

Siebert, Horst

Article — Digitized Version

Ökonomie der Umwelt: Ein Überblick

Jahrbücher für Nationalökonomie und Statistik

Provided in Cooperation with:

Kiel Institute for the World Economy – Leibniz Center for Research on Global Economic Challenges

Suggested Citation: Siebert, Horst (1974) : Ökonomie der Umwelt: Ein Überblick, Jahrbücher für Nationalökonomie und Statistik, ISSN 0021-4027, Lucius & Lucius, Stuttgart, Vol. 188, Iss. 2, pp. 119-151

This Version is available at:

<https://hdl.handle.net/10419/3574>

Standard-Nutzungsbedingungen:

Die Dokumente auf EconStor dürfen zu eigenen wissenschaftlichen Zwecken und zum Privatgebrauch gespeichert und kopiert werden.

Sie dürfen die Dokumente nicht für öffentliche oder kommerzielle Zwecke vervielfältigen, öffentlich ausstellen, öffentlich zugänglich machen, vertreiben oder anderweitig nutzen.

Sofern die Verfasser die Dokumente unter Open-Content-Lizenzen (insbesondere CC-Lizenzen) zur Verfügung gestellt haben sollten, gelten abweichend von diesen Nutzungsbedingungen die in der dort genannten Lizenz gewährten Nutzungsrechte.

Terms of use:

Documents in EconStor may be saved and copied for your personal and scholarly purposes.

You are not to copy documents for public or commercial purposes, to exhibit the documents publicly, to make them publicly available on the internet, or to distribute or otherwise use the documents in public.

If the documents have been made available under an Open Content Licence (especially Creative Commons Licences), you may exercise further usage rights as specified in the indicated licence.

Ökonomie der Umwelt: Ein Überblick^{*)}

Von Horst Siebert, Mannheim

Die Existenz der Umwelt wurde von Ökonomen lange Zeit ignoriert. Luft und Wasser waren die Prototypen freier Güter, deren „Knappheit“ durch einen Preis von Null ausgedrückt wurde. Die Menge der in einer Periode erstellten Produkte galt als der entscheidende Index der gesellschaftlichen Wohlfahrt, und die bei Produktion und Konsum anfallenden Abfallprodukte und Schadstoffe wurden nicht in das ökonomische Kalkül aufgenommen. Die Entwicklung der industriellen Volkswirtschaften zeigt, daß die Interdependenzen zwischen ökonomischem System und der Umwelt nicht weiter vernachlässigt werden können: Luft und Wasser sind längst nicht mehr freie Güter, obwohl sie immer noch mit einem Preis von Null belegt werden. Das Wohlstandsmaß des Sozialprodukts muß durch soziale Indikatoren ergänzt werden, und die im wirtschaftlichen Prozeß auftretenden Abfallprodukte beeinflussen die Umwelt und die Qualität der Lebensbedingungen.

Der vorliegende Aufsatz gibt einen Überblick über die Interdependenzen zwischen ökonomischem System und dem System der Umwelt. Abschnitt I diskutiert diese Beziehungen in allgemeiner Form. Abschnitt II stellt eine Reihe von Analysemethoden dar, deren Erklärungsziel die Interaktion zwischen dem ökonomischen System und der Umwelt ist, wobei sich die Modelle auch auf Teilaspekte dieser Interdependenz beschränken können.

Sind die entscheidenden Abhängigkeiten zwischen dem ökonomischen System und der Umwelt bekannt, so lautet eine weitere Fragestellung (Abschnitt III), unter welchen Bedingungen die optimale Nutzung der Umwelt erreicht ist. Die Frage wird in Optimierungsmodellen behandelt, und zwar sowohl in statischer Betrachtung für eine Periode als auch für einen Planungszeitraum von mehreren Perioden. Optimierungsmodelle haben in der Regel die Ableitung bestimmter wirtschaftspolitischer Maßnahmen für die Erreichung eines Optimums zum Ziel. Diese Maßnahmen, ihre Institutionalisierung und mögliche Auswirkungen dieser Maßnahmen werden in Abschnitt IV diskutiert.

^{*)} Für Anregungen danke ich Blair Bower, Allen Kneese und Cliff Russell, alle Resources for the Future sowie Ralph d'Arge, University of California. Die vorliegende Studie wurde durch einen von der Deutschen Forschungsgemeinschaft unterstützten Forschungsaufenthalt in den USA ermöglicht.

I. Struktur des Problems

Die Beziehungen zwischen ökonomischem System und Umwelt sind in Schaubild 1 verdeutlicht. Das ökonomische System besteht aus den beiden Bereichen Produktion und Konsum, das System der Umwelt enthält die Bereiche Rohstoffe, öffentliche Konsumgüter, Abfallmengen und Schadstoffe.

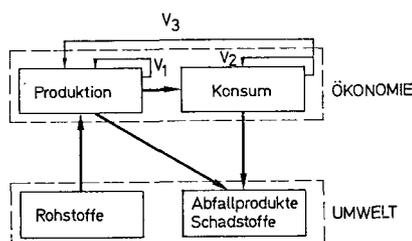


Abb. 1

Die Umwelt liefert dem ökonomischen System Rohstoffe $r = (R_1, \dots, R_j, \dots, R_m)$, die als Inputs in den Produktionsaktivitäten eingesetzt werden. Die hergestellte Gütermenge $x = (X_1, \dots, X_k, \dots, X_n)$ wird von den Haushalten als Konsumgut $c = (C_1, \dots, C_k, \dots, C_n)$ genutzt. Zur Vereinfachung wird im folgenden von einer Lager- und Kapitalbildung abgesehen.

Ferner stellt die Umwelt dem Konsum öffentliche Konsumgüter oder sogenannte Umweltdienste zur Verfügung, die im Sinne der Konsumtheorie von Lancaster¹⁾ Inputs im Konsumprozeß sind. So ist die Konsumaktivität Schwimmen durch einen Vektor von Inputs oder Eigenschaften der Umwelt gekennzeichnet, z. B. Wassertemperaturen, Gehalt des Wassers an zulässigen Schadstoffen, Lage des Flusses usw. Die Bereitstellung öffentlicher Konsumgüter durch die Umwelt kann als Matrix $E = [e_{\alpha\beta}]$ interpretiert werden (Førsund [28]), in der die Spalten die Konsumaktivitäten β wie Schwimmen, Erholung usw. angeben und in der die Zeilen die für diese Aktivitäten jeweils relevanten Charakteristika α der Umwelt aufführen. Die von der Umwelt für die Konsumaktivität gelieferten Inputs sind öffentliche Güter im Sinne Samuelsons.

Ein wesentlicher Aspekt der Analyse der Beziehungen des ökonomischen Systems mit der Umwelt ist also die Untersuchung der Bestimmungsfaktoren der Nutzung der Umwelt für Produktion und Konsum. Vor allem in der Konsumtheorie öffentlicher Güter liegt hier noch ein weitgehend unbearbeitetes Feld der ökonomischen Theorie.

Konsum- und Produktionsaktivitäten haben als Kuppelprodukte das Entstehen von Abfallmengen $w = (W_1, \dots, W_h, \dots, W_l)$ der Abfallarten h zur Folge. Ein zentrales Problem der Analyse der Beziehungen zwischen ökonomischem System und der Umwelt ist die Explikation dieser anfallenden

¹⁾ K. Lancaster, Consumer demand, a new approach, New York 1971.

Abfallmengen und -arten. Ein Instrument zur Verringerung der Abfallmengen ist die Wiederverwendung von Material (recycling). In Schaubild 1 ist die Wiederverwendung des Materials durch die Pfeile V_1 , V_2 und V_3 verdeutlicht. V_1 kennzeichnet die Wiederverwendung im Bereich der Produktion, d. h. also den Einsatz von Abfallprodukten der Produktion als Inputs in Produktionsprozessen, V_2 die Wiederverwendung von Konsumgütern, z. B. durch Instandsetzung und V_3 die Verwendung von Abfallprodukten des Konsumbereichs als Inputs in der Produktion.

Neben der Intensität der Wiederverwendung hängen Abfallmengen und -arten ab von (1) der Produktions- und Konsumtechnologie, (2) der Menge und Art der in der Produktion eingesetzten Rohstoffe, (3) der Lebensdauer der Kapital- und langlebigen, dauerhaften Konsumgüter, (4) der Höhe des Konsums pro Kopf bzw. dem Produktionsniveau, (5) der Größe der Bevölkerung und ihrer räumlichen Dichte, (6) der Standortverteilung der Industrie und (7) der Faktorintensität der Produktion²⁾.

Die an die Umwelt abgegebenen Abfallmengen werden in der Umwelt durch verschiedene Medien (Luft, Wasser) an andere Orte transportiert, teilweise abgebaut oder in ihrer Struktur geändert. Es besteht also eine Abhängigkeit zwischen dem Vektor der Abfallmengen w und dem Vektor der Schadstoffe $s = (S_1, \dots, S_n, \dots, S_l)$ mit $f(s; w) = 0$. Die Variable vor dem Semikolon kennzeichnet die abhängige, hinter dem Semikolon die unabhängige Größe. Diese Funktion wird als Diffusions- oder Transformationsfunktion bezeichnet.

Die Schadstoffe s , die in der Umwelt verbleiben oder sich zu einem bestimmten Zeitpunkt in ihr befinden, beeinflussen die Qualität der Umweltdienste, also der öffentlichen Konsumgüter. Dieser Zusammenhang resultiert daraus, daß sich Schadstoffe auf die Charakteristika der öffentlichen Inputs für die Konsumprozesse auswirken. Ferner können Schadstoffe auch die Produktionsaktivitäten beeinflussen, etwa indem sich die Qualität der Inputs der Produktionsprozesse verschlechtert und nun eine Behandlung dieser Inputs vor ihrer Verwendung in der Produktion erforderlich ist. Es besteht also eine Beziehung der Form $f(E, r; s) = 0$. Diese Funktion beschreibt die Beeinträchtigung der Nutzen der Konsumenten infolge der Qualitätsveränderung der öffentlichen Konsumgüter und die zusätzlichen Produktionskosten der Unternehmen infolge der geänderten Qualität der Rohstoffe. Wir bezeichnen sie als Schadensfunktion. Die Bestimmung dieser Schadensfunktion, die im übrigen die Kenntnis der Diffusionsfunktion impliziert, ist die entscheidende Voraussetzung für wirtschaftspolitische Maßnahmen.

II. Beziehungen zwischen Umwelt und ökonomischem System

Neben der Bestandsaufnahme der anfallenden Abfallprodukte und der in der Umwelt vorhandenen Schadstoffe und den damit verknüpften Problemen der Konstruktion von Indices zur Messung der Umweltqualität ([81],

²⁾ Arbeitsintensive Produktion führt in der Regel zu einer längeren Lebensdauer der Produkte.

1972) ist die Explikation und die Prognose von Abfallmengen und Schadstoffen eine wesentliche Voraussetzung wirtschaftspolitischer Therapie. Ansätze zur Explikation von Abfallmengen liegen vor (1) in der Materialbilanz, (2) in Input-Output- und (3) in Material-Prozeß-Produkt-Modellen.

1. Materialbilanz

Ein erster Ansatz zur Erfassung der Beziehungen zwischen ökonomischem System und der Umwelt ist die von Ayres und Kneese [6, 41] vorgeschlagene Materialbilanz. Die Konzeption der Materialbilanz geht davon aus, daß Ökonomie und Umwelt ein geschlossenes System der Materialien darstellen: Werden die von der Umwelt gelieferten Rohstoffe und die vom ökonomischen System abgegebenen Abfallprodukte mengenmäßig, also in physischen Einheiten gemessen, so lautet die der Materialbilanz zugrunde liegende These, daß die Masse, die der Umwelt in Form von Rohstoffen entzogen wird, nach Umwandlung durch Produktion und Konsum wieder an die Umwelt zurückgegeben wird. Ausgedrückt in physischen Mengen, z. B. Tonnen, empfängt die Umwelt in jeder Periode die gleiche Masse, die sie in Form von Rohstoffen abgegeben hat. Kneese [39] spricht in diesem Zusammenhang von dem fundamentalen Gesetz der Erhaltung der Masse. Damit gilt die Identität

$$\sum W_h^X + \sum W_h^C \equiv \sum W_h \equiv \sum R_j$$

wobei alle Größen in physischen Einheiten interpretiert werden und W^X , W^C die Abfallprodukte der Aktivitäten Konsum und Produktion kennzeichnen.

In einer wachsenden Wirtschaft stellt die Kapitalakkumulation eine zeitliche Verzögerung dieses Gesetzes der Erhaltung der Masse dar. In diesem Fall werden die der Umwelt entnommenen Materialien nach einer Umformung durch den Produktionsprozeß in der gleichen Periode nicht mit der gleichen Masse an die Umwelt zurückgegeben, sondern erst in späteren Perioden. Das gleiche gilt für dauerhafte Konsumgüter. Berücksichtigt man die Kapitalbildung und die Wiederverwendung des Materials, so ergibt sich

$$\sum W_h \equiv \sum W_h^X + \sum W_h^C + \mu K - I - V_1 - V_2 - V_3 \equiv R_j$$

mit μ Abschreibungsrate und I Investitionen.

Eine wertmäßige Dimension für die Abfallprodukte steht dem Ökonomen nur schwerlich zur Verfügung, da keine Marktpreise für die Abfallprodukte existieren und andere Bewertungsvorschläge (Schadensfunktionen) noch nicht hinreichend entwickelt sind. Die Materialbilanz mit physischen Größen ist deshalb ein erster Ansatzpunkt, das System der Umwelt mit dem ökonomischen System zu verknüpfen.

Die Materialbilanz stellt eine Identität dar, die ex-post den Materialfluß aus der Umwelt an das ökonomische System und zurück an die Umwelt erfaßt. So kann die Materialbilanz eine bestimmte Substanz durch den Produktionsprozeß und verschiedene Medien und Subsysteme der Umwelt verfolgen. Eine solche Materialbilanz (oder falls das Material ein Schadstoff ist:

Schadstoffbilanz) enthält die Menge der von einem Umweltmedium empfangenen Schadstoffe, die Pfade der Schadstoffe, den Anfangsbestand, die Veränderung abbaubarer Schadstoffe, die Diffusion abbaubarer und nicht-abbaubarer Materialien, den Endbestand und die Verteilung auf Medien, Gebiete usw. Ein Flußdiagramm kann diejenigen Stellen anzeigen, an denen ein technischer oder wirtschaftspolitischer Eingriff möglich ist.

Mit Hilfe der Identität „Materialbilanz“ läßt sich ein allgemeines Gleichungssystem entwickeln, das in seiner ersten Stufe ein Konsistenzmodell darstellt, durch die Vorgabe exogener Größen und durch die Einführung von Hypothesen zur Ermittlung von Auswirkungen der Änderung von Variablen in einem interdependenten System aber explikaten Charakter erhält. Führt man z. B. das Konzept der Materialbilanz in die Input-Output-Analyse ein, so läßt sich die Bilanzbedingung für den Umweltsektor $\sum R_j = \sum W_h$ mit Hilfe von Input-Output-Koeffizienten und Einsatzkoeffizienten der Rohstoffe ausdrücken. Die Menge der gesamten Abfälle ergibt sich dann als Funktion der Endnachfrage (8).

2. Input-Output-Analyse

Eine ähnliche Fragestellung wird von Leontief [53, 54] verfolgt, indem er von einer Hypothese der Form

$$W_h = d_{hk} \cdot X_k$$

ausgeht, also eine (lineare) Beziehung zwischen der Menge eines Abfallproduktes h und dem Outputniveau eines Sektors k mit $d_{hk} = W_h/X_k$ voraussetzt. Dabei kann X_k entweder mengen- oder wertmäßig definiert werden.

Der Vektor der Abfälle w ist gegeben durch

$$w = D x,$$

wobei D die Matrix der Koeffizienten d_{hk} kennzeichnet. Für eine gegebene Endnachfrage y wird nach der Beziehung $x = (I-A)^{-1} \cdot y$ der Vektor der Schadstoffe berechnet durch $w = D \cdot (I-A)^{-1} \cdot y$.

Leontief und Ford [54] berechnen für 90 Endprodukte die Mengen Schadstoffe, die mit einer Million \$ Endnachfrage nach diesen Produkten verbunden sind, und zwar für die Schadstoffe Partikel, Schwefeloxyd, Kohlenwasserstoff, Kohlenmonoxyd und Stickoxyd. Die Nachfrage nach Haushaltsmöbeln in Höhe von 1 Mill. Dollar führt z. B. zu einem Anfall von 11,7 Tonnen Partikeln, 31,1 Tonnen Schwefeloxyd, 3,6 Tonnen Kohlenwasserstoff, 46 Tonnen Kohlenmonoxyd und 5 Tonnen Stickoxyd. Die Input-Output-Analyse erlaubt also eine Zurechnung der Schadstoffe auf die Endprodukte — eine wichtige Information für wirtschaftspolitische Eingriffe.

In dieser Vorgehensweise wird der Vektor w der Abfallprodukte durch eine Nebenrechnung ermittelt. Es ist ebenfalls möglich, diesen Vektor der Abfallprodukte modellendogen zu ermitteln, indem in das Modell der Vektor w als eine Menge von anfallenden Abfallprodukten eingeführt wird.

In diesem Fall erweitert sich die Matrix A um die Matrix D . Die resultierende Technologiematrix $\begin{bmatrix} A \\ D \end{bmatrix}$ ist nicht quadratisch und damit nicht für einen Input-Output-Ansatz anwendbar, wohl dagegen für Probleme der linearen Programmierung. Führt man jedoch die Annahme ein, daß die Aktivitäten w auch Abfallprodukte beseitigen können, so erhält man wieder eine quadratische Matrix. Der Ansatz [53] lautet dann:

$$\begin{bmatrix} I - A & -B \\ D & -I + S \end{bmatrix} \begin{bmatrix} x \\ w \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} c \\ c^+ \end{bmatrix}$$

mit $A = \begin{bmatrix} a_{kK} \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} X_{kK} \\ X_K \end{bmatrix}$ Input-Output-Koeffizient

$D = \begin{bmatrix} d_{hK} \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} W_h \\ X_K \end{bmatrix}$ Mengen des anfallenden Abfallproduktes $h = 1 \dots l$ pro Outputeinheit (Kuppelprodukt)

$B = \begin{bmatrix} b_{kH} \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} x_{kH} \\ W_k \end{bmatrix}$ Input der Aktivität $H = 1 \dots l$ pro Einheit beseitigtes Abfallprodukt, geliefert von Sektor k

$S = \begin{bmatrix} s_{hH} \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} W_h \\ W_H \end{bmatrix}$ Abfallprodukt $h = 1 \dots l$ verursacht pro Outputeinheit W_H mit $H = 1 \dots l$

Die s_{hH} -Koeffizienten kennzeichnen die Verursachung von Abfallprodukten h bei der Beseitigung einer Einheit des Abfallproduktes H . Falls die d_{hK} -Koeffizienten negativ sind, kennzeichnen sie die Verwendung eines Abfallproduktes als Input. c^+ ist ein Endnachfragevektor der zulässigen Abfallprodukte (geduldete Schadstoffe).

Für eine gegebene Endnachfrage $\{c, c^+\}$ kann das Niveau der anfallenden Abfallprodukte bestimmt werden. Es ist gegeben durch den Vektor w .

$$\begin{bmatrix} x \\ w \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} I - A & -B \\ D & -I - S \end{bmatrix} \begin{bmatrix} c \\ c^+ \end{bmatrix}$$

Wird unterstellt, daß nicht nur in der Produktion, sondern auch beim Konsum Abfallmengen anfallen und kann auch hier vereinfachend mit einer linearen Beziehung gearbeitet werden, so sind die Abfallprodukte des Konsums c gegeben durch $w^+ = D^+ c$, wobei $D^+ = [d_{hk}^+]$, d. h. anfallende Abfallarten h pro Endnachfrageeinheit k . Der gesamte Abfall \bar{w} aus Produktion und Konsum ist bestimmt durch

$$\bar{w} = \begin{bmatrix} D \\ S \end{bmatrix} \begin{bmatrix} x \\ w \end{bmatrix} + D^+ c$$

Der Input-Output-Ansatz kann also zu einer relativ groben Schätzung der anfallenden Abfallmengen angewandt werden.

Isard [37] versucht mit Hilfe eines solchen linearen Ansatzes nicht nur ökonomische Beziehungen, sondern auch das System der Umwelt zu erfassen und beide Systeme miteinander zu verknüpfen. Nichtlineare Prozesse,

die sich auch nicht approximativ linearisieren lassen, werden durch Nebenrechnungen eingeführt. Isard erhält bei diesen Verfahren eine Matrix der Struktur $\begin{bmatrix} A & N \\ M & O \end{bmatrix}$, wobei A die übliche Koeffizientenmatrix des ökonomischen Systems, O eine Matrix von Koeffizienten des ökologischen Systems und M die Matrix der Umweltinputs für das ökonomische System und schließlich N die Matrix der Inputs des ökonomischen in das ökologische System darstellen.

Die Spalte z. B. der Gerberei- und Lederbearbeitung erfaßt die Inputs dieses Produktionsprozesses sowohl seitens des ökonomischen als auch des Systems der Umwelt (z. B. Wasser) wie auch seine Outputs an Abfallprodukten, die an die Umwelt abgegeben werden (Wasser, Chemikalien, Säure). Der Ansatz erlaubt auszudrücken, daß das ökologische System Input für eine Reihe von ökonomischen Aktivitäten ist und diese Verwendungen z. T. miteinander konkurrieren (Schwimmen, Motorboote).

Betrachtet man nicht die Zeilen-, sondern die Spaltensumme, so ergibt sich im Leontief-Ansatz [53] eine Beziehung zwischen Produktpreisen und Wertschöpfung. Bei gegebener Wertschöpfung können die Preise der Outputs der Aktivitäten ermittelt werden. Dieses gilt auch für die Preise der w-Aktivitäten. Transformiert man die als Kuppelprodukt anfallenden Abfallprodukte in eine Wertgröße, indem man z. B. postuliert, daß die Verursacher einen Teil oder den gesamten Anfall an Schadstoffen beseitigen müssen, so läßt sich die Preisänderung der Güter ermitteln, die aus dieser politischen Maßnahme erwächst.

Kennzeichnet t_{hk} den Anteil des Schadstoffes h, der durch die Industrie k entsteht und von ihr auch beseitigt werden muß (bezogen auf den von ihr verursachten gesamten Anteil), so ergibt sich als Spaltensumme

$$\begin{bmatrix} I - A' & -D' t \\ -B' & I - \Sigma' t \end{bmatrix} \cdot \begin{bmatrix} p_1 \\ p_2 \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} \omega_1 \\ \omega_2 \end{bmatrix}$$

mit p_1 und p_2 Preisvektoren der Aktivitäten x und w und ω_1 und ω_2 Wertschöpfung in diesen Aktivitäten.

Leontief kommt in seiner Analyse zu dem Resultat, daß Abfallbeseitigungssektoren durch die Nachfrage nach Inputs bei den anderen Sektoren und die Stimulierung der Nachfrage selbst zur Produktion von Abfallprodukten beitragen. Kohn [45] hat diesen Multiplikator der Schadstoffbeseitigung berechnet. Es sei der mit einem vorgegebenen Produktionsvektor x verknüpfte Vektor der Abfallprodukte w gegeben. Sind alternative Abfallbeseitigungsprozesse mit den Kosten pro Einheit beseitigter Abfall bekannt, so lassen sich in einem Programmierungsansatz die minimalen Kosten der Abfallbeseitigung berechnen. Die Relation ℓ'/ℓ der Kosten ohne (ℓ) und mit (ℓ') Berücksichtigung der durch die Abfallbeseitigung selbst entstehenden Schadstoffkonzentrationen ist der gesuchte Multiplikator.

Eine andere Anwendung ist die Berechnung eines Abfallprodukt-Einkommens-Multiplikators [36, 47], der die Menge von Abfallprodukten pro Dollar-Einkommen eines Sektors angibt (nicht wie bei Leontief pro Einheit Endnachfrage). Solche Multiplikatoren könnten im Rahmen von Industrialisierungsstudien relevant sein.

Der Input-Output-Ansatz ist auf eine erhebliche Kritik gestoßen:

1. Die Linearisierung insbesondere des ökologischen Systems, wie sie etwa von Isard vorgenommen wird, ist im höchsten Maße fragwürdig.
2. Der Anfall von Abfallmengen sagt nichts über die Menge der in der Umwelt verbleibenden Schadstoffe. Es müßte also mit Hilfe einer Diffusionsfunktion die Transformation der Abfallprodukte in Schadstoffe ermittelt werden.
3. Die Charakterisierung der anfallenden Abfallprodukte als Kuppelprodukte berücksichtigt nicht, daß durch Schadstoffe auch unerwünschte Inputs auftreten, die den Produktionsprozeß beeinflussen. Die unerwünschten Inputs wirken sich auf die Produktionstechnologie aus, z. B. durch Verschlechterung der bisherigen Inputs. Oder sie machen es erforderlich, für die Erstellung eines bestimmten Produkts mit klar definierten Eigenschaften die Produktionstechnologie zu ändern.
4. Nicht erfaßt sind Anpassungsprozesse der Sektoren an die Kosten der Reduzierung von Schadstoffen. Hier vollziehen sich Substitutionsprozesse (z. B. auch recycling), die die Koeffizienten ändern.
5. Abfallbeseitigung und Produktion werden unabhängig von einander festgelegt, obwohl beide interdependent sind und simultan ermittelt werden müssen.
6. Die Daten der 4-digit-SIC-Ebene beruhen auf Sektoralgrenzungen nach dem Typ des Produkts. Sie geben wenig Information über Materialien, die Prozesse der Produktion und die Beziehung zwischen Prozessen und Produkt. Die Koeffizienten über Abfallmengen für einen Sektor sind informationsleer für wirtschaftspolitische Fragestellungen, da die Sektoren zu unterschiedlich in bezug auf Inputs, Prozesse und Produkte sind [6, 72].
7. Die bisherigen Input-Output-Modelle erfassen nicht den räumlichen Charakter des Umweltproblems.

3. Material-Prozeß-Produkt-Modell

Aus der Kritik an den sehr groben sektoralen Daten des Input-Output-Ansatzes ziehen Ayres und Kneese [7] sowie Russell und Spofford [73] die Schlußfolgerung, daß die Schätzung der anfallenden Abfallmengen auf einer noch niedrigeren Aggregationsebene zu erfolgen hat, d. h. im Prinzip mit Hilfe der betrieblichen Verbrauchsfunktionen (engineering production functions). So gehen Russell und Spofford [71, 73, 75] in ihrer Studie der Region des Delaware-Flusses auf individuelle Quellen der Abfallprodukte wie große Unternehmen, die Summe der Haushalte usw. zurück. Ein Zurückgreifen auf betriebliche Produktionsprozesse findet sich auch in dem von Kneese, Ayres und d'Arge [6, 7, 41] vorgeschlagenen Material-Prozeß-Produkt-Modell.

Ziel dieses Modells ist, den Fluß bestimmter Materialien, z. B. chemischer Substanzen, durch den Produktionsprozeß zu verfolgen, um den Materialgehalt der Endprodukte zu ermitteln. Ist dieser Materialgehalt der End-

produkte bekannt, so hat man Information über die physikalischen und chemischen Eigenschaften der Produkte — eine erste Voraussetzung für wirtschaftspolitische Maßnahmen. Die Prozeßaktivitäten k sind nun im Gegensatz zum Leontief-Ansatz nicht sektoral, sondern auf einer tieferen Aggregationsebene definiert. Es werden mehrere Aktivitäten zur Erstellung eines Produkts aufgeführt, die sich etwa durch einen verschieden starken Anfall von Abfallprodukten unterscheiden. Potentielle Aktivitäten können ebenfalls aufgenommen werden.

Die Koeffizienten a_{kk}^j geben die Lieferbeziehungen zwischen den Prozessen k (Lieferant) und K (Bezieher) an, werden nun aber für ein bestimmtes Material j definiert, so daß das Material-Prozeß-Produkt-Modell j A-Matrizen zur Beschreibung der tatsächlichen (und potentiellen) Produktionstechnologie enthält [6, 7]. Durch Formulierung der Spalten- und Zeilensummen kann der Materialgehalt bestimmter Produkte ermittelt oder — wie im Leontief-Ansatz — der Anfall von bestimmten Materialien als Funktion der Endnachfrage ausgedrückt werden. Im Gegensatz zu Leontief ergibt sich jetzt jedoch eine wesentlich stärkere Disaggregation der Schadstoffe, die durch den gesamten Produktionsprozeß verfolgt werden.

Neben dieser Verwendung können die Abfallmengen durch die Anwendung einer Zielfunktion der Gewinnmaximierung ermittelt werden. Das Modell erlaubt dann Aussagen über die Auswahl von Produktionstechnologien durch die Unternehmen und die daraus resultierenden Abfallprodukte. Durch Variation der Nebenbedingungen, etwa durch Einführung von Instrumentvariablen wie Emissionsstandards werden die Reaktion der Unternehmen in der Auswahl der Produktionsprozesse und die daraus resultierenden Vektoren der Outputs und Abfallprodukte bestimmt [7, 71].

Diese Vorgehensweise ist für die Ermittlung der anfallenden Schadstoffe vor allem in Sektorstudien angewandt worden. Das Ziel der Industriestudien ist es, die Determinanten der Abfallentstehung zu ermitteln und die Reaktion der Industrien auf schärfere Standards z. B. durch Auswahl neuer Produktions- und Abfallbeseitigungsverfahren festzustellen. Die Ausgangsüberlegung dieser Industriestudien ist identisch mit dem Material-Prozeß-Produkt-Modell von Ayres und Kneese: Einem Sektor stehen zur Herstellung eines bestimmten Produkts oder einer Reihe verwandter und substituierbarer Produkte eine Menge von Produktionsverfahren zur Verfügung. Diese Produktionsverfahren lassen unerschiedliche Vektoren von Abfallprodukten entstehen, wobei ein Verfahren nicht bei allen Abfallprodukten günstiger ausfallen muß. Das Problem der Untersuchungen besteht in der Ermittlung der mit jedem Verfahren verknüpften Abfallvektoren und in der weiteren Frage, wie die Unternehmen bei der Anwendung von umweltschützenden Maßnahmen ihre Produktionsprozesse anpassen.

Eine Reihe solcher Industriestudien sind bei Resources for the Future unternommen worden. So untersuchen Löf und Kneese [55] die Zuckerraffinerie, andere Studien beziehen sich auf Raffinerien [71] und die Papierindustrie [15]. Bower [14] diskutiert die Auswirkung von Qualitäts-

standards der Umwelt auf die Papierindustrie und den Kohle-Energiesektor und berechnet die jährlichen Kosten alternativer Qualitätsstandards.

4. Schadens- und Diffusionsfunktionen

1. Schadensfunktionen $f(E, r; s) = 0$ sind eine Abhängigkeit zwischen dem Vektor der Schadstoffe s , der Matrix der Umweltdienste E , die als öffentliche Konsumgüter genutzt werden, und dem Vektor der Ressourcen r . Das Vorhandensein von Schadstoffen definiert damit die öffentlichen Inputs der Konsumprozesse. Ferner beeinträchtigen Schadstoffe die Qualität der Produktionsfaktoren und die Produktionsprozesse (vgl. [77 a]).

Der Schaden kann als Wertgröße oder in anderen Dimensionen z. B. Wahrscheinlichkeiten oder Krankheitstagen ausgedrückt werden. So wird die Untersuchung der wohl wichtigsten Schadensgruppe, der Gesundheitsschäden, auf Krankheitstage, Sterbeziffern usw. bezogen. Vor allem Lave und Seskin [48, 49, 50, 51] haben diese Auswirkungen analysiert. Es handelt sich um Regressionsanalysen, bei denen Sterbe- oder Krankheitsziffern in einen statistischen Zusammenhang mit einer Reihe von Faktoren gebracht werden, wie Ausmaß der Luftverschmutzung und einer Reihe anderer Variablen wie Altersstruktur, Geschlecht, genetische Eigenschaften, Ernährung, Einkommen, Rauchen, Beschäftigungsart und Klima. Das Problem besteht in der eindeutigen Isolierung der Luftverschmutzung als verursachender Faktor für Erkrankungen und Todesfälle.

Zu unterscheiden ist bei diesen Analysen zwischen den Gesundheitswirkungen einer kurzfristigen starken Luftverschmutzung [49] z. B. bei Inversionswetterlagen (mit der Folge der beobachteten Zunahme von Todesfällen) und dem Ausgesetztsein gegenüber einem niedrigeren, aber länger andauernden Niveau der Verschmutzung. Die Autoren kommen zu dem Resultat, daß in beiden Fällen die Luftverschmutzung einen spürbaren Einfluß auf die Sterbe- und Krankheitsziffern ausübt [48, 49]. Eine Reduktion der Luftverschmutzung um 50 v. H. erhöht die Lebenserwartung eines Neugeborenen um 3 bis 5 Jahre.

Vermögensschäden lassen sich im Gegensatz zu Gesundheitsschäden leichter monetär fassen: Ein Ansatz zur Erfassung von Vermögensschäden geht von der Überlegung aus, daß sich der Grad der Luftverschmutzung in Gebäude- und Grundstückspreisen niederschlägt. So untersucht Crocker [19] die Auswirkung des Abbaus von Phosphat auf die Preise landwirtschaftlicher Grundstücke in Polk Country, Florida, wobei unterstellt wird, daß die Preise der landwirtschaftlichen Grundstücke implizit die Produktivität des Bodens für Zitrusanbau und Viehzucht und seine Beeinflussung durch den Phosphatabbau wiedergeben. Andere Untersuchungen³⁾ beziehen sich auf die Erhaltungskosten von Gebäuden wie z. B. die vermehrte Reinigung von Außenfassaden infolge der Luftverschmutzung.

³⁾ Vgl. z. B. I. Michelson und B. Touring, Comparative Methods for Studying the Costs of Controlling Air Pollution, Public Health Reports, 81 (1966), 501—11.

Schadensfunktionen haben letzten Endes die Bewertung der Schadstoffe zum Ziel, d. h. die Belegung eines Schadstoffes mit einem DM-Wert. Eine solche Bewertung setzt die Kenntnis individueller oder gesellschaftlicher Nutzensvorstellungen voraus oder die Möglichkeit, diese Nutzenfunktionen aus dem Verhalten der Individuen aufzudecken. Die übliche Bewertung von Gütern durch Marktpreise scheidet bei Umweltdiensten und ihrer Beeinträchtigung durch Schadstoffe aus, da Umweltdienste öffentliche Konsumgüter sind und nicht dem Ausschlußprinzip des Marktmechanismus unterliegen. Folglich existiert für diese Güter kein Marktpreis. Die Beeinflussung des Wertes dieser Güter durch Schadstoffe kann damit in der Regel nicht durch die Veränderung von Marktpreisen erfaßt werden.

Mögliche Ansätze zur Bewertung von Schäden bestehen darin, (1) die Zahlungsbereitschaft der Konsumenten des Umweltdienstes für eine Verbesserung dieses Dienstes zu ermitteln, (2) das Zahlungsverhalten der Bevölkerung in Referenden, vor allen in solchen mit Steuerbelastungen für Umweltschutzmaßnahmen, zu studieren, (3) aus den Abwanderungen aus umweltverschmutzten Regionen und (4) aus Grundstücks- und Gebäudepreisen auf die Bewertung zu schließen [77 a].

Das Ziel des *willingness-to-pay*-Ansatzes [12 a, 31 a, 44 a, 57] ist die Aufdeckung von Konsumentenpräferenzen und die Ermittlung einer Nachfragekorrespondenz für die Abwendung eines Schadens. Der Gesamtschaden ist die Fläche unter der aggregierten Nachfragefunktion. Die Methode der Ermittlung der Zahlungsbereitschaft, die für die Bewertung öffentlicher Güter wie z. B. von Naturparks angewandt worden ist [44 a], trifft auf eine Reihe von Problemen: Die Befragten können ihre Präferenzen bewußt verzerren, indem sie etwa die Zahlungsbereitschaft zu hoch ansetzen, um auf diese Weise die Bewertung eines Schadstoffes zu erhöhen und zu seiner Beseitigung beizutragen. Die Antworten hängen vom Informationsstand der Befragten über die Auswirkungen der Schadstoffe z. B. auf die Gesundheit ab. Sie werden auch davon beeinflußt, welche Ungewißheit der Interviewte über die Finanzierungsform und seinen eigenen Beitrag hat [12 a] sowie wie das *Freifahrer-Problem* der Finanzierung gelöst wird. Wenn ein Individuum sicher sein kann, daß sein Nachbar einen ähnlichen Beitrag leisten wird und oder muß, kann das seine Zahlungsbereitschaft erhöhen.

Referenden [30, 76] — wie sie in Bundesstaaten und Kommunen der USA durchgeführt werden — zeigen die Zahlungsbereitschaft direkt an, wenn die Referenden mit Fragen über die Finanzierung gekoppelt sind. Solche Referenden sind zwar zur Bewertung öffentlicher Güter herangezogen worden⁴⁾, jedoch noch nicht zur Bewertung von *public bads*.

Auch der Ansatz, aus dem Wanderungsverhalten auf die Bewertung der Umweltqualität zurückzuschließen, ist empirisch noch nicht durchgeführt. Solche Analysen müßten die Umweltqualität als Determinante des Wanderungsverhaltens von den anderen Einflußfaktoren der Mobilität statistisch

⁴⁾ W. C. Birdsall, A Study in the Demand for Public Goods, in: R. A. Musgrave (Hrsg.), *Essay in Fiscal Federalism*, Washington, D. C. 1965.

isolieren. Wenn sich zeigt, daß die Wanderungskosten und eventuell sogar ein geringer Lohn wegen einer besseren Umweltqualität in Kauf genommen werden, hätte man einen Ansatzpunkt für die individuelle Bewertung der Umweltqualitäten.

Ein ähnliches Isolierungsproblem liegt auch bei dem Versuch vor [69], die Bewertung der Umweltqualität aus Grundstücks- und Gebäudekäufen für Wohnzwecke abzuleiten. Diese Studien treffen auf erhebliche Fragen: Einmal liegen — da Gebäude und Grundstücke nicht sehr oft verkauft werden — Marktpreise nur sehr selten vor, so daß auf Steuerwerte zurückgegriffen werden muß. Zum anderen setzt dieses Verfahren voraus, daß die Preise tatsächlich die Bewertung der Umweltverschmutzung durch die Käufer wiedergeben, daß also die Käufer die Luftverschmutzung als wesentliches Element der Kaufentscheidung betrachten. Ferner wird der Preis eines Grundstücks von einer Reihe von anderen Faktoren wie Lage, Fahrzeit, Alter des Gebäudes usw. beeinflußt, die isoliert werden müssen.

Schließlich können auch Schäden für das ökologische System auftreten, wie z. B. in der Akkumulation von Giftstoffen in den sogenannten Nahrungsketten. Diese Auswirkungen stellen sich oft erst langfristig ein und sind — wenn sie eine bestimmte Schwelle erreicht haben — nicht schnell revidierbar. So betonen Meadows u. a. [58], daß bei einem Rückgang der Verwendung von DDT ab 1970 die in Fischen enthaltene DDT-Menge erst 1995 wieder das Niveau von 1970 erreichen wird. Die Abschätzung dieser Auswirkungen setzt, bevor eine Bewertung erfolgen kann, zunächst eine ausführliche Information über das ökologische System und sein Verhalten voraus.

2. Der Verlauf von Schadensfunktionen, in denen der Schaden U abhängig ist von der Menge eines Schadstoffes s , ist noch weitgehend unbekannt. Eine wichtige zu klärende Frage ist, ob Schadensfunktionen kontinuierlich oder mit Sprungstellen verlaufen. Ein anderes wesentliches Problem ist zu ermitteln, ob Schadensfunktionen Schadstoffe als Strom- oder Bestandsgrößen enthalten [11]. Sind Stromgrößen die Argumentvariablen der Schadensfunktionen, so hängt der Schaden von den in einer Periode anfallenden Schadstoffen ab. Schadstoffe als Bestandsgrößen treten dagegen bei nicht abbaubaren Materialien wie DDT und Quecksilber auf, die sich in der Zeit im System der Umwelt akkumulieren.

Der Schaden U der Schadstoffe s wird oft pro Einheit Schadstoff, etwa als marginaler Schaden $\delta U_\rho / \delta s$, ausgedrückt, wobei ρ die Anzahl der Geschädigten eines Raumpunktes kennzeichnet⁵⁾. Für eine wirtschaftspolitische Anwendung ist es jedoch wünschenswert, den Schaden einer Einheit des an die Umwelt abgegebenen Abfallprodukts zu bestimmen [73]. In diesem Fall ist der marginale Schaden definiert als

⁵⁾ Bei einer Reihe von Umweltdiensten nimmt der marginale Schaden nicht nur mit der Menge der Schadstoffe zu, sondern auch mit der Anzahl der Benutzer eines öffentlichen Gutes. Vgl. R o t h e n b e r g [70].

$$\delta U_o / \delta w = \frac{\delta U_o}{\delta s} \frac{ds}{dw}$$

oder — bei linearen Transformationen der Abfallprodukte in Schadstoffe —

$$\Sigma \frac{\delta U_o}{\delta w} = A_{ws} \Sigma \frac{\delta U_o}{\delta s}$$

wobei A_{ws} eine Transformationsmatrix, d. h. ein vereinfachtes Diffusionsmodell darstellt. Der marginale Schaden besteht in diesem Fall aus dem Transformationskoeffizienten und der ersten Ableitung der Schadensfunktion.

Die Annahme eines konstanten Transformationskoeffizienten setzt eine relativ einfache Hypothese über das System der Umwelt voraus. Als typisches Beispiel einer solchen einfachen Diffusionsfunktion ist die Streeter-Phelps-Gleichung [73] bekannt, die den Sauerstoffbedarf eines Flusses an einer Stelle z linear abhängig macht von den flußaufwärts an einer Stelle z' in den Fluß eingelassenen Abfallprodukten, gemessen am Sauerstoffdefizit, das in z' durch die Abfallprodukte verursacht wird. Voraussetzung für diese Linearisierung ist jedoch, daß einige Faktoren wie Wassertemperatur, Flußstärke usw. konstant bleiben.

Eine Reihe z. T. nichtlinearer Diffusionsmodelle zur Explikation des Verhaltens der Schadstoffe in der Umwelt, ihres Transports, ihrer Lagerung und Transformation und ihrer räumlichen Verteilung sind bisher für die verschiedenen Medien der Umwelt wie Luft, Wasser usw. entwickelt worden. Entscheidend für diese Ansätze ist eine Beziehung zwischen den an die Umwelt an bestimmten Verursacher-Standorten abgegebenen Mengen an Abfallprodukten und den Konzentrationen der Schadstoffe an bestimmten Empfänger-Raumpunkten.

In bezug auf Diffusionsmodelle für das Medium Luft sind die physikalischen Modelle am weitesten fortgeschritten [75]. Am erfolgreichsten waren bisher Ansätze zur Vorhersage von räumlichen Verteilungen von Schwefeldioxyden und Partikeln. Chemische Reaktionsmodelle, z. B. zur Explikation des photochemischen „smogs“ werden z. Z. entwickelt [75]. Für das Medium Wasser sind neben den Streeter-Phelps-Gleichungen der Ansatz von Isard [37] und das RfF-Modell [75] zu erwähnen, in dem das ökologische System in 11 Klassen eingeteilt wird mit den endogenen Variablen Stickstoff, Phosphat, nicht aufgelöste Festteile, organische Substanzen, Algen, Bakterien, Fisch, Plankton, Sauerstoff, Toxide und Temperatur. Die Inputs des Modells sind Abfallprodukte wie organische Abfälle, gemessen an dem durch sie verursachten Sauerstoffdefizit, Stickstoff, Phosphat, Phenol und Hitze. Die Outputs des Modells sind Dichte des Fischbestandes, der Algen und das Sauerstoffniveau.

Diffusionsmodelle sind eine wesentliche Voraussetzung zur Ermittlung von Schadensfunktionen, da sie eine Zuordnung zwischen den Abfallprodukten an einem Verursacher-Standort und den Schadstoffen an einem Empfänger-Standort ermöglichen. Sie enthalten zudem solche Größen wie die Assimilationskapazität der Umwelt für bestimmte Schadstoffe, berücksich-

tigen die Interaktion der Schadstoffe untereinander, ihre Abbaubarkeit und den Materialfluß der Schadstoffe z. B. durch Nahrungsketten oder eine Reihe von verbundenen Umweltmedien (Oberflächen- und Grundwasser). Wenn die Interaktion zwischen ökonomischen System und der Umwelt das entscheidende Erklärungsziel ist, so können die in der Umwelt sich vollziehenden Prozesse nicht weiter vernachlässigt werden. Eine Reihe von ökonomischen Modellen enthalten konsequenterweise Gleichungen zur Beschreibung der in der Umwelt ablaufenden Prozesse [37, 75].

3. Die erörterten Schadensfunktionen berücksichtigen nicht die Verteilung der Schäden auf Personen und Gruppen der Gesellschaft [77 a, Kap. 8]. Beeinträchtigungen der Umwelt durch Schadstoffe können als ein negatives öffentliches Gut — als öffentliches „Schlechtes“ — interpretiert werden, das analog zum öffentlichen Gut behandelt werden kann. Aber ähnlich wie man das Definitionsmerkmal des öffentlichen Gutes bestreiten kann („must be consumed in equal amounts by all“, Musgrave), so kann man auch bezweifeln, daß ein öffentliches Schlechtes gleichmäßig von allen Konsumenten ertragen wird. Die gleichen Determinanten, die die Verteilungseffekte⁶⁾ eines öffentlichen Gutes bestimmen, wie räumliche Nähe, Vermögen, Einkommen, Intensität des Bedarfs usw., determinieren auch die Verteilung der Schäden. Einkommen, Vermögen und sozialer Status erlauben es z. B. durch die Wahl anderer Wohn- oder Arbeitsstätten der Luftverschmutzung teilweise auszuweichen. Wohngebiete mit einer geringeren Luftverschmutzung werden höhere Grundstücks- und Gebäudepreise haben und in der Regel auch bestimmte private Komplementärgüter (Autos) erfordern. Es kann deshalb erwartet werden, daß der Konsum der Umweltdienste positiv mit Einkommen und Vermögen variiert. So kommt Freeman⁷⁾ zu dem Ergebnis, daß die Schäden der Umweltbeeinflussung stärker auf die unteren Einkommensgruppen verteilt sind. Es ergibt sich zwar eine Differenz der Schäden zwischen den Städten (z. B. ist die niedrigste Einkommensgruppe in Washington D. C. im Durchschnitt einer geringeren Luftverschmutzung ausgesetzt als die höchste Einkommensgruppe in St. Louis), innerhalb einer Stadt läßt sich aber eine Schadensverteilung zuungunsten der unteren Einkommensgruppen beobachten. Ein ähnliches Ergebnis erzielt eine Studie über New York [67].

Die Distributionswirkungen der Nutzung der Umwelt müssen m. E. bei der Ermittlung der Schadensfunktionen berücksichtigt werden. Aber nicht allein die Verteilung der Nutzung der Umweltdienste verschiedener Qualitäten ist ein Problem. Die Ermittlung der Schadensfunktionen ist auch in der Weise mit der Einkommensverteilung verknüpft, daß die Schadensermittlung eine gegebene Einkommensverteilung voraussetzt. So hängt die Zahlungsbereitschaft eines Individuums, die ja Ausgangspunkt für die Er-

⁶⁾ Vgl. H. Siebert, Zur Frage der Distributionswirkungen öffentlicher Infrastrukturinvestitionen, in: Theorie und Praxis der Infrastrukturpolitik, Hrsg. von R. Jochimsen und U. E. Simonis, Berlin 1970, 33—71.

⁷⁾ A. M. Freeman, III, Distribution of Environmental Quality, in [4].

mittlung der Schäden ist, vom Einkommen der Individuen und damit der Einkommensverteilung ab. Die Schäden werden überschätzt, wenn die Zahlungsbereitschaft einer hohen Einkommensgruppe für die Reduzierung von Schäden erfragt wird, da man davon ausgehen kann, daß Personen mit hohem Einkommen einer sauberen Umwelt eine höhere Priorität geben. Ferner unterstellt die Ermittlung der Vermögensschäden in der Regel eine gegebene Vermögensverteilung.

III. Optimierungs- und Gleichgewichtsmodelle

Sind die Interdependenzen zwischen ökonomischem System und Umwelt bekannt, so lautet eine entscheidende Frage, wie die optimale Nutzung der Umwelt bestimmt werden kann. Die Bestimmung dieses Optimums erfolgt in Entscheidungsmodellen, in denen das Maximum oder Minimum einer Zielfunktion bei vorgegangenen Restriktionen gesucht wird. Da die Modelle in der Regel wirtschaftspolitische Instrumentvariable enthalten, dienen sie auch zur Diskussion von umweltpolitischen Lösungsansätzen.

Im folgenden unterscheiden wir zwischen (statischen) Optimierungsmodellen für eine Periode und (intertemporalen) Ansätzen für eine Reihe von Perioden (Abschnitt 3). Bei den statischen Optimierungsansätzen differenzieren wir zwischen Programmierungsansätzen des Russel-Spofford-Typs [73] und Gleichgewichtsmodellen à la Førsund [28, 29] und Mäler [56].

1. Statische Programmierungsansätze

Das für empirische Anwendungen wohl am weitesten entwickelte Modell ist der Programmierungsansatz, der von Russel und Spofford [73] bei Resources for the Future für das Flußgebiet des Delaware erarbeitet wurde⁸⁾.

Als Zielfunktion wird der Nettonutzen der Gesellschaft gewählt, der zu maximieren ist. Die Zielfunktion Z hat als Komponenten (1) den Bruttonutzen des Konsums U , (2) die Opportunitätskosten (ℓ_x) der Produktionsfaktoren im Sinne entgangener Produktionsmöglichkeiten, (3) die Kosten der Behandlung der Abfallprodukte (ℓ_w), (4) die Kosten der Modifizierung der Umwelt zur Vermeidung von Empfänger-Schäden ℓ_m und (5) die noch verbleibenden Schäden für die Gesellschaft, ℓ . Die Bruttonutzen des Konsums (U) und die Opportunitätskosten der Produktionsfaktoren (ℓ_x) sind Funktionen der Niveaus der Produktionsprozesse. Die Behandlungskosten hängen von Aktivitätsniveaus der Abfallbeseitigungsprozesse (w) ab. Die Kosten der Modifizierung der Umwelt werden von den Aktivitätsniveaus der Modifikationsprozesse und die Schäden von den verbleibenden Schadstoffen s bestimmt. Die Zielfunktion lautet:

$$Z = U(x) - \ell_x(x) - \ell_w(w) - \ell_m - \ell(s)$$

Die Abfallmengen w und die Schadstoffe s sind mit einem Raumindex zu versehen.

⁸⁾ Vgl. auch das Entscheidungsmodell von R. Thoss [80].

Es ist zu erwarten, daß diese Zielfunktion nicht linear ist. Jedoch kann eine nicht-lineare Zielfunktion durch eine linearisierte Zielfunktion der Form

$$Z = p \cdot x - \ell'_x x - \ell'_w \cdot w - \frac{\partial \ell_v}{\partial w} \cdot w$$

stückweise angenähert werden, wobei p den Preisvektor der Endprodukte, ℓ'_x die marginalen Opportunitätskosten der Produktionsfaktoren, ℓ'_w die Grenzkosten der Abfallbeseitigung und $\frac{\partial \ell_v}{\partial w}$ die marginalen Schäden einer Abgabe von Abfällen an die Umwelt darstellen.

Mit dieser vorgegebenen Zielfunktion besteht das Entscheidungsmodell aus drei Komponenten:

(1) einem linearen Programmierungsmodell mit Produktions- und Konsumaktivitäten an verschiedenen Stellen einer Region, einschließlich der Mengen und Arten der Abfälle, die bei der Produktion jedes Gutes entstehen.

Das Modell berücksichtigt die Interdependenz der Abfallprodukte, indem es die Kosten der Transformation einer Abfallart in eine andere erfaßt. Ferner sind die Transportkosten der Abfallprodukte von einem Raumpunkt zum anderen und die Kosten endgültiger Abfallbeseitigungsaktivitäten wie Müllhaldenbildung enthalten. Das Modell erlaubt Entscheidungen zwischen Produktionsprozessen, zwischen Inputs, der Wiederverwendung von Abfällen und der Herstellung von Nebenprodukten.

(2) einem Diffusionsmodell, das die Diffusion und Transformation der Abfälle in der Umwelt beschreibt;

(3) einer Schadensfunktion, die die Konzentration von Abfällen an bestimmten Raumpunkten in die ökonomische Kategorie „Kosten“ überträgt.

Die Lösung des Modells erfolgt in Iterationsverfahren: In einer ersten Iteration wird das lineare Programmierungsmodell ohne Restriktionen für Abfallmengen oder Nebenbedingungen für Preise der Abfallprodukte gelöst. Die sich ergebenden Abfallmengen werden als Inputs des Diffusionsmodells betrachtet, dessen Resultat dazu dient, die Schadenfunktionen zu berechnen. Diese Schadenfunktionen erlauben die Ermittlung marginaler Schäden bei der Vermehrung einzelner Abfallarten. Diese marginalen Schadenswerte werden in der nächsten Iteration als Schattenpreise für die Abfallbeseitigung angesetzt. Das Programmierungsmodell wird erneut gelöst usw. Ein Optimum wird erreicht, wenn sich der Wert der Zielfunktion, die Abfallmengen und die Schadenswerte bei weiteren Iterationen nicht wesentlich ändern.

In der block-rekursiven Konstruktion des Gesamtmodells ist der entscheidende Baustein das lineare Programmierungsmodell. Das Programm lautet

$$\begin{aligned} z &= p'x \text{ Max!} \\ A &\leq n \\ x &\geq 0 \end{aligned}$$

wobei p' ein Preisvektor, x ein Vektor von Aktivitätsniveaus, n ein Vektor von Restriktionen und A eine Matrix ist, die die Beziehungen zwischen den Aktivitäten beschreibt. Die Restriktionen verlangen, daß der Output gleich

der Zwischen- und Endnachfrage ist, die Faktoreinsatzmengen der Produktion die vorhandenen Ressourcen nicht überschreiten dürfen und die Menge der entstandenen Abfälle minus der Menge der behandelten Abfälle gleich ist den an die Umwelt abgegebenen Abfallmengen.

Das Modell kann entscheidend erweitert werden, wenn die Herstellung von Nebenprodukten und die Wiedergewinnung von Rohstoffen eingeschlossen werden.

In die Restriktionen können auch die Niveaus der zulässigen Schadstoffe aufgenommen werden. Dieses ist dann möglich, wenn die Diffusionsfunktion linear ist. In diesen Fällen nimmt das lineare Programm die Form

$$z = p'x \text{ Max!}$$

$$\begin{bmatrix} A_1 \\ A_2 \end{bmatrix} x \begin{matrix} \geq n_1 \\ \geq n_2 \end{matrix}$$

an, wobei sich n_2 auf vorgegebene Mengen der zulässigen Schadstoffe bezieht und A_2 die Interaktionsmatrix der Umwelt kennzeichnet.

Diffusionsmodelle sind nicht notwendigerweise linear. Folglich kann die Diffusion in der Umwelt nicht immer in Form von linearen Beziehungen erfaßt werden. Da aber die Optimierung lineare Beziehungen fordert, entsteht hiermit ein Problem des Programmierungsansatzes. Spofford, Russel und Kelly [75] eliminieren die Diffusion aus den Restriktionen und berücksichtigen die Emissionsstandards mit Hilfe von Straf- oder Bußgeldern.

Straffunktionen werden angewandt, um auszudrücken, ob eine Lösung die Emissionsstandards verletzt oder nicht. Marginale Bußgelder, bezogen auf jede zusätzliche Abgabe der verschiedenen Abfallarten, werden berechnet und als Preise für die Abgabe von Abfallprodukten an die Umwelt in der nächsten Iteration benutzt [75]. Das Ziel des Ansatzes ist es, das Bußgeld so hoch anzusetzen, daß im Optimum die Standards im wesentlichen erfüllt sind und das Bußgeld Null beträgt.

Das Modell betrachtet in seinem jetzigen Entwicklungsstadium [75] ein Teilgebiet der unteren Delaware-Flußregion mit einem Rastersystem von fünf Quadratkilometern pro Raster und 16 Sektionen des Delaware. Das Modell schließt zur Zeit nur zehn industrielle Verschmutzungsquellen und drei Arten von Abfallprodukten der Haushalte ein. In drei verschiedenen Läufen mit je 40 Iterationen und unterschiedlichen Bußgeldparametern wird untersucht, wie sich die aus dem Modell prognostizierten Schadstoffkonzentrationen in der Zeit verhalten.

Eine Reihe der mit diesem Modell verbundenen Probleme [71, 73, 75] kann hier nicht weiter angesprochen werden: (1) Dekomposition des Modells in kleinere Systeme, (2) angewandte Diffusionsmodelle, (3) Optimierungsverfahren, (4) Datenbeschaffung, (5) Berechnung der Schadensfunktionen und (6) Bedingungen für das Erreichen der Optimallösung.

2. Statische Gleichgewichtsmodelle

Gleichgewichtsmodelle verfolgen den Zweck, die Interdependenzen des ökonomischen Systems und seinen Zusammenhang mit der Umwelt zu erfassen.

sen sowie die Frage nach der Existenz eines Optimal- oder Gleichgewichtszustandes in einem dezentralisierten System mit mehreren Entscheidungsträgern zu beantworten. Sie erheben in der Regel den Anspruch Totalmodelle zu sein, die im Gegensatz zu Partialanalysen alle Interdependenzen berücksichtigen; jedoch müssen zumindest bezüglich des Systems der Umwelt oft vereinfachende Annahmen gemacht werden, z. B. die Nichtbeachtung von Interaktionen zwischen Schadstoffen.

Die erste Formulierung der Gleichgewichtsmodelle von Ayres und Kneese [8, 41] geht von dem Konzept der Materialbilanz aus und lehnt sich eng an die Input-Output-Modelle an. Sie versucht im wesentlichen eine Darstellung des allgemeinen Walras-Cassel-Gleichgewichtsmodells im Stil von Dorfman-Samuelson-Solow [24]. Das Materialbilanzmodell enthält Konsistenzbedingungen über die Materialströme und erlaubt die Einführung von Preisen für die Nutzung von "common property resources" und von negativen Preisen für Schadstoffe.

Die Modelle von Førsund [28, 29] basieren auf dem Lefeber-Modell [52], einem räumlichen Gleichgewichtsmodell mit einem Transportsektor und gegebenen Standorten von Konsumenten und Produzenten. Diese Ansätze versehen die im folgenden beschriebenen Variablen noch mit einem Raumindex. Der Ansatz von Mäler [56] beruht im wesentlichen auf der Formulierung einer Gleichgewichtsökonomie im Stil von Arrow, Debreu und Nishikido [62].

Als dezentrale Entscheidungsträger enthalten die Modelle von Førsund und Mäler nutzenmaximierende Konsumenten, gewinnmaximierende Produzenten und eine Umweltbehörde. Die Produktionsfunktion $F(x, w_x; K) = 0$ verdeutlicht, daß durch den Einsatz der Faktoren K die Gütermenge x und als Kuppelprodukt die Abfallprodukte w_x entstehen.

Die Nutzenfunktion der Konsumenten enthält als Inputs die Konsumgüter x (das Modell ist statisch und betrachtet keine Investition) und die Dienste der Umwelt E . Die Maximierung der individuellen Nutzenfunktion U resultiert in einer Nachfragekorrespondenz für Güter und Umweltdienste und in einer Angebotskorrespondenz für Abfallmengen (w_c).

Die gesellschaftliche Nutzenfunktion $W(U, w; x, E) = 0$ stellt eine Bewertung der Umweltschäden dar, wenn man berücksichtigt, daß die Umweltdienste durch die Abfallmengen $w = w_x + w_c$ beeinflusst werden. Ein solcher Zusammenhang wird einmal über die Diffusionsfunktion hergestellt, die angibt, wie durch chemische und physikalische Prozesse die Abfallmengen w in Schadstoffkonzentrationen s umgeformt werden, also $f(s; w) = 0$. Zum anderen beeinflussen die Schadstoffe die Dienste der Umwelt über die Beziehung $f(E; s) = 0$. Schließlich kann in diesem Zusammenhang eine Modifikationsfunktion eingeführt werden, die angibt, wie die primären Abfälle w durch Einsatz der Ressourcen r in sekundäre Abfälle w' umgewandelt werden können: $M(w'; w; r) = 0$.

Der Umweltbehörde obliegt die Modifikation der primären in sekundäre Abfallarten. Sie verkauft ferner an Konsumenten und Produzenten Rechte der Ablagerung von Abfällen in der Umwelt (pollution rights). In

diesem Fall werden Umweltdienste nicht als öffentliches Gut betrachtet. Die Umweltbehörde maximiert ihren Gewinn, indem sie Güter- und Faktorpreise als gegeben betrachtet. Sie hat (als Monopolist) die Wahl, entweder die Abfallmenge zu fixieren und den Markt der Verschmutzungsrechte die Preise bestimmen zu lassen oder die Preise zu fixieren und den Markt die Mengen bestimmen zu lassen.

Wenn Konsumenten ihre Nutzen und Produzenten ihren Gewinn maximieren: stellen die daraus resultierenden Nachfrage- und Angebotskorrespondenzen ein Gleichgewicht dar, d. h. sind die Pläne der einzelnen Entscheidungseinheiten in dem Sinn konsistent, daß der Markt geräumt wird? Dies ist die Frage, die die Gleichgewichtsmodelle zu beantworten suchen. Mäler [56] diskutiert diese Frage, indem er ein Gleichgewichtsmodell im Stile Debreus-Nikaidos für die oben gekennzeichnete Wirtschaft aufstellt, mit Preisen für Abfallbeseitigungsrechte und Preisen für die Nutzung der Dienste der Umwelt. Es wird bewiesen, daß ein solches Gleichgewicht existiert.

Es wird ferner gezeigt, daß dieses Gleichgewicht ein Optimum im Sinne Paretos darstellt. Während Mäler [56] mit individuellen Nutzenfunktionen arbeitet und die Optimaleigenschaft des Gleichgewichts mit Hilfe des Pareto-Kriteriums diskutiert, geht Førsund [28, 29] von einer gesellschaftlichen Wohlfahrtsfunktion als Summe gewichteter individueller Nutzenfunktionen im Sinne Bergsons aus. Bei Førsund steht die Auffindung von Optimalbedingungen im Vordergrund, die durch die Maximierung der gesellschaftlichen Wohlfahrtsfunktion mit Hilfe des Lagrange-Verfahrens gefunden werden. Es ergeben sich z. B. folgende Aussagen [28]:

Die gesellschaftlich gewichteten individuellen Nutzen eines Gutes müssen gleich sein seinem Schattenpreis zuzüglich den marginalen gesellschaftlichen Kosten, die durch den Anfall von Schadstoffen bei der Produktion und beim Konsum dieses Gutes entstehen.

Die gesellschaftlich gewichtete Summe der Grenznutzen eines Umweltdienstes müssen gleich sein dem Lagrange-Multiplikator, der mit der Schadensfunktion dieses Dienstes verknüpft ist.

Die Schattenpreise für die Verursachung eines bestimmten Schadstoffes sind gleich der marginalen gesellschaftlichen Bewertung der Auswirkungen dieses Schadstoffes [28].

Der Schattenpreis für die Nutzung eines Dienstes der Umwelt muß gleich sein der Summe der gesellschaftlich gewichteten Grenznutzen, die dem Konsumenten aus diesen Dienst entstehen.

Schließlich ergibt sich eine Aussage, die Førsund [28] als Gossens Gesetz der Verteilung von Schadstoffen auf die Umweltmedien bezeichnet. Wenn man davon ausgeht, daß ein Schadstoff auf die verschiedenen Medien verteilt werden kann, so ist die Verteilung so vorzunehmen, daß der marginale gesellschaftliche Schaden der Benutzung eines Mediums für die Ablagerung aller Schadstoffe gleich ist.

Die letzte Aussage macht deutlich, daß Optimierungs- und Gleichgewichtsmodelle als theoretische Handlungsanweisungen für eine Umweltbehörde

interpretiert werden können. Insbesondere wird das Gleichgewichtsmodell angewandt, um die Steuerung der dezentralen Entscheidungseinheiten auf ein Optimum hin mit Hilfe eines Preissystems zu diskutieren [29, 56].

Als pragmatischer Optimierungsansatz ist die Nutzen-Kosten-Analyse entwickelt worden. Ziel dieser Vorgehensweise ist die Ermittlung der Kosten und Nutzen alternativer umweltschützender Maßnahmen, z. B. eine Reihe unterschiedlicher Qualitätsstandards der Umwelt. Kosten umfassen in diesem Fall u. a. (1) die laufenden und Investitionskosten von Anlagen der Abfallproduktbeeinflussung und (2) Auswirkungen auf volkswirtschaftliche Ziele wie Beschäftigung, Preisniveau, Wachstum und Zahlungsbilanz. Es liegen eine Reihe solcher Kostenschätzungen vor. Nutzen sind die abgewendeten Schäden wie Gesundheitsschäden, Vermögensschäden (vgl. Schadensfunktion) und Nutzen aus der Inanspruchnahme der Umwelt als öffentliches Konsumgut. Ungelöst sind u. a. Fragen der Distributionswirkungen (Freeman, in [42; 67, 77 a, Kap. 8]) von öffentlichen Gütern und die Vorausschätzung zukünftiger Nachfrageentwicklungen bei der Bestimmung der Benefits [26, 77 a, Kap. 7].

Die bisher beschriebenen Ansätze sind statische Allokationsmodelle, in denen die Zeit und zeitbezogene Variable wie Kapitalakkumulation, technischer Fortschritt usw. nicht berücksichtigt werden. Diese statische Analyse ist u. a. deshalb problematisch, weil die Umweltverschmutzung selbst ein Problem ist, bei dem die Zeitdimension eine wesentliche Rolle spielt, so z. B. bei der Akkumulation von solchen Schadstoffen in verschiedenen Umweltmedien, die nicht hinreichend schnell oder überhaupt nicht abgebaut werden können. Ein weiterer Ansatz zur Analyse der Beziehungen zwischen ökonomischem System und der Umwelt besteht deshalb in der expliziten Berücksichtigung der Zeit in Optimierungsansätzen, d. h. konkret in der Verknüpfung der Umweltanalyse mit Fragen des wirtschaftlichen Wachstums.

3. Intertemporale Allokationsmodelle

Die Berücksichtigung der Interaktionen zwischen ökonomischem System und dem System der Umwelt hat erhebliche Konsequenzen für die Wachstumstheorie und die wirtschaftspolitische Analyse des Wachstumsziels. Im Rahmen der positiven Analyse wird deutlich, daß die bisherige Wachstumstheorie wesentliche Zusammenhänge zwischen Ökonomie und Umwelt nicht beachtet hat, und zwar zum einen die Inanspruchnahme der Dienste der Umwelt für Konsum und Produktion und zum anderen die Benutzung der Umwelt für die Ablagerung von Schadstoffen. Berücksichtigt man diesen Aspekt der Interaktion zwischen Ökonomie und Umwelt, so ergeben sich drei unterschiedliche Fragestellungen: Einmal kann im Sinne der positiven Ökonomie gefragt werden, durch welche Hypothesen die anfallenden Schadstoffe im Rahmen eines Wachstumsmodells erklärt werden können. Ansätze hierzu finden sich bei d'Arge [2], der die anfallenden Schadstoffmengen in aggregierter Form in ein Harrod/Domar-Wachstumsmodell einführt. Zum anderen entwickelt er ein Wachstumsmodell, in dem die Zunahme der Ab-

fallmengen mit dem Bevölkerungszuwachs und dem Pro-Kopf-Konsum verknüpft wird [2; 3]. Eine ähnliche Fragestellung wird von Forster [27] in einem neoklassischen Modell verfolgt. Meadows u. a. [58] betrachten in einem Simulationsmodell die Zusammenhänge zwischen den Variablen Industrialisierung, Bevölkerungswachstum, Ernährung, Ressourcen und Umwelt.

Zum anderen zwingt die Berücksichtigung der Umwelt im Rahmen der wirtschaftspolitischen Analyse zu der Erkenntnis, daß wirtschaftliches Wachstum Umweltkosten verursacht. Die Nutzung der Umwelt für Zwecke des öffentlichen Konsum und als Lieferant von Rohstoffen erfordert die Betrachtung dieser Kosten des Wachstums (Mishan [60], Frey [31 a], Commoner [17], Heller [35]) und die Analyse der Grenzen des Wachstums (Meadows u. a. [58]).

Schließlich besteht im Bereich der normativen Ökonomik das Problem, die Nutzung der vorhandenen Ressourcen und die negative Beeinflussung der Umwelt durch Ablagerung von Schadstoffen auf die verschiedenen Generationen einer Gesellschaft optimal zu verteilen. Dieses Problem der inter-temporalen Allokation wird durch das folgende Paradigma beschrieben:

1. Gegeben ist eine unendliche Menge von natürlichen Rohstoffen, die für die Produktion in einem Planungszeitraum $(0, T)$ zur Verfügung stehen. Die Rohstoffe sind nicht oder nur z. T. regenerierbar. Eine Regenerationsfunktion der Rohstoffe beschreibt die mengenmäßige Veränderung der Rohstoffe in der Zeit.

2. Eine in Periode 0 in der Produktion eingesetzte Ressource kann nicht mehr in späteren Perioden verwandt werden. Ihr jetziger Einsatz stellt Opportunitätskosten im Sinne entgangener Faktoreinsatzmöglichkeiten in späteren Perioden dar.

3. Die gegebene Menge der Rohstoffe ist ein limitierender Faktor für die wirtschaftliche Entwicklung. Dieser limitierende Faktor ist um so gravierender, je stärker der Konsum pro Kopf infolge des Bevölkerungswachstums steigt.

4. Aufgrund der Massenbilanz werden die der Umwelt entzogenen Rohstoffe in annähernd gleicher Menge wieder an die Umwelt zurückgegeben. Die Kapitalbildung führt lediglich zu einer Periodenverschiebung der Rückgabe an die Umwelt.

5. Die Rückgabe von Material (Schadstoffen) an die Umwelt ändert die Qualität der Umweltdienste, sowohl für die Produktion als auch für den Konsum.

6. Die Präferenzfunktion der Gesellschaft ist über die mit den Ressourcen produzierten Güter und über die Umweltdienste definiert, die in den verschiedenen Perioden des Planungszeitraums zur Verfügung stehen. Die vorhandenen Güter und Dienste zukünftiger Perioden werden mit einer gesellschaftlichen Diskontrate auf den Gegenwartswert abdiskontiert. Mit zunehmenden Abfallmengen steigt in den zukünftigen Perioden der negative Nutzen aus den Schadstoffabgaben an die Umwelt. Da weiteres Wachstum zusätzliche Rohstoffeinsätze und damit zusätzliche Abfallmengen impliziert,

stellt eine über die Umweltdienste definierte Wohlfahrtsfunktion einen weiteren limitierenden Faktor des wirtschaftlichen Wachstums dar.

7. Die Auswirkung der Abfallmengen auf die Umweltdienste hängt von der Assimilationskapazität der Umwelt ab. Nicht abbaubare Schadstoffe akkumulieren in der Zeit (Akkumulationsfunktion der Schadstoffe).

8. Die Assimilationskapazität der Umwelt und die Regenerationsfunktion der Rohstoffe können durch Investitionen beeinflusst werden.

9. Technischer Fortschritt führt zu der Entdeckung neuer Rohstoffe, macht bisher unnutzbare Rohstoffe nutzbar, führt zu einer Erhöhung des Outputs bei gegebenem Einsatz von Rohstoffen, verändert die Regenerations- und Assimilationsfunktionen und reduziert anfallende Abfallmengen durch die Möglichkeit der Wiederverwendung von Abfallmaterial.

10. Die Wiederverwendung von Abfallmaterial (recycling) erlaubt die Reduzierung der an die Umwelt fließenden Schadstoffe.

Das Problem der intertemporalen Allokation der Faktoren besteht darin, unter Berücksichtigung der in diesem Paradiagma beschriebenen Faktoren und Funktionen eine solche Allokation der Faktoren in der Zeit herbeizuführen, daß die gesellschaftliche Wohlfahrtsfunktion ein Optimum erreicht. Das Ziel dieser Optimierungsmodelle ist die Bestimmung eines optimalen Zeitpfades für die zentralen Variablen Konsum und Umweltqualität auf einen steady state hin, in dem alle Variablen mit der gleichen Rate zunehmen. Die Aufgabe besteht darin, unter den möglichen Zeitpfaden, d. h. den Pfaden, die die Restriktionen erfüllen, denjenigen zu bestimmen, der die Wohlfahrtsfunktion maximiert. Die Lösung erfolgt mit Hilfe des Maximum-Prinzips von Pontryagin.

Zwangsläufig müssen die Ansätze in dem Sinn partiell sein, daß nicht alle Faktoren und ihre Interdependenzen gleichzeitig berücksichtigt werden können. So konzentriert sich eine Forschungsrichtung auf die Relevanz nicht erneuerbarer Rohstoffe für den Wachstumsprozeß und die optimale intertemporale Allokation (Anderson [1]; Barnett und Morse [9]; Burt und Cummings [16]; Frey [31 a]; Frey und Schwoediauer [32]; Krutilla [46]; Mäler [56]; Plourde [65])⁹⁾.

Eine andere Richtung untersucht die Relevanz der Produktion von Schadstoffen und ihre Akkumulation in der Zeit für die optimale intertemporale Allokation. d'Arge [2] greift in einem sehr einfachen Modell das Thema von Malthus auf und unterstellt, daß in einem Zeitpunkt T eine solche Belastung der Umwelt stattgefunden hat, daß eine Dezimierung der Bevölkerung erfolgen wird. Die Fragestellung lautet, welche Schadstoffmengen in den einzelnen Perioden des Zeitraumes $(0, T)$ zugelassen werden sollen, wenn der Gegenwartswert der Wohlfahrt ein Maximum erreichen soll.

Schließlich bestehen bereits Ansätze, die sowohl die Nutzung der Roh-

⁹⁾ Barnett und Morse [9] haben die These zunehmender Knappheit der Rohstoffe empirisch zu prüfen versucht und sind zu dem Ergebnis gekommen, daß die Knappheit von Rohstoffen in der Vergangenheit nicht das wirtschaftliche Wachstum limitiert hat.

stoffe für die Produktion als auch die Nutzung der Umwelt für den Konsum und die Beeinträchtigung der Umweltdienste durch die Schadstoffablagerung berücksichtigen. Diese Modelle betrachten also sowohl die Rate der Extraktion der Ressourcen als auch die Rate der Abfallablagerung. Ausgehend vom Beispiel eines in einem Raumschiff gestrandeten modernen Robinson Crusoe, der nicht mehr zur Erde zurückkehren kann und Rohstoffe für eine kürzere Zeit als seine Lebenserwartung hat, wird die Frage gestellt: was wird zuerst knapp: Die Rohstoffe, die zur Erhaltung der Lebensbedingungen beitragen wie Nahrungsmittel, oder die Assimilationskapazität des Raumschiffes für Abfälle und Schadstoffe [2].

Die Problematik der intertemporalen Optimierungsmodelle besteht neben dem Konzept des steady state in der Auswahl der Wohlfahrtsfunktion. Die Wohlfahrtsfunktion ist in der Regel über den Pro-Kopf-Konsum und die Umweltdienste (oder negative öffentliche Güter) definiert. Die Nutzen, die aus diesen Gütern in den verschiedenen Perioden fließen, werden auf den Gegenwartswert abdiskontiert. So geht Mäler [56] von einer Zielfunktion $W = \int_0^T U(C/L, E) e^{-rt} dt$ aus, in der E die Qualität der Umwelt und L die Anzahl der Arbeitskräfte darstellt. Er unterstellt ferner, daß die politischen Akteure für den Zeitraum nach dem Planungshorizont bestimmte Minimumerfordernisse formulieren, und zwar einen minimalen Kapitalstock, eine minimale Qualität der Umwelt und einen Minimumbetrag von Rohstoffen, so daß die Präferenzen durch die oben erwähnte Zielfunktion und die folgenden Restriktionen verdeutlicht werden:

$$K(T) \geq \bar{K}_T$$

$$Y(T) \geq \bar{E}_T$$

$$\int_0^T v(t) dt \leq \bar{R}_T$$

wobei v den Strom der genutzten natürlichen Rohstoffe zum Zeitpunkt t kennzeichnet.

Die Anwendung dieses Gegenwarts-kriterium des Nutzens stößt auf erhebliche Schwierigkeiten. Ungelöst ist die Frage, ob der Pro-Kopf-Nutzen angesetzt werden sollte oder dieser mit der Größe der Bevölkerung gewichtet werden soll [5]. Ungelöst ist ferner das Problem der Aggregation individueller Nutzenfunktionen, wobei diese Aggregation nicht allein für eine Periode, sondern über die Zeit vorzunehmen ist. Die Auswahl der Diskontrate, die im wesentlichen mit dem Planungshorizont verknüpft ist — eine hohe Diskontrate läßt den Planungshorizont schrumpfen — ist eine weitere ungelöste Frage. Insbesondere bleibt unklar, inwieweit eine Regierung durch die Auswahl einer niedrigen Diskontrate die Interessen zukünftiger Generationen wahrnehmen soll (Pigou).

Page [64] weist darauf hin, daß die Generationen nicht miteinander verhandeln können und damit eine Pareto-Effizienz im Sinne eines intertemporalen Nutzenmaximums ohne gesellschaftliche Regelung nicht möglich ist. Unterstellt man, daß die Wohlfahrt eines Individuums steigt, wenn es

weiß, daß nicht er allein, sondern andere ebenfalls zur Finanzierung eines öffentlichen Gutes beitragen (Marglin), so kann die Wohlfahrt der gegenwärtigen Generation unter der Annahme erhöht werden, daß sie Beiträge der zukünftigen Generation positiv bewertet und diese zukünftige Generation durch eine Verhandlung binden würde. Da die zukünftige Generation jedoch nicht verhandeln kann, ist der intertemporale Allokationsplan ohne gesellschaftliche Regelung im Sinne des Pareto-Kriteriums ineffizient.

Ein weiteres Problem ist, ob ein in der Periode 0 für den Zeitraum $(0, T)$ aufgestellter Allokationsplan nicht in der Periode 1 revidiert wird. Eine solche Modifikation erklärt sich daraus, daß z. B. bei einer gegebenen Menge von Ressourcen der Nutzen aus dem Konsum zukünftiger Perioden infolge der Abdiskontierung relativ niedrig angesetzt wird, mit Erreichen dieser Perioden aber der abdiskontierte Wert zwangsläufig steigt. Dadurch kann eine Reallokation einsetzen (Strotz [78]).

Schließlich sind andere Zielfunktionen denkbar. So entscheidet sich Rawls [66] im Sinne seines Kriteriums der sozialen Gerechtigkeit für den Konsumpfad, der die Minima maximiert. Sein Ausgangspunkt ist eine Verteilung des Sozialprodukts, bei der die Empfänger in der Ausgangssituation nicht wissen, welchen Anteil sie erhalten. Unter dieser Ausgangslage werden die Individuen eine egalitäre Verteilung vorziehen. Die Anwendung dieser Überlegung führt zur Maximierung der Minima eines Konsumpfades in der Zeit, wobei dieses Kriterium die völlige Trennung von Distribution und Produktion voraussetzt.

IV. Wirtschaftspolitische Maßnahmen

Die in den Abschnitten II und III dargestellten Explikationsmodelle sind Informationsinstrumente, die als Voraussetzung für die Entscheidung über bestimmte Maßnahmen anzusehen sind. Dagegen haben die Optimierungsmodelle, z. B. das Russell-Spofford-Modell [73], direkte wirtschaftspolitische Relevanz, da diese Ansätze auch als Management-Modell einer Umweltbehörde interpretiert werden können und Aussagen über die Auswirkung alternativer umweltschützender Maßnahmen erlauben. Im Zusammenhang mit den wirtschaftspolitischen Maßnahmen sind im wesentlichen die folgenden Aspekte diskutiert worden: (1) Verhaltensmodelle der wirtschaftspolitischen Akteure, (2) die anzuwendenden Maßnahmen und (3) deren Auswirkung.

1. Verhaltensmodelle der wirtschaftspolitischen Akteure

Maßnahmen der Umweltanalyse können nicht unabhängig von der Institutionalisierung des Entscheidungsprozesses betrachtet werden, durch den die Auswahl der wirtschaftspolitischen Instrumente und der Lösungen mit bedingt wird. Erste Ansätze zur Berücksichtigung dieses Faktors sind vorhanden. So wenden Russell, Spofford und Haefele [74] ein Entscheidungsmodell an, um die Frage nach dem Verhalten der politischen Akteure zu untersuchen und das Problem der Konstruktion einer Zielfunktion aus einer

Reihe individueller Präferenzordnungen zu analysieren, wobei das Konzept des Stimmentausches zugrunde gelegt wird. Dorfman und Jacoby [23] stellen ein Prognosemodell des politischen Entscheidungsprozesses auf, mit dem die Handlungen der Akteure erklärt werden können. Goldman [33] und Kade [37 a] diskutieren die Abhängigkeit umweltpolitischer Probleme vom Wirtschaftssystem. Frey [31 a] klassifiziert die politische Dimension des Umweltproblems in vier verschiedene Phasen des Bewußtseins und der Aktion, die es erlauben, die Interessenlage und das gesellschaftliche und politische Verhalten der Wähler, der Regierung und der Bürokratie im Sinn der politischen Ökonomie zu untersuchen. Eng verknüpft mit dem Aspekt der Institutionalisierung sind Probleme der Organisation der Kontrollbehörden, wie der Schaffung der Environmental Protection Agency in den USA [81], die Analyse der Durchsetzungskraft dieser Behörde, der Bestimmung ihrer optimalen Aktionsebene wie Größe der Region, Entscheidung über nationale vs. regionale Behörden sowie die Studie der Gesetzgebungsprozesse und der Rechtsprechung bei Umweltfragen.

2. Instrumente

Als Maßnahmen zur Reduzierung der Schäden aus der Abgabe der Abfallprodukte an die Umwelt sind vorgeschlagen worden a) Subventionen, b) Emissionsstandards und andere direkte Kontrollen, c) Gebühren bzw. Steuern, d) vermarktbare Verschmutzungsrechte, e) öffentliche Investitionen und f) moral suasion [11, 20, 21, 31 a, 59, 77 a].

a) Subventionen etwa in der Form der Subventionierung von Schadstoffbeseitigungsanlagen oder in der Form der Erlassung (lokaler) Steuern auf umweltschützende Investitionsgüter, der verstärkten Abschreibung auf Anlagen oder in Form von Steuerkrediten für Investitionen in umweltschützende Anlagen werden allgemein als nicht zu vertretende Maßnahme angesehen [20, 50, 63]. Subventionen für vollzogene Investitionen zum Umweltschutz, die also nachträglich die Investitionsausgaben der Unternehmen honorieren, erlauben keine Auswahl der gesamtwirtschaftlich effizientesten Verfahren zum Schutz der Umwelt. Subventionen pro Einheit (Tonne) beseitigter Schadstoff sind problematisch, da sie Unternehmen Gewinne erlauben, die eine Reduzierung ihrer Abfallprodukte mit geringeren Kosten als dem Subventionssatz vornehmen können, und da sie zu keiner Reduzierung von anfallenden Schadstoffen führen, wenn die betrieblichen Kosten zur Modifikation der Abfallprodukte höher liegen als der Subventionssatz. Neben dem Problem der Finanzierung dieser Subventionen und der damit verbundenen Frage der Steuer- und Ausgabengerechtigkeit und neben einem ungünstigen Ankündigungseffekte [59] haben Subventionen den Nachteil, daß sie umweltschädigende Produkte relativ zu umweltfreundlichen Produkten nicht verteuern. Die Preisstruktur als Allokationsrichtschnur ändert sich nicht. Im Vergleich zu einem anzustrebendem Optimalzustand wird weiterhin eine zu große Menge der umweltschädigenden Produkte produziert und bei dem subventionierten Preis auch nachgefragt, obwohl die Produktion solcher Güter eingeschränkt werden müßte.

b) Direkte Kontrollen können sich auf die Produktionstechnologie und die angewandten Produktionsfaktoren beziehen (Registrierung, Emissionsnormen, Flächennutzungs- und Standortplanung, Charakteristiken von Inputs) oder auf die Produkteigenschaften von Konsumgütern (Emissionsnormen für Autos). Emissionsnormen können als x-prozentige Verringerung eines gegebenen Niveaus an Abfallprodukten definiert sein und bringen dann das Problem mit sich, daß es einzelnen Unternehmen unterschiedlich leicht möglich sein kann, eine solche x-prozentige Verringerung herbeizuführen, je nachdem von welchem Niveau an Abfallprodukten sie ausgehen. Emissionsnormen als nicht zu überschreitende Abgabemenge von Abfallprodukten an die Umwelt können nach Baumol und Oates [11] nicht grundsätzlich als Maßnahmen ausgeschlossen werden. In einer Reihe von Fällen stellen diese Emissionsnormen die einzige mögliche Maßnahme dar, z. B. in stark luftverschmutzten Gebieten bei Inversionswetterlagen.

Emissionsstandards haben jedoch den Nachteil, daß sie eine Verteuerung der umweltschädigenden Produkte nur insoweit mit sich bringen als bei der Produktion einer Produkteinheit der Emissionsstandard mit Kosten eingehalten werden muß. Bleibt die Produktion jedoch unterhalb der Standards, so entstehen keine Kosten. Damit liegen auch keine incentives für die Unternehmung vor, die anfallenden Schadstoffmengen zu reduzieren, solange die Emissionsnormen nicht verletzt sind.

c) Gebühren (Steuern) für die Abgabe einer Einheit eines Schadstoffes an die Umwelt, wie sie in der Wasserwirtschaft bereits Anwendung gefunden haben [81 a], bewirken eine Verteuerung des umweltschädigenden Produkts und damit eine Änderung der Preisrelation zwischen umweltfreundlichen und umweltschädigenden Gütern. Eine solche Maßnahme beseitigt also die Diskrepanz zwischen privater und gesellschaftlicher Wirtschaftsrechnung, indem der Produzent gezwungen wird, die von ihm verursachten gesellschaftlichen Kosten in seine Wirtschaftsrechnung einzubeziehen. Die Änderung der Preisstruktur führt bei entsprechenden Nachfrageelastizitäten und bei gegebenem Einkommen zu einer relativen Abnahme in der Produktion der umweltschädigenden Produkte. Die Erhebung der Gebühren stellt somit einen Anreiz dar, die Abgabe von Schadstoffen zu reduzieren, neue Produktionsverfahren einzuführen, Material wieder zu verwenden usw.

Grundlage der Gebühren muß der marginale Schaden sein, den die Einheit eines Schadstoffes verursacht. Voraussetzung für eine Festlegung von Gebühren für die Nutzung der Umweltmedien zur Abfallbeseitigung ist damit die Kenntnis der Schadensfunktionen, d. h. die Bewertung der Schadstoffe. Kneese [44] hat vorgeschlagen, daß ein solches Gebührensystem von einer Umweltbehörde durch ein *tâtonnement* erarbeitet werden kann. Selbstverständlich erfordert ein solches System eine beachtliche Flexibilität: Die Gebühren müssen relativ kurzfristig änderbar sein und können deshalb nicht durch langwierige Gesetzgebungsprozesse festgelegt werden.

Ein wesentliches Problem bei der Festlegung der Gebühren ist die exakte Zurechnung zum Schadstoff. Wenn z. B. die Luftverschmutzung reduziert werden soll, so ist die Gebühr nach Möglichkeit z. B. nicht allgemein auf

den Input Kohle zu beziehen, sondern auf die Menge feststellbarer Schadstoffe, die aus der Verwendung von Kohle resultiert [59]. Bezieht man die Gebühren allgemein auf Kohle als Input, so wird die Allokation der Faktoren dann beeinträchtigt, wenn andere nicht umweltschädigende Verwendungen der Kohle, z. B. im Chemiebereich, vorliegen. Bei einem Bezug auf den Input Kohle als Energiefaktor wird zwar eine Subvention durch andere Energieträger interessant gemacht, es werden aber keine incentives eingebaut, solche Apparaturen zu entwickeln, die Reste von Energieinputs reduzieren. Die Zurechnung eines marginalen Schadens zu einem bestimmten Schadstoff wird besonders dann problematisch, wenn der von einem Schadstoff A verursachte Schaden von einer Reihe anderer Faktoren mitbeeinflusst wird, wie der Menge anderer an die Umwelt abgegebener Abfallprodukte, der Assimilationskapazität der Umwelt usw.

d) Der Vorschlag marktfähige Verschmutzungsrechte [20, 21] zu schaffen, geht von der Überlegung aus, daß die private Produktion die Umwelt als „Gemeingut“ — als „common property resource“ [39] — etwa zur Ablagerung von Abfallprodukten, aber auch als Input in den Produktionsprozeß (Wasser, Luft) nutzt und für diese Nutzung keinen Preis bezahlt. Ähnlich wie bei der Gebührenregelung wird also eine Zurechnung der gesellschaftlichen Kosten zu den sie verursachenden Produkten angestrebt. Der Vorschlag von Dales zielt darauf ab, Nutzungstitel für die Umwelt zu schaffen.

Eine Umweltbehörde legt die Menge der für eine Periode zulässigen Schadstoffe fest und gibt in Höhe dieser Menge „marktfähige Verschmutzungsrechte“ gegen Höchstgebot ab. Die Behörde kann einen Mindestpreis festsetzen. Produzenten können Schadstoffe nur mit dieser Erlaubnis und in den durch die erworbenen Verschmutzungsrechte festgelegten Mengen an die Umwelt abgeben. Wird die zulässige Verschmutzungsmenge entsprechend niedrig festgelegt, muß sich ein positiver Preis ergeben. Die Verschmutzungsrechte können auch von organisierten Konsumentengruppen erworben werden, die damit den Preis der Luftverschmutzung in die Höhe treiben können. Der Vorschlag weist ähnliche Probleme auf wie andere Maßnahmen, u. a. das Kontrollproblem, die Festlegung der Menge der Verschmutzungsrechte, die Bestimmung von Schadstoffäquivalenten, d. h. der Preisrelationen der Verschmutzungsrechte, die Regionalisierung der Verschmutzungsrechte für die verschiedenen Medien, aber auch das Freifahrer-Problem bei Aktionen von Konsumentengruppen. Wenn einmal die Praktikabilität unterstellt wird, so kombiniert er jedoch die Vorzüge der Emissionsnormen im Sinne nicht zu überschreitender Schadstoffkonzentrationen mit den incentive-Funktionen der Gebühren [77 a].

e) Öffentliche Investitionen z. B. zur Behandlung der Abfallprodukte des privaten und öffentlichen Konsums, zur Beeinflussung der Assimilationskapazität der Umwelt z. B. durch die Regulierung des Wasserstandes von Flüssen, durch die Sauerstoffanreicherung von Flüssen usw. sind eine weitere Maßnahme der Umweltpolitik. Schließlich ist diemoral suasion [11] im weitesten Sinne zu erwähnen, die von Appellen an die Produzenten bis

zur Beeinflussung des Konsumverhaltens mit dem Ziel der Änderung der Konsumtechnologie reicht.

Aus der Darstellung der Maßnahmen ist bereits deutlich geworden, daß nicht alle Maßnahmen miteinander in Konkurrenz stehen, sondern daß eine Reihe von Maßnahmen sich gegenseitig ergänzen. So kann man sich durchaus ein Gebührensystem vorstellen, das als eingebaute Sicherheit z. B. für Inversionswetterlagen durch eine Obergrenze von zulässigen Emissionsstandards ergänzt wird. Öffentliche Investitionen, z. B. bei der kommunalen Entsorgung, werden zwangsläufig erforderlich sein.

Alle dargestellten Instrumente müssen die Interdependenz der verschiedenen Formen und Arten der Umweltbeeinflussung, auf die Kneese [44] mit Recht immer wieder aufmerksam macht, berücksichtigen. Werden z. B. nicht äquivalente Emissionsnormen für einzelne Schadstoffe gesetzt, so muß mit Sicherheit erwartet werden, daß die private Produktion auf das Abfallprodukt mit der schwächeren Emissionsnorm ausweicht. Differieren die Emissionsnormen für unterschiedliche Umweltmedien (Luft, Wasser), so wird die private Aktivität das am wenigsten geschützte Medium für die Ablagerung von Abfallprodukten benutzen. Ähnliche Probleme ergeben sich bei allen anderen Maßnahmen, etwa bei der Bestimmung der relativen Struktur der Gebühren.

Ein umstrittenes Problem ist, ob Umweltschutzmaßnahmen wie Emissionsnormen uniform für mehrere Regionen oder räumlich differenziert angewandt werden sollen [21]. Die uniforme Anwendung eines Emissionsstandards für alle Regionen hat die Konsequenz, daß sich *ceteris paribus* das Ausmaß der Luftverschmutzung durch eine langfristige Reallokation der Industrie in den Teilräumen einer Volkswirtschaft angleicht.

Mishan [60] und Dales [20] vertreten dagegen die These, daß eine Uniformierung der Beeinträchtigung der Umwelt nicht anzustreben ist, u. a. deshalb, weil in die Benefits der Erholung in weniger verschmutzten Regionen zu berücksichtigen sind und die Zunahme der Luftverschmutzung in einem bereits stark verschmutzten Gebiet den Wert einer nicht beeinträchtigten Region zunehmen läßt. Die Konsequenz daraus sind regional differenzierte Emissionsnormen¹⁰⁾ mit schärferen Normen für noch nicht stark verschmutzte Gebiete und die Anwendung einer großräumigen Flächennutzungsplanung.

3. Auswirkung der Maßnahmen

Eine Inzidenzanalyse zur Bestimmung der Effekte umweltschützender Maßnahmen ist eine *conditio sine qua non* der wirtschaftspolitischen Entscheidung. Es ist wohl zulässig festzustellen, daß empirische Informationen über die Effekte der verschiedenen vorgeschlagenen Maßnahmen kaum vorhanden sind. Erste Ansätze liegen vor in der Schätzung betrieblicher Kostenfunktionen in Abhängigkeit unterschiedlicher Emissionsnormen [12, 14, 52, 71]. Viele Fragen sind jedoch ungelöst. So ist man weit davon entfernt, die

¹⁰⁾ Dies impliziert nicht, daß diese Normen von regionalen Behörden festgelegt werden.

Reaktion der Unternehmer auf ein so wichtiges Instrument wie die Gebühr genau prognostizieren zu können [11].

Neben der Wirksamkeit der Maßnahmen in bezug auf die Reduzierung der Schadstoffe interessiert die Frage, welche Ressourcen der Umweltschutz bindet und wie sich die umweltschützenden Maßnahmen auf andere wirtschaftspolitische Ziele auswirken. So hat die Environmental Protection Agency ([81], 1972) in einem makroökonomischen Modell die Auswirkung des US-Umweltprogramms auf die Ziele Beschäftigung, Preisniveau, Wachstum und Zahlungsbilanzausgleich geschätzt. Ferner wird die Auswirkung auf einzelne Sektoren und Regionen betrachtet ([81], 1972). Schließlich sind die Effekte von Umweltschutzmaßnahmen auf den Außenhandel, insbesondere die Zahlungsbilanz und die terms of trade, in einer Reihe von Publikationen angesprochen worden [2, 10, 44, 77 d].

Literatur

1. Anderson, K. P., Optimal Growth when the Stock of Resources is Finite and Depletable, *Journal of Economic Theory*, Vol. 4 (1972), 256—267.
- 1a. Anderson, R. J., und Crocker, Th. D., Property Market Equilibria and the Environment: A General Equilibrium Model of Exchange and some Empirical Results, in Vorbereitung.
2. d'Arge, R. C., Essay on Economic Growth and Environmental Quality, *Swedish Journal of Economics*, Vol. 73 (1971), 25—41.
3. d'Arge, R. C., und Kneese, A. V., Environmental Quality and International Trade, *International Organization*, Vol. 26 (1972), 419—465.
4. d'Arge, R. C., und Kogiku, K. C., Economic Growth and the Environment, *Review of Economic Studies*, Vol. 46 (1973), 61—77.
- 4a. Arrow, K. J., und Fisher, A. C., Environmental Preservation, Uncertainty and Irreversibility, *Quarterly Journal of Economics*, in Vorbereitung.
5. Arrow, K., und Kurz, M., Public Investment, the Rate of Return and Optimal Fiscal Policy, Baltimore 1970.
6. Ayres, R. U., A Materials-Process-Product Model, in (42), 35—67.
7. Ayres, R. U., und Kneese, A. V., Models of Activity Analysis of Production, Consumption and Externalities, 1972 vervielfältigt.
8. Ayres, R. U., und Kneese, A. V., Production, Consumption, and Externalities, *American Economic Review*, Vol. 59 (1969), 282—297.
9. Barnett, H. I., und Morse, Ch., Scarcity and Growth. The Economics of Natural Resource Availability, Baltimore 1963.
10. Baumol, W. I., Environmental Protection, International Spillover and Trade, Stockholm 1971.
- 10a. Baumol, W. J., On Taxation and the Control of Externalities, *American Economic Review*, Vol. 62 (1972), 307—322.
11. Baumol, W. I., und Oates, W. J.: The Instruments for Economic Policy, Manuskript Tagung über „Economics of Environment“, veranstaltet von Resources for the Future und National Bureau of Economic Research, Chicago 10./11. Nov. 1972.
- 12a. Bohm, P., An Approach to the Problem of Estimating Demand for Public Goods, *Swedish Journal of Economics*, Vol. 73 (1971), 55—66.
- 12b. Bohm, P., Pollution: Taxation or Purification, *Kyklos*, Vol. 25 (1972), 501—517.

13. Boulding, K. E., *Economics of Pollution*, New York 1971.
14. Bower, B. T., *Studies in Residuals Management in Industry*, Manuskript Tagung „Economics of Environment“, veranstaltet von Resources for the Future und National Bureau of Economics Research, Chicago, 10./11. November 1972.
15. Bower, B. T., Löf, G. O. G., und Hearon, W. M., *Residuals Management in the Pulp and Paper Industry*, *National Resources Journal*, Vol. 11 (1972), 605—623.
16. Burt, O. R., und Cummings, R. G., *Production and Investment in Natural Resource Industries*, *American Economic Review*, Vol. 60 (1970), 576—590.
17. Commoner, B., *The Environmental Costs of Economic Growth*, in (77), 30—65.
18. Converse, A. O., *On the Extension of Input-Output Analysis to Account for Environmental Externalities*, *American Economic Review*, Vol. 61 (1971), 197—198.
19. Crocker, Th. D., *Externalities, Property Rights, and Transactions Costs: An Empirical Study*, *Journal of Law and Economics*, Vol. 14 (1971), 451—464.
- 19a. Crocker, Th. D., und Rogers, A. J., *Environmental Economics*, Hindsdale 1971.
20. Dales, J. H., *Land, Water, and Ownership*, *Canada Journal of Economics*, 1968, wieder abgedruckt in [22].
21. Dales, J. H., *Pollution, Property and Prices, An Essay in Policy-making and Economic*, Toronto 1968.
22. Dorfman, R., und Dorfman, N. S. (Hrsg.), *Economics of the Environment*, New York 1972.
23. Dorfman, R., und Jacoby, H. D., *A Public-Decision Model Applied to a local Pollution Problem*, in [22].
24. Dorfman, R., Samuelson, P. A., und Solow, R. M., *Linear Programming and Economic Analysis*, New York 1958.
25. Downing, P. (Hrsg.), *Air Pollution and the Social Sciences*, New York 1971.
26. Fisher, A. C., Krutilla, I. V., und Cichetti, Ch. J., *The Economics of Environmental Preservation: A Theoretical and Empirical Analysis*, *American Economic Review*, Vol. 62 (1972), 605—614.
27. Forster, B. A., *A Note on Economic Growth and Environmental Quality*, *Swedish Journal of Economics*, Vol. 74 (1972), 281—285.
28. Førsund, F. R., *Allocation in Space and Environmental Pollution*, *Swedish Journal of Economics*, Vol. 74 (1972), 19—34.
29. Førsund, F. R., *Externalities, Environmental Pollution and Allocation in Space: A General Equilibrium Approach*, 1972 vervielfältigt.
30. Frederickson, H. G., und Magnus, H., *Comparing Attitudes toward Water Pollution in Syracuse*, *Water Resources Research*, Vol. 4 (1968), 877—889.
31. Freeman III, A. M., *The Economics of Pollution Control and Environmental Quality*, New York 1971.
- 31a. Frey, B. S., *Umweltökonomik*, Göttingen 1972.
32. Frey, B. S., und Schwödiauer, G., *Über die zeitliche Nutzung der Natur*, *Schmollers Jahrbuch der Sozialwissenschaften*, 91 (1971), 691—710.
33. Goldman, M. I., *Externalities and the Race for Economic Growth in the USSR: Will the Environment ever Win?* *Journal of Political Economy*, Vol. 80 (1972), 314—327.

- 33a. Goldman, M. I., *The Spoils of Progress: Environmental Pollution in the Soviet Union*, Cambridge, Mass., 1972.
34. Gordon, H. S., *The Economics of a Common-Property Resource: The Fishery*, *Journal of Political Economy*, Vol. 62 (1954), 124—142.
35. Heller, W. W., *Coming to Terms with Growth and Environment*, in (77), 3—29.
- 35a. Herfindahl, O. C., und Kneese, A. V., *Measuring Social and Economic Change: Benefits and Costs of Environmental Pollution*, Prepared for a National Bureau of Economic Research Conference on the Measurement of Economic and Social Performance, Princeton, N. J. 4.—6. Nov. 1971.
36. Hite, J. C., u. a., *The Economics of Environmental Quality*, Washington 1972.
37. Isard, W., u. a., *Ecologic-Economic Analysis for Regional Development*, New York 1972.
- 37a. Kade, G., *Umwelt. Durch das Profitmotiv in die Katastrophe*, *Wirtschaftswoche* 40 (1971), 44.
38. Kapp, K. W., *Environmental Disruption and Social Costs: A Challenge to Economics*, *Kyklos*, Vol. 23 (1970), 833—848.
39. Kneese, A. V., *Environmental Pollution: Economics and Policy*, *American Economic Review, Papers and Proceedings*, Vol. 61 (1972), 155—177.
40. Kneese, A. V., *Management Science, Economics, and Environmental Science. Distinguished Lecture for the Meeting of the Institute of Management Science, März 1972, vervielfältigt.*
41. Kneese, A. V., Ayres, R. U., und d'Arge, R. C., *Economics and the Environment. A Materials Balance Approach*, Washington 1970.
42. Kneese, A. V., und Bower, B. T. (Hrsg.), *Environmental Quality Analysis. Theory and Method in Social Sciences*, Baltimore 1972.
43. Kneese, A. V., und B. T. Bower, *Managing Water Quality: Economics, Technology and Institutions*, Baltimore 1968. Deutsch: *Die Wassergüterwirtschaft. Wirtschaftstheoretische Grundlagen, Technologien, Institutionen*, München 1972.
- 43a. Kneese, A. V., und Herfindahl, O., *An Introduction to the Economic Theory of Resources and Environment*, Columbus, Ohio, 1974.
44. Kneese, A. V., Rolfe, S. E., und Harned, J. W.: *Managing the Environment. International Economic Cooperation for Pollution Control*, New York, Washington und London 1971.
- 44a. Knetsch, I. L., und Davis, R. K., *Comparisons of Methods for Recreation-Evaluation*, wiederabgedruckt in [22].
45. Kohn, R., *Input-Output-Analysis and Air Pollution Control*, Manuskript Tagung „Economics of the Environment“, veranstaltet von Resources for the Future and National Bureau of Economic Research, Chicago 10./11. November 1972.
46. Krutilla, J. V., *Conservation Reconsidered*, *American Economic Review*, Vol. 57 (1967), 777—786.
47. Laurent, E. A., und Hite, J. C., *Economic-Ecologic Analysis in the Charleston Metropolitan Region: An Input-Output Study*, Water Resources Research Institute Clemson University, Report No. 19, 1971.
48. Lave, L. B., *Air Pollution Damage: Some Difficulties in Estimating the Value of Abatement*, in [42], 213—242.
49. Lave, L. B., und Seskin, E. P., *Acute Relationships among Daily Mortality, Air Pollution and Climate*, Tagung „Economics of the Environment“,

- veranstaltet von Resources for the Future und National Bureau of Economic Research, Chicago 10./11. November 1972.
50. Lave, L. B., und Seskin, E. P., Air Pollution and Human Health, Science, Vol. 169 (1970), 723—733.
 51. Lave, L. B., und Seskin, E. P., Health and Air Pollution, Swedish Journal of Economics, Vol. 73 (1971), 76—95.
 52. Lefebber, L., Allocation in Space; production, transport, and industrial location, Amsterdam 1958.
 53. Leontief, W., Environmental Repercussions and the Economic Structure: An Input-Output Approach, Review of Economics and Statistics, Vol. 62 (1970), 262—271.
 54. Leontief, W., und Ford, D., Air Pollution and the Economic Structure: Empirical Results of Input-Output Computations, in: A. Brodey und A. P. Carter (Hrsg.), Input-Output-Techniques, London 1972.
 55. Löf, G. O. G., und Kneese, A. V., The Economics of Water Utilization in the Beet Sugar Industry, Washington 1968.
 56. Mäler, K. G., Environmental Economics: A Theoretical Inquiry, Baltimore, in Vorbereitung.
 57. Mäler, K. G., A Method of Estimating Social Benefits from Pollution Control, Swedish Journal of Economics, Vol. 73 (1971), 121—133.
 58. Meadows, D. H., u. a., The Limits of Growth, New York 1972.
 59. Mills, E. S., Economic Incentives in Air-Pollution Control, in [22], 40—50.
 60. Mishan, E. J., Technology and Growth. The Price we Pay, New York — London 1969.
 61. Mueller, J. E., The Politics of Fluoridation in Seven California Cities, Western Political Science Quarterly, Vol. 19 (1966), 54—67.
 62. Nikaïdo, H., Convex Structures and Economic Theory, New York 1968.
 63. Noll, R. G., und Trijonis, J., Mass Balance, General Equilibrium and Environmental Externalities, American Economic Review, Vol. 61 (1971), 730—735.
 - 63a. OECD, Problems in Environmental Economics, Paris 1972.
 64. Page, T., Intergenerations Transfer of Wealth, vervielfältigt 1972.
 65. Plourde, C. G., A Simple Model of Replenishable Natural Resource Exploitation, American Economic Review, Vol. 60 (1970), 518—522.
 66. Rawls, J., A Theory of Justice, Cambridge, Mass. 1971.
 67. Regional Plan Association, The Distribution of Air Quality in the New York Region, New York 1972, vervielfältigt.
 68. Reichardt, R., Dilemmas of Economic Behavior vis-à-vis Environmental Pollution, Kyklos, Vol. 23 (1970), 849—865.
 69. Ridker, R. G., Economic Costs of Air Pollution: Studies in Measurement, New York 1967.
 70. Rothenberg, J., The Economics of Congestion and Pollution: An Integrated View, American Economic Review, Vol. 60 (1970), 114—121.
 71. Russell, C. S., Models for Investigation of Industrial Response to Residuals Management Action. Swedish Journal of Economics, Vol. 73 (1971), 134—156.
 72. Russell, C. S., Research Trends in the Field of Residuals Management: An Economist's View, Planung für den Schutz der Umwelt, 1972 vervielfältigt.
 73. Russell, C. S., und Spofford Jr., W. O., A Quantitative Framework for Residuals Management Decisions, in [42], 115—178.
 74. Russell, C. S., und Spofford Jr., W. O., und Haefele, E. T., Environmental Quality Management in Metropolitan Areas, Prepared for De-

- livery at the International Economic Association Conference on Urbanization and the Environment, Copenhagen 1972, vervielfältigt.
75. Spofford, W. O., Russell, C. S., und Kelly, R. A., Operational Problems in Large Scale Residuals Management Models, Tagung Resources for the Future und National Bureau of Economic Research, Chicago 10./11. November 1972.
 76. Sapolsky, H. M., The Fluoridation Controversy: An Alternative Explanation, *Public Opinion Quarterly*, Vol. 33 (1969), 240—248.
 77. Schurr, S. H. (Hrsg.), *Energy, Economic Growth, and the Environment*, Washington 1972.
 - 77a. Siebert, H., Das produzierte Chaos. *Ökonomie und Umwelt*, Stuttgart 1973.
 - 77b. Siebert, H., Probleme von Nutzen-Kosten-Analysen umweltschützender Maßnahmen, *Wirtschaftsdienst* 1973, 131—135.
 - 77c. Siebert, H., Environment and regional growth, *Zeitschrift für Nationalökonomie* 1973.
 - 77d. Siebert, H., Trade and environment, Tagungsband der Kieler Tagung der Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften und des Instituts für Weltwirtschaft, in Vorbereitung.
 78. Strotz, R. H., Myopia and Inconsistency in Dynamic Utility Maximization, *Review of Economic Studies*, Vol. 23 (1957), 165—180.
 79. Tolley, G. S., The Resource Allocation Effects of Environmental Policies, Tagung, veranstaltet von Resources for the Future und National Bureau of Economic Research, Chicago 10./11. November 1972.
 80. Thoss, R., Zur Planung des Umweltschutzes, *Raumforschung und Raumordnung*, 30. Jg. (1972), 180—190.
 81. U. S. Council of Environmental Quality, *Environmental Quality*, Jahresbericht, Washington.
 - 81a. Vermont Department of Water, Resources, Development of a State, Effluent Charge System, 1972, o. Ortsangabe.
 - 81b. von Walterskirchen, M. P. (Hrsg.), *Umweltschutz und Wirtschaftswachstum*, München 1972.
 82. Winton, H. N. M. (Hrsg.), *Man and the Environment. A Bibliography of Selected Publications of the United Nations System 1946—1971*, New York 1972.
 83. Wolozin, H. (Hrsg.), *The Economics of Air Pollution. A Symposium*, New York 1966.

Professor Dr. H o r s t S i e b e r t, Universität Mannheim, Lehrstuhl für Volkswirtschaftslehre und Außenwirtschaft, 68 Mannheim, Schloß.