten durch Preissignale mit dem von Abfallbehandlungsfirmen als günstig angesehenen Design abgestimmt werden kann. Zur Vermeidung unnötiger Komplexität fügen wir die Aktivitäten der Abfallbehandlung jetzt nicht zusätzlich an das Modell I an, sondern abstrahieren in diesem Abschnitt von den oben bereits gründlich untersuchten Aktivitäten des Recycling, indem Gleichung [4] ersatzlos gestrichen wird. Wir wollen jetzt also Abfallbehandlungs-Technologien sowie mit der Deponierung verbundene Umweltschäden modellmäßig erfassen und bezeichnen das neue, durch die folgenden (Un-)Gleichungen vollständig beschriebene Modell als Ökonomie II.

---

[18] In analoger Weise ist in der Literatur recht ausführlich die Frage untersucht worden, wie ein Konsument eine kleine Änderung in der Bereitstellung eines öffentlichen Gutes bewertet, wenn dieses Gut schwach komplementär zu einem marktfähigen privaten Gut ist. Vgl. *Mäler* (1971), *Bradford* und *Hildebrandt* (1977) und *Willig* (1978).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

| | | |
|---|---|---|
| [10] | $u_h = U^h(\underset{-}{e_h^d}, \underset{-}{\ell_h^s}, \underset{+}{x_h^d})$ | Nutzen des Konsumenten $h \in H$ |
| [11)] | $x^s \leq X(\underset{+}{\ell_x^d}, \underset{+}{m^d})$ | Produktion des Konsumguts |
| [12] | $v^s \leq V\left(\underset{+}{\ell_v^d}\right)$ | Rohstoffabbau |
| [13] | $e_j^s \geq E^j(\underset{-}{\ell_{ej}^d}, \underset{+}{q_j^d}, \underset{+}{w_j^d})$ | Abfallbehandlung durch Firma $j \in J$ |
| [14] | $\ell_f^d = C(\underset{+}{f^d})$ | Deponierungskosten |
| [15] | $q_x^s := \dfrac{m^d}{x^s}$ | Stoffgehalt |
| [16] | $x^s \geq \sum_h x_h^d,\ v^s \geq m^d$ | |
| | $\sum_h \ell_h^s \geq \sum_j \ell_{ej}^d + \ell_f^d + \ell_v^d + \ell_x^d$ | Angebotsrestriktionen |
| [17] | $\sum_j w_j^d = \sum_h w_h^s,\ \ w_h^s = x_h^d\ \forall h$ | |
| | $f^d = \sum_j f_j^s$ und $f_j^s = w_j^d\ \forall j$ | obligatorische Entsorgung |
| [18] | $q_x^s = q_h^d = q_h^s = q_j^d\ \forall h,\ \forall j$ | Stoffgehalt als öffentliches Gut |
| [19] | $e_h^d = \sum_j e_j^s\ \forall h$ | Umweltbelastung als öffentliches Gut |

Da in der Ökonomie II kein Stoff zurückgewonnen wird, sind die Residuen nach dem Konsum direkt als Abfälle zur Beseitigung anzusehen. $x$ wird also zu *Abfall, w,* von gleichem Gewicht, und dieser Abfall ist umweltschädlich, wenn er unbehandelt deponiert wird. Doch lassen sich solche Umweltschäden verringern oder auch ganz vermeiden[19], wenn die Abfälle vor der Deponierung behandelt werden, [13]. Gemäß der Nutzenfunktion [10] leidet der Konsument unter den Schadstoffemissionen, $e_h^d$.

Die Abfallbehandlung in [13] kann sich z. B. auf Sondermüll beziehen und bewirkt dann, dass dessen Ökotoxidität verringert oder beseitigt wird; oder sie dient der Verringerung von Schadstoffemissionen in Form von Sickerwasser und Gasen, die unbehandelter Abfall auf Deponien verursacht. Auch Müllverbrennung kann als eine Abfallbehandlung angesehen werden, allerdings bleibt die dabei gewonnene Energie hier unberücksichtigt.

Es ist plausibel, dass die Abfallbehandlungsfunktion $E^j$ konvex ist und die Bedingungen $E^j\left(\ell_{ej}, q_j^d, 0\right) = 0$ sowie $E^j\left(0, q_j^d, w_j^d\right) > 0$ für $w_j^d > 0$ erfüllt. Die positiven Vorzeichen der Ableitungen $E_q^j$ und $E_w^j$ bringen zum Ausdruck, dass beide im Abfall enthaltenen Rohstoffe die Emission des mit $e$ bezeichneten Schad-

[19] Die vollständige Vermeidung jeglicher negativer Externalitäten durch Abfalldeponierung, $E^j\left(\ell_{ej}^d, q_j^d, w_j^d\right) = 0$ für alle $j \in J$, ist das ehrgeizige Ziel der deutschen Abfallpolitik. Nach der heutigen Gesetzeslage dürfen in einigen Jahren keine unbehandelten Abfälle mehr deponiert werden.



DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

stoffs verursachen. Genauer gesagt, wenn $E^j_q = 0$, aber $E^j_w > 0$, führen beide Rohstoffarten in gleicher Weise zur Entstehung von Schadstoffen, so dass in diesem Fall für gegebenes $\ell^d_{ej}$ die Schadstoffgeneration nur vom Gesamtabfall, nicht aber von dessen stofflicher Zusammensetzung abhängt. Wenn die Funktion $E^j$ dagegen die spezielle Form $\tilde{E}^j$ hat, derart dass $E^j\left(\ell^d_{ej},\ q^d_j,\ w^d_j\right) = \tilde{E}^j\left(\ell^d_{ej},\ q^d_j \cdot w^d_j\right)$, dann entstehen Schadstoffe ausschließlich durch den (explizit modellierten) Stoff, während der andere Rohstoff umweltneutral ist. Es sollte aber erwähnt werden, dass auch andere Spezifizierungen der Funktion $E^j$ plausibel sind. Wenn zum Beispiel $E^j\left(\ell^d_{ej},\ q^d_j,\ w^d_j\right) = \ddot{E}^j\left(\ell^d_{ej},\ q^d_j \cdot w^d_j,\ q^d_j\right)$ mit $\ddot{E}^j_q < 0$, dann ist der (explizit modellierte) Stoff auch für die Schadstoffentstehung verantwortlich, aber seine ‚Neutralisierung' wird umso leichter, je größer sein Anteil am Gesamtabfall ist. Ähnlich wie die Spezifikation $\tilde{R}^k$ der Recycling-Funktion $R^k$ in den Abschnitten B.I und B.II wird die Spezifikation $\tilde{E}^j$ der Funktion $E^j$ in der folgenden Analyse noch von Interesse sein. Wenn nicht ausdrücklich anders gesagt, unterstellen wir im Folgenden $E^j_q > 0$ wie in [13].

Ein Vergleich von [10] – [19] mit [1] – [9] zeigt, dass [11] = [2], [12] = [3], [14] = [5], [15] = [6] und dass die Gleichungen [10], [16], [17] und [18] in geeigneter Weise modifizierte Versionen der Gleichungen [1], [7], [8] bzw. [9] sind. Gleichung [19] ist neu; sie gibt die bekannte Öffentliche-Güter-Eigenschaft der Umweltbelastung wieder.

Zur Charakterisierung einer effizienten Allokation der Ökonomie II lösen wir das Lagrange-Problem[20]

$$
\begin{aligned}
(10)\qquad L = {} & \sum\nolimits_h \alpha_h U^h\left(e^d_h,\ \ell^s_h,\ x^d_h\right) + \lambda_{xx}\left[X\left(\ell^d_x,\ m^d\right) - x^s\right] + \\
& + \lambda_v\left[V\left(\ell^d_v\right) - v^s\right] + \lambda_w\left(\sum\nolimits_j w^d_j - \sum\nolimits_h w^s_h\right) + \\
& + \lambda_\ell\left[\sum\nolimits_h \ell^s_h - \sum\nolimits_j \ell^d_{ej} - C\left(f^d\right) - \ell^d_v - \ell^d_x\right] + \\
& + \sum\nolimits_j \lambda^j_e\left[e^s_j - E^j\left(\ell^d_{ej},\ q^d_j,\ w^d_j\right)\right] + \sum\nolimits_h \lambda^h_w\left(w^s_h - x^d_h\right) + \\
& + \lambda_x\left(x^s - \sum\nolimits_h x^d_h\right) + \lambda_m\left(v^s - m^d\right) + \sum\nolimits_j \lambda^j_f\left(f^s_j - w^d_j\right) + \\
& + \sum\nolimits_h \lambda^h_e\left(e^d_h - \sum\nolimits_j e^s_j\right) + \lambda_f\left(f^d - \sum\nolimits_j f^s_j\right) + \\
& + \sum\nolimits_h \left[\lambda_h\left(q^s_h - q^d_h\right) + \lambda^h_{qx}\left(q^d_h - q^s_x\right)\right] + \lambda_q\left(q^s_x - \frac{m^d}{x^s}\right) + \\
& + \sum\nolimits_h \sum\nolimits_j \lambda^{hj}_{qw}\left(q^d_j - q^s_h\right),
\end{aligned}
$$

[20] In (10) sind die Nebenbedingungen (in Gleichungs- oder Ungleichungsform) so berücksichtigt worden, dass alle Lagrange-Multiplikatoren in der Lösung von (10) positiv sind. Erinnert sei dabei auch noch einmal an die Bemerkungen zu [7] im Anschluss an Gleichung (1).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

wobei $\alpha_h \in \Re_+$ für alle $h \in H$. Ebenso wie in (1) ist in (10) die Lagrange-Restriktion $\lambda_q(q_x^s - m^d/x^s)$ nicht-konkav.

*Tabelle II*

**Allokationseffizienz in Ökonomie II**
(Notation: $\mu_x := \lambda_x/\lambda_\ell$ etc.; $\mu_\ell \equiv 1$)

| | 1 | 2 | 3 |
|---|---|---|---|
| 1 | $\frac{U_e^h}{U_\ell^h} = \mu_e^h > 0$ | $\left(\mu_x + \frac{\mu_q q^*}{x^*}\right) X_m = \mu_m + \frac{\mu_q}{x^*} > 0$ | $\mu_e^j E_w^j = \mu_w - \mu_f > 0$ |
| 2 | $-\frac{U_x^h}{U_\ell^h} = \mu_x + \mu_w > 0$ | $\mu_q = \sum_h \mu_{qx}^h > 0$ | $-\mu_e^j E_\ell^j = \mu_\ell > 0$ |
| 3 | $\mu_{qx}^h = \sum_j \mu_{qw}^{hj} > 0$ | $\mu_\ell C_f = \mu_f > 0$ | $\mu_e^j E_q^j = \sum_h \mu_{qw}^{hj} > 0$ |
| 4 | $\left(\mu_x + \frac{\mu_q q^*}{x^*}\right) X_\ell = \mu_\ell > 0$ | $\mu_m V_\ell = \mu_\ell > 0$ | $\mu_e^j = \sum_h \mu_e^h > 0$ |

*Eichner* und *Pethig* (1999) zeigen, dass es eine modifizierte Lagrange-Funktion gibt, die zu (10) äquivalent ist und für welche die Kuhn-Tucker-Bedingungen notwendig und hinreichend für die Existenz einer Lösung sind. Im Falle einer inneren Lösung erhält man die in Tabelle II zusammengestellten Marginalbedingungen.

**Proposition 6** *(Eigenschaften einer effizienten Allokation der Ökonomie II)*

*(i) Die effiziente Allokation wird beschrieben durch*

$$\sum_h \frac{U_e^h}{U_\ell^h} = -\frac{1}{E_\ell^j} \qquad \text{für alle } j \in J\ , \tag{11}$$

$$\sum_j \frac{E_q^j}{E_\ell^j} = -\frac{x^* \cdot A}{X_\ell} \qquad \text{wobei } A := \left(X_m - \frac{X_\ell}{V_\ell}\right) > 0\ , \tag{12}$$

$$-\frac{U_x^h}{U_\ell^h} = \frac{1}{X_\ell} - \frac{q^* A}{X_\ell} - \frac{E_w^j}{E_\ell^j} + C_f \qquad \text{für alle } h \in H, \text{für alle } j \in J. \tag{13}$$

*Falls* $E^j(\ell_{ej}^d,\ q_j^d,\ w_j^d) = \tilde{E}^j(\ell_{ej}^d,\ q_j^d \cdot w_j^d)$ *für alle* $j \in J$, *dann wird (13) zu*

$$-\frac{U_x^h}{U_\ell^h} = \frac{1}{X_\ell} + C_f \qquad \text{für alle } h \in H\ . \tag{13'}$$

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

*(ii) Angenommen, die Produktionsfunktion X sei linear-homogen, die Funktion V sei linear und* $E_q^j > 0$ *für alle* $j \in J$. *Dann ist der effiziente Stoffgehalt kleiner als er wäre, wenn* $E^j$ *unabhängig von* $q_j$ *wäre.*

*(iii) Die Lagrange-Multiplikatoren haben in der Lösung von (10) folgende Merkmale: Es gibt eine* ($\#H \times \#J$-Matrix $\left[\hat{\mu}_{qw}^{hj}\right]$, die die Bedingung $\sum_h \hat{\mu}_{qw}^{hj} = E_q^j \sum_h \frac{U_e^h}{U_\ell^h}$ *(für alle* $j \in J$*) erfüllt und die Eigenschaft hat:*

$$\frac{\mu_q}{x^*} = \frac{\mu_{qx}^h}{x_h^*} = \frac{\sum_j \hat{\mu}_{qw}^{hj}}{w_h^*} \qquad \text{für alle } h \in H. \tag{14}$$

*Falls* $E^j\left(\ell_{ej}^d,\ q_j^d,\ w_j^d\right) = \tilde{E}^j\left(\ell_{ej}^d,\ q_j^d \cdot w_j^d\right)$ *für alle* $j \in J$, *dann*

$$\frac{\sum_h \hat{\mu}_{qw}^{hj}}{w_j^*} = \frac{\mu_w - \mu_f}{q^*} = \frac{\mu_q}{x^*} \qquad \text{für alle } j \in J. \tag{15}$$

*Andernfalls trifft* (15) *im Allgemeinen nicht zu.*

Ein Vergleich der Propositionen 1 und 6 zeigt, dass die Charakterisierung effizienter Allokationen in den Ökonomien I und II formal sehr ähnlich ist. Auch der Beweis beider Propositionen ist im Wesentlichen analog, so dass wir auf die Begründung der Aussagen von Proposition 6 nicht weiter einzugehen brauchen.

Gleichung (11) ist die bekannte Summenbedingung für die effiziente Allokation des Umweltschadens. Die linke Seite gibt den gesamten Grenzumweltschaden an und die rechte Seite die Grenzkosten der Abfallbehandlung. Analog ist Gleichung (12) die Summenbedingung für das öffentliche Gut Stoffgehalt. Die linke Seite enthält den gesamten Grenzschaden einer kleinen Erhöhung des Stoffgehalts, in Arbeitseinheiten gemessen, während die rechte Seite die zugehörigen Grenzkosten in Form einer Verzerrung des Produktionsprozesses repräsentiert. Die unmittelbare Folge der Einführung der Abfallbehandlung bei gleichzeitiger Vernachlässigung des Recycling in der Ökonomie II ist, dass das Vorzeichen der Produktionsverzerrung umgekehrt wie in der Ökonomie I ist. Da der Term A in (12) positiv ist, während er in (3) negativ war, ist die direkte Grenzproduktivität der Arbeit nun kleiner als die indirekte. Man kann aus (12) auch sofort erkennen, dass man $A = 0$ genau dann erhält, wenn $E_q^j = 0$ für alle $j \in J$, wenn also das Produktdesign bei der Abfallbehandlung keine Rolle spielt.

Gleichung (13) kennzeichnet die effiziente Allokation des Konsumguts. Ein Vergleich von (4) und (13) zeigt, dass der Grenzrecyclingvorteil $R_w^k / R_\ell^k$ aus (4) nun in (13) durch den Grenzumweltschaden $-E_w^j / E_\ell^j$ ersetzt worden ist. Im Übrigen entsprechen sich (4) und (13) aber vollständig. Auch die Argumentation, die zu (4′) und (13′) führt, ist völlig symmetrisch. In beiden Fällen ist entscheidend, dass der Einfluss von $q$ und $w$ auf die Abfallbehandlung bzw. auf das Recycling nur über das Produkt $q \cdot w$ wirkt. Deshalb sind die Überlegungen, die in Abschnitt 2 zu (4′)

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

angestellt worden sind, auch auf (13′) anwendbar. Wenn die Umweltbelastung ausschließlich von dem (explizit modellierten) Stoff verursacht wird $\left(E^j = \tilde{E}^j \text{ für alle } j \in J\right)$, dann geht die Allokationsregel (13) für das Konsumgut in die Regel (13′) über. (13′) entspricht genau der Effizienzregel im Falle der Abwesenheit jeglicher Umweltbelastung, also wenn $E^j\left(\ell^d_{ej},\ q^d_j,\ w^d_j\right) = 0$ für alle nicht-negativen Werte $\ell^d_{ej}$, $q^d_j$ und $w^d_j$ und für alle $j \in J$. Der Grund dafür ist, dass das Konsumgut nicht in die Umweltexternalität involviert ist, wenn $E^j = \tilde{E}^j$ für alle $j \in J$, denn in diesem Fall wird die Externalität ausschließlich vom (explizit modellierten) Stoff verursacht.

Nach Proposition 6ii ist für den Fall, dass der Stoffgehalt des Abfalls die Umweltschäden ceteris paribus vergrößert $\left(E^j_q > 0\right)$, der effiziente Stoffgehalt kleiner als in dem Fall, dass er gar keinen Einfluss auf die Umweltbelastung hat $\left(E^j_q = 0\right)$. Zu beachten ist allerdings, dass $E^j_q = 0$ für alle $j \in J$ (und somit $A = 0$) nicht bedeutet, dass es keine Umweltexternalität gibt. Zusammen mit der Annahme $E^j_w > 0$ heißt $E^j_q = 0$ lediglich, dass beide Rohstoffarten im Abfall *in gleicher Weise* zu Schadstoffemissionen führen. $E^j_q = 0$ ist notwendig und hinreichend dafür, dass das Produktdesign *keine* Bedeutung für die Abfallwirtschaft hat. Wenn dagegen $E^j_w > 0$ *und* $E^j_q > 0$ angenommen wird, was wir im Folgenden durchweg tun werden, erfordert Effizienz, wie in Proposition 6ii angegeben, den Stoffgehalt (gegenüber der Situation $E^j_q = 0$ für alle $j \in J$) zu reduzieren und die Grenzrate der technischen Substitution, $-\left(X_m/X_\ell\right)$, für gegebenes $V_\ell$ zu erhöhen, so dass $A$ einen positiven Wert annimmt.

## 2. *Alternative Marktkonzepte in Ökonomie II*

Eine Detailanalyse der Ökonomie II mit Marktkonzepten, die für Ökonomie I in Abschnitt B.II. untersucht worden sind, findet sich in *Eichner* und *Pethig* (1999). Hier können wir uns wegen der formalen Ähnlichkeit der Ökonomien I und II mit einer Skizze der in Abschnitt B.II. vorgestellten Marktsysteme begnügen. Von Interesse ist dabei vor allem zu prüfen, welche Unterschiede es zwischen den Ökonomien I und II bezüglich der Vorzeichen ihrer abfallwirtschaftlich relevanten Preise gibt. Zuvor sei jedoch ein wesentlicher Unterschied zwischen Marktlösungen in den Ökonomien I und II angemerkt: Anders als in Ökonomie I müssen die Märkte nun nicht nur *ein* öffentliches Gut bereitstellen, den Stoffgehalt, sondern noch ein zweites, nämlich den Umweltschaden. Da die Allokation von Schadstoffemissionen in der umweltökonomischen Literatur ausführlich diskutiert worden ist, können wir uns hier auf die Lenkung des Stoffgehalts durch Preise konzentrieren. Dazu unterstellen wir vereinfachend, die Umweltexternalität werde in den zu untersuchenden Marktsystemen durch Lindahl-Preise vollständig internalisiert. Auf diese Weise kann man jedes möglicherweise auftretende Marktversagen eindeutig als das Unvermögen von Märkten identifizieren, das Produktdesign effizient zu steuern[21].

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Dem Marktkonzept mit Lindahl-Märkten für Stoffgehalt und Umweltschäden sind die Preise $p^L := \left[p_\ell,\ p_e,\ \left(p_e^h\right),\ p_f,\ p_m,\ p_{qx}, \left(p_{qx}^h\right), \left(p_{qw}^h\right), \left(p_{qw}^j\right),\ p_x,\ p_w\right]$ zugeordnet. Wegen $E_q^j > 0$ wird sich $p_{qx} < 0$ als eine Gleichgewichtsbedingung herausstellen. Dann ist analog zu (6b) das Gewinnmaximierungskalkül der Produzenten auch nicht-konkav, aber die Existenz eines Gewinnmaximums lässt sich nun unter der Annahme einer technischen *Unter*grenze für den Stoffgehalt, $\underline{q}$, (anstelle einer Obergrenze, wie in Proposition 2) nachweisen. Um Aussagen über die Vorzeichen der Gleichgewichtspreise machen zu können, unterstellen wir den ‚nicht-generischen' Fall, dass $\underline{q}$ pareto-effizient ist, und können dann ebenso wie in Proposition 2ii die Gleichgewichtspreise wie folgt bestimmen:

$$
\begin{aligned}
(16)\qquad & p_e^{h*} = -\mu_e^h,\ p_e^* = -\sum\nolimits_h p_e^{h*} = -\mu_e^j,\ p_f = -\mu_f,\ p_\ell^* \equiv 1,\\
& p_m = \mu_m,\ p_{qx}^{h*} = p_{qw}^{h*} = -\mu_{qx}^h,\ p_{qx} = \sum\nolimits_h p_{qx}^{h*} = \sum\nolimits_j p_{qw}^{j*} = -\mu_q,\\
& p_{qx}^{h*} = p_{qw}^{h*} = -\mu_{qx}^h,\ p_{qw}^j = -\sum\nolimits_h \mu_{qw}^{hj},\ p_x^* = \mu_x,\ p_w^* = -\mu_w\ .
\end{aligned}
$$

Es zeigt sich, dass außer $p_\ell^*$, $p_m^*$ und $p_x^*$ alle Gleichgewichtspreise *negativ* sind (da alle Lagrange-Multiplikatoren in der Lösung positiv sind). Residuen sind anders als in Ökonomie I jetzt eindeutig Ungüter, und die Preise für Stoffgehalt sind jetzt negativ statt (vorher) positiv, weil $R_q > 0$ gut für die Ökonomie, $E_q > 0$ aber schlecht für die Umwelt ist.[22]

Im Marktsystem der Ökonomie II mit indirekten Märkten für Stoffgehalt sind die Preise $p^F := \left[p_e,\ \left(p_e^h\right),\ p_f,\ p_\ell,\ p_m,\ P^x(q),\ P^w(q)\right]$ relevant. Wir setzen

$$
\begin{aligned}
(17)\qquad & p_e^{h*} = -\mu_e^h,\ p_e^* = -\sum\nolimits_h p_e^{h*} = -\mu_e^j,\ p_f = -\mu_f,\ p_\ell^* \equiv 1,\\
& p_m = \mu_m,\ P^{x*}(q^*) = \mu_x,\ P_q^{x*}(q^*) = -\frac{\mu_{qx}^h}{x_h^*} = -\frac{\mu_x}{x^*},\\
& P^{w*}(q^*) = -\mu_w,\ P_q^{w*}(q^*) = -\frac{\sum_j \mu_{qw}^{hj}}{w_h^*} = -\frac{\sum_h \mu_{qw}^{hj}}{w_j^*}\ .
\end{aligned}
$$

Analog zu dem Ergebnis von Proposition 3 stellt sich heraus, dass eine effiziente Allokation durch ein Wettbewerbsgleichgewicht mit indirekten Märkten für Stoffgehalt im Allgemeinen nicht implementiert werden kann. Aber mit ähnlichen Argumenten wie im Beweis von Proposition 3 lässt sich zeigen, dass ein effizientes

---

21 Diese Vorgehensweise verdeutlicht auch, dass das Problem des effizienten ‚grünen' Produktdesigns nicht durch die richtige Lenkung der mengenmäßigen Emission von Schadstoffen lösbar ist. Hier geht es um eine zusätzliche Externalität, deren Untersuchung wir isolieren, indem die andere (konventionelle) Umweltexternalität als vollkommen internalisiert angenommen wird.

22 Mit der Hypothese $E_q < 0$ würde Symmetrie wieder hergestellt. Das Vorzeichen von $E_q$ ist ausschließlich eine empirische Frage, ebenso wie das Vorzeichen von $R_q$, allerdings erscheint $R_q < 0$ schon a priori als sehr unplausibel.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Wettbewerbsgleichgewicht existiert, entweder wenn $\#J = 1$ oder wenn $\#J > 1$ und $E^j = \tilde{E}^j$ für alle $j \in J$. Die letzte Bedingung entspricht offensichtlich der Bedingung $R^k = \tilde{R}^k$ für alle $k \in K$, die in den Abschnitten B.II.2 und B.II.3 eine wichtige Rolle gespielt hatte. Wir müssen daher auch hier (analog) wiederholen, dass die Effizienzfrage wesentlich von der empirisch relevanten Spezifikation der Abfallbehandlungstechnologien abhängt. Allerdings ist die Annahme $E^j = \tilde{E}^j$ für alle $j \in J$ unserer Einschätzung nach kaum plausibler als die Bedingung $R^k = \tilde{R}^k$ für alle $k \in K$. Zur Verdeutlichung sei beispielhaft die funktionale Form $E^j(\ell^d_{ej}, q^d_j, w^d_j) = E^j(\ell^d_{ej}, q^d_j \cdot w^d_j, q^d_j)$ gewählt. Es liegt nahe zu erwarten, dass $\partial E^j / \partial (q^d_j \cdot w^d_j) > 0$, aber für viele Arten von Abfällen ist $E^j_q < 0$ auch eine plausible empirische Spezifikation. In der Tat, wenn das Produkt $q \cdot w$ konstant bleibt, aber $q$ gegen eins tendiert, wird möglicherweise zur Reduktion der Emissionen aus einer gegebenen Menge Stoff weniger Arbeit benötigt als wenn $q$ gegen null tendiert (bei nach wie vor konstantem Produkt $q \cdot w$ ). Es spricht deshalb Vieles dafür, dass die Ökonomie II mit indirekten Märkten für Stoffgehalt ebenso wenig wie die Ökonomie I in der Lage ist, eine effiziente Allokation herbeizuführen.

Die vorstehenden Überlegungen haben verdeutlicht, dass sich die Funktionsweise der Märkte für gebundenen Stoff in der Ökonomie II genauso kennzeichnen lässt wie die der Märkte für gebundenen Stoff in der Ökonomie I. Deshalb genügt es hier, auf Proposition 4 zu verweisen, wobei die relevanten Variablen in Notation und Interpretation in geeigneter Weise anzupassen sind. Ein wichtiger materieller, also nicht nur formaler Unterschied, der hervorgehoben zu werden verdient, besteht darin, dass $p_b$ in der Ökonomie I positiv, in der Ökonomie II jedoch negativ ist.

Wenn, wie in Abschnitt B.II.4 unterstellt, weder Märkte für Stoffgehalt noch solche für gebundenen Stoff aktiv sind, sondern nur Märkte für Konsumabfall, dann lässt sich ähnlich wie in Proposition 5 zeigen, dass im zugehörigen Wettbewerbsgleichgewicht unter bestimmten Bedingungen der Stoffgehalt ineffizient hoch ist. Mit anderen Worten, in der Konsumgüterproduktion wird zu viel Stoff eingesetzt. Es ist darauf hinzuweisen, dass hier nicht deshalb zu viel Stoff verwendet wird, weil es an der umweltpolitischen Optimierung fehlt. Im Gegenteil, in dem hier untersuchten Marktkonzept hat der Konsumabfall einen negativen Preis, und es wurde ein Lindahl-Markt für den Umweltschaden durch Emissionen unterstellt, der die Umweltexternalität vollständig internalisiert. Somit wäre Allokationseffizienz erreicht, wenn das Produktdesign nach dem Konsum keine Rolle spielen würde. Die hier aufgedeckte Ineffizienz ist also nicht auf die üblicherweise analysierte Umweltexternalität zurückzuführen, sondern eindeutig auf inadäquates Produktdesign: die Hersteller von Konsumgütern wählen ihr Produktdesign, also den Stoffgehalt, lediglich nach dem Kriterium der Minimierung ihrer Inputkosten, ohne die Konsequenzen ihrer Entscheidung weiter stromabwärts zu beachten.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

## IV. Recycling, Abfallbehandlung und Produktdesign (Ökonomie III = I + II)

Die Zusammenführung der Ökonomien I und II zu einem Hybridmodell, das wir Ökonomie III nennen, ist nach den vorausgegangenen Ausführungen ohne Schwierigkeiten möglich, so dass Hinweise darauf genügen, wie die bisher verwendeten Modellbestandteile modifiziert bzw. ergänzt werden müssen. Die Ökonomie III besteht aus den unveränderten (Un-)Gleichungen [2] – [6] der Ökonomie I sowie [10] und [19] der Ökonomie II. Die übrigen Bausteine der Ökonomie III sind

[20] $e_j^s \geq E^j\left(\ell_{ej}^d,\ q_{zj}^d,\ z_j^d\right)$ Abfallbehandlung durch Firma $j \in J$,

[21] $\sum_h \ell_h^s \geq \sum_k \ell_{rk}^d + \sum_j \ell_{ej}^d + \ell_f^d + \ell_x^d$ ,

$v^s + \sum_k r_k^s \geq m^d,\ x^s \geq \sum_h x_h^d$ Angebotsrestriktionen,

[22] $w_h^s = x_h^d\ \forall h,\ \sum_h w_h^s = \sum_k w_k^d, z_k^s = w_k^d - r_k^s\ \forall k,\ \ q_{zk}^s = \left(q_k^d w_k^d - r_k^s\right)/z_k^s$ ,

$\sum_k z_k^s = \sum_j z_j^d,\ f_j^s = z_j^d\ \forall j,\ f^d = \sum_j f_j^s$ , obligatorische Entsorgung,

[23] $q_x^s = q_h^d = q_h^s = q_k^d$ und $q_{zk}^s = q_{zj}^d\ \forall h,\ j,\ k$ . Stoffgehalt als öffentliches Gut.

Wie in Ökonomie II werden mit $w$ Residuen(mengen) gekennzeichnet und mit $f$ Abfall(mengen) zur Deponierung. Recyclingabfälle waren in Ökonomie II zur Deponierung bestimmt, werden jetzt aber vorher vollständig behandelt. Die Transaktionen von Recyclingabfällen zwischen Recyclern und Abfallbehandlern müssen deshalb im Folgenden durch neue Symbole gekennzeichnet werden. Wir verwenden dafür die Variable $z$, und darin besteht der einzige Unterschied zwischen [20] und [13]. [21] unterscheidet sich von [16] lediglich durch die Addition der Arbeitsnachfrage $\sum_k \ell_{rk}^d$. Die Beschreibung der obligatorischen Entsorgung in [22] ist recht komplex, ergibt sich aber direkt aus der Kombination der (hintereinander geschalteten) Entsorgungsstationen der Ökonomien I und II. Erwähnenswert ist, dass $q_{zk}^s = \left(q_k^d w_k^d - r_k^s\right)/z_k^s$ den Stoffgehalt der Recyclingabfälle *definiert.* Dieser hängt davon ab, wieviel Stoff im Recycling-Prozess zurückgewonnen wurde.

Es sei hier auch darauf hingewiesen, dass Recycling in der Ökonomie III a priori nicht effizienzsteigernd sein muss. Denn abgesehen davon, dass die Materialrückgewinnung den Einsatz knapper Ressourcen erfordert, entsteht beim Recycling Abfall, der zu einer schädlicheren Umweltexternalität führen kann als wenn auf Recycling ganz verzichtet würde. Aus diesem Grunde warnte *Baumol* (1977) bereits vor einem abfallpolitischen Aktionismus mit dem unreflektierten Ziel, das Recycling um jeden Preis zu fördern. Allerdings ist die Frage, unter welchen Bedingungen die Rückgewinnung von Stoff auch dann effizient ist, wenn dadurch neue Externalitäten verursacht werden, nur empirisch im konkreten Anwendungsfall zu klären. Wir unterstellen im Folgenden eine innere Lösung, also dass Allokationseffizienz ohne Recycling nicht erreichbar ist ($r_k^s > 0$ für alle $k$). Ohne auf

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Details der Ableitung einzugehen, charakterisieren wir die Allokationseffizienz in Ökonomie III wie folgt:

**Proposition 7** *(Eigenschaften einer effizienten Allokation in Ökonomie III)*

*Die effiziente Allokation wird beschrieben durch*

$$\sum\nolimits_h \frac{U_e^h}{U_\ell^h} = -\frac{1}{E_\ell^j} \quad \text{für alle } j \in J\,, \tag{18}$$

$$\sum\nolimits_k \frac{R_q^k}{R_\ell^k} + \frac{1-q^*}{1-q_z^*}\sum\nolimits_j \frac{E_{q_z}^j}{E_\ell^j} = -\frac{x^* A}{X_\ell}\,, \tag{19}$$

$$\begin{aligned} -\frac{U_x^h}{U_\ell^h} &= \frac{1}{X_\ell} - \frac{1}{x^*}\sum\nolimits_k \frac{w_k^* R_w^k}{R_\ell^k} + \frac{q^*}{x^*}\sum\nolimits_k \frac{R_q^k}{R_\ell^k} - \frac{E_z^h}{E_\ell^h} + \\ &+ \frac{q_z^*(1-q^*)}{x^*(1-q_z^*)}\sum\nolimits_j \frac{E_{q_z}^j}{E_\ell^j} + C_f \qquad \text{für alle } h \in H\,. \end{aligned} \tag{20}$$

Während (18) mit (11) identisch ist, stellen die Gleichungen (19) und (20) jeweils hybride Formen der Gleichungen (2) und (12) bzw. (3) und (13) dar. Gleichung (19) ist zumindest konzeptionell noch als Addition der Gleichungen (2) und (12) zu verstehen, wobei allerdings die Stoffgehalte der Konsumgüter und des Abfalls als neue Determinanten auftreten, deren effiziente Werte durch (19) festgelegt werden. Man benötigt zur Bestimmung beider Stoffgehalte nur eine einzige Gleichung, weil beide wegen $q_{zk}^s z_k^s = q_k^d w_k^d - r_k^s$ aus [22] linear voneinander abhängen. Das Vorzeichen der effizienten Produktionsverzerrung, $A$, das für $R_q > 0$ in Ökonomie I positiv und für $E_q > 0$ in Ökonomie II negativ war, ist nun im Vorzeichen unbestimmt, da beide Produktivitätseffekte entgegengerichtet sind. Wenn diese Gegenläufigkeit empirisch zutreffend ist und beide Effekte ähnlich stark wirken, könnte man erwägen, auf eine Regulierung des Produktdesign völlig zu verzichten, wenn die Stoffgehalte *nicht* über Marktpreise gelenkt werden. Andererseits wäre eine Regulierung umso dringlicher, je mehr sich beide Effekte verstärken. Auch bei all jenen Stoffen ist eindeutig Lenkungsbedarf vorhanden, für die *entweder* $R_q > 0$ und $E_q = 0$ *oder* $R_q = 0$ und $E_q \neq 0$ erfüllt ist.

Gleichung (20) demonstriert eindrucksvoll, dass der soziale Wert einer Einheit des Konsumguts, $\left(-\,U_x^h/U_\ell^h\right)$, nur zu einem kleinen Teil durch die direkten Grenzkosten der Produktion, $1/X_\ell$, bestimmt wird. Alle übrigen Kosten- oder Wertkomponenten entstehen erst ‚stromabwärts' nach dem Konsum des Produkts. Waren in den Gleichungen (3) und (13) nur die Grenzrecyclingvorteile bzw. die Grenzbehandlungskosten, die sich aus kleinen Änderungen der Residuen- oder Abfallmenge ergaben, zusätzlich für den marginalen sozialen Wert des Konsumguts relevant, sind jetzt auch noch die Wirkungen zu berücksichtigen, die durch die Stoffgehalte der Residuen und des Recyclingabfalls und deren Änderungen auftreten.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Die in Abschnitt B.II. ausführlich diskutierten (fiktiven) Marktkonzepte der Abfallwirtschaft können bei geeigneter Anpassung der Notation auch auf Ökonomie III übertragen werden. Die Vorgehensweise ergibt sich aus der bisherigen Analyse und braucht deshalb hier nicht weiter erörtert zu werden. Im Rahmen der Politikanalyse des folgenden Kapitels C werden wir auf die verschiedenen Marktkonzepte in einer ‚abgespeckten' Version der Ökonomie III zurückkommen.

Hier wollen wir abschließend im Rückblick auf unsere bisherigen Untersuchungen eine Einschätzung vornehmen, welchen Beitrag Märkte für die effiziente Allokation der Stoffströme unter Berücksichtigung des Recycling, der Abfallbehandlung, der Deponierung und des Produktdesigns leisten können. Unsere theoretische Analyse gibt Antworten auf die Frage, was der Beitrag verschiedener Marktkonzepte zur Allokationseffizienz wäre, wenn sie perfekt und friktionslos operierten. Überraschenderweise sind die Ergebnisse insgesamt eher gemischt und wenig überzeugend. Außer dem eindeutigen Ineffizienztatbestand der Proposition 5 in einem Szenario, in dem es nur für Residuen*mengen* Märkte gibt, haben wir zwar in den Propositionen 2, 3 und 4 Positivresultate abgeleitet, aber nur unter jeweils verschiedenen, recht gravierenden Einschränkungen. Wie nahe man trotz dieser restriktiven Bedingungen durch Preislenkung an die Allokationseffizienz herankommen kann, ist letztlich eine Frage der empirischen Relevanz der in den Propositionen 2–4 genannten Restriktionen, zu der wir zwar einige (vorläufige) Einschätzungen abgegeben haben, die wir im Rahmen dieses Beitrags aber nicht abschließend beantworten können. Unsere Vermutung ist, dass bei allen Marktsystemen der Abschnitte B.II.1. – B.II.4. signifikante Ineffizienzen zu erwarten sind, selbst wenn diese Systeme friktionslos arbeiten.

Eine weitere, für die Abfallpolitik zentrale Frage ist, welche Märkte oder Teilmärkte in der realen Abfallwirtschaft unter Laissez-faire-Bedingungen überhaupt entstehen (würden). Es ist davon auszugehen, dass man je nach den Spezifika der konkreten, zur Diskussion stehenden Abfallprobleme unterschiedliche Antworten erhält. Unsere grundlegende Vermutung besteht in diesem Zusammenhang darin, dass Märkte besonders dann versagen, wenn Effizienz negative (Schatten-)Preise erfordern würde. Wenn Wirtschaftssubjekte ‚Ungüter' nur verkaufen können, indem sie draufzahlen, wird ein Markt nicht aktiv, solange die Anbieter der ‚Ungüter' die Umwelt als kostenlosen Abfallkübel nutzen können (free disposal). Auch wenn die Lösung unseres friktionslosen Modells positive, aber niedrige Preise ausweist, können bei genügend großen mengenabhängigen Kosten der Markttransaktionen die relevanten Nettopreise negativ sein, so dass Märkte dann ebenfalls nicht mehr aktiv werden.[23]

---

[23] Unregulierte Märkte für Altpapier der vergangenen Jahrzehnte sind hierfür ein gutes Beispiel. Es gab Zeiten mit positiven Preisen, die einen entsprechenden Anreiz zum Einsammeln von Altpapier schufen, aber es gab zeitweise auch ein Altpapierüberangebot zum Nullpreis, so dass es ein Zuschussgeschäft war, gefüllte Sammelcontainer überhaupt zu entleeren.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Uns sind leider keine empirischen Untersuchungen bekannt, die Aufschluss darüber geben, welche der hier diskutierten Märkte oder Marktkonzepte in der Realität relevant sind oder sein könnten. Solche Informationen sind aber für das Design eines geeigneten institutionellen Arrangements der Abfallwirtschaft von Bedeutung, denn eine gute Abfallpolitik sollte nur dort aktiv werden, wo Märkte oder Teilmärkte versagen, nicht aber dort, wo Märkte brauchbare Ergebnisse liefern. In Ermangelung harter empirischer Evidenz führen wir die Politikanalyse im folgenden Kapitel als Möglichkeitsanalyse durch: Wir setzen alternative Szenarien des Marktversagens und prüfen, durch welche Kombinationen von Abgaben und Subventionen die Allokationsverzerrungen behoben werden können, die ein fehlender Markt oder mehrere fehlende Märkte verursachen.[24] Als *Referenzsystem* für die zu untersuchenden Gebührenpolitiken wählen wir das Marktkonzept der indirekten Märkte für Stoffgehalt, das in Abschnitt B.II.2. für Ökonomie I ausführlich dargestellt worden ist.

## C. Korrektive Gebühren in Ökonomie III

Da unser Hauptinteresse in der Festlegung des effizienten Stoffgehalts als Problem der Abfallpolitik liegt, gilt unser Augenmerk besonders dem Versagen derjenigen Märkte, die einen Bezug zum Produktdesign und zu den Stoffströmen haben. Wie bei der Politikdiskussion in der Ökonomie II (Abschnitt B.III.2) soll hier die herkömmliche Umweltexternalität nicht problematisiert werden. Im Folgenden führen wir deshalb eine Emissionsabgabe $t_e$ ein, die stets auf dem effizienten Pigou-Niveau $t_e = \mu_e$ fixiert ist, so dass wir uns auf die Internalisierung der Produktdesign-Externalität konzentrieren können.

Unsere weiteren Überlegungen beziehen sich auf die Ökonomie III, wobei wir allerdings wie in *Eichner* und *Pethig* (2000c) zur Reduktion des formalen Aufwands folgende Vereinfachungen einführen:

$$\text{(21)} \qquad \text{(i)} \quad C(f^d) = 0 \text{ für alle } f^d \geq 0 \quad \text{und} \quad \text{(ii)} \ \#H = \#K = \#J = 1 \ .$$

Als *Referenzsystem* für die zu untersuchenden Gebührenpolitiken wählen wir das Marktkonzept der indirekten Märkte für Stoffgehalt, das in Abschnitt B.III.2 für Ökonomie I ausführlich behandelt und in Abschnitt B.III für Ökonomie II skizziert worden ist. Wie in Proposition 3 gezeigt wurde, ist die Vereinfachung (21i) zur Erreichung einer effizienten Allokation in dieser Referenz-Marktwirtschaft nicht erforderlich. Dagegen ist (21ii) keineswegs eine harmlose Vereinfachung, hat aber den Vorzug, dass das Referenzsystem effizient ist, wenn alle Märkte aktiv

[24] Es bleiben dabei die von *Ruston* und *Desser* (1988) untersuchten Möglichkeiten der Abfallwirtschaftspolitik außer Acht, durch geeignete Rahmensetzung fehlende Märkte zu aktivieren.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

sind. Proposition 3 muss allerdings für die Anwendung auf Ökonomie III unter Berücksichtigung der vorstehend genannten Vereinfachungen angepasst werden. Um später darauf Bezug nehmen zu können, beschreiben wir die formalen Änderungen der Proposition 3, die beim Übergang von Ökonomie I zur vereinfachten Ökonomie III vorzunehmen sind, zusammenfassend in

**Proposition 8** *(Effizienz der vereinfachten Marktwirtschaft III mit indirekten Märkten für Stoffgehalt)*

*Gegeben sei eine Ökonomie III mit den Vereinfachungen (21). Mit dem Preisvektor* $p^F := \left[p_\ell,\ p_m,\ P^x(q),\ P^w(q),\ P^z(q_z)\right]$, *der die Bedingungen*

$$p_\ell = \mu_\ell = 1,\ p_m = \mu_m,\ P^x(q^*) = \mu_x,\ P^x_q = P^w_q = \frac{\mu_{qh}}{x^*} = \frac{\mu_{qc}}{w^*}\ , \tag{22}$$

$$P^w(q^*) = \mu_w,\ P^z\left(q^*_z\right) = -\mu_z,\ P^z_{q_z} = -\frac{\mu_{qz}}{z^*}$$

*erfüllt, und mit der Emissionsabgabe* $t_e = \mu_e$ *wird ein effizientes Wettbewerbsgleichgewicht mit indirekten Märkten für Stoffgehalt erreicht.*

Da die Empirie zeigt, dass die abfallwirtschaftlich relevanten Märkte des Referenzsystems typischerweise in der Realität *nicht* entstanden sind, besteht unsere Vorgehensweise in diesem Abschnitt darin, anzunehmen, dass mindestens einer der dieses Referenzsystem konstituierenden Märkte versagt in dem Sinn, dass entweder der Preis des betreffenden Marktes identisch null ist oder dass der Preis nicht, wie er sollte, vom Stoffgehalt abhängt. Die Folge eines solchen Marktversagens ist natürlich die Ineffizienz des verbleibenden Marktsystems, und daraus ergibt sich wiederum die Frage nach den Möglichkeiten *korrektiver* Regulierung, also nach Politiken, mit denen durch ‚Überbrückung' der fehlenden Märkte Allokationseffizienz wieder hergestellt werden kann. Unser Ziel sind Aussagen darüber, wie das jeweilige Marktversagen durch eine geeignete Kombination von Abgaben und Subventionen behoben bzw. kompensiert werden kann.

## I. Ansatzpunkte für Gebühren und Gebührenpolitiken

Zur Vermeidung einer umständlichen Terminologie bezeichnen wir im Folgenden eine (wohldefinierte) Kombination aus Abgaben und Subventionen als *Gebührenpolitik* oder auch nur kurz als Politik. Abweichend vom üblichen Gebrauch des Begriffs sind Gebühren dabei vorzeichenunbeschränkt, da in unserem Modell das ‚richtige' Vorzeichen nicht immer a priori festgelegt werden kann. Gebührensätze auf Variable der Nachfrageseite [der Angebotsseite] eines potentiellen Marktes werden unabhängig von ihrem Vorzeichen durch das Symbol $\tau$ [das Symbol $\sigma$] gekennzeichnet und durch weitere Subskripte voneinander unterschieden. Wenn

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

ein vorhandener Preis, der auch null sein kann, durch eine Gebühr ergänzt wird, fügen wir die Gebühr unabhängig von ihrem Vorzeichen stets additiv hinzu.

*Tabelle III*

**Mögliche Ansatzpunkte von Gebühren**

| | | | | | | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | $e$ | $m^d$ | $r^s$ | $x^s$ | $x^d$ | $q_x^s$ | $q_h^d$ | $w^s$ | $w^d$ | $q_h^s$ | $q_r^d$ | $z^s$ | $z^d$ | $q_z^s$ | $q_z^d$ |
| 2 | $t_e$ | $\tau_m$ | $\sigma_r$ | $\sigma_x$ | $\tau_x$ | $\sigma_{qh}$ | $\tau_{qh}$ | $\sigma_w$ | $\tau_w$ | $\sigma_{qc}$ | $\tau_{qc}$ | $\sigma_z$ | $\tau_z$ | $\sigma_{qz}$ | $\tau_{qz}$ |
| 3 | | $p_m$ | $p_m$ | $P^x(q)$ | | | | $P^w(q)$ | | | | $P^z(q_z)$ | | | |

Tabelle III zeigt die zu diskutierenden Ansatzpunkte für Gebühren. In Zeile 1 sind alle in Frage kommenden Gebührenbasen aufgelistet und darunter, in Zeile 2, die diesen Basen zugeordneten Politikparameter. Zum Vergleich gibt Zeile 3 für das Referenz-Marktsystem die jeweiligen Preise wieder, die allerdings nur vorhanden sind, wenn die betreffenden Märkte auch aktiv sind. Als Beispiel sei angenommen, dass $\sigma_w$, $\tau_w \neq 0$. Dann ist $P^w\left(q_h^s\right) + \sigma_w$ der Nettopreis, den der repräsentative Konsument für die Abgabe einer Einheit des Residuums an den Recycler erhält. $\sigma_w > 0$ wäre demnach eine Subvention und $\sigma_w < 0$ eine Abgabe. Wenn $P^w\left(q_r^d\right) + \tau_w$ der Nettopreis des Recyclers für den Erwerb einer Einheit des Residuums ist, dann entspricht $\tau_w > 0$ einer Abgabe und $\tau_w < 0$ einer Subvention.

Mit Blick auf die Zeilen 2 und 3 der Tabelle III bietet sich natürlich an, einen oder mehrere ausfallende Marktpreise unmittelbar und direkt durch geeignete Gebühren zu ersetzen. Wenn z. B. der Residuenmarkt völlig fehlt, wenn also $P^w(q) = P_q^w(q) \equiv 0$ für alle $q$, dann lässt sich eine Gebührenpolitik wie folgt formulieren:

$$\sigma_w = \tau_w = \mu_w \quad \text{sowie} \quad \sigma_{qc} = \tau_{qc} = \frac{\mu_{qh}}{x^*} = \frac{\mu_{qh}}{w^*}\,. \tag{23}$$

Das Gebührenpaar $(\sigma_w, \tau_w)$ steuert die Residuenmengen: Wenn $P^w(q) = \mu_w > 0$ in (22), dann erhalten die Konsumenten eine Subvention von $\sigma_w$ € pro Einheit der Residuen, und die Recycler müssen eine Abgabe von $\tau_w$ € je Einheit der von ihnen nachgefragten Residuen zahlen. Im Falle von $\mu_w < 0$ ist $\sigma_w$ eine Abgabe und $\tau_w$ eine Subvention. Entsprechendes gilt für das Gebührenpaar $\left(\sigma_{qc}, \tau_{qc}\right)$. Sind alle Märkte außer dem Residuenmarkt vollständig und aktiv, dann ist die um die Gebührenpolitik (23) ergänzte Marktwirtschaft III mit den verbleibenden indirekten Märkten für Stoffgehalt in ihrem Wettbewerbsgleichgewicht effizient. In diesem Gleichgewicht gilt (22) mit dem Unterschied, dass $P^w(q) = P_q^w(q) \equiv 0$ und (23) gilt.

Wir wollen im Folgenden zwei gleich große Gebühren mit gleichem Vorzeichen, von denen je eine Gebühr an der Angebots- und eine an der Nachfrageseite ein und

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

derselben Transaktion ansetzt, ein *Gebührenpaar* nennen. In (23) sind $(\sigma_w, \tau_w)$ und $(\sigma_{qc}, \tau_{qc})$ jeweils ein solches Gebührenpaar. Man sieht aus (23), dass jede Preisfunktion durch zwei Gebührenpaare ersetzbar ist. Wenn der Residuenmarkt nicht völlig versagt, $P^w(q) \neq 0$, aber $P^w_q(q) \equiv 0$, dann würde das Gebührenpaar $(\sigma_{qc}, \tau_{qc})$ aus (23) zur Wiederherstellung von Allokationseffizienz genügen. Die beiden Gebührenpaare $(\sigma_w, \tau_w)$ und $(\sigma_{qc}, \tau_{qc})$ lassen sich auch alternativ als ein *Gebührenfunktionenpaar* $(\Sigma^w(q), T^w(q))$ auffassen, wobei die Gebührenfunktion $\Sigma^w(q)$ das Angebot $w^s$ als Basis hat, während die Bemessungsgrundlage der Gebührenfunktion $T^w(q)$ die Nachfrage $w^d$ ist. Es gilt $\Sigma^w(q) = T^w(q) = P^w(q)$, und somit wird die fehlende Preisfunktion $P^w(q)$ durch das Gebührenfunktionenpaar $(\Sigma^w(q), T^w(q))$ ersetzt.[25]

Diese Überlegungen lassen sich verallgemeinern: Jeder Ausfall oder Teilausfall eines Marktes im Bereich der Abfallwirtschaft kann durch Gebührenpolitiken kompensiert werden, die aus geeigneten Gebührenpaaren oder Gebührenfunktionenpaaren die ausgefallenen Preise oder Teilpreise direkt *ersetzen.* Somit erweist sich nun die gesamte Diskussion des Kapitels B über alternative (fiktive) Marktkonzepte in der Abfallwirtschaft als abfallpolitisch relevant. Da diese Konzepte in Kapitel B vollständig konkretisiert und gründlich diskutiert worden sind, vorwiegend im Rahmen der Ökonomie I, und da die Reinterpretation dieser Marktkonzepte als Gebührenpolitiken im letzten Paragraf erläutert worden ist, brauchen wir hier nicht mehr weiter darauf einzugehen. Auch zur Beurteilung der Effizienz solcher aus Gebührenpaaren zusammengesetzten Gebührenpolitiken, die flexibel mit möglicherweise noch verbliebenen (Teil-)Märkten kombiniert werden können, ist in Kapitel B alles Notwendige bereits gesagt worden: In allen untersuchten Marktkonzepten sind signifikante Ineffizienzen zu erwarten und somit auch in den diese Marktsysteme ersetzenden Gebührenpolitiken.

Wenn Märkte fehlen, erschöpfen sich die Möglichkeiten der pretialen Steuerung in der Abfallwirtschaft aber nicht in den vorstehend diskutierten Gebührenpolitiken, die auf den *direkten* Ersatz aller fehlenden Preise durch Gebühren abstellen. Im Vordergrund der folgenden Untersuchung steht, die Effizienzeigenschaften solcher Gebührenpolitiken zu untersuchen, die sich nicht ausschließlich aus Gebührenpaaren zusammensetzen. Im oben genannten Beispiel des Totalausfalls des Residuenmarktes geht es nun also darum zu prüfen, ob außer der Gebührenpolitik (23) andere korrektive Gebührenpolitiken verfügbar sind, bei denen $\sigma_w = \tau_w = 0$, $\sigma_w \neq \tau_w$, $\sigma_{qc} = \tau_{qc} = 0$ *oder* $\sigma_{qc} \neq \tau_{qc}$ und/oder bei denen andere in Tabelle III aufgeführte Gebühren verwendet werden.

In der theoretischen Literatur zu abfallwirtschaftlichen Gebühren ist in zahlreichen Modellkontexten gezeigt worden, dass es eine Vielzahl von Kombinationen aus Abgaben und Subventionen gibt, durch die Allokationseffizienz wieder her-

[25] Mit dem linearen Gebührenfunktionenpaar $[{}^w(q) = \sigma_w + \sigma_{qc}(q - q^*),\ T^w(q) = \tau_w + \tau_{qc}(q - q^*)]$ kann man zum Beispiel Effizienz herstellen, wenn (23) erfüllt ist und wenn $q^*$ der effiziente Stoffgehalt ist.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

gestellt werden kann, insbesondere in *Kohn* (1995), *Fullerton* und *Kinnaman* (1995), *Fullerton* und *Wu* (1998), *Choe* und *Fraser* (1999) und *Eichner* und *Pethig* (2001a, 2001b und 2003). Die hiermit eröffnete große Flexibilität der Abfallpolitik wird für praktische Zwecke aber dadurch wieder eingeschränkt, dass die Erhebung einiger Gebühren hohe Kosten der Überwachung und/oder Administration verursacht, die im formalen Modell nicht enthalten sind.[26] Die Frage, inwieweit einzelne Aktivitäten oder Transaktionen als Basis einer Gebühr aus Kostengründen geeignet sind, lässt sich also nur durch empirische Prüfung des Einzelfalls beantworten. Im Folgenden werden wir dazu lediglich einige Vermutungen anstellen und gegebenenfalls prüfen, welche alternativen Gebührenstrategien zur Verfügung stehen, wenn eine bestimmte Strategie nicht durchführbar ist, weil (annahmegemäß) die Erhebung einer in ihr enthaltenen Gebühr aus Kostengründen nicht möglich ist.

Wir wollen unsere folgenden Untersuchungen in verschiedenen Szenarien des (Teil-)Versagens von Märkten durchführen, wie aus Tabelle IV hervorgeht.

*Tabelle IV*

**Szenarien des Marktversagens**

| Proposition | $P^z(q_z)$ | | | $P^w(q)$ | | | $P^x(q) > 0$ | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | $\equiv 0$ | $\neq 0$ | | $\equiv 0$ | $\neq 0$ | | | |
| | | $P^z_{q_z} \equiv 0$ | $P^z_{q_z} \neq 0$ | | $P^w_q \equiv 0$ | $P^w_q \neq 0$ | $P^x_q \equiv 0$ | $P^x_q \neq 0$ |
| 9 | | | x | x | | | | x |
| 10 | x | | | | | x | | x |
| 11 | | x | | | x | | x | |
| 12 | x | | | | x | | x | |
| 13 | | x | | x | | | x | |
| 14 | x | | | x | | | x | |

Tabelle IV spezifiziert nicht nur verschiedene Szenarien des Marktversagens, sondern ordnet ihnen zugleich die Propositionen zu, in denen nachfolgend Aussagen über Gebührenpolitiken gemacht werden, mit denen das Marktversagen des jeweiligen Szenarios korrigiert werden kann.

26 *Choe* und *Fraser* (2001) zeigen in einer vereinfachten Version des Modells von *Fullerton* und *Wu* (1998), dass die Vielzahl möglicher korrektiver Gebührenstrategien auf eine Strategie schrumpft, wenn angenommen wird, dass die Konsumenten eigene Anstrengungen zur Abfallverringerung unternehmen können bzw. müssen.



DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

## II. Fehlen des Residuenmarktes

Wir nehmen nun an, der Residuenmarkt, und nur dieser, sei inaktiv: $P^w(q) \equiv 0$ für alle $q \geq 0$. Um zu sehen, wie diese Ineffizienz durch geeignete Gebühren behoben werden kann, gehen wir ähnlich vor wie in Proposition 3. Dazu müssen die Optimierungskalküle (7a) – (7e) aus Ökonomie I (i) zur Anpassung an die vereinfachte Ökonomie III modifiziert und ergänzt werden und (ii) um alle Politikparameter aus Tabelle III erweitert werden. Die daraus gewonnenen Bedingungen erster Ordnung werden dann mit den Bedingungen erster Ordnung für eine effiziente Allokation verglichen[27]. Es zeigt sich, dass es eine recht große (!) Vielzahl von Gebührenkombinationen gibt, darunter auch konvexe Kombinationen verschiedener Gebühren, mit denen Effizienz wiederhergestellt werden kann. Wir beschränken uns hier auf die einfachsten Politiken, von denen jede aber auch mindestens vier Politikparameter enthält.

**Proposition 9** *(Gebührenpolitiken für $P^w(q) = P^w_q \equiv 0$)*

*Setze die Preise $p_\ell$, $p_m$, $P^x(q)$, $P^x_q$, $P^z(q_z)$, $P^z_{qz}$, wie in (22), setze $t_e = \mu_e$ und implementiere alternativ:*

***Politik A:*** $\tau_w = \sigma_w = \mu_w$ und $\tau_{qc} = \sigma_{qc} = \mu_{qc}$ ;

***Politik B:*** $\tau_{qh} = -\mu_{qc}$, $\tau_x = -\mu_w$, $\sigma_{qz} = -\dfrac{z\mu_{qc}}{w}$ ,

$$\sigma_z = \frac{(q - q_z)\mu_{qc}}{w} - \mu_w,\ \sigma_r = \frac{(q-1)\mu_{qc}}{w} - \mu_z\ .$$

*Dann werden alle Märkte geräumt und die zugehörige Allokation ist effizient.*

Die Politik A ist die im Kontext von (23) schon ausführlich beschriebene Gebührenpolitik, mit der die hier ausgefallenen Marktpreise *direkt* ersetzt werden. Obwohl sie vergleichsweise einfach ist, dürfte ihre Praktikabilität eher gering sein, weil den *Konsumenten* Gebühren auferlegt werden. Da es viele Konsumenten gibt, die alle nur relativ kleine Mengen des Konsumguts verbrauchen, würden hohe Transaktionskosten entstehen (was vermutlich auch der Grund dafür sein dürfte, dass erst gar kein Markt entstanden ist). Außerdem ist mit der Mengenabhängigkeit der Gebühr ein Anreiz zur Nutzung wilder Müllkippen verbunden, wenn die den Konsumenten auferlegte Gebühr eine Abgabe ist. Die Möglichkeit der Konsumenten, als Reaktion auf die Erhebung mengenabhängiger Abgaben auf wilde Müllkippen auszuweichen, wird hier nicht modelliert, hat aber in der Literatur große Bedeutung gefunden. Dazu sei noch einmal auf Fußnote 6 hingewiesen.

Diese recht ungünstige Beurteilung der Politik A weckt das Interesse an der alternativen korrektiven Gebührenpolitik B aus Proposition 9, die ohne die Instru-

---

27 Vgl. dazu auch *Eichner* und *Pethig* (2001b).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

mente der Politik A auskommt. Aber es sieht nicht so aus, als könnten die Nachteile der Politik A durch Politik B vermieden werden. Sie enthält fünf verschiedene Gebühren, von denen zwei die Konsumenten und drei die Recyclern zu zahlen haben, und zwar an unterschiedlichen Stellen des Stoffstroms. Von den Haushalten werden die Gebühren $(\tau_x, \tau_{qh})$ (nur) auf die Konsumgüter*nachfrage* erhoben, so dass sie ihre Residuen unentgeltlich an die Recycler abgeben und keinen Anreiz zur Nutzung wilder Müllkippen erhalten. Die Recycler werden mit den Gebühren $(\sigma_z, \sigma_{qz})$ auf ihren Recyclingabfall belastet, die jedoch durch eine im Vorzeichen a priori unbestimmte Gebühr auf den Sekundärstoff ergänzt werden müssen.

Zur Konkretisierung sei angenommen, der Umweltschaden sei groß im Vergleich zu den Vorteilen des Recyclings $(\mu_w < 0$ und $\mu_{qc} < 0)$. Dann haben die Konsumenten aufgrund der fehlenden (negativen) Preissignale für Residuen und deren Stoffgehalt einen Anreiz, ihr Residuenangebot zu erhöhen, während die Recycler tendenziell ihre Nachfrage nach Residuen verringern. Politik B zeigt, dass das Residuenangebot der Konsumenten durch eine Abgabe auf das Konsumgut $(\tau_x > 0)$ ebenso ‚gedrosselt' werden kann wie durch eine direkte Abgabe auf das Residuenangebot. Die Residuennachfrage der Recycler wird nun durch eine Subvention auf den Sekundärstoff $(\sigma_r > 0)$ angeregt. Hier liegt also genau die Kombination aus einer Produktabgabe und einer Recyclingsubvention vor, die häufig als ein *Pfandsystem* (deposit-refund) im weiteren Sinne bezeichnet wird (*Bohm* 1981, *Palmer* und *Walls* 1997, Fullerton un Wolverton 2000). Sind dagegen die Vorteile des Recyclings gegenüber den Umweltschäden groß $(\mu_w > 0$ und $\mu_{qc} > 0)$, müssen die Anreize umgekehrt werden, so dass die Politik B tatsächlich eine Produktsubvention $(\tau_x < 0)$ und eine Recyclingabgabe $(\sigma_r < 0)$ verlangt, also das genaue Gegenteil eines Pfandsystems, das in der bisherigen Literatur in diesem Zusammenhang ausnahmslos empfohlen worden ist.

Wir stellen zusammenfassend fest, dass bei fehlenden Residuenmärkten keine korrektiven Politiken zur Verfügung stehen, die nicht auf den Stoffgehalt der Residuen oder der Recyclingabfälle als Gebührenbasis zurückgreifen müssen. Dieses Ergebnis unterscheidet sich deutlich von den Implikationen des Modells von *Fullerton* und *Wu* (1998), in dem es für das hier diskutierte Marktversagen eine korrektive Politik gibt, die ohne Gebühr auf den Parameter ‚Rezyklierbarkeit' auskommt.[28]

## III. Fehlen des Marktes für Recyclingabfall

In unserem formalen Modell bedeutet die Abwesenheit eines Marktes für Recyclingabfall $P^z(q_z) \equiv 0$ für alle $q_z \geq 0$. Ohne jegliche Politikintervention folgt daraus, dass (i) die Recycler ihren Abfall unentgeltlich an die Abfallbehandler abgeben können unabhängig davon, wie umweltschädlich der darin enthaltene Stoff

[28] ‚Rezyklierbarkeit' entspricht mit Einschränkungen dem ‚Stoffgehalt' in unserem Modell.



DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

ist, und (ii) dass die Abfallbehandler keine Ressourcen (Arbeit) zur Abfallbehandlung aufwenden, da sie sonst Verluste machen würden, so dass der Abfall unbehandelt deponiert wird. Betrachtet man die Nicht-Existenz dieses Marktes als ein empirisches Faktum, kann man auch sagen, die Ineffizienz bestehe in dem Versäumnis der Politik, Abfallbehandlung obligatorisch vorzuschreiben bzw. in ihrem Unvermögen, die obligatorische Behandlung durchzusetzen.

Wir verzichten auch hier auf die Präsentation (hybrider) Gebührenpolitiken und beschränken uns stattdessen auf die Diskussion von vier Politiken, welche die Merkmale des hier vorliegenden Politikproblems hinreichend beleuchten.

**Proposition 10** *(Gebührenpolitiken für $P^z(q_z) = P^z_{q_z} = 0$ )*

*Setze die Preise $p_\ell$, $p_m$, $P^x(q)$, $P^x_q$, $P^w_q$ wie in (22), setze $t_e = \mu_e$ und*[29] *implementiere alternativ*

***Politik C:*** $\sigma_{qz} = \tau_{qz} = -\mu_{qz}$ *und* $\sigma_z = \tau_z = -\mu_z$ ,

***Politik D:*** $\sigma_{qz} = \tau_{qz} = -\mu_{qz}$ *und* $\sigma_r = -\tau_z = \tau_w = \mu_z$ ,

***Politik E:*** $\sigma_{qz} = \tau_{qz} = -\mu_{qz}$ *und* $\sigma_r = -\tau_z = \tau_x = \mu_z$ ,

***Politik F:*** $\tau_{qz} = -\mu_{qz}$, $\tau_z = -\mu_z$, $\sigma_r = \mu_z - \dfrac{q_z\mu_{qz}}{z}$ ,

$$\tau_x = \mu_z + \frac{(q - q_z)\mu_{qz}}{z} \text{ und } \tau_{qc} = \frac{w\mu_{qz}}{z}.$$

*Dann werden alle Märkte geräumt und die zugehörige Allokation ist effizient.*

Politik C ist die aus zwei Gebührenpaaren bestehende Gebührenpolitik, die nicht näher kommentiert zu werden braucht. Gemeinsam ist *allen* Politiken C – F, dass von den Abfallbehandlern auf der Nachfrageseite des fehlenden Marktes für Recyclingabfall die beiden Gebühren $\left(\tau_z = -\mu_z,\ \tau_{qz} = -\mu_{qz}\right)$ erhoben werden, die zusammen auch z. B. durch die lineare Gebührenfunktion $T^z(q_z) := \tau_z + \tau_{qz}(q_z - q^*_z) = P^z(q_z)$ repräsentiert werden können. Eine solche Gebührenfunktion ist demnach ein notwendiger Bestandteil jeder effizienten Gebührenpolitik, während sich die komplementäre Gebührenfunktion $\Sigma^z(q_z) := \sigma_z + \sigma_{qz}(q_z - q^*)$, die in Politik C zusammen mit $T^z(q_z) := \tau_z + \tau_{qz}(q_z - q^*_z)$ ein korrektives Gebührenfunktionenpaar $(\Sigma^z(q_z), T^z(q_z))$ bildet, auf verschiedene Weise umgehen lässt.

Den Politiken D und E ist gemeinsam, dass den Recyclern keine Gebührenfunktion $\Sigma^z(q_z)$ wie in Politik A zugewiesen wird, sondern sie zahlen nur für den Stoffgehalt $\sigma_{qz}$, während die Abfall*menge* unentgeltlich an die Abfallbehandler weitergeleitet wird. Die Recycler haben also keinen Anreiz, ihren Abfall mengenmäßig

[29] Für die Marktpreise der Residuen gilt $P^w(q) = \mu_w$ (Politiken C und D), $P^w(q) = \mu_w + \mu_z$, (Politik E) und $P^w(q) = \mu_z + \left[(q - q_z)\mu_{qz}/z\right]$ (Politik F).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

gering zu halten. Aber in den Politiken D und E wird die Verringerung des Recyclingabfalls indirekt erreicht durch das Zuckerbrot der Subventionierung des Sekundärstoffs $\sigma_r$ sowie durch die Peitsche einer zusätzlichen Gebühr, die für jede der beiden Politiken an einer anderen Stelle ansetzt. Die Nachfrage der Recycler nach Residuen wird dadurch auf das effiziente Niveau gebracht, das im Falle der Politik D der Verkauf der Residuen belastet wird, $\tau_w$, und im Falle der Politik E durch einen Residuenpreis, $p_w$, der ebenso hoch ist wie der Preis, den die Recycler inklusive Steuer in Politik D für die Residuen zahlen müssen. Da die Konsumenten bei Politik E Residuen zu einem hohen Preis verkaufen können, müssen ihre Konsumgüterkäufe durch eine Gebühr belastet werden, $\tau_x$, um ihre Nutzenmaximierungskalküle mit Effizienz kompatibel zu machen.

Die Politik F unterscheidet sich deutlicher von Politik C als die beiden Politiken D und E, denn jetzt leiten die Recycler ihren Abfall völlig unentgeltlich $(\sigma_z = \sigma_{qz} = 0)$ an die Abfallbehandler weiter. Die Anreize zur Allokationseffizienz werden in diesem Fall aber dennoch gesetzt, und zwar durch eine spezielle Kombination der Politikparameter $\sigma_r$, $\tau_x$ und $\tau_{qc}$. Wenn man Politik D mit Ergebnissen früherer Literaturbeiträge, insbesondere mit *Fullerton* und *Kinnaman* (1995),vergleicht, ist festzustellen, dass die Unterschiede auf den Einfluss des Stoffgehalts auf das Recycling und auf die Abfallbehandlung zurückzuführen sind. Besonders deutlich wird das im Vergleich mit *Kohn* (1995), der für den (nur lokal vertretbaren) Spezialfall $R_q = E_q = 0$ Gebührenpolitiken abgeleitet hat, die sich (abgesehen von hier vernachlässigten konvexen Kombinationen) aus den Politiken C und E ergeben, wenn $\tau_{qz} = \sigma_{qz} = -\mu_{qz} = 0$ gesetzt wird.

Wir fassen zusammen:

(a) Proposition 10 enthält eine wichtige Negativaussage: Wenn es keinen Markt für Recyclingabfall gibt, lässt sich keine Effizienz restaurierende Gebührenpolitik finden, die auf den Stoffgehalt als Bemessungsgrundlage verzichten kann.

(b) Unter der (hier durchweg beibehaltenen) Voraussetzung, dass der Umweltschaden vollständig internalisiert ist, verursachen die Abfallbehandler immer eine Ineffizienz, wenn ihre Nachfrage nach Recyclingabfall nicht durch eine Subventionsfunktion unterstützt wird.

(c) Es gibt verschiedene Möglichkeiten, Effizienz wiederherzustellen, wenn die Recycler nur teilweise oder gar nicht durch Gebühren reguliert werden. Aber wegen ihrer beträchtlichen Komplexität empfehlen sich diese alternativen Politiken D – F wohl kaum für die praktische Abfallpolitik.

(d) Die attraktivste Politikalternative scheint deshalb die Politik C der direkten Substitution der fehlenden Marktpreise zu sein.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

## IV. Fehlen von Preisen, die vom Stoffgehalt abhängig sind

In den Abschnitten C.II. und C.III. haben wir unterstellt, dass die Märkte für Residuen bzw. für Recyclingabfälle total ausfallen. Zweifellos war es unplausibel dabei anzunehmen, dass in den Preisen einiger Märkte der Stoffgehalt berücksichtigt wurde und in anderen nicht. Obwohl wir nicht in der Lage sind, die Funktionsweise der hier angesprochenen Märkte auf der Basis solider empirischer Daten zu klären, sprechen sowohl die Plausibilität als auch eine gewisse Alltagserfahrung dafür, dass stoffgehaltsabhängige Preise auf realen Märkten der Abfallwirtschaft nicht zu erwarten sind. Deshalb untersuchen wir im Folgenden vier weitere Marktversagens-Szenarien (Tabelle IV), denen gemeinsam ist, dass *kein* Markt Preise generiert, die vom Stoffgehalt abhängen: $P_q^x = P_q^w = P_q^z \equiv 0$. Die Szenarien unterscheiden sich darin, ob die Märkte für Residuen und / oder für Recyclingabfall *völlig* ausfallen oder nicht.

Aus Abschnitt C.I. wissen wir, dass immer wenn die Märkte für Residuen oder Recyclingabfall fehlen, Gebührenpaare geeignet sind, die fehlenden Marktpreise zu ersetzen. Solche Gebührenpaare sind in den zu untersuchenden Szenarien nicht nur dann eine Option, wenn der zur Diskussion stehende Markt völlig ausfällt, sondern auch dann, wenn Märkte mit Preisen aktiv sind, die nicht vom Stoffgehalt abhängen $(P(q) \neq 0$, aber $P_q \equiv 0)$. Zum Beispiel ist $(\sigma_{qh}, \tau_{qh})$ mit $\sigma_{qh} = \tau_{qh} = \mu_{qh}$ ein solches symmetrisches Gebührenpaar, wenn $P^x(q) > 0$, aber $P_q^x = 0$.

In den folgenden Marktversagens-Szenarien werden wir Gebührenpolitiken, die nur aus Gebührenpaaren bestehen, nicht mehr systematisch formal darstellen. Wir konzentrieren uns auf solche korrektiven Politiken, die völlig ohne Gebührenpaare auskommen und außerdem keine Gebühren enthalten, deren Bemessungsgrundlage der Stoffgehalt ist. Da unter diesen Bedingungen weder Gebühren noch Marktpreise Signale zur *direkten* allokativen Lenkung des Stoffgehalts enthalten, ist es von großem Interesse zu prüfen, ob bzw. wie auf *indirekte* Weise Effizienz durch Gebühren erreichbar ist. Es sei in Erinnerung gerufen, dass in den Szenarien, die den Propositionen 9 und 10 zugrunde liegen, auf den Stoffgehalt als Gebührenbasis nicht verzichtet werden konnte.

**Proposition 11** *(Effizienz bei Stoffgehaltsunabhängigkeit aller Preise)*

*Angenommen, es sind Preise für Konsumgüter, Residuen und Recyclingabfall vorhanden, die aber stoffgehaltsunabhängig sind* $\left(P_q^x = P_q^w = P_{qz}^z \equiv 0\right)$. *Setze die noch verbliebenen Preise* $p_\ell$, $p_m$, $p_x$, $p_w$, $p_z$ *wie in (22), setze* $t_e = \mu_e$ *und implementiere die*

***Politik G:*** $\sigma_x = -\dfrac{q\mu_{qh}}{x}$, $\tau_m = -\dfrac{\mu_{qh}}{x}$, $\sigma_r = \dfrac{(1-q_z)\mu_{qz}}{z}$ *und* $\tau_w = \dfrac{(q-q_z)\mu_{qz}}{z}$ .

*Dann werden alle Märkte geräumt und die zugehörige Allokation ist effizient.*

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Politik G restauriert Effizienz dadurch, dass den Recyclern die Gebühren $(\sigma_r,\ \tau_w)$ und den Produzenten die Gebühren $(\sigma_x,\ \tau_m)$ auferlegt werden. Der produzierte Sekundärstoff wird subventioniert $(\sigma_r > 0)$ und der Kauf von Residuen als Input in den Recycling-Prozess wird mit einer Gebühr belegt $(\tau_w > 0)$. Auf diesem eher indirekten Weg wird der effiziente Stoffgehalt des Recyclingabfalls erreicht. Wie die Produzenten zu regulieren sind, hängt von der Stärke der Umweltexternalität ab. Ist Recycling relativ günstig und der Umweltschaden groß, $(\mu_z < 0$ und $\mu_{qc} < 0)$, dann ist der Güterverkauf mit einer Abgabe zu belegen und der Kauf von Rohstoffen zu subventionieren $(\tau_m < 0)$. Bei Umweltschäden, die gegenüber den Vorteilen des Recycling gering sind $(\mu_w < 0$ und $\mu_{qc} < 0)$, wird die Abgabe zur Subvention und vice versa. Im ersten Fall sinkt die Arbeitsintensität der Produktion tendenziell mit steigendem Stoffgehalt, während im zweiten Fall die entgegengesetzten Änderungen eintreten. Folglich enthält die Politik G ein Pfandsystem oder ein ‚inverses' Pfandsystem, je nachdem, ob die Umweltexternalität relativ stark oder schwach ausgeprägt ist.

Da die Politik G nicht vom Stoffgehalt als Gebührenbasis Gebrauch macht und da kein Preis vom Stoffgehalt abhängt, nehmen nun alle Akteure, die im Falle der Aktivität aller indirekten Märkte für Stoffgehalt ein Angebot an oder eine Nachfrage nach Stoffgehalt artikuliert hatten, den ‚herrschenden' Stoffgehalt als gegeben hin, und dieses passive Hinnehmen des gegebenen Stoffgehalts eröffnet die Möglichkeit, dass zur Implementierung des effizienten Stoffgehalts weder Preise noch Gebühren notwendig sind, die einen direkten Bezug zum Stoffgehalt haben. Andererseits macht das Ausbleiben jeglicher Preis- und Gebührensignale für den Stoffgehalt eine recht komplizierte Politik erforderlich, deren Implementierung aufgrund der hohen Informationsanforderungen zur Bestimmung der richtigen Gebührensätze zweifellos schwierig sein dürfte.

Im nächsten Schritt bestimmen wir eine korrektive Politik für den Fall, dass alle Preise stoffgehaltsunabhängig sind und außerdem der Markt für Recyclingabfall *völlig* fehlt.

**Proposition 12** *(Effizienz bei Stoffgehaltsunabhängigkeit aller Preise und völligem Ausfall des Marktes für Recyclingabfall)*

*Angenommen, Märkte für Konsumgüter und Residuen sind vorhanden, aber mit stoffgehaltsunabhängigen Preisen, und der Markt für Recyclingabfall fällt völlig aus.* $\left(P_q^x = P_q^w = P_{qz}^z, \equiv 0 \text{ und } p_z \equiv 0\right)$. *Setze die noch verbliebenen Preise* $p_\ell,\ p_m, p_x,\ p_w$ *wie in* (22), *setze* $t_e = \mu_e$ *und implementiere die*

$$\textbf{\textit{Politik H:}}\quad \sigma_x = \frac{\tau_m}{q} = -\frac{q\mu_{qh}}{x},\ \tau_z = -\mu_z \text{ und } \sigma_r = \tau_w = \mu_z + \frac{(1-q_z)\mu_{qz}}{z}.$$

*Dann werden alle Märkte geräumt, und die zugehörige Allokation ist effizient. Politik H ist die einzig verfügbare korrektive Politik.*

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Die Politik H aus Proposition 12 enthält mit $(\sigma_x, \tau_m)$ die gleichen Gebührensätze zur Erreichung des grünen Produktdesign wie die Politik G aus Proposition 11, und sie enthält auch die Gebühren $(\sigma_r, \tau_w)$. Weil nun aber der Markt für Recyclingabfall völlig fehlt, sind die Gebührensätze $(\sigma_r, \tau_w)$ in Politik H größer als in Politik G, und die Gebühren $(\sigma_x, \tau_m, \sigma_r, \tau_w)$ müssen noch durch eine Subvention auf den Input der Abfallbehandler $(\tau_z < 0)$ ergänzt werden, um diesem die für Effizienz notwendigen Einnahmen zu verschaffen.

Proposition 12 ist im Vergleich zu Proposition 8 recht bemerkenswert. Beiden Szenarien ist gemeinsam, dass es gar keinen Markt für Recyclingabfall gibt, aber im Szenario der Proposition 12 sind darüber hinaus die Preise für Konsumgüter und Residuen stoffgehaltsunabhängig. Trotz dieses zusätzlichen Marktversagens gibt es mit Politik H aber eine korrektive Politik ohne Gebühren auf den Stoffgehalt, während eine solche Politik im Szenario der Proposition 8 nicht verfügbar ist. Es wird sich zeigen, dass man eine entsprechende Feststellung treffen kann, wenn man die (nachstehende) Proposition 13 mit ihrem Gegenstück, der Proposition 5, vergleicht.

**Proposition 13** *(Effizienz bei Stoffgehaltsunabhängigkeit aller Preise und völligem Ausfall des Marktes für Residuen)*

*Angenommen, Märkte für Konsumgüter und Recyclingabfall sind vorhanden, aber mit stoffgehaltsunabhängigen Preisen, und der Markt für Residuen fällt völlig aus.* $\left(P_q^x = P_q^w = P_{q_z}^z \equiv \equiv 0 \text{ und } p_w \equiv 0\right)$. *Setze die noch verbliebenen Preise* $p_\ell$, $p_m$, $p_x$, $p_z$ *wie in (22), setze* $t_e = \mu_e$ *und implementiere die*

***Politik K:*** $\sigma_x = q\tau_m = -\dfrac{q\mu_{qh}}{x}, \tau_x = -\mu_w, \sigma_r = \dfrac{(1-q)\mu_{qz}}{z} - \mu_w$ *und*

$$\sigma_z = \frac{(q_z - q)\mu_{qz}}{z} - \mu_w \ .$$

*Dann werden alle Märkte geräumt und die zugehörige Allokation ist effizient. Politik K ist die einzig verfügbare korrektive Politik.*

Wir stellen fest, dass Politik K mit $(\sigma_x, \tau_m)$ die gleichen Gebührensätze enthält wie die Politiken H und G. Wenn die Umweltschäden relativ gering sind, wird die Konsumgüternachfrage subventioniert, um die Einnahmen zu kompensieren, welche die Konsumenten aus dem Verkauf der Residuen im Falle eines aktiven Residuenmarktes erzielt hätten $(wP^w(q) > 0)$. Andernfalls wird die Konsumgüternachfrage mit einer Abgabe belegt. Zusätzlich werden Gebühren mit positiven oder negativen Sätzen auf den Sekundärstoff und den Recyclingabfall erhoben $(\sigma_r \neq 0,\ \sigma_z \neq 0)$, um dessen effizienten Stoffgehalt zu induzieren. Diese Korrekturen sind erforderlich, weil Residuen für die Recycler ein unentgeltlicher Input sind.

Das letzte Marktversagens-Szenario, das wir hier betrachten, ist eine Kombination der Szenarien aus den Propositionen 12 und 13.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

**Proposition 14** *(Effizienz bei Stoffgehaltsunabhängigkeit des Konsumgüterpreises und bei völligem Ausfall der Märkte für Residuen und Recyclingabfall)*

*Angenommen, auf dem Konsumgütermarkt ist der Preis nicht vom Stoffgehalt abhängig, und die Märkte für Residuen und Recyclingabfall fehlen völlig* $\left(P_q^x \equiv 0, P^w(q) = P^z(q_z) \equiv 0\right)$.

*(i) Setze die noch verbliebenen Preise* $p_\ell$, $p_m$, $p_x$ *wie in (22), setze* $t_e = \mu_e$ *und implementiere die*

$$\textbf{Politik L:}\quad \sigma_x = q\tau_m = -\frac{q\mu_{qh}}{x},\ \tau_x = -\mu_w,\ \tau_w - \sigma_z = \mu_w + \mu_z + \frac{(q-q_z)\mu_{qz}}{z},$$
$$\tau_z = -\mu_z,\ \sigma_r - \sigma_z = \mu_z + \frac{(1-q_z)\mu_{qz}}{z}.$$

*Dann werden alle Märkte geräumt, und die zugehörige Allokation ist effizient.*

*(ii) Angenommen, die Funktionen E und R sind vom Typ* $E\left(\ell_z^d,\ q_z^d,\ z^d\right) = \tilde{E}\left(\ell_z^d,\ q_z^d \cdot z^d\right)$ *und* $R\left(\ell_r^d,\ q_r^d,\ w^d\right) = \tilde{R}\left(\ell_r^d,\ q_r^d \cdot w^d\right)$.

*(a) Setze die noch verbliebenen Preise* $p_\ell$, $p_m$, $p_x$ *wie in* (22), *setze* $t_e = \mu_e$ *und implementiere die*

$$\textbf{Politik M:}\quad \sigma_x = \tau_x = -\mu_w,\ \tau_z - \mu_z,\ \tau_w - \sigma_z = \mu_w + \frac{q\pi_z}{q_z} \text{ und } \sigma_r - \sigma_z = 1/q_z.$$

*Dann werden alle Märkte geräumt, und die zugehörige Allokation ist effizient:*

*(b) Setze die Preise* $p_\ell$, $p_m$ *wie in* (22), *setze* $p_x = \mu_x - \mu_w$ *sowie* $t_e = \mu_e$ *und implementiere die*

$$\textbf{Politik N:}\quad \tau_m = -\frac{\mu_w}{q},\ \tau_z - \mu_z,\ \tau_w = \mu_w,\ \sigma_z = -\frac{q\mu_z}{q_z},\ \sigma_r = \frac{(1-q)\mu_z}{q_z}.$$

*Dann werden alle Märkte geräumt, und die zugehörige Allokation ist effizient.*

*(c) Politik* N *ist äquivalent zu der*

$$\textbf{Politik Q:}\quad \sigma_b = \tau_b = -\tau_m = \frac{\tau_w}{q} = \frac{\mu_z}{q} \text{ und } \sigma_{bz} = \tau_{bz} = \sigma_z - \sigma_r = \frac{\tau_z}{q_z} = -\frac{\mu_z}{q_z},$$

*wobei* $b := qw$ *den in den Residuen gebundenen Stoff und* $b_z := q_z z = qw - r$ *den im Recyclingabfall gebundenen Stoff bezeichnet; für* $\sigma_b$ *und* $\tau_b$ *ist die Gebührenbasis b und für* $\sigma_{bz}$ *und* $\tau_{bz}$ *ist die Gebührenbasis* $b_z$.

Die Politikparameter $(\sigma_x,\ \tau_m)$ in der Politik L setzen ebenso wie in den Politiken G, H und K für die Produzenten die richtigen Anreize zum grünen Produktdesign. Die übrigen Gebührensätze $(\tau_x,\ \tau_w,\ \tau_z,\ \sigma_r,\ \sigma_z)$ werden zur Erreichung des effizienten Stoffgehalts des Recyclingabfalls benötigt. Hier werden Komponenten verwendet, die auch in den Politiken H und K eine Rolle spielen, wobei Spielräume bei der Setzung der Gebühren $\sigma_r$, $\sigma_z$ und $\tau_w$ bestehen. Politik L treibt Keile zwi-

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

schen Angebots- und Nachfragepreise der Konsumgüter $(\tau_x, \sigma_x)$, des Stoffs $(\tau_m, \sigma_r)$, der Residuen $(\tau_w, \sigma_w = 0)$ und des Recyclingabfalls $(\tau_z, \sigma_z)$, denn in allen Fällen werden beide Marktseiten unterschiedlich be- bzw. entlastet. Zweifellos begründet die Komplexität der Politik L ernste Zweifel an ihrer Praktikabilität, aber eine einfachere Politik, die *nicht* den Stoffgehalt als Gebührenbasis in Anspruch nimmt, ist nicht verfügbar.

Die Politiken M und N aus Proposition 13ii sind vereinfachte Versionen der Politik L für den Fall der speziellen Technologien $E = \tilde{E}$ und $R = \tilde{R}$. Man sieht, dass diese Technologien zwar die Bestimmung der Politikparameter vereinfachen, aber ihre Anzahl nicht oder kaum reduzieren. Es sei vor allem darauf hingewiesen, dass aufgrund der Propositionen 1iii und 6iii die auf den Stoffgehalt Bezug nehmenden Lagrange-Multiplikatoren $\mu_{qh}$ und $\mu_{qz}$ eliminiert werden können. Aus diesem Grunde kann $\tau_x = \sigma_x = -\mu_w$ in Politik M gesetzt werden, so dass $(\tau_x, \sigma_x)$ ein Gebührenpaar bilden. Da es aber schon einen Marktpreis $p_x = \mu_x$ gibt, liegt es nahe, das Gebührenpaar $(\tau_x, \sigma_x)$ auf null zu reduzieren bei gleichzeitiger Korrektur des Konsumgüterpreises von $p_x = \mu_x$ auf $p_x = \mu_x - \mu_w$. Auf diese Weise gelangt man zur Politik N, wobei in der Definition dieser Politik in Proposition 13iib nur ein Tripel $(\tau_w, \sigma_r, \sigma_z)$ aus der Menge der für Politik L zugelassenen Tripel ausgewählt worden ist.

Der Hauptgrund für unser besonderes Interesse an den Technologien $\tilde{E}$ und $\tilde{R}$ liegt in der Möglichkeit nachzuweisen, dass die Politik N zur Politik Q aus Proposition 13iic äquivalent ist. Diese Politik Q besteht aus je einem Gebührenpaar für gebundenen Stoff und ist deshalb vergleichsweise einfach: Das erste Gebührenpaar $(\tau_b, \sigma_b)$ auf den in den Konsumgütern gebundenen Stoff beinhaltet eine Abgabe der Produzenten, die die Konsumenten als Subvention erhalten, wenn $\mu_z$ negativ ist. Andernfalls besteht das Gebührenpaar $(\tau_b, \sigma_b)$ aus einer Abgabe der Konsumenten, die die Produzenten als Subvention erhalten. Das zweite Gebührenpaar $(\tau_{bz}, \sigma_{bz})$ auf den im Recyclingabfall gebundenen Stoff beinhaltet eine Zahlung der Recycler verbunden mit einer gleich großen Subvention für die Abfallbehandler.

Mit Bezug auf unsere Erörterung des Zusammenhangs zwischen Gebührenpaaren und fehlenden Marktpreisen in Abschnitt C.I. stellen wir fest, dass die Gebührenpaare $(\tau_b, \sigma_b)$ und $(\tau_{bz}, \sigma_{bz})$ der Politik Q ein direkter Ersatz der fehlenden Preise auf den Märkten für den in Konsumgütern bzw. für den im Recyclingabfall gebundenen Stoff sind. Die Bildung dieser beiden Märkte ist auch ohne regulierende Eingriffe zu erwarten, wenn der gebundene Stoff kein Ungut ist und wenn die Transaktionskosten hinreichend niedrig sind. Dann wären zwei Märkte für gebundenen Stoff aktiv, was dem Marktkonzept mit Märkten für gebundenen Stoff entspräche, das in Abschnitt B.II.3. im Rahmen der Ökonomie I ausführlich diskutiert und charakterisiert worden ist. In Proposition 4 hatten wir nachgewiesen, dass mit diesem Marktkonzept Allokationseffizienz unter bestimmten Bedingungen erreicht werden kann, unter Bedingungen, die auch in Proposition 14ii vorausgesetzt wor-

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

den sind.[30] Es ist also erwägenswert zu prüfen, ob man die Entstehung solcher Märkte für gebundenen Stoff vielleicht fördern kann, bevor man die Implementierung komplizierter Abgaben-Subventions-Systeme in Erwägung zieht.

Sollte eine Überführung in eine Marktlösung nicht in Frage kommen, sei zur Einschätzung der Politik Q abschließend noch auf Folgendes hingewiesen:

Politik Q ist nicht praktikabel, wenn es teuer ist, den Stoffgehalt der Residuen und des Recyclingabfalls zu ermitteln und zu kontrollieren. Die Wahl des gebundenen Stoffs als Gebührenbasis erfordert ebenso viel Information wie die des Stoffgehalts. Allerdings vereinfacht der Wechsel der Gebührenbasis vom Stoffgehalt auf den gebundenen Stoff die korrektive Politik erheblich (immer vorausgesetzt, dass die Technologien $\tilde{E}$ und $\tilde{R}$ vorliegen). Die Politik Q kann natürlich auch dann angewendet werden, wenn die Technologien nicht vom Typ $\tilde{E}$ und $\tilde{R}$ sind. Allerdings ist dann das zugehörige Marktgleichgewicht im Allgemeinen nicht effizient.

Unsere Überlegungen haben gezeigt, dass mit Politik Q eine neue und überraschend einfache Politik zur Verfügung steht, die effizient ist, falls die Technologien vom Typ $\tilde{E}$ und $\tilde{R}$ sind. In den Propositionen 9 – 13 hatten wir diese Technologien nicht vorausgesetzt, aber wenn wir dies tun, ergeben sich dort auch zahlreiche Vereinfachungen: Wenn der Markt für Residuen [bzw. für Recyclingabfall] völlig ausfällt, wie in den Propositionen 9 und 13 [10 und 12], dann kann das Gebührenpaar $(\sigma_b, \tau_b)$ [das Gebührenpaar $(\sigma_{bz}, \tau_{bz})$ ] aus Politik Q den fehlenden Markt ersetzen. Während in den Szenarien der Propositionen 9 und 10 eine solche Gebühr zur Wiederherstellung von Effizienz genügt, werden in den Szenarien der Propositionen 12 und 14 zusätzliche Politikparameter benötigt, um Ineffizienzen durch die Stoffgehaltsunabhängigkeit der Preise zu beheben.

Die Gebühren auf gebundenen Stoff sind zweifellos attraktive Kandidaten für korrektive Politiken, aber ihr Appeal hängt entscheidend davon ab, wie realistisch die Technologien $\tilde{E}$ und $\tilde{R}$ sind. Wir haben gezeigt, dass es leider Anhaltspunkte dafür gibt, dass diese Technologien empirisch nicht sehr relevant sind.

## D. Produzentenverantwortung und Gebühren in Ökonomie I

### I. Konsumenten- und Produzentenverantwortung

Wir greifen nun den in Abschnitt B.I.1. gegebenen Hinweis auf, dass die Kennzeichnung der Stoffgehaltsvariablen durch Angebots- und Nachfrageindices in der Ökonomie I ein bestimmtes institutionelles Arrangement widerspiegelt: Die Produzenten bieten den Konsumenten $(x^s, q_x^s)$ an, und diese fragen $(x_h^d, q_h^d)$, $h \in H$,

[30] Die zusätzliche Einbeziehung der Abfallbehandlung erfordert eine Modifikation der Proposition 4, führt aber sonst nicht zu Schwierigkeiten. Es sei auch daran erinnert, dass Deponierungskosten $(C(f^d) > 0)$ das Effizientresultat zerstören.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

nach. Die Konsumenten bieten wiederum den Recyclern die Residuen $(w_h^s, q_h^s)$, $h \in H$, an, die ihrerseits danach die Nachfrage $(w_k^d, q_k^d)$, $k \in K$, entwickeln. Schließlich bieten die Recycler den Abfall nach Recycling, $f_k^s$, $k \in K$, den Deponiefirmen an, welche die Menge $f^d$ nachfragen. Das Verfügungsrechtsarrangement, das dieser Sequenz an Transaktionen zugrunde liegt, wollen wir die *Regel der Konsumentenverantwortung* oder kurz: die *KV-Regel* nennen. Nach dieser Regel erwerben die Konsumenten die Menge $x^d$ als ihr Eigentum, wenn sie $x^d$ für Konsumzwecke kaufen mit der Implikation, dass sie auch für die ordnungsgemäße Entsorgung der Residuen nach Konsum verantwortlich sind. Sie müssen dafür sorgen, dass ihre Residuen ordnungsgemäß an die Recycler weitergeleitet werden (und sie halten sich in unserem Modell annahmegemäß auch ausnahmslos und vollständig an diese Regel).

Ein alternatives Verfügungsrechtsregime besteht darin, dass die Konsumenten mit dem Kauf des Konsumguts nur ein Nutzungsrecht erwerben, und zwar das Recht, das Gut zu konsumieren, während die physischen Einheiten des Gutes sowohl vor als auch nach dem Konsum im Eigentum der Produzenten bleiben. In diesem Fall ist jeder Produzent selbst für die rechtlich vorgeschriebene Entsorgung der Residuen verantwortlich. Wir bezeichnen dieses Regime als die *Regel der Produzentenverantwortung,* oder kurz: die *PV-Regel,* die auch Rücknahme-Regel (take back rule) genannt wird (*Lifset* 1993).[31]

Unserer gesamten bisherigen Analyse hatten wir also die KV-Regel zugrunde gelegt. Im Folgenden werden wir der KV- die PV-Regel gegenüberstellen und wählen dafür die Ökonomie I, weil diese in Abschnitt B.I. sehr ausführlich dargestellt worden ist und weil die Einbeziehung von Abfallbehandlung und Umweltschäden für die hier zu erörternde, konzeptionelle Problemstellung unnötiger Ballast wäre. In der Ökonomie I kann die KV-Regel auf einfache Weise gegen die PV-Regel ausgetauscht werden, indem man in den Gleichungen [7], [8] und [9] folgende Modifikationen vornimmt: In [7] wird $x^s \geq \sum_h x_h^d \geq \sum_h w_h^s$ durch $x^s \geq \sum_h x_h^d$ und $x^s \geq w^s$ ersetzt, in [8] wird $\sum_h w_h^s \geq \sum_k w_k^d$ durch $w^s \geq \sum_k w_k^d$ ersetzt, und in [9] wir $q_x^s = q_h^d = q_h^s = q_k^d$ für alle $h \in H$, für alle $k \in K$ durch $q_x^s = q_k^d$ für alle $k \in K$. Durch diese Modifikation wird zum Ausdruck gebracht, dass die nach vollzogenem Konsum zu Residuen gewordenen Konsumgüter an die Produzenten kostenlos retourniert und dann von den Produzenten an die Recycler weitergegeben werden. Auf die hier verwendete Annahme der Vernachlässigung der Transaktionskosten wird später noch zurückzukommen sein.

Unsere folgende Untersuchung konzentriert sich auf die Beantwortung der Frage, ob bzw. wie bei Anwendung der PV-Regel die bisher unter der KV-Regel abge-

[31] In der deutschen Gesetzgebung zum Verpackungsabfall ist diese PV-Regel im Prinzip eingeführt worden. Detaillierte Analysen und Kommentare liefern z. B. *Rousso* und *Shah* (1994), *Holm-Müller* (1997) sowie *OECD* (1998). *Clausen* und *Wacker* (1998) haben die Rücknahmepolitik in einem dynamischen Ansatz modelliert. Auf die bei der praktischen Implementierung relevante Unterscheidung zwischen Produzenten- und Produktverantwortung gehen wir hier nicht ein.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

leiteten Ergebnisse zu modifizieren sind. Dazu betrachten wir im ersten Schritt kurz das Problem der Allokationseffizienz.

Bei der Untersuchung der Allokationseffizienz sind wir in Abschnitt B.I.2. von der Lagrange-Funktion (1) und den zugehörigen Bedingungen erster Ordnung in Spalte 1 der Tabelle I ausgegangen. Die der PV-Regel zugeordnete Lagrange-Funktion lässt sich durch Modifikation von (1) wie folgt ermitteln: Die Terme $\sum_h \lambda_w^h \left(w_h^s - x_h^d\right)$ und $\sum_h \left[\lambda_h \left(q_h^s - q_h^d\right) + \lambda_{qx}^h \left(q_x^s - q_h^d\right)\right]$ werden ganz weggelassen, und die Terme $\lambda_w \left(\sum_k w_k^d - \sum_h w_h^s\right)$ sowie $\sum_h \sum_k \lambda_q^{hk} \left(q_h^s - q_k^d\right)$ werden durch $\lambda_w \left(\sum_k w_k^d - x^s\right)$ und $\sum_k \lambda_q^k \left(q_x^s - q_k^d\right)$ ersetzt. Wenn man die Bedingungen erster Ordnung der so modifizierten Lagrange-Funktion ermittelt, ergeben sich folgende Änderungen in Spalte 1 der Tabelle I: (I.3.1) sowie $\mu_w$ in (I.2.1) werden ganz weggelassen; $(\mu_x + \mu_q q^*/x^*)$ aus (I.4.1) und (I.5.1) wird durch $(\mu_x + \mu_q q^*/x^* - \mu_w)$ ersetzt; $\sum_h \mu_{qw}^{hj}$ aus (I.11.1) wird durch $\mu_{qw}^j$ und der Term $\sum_h \mu_{qx}^h$ aus (I.6.1) wird durch $\sum_j \mu_{qw}^j$ ersetzt. Man kann zeigen, dass aus der Spalte 1 der Tabelle I mit den genannten Modifikationen durch geeignete Umformungen die in Proposition 1 aufgeführten Marginalbedingungen ermittelt werden können. Wir erhalten

**Proposition 15** *(Allokationsneutralität alternativer Verfügungsrechtsstrukturen)*

*Die effiziente Allokation ist unabhängig davon, ob die KV-Regel oder die PV-Regel angewandt wird.*

Dass, wie in Proposition 15 festgestellt, das Verfügungsrechtsregime keinen Einfluss auf die Menge der erreichbaren Allokationen (und damit auch nicht auf die effiziente Allokation) hat, ist nicht überraschend. Denn ein solches Äquivalenzresultat ist im Lichte Coasescher Ökonomik für alle Verfügungsrechtsstrukturen zu erwarten, solange die Verfügungsrechte exklusiv zugeordnet und kostenlos durchsetzbar sind. In einer solchen Welt ohne Transaktionskosten spielen Institutionen keine Rolle. In der realen Welt sind Transaktionskosten natürlich keineswegs vernachlässigbar gering, so dass die empirisch relevante Frage lautet, inwiefern sich die untersuchten Verfügungsrechtsregimes bezüglich ihrer spezifischen Transaktions- und Informationskosten voneinander unterscheiden. Die Klärung dieser Frage erfordert gründliche empirische Untersuchungen und Fallstudien, die im vorliegenden Beitrag nicht durchgeführt werden können. Hier begnügen wir uns damit, in den formalen Modellierungen nur die Extremfälle zu untersuchen, in denen die Transaktionskosten entweder vernachlässigbar gering oder prohibitiv hoch sind. Im Falle vernachlässigbar geringer Transaktionskosten ist zu erwarten, dass Funktionsweise und Effizienzeigenschaften der in Abschnitt B.II. untersuchten Marktsysteme beim Übergang von der KV- auf die PV-Regel ‚im Prinzip' gleich bleiben. Dennoch sind die erforderlichen Modifikationen aufschlussreich und sollen daher im Folgenden präzisiert werden.

Im Marktsystem mit Lindahl-Märkten für Stoffgehalt sind die Konsumenten unter der PV-Regel keine Zwischenhändler für Stoffgehalt mehr, so dass die ent-

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

sprechenden Lindahl-Märkte und somit die Preise $\left(p_{qx}^h\right)$ und $\left(p_q^h\right)$ vollständig wegfallen. Die jetzt relevanten Preise sind demnach $p_{PV}^L := [p_f,\ p_\ell,\ p_m, p_{qx},\ \left(p_q^k\right),\ p_x,\ p_w]$ (im Kontrast zu den Preisen $p^L = p_{KV}^L = \left[p_{PV}^L,\ \left(p_{qx}^h\right),\ \left(p_{qw}^h\right)\right]$ aus Abschnitt B.II.1). Entsprechend lauten die Optimierungskalküle der Akteure nun

$$\text{(24a)} \qquad \tilde{L}^H = U^h\left(\ell_h^s,\ x_h^d\right) + \gamma_b\left[\varphi + p_\ell \ell_h^s - p_x x_h^d\right],$$

$$\tilde{L}^X = p_x x^s + p_{qx} q_x^s + p_w w^s - p_\ell \ell_x^d - p_m m^d + \beta_x\left[X\left(\ell_x^d,\ m^d\right) - x^s\right]$$

$$\text{(24b)} \qquad + \beta_q(q_x^s - m^d/x^s) + \beta_{wx}(w^s - x^s)$$

sowie (24c) = (7c), (24d) = (7d) und (24e) = (7e).

Unter der PV-Regel konstituieren die Preise $p_{PV}^L$ und die Allokation, die sich aus der Lösung der Lagrange-Funktionen (24) ergibt, ein Wettbewerbsgleichgewicht mit Lindahl-Märkten für Stoffgehalt, wenn die Restriktionen [7] als Gleichungen erfüllt sind. Bei Anwendung der PV-Regel sind die Bedingungen erster Ordnung für die Lösung der Lagrange-Funktionen (24) ebenfalls in der zweiten Spalte der Tabelle I enthalten, allerdings mit der Modifikation, dass die Gleichungen (I.2.2) sowie (I.4.2) – (I.6.2) durch die Gleichungen $-\left(U_x^h/U_\ell^h\right) = \tilde{p}_x, (\tilde{p}_x + \tilde{p}_w - \tilde{p}_{qx} q^*/x)X_\ell = \tilde{p}_\ell, \tilde{p}_{qx} = \sum_k \tilde{p}_q^k$ und $\tilde{p}_m - \tilde{p}_{qx}/x^* = \left(\tilde{p}_x + \tilde{p}_w - \tilde{p}_{qx} q^*/x^*\right)X_m$ ersetzt werden.

**Proposition 16** *(Effizienz der Ökonomie I mit Lindahl-Märkten und PV-Regel)*

*Angenommen, die Produktionsfunktion X ist linearhomogen, der Stoffgehalt ist aus technischen Gründen auf Werte $q \leq \bar{q} \in (\{0, 1)$ beschränkt, $q^* = \bar{q}$ ist der pareto-effiziente Stoffgehalt und die Regel der Produzentenverantwortung ist implementiert. Wir ignorieren die Preise $\left(p_{qx}^h\right)$ und $\left(p_{qw}^h\right)$, ersetzen $p_x^*$ durch $\tilde{p}_x = p_x^* - p_w^*$ und setzen alle übrigen Preise wie in Proposition 2ii. Dann werden alle Märkte geräumt und die zugehörige Allokation ist pareto-effizient.*

Proposition 16 bescheinigt, dass die beiden Verfügungsrechtsregimes auch in der Marktwirtschaft mit Lindahl-Märkten äquivalent – und somit im Grunde irrelevant – sind. Unter der KV-Regel sind die Konsumenten Mittler im Handel mit dem Stoffgehalt. Sie kaufen den Stoffgehalt von den Produzenten und verkaufen ihn zum gleichen (positiven) Preis an die Recycler weiter. Unter der PV-Regel ist der positive Preis $\tilde{p}_x$ als der Preis für die konsumtive Nutzung des Konsumgutes zu interpretieren, also als Miet- oder Leasingpreis (bei einer Lebensdauer des Gutes von nur einer Periode), während im Falle der KV-Regel der Preis $p_x^* = \tilde{p}_x + p_w^*$ zusätzlich den positiven oder negativen Marktwert $p_w^*$ des Residuums enthält. Falls $p_w^* > 0$, läuft die KV-Regel im Ergebnis auf ein Pfandsystem hinaus mit dem Pfand $p_w^*$, das dem Konsumenten bei Abgabe des Residuums erstattet wird. Wenn dagegen $p_w^* < 0$, zahlt der Konsument für seine konsumtive Nutzung des Gutes in

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

zwei sukzessiven Schritten: einmal beim Erwerb des Gutes vor dem Konsum und zum anderen bei der Veräußerung des Residuums. Unter der Annahme $p_w^* < 0$ ist die zweite Zahlung nicht anreizverträglich, denn sie verleitet zu kostenloser illegaler Entsorgung. Unter der PV-Regel zahlt der Konsument nur das erste Mal vor Konsum des Gutes und entledigt sich des Residuums unentgeltlich unabhängig davon, ob der Residuenpreis positiv oder negativ ist.[32] Mit der PV-Regel entsteht somit bei den Konsumenten im Falle $p_w^* < 0$ kein Anreizproblem zur illegalen Entsorgung, und zusätzlich gibt es den Vorteil der Vermeidung vieler kostenintensiver Zahlungen kleiner Beträge von den oder an die Konsumenten.

Die Divergenz in der Preisgestaltung für das Konsumgut, die in den Preisen $p_x^*$ und $\tilde{p}_x$ zum Ausdruck kommt, kennzeichnet den zentralen Unterschied zwischen beiden Verfügungsrechtsregimes. Dieser Unterschied lässt sich auch nachweisen, wenn man die Märkte für Stoffgehalt oder die Märkte für gebundenen Stoff unter der PV-Regel betrachtet. Da die dazu erforderlichen formalen Modellmodifikationen nach unseren vorstehenden Überlegungen offensichtlich sind, brauchen wir darauf nicht näher einzugehen.

## II. Vertikale Integration von Konsumgüterproduktion und Recycling

Wir stellen uns in diesem Abschnitt vor, das Konsumgut sei ein haltbares Gut, z. B. ein Auto, Kühlschrank, Fernsehgerät usw., ein Markenartikel, der leicht und eindeutig seinem Hersteller zugeordnet werden kann. Jede Einheit eines solchen Produkts besteht typischerweise aus einem Stoffmix, und kann am Ende ihrer konsumtiven Nutzung als Residuum mühelos vom übrigen Haushaltsabfall getrennt und dann gesammelt werden. Dies sind günstige Bedingungen für die Rücknahme der Residuen durch den Produzenten, also dafür, die PV-Regel in der strikten Auslegung anzuwenden, dass der Produzent *selbst* die Residuen der von ihm ursprünglich hergestellten Güter zurücknimmt und das Recycling *selbst* durchführt. Die Gewinnung von Sekundärstoff aus Residuen durch den Produzenten selbst, die wir im Folgenden betrachten, läuft darauf hinaus, dass sich der Produzent eine Recycling-Firma angliedert, dass also Produktion und Recycling in ein und derselben vertikal integrierten Firma vorgenommen werden. Wir statten diese Firma mit den Technologien $X$ und $R$ aus [2] und [4] aus, so dass der integrierte Produzent zur Maximierung seines Gesamtgewinns das Lagrange-Problem löst:

---

32 Wenn $p_w^* < 0$, haben die Produzenten unter der PV-Regel natürlich ebenfalls einen Anreiz zu kostensparender illegaler Entsorgung der zurückgenommenen Residuen, aber Produzenten müssen auf ihren guten Ruf bedacht sein, und außerdem dürften sich vergleichsweise wenige Produzenten leichter überwachen lassen als viele Millionen Konsumenten. Umgekehrt haben Konsumenten unter der PV-Regel einen Anreiz, die den Produzenten gehörenden Residuen zu ‚stehlen' und auf dem schwarzen Markt zu verkaufen, wenn $p_w^*$ positiv und genügend groß ist.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

$$L^{X+R} = p_x x^s + p_m\left(r - m^d\right) + p_f(w - r) - p_\ell\left(\ell_x^d + \ell_r^d\right) + \gamma_z(x^s - w) +$$
$$+ \gamma_q\left(\frac{m^d}{x^s} - q\right) + \gamma_x\left[X\left(\ell_x^d,\ m^d\right) - x^s\right] + \gamma_r\left[R\left(\ell_r^d,\ q,\ w\right) - r\right] .$$

Die Entscheidungsvariablen $\ell_x^d$, $\ell_r^d$, $m^d$, $f^s = w - r$ und $x^s$ der integrierten Firma beziehen sich auf *externe* Transaktionen, während die übrigen Variablen $q$, $r$ und $w$ firmen*intern* sind. Die internen Variablen manifestieren die Interdependenz zwischen Produktion und Recycling, die von der integrierten Firma bei der Maximierung des Gesamtgewinns vollständig berücksichtigt wird.

**Proposition 17** *(Effizienz durch Integration von Produktion und Recycling)*

*Angenommen, der Produzent nimmt die Residuen unter der PV-Regel zurück und übernimmt die Gewinnung von Sekundärstoff aus den Residuen der von ihm produzierten Konsumgüter selbst, indem er Produktion und Recycling in einer Firma integriert. Dann räumen die positiven Preise* $p_\ell = \mu_\ell = 1$, $p_m = \mu_m$ *und* $p_x = \mu_x$ *alle Märkte und die zugehörige Allokation ist effizient.*

Proposition 17 bedarf keiner ausführlichen Erläuterung: Durch die Integration der Aktivitäten der Produktion und des Recycling wird die andernfalls vorliegende Produktdesign-Externalität *vollständig internalisiert:* Grünes Produktdesign ist nun im Eigeninteresse des Unternehmers. Die abfallpolitische Schlussfolgerung aus diesem verblüffend einfachen Effizienzresultat ist, dass diese Lösung immer angestrebt werden sollte, wenn sie unter Berücksichtigung der spezifischen mit ihr verbundenen Transaktionskosten vertretbar ist. Die Einschränkung durch dieses ‚wenn' ist aber gleichzeitig der Grund dafür, dass eine flächendeckende Anwendung des Prinzips der Integration von Produktion und Recycling (mit der Implikation der direkten Rücknahme durch den Produzenten) nicht praktikabel sein dürfte. Denn die der Proposition 17 implizit zugrunde liegende Annahme der Null-Transaktionskosten dürfte bei vielen Residuen nicht erfüllt sein. In der Praxis sind die Kosten der Rücknahme von Residuen *durch die Produzenten selbst* oft sehr hoch oder sogar prohibitiv. Sie sind tendenziell umso höher, desto geringer das Gewicht der Konsumgüter ist, desto größer ihre Verbreitung und Stückzahl ist, und desto heterogener die Güter sind, sowohl die eines einzelnen Herstellers als auch die verschiedener Hersteller derselben Branche. Ein besonders wichtiges Beispiel für sehr hohe Kosten der Rücknahme durch die Produzenten (oder Vertreiber) sind Verpackungsresiduen[33]. Beispiele für relativ geringe Kosten der Rücknahme durch die Hersteller sind Markenartikel wie Automobile oder größere elektrische oder elektronische (Haushalts-)Geräte.

[33] Unser Modell kann ohne Schwierigkeiten auf Probleme der Effizienz in der Verpackungs(abfall)wirtschaft angewendet werden, wenn einige geringfügige Modifikationen der Notation und Interpretation vorgenommen werden.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

## III. Gebühren bei Produzentenverantwortung und zentralem Recycling-Management

Da die direkte Rücknahme der Residuen durch die Produzenten in wichtigen Bereichen der Abfallwirtschaft wie dem Verpackungsabfall nicht praktikabel ist und da auf Märkte im Bereich der Abfallwirtschaft kein Verlass ist, gibt es in vielen Ländern (kommunale) zentralisierte Systeme des Residuen- und Abfallmanagements, die jedoch traditionell nicht nach der PV-Regel, sondern nach der KV-Regel organisiert waren. Erst in den 1990er Jahren entstanden in einigen Ländern zentralisierte Abfall-Management-Systeme auf der Grundlage der PV-Regel in nicht-staatlicher Trägerschaft. Als das erste institutionelle Arrangement dieser Art kann das deutsche Grüner-Punkt-System für Verpackungsabfall gelten, dessen Entstehung und Zielsetzung zur Veranschaulichung kurz in Erinnerung gerufen sei (*Dorner* und *Meyerholt* 1995, *Hecht* und *Werbeck* 1995, *Rutkowsky* und *Tegner* 1996). Mit dem Ziel der nachhaltigen Reduktion des zu deponierenden Verpakkungsabfalls wurde 1989 der Gesetzesvorschlag einer Verpackungsverordnung verabschiedet, die 1991 in Kraft getreten ist. Darin werden die Produzenten und der Einzelhandel (bzw. die Vertreiber) verpflichtet, Transport- und Verkaufsverpackungen zurückzunehmen. Die Verordnung eröffnete den Produzenten und dem Einzelhandel aber auch die Möglichkeit, einen Dritten zu beauftragen, den Verpackungsabfall einzusammeln und für Zwecke des Recycling zu sortieren. Um die sehr hohen Kosten der direkten Rücknahme zu vermeiden, ist diese Option von der Verpackungswirtschaft wahrgenommen worden. Auf die Initiative von rund 600 Unternehmen hin wurde 1990 das Unternehmen *Duales System Deutschland AG* (kurz: die DSD) gegründet mit der Vereinbarung, dass die Produzenten bzw. Einzelhändler ihre Rücknameverpflichtung an die DSD delegieren, die von ihnen im Gegenzug auf vertraglicher Basis sogenannte Lizenzentgelte verlangen kann, um daraus die Sammlung, Sortierung, Verwertung und Deponierung der Abfälle zu finanzieren. Nach einer 2002 angefertigte Studie der Prognos AG (www.prognos.de), in der im Auftrag der DSD deren Leistungen bewertet wurden, lag das jährliche Aufkommen an Verpackungsabfällen zur Beseitigung (Deponie / Müllverbrennung) 1999 / 2000 um etwa 65% unter dem Niveau des Jahres 1991, so dass in einem Jahrzehnt erhebliche Fortschritte in Richtung auf eine Kreislaufwirtschaft erreicht worden sind.

Wir betrachten im Folgenden das System des Grünen Punkts als Prototyp eines zentralen Abfall-Management-Systems auf der Basis der PV-Regel, ohne jedoch auf dessen institutionelles Arrangement detailliert einzugehen. Vielmehr ist es unser Ziel, ein zentralisiertes Residuen-Management mit PV-Regel innerhalb unseres formalen Modells, also auf einer recht hohen Abstraktionsebene, zu analysieren. Wir unterstellen, dass es eine zentrale **A**bfall-**M**anagement-**O**rganisation (kurz: AMO) gibt, die nach dem Muster der DSD privatwirtschaftlich oder auch alternativ staatlich sein kann. Unser Hauptinteresse besteht darin zu untersuchen, welche Gebührenpolitiken eine solche AMO verfolgen kann oder soll, wenn sie das Ziel



DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

der effizienten Lenkung der Stoffströme in Produktion und Recycling erreichen will. Dabei wird vernachlässigt, dass eine solche zentrale AMO ihre monopolartige Marktposition missbrauchen könnte, ein Vorwurf, der in der Literatur diskutiert wird (z. B. *Fischer* 1999) und der sogar Erwägungen des Bundeskartellamtes ausgelöst hat, die Duldung der eindeutig marktbeherrschenden Stellung der DSD nicht weiter fortzusetzen.

Für die Zwecke unserer stilisierten Analyse genügt es, die AMO als eine Institution zu beschreiben, die das Recht hat, den Konsumgüterproduzenten und Recyclern (positive oder negative) Gebühren aufzuerlegen, die von allen Firmen als gegeben hingenommen werden.[34] Die AMO muss ihre Gebühren dann so lange korrigieren und anpassen, bis Angebot und Nachfrage der jeweils regulierten Aktivität übereinstimmen. Die nicht unerheblichen fixen und variablen (Verwaltungs-)Kosten der AMO sowie die von den Produzenten und Recyclern zu tragenden systemspezifischen Kosten werden dabei nicht berücksichtigt.[35]

In Tabelle V sind acht verschiedene Gebührenpolitiken aufgelistet, die von der AMO in Erwägung gezogen werden können. Die ersten vier Politiken R – U sind Marktpreise ersetzende Gebührenpolitiken, die aus einem Gebühren(funktionen)-paar oder zwei Gebührenpaaren bestehen, wie zu Beginn des Kapitels C beschrieben. Politik R ersetzt den Lindahl-Markt, Politik S den indirekten Markt für Stoffgehalt, Politik T den Markt für gebundenen Stoff, und Politik U ersetzt schließlich nur den Markt für Residuen*mengen.* Weil sich alle diese Gebührenpolitiken aus Gebühren(funktionen)paaren zusammensetzen, tritt die AMO lediglich als Mittler von Finanztransaktionen auf und hat daher ein ausgeglichenes Budget, wenn man von den Verwaltungskosten absieht.

Auf der Grundlage unserer Ausführungen in Abschnitt B.II. können wir daher nach Berücksichtigung geringfügiger Anpassungen in der Notation und aufgrund der Allokationsneutralität der Verfügungsrechtsstrukturen die Propositionen 2 – 5 zur Beurteilung der Politiken R – U direkt heranziehen. Unsere oben ausführlich begründete Folgerung ist, dass die Politik U ineffizient ist (Proposition 5), während mit den Politiken R, S und T Effizienz erreicht werden kann, aber nur unter bestimmten Bedingungen, die in Abschnitt B.II. dargestellt und bewertet worden sind. Da die dort genannten Voraussetzungen für Effizienz recht unrealistisch sind, stufen wir die Politiken R, S und T als nicht besonders empfehlenswert ein.

---

[34] Damit wird unterstellt, dass Produzenten und Recycler keinen Einfluss auf die Gebührenpolitik der AMO haben. Diese Annahme dürfte in der deutschen Verpackungsabfallwirtschaft, wenn überhaupt, nur in grober Annäherung realistisch sein.

[35] Diese Vereinfachung ist hier gerechtfertigt, da wir als Fokus die *Effizienz* der Gebührenpolitik in einem gegebenen institutionellen Arrangement gewählt haben. Systemspezifische Kosten müssen dagegen in den Mittelpunkt gerückt werden, wenn es um eine komparative Analyse alternativer Abfall-Management-Systeme geht. Das deutsche Grüne-Punkt-System wird häufig wegen seiner (zu) hohen Kosten kritisiert.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

*Tabelle V*

**Alternative Gebührenpolitiken der AMO**

| | Gebührenbasis | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | $w^s$ | $w^d$ | $q^s$ | $q^d$ | $m^d$ | $q^s z^s$ | $q^s z^d$ |
| Politik R | $\sigma_w$ | $\tau_w$ | $\sigma_q$ | $\tau_q$ | | | |
| Politik S | $\Sigma^w(q)$ | $T^w(q)$ | | | | | |
| Politik T | | | | | | $\sigma_b$ | $\tau_b$ |
| Politik U | $\sigma_w$ | $\tau_w$ | | | | | |
| Politik V | $\sigma_w$ | $\hat{\tau}_w$ | | | $\tau_m$ | | |
| Politik W | $\sigma_w$ | $\hat{\tau}_w$ | | $\tau_q$ | $\tau_m$ | | |
| Politik X | $\sigma_w$ | $T^w(q)$ | | | $\tau_m$ | | |
| Politik Y | $\sigma_w$ | | | | $\tau_m$ | | $\tau_b$ |

Die vier Politiken V – Y, die (qualitativ) im unteren Teil der Tabelle V zusammengestellt worden sind, lassen sich wie folgt charakterisieren:

**Proposition 18** *(Merkmale der Politiken V – Y)*

*Setze die Marktpreise $p_f = -\mu_f$, $p_\ell = 1$, $p_m = \mu_m$ und $p_x = \mu_x$ und setze die Gebühren so, dass die Gleichungen $\sigma_w = \mu_w - q^*\mu_q/x^*$, $q^*\tau_b = \tau_w = T^w(q^*) = \mu_w$ sowie $\tau_q = -x^*\tau_m = \mu_q$ erfüllt sind.*

*(i) Wenn die Gebühren wie in Tabelle V angegeben zu den Politiken V, W, X und Y zusammengestellt werden, sind alle Märkte geräumt und die zugehörigen Allokationen sind effizient.*

*(ii) Die Politik W generiert einen Budgetüberschuss, während das Budget im Falle der Politiken V, X, und Y ausgeglichen ist.*

Im Gegensatz zu den Politiken R – U enthalten die Politiken V – Y keine symmetrischen Gebührenpaare. Sofern überhaupt, wie in den Fällen $(\sigma_w, \hat{\tau}_w)$ und $(\sigma_w, T^w(q))$ , sowohl die Angebots- als auch die Nachfrageseite einer Stofftransaktion mit einer Gebühr belegt werden, sind diese beiden Gebühren dem Betrage nach unterschiedlich groß. Die dadurch entstehenden Gebührenkeile haben Lenkungswirkungen, die hier gezielt zur Wiederherstellung von Allokationseffizienz genutzt werden.

Wie Tabelle V zeigt, ist das gemeinsame Merkmal der Politiken V – Y, dass die Produzenten sowohl eine Gebühr auf den von ihnen nachgefragten Stoff $\tau_m m^d$ zu



DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

zahlen haben, als auch eine Gebühr auf die Residuen $\sigma_w w^s$ der Konsumgüter, die aus ihrer Produktion stammen. Die effizienten, bei den Produzenten erhobenen Gebühren $(\sigma_w,\ \tau_m)$ lassen sich präzisieren als

$$\sigma_w = \mu_w - \frac{q^*\mu_q}{x^*} = -\left(C_f - \frac{R_w}{R_\ell}\right) - \frac{q^* R_q}{w^* R_\ell} \quad \text{sowie} \quad \tau_m = -\frac{\mu_q}{x^*} = -\frac{R_q}{w^* R_\ell}\,.$$

Die Gebühr $\sigma_w$ ist gleich der Differenz aus den im Vorzeichen unbestimmten Nettogrenzkosten des Gutes $X$ nach Konsum, $-\left(C_f - R_w/R_\ell\right)$, und der Grenzproduktivität des Stoffgehalts im Recycling, $qR_q/wR_\ell$. Eine positive Gebühr $\sigma_w > 0$ kann nicht ausgeschlossen werden, ist aber umso weniger zu erwarten, je größer $C_f$ und $R_q$ und je kleiner $R_w$. Die Gebühr $\tau_m$ ist negativ, also eine Subvention, deren Höhe von der Grenzproduktivität des Stoffgehalts im Recycling abhängt. Die Kombination der beiden Gebühren $\sigma_w$ und $\tau_m$ veranlasst die Produzenten, den Stoffgehalt des Gutes auf seinen effizienten Wert anzuheben. Für den typischen Fall $\sigma_w < 0$ kann man $(\sigma_w,\ \tau_m)$ deshalb als eine Abgaben-Subventions-Kombination interpretieren, die analog zu einer die Umweltexternalität korrigierenden Pigousteuer hier die Produktdesign-Externalität internalisiert. Den hier diskutierten Gebühren $(\sigma_w,\ \tau_m)$ entspricht die Kombination $(\sigma_x,\ \tau_m)$ als Bestandteil der Politiken G, H, K und L, die im Rahmen der Ökonomie III in Kapitel C diskutiert worden sind.

Eine weitere günstige Eigenschaft der Gebühren $(\sigma_w,\ \tau_m)$ besteht darin, dass sie das Gewinnkalkül der Produzenten nicht nicht-konkav werden lassen, weil durch sie weder der angebotene Stoffgehalt, $q^s$, noch das Angebot an gebundenem Stoff, $q^s w^s$ , mit einer Gebühr belegt wird.

Der Unterschied zwischen den Politiken V – Y besteht in den Gebühren, die von den Recyclern verlangt werden: In Politik V gibt es eine Gebühr auf die Residuennachfrage, $\tau_w w^d$, die im Falle der Politik W noch durch eine Gebühr auf den (nachgefragten) Stoffgehalt, $\tau_q q^d$, ergänzt wird. Die Politik $X$ unterscheidet sich von der Politik W nur dadurch, dass die Gebühr auf die Residuennachfrage vom Stoffgehalt abhängt. Politik Y enthält (neben den allen Politiken V – Y gemeinsamen Gebühren) eine Gebühr auf die Nachfrage nach dem in den Residuen gebundenen Stoff, $\tau_b q w^d$. Schließlich unterscheiden sich die Politiken U und V von den Politiken W und X darin, dass in den beiden ersten der von den Produzenten angebotene Stoffgehalt $q^s$ als gegeben hingenommen wird (wie in den Politiken R und S), während die Recycler in den Politiken W und X ebenso wie in den Politiken T und U über $q^d$ optimieren.

Proposition 18ii konkretisiert auch die Auswirkungen der Politiken V – Y auf das Budget der AMO. Da sich die Politik W von Politik V gemäß Tabelle V nur durch die zusätzliche Abgabe $\tau_q$ unterscheidet (die ohne Lenkungswirkung ist!), sorgen die Einnahmen aus dieser Abgabe für den Budgetüberschuss, denn Politik V ist budgetneutral. Politik W wird daher von der Politik V dominiert, wenn man die Kriterien der Einfachheit und der Budgetneutralität heranzieht. Nach dem Kri-

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

terium der Einfachheit wird auch Politik X von Politik V dominiert, so dass nur die Politiken V und Y in die engere Wahl gezogen werden sollten.

Wir haben bereits erwähnt, dass das Grüner-Punkt-System der deutschen Verpackungsabfallwirtschaft als Prototyp der Anwendung der PV-Regel mit zentraler AMO gelten kann. Es liegt daher nahe, das von der DSD angewendete Gebührenkonzept mit den hier diskutierten Gebührenpolitiken zu vergleichen. Dazu stellen wir zunächst das Gebührenkonzept der DSD kurz vor, um dann zu prüfen, welchem der acht oben diskutierten Gebührenpolitiken das DSD-Konzept am nächsten kommt (*Eichner* und *Pethig* 2001c).

Die Gebühren, welche die DSD den Produzenten auferlegt, haben drei verschiedene Basen: Sie sind (i) stoffspezifisch, (ii) proportional zum Verpackungs(material)gewicht, und sie sind (iii) zusätzlich auf das Verpackungsvolumen oder die -fläche bezogen (Staudt et al. 1997). Das gewichtsproportionale, stoffspezifische Entgelt entspricht in etwa der Gebühr $\tau_m$ und das Stückentgelt ist eine Gebühr auf die Verpackung, die der Gebühr $\sigma_w$ nahe kommt. Somit entsprechen die von den Produzenten an die DSD zu zahlenden Gebühren approximativ den Gebühren $(\sigma_w, \tau_m)$, die den Produzenten in den Politiken V – Y auferlegt werden. Dieser Befund ist auf dem Hintergrund unserer theoretischen Analyse als sehr positiv zu bewerten, auch wenn damit freilich gar nichts darüber ausgesagt wird, ob die Gebühren der DSD die für Effizienz erforderliche Höhe haben.

Bevor wir das neue Gebührenkonzept der DSD für die Recycler bzw. Verwerter beschreiben, das 1993 eingeführt worden ist, erläutern wir für spätere Vergleichszwecke zunächst die ältere Gebührenpolitik aus der Anfangsphase der Tätigkeit der DSD. Bis 1993 verpflichtete sich die DSD zur Zahlung eines gewichtbezogenen Entgelts an die Verwerter zum Zweck der Finanzierung der Sammel-, Sortier- und Recyclingkosten. Das Entgelt wurde fraktionsspezifisch für die erfasste Materialmenge (z. B. 20 Pf für 1 kg Papier oder 14 Pf für 1 kg Glas) bezahlt, was in unserer Terminologie einer negativen Gebühr für den in Residuen gebundenen Stoff entspricht. Darüber hinaus erstattete die DSD den Verwertern die Kosten für die Beseitigung des Abfalls. Somit gleicht das Gebührenkonzept der DSD bis 1993 in seinen Grundzügen der Gebührenpolitik Y aus Tabelle V.

Nachdem sich 1992 die Menge des gesammelten Verpackungsabfalls aufgrund des großen Einsatzes der Haushalte drastisch erhöht hatte, gleichzeitig die Zahlungsmoral der Produzenten aber schlecht war, blieben die Einnahmen der DSD weit hinter den Ausgaben zurück. Dadurch geriet die DSD in eine existenzbedrohende finanzielle Krise. Sie befreite sich daraus, indem sie u. a. ihre Gebühren für gebundenen Stoff an die Verwerter durch pauschalierte einwohner- und stoffbezogene Entgelte ersetzte, durch die auch die Kosten der umweltschonenden Abfallbeseitigung abgegolten waren. Für Glas ergab sich beispielsweise folgende Änderung: Die ursprünglich vereinbarte Vergütung für das Kilogramm Glas lag bei 14 Pf/kg, und die durchschnittliche Sammelleistung eines Verwerters betrug ca. 35 kg Glas pro Jahr und Einwohner. Multipliziert man die durchschnittliche

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Sammelleistung mit der Gebühr auf (den gebundenen) Stoff, erhält man ein Einwohnerentgelt von rund 5 DM. Zu diesen 5 DM pro Einwohner werden bei Glas noch ca. 1,70 DM für Nebenkosten (wie Kosten für Standplätze, Verwaltung, Öffentlichkeitsarbeit, Zinsen) addiert, so dass sich ein Gesamtentgelt von 6,70 DM pro Einwohner ergibt.

Aufgrund der Festlegung des Sammelgebiets und somit der Einwohnerzahl für alle Verwertungsunternehmen sind deren Einnahmen aus den Einwohnerentgelten fix. Somit werden die Sortier- und Recyclingleistungen der Verwertungsunternehmen heute pauschaliert nach der Anzahl der Personen bezahlt, deren Hausmüll sie sammeln und trennen, während früher eine mengenmäßige Vergütung vorgenommen wurde, die es allerdings erforderlich gemacht hatte, kontinuierlich und regional genügend tief gestaffelt zu überprüfen, welche Mengen an Sekundärstoffen (Glas, Papier und Kunststoff usw.) gesammelt und getrennt wurden. Die heutige Art der Vergütung enthält weder Leistungsanreize noch Wettbewerbsimpulse, und daher ist zu vermuten, dass ineffizient verwertet wird. Wir halten also fest, dass die Gebühren, die die DSD von den *Produzenten* verlangt, konzeptionell richtig sind und darum beibehalten werden sollten, während die von der DSD an die *Recycler* gezahlten Vergütungen nach Einwohnerentgelten durch Gebühren auf den gebundenen Stoff ersetzt werden sollten, so dass die DSD wieder zum Grundkonzept der Politik Y zurückkehrt.

Mit Blick auf die Produktdesign-Externalität, die im Zentrum unserer Untersuchung steht, ist abschließend die Beantwortung der Frage von Interesse, ob die Gebührenpolitik der DSD zu Änderungen der stofflichen Zusammensetzung der Verpackungen geführt hat. *Staudt* et al. (1997) kommen zu dem Ergebnis, daß das Instrument Lizenzentgelte bei einzelbetrieblichen Maßnahmen zum umweltorientierten Verpackungsmaterialeinsatz nur eine untergeordnete Rolle spielt. In der Regel würden die Lizenzentgelte auf die Endverbraucher oder andere schwächere Marktpartner überwälzt, so dass ihr Einfluss auf den Verpackungsmaterialeinsatz „in diesen Fällen als gering bis nicht vorhanden einzustufen ist" (*Staudt* et al., S. 80). Bei dieser Einschätzung gehen Staudt et al. offenbar implizit von extremen Elastizitätskonstellationen aus, die uns unrealistisch erscheinen. Leider haben die Autoren keine konkrete empirische Untersuchung vorgelegt, so dass uns die Frage der tatsächlichen Lenkungswirkungen noch nicht hinreichend geklärt zu sein scheint.

## E. Abschließende Bemerkungen

In einer (statischen) allgemeinen Gleichgewichtsanalyse ist im vorliegenden Beitrag die Allokation eines Rohstoffs „von der Wiege bis zur Bahre" untersucht worden, also vom Rohstoffabbau über den Einsatz in der Konsumgüterproduktion, über das Recycling, die Abfallbehandlung bis zur Deponierung. Ein Schwerpunkt wurde dabei auf den post-konsumtiven Weg des Rohstoffs gelegt, auf dem in den

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Stationen des Recycling und / oder der Abfallbehandlung seine zu deponierende Menge sowie die durch ihn verursachten Umweltschäden beeinflussbar sind. Der entscheidende Unterschied unseres theoretischen Ansatzes gegenüber bisherigen Literaturbeiträgen besteht darin, dass die Menge des betrachteten Rohstoffs, die in das mit ihm zu produzierende Konsumgut eingeht, variiert werden kann. Damit wird der Stoffgehalt des Konsumguts zu einem (grünen) Merkmal des Produktdesigns, dessen umwelt- und ressourcenpolitische Relevanz sich daraus ergibt, dass die Höhe des Stoffgehalts die Produktivität des Recycling und / oder der Abfallbehandlung mitbestimmt. Wenn die Produzenten bei der Herstellung des Konsumgutes ihr Produktdesign (hier: die Wahl des Stoffgehalts) ohne Abstimmung mit den ‚Erfordernissen' der Recycler und Abfallbehandler festlegen, entsteht eine Produktdesign-Externalität, die völlig unabhängig von – und zusätzlich zu – der in der umweltökonomischen Literatur üblicherweise untersuchten Umweltexternalität durch Schadstoffemissionen (des deponierten Abfalls) auftritt.

Die zentrale Problemstellung dieses Beitrags war die Untersuchung der Möglichkeiten pretialer Lenkung zur Internalisierung dieser Produktdesign-Externalität. Eine naheliegende Strategie ist es, Allokationsverzerrungen, die sich stets auf fehlende Märkte zurückführen lassen, dadurch zu beheben, dass die fehlenden Marktpreise direkt durch geeignete Gebühren ersetzt werden. Es stellte sich aber heraus, dass kompetitive Märkte, die ausführlich ‚rekonstruiert' wurden, aus verschiedenen Gründen nur unter sehr restriktiven Bedingungen effizient sind. Das trifft sogar auf das Konzept der Lindahl-Märkte zu, das in Modellen mit öffentlichen Gütern unter den üblichen ‚gutartigen' Annahmen die beiden Hauptsätze der Wohlfahrtsökonomik erfüllt (*Roberts* 1974). Deshalb wurde die Aufmerksamkeit auf Gebührenpolitiken gelenkt, die nicht als direkter Ersatz für fehlende Märkte konstruiert sind. Festzustellen ist zunächst, dass man zur Wiederherstellung von Allokationseffizienz je nachdem, welche Märkte nicht aktiv sind, an verschiedenen Stellen des Stoffstroms durch Abgaben und / oder Subventionen lenkend eingreifen kann. Als Hauptergebnis betrachten wir die Verbesserung des Verständnisses für die Komplexität einer effizienzorientierten pretialen Lenkung. Welche dieser Einsichten in die abfallwirtschaftliche Praxis umsetzbar sind, hängt von zahlreichen zusätzlichen Faktoren ab, die in der formalen Modellanalyse nicht (angemessen) berücksichtigt worden sind. Besonders hervorzuheben sind folgende Aspekte:

(i) Personalisierte Gebühren, die Lindahl-Preise reflektieren, scheiden aus praktischen Erwägungen ebenso aus wie der Stoffgehalt als Gebührenbasis.

(ii) Obwohl in der Abfallwirtschaft mit mengenabhängigen Abfallgebühren für Haushalte experimentiert wird, ist eine (für Effizienz erforderliche) Feinsteuerung nach Gewicht und Stoffart kaum vorstellbar, nicht nur wegen hoher Transaktionskosten, sondern auch wegen der damit geschaffenen Anreize zur Nutzung wilder – oder der Nachbarn – Müllkippen.

Das letzte Argument ist eine nachdrückliche Empfehlung für die Regel der Produzentenverantwortung als institutionelle Grundlage einer effizienten Steuerung

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

des Stoffstroms. Als Königsweg hat sich die direkte Rücknahmepflicht der Produzenten herausgestellt, kombiniert mit Recycling und Abfallbehandlung durch die Produzenten selbst, da die Produktdesign-Externalität auf diese Weise problemlos aus dem Eigeninteresse der Produzenten vollständig internalisiert wird. Leider ist diese Option wegen hoher Transaktionskosten der direkten Rücknahme nur für einen Teil des Abfallstroms von praktischer Relevanz. In anderen Segmenten, etwa beim Verpackungsabfall oder Altöl, bieten sich zentralisierte Systeme an, private oder staatliche, bei denen sich die Frage nach der effizienten pretialen Lenkung der Stoffströme ebenfalls stellt. Am Beispiel des deutschen Grüner-Punkt-Systems haben wir gezeigt, dass Gebühren mit einer effizienzorientierten Lenkungswirkung durchaus erkennbar sind. Ob das Gebührenkonzept des DSD im Lichte unserer theoretischen Analyse noch verbessert werden kann, lässt sich nur durch konkrete empirische Untersuchungen klären, die vor allem auch die jeweiligen Transaktionskosten einbeziehen müssen.

## Literatur

*Aliprantis,* C. D. / *Tourky,* R. / *Yannelis,* N. C. (2001): „A theory of value with non-linear prices: Equilibrium beyond vector lettices", Journal of Economic Theory 100, 22 – 72

*Atri,* S. / *Schellberg,* T. (1995): „Efficient management of household solid waste: A general equilibrium model", Public Finance Quarterly 23, 3 – 39.

*Ayres,* R. U. / *Kneese,* A. V. (1969): „Production, consumption and externalities", American Economic Review 59, 282 – 297.

*Baumol,* W. J. (1977): „On recycling as a moot environmental issue", Journal of Environmental Economics and Management 4, 83 – 87.

*Bradford,* D. / *Hildebrandt,* G. (1977): „Observable public good preferences", Journal of Public Economics 8, 111 – 131.

*Blümel,* W. / *Pethig,* R. / *von dem Hagen,* O. (1986): „The theory of public goods: A survey of recent issues", Journal of Institutional and Theoretical Economics 142, 241–309

*Bohm,* P. (1981): Deposit-Refund Systems, Johns Hopkins University Press, Baltimore

*Calcott,* K. / *Walls,* M. (2000): „Can downstream waste disposal policies encourage upstream ‚design for environment'?", American Economic Review 90, 233 – 237.

*Choe,* C. / *Fraser,* I. (1999): „An economic analysis of household waste management", Journal of Environmental Economics und Management 38, 234 – 246.

– (2001): „On the flexibility of optimal policies for green design", Environmental and Resource Economics 18, 367 – 371.

*Clausen,* H. / *Wacker,* H. (1998): „Endogene Rücknahmepolitik in einem dualen Entsorgungssystem", Jahrbücher für Nationalökonomie und Statistik 217, 292 – 307.

*Conrad,* K. (1999): „Resource and waste taxation in the theory of the firm with recycling activities", Environmental and Resource Economics 14, 217 – 242.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

*Dinan,* T. M. (1993): „Economic efficiency effects of alternative policies for reducing waste disposal", Journal of Environmental Economics und Management 25, 242 – 256.

*Donner,* H. / *Meyerholt,* U. (1995): „Die Entwicklung des Abfallrechts von der Beseitigung zur Kreislaufwirtschaft. Entwicklung und Probleme der Abfallwirtschaft vor dem Hintergrund des Gesetzes zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Beseitigung von Abfällen", Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht 1 / 95, 81 – 99.

*Eichner,* T. / *Pethig,* R. (1999): „Product design and alternative markets for solid waste treatment and disposal", Volkswirtschaftliche Diskussionsbeiträge Nr. 73 – 99, Universität Siegen.

– (2000): „Recycling, producer responsibility and centralized waste management", Finanzarchiv 57, 333 – 360.

– (2001a): „Gebührenstrategien in einem disaggregierten Modell der Abfallwirtschaft", in: Rengeling, H.-W., und Hof, H. (Hrsg.): Instrumente des Umweltschutzes im Wirkungsverbund, Nomos, Baden-Baden 2001, 253 – 267.

– (2001b): „Product design and efficient management of recycling and waste treatment", Journal of Environmental Economics and Management 41, 109 – 134.

– (2001c): „Das Gebührenkonzept der Duales System Deutschland AG (DSD) auf dem ökonomischen Prüfstand", Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht, 121 – 142.

– (2003): „Corrective taxation for curbing pollution and promoting green product design and recycling", erscheint in: Environmental and Resource Economics.

*Fischer,* J. (1999): Die Konzentrationsprozesse in der deutschen Entsorgungswirtschaft und ihre Konsequenzen für die Volkswirtschaft, Berlin

*Fiskel,* J. (Hrsg.) (1996): Design for Environment: Creating Eco-efficient Products and Processes, McGraw-Hill, New York.

*Foley,* D. K. (1970): „Lindahl's solution and the core of an economy with public goods", Econometrica 38, 66 – 72.

*Fullerton,* D. / *Kinnaman,* T. C. (1995): „Garbage, recycling and illicit burning or dumping", Journal of Environmental Economics and Management 29, 78 – 91

*Fullerton,* D. / *Wolverton,* A. (2000): „Two generalizations of a deposit-refund system", American Economic Review 90, 238 – 242.

*Fullerton,* D. / *Wu,* W. (1998): „Policies for green design", Journal of Environmental Economics and Management 36, 131 – 148.

*Hecht,* D. (1991): Möglichkeiten und Grenzen der Steuerung von Rückstandsmaterialströmen über den Abfallbeseitigungspreis, Schriftenreihe des Rheinisch-Westfälischen Instituts für Wirtschaftsforschung, NF, Essen.

*Hecht,* D. / *Werbeck,* N. (1995): „Rücknahmeverpflichtungen als Instrument der Abfallwirtschaft – eine ökonomische Analyse am Beispiel des Dualen Systems Deutschland", Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht 1 / 95, 49 – 79.

*Heller,* W. P. / *Starrett,* D. A. (1976): „On the nature of externalities", in: Liu, S. A. Y. (Hrsg.): Theory and Measurement of Externalities, Academic Press: New York.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

*Highfill,* J. / *McAsey,* M. (1997): „Municipal waste management: recycling and landfill space constraints", Journal of Urban Economics 41, 117 – 136.

*Hoel,* M. (1987): „Resource extraction and recycling with environmental costs", Journal of Environmental Economics and Management 5, 220 – 235.

*Holm-Müller,* K. (1997): Ökonomische Anreize in der deutschen Abfallwirtschaftspolitik, Physica-Verlag, Heidelberg.

*Holterman,* S. (1976): „Alternative tax systems to correct for externalities, and the efficiency of paying compensation", Economica 43, 1 – 16.

*Huhtala,* A. (1997): „A post-consumer waste management model for determining optimal levels of recycling and landfilling", Environmental and Resource Economics 10, 301 –314.

*Jenkins,* R. R. (1993): The Economics of Solid Waste Reduction. The Impact of User Fees, Edward Elgar, Cheltenham, UK.

*Kohn,* R. E. (1995): „Convex combinations of recycling incentives", Mathematical Computation Modelling 21, 13 – 21.

*Lifset,* R. (1993): „Take it back: Extended producer responsibility as a form of incentive-based environmental policy", Journal of Resource Management and Technology 21, 163 – 175.

*Lusky,* R. (1976): „A model of recycling and pollution control", Canadian Journal of Economics 9, 91 – 101.

*Mäler,* K.-G. (1971): „A method of estimating social benefits from pollution control", Swedish Journal of Economics 73, 121 – 133.

– (1974): Environmental Economics: A Theoretical Inquiry, Baltimore, London.

*Martin,* R. E. (1982): „Monopoly power and the recycling of raw materials", Journal of Industrial Economics 30, 505 – 419.

*Michaelis,* P. (1991): Theorie und Politik der Abfallwirtschaft. Eine ökonomische Analyse, Springer-Verlag, Berlin.

*Miedema,* A. K. (1983): „Fundamental economic comparisons of solid waste policy options", Resources and Energy 5, 21 – 43.

*Morris,* G. E. / *Holthausen,* D. M. (1994): „The economics of household solid waste generation and disposal", Journal of Environmental Economics and Management 26, 215 – 234.

*OECD* (1998): Extended Producer Responsibility, Phase 2: Case Study on the German Packing Ordinance, Group on Pollution Prevention and Control, ENV / EPOC / PPC (97) 21 / REV 2, Paris.

*Palmer,* K. / *Sigman,* H. / *Walls,* M. (1997): „The costs of reducing municipal solid waste", Journal of Environmental Economics and Management 33, 128 – 150.

*Palmer,* K. / *Walls,* M. (1997): „Optimal policies for solid waste disposal: taxes, subsidies, and standards", Journal of Public Economics 65, 193 – 205.

*Pethig,* R. (1977): „International markets for secondary material", in: Pearce, D. W., und Walter, I. (Hrsg.): Resource Conservation: Social and Economic Dimensions of Recycling, New York University Press, New York, 191 – 206, 353 – 383.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

*Porter,* R. C. (1978): „A social cost-benefit analysis of mandatory deposits on beverage containers", Journal of Environmental Economics and Management 5, 351 – 375.

*Roberts,* D. J. (1974): „The Lindahl solution for economies with public goods", Journal of Public Economics 3, 23 – 42.

*Rousso,* A. S. / *Shah,* S. P. (1994): „Packaging taxes and recycling incentives: the German Green Dot program", National Tax Journal 47, 689 – 701.

*Ruston,* J. / *Desser,* S. (1988): „Policy options for developing secondary markets", Journal of Resource Management and Technology 14, 52 – 64.

*Rutkowsky,* S. (1998): Abfallpolitik in der Kreislaufwirtschaft: Grundzüge einer effizienten und umweltgerechten Abfallwirtschaft und ihrer Regulierung, Erich Schmidt Verlag, Berlin.

*Rutkowsky,* S. / *Tegner,* H. (1996): „Rücknahmepflichten als Instrument der Abfallpolitik", Zeitschrift für angewandte Umweltforschung 9, 507 – 520.

*Sigman,* H. (1995): „A comparison of public policies for lead recycling", Rand Journal of Economics 26, 452 – 478.

*Smith,* V. L. (1972): „Dynamics of waste accumulation: disposal versus recycling". Quarterly Journal of Economics 86, 600 – 616.

*Spofford,* W. O., Jr. (1991): „Solid residuals management: Some economic considerations", Natural Resources Journal 11, 561 – 589.

*Staudt,* E. / *Kunhenn,* H. / *Schroll,* M. / *Interthal,* J. (1997): Die Verpackungsverordnung. Auswirkungen eines umweltpolitischen Großexperiments, Reihe: Innovation, Forschung und Management, Band 11, Bochum.

*Swan,* P. L. (1980): „Alcoa: The influence of recycling on monopoly power", Journal of Political Economy 88, 76 – 99.

*U.S. Congress, Office of Technology Assessment* (1992): Green Product by Design: Choices for a Cleaner Environment, U.S. Government Printing Office, OTA-E-541, Washington, DC.

*Wacker,* H. (1987): Rezyklierung als intertemporales Allokationsproblem in gesamtwirtschaftlichen Planungsmodellen, Verlag Peter Lang, Frankfurt a.M.

*Walls,* M. / *Palmer,* K. (2000): „Upstream pollution, downstream waste disposal, and the design of comprehensive environmental policies", Journal of Environmental Economics and Management 27, 1 – 15.

*Weaver,* P. M. / *Gabel,* H. L. / *Bloemhof-Ruwaard,* J. M. / *van Wassenhove,* L. N. (1997): „Optimizing environmental product life cycles", Environmental and Resource Economics 9, 199 – 224.

*Willig,* R. D. (1978): „Incremental consumer's surplus and hedonic price adjustment", Journal of Economic Theory 17, 227 – 253.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-51162-4 | Generated on 2025-12-18 03:42:17
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/