

ROBERT B. BACHFISCHER

Zum Problem der Bestimmung ökologischer Belastung

Begriffsbestimmung

In der gegenwärtigen „Belastungsdiskussion“ wird überwiegend ein ausschließlich nutzungsbezogener Belastungsbegriff gebraucht¹. Als ökologische Belastungen werden anthropogen verursachte Veränderungen von Quantitäten und Qualitäten natürlicher Ressourcen bzw. Veränderungen der Funktionsfähigkeit des Naturhaushaltes² bezeichnet, die direkt oder indirekt dazu führen, daß anthropogene Nutzungsansprüche an den Naturhaushalt nicht mehr oder nur noch unzureichend befriedigt werden können.

Dieser Belastungsbegriff geht einerseits von der Hypothese aus, daß Schwellenwerte bzw. Knappheitsrelationen, in denen sich eine unzureichende Erfüllung von Ansprüchen manifestiert, bestimmbar sind. Andererseits impliziert diese Definition eine normative Verbindlichkeit dieser Schwellenwerte bzw. Knappheitsrelationen, sofern sie bekannt wären.

Dabei wird zu wenig berücksichtigt, daß „Belastungsgrenzen“ in der Realität aus Kompromissen zwischen sachlich Notwendigem, technisch und finanziell Machbarem und politisch Opportunem hervorgehen.

Aus Gründen der begrifflichen Klarheit sollte „ökologische Belastung“ deshalb in voller Allgemeinheit definiert werden als die negative Abweichung von Quantitäten und Qualitäten natürlicher Ressourcen bzw. von Funktionalitätskriterien des Naturhaushaltes von normativ gesetzten Soll- oder Grenzwerten³.

Diese allgemeine Definition ökologischer Belastung vermeidet die Schwierigkeiten rein nutzungsbezogener Definitionen, künftige, möglicherweise erst in Umrissen bekannte

Nutzungsansprüche zu berücksichtigen bzw. Schwellenwertfestlegungen auch im Hinblick auf erst vermutete, wissenschaftlich noch unzureichend begründbare Zusammenhänge innerhalb des Naturhaushaltes zu akzeptieren.

Die Durchsetzungsfähigkeit von Beurteilungskriterien dieser Art wird in der Praxis zwar gering sein, doch sollten sie – gerade bei ihrer großen Bedeutung für eine langfristige und nachhaltige Ressourcensicherung – nicht bereits durch eine zu enge Definition des Belastungsbegriffes in den Hintergrund gedrängt werden.

Aspekte der Belastungsmessung

Unter der genannten Definition ökologischer Belastung wird deutlich, daß die Bestimmung von Belastungen in zwei grundsätzlich verschiedene Teilaspekte zerfällt:

- a) in die durch anthropogene Eingriffe unmittelbar oder mittelbar ausgelösten Veränderungen im Naturhaushalt,
- b) in die Bewertung dieser Veränderungen, bezogen auf Grenz- oder Sollwerte bzw. Schadensfunktionen, verbunden mit einer sich daran anschließenden Umsetzung der Bewertungsergebnisse in Maßzahlen zur Quantifizierung der Belastungshöhe.

Die Erfassung der Zustandsveränderungen erfordert die Anwendung physikalisch-chemisch-biologischer Meß- und Rechenverfahren. Sofern es sich um die Bestimmung bereits eingetretener Veränderungen handelt, liegt die Problematik in der Auswahl geeigneter Meßgrößen und Meßverfahren sowie in der Abgrenzung adäquater Bezugsräume. Besteht die Aufgabe in der Vorausschätzung künftiger, unter gewissen Bedingungen eintretender Veränderungen, so stellt sich das methodische Problem der Abbildung der im Naturhaushalt ablaufenden, zu Veränderungen relevanter Größen führenden Prozesse in Modellen.

Die Bewertung der Veränderungen setzt die Anwendung von Verfahren voraus, die subjektive Werthaltungen und physiologische Erfordernisse, aber auch produktionstechnisch bzw. betriebs- oder finanzwirtschaftlich begründete

1 Vgl. exemplarisch: Schemel, H. J.: Methoden zur Erfassung von Belastungen. In: Stadtbauwelt. (1978) Nr. 59, S. 210–212.

2 Naturhaushalt verstanden als dynamisches System der Gesamtheit aller natürlichen Ressourcen einschließlich der zwischen ihnen bestehenden funktionalen Wechselwirkungen.

3 Wesentlich weiter gefaßte, in der Human- bzw. Sozialökologie gebrauchte Begriffsdefinitionen „ökologischer Belastungen“ werden hier aus Gründen der Operationalisierbarkeit des Belastungsbegriffs nicht aufgegriffen.

Anspruchshaltungen umsetzen in Grenzwerte, Sollwerte oder Schadensfunktionen.

Aus Gründen prinzipieller methodologischer Unterschiede zwischen Quantifizierungen von Zustandsveränderungen und Bewertungen ist in Methoden zur Belastungsmessung die deutliche Trennung dieser beiden Aspekte von vorrangiger Bedeutung. Die Frage nach der Aussagefähigkeit von Belastungsergebnissen ist nur vor dem Hintergrund einer Prüfung der Genauigkeit und Repräsentanz der Angaben zu den Zustandsveränderungen möglich. Voraussetzung der Bestimmung ökologischer Belastung ist somit die hinreichend genaue Erfassung der Zustandsveränderungen des Naturhaushalts, sowohl bezogen auf seine Funktion als auch auf einzelne Ressourcen.

Dieser Beitrag ist im folgenden den damit verbundenen methodischen Problemen gewidmet. Obgleich für eine Bewertung von Zustandsveränderungen im Naturhaushalt hinsichtlich möglicher Belastungen strenggenommen nur das Ausmaß der Veränderungen von Interesse ist, genügt die Quantifizierung dieses Ausmaßes allein nicht. Aus der Sicht einer ökologisch orientierten Planung – will sie sich nicht im Kurieren von Symptomen, das heißt, im Versuch der Elimination von Belastungen am Ort ihres Auftretens erschöpfen – müssen methodische Ansätze zur Belastungsmessung insbesondere die Ursache-Wirkung-Beziehung aufdecken. Das bedeutet die Beantwortung der Frage: Welche Verursacher lösen welche Zustandsveränderungen im Naturhaushalt aus?⁴ Nur bei Kenntnis dieser Zusammenhänge wird zielgerichtetes planerisches Handeln zur Vermeidung bzw. Beseitigung von ökologischen Belastungen möglich.

Methodische Probleme der Bestimmung relevanter Zustandsänderungen des Naturhaushaltes

Für die hier im Mittelpunkt stehenden relevanten Zustandsänderungen wird abkürzend die Bezeichnung „Beeinträchtigungen des Naturhaushalts“ verwendet, wobei durchaus Klarheit darüber besteht, daß der Begriff „Beeinträchtigung“ ebenso wie „Belastung“ einen negativen Sinngehalt enthält, der strenggenommen erst in einem Bewertungsvorgang zutage treten kann. Der Gebrauch dieses Begriffes erscheint jedoch trotzdem zulässig, da überwiegend bereits die Auswahl der untersuchten Zustandsveränderungen unter dem Aspekt eines negativen Beitrages zur Umweltqualität erfolgt.

Methoden zur Bestimmung von Beeinträchtigungen sind in mehrfacher Hinsicht zu unterscheiden:

- a) nach der Planungsebene, auf der sie Anwendung finden sollen,
- b) nach der angestrebten räumlichen Aussagegenauigkeit,
- c) nach dem Zeithorizont, für den die Aussagen Gültigkeit besitzen sollen,
- d) nach der juristischen Verbindlichkeit der Ergebnisse.

Diese Unterscheidungsmerkmale stehen untereinander in einem engen Zusammenhang. Auf der Ebene von Einzelpro-

jekten sind sowohl die Anforderungen an die räumliche Aussageschärfe als auch an die juristische Nachprüfbarkeit am höchsten. Hier kommen jeweils Methoden zur Anwendung, die innerhalb der in den Genehmigungsverfahren vorgeschriebenen Umweltbereichen juristisch nachprüfbar Ergebnisse liefern (Beispiel: immissions- und wasserrechtliche Verfahren). Der Zeithorizont ist hierbei von nachrangiger Bedeutung.

Stark abweichend hiervon sind die Verhältnisse auf den hierarchisch höher liegenden Ebenen der Orts-, Regional- und Landesplanung sowie der Bundesraumordnung. Einerseits nimmt der Zeithorizont zu, das heißt, es sind Aussagen zu machen bezüglich der Umweltbeeinträchtigungen, die von künftigen, unter Umständen erst in Umrissen bekannten Projekten bzw. von Alternativen räumlicher Entwicklungskonzeptionen ausgehen. Andererseits nehmen die Anforderungen an die räumliche Aussageschärfe und die juristische Verbindlichkeit ab. Wesentlich ist allerdings, daß sich die Aussagen auf diesen Planungsebenen – im Gegensatz zu Genehmigungsverfahren für Einzelprojekte – nicht nur isoliert auf einzelne natürliche Ressourcen zu beziehen haben, sondern daß der Naturhaushalt als Ganzes zu berücksichtigen ist. Dies hat zur Folge, daß die Komplexität der methodischen Ansätze insgesamt steigt, jedoch im Detail aus Gründen der Durchschaubarkeit und der verringerten Genauigkeitsanforderungen unter Umständen sinken wird.

Im folgenden sollen methodische Aspekte der meßtechnischen Erfassung bestehender Beeinträchtigungen sowie das damit verbundene Problem der Auswahl geeigneter Meßgrößen ausgeklammert werden. Im Mittelpunkt stehen vielmehr Methoden zur Quantifizierung künftiger, bei Realisation geplanter Maßnahmen bzw. alternativer Entwicklungskonzeptionen zu erwartender Beeinträchtigungen natürlicher Ressourcen bzw. des Naturhaushaltes.

Bezüglich der Planungsebene liegt das Schwergewicht auf der Regionalplanung, da erst auf dieser Ebene Maßnahmen bzw. Entwicklungskonzeptionen so weit konkretisiert sind, daß über ihre Umwelteinwirkungen Aussagen möglich werden.

Die methodischen Ansätze bzw. die Modelle zur Abschätzung künftiger, in Abhängigkeit von der Realisation planerischer Maßnahmen zu erwartender Beeinträchtigungen der natürlichen Umwelt müssen folgenden Anforderungen genügen:

- a) der strukturelle Aufbau darf nicht in offenkundigem Widerspruch zu bekannten Strukturprinzipien der abzubildenden Systeme stehen,
- b) der Zusammenhang zwischen den Verursachern und den unmittelbar oder mittelbar ausgelösten Beeinträchtigungen muß hergestellt sein,
- c) der Datenbedarf muß den verfügbaren bzw. unter realistischen Bedingungen zu erhebenden Daten angepaßt sein,
- d) das Skalenniveau der Modellaussagen muß der Genauigkeit der Eingangsdaten und dem objektiven Absicherungsgrad der Verarbeitungsschritte entsprechen,
- e) die Ergebnisse müssen – mindestens auf dem Wege von Analogieschlüssen – empirisch überprüfbar sein.

⁴ Vgl. Steinitz, C.; T. Murray; D. Sinton; D. Way: A comparative study of resource analysis methods. – Cambridge (Mass.) 1969.

Aus methodologischer Sicht können vier Grundansätze unterschieden werden:

- a) naturwissenschaftlich-mathematischer Ansatz,
- b) kybernetischer Simulationsansatz,
- c) Input-Output-Ansatz,
- d) Indikator-Kombinationsansatz.

Naturwissenschaftlich-mathematischer Ansatz

Modelle auf der Basis dieses Ansatzes versuchen die im Naturhaushalt ablaufenden, zum Entstehen von Beeinträchtigungen führenden Prozesse in Form mathematischer Gleichungen abzubilden. Im allgemeinen handelt es sich dabei um Diffusionsgleichungen, die aus Eingabestoffen, Eingabemengen und Ausbreitungsparametern Veränderungen von Qualitäten natürlicher Ressourcen errechnen. Die Anforderungen a) und b), strukturelle Übereinstimmung und Identifikation von Verursachern, sind durch diese Modelle somit erfüllt.

Allerdings liegen Modelle dieses Typs⁵ nur für einige wenige Beeinträchtigungsarten in hinreichend abgesicherter Form vor⁶. Im wesentlichen sind dies die Verunreinigung der Luft durch Lärm und Schadstoffe, Verunreinigung von Fließgewässern durch Abwärme und Abwässer und Verunreinigung des Grundwassers durch punktuell einsickernde Schadstoffe. Damit ist jedoch nur ein Teil möglicher ökologischer Belastungsarten erfaßt.

Die formale Struktur dieser Modelle ist von hoher Komplexität, und die Genauigkeitsanforderungen an die notwendigen Eingangsdaten und Modellparameter sind nur in seltenen, im allgemeinen sehr begrenzten Fällen erfüllbar. Anwendungen dieser Modelle im Sinne von Risikoanalysen⁷, das heißt zur Bestimmung von Umweltbeeinträchtigungen unter der Annahme wahrscheinlicher Emissionssituationen und realitätsnaher Modellparameter, sind jedoch möglich und sinnvoll. Die Gefahr dieser Anwendung sollte allerdings nicht unterschätzt werden. Sie liegt insbesondere darin, daß objektiv nicht hinreichend genau quantifizierbare Zusammenhänge durch subjektive Annahmen ersetzt, aber nicht hinreichend verdeutlicht werden und die formale Genauigkeit der Rechenoperationen uneingeschränkt auch den Ergebnissen beigegeben wird.

Im regionalen Maßstab ist die Anwendbarkeit dieser Modelle gegenwärtig sowohl aus Gründen der mangelnden Datenverfügbarkeit als auch aus formalen Gründen stark eingeschränkt. Von wenigen Ausnahmen abgesehen, sind die

Modelle für einzelne Punktquellen bzw. Linienquellen entwickelt. Die Berücksichtigung flächenhaft ausgebreiteter Emissionsquellen bzw. von Vielquellensystemen ist nur in Einzelfällen möglich und erhöht die Anforderungen an die Datenbasis beträchtlich.

Der entscheidende Vorzug von Modellen dieses Typs liegt darin, daß die Ergebnisse unmittelbar in physikalischen bzw. chemischen Maßeinheiten, zum Beispiel Schallpegel in dB, Temperaturen in °C oder Schadstoffgehalt in mg/m³, ausgedrückt sind.

Für die Bewertung der Modellaussagen hinsichtlich möglicher Belastungen ist damit eine optimale Grundlage geschaffen.

Kybernetische Simulationsansätze

Mit Hilfe kybernetischer Simulationsansätze ist im Grundsatz ein sehr hohes Maß an struktureller Übereinstimmung zwischen realem Mensch-Umwelt-System und dem Simulationsmodell erreichbar, insbesondere, da man sich die natürliche Umwelt ebenso wie das Beziehungsgefüge zwischen Anthroposphäre und Ökosphäre nach Systemen strukturiert denken kann, die durch vielfältige Rückkoppelungsvorgänge verbunden sind. Die Entwicklung anwendbarer, das heißt realitätsnahe Ergebnisse liefernder Simulationsmodelle ist jedoch sehr schwierig und gegenwärtig nur begrenzt möglich. Ursache hierfür sind im wesentlichen mangelhafte Kenntnisse des zu simulierenden Systems. Dies hat zur Folge, daß der strukturelle Aufbau von Simulationsmodellen in weiten Teilen durch die subjektive Entscheidung des „Modellbauers“ hinsichtlich Art und Zahl der zu berücksichtigenden Modellelemente sowie Art und Weise der Verknüpfung bestimmt ist.⁸

Dieses hohe Maß an Subjektivität steht im deutlichen Gegensatz zum formalen Zustandekommen von Simulationsergebnissen. Das modelltypische vielfache Durchlaufen der Rückkoppelungsschleifen birgt die Gefahr erheblicher und unkontrollierbarer Akkumulationen selbst kleiner Fehler, die den Ergebnissen jeden Realitätsbezug nehmen können. Deshalb sind sowohl an die Eingabedaten als auch an die Modellparameter, die Ausmaß und Art der Verknüpfung der Modellelemente bestimmen, höchste Genauigkeitsanforderungen zu stellen.

Die Validisierung von Simulationsmodellen ist mit großen Schwierigkeiten behaftet⁹ und gewöhnlich nur bezüglich weniger Input-Output-Relationen möglich. Die Aussagefähigkeit der Modelle ist dann allerdings auf diese Relationen beschränkt.

Eine unmittelbar planungsrelevante Anwendung kybernetischer Simulationsmodelle ist gegenwärtig noch nicht möglich – sofern unterstellt wird, daß Planungsrelevanz auch das

5 Einen umfassenden Überblick über den Stand der Modelltechnik bietet: Environmental modeling and simulation. Hrsg.: U. S. Environmental Protection Agency. – Washington (D. C.) 1976.

6 Beispiele sind: Fortak, H.: Anwendungsmöglichkeiten von mathematisch-meteorologischen Diffusionsmodellen zur Lösung von Fragen der Luftreinhaltung. Hrsg.: Minister für Arbeit, Gesundheit und Soziales des Landes Nordrhein-Westfalen. – Düsseldorf 1972. Flinspach, D.; H. Fleig: Die Aufstellung von Wärmelastplänen durch rechnerische Simulation der Wärmeaustauschvorgänge. In: Wasserwirtschaft. (1972) H. 5. Fried, J. J.: Groundwater pollution. – Amsterdam, Oxford, New York 1975.

7 Zum Begriff der Risikoanalyse vgl. Bachfischer, R.: Die ökologische Risikoanalyse, eine Methode zur Integration natürlicher Umweltfaktoren in die Raumplanung. Diss. – München 1978. S. 72 ff.

8 Beispielhaft siehe Kumm, J.: Wirtschaftswachstum, Umweltschutz und Lebensqualität. Eine systemanalytische Umweltstudie für die Bundesrepublik Deutschland bis zum Jahr 2000. – Stuttgart 1975.

9 Vgl. Schönbeck, K.: Systemsimulation im Rahmen des System Dynamics Konzepts. Probleme der Anwendbarkeit. In: Systemtheorie und Systemtechnik in der Raumplanung. Hrsg.: E. Brunn, G. Fehl. – Basel, Stuttgart 1976. S. 163–182.

Erfordernis räumlich differenzierter Modellaussagen innerhalb des Planungsgebiets beinhaltet. In Simulationsmodellen dieser Art müssen Systemelemente nicht nur durch Eigenschaften, sondern zusätzlich durch räumliche Lage und Ausdehnung definiert sein – Verknüpfungen der Systemelemente müssen über ihre absolute Größe hinaus auch nach Richtung und Reichweite quantifiziert werden. Eine Deckung des daraus resultierenden sprunghaft steigenden Informationsbedarfs für die Entwicklung regionalisierter Simulationsmodelle ist gegenwärtig und auch in der näheren Zukunft nicht absehbar. Mittel- bzw. langfristig kommt diesem methodischen Ansatz aus Gründen der optimalen strukturellen Anpassungsfähigkeit an reale Systeme jedoch große Bedeutung zu.¹⁰

Input-Output-Ansätze

Die Input-Output-Analyse ist in ihrem Grundsatz ein Instrument der Ökonomie zur Beschreibung bzw. Analyse des intersektoralen Güter- und Leistungsaustausches zwischen Produktions- und Endnachfragesektoren von Volkswirtschaften.

Die Lieferungen der einzelnen Produktionssektoren an die Weiterverarbeiter und die Endnachfrager sowie die von den jeweiligen Sektoren bezogenen Vorleistungen werden dabei in Form von Matrixkoeffizienten erfaßt.

Dieser formale Aufbau legt es nahe, analog zu den Güterströmen auch die mit der Güterproduktion verbundenen Emissionen, repräsentiert durch Emissionskoeffizienten, in das Input-Output-Schema aufzunehmen.¹¹

Eine Regionalisierung von Input-Output-Analysen ist formal ohne Schwierigkeiten möglich. Dazu müssen neben den intersektoralen Verflechtungen innerhalb der Teilräume auch die interregionalen Güter-, Leistungs- und Schadstoffströme in Matrixkoeffizienten gefaßt werden.¹²

Für die Beurteilung der Verwendbarkeit des Input-Output-Ansatzes für Belastungsanalysen ist bezüglich der Modellstruktur hervorzuheben, daß

- lineare, im Analysezeitraum konstante Zusammenhänge zwischen den Produktionssektoren und den Emissionen unterstellt werden;
- Qualitätsminderungen natürlicher Ressourcen, die von diesen Emissionen verursacht werden, modellextern bleiben müssen;
- das Zusammenwirken verschiedener Schadstoffkomponenten unberücksichtigt bleibt.

Die entscheidende Restriktion der Verwendung von Input-Output-Modellen innerhalb der Umweltplanung liegt in der methodisch notwendigen Beschränkung auf Emissionen. Der Versuch, das Problem der daraus resultierenden Beeinträchtigungen natürlicher Ressourcen durch die Festlegung „entsprechend niedriger Emmissionsstandards“¹³ in den Griff zu bekommen, ist bei multiregionalen Ansätzen insbesondere für Schadstoffemissionen in die Atmosphäre, die über sehr große Entfernungen verfrachtet werden können, als nicht problemadäquat zu bezeichnen.

Der wesentliche Vorzug von input-output-analytischen Methoden liegt darin, daß die ökonomische Verursachung von Umweltbeeinträchtigungen klarer als in anderen methodischen Ansätzen deutlich wird. Die Problematik der relevanten Modelldaten stellt sich hier jedoch analog zu Simulationsansätzen. Zuverlässige Verflechtungs- und Emissionskoeffizienten sind prinzipiell nur für tief disaggregierte Produktionssektoren angebar, wobei die Zahl der erforderlichen Verflechtungskoeffizienten quadratisch mit der Zahl der Sektoren steigt. Die Genauigkeitsanforderungen an die Koeffizienten sind sehr hoch und insbesondere bei multiregionalen Modellen nur sehr schwer erfüllbar.

Die Schwierigkeit, multiregionale Input-Output-Modelle auf der Basis kleiner Gebietseinheiten zu entwickeln, beschränkt auch die Möglichkeit, die Modellergebnisse bezüglich der Höhe der Schadstoffemissionen als Ausgangsdaten für Ausbreitungsmodelle des naturwissenschaftlich-mathematischen Types heranzuziehen, erheblich. Außerdem sind Input-Output-Modelle in der Sprache des mathematischen Matrixkalküls formuliert, woraus eine stark verminderte Durchschaubarkeit für Nichtfachleute resultiert.

Indikator-Kombinationsansätze

Bezüglich der Anwendbarkeit der bisher genannten Modelltypen erwies sich besonders für kleinräumige Anwendungen die Datenproblematik als limitationaler Faktor. Indikator-Kombinationsansätze gehen deshalb von den verfügbaren bzw. unter realistischen Bedingungen erhebbaren Daten aus und entwickeln eine Modellstruktur, die

- der Datengenauigkeit Rechnung trägt,
- das Wissen über Wirkungszusammenhänge im Mensch-Umwelt-System entsprechend der Genauigkeit der Daten berücksichtigt und
- einen formalen Aufbau hoher Transparenz besitzt.

In den komplexen Verursacher-Wirkung-Zusammenhängen werden bei dieser Methodik – jeweils bezogen auf einzelne natürliche Ressourcen bzw. Funktionen des Naturhaushaltes – die wesentlichen Einflußfaktoren eliminiert und durch Indikatoren quantifiziert. In diesem Sinne sind in einer komplexen Größe „Intensität potentieller Beeinträchtigungswirkungen“ die Verursacher zusammengefaßt. Eine Größe

10 Vgl. Leser, H.: Quantifizierungsprobleme der Landschaft und der landschaftlichen Ökosysteme. In: *Landschaft und Stadt*. 10 Jg. (1978) H. 3, S. 107–114.

11 Zur Methodik im einzelnen siehe: Umweltgutachten 1974. Anhang I, Verflechtungsanalysen. S. 229–234.
Maier, H.: Input-Output-Tabellen für Umwelt und Gesellschaft. Eine Erweiterung der bisherigen Input-Output-Tabellentechnik aus der empirischen Wirtschaftsforschung. In: *Umweltindikatoren als Planungsinstrumente*. – 1977. = *Beiträge zur Umweltgestaltung*, Heft B 11. S. 33–40.

12 Siehe beispielhaft: Umweltbilanzen und ökologische Lastpläne für Regionen. In: *Forschungen aus Raumordnung und Raumwirtschaft*. Wiss. Arbeitsberichte 1974–1975, SFB 26, Bd. 1. S. 273–688.

13 Thoss, R.: Ein integriertes Optimierungsmodell für die Planung des Umweltschutzes. In: *Planung für den Schutz der Umwelt*. – Münster 1973. = *Materialien zum Siedlungs- und Wohnungswesen und zur Raumplanung*, Bd. 2. S. 152.

„Empfindlichkeit gegenüber Beeinträchtigungswirkungen“ vereinigt Merkmale des Vorkommens und der Qualität von natürlichen Ressourcen sowie diejenigen Eigenschaften des Naturhaushaltes, die die Übertragung der Beeinträchtigungswirkungen auf die Ressourcen (das heißt die Umwandlung der Emissionen in Immissionen) determinieren. Intensitäts- und Empfindlichkeitsmaß zusammengekommen erlauben dann eine Abschätzung des Ausmaßes einer zu erwartenden Ressourcenbeeinträchtigung („Risiko der Beeinträchtigung“).

Die genannten komplexen Größen stellen Aggregate von Einzelindikatoren dar, die jeweils die Emissionen der Verursacher bzw. die hier relevanten Eigenschaften des Naturhaushaltes charakterisieren. Die Verwendung des Indikatorkonzepts ermöglicht räumlich hoch differenzierte Aussagen (im allgemeinen auf der Basis von Planquadraten $1 \text{ km} \times 1 \text{ km}$ oder $0,5 \text{ km} \times 0,5 \text{ km}$).

Aus methodischer Sicht bilden die Aggregationen der Einzelindikatoren das zentrale Problem. Ursprüngliche, aus dem klassischen Schema der Nutzwertanalyse abgeleitete, rein additive Aggregationsverfahren¹⁴ erwiesen sich aus Gründen offenkundiger struktureller Widersprüche mit der Realität als ungeeignet.

Bei unvollständiger Kenntnis der realen strukturellen Zusammenhänge erweisen sich ausschließlich mathematisch-logische Aggregationen als zulässig. Dabei wird jede mögliche Kombination von Einzelindikatorwerten hinsichtlich ihres Beitrags zur Beeinträchtigungsintensität bzw. zur Beeinträchtigungsempfindlichkeit getrennt beurteilt. Das Problem des geometrischen Anwachsens der möglichen Wertekombinationen mit steigender Anzahl von Indikatoren ist im allgemeinen von geringer Bedeutung, da innerhalb der verschiedenen Einzelindikatoren Hierarchien vorzufinden sind. Bei Auftreten dominanter Faktoren kann sich die Berücksichtigung subdominanter Einflußgrößen erübrigen. Bei Darstellung der Aggregationsfunktionen in baumförmigen Diagrammen¹⁵ bleibt dieser Ansatz in hohem Maße transparent und in seinen Einzelschritten nachvollziehbar¹⁶.

Ein weiterer, sehr wesentlicher Vorzug dieser Methodik liegt in der Verwendbarkeit von Indikatoren, die nur auf ordinalem bzw. nominalem Skalenniveau verfügbar sind. Beim gegenwärtigen Stand der Forschung ist die Verwendung auch Daten dieses Skalenniveaus unumgänglich¹⁷. Daraus

resultiert allerdings ein im Hinblick auf die nachfolgende Bewertung der Beeinträchtigung erheblicher Nachteil dieses Verfahrens: Die Aussagen zur Beeinträchtigungssituation sind nur auf ordinalem Skalenniveau, das heißt in Form von Rangordnungen, möglich.

Aus den Erfahrungen einer ersten Anwendung¹⁸ der Indikator-Kombinationsmethodik ergibt sich darüber hinaus, daß die empirische Absicherung vieler Indikatoren noch Lücken aufweist und die Verknüpfungsregeln der Indikatoren im einzelnen oftmals subjektive Entscheidungen erfordern.

Fortschritte in der Indikatorforschung und der ökologischen Systemforschung werden diese Lücken in absehbarer Zeit erheblich verringern.

Schlußbemerkung

Während die beiden erstgenannten methodischen Ansätze – der naturwissenschaftlich-mathematische und der kybernetische Simulationsansatz – und der Indikator-Kombinationsansatz von zwei entgegengesetzten Positionen aus zu Lösungen des gestellten Problems, der Bestimmung künftig möglicher Beeinträchtigungen natürlicher Ressourcen, gelangen, ist der Input-Output-Ansatz – wegen der Unmöglichkeit des Schlusses von Emissionen auf Immissionen – in diesem Zusammenhang nur sehr bedingt problemadäquat. In naturwissenschaftlich-mathematischen und kybernetischen Ansätzen dominiert das Prinzip der strukturellen Übereinstimmung von Modellansatz und Wirkungsprozessen; der Indikator-Kombinationsansatz orientiert sich primär an der Datenverfügbarkeit. Die letztgenannte Methodik bezieht ihre Bedeutung aus der Dringlichkeit quantifizierter Aussagen zur Belastungssituation des Naturhaushaltes im Planungsprozeß. Darüber hinaus ist mit der Transparenz und Nachvollziehbarkeit der methodischen Schritte eine notwendige Voraussetzung¹⁹ für die planungspraktische Umsetzung der Modellaussagen erfüllt.

Aus Gründen der besseren strukturellen Übereinstimmung und der höheren Genauigkeit wird jedoch langfristig – parallel zur Verbesserung der Datenverfügbarkeit und einer Intensivierung der Ökosystemforschung – das Gewicht naturwissenschaftlich-mathematischer und kybernetischer Simulationsmethoden steigen.

14 Vgl. Systemanalyse Baden-Württemberg. – Stuttgart 1974.

15 Zur Methodik im einzelnen siehe Bachfischer, R.: Die ökologische Risikoanalyse, a. a. O., S. 98 ff.

16 Dies gilt nicht mehr, falls die Aggregationsfunktionen stufenweise in matrizenförmigen Verknüpfungen von jeweils zwei Indikatoren realisiert werden (vgl.: Vorbericht zum Handbuch der ökologischen Planung. – Bonn 1976.). Die zugrunde liegenden Aggregationsfunktionen sind dabei nicht mehr erkennbar und in ihren Einzelheiten auch von Fachleuten nicht mehr nachzuvollziehen.

17 Siehe hierzu auch Bierhals, E.: Ökologischer Datenbedarf für die Landschaftsplanung. In.: Landschaft und Stadt. 10. Jg. (1978) H. 1, S. 30–36.

18 Vgl. Aulig, G.; R. Bachfischer; J. David; H. Kiemstedt; G. Müller: Wissenschaftliches Gutachten zu ökologischen Planungsgrundlagen im Verdichtungsraum Nürnberg-Fürth-Erlangen-Schwabach. – München 1977.

19 Bower, B. T.; S. P. Mauch: Regional residuals environmental quality management modelling: criteria for an optimal planning effort in the real world. In: Journal of Environmental Management. (1976) H. 4, S. 275–292.