

Vorwort

Im Mittelpunkt des Förderschwerpunktes „Ökologische Konzeptionen für Fluß- und Seenlandschaften“ des Bundesministeriums für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie (BMBF) steht seit 1994 die Stromlandschaft der Elbe. Auf Basis der im August 1995 veröffentlichten Forschungskonzeption „Elbe-Ökologie“ werden interdisziplinäre Verbundvorhaben zur Ökologie der Fließgewässer und Auen sowie zur Landnutzung im Einzugsgebiet gefördert. Durch Aufklärung ökologischer Zusammenhänge und Erarbeitung umwelt-, sozial- und wirtschaftsverträglicher Konzepte soll ein Beitrag für eine dauerhaft-umweltgerechte Entwicklung geleistet werden.

Eine wesentliche Zielstellung dieses fachübergreifenden Forschungsprogramms ist es, der Praxis konkrete Entscheidungsgrundlagen für die zukünftige Entwicklung der Elbelandschaft bereitzustellen. Die Integration sozio-ökonomischer Untersuchungen in ökologische Forschungsprogramme, wie z.B. in das der Elbe, ist eine Voraussetzung zur Gewährleistung der Praxisrelevanz der Ergebnisse.

Ziel des gemeinsam mit Professor Hampicke von der Universität Greifswald und Herrn Meyerhoff von der Technischen Universität Berlin - bei denen wir uns an dieser Stelle besonders bedanken möchten - initiierten Fachgespräches war es, auf der Basis vorliegender umwelt- und sozio-ökonomischer Untersuchungen geeignete Ansätze für die Fragestellungen im Elbe-Ökologie-Programm herauszuarbeiten, wesentliche Forschungsdefizite aufzuzeigen und die weitere Vorgehensweise abzustimmen.

Mit dieser Dokumentation hoffen wir zum einen, den Stand des Wissens für die sozio-ökonomischen Teilprojekte zusammengefaßt zu haben, zum anderen, den Inhalt dieses Fachgesprächs einem größeren Interessentenkreis zugänglich zu machen. Schließlich soll sie für ein weiterführendes Fachgespräch eine Grundlage darstellen, auf dem die Ergebnisse der Teilprojekte vorgestellt und diskutiert werden sollen.

Bedanken möchten wir uns nicht zuletzt bei allen Autoren. Ohne ihre Bereitschaft, die Beiträge nachträglich schriftlich abzufassen, wäre diese Dokumentation nicht möglich gewesen. Dem DVWK danken wir für die Genehmigung des Nachdrucks zweier Kapitel aus der Publikation „Fluß und Landschaft – Ökologische Entwicklungskonzepte“, die hoffentlich nicht nur aus unserer Sicht eine Abrundung der Dokumentation darstellen.

Bundesanstalt für Gewässerkunde

Koblenz - Berlin, im November 1997

Projektgruppe Elbe-Ökologie

Inhaltsverzeichnis

Einleitung und Ziele des Fachgesprächs	1
<i>Dirk Bornhöft</i>	
Möglichkeiten und Grenzen der Monetarisierung der Natur	9
<i>Ulrich Hampicke</i>	
Die Contingent Valuation Method: Stand der Forschung, Anwendungsmöglichkeiten im Rahmen der (Elbe-) Ökologie und Grenzen der Methodik	22
<i>Peter Elsasser</i>	
Monetäre Biotopwerte als Instrument der Projektbewertung	33
<i>Burkhard Schweppe-Kraft</i>	
Die Berücksichtigung von Umweltwirkungen im Rahmen gesamtwirtschaftlicher Bewertungsrechnungen für verkehrliche Investitionsvorhaben an Binnenwasserstraßen	56
<i>Peter Rieken</i>	
Ökonomische Bewertung von Feuchtgebieten	61
<i>Jürgen Meyerhoff</i>	
Kosten und Nutzen eines Nationalparks Donauauen	71
<i>Michael Kosz</i>	
Bodennutzungszertifikate als Instrumente im Grundwasserschutz?	82
<i>Markus F. Hofreither</i>	
Betriebsoptimierungsmodell zur ökonomischen Beurteilung umweltgerechter, nachhaltiger Landnutzung	94
<i>Karl Jaster</i>	
Effiziente und umweltverträgliche Landnutzung. Ein Konzept für eine marktwirtschaftlich organisierte Landbewirtschaftung	103
<i>Gerd Breitschuh, Hans Eckert</i>	
Kosten-Nutzen-Analyse zur Revitalisierung der mittleren und unteren Unstrut	112
<i>Klaus Tampe</i>	
Die sozioökonomische Betroffenheit der Landwirtschaft unter Berücksichtigung betrieblicher Anpassungsmöglichkeiten	117
<i>Gert Neubert, Peter Zube</i>	
Naturschutz und Sozio-Ökonomie - ökologische Leitbilder und Möglichkeiten und Grenzen der Umsetzung	122
<i>Ulrich Petschow</i>	
Fluß und Landschaft - Ökologische Entwicklungskonzepte	144
- Akzeptanz und Umsetzbarkeit	
- Kostenermittlung und Bewertung	
Programm des Fachgesprächs	157
Überblickskarte bewilligte Forschungsvorhaben im Forschungsverbund	159

Autorenverzeichnis

160

Teilnehmerverzeichnis

161

Dirk Bornhöft

Einleitung und Ziele des Fachgesprächs „Umwelt-/ Sozio-Ökonomie im Forschungsprogramm Elbe-Ökologie“

Mit seinem Förderschwerpunkt „Ökologische Konzeptionen für Fluß- und Seenlandschaften“ verfolgt das Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie (BMBF) das übergreifende Ziel, Entscheidungsgrundlagen für die Praxis zu schaffen. Dazu ist es notwendig,

- den Erkenntnisstand über das natürliche Funktionieren von Ökosystemen zu verbessern,
- umwelt-, wirtschafts- und sozialverträgliche Gestaltungsstrategien aufzuzeigen und
- Managementkonzepte für eine dauerhaft-umweltgerechte, nachhaltige Entwicklung zu erarbeiten.

Auf der Basis dieser übergeordneten Ziele werden vom BMBF seit Juli 1996 anwendungsorientierte Forschungsvorhaben beispielhaft in der Stromlandschaft Elbe gefördert. Die Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) wurde mit dem Aufbau der organisatorischen und inhaltlichen Struktur der ökologischen Forschung an der Elbe betraut, daher wurde im Mai 1994 die „Projektgruppe Elbe-Ökologie“ mit Sitz in der Außenstelle der BfG in Berlin aufgebaut.

Die vordringliche Aufgabe der Projektgruppe in der 1. Phase (01. Mai 1994 – 31. Dezember 1995) war die Erarbeitung eines zwischen Wissenschaft und Praxis abgestimmten, umsetzungsorientierten Forschungsprogramms, dessen Zielsetzungen, Inhalte und Verfahrensweisen in einer Forschungskonzeption darzustellen waren. Hauptaufgaben der Projektgruppe in der 2. Projektphase (seit 01. Januar 1996) sind die fachliche Koordination der Forschungsverbände, die Zusammenführung, Aufbereitung und Weiterleitung von Forschungsergebnissen, die Sicherstellung des Informationsflusses der Verbundvorhaben untereinander und zur umsetzenden Praxis, die Fortschreibung der Forschungskonzeption und die Information der Öffentlichkeit.

Zur Ermittlung und Abstimmung des anwendungsorientierten Forschungsprogramms hat die Projektgruppe zahlreiche Fachgespräche mit Experten aus Wissenschaft und Praxis geführt mit dem Ziel, die elbeanrainenden Länder, die fachlich zuständigen Bundes- und Landesbehörden, die länderübergreifenden Einrichtungen, wie z.B. die Internationale Kommission zum Schutz der Elbe (IKSE), Großforschungseinrichtungen, wissenschaftliche Institute und Universitäten an der Konzepterstellung zu beteiligen.

Um prioritäre Forschungsaufgaben in den Bereichen „Fließgewässer“, „Auen“ und „Einzugsgebiet“ zu konkretisieren und abzustimmen, hat die Projektgruppe sogenannte Fachgruppentagungen zu folgenden Themen durchgeführt: „Auen-Ökologie“, „Strategien und Leitlinien für ein Rahmenkonzept“, „Fisch-Ökologie“, „Landnutzung/-bewirtschaftung im Einzugsgebiet“, „Ökomorphologie der Fließgewässer“ sowie „Strukturgebundener Stoffumsatz

in großen Fließgewässern“. Auf den Tagungen wurden sowohl aus der Sicht der Länder als auch aus fachwissenschaftlicher Sicht eine große Zahl von Problemfeldern diskutiert.

Als Synopse der Fachgruppentagungen und der Gespräche mit Experten aus Wissenschaft und Praxis wurde die Forschungskonzeption „Ökologische Forschung in der Stromlandschaft Elbe (Elbe-Ökologie)“ erarbeitet und die entsprechende Forschungsförderung mit einem Fördervolumen von ca. 30 Mio. DM bis zum Jahr 2000 im Bundesanzeiger bekannt gemacht. Als Ergebnis der Bekanntmachung der Forschungskonzeption sind ca. 200 Projektskizzen beim Projektträger Biologie, Energie, Umwelt (PT BEO) des BMBF eingegangen.

Im Rahmenkonzept der Forschungskonzeption werden die Schwerpunkte der „Ökologischen Forschung in der Stromlandschaft Elbe“ zusammenfassend erläutert und die übergeordneten Strategien und Instrumente zur ökologischen Forschung und Entwicklung dargestellt:

- Durchführung einer naturwissenschaftlichen Zustandsanalyse und -bewertung,
- Entwicklung ökologischer Leitbilder als langfristige Zielvorgaben einer dauerhaft umweltgerechten, nachhaltigen Entwicklung (Sustainable Development),
- Ermittlungen zur ökologischen Belastbarkeit unterschiedlicher Landschaftsteilbereiche (Tragekapazität verschiedener Ökosysteme),
- Erarbeitung von Modellen zur Prognose der Auswirkungen unterschiedlicher Maßnahmen (Eingriffsfolgenvorhersage über Szenarien),
- Bereitstellung von Entwicklungszielen, d.h. konkreten und konsensfähigen Maßnahmenvorschlägen zur kurzfristigen Verbesserung bzw. Stabilisierung der ökologischen und sozio-ökonomischen Bedingungen,
- Entwicklung von Instrumentarien zur Erfolgskontrolle umgesetzter Maßnahmen.

Eine detaillierte Darstellung der prioritären Forschungsaufgaben erfolgt in den drei Teilkonzepten "Ökologie der Fließgewässer", "Ökologie der Auen" sowie "Landnutzung im Einzugsgebiet":

Prioritäre Forschungsaufgaben im Teilkonzept „Ökologie der Fließgewässer“ beziehen sich u.a. auf ökomorphologische Fragen, so z.B. die Erfassung der räumlichen und zeitlichen Veränderungen der gewässermorphologischen Strukturen und deren ökologischer Funktionen sowie der Ermittlung funktionaler und kausaler Wechselbeziehungen. Es sollen Prognoseinstrumente entwickelt werden, die eine Abschätzung der Auswirkungen anthropogener Maßnahmen sowohl auf abiotische Faktoren als auch auf biotische Funktionen und Prozesse im Strom und in den Auen ermöglichen. Hinsichtlich der Stoffdynamik erfolgte die Schwerpunktsetzung auf die strukturgebundenen stofflichen Umsetzungsprozesse an und unter der Gewässersohle sowie in Buhnenfeldern. Ein weiterer Aufgabenbereich umfaßt die Entwicklung eines überregional anwendbaren Bioindikationssystems für Fließgewässer, das auf den Lebensstrategien der Makroinvertebraten basiert. Im Bereich Arten und Lebensgemeinschaften sollen fisch-ökologische Untersuchungen die funktionalen Zusammenhänge zwischen den morphologisch-strukturellen Rahmenbedingungen des Öko-

systems und den unterschiedlichen Habitatansprüchen der typischen Elbefischarten aufklären.

Die Forschung im Bereich „Ökologie der Auen“ hat vor allem zum Ziel, die Lebensbedingungen der elbetypischen Auenflora und -fauna in Abhängigkeit von der spezifischen Dynamik zwischen Abflußregime und Oberflächen- sowie Grundwasserhaushalt aufzuklären und die Einflüsse von anthropogenen Eingriffen, wie z.B. Hochwasserschutzmaßnahmen, Landbewirtschaftung, Kiesabbau, auf unterschiedlichen räumlichen und zeitlichen Maßstabsebenen, abzuschätzen. Gegenstand der Forschung wird die Ermittlung geeigneter meßbarer Parameter, objektiver Bewertungsmaßstäbe und naturraumspezifischer ökologischer Leitbilder sein. Weiterhin stehen Fragen zum ökologischen Hochwasserschutz (Retentionsflächenrückgewinnung) und zu umweltgerechter Landnutzung sowie die Entwicklung von Bioindikationssystemen für Auen im Blickpunkt der Untersuchungen.

Die Projekte im Forschungsbereich „Landnutzung im Einzugsgebiet“ sollen Wege aufzeigen, wie gemeinsam mit den zuständigen Behörden Konzepte zur dauerhaft-umweltgerechten Landnutzung in unterschiedlichen Natur- und Wirtschaftsräumen in die Praxis umgesetzt werden können. Hierbei bildet die wissenschaftliche Begleitung von Umsetzungsvorhaben in Modellgebieten einen Schwerpunkt. Angestrebt wird die (Weiter-) Entwicklung von Managementkonzepten, die eine flächendeckende Umsetzung sozio-ökonomisch akzeptierter und an die ökologische Empfindlichkeit der Standorte angepaßter Nutzungsformen erlauben, sowie von Instrumentarien zur Erfolgskontrolle umgesetzter Maßnahmen.

Eine wesentliche Aufgabe der „Projektgruppe Elbe-Ökologie“ besteht darin, die Rolle einer „Drehscheibe“ für Daten, Informationen und Methoden im Rahmen der „Ökologischen Forschung in der Stromlandschaft Elbe“ zu übernehmen, d.h. den Informationsfluß und Erfahrungsaustausch der Forschungsnehmer untereinander sowie zwischen Forschungsnehmern und vollziehender Praxis zu gewährleisten. Zur Abstimmung dieses Themenbereichs wurde ein Fachgespräch durchgeführt, in dessen Ergebnis das für das Internet konzipierte Informationssystem ELISE aufgebaut wurde (Internet-Adresse: <http://elise.bafg.server.de>).

Ziele

Wie in der Einleitung dargestellt, ist es eine wesentliche Zielstellung dieses interdisziplinären Forschungsprogramms, der vollziehenden Praxis konkrete Entscheidungsgrundlagen für die Lösung von Interessens- oder Nutzungskonflikten bei der zukünftigen Entwicklung der Elbelandschaft zur Verfügung zu stellen. Zur Abwägung von Entscheidungsalternativen und für die Akzeptanz von Maßnahmen kommt einer umfassenden sozio-ökonomischen Bewertung direkter und indirekter Wirkungen unterschiedlicher Entwicklungen in Raum, Aue und Fluß eine wesentliche Bedeutung zu. Die Integration dieses Wissenschaftszweiges in ökologische Forschungsprogramme, wie z.B. in das der Elbe-Ökologie, stellt eine wesentliche Voraussetzung für die Gewährleistung der Praxisrelevanz der Ergebnisse dar. Dies bedeutet, daß bei der Erarbeitung von Nutzungsstrategien oder konkreten Management-

konzepten nicht nur ökologische, sondern insbesondere auch ökonomische und soziale Aspekte von Anfang an mit in den interdisziplinären Forschungsprojekten bearbeitet werden müssen.

Ziel des Fachgespräches war es daher, ausgehend vom nationalen und nach Möglichkeit auch internationalen Stand der Diskussion, vorliegende umwelt- und sozio-ökonomische Erfahrungen (z.B. von der Donau) vorzustellen und zu diskutieren. Auf dieser Basis sollten geeignete Ansätze für die fachlich sehr unterschiedlichen Fragestellungen im Elbe-Ökologie-Programm herausgearbeitet, wesentliche Forschungsdefizite im sozio-ökonomischen Bereich aufgezeigt und die mögliche weitere Vorgehensweise abgestimmt werden.

Gegenstand der Erörterungen sollten ferner Fragestellungen zu umweltökonomischen Bewertungsverfahren, zur Durchführung ganzheitlicher Kosten-Nutzen-Analysen und zu bestehenden oder zu entwickelnden umweltökonomischen Prognose-Instrumentarien sein. Hierbei sollten die wesentlichen Interessens- oder Nutzungskonflikte in der Stromlandschaft Elbe berücksichtigt werden, wie z.B. im Bereich

- *Fließgewässer*: Schifffahrt, wasserbauliche Maßnahmen, Renaturierung, Fischerei
- *Auen*: ökologischer Hochwasserschutz, Deichrückverlegung, Naturschutz, Landwirtschaft, Tourismus
- *Einzugsgebiet*: Landwirtschaft (z.B. ökonomische Bewertung und Quantifizierung ökologischer Leistungen), Wasserwirtschaft, Naturschutz

Gegenstand der Diskussionen sollte außerdem die Gestaltung eines übergreifenden sozio-ökonomischen Gesamtrahmens für das Elbe-Ökologie-Programm sein, auch um unterschiedliche Ansätze der Sozio-Ökonomie auf der Mikro- und Makroebene in den Verbundvorhaben der Elbeforschung miteinander verknüpfen zu können. Weitere Fragen, die in der Diskussion zu berücksichtigen waren:

- Welche praxisrelevanten sozio-ökonomischen Methoden zur Bewertung von Natur und Landschaft gibt es?
- Welche Methoden sind für welche Problemstellungen geeignet, wo liegen spezifische Vor- und Nachteile?
- Was kann die Sozio-Ökonomie für die Erarbeitung dauerhaft-umweltgerechter Entwicklungskonzepte leisten, welches sind die Möglichkeiten und wo sind die Grenzen?
- Wie müssen sozio-ökonomische Ergebnisse aufbereitet sein, damit sie von der vollziehenden Praxis in deren Entscheidungsprozeß einbezogen werden können?
- Welche Funktionen haben die Sozialwissenschaften im Regionalentwicklungs- und speziell im Umsetzungsprozeß?
- Welche existierenden Schnittstellen zwischen Ökologie und Ökonomie (z.B. Öko-Audit) können aufgegriffen werden?
- Für welche Fragestellungen existiert bereits Konsens hinsichtlich der Verwendung bestimmter ökonomischer Bewertungsmethoden?
- Wer bewertet (Politiker?, Wissenschaftler?, beide?) auf welcher Basis?

- Ist der Total-Economic-Value als grundlegender Bewertungsansatz geeignet?
- Wie können in sog. Vollkostenrechnungen bzw. umwelt-ökonomischen Gesamtrechnungen die Probleme der Kostenzurechnung gelöst werden?
- Wie können „ökologische Gratisleistungen“ monetarisiert werden?
- Welche Bedeutung kommt der Szenarienanalyse bei der vergleichenden Bewertung von Maßnahmen zu? Inwieweit kann diesbezüglich auf rechnergestützte Verfahren zurückgegriffen werden?

Anhand von zwei Zitaten sollte aufgezeigt werden, daß die „Ökonomische Bewertung von Landschaften“ bereits seit Jahrzehnten Gegenstand wissenschaftlicher Untersuchungen ist und daß sich die „Ecological Economics“ als Umwelt- und Ressourcenökonomie mit verschiedenen Aspekten des Naturerhalts befassen:

„KRUTILLA und andere Autoren zeigen, daß die notorische Rechtfertigung naturzerstörender Aktivitäten durch ökonomische Experten gerade nicht auf fachgerechter Analyse (auf „harten Fakten“, wie es heißt) beruht, womit Naturerhalt, wie es wohl die Meinung zahlreicher Naturschützer ist, allein durch Hinwegsetzung über ökonomische Rationalität angestrebt werden könnte.

Ganz im Gegenteil beruhen viele Kosten-Nutzen-Analysen, welche technischen Großprojekten Wirtschaftlichkeit bescheinigen, auf unzureichenden Problemformulierungen, selektiver Wahrnehmung der Realität und versteckten Werturteilen. Konsequente ökonomische Analysen können hier zu gegenteiligen Ergebnissen kommen, allein ...by applying tools and concepts of conventional economic theory in somewhat unconventional situations.“ [KRUTILLA et al., 1975, zitiert in HAMPICKE 1991]

Prinzip des Safe Minimum Standard: Alle ökonomischen Aktivitäten sollen sich in solchen Grenzen bewegen, daß die ökologische Substanz der Biosphäre - ihr Artenreichtum, ihre Selbstregulationsfähigkeit usw. - nicht angetastet, sondern unabhängig von den Umständen des Einzelfalls respektiert wird. [CIRIACY-WANTRUP, 1952, zitiert in HAMPICKE 1991]

Funktionen der Sozio-Ökonomie in der umsetzungsorientierten ökologischen Forschung:

- Lösung von umweltpolitischen Ziel-/ Nutzungskonflikten
- Konsensfindung bei der Festlegung kurzfristig umsetzbarer Entwicklungsziele
- Verbesserung der Akzeptanz für konkrete Maßnahmenkonzepte
 - Ermittlung der Kosten von Nutzungseinschränkungen z.B. durch Auflagen des Gewässerschutzes
 - Verbesserung des Eingangs ökologischer Erkenntnisse in die Praxis durch die frühzeitige Einbindung der Sozio-Ökonomie
 - Prognose der ökonomischen Auswirkungen infolge einer Veränderung der Rahmenbedingungen (Szenarien)
- Erarbeitung von Vorschlägen für Einkommensalternativen
- Quantifizierung externer Kosten
- Ökonomische Bewertung ökologischer Leistungen

- Durchführung von ökologisch erweiterten Kosten-Nutzen-Analysen

Die Daten einer Studie von WICKE (1993, zitiert in RENNINGS 1994), dargestellt in Tabelle 1, zeigen, daß ökologische Schäden zumindest im Rahmen von gesamtwirtschaftlichen Kostenschätzungen monetarisiert werden können und daß diese Kosten einen beträchtlichen Anteil am Bruttosozialprodukt ausmachen; dies trifft insbesondere auf die neuen Bundesländer zu.

Die im Rahmenkonzept der Forschungskonzeption dargestellte leitbild-orientierte Vorgehensweise zieht sich als „roter Faden“ sowohl durch das Gesamtvorhaben „Elbe-Ökologie“ als auch durch die einzelnen interdisziplinär zusammengesetzten Verbundforschungsprojekte. Sie soll die Übernahme wissenschaftlicher Ergebnisse in politische und behördliche Entscheidungen sicherstellen. Außerdem wird die Strukturierung, Verknüpfung und Effizienzkontrolle interdisziplinärer Forschungsprojekte erleichtert. Abbildung 1 zeigt anhand einer schematisierten Darstellung das Zusammenwirken von Zustandsanalysen, Leitbildern und Entwicklungszielen. Im Prozeß der Kompromißfindung zwischen ökologisch begründeten und nutzungsorientierten Leitbildern kommt insbesondere der Sozio-Ökonomie eine entscheidende Rolle zu, damit auf der Basis von kurzfristig erreichbaren Entwicklungszielen - definiert als aus ökologischer Sicht realisierbare Umweltqualitätsziele, die Nutzungsinteressen und sozio-kulturelle Aspekte gleichermaßen berücksichtigen - konkrete Handlungskonzepte und Maßnahmen abgeleitet werden können.

Literatur

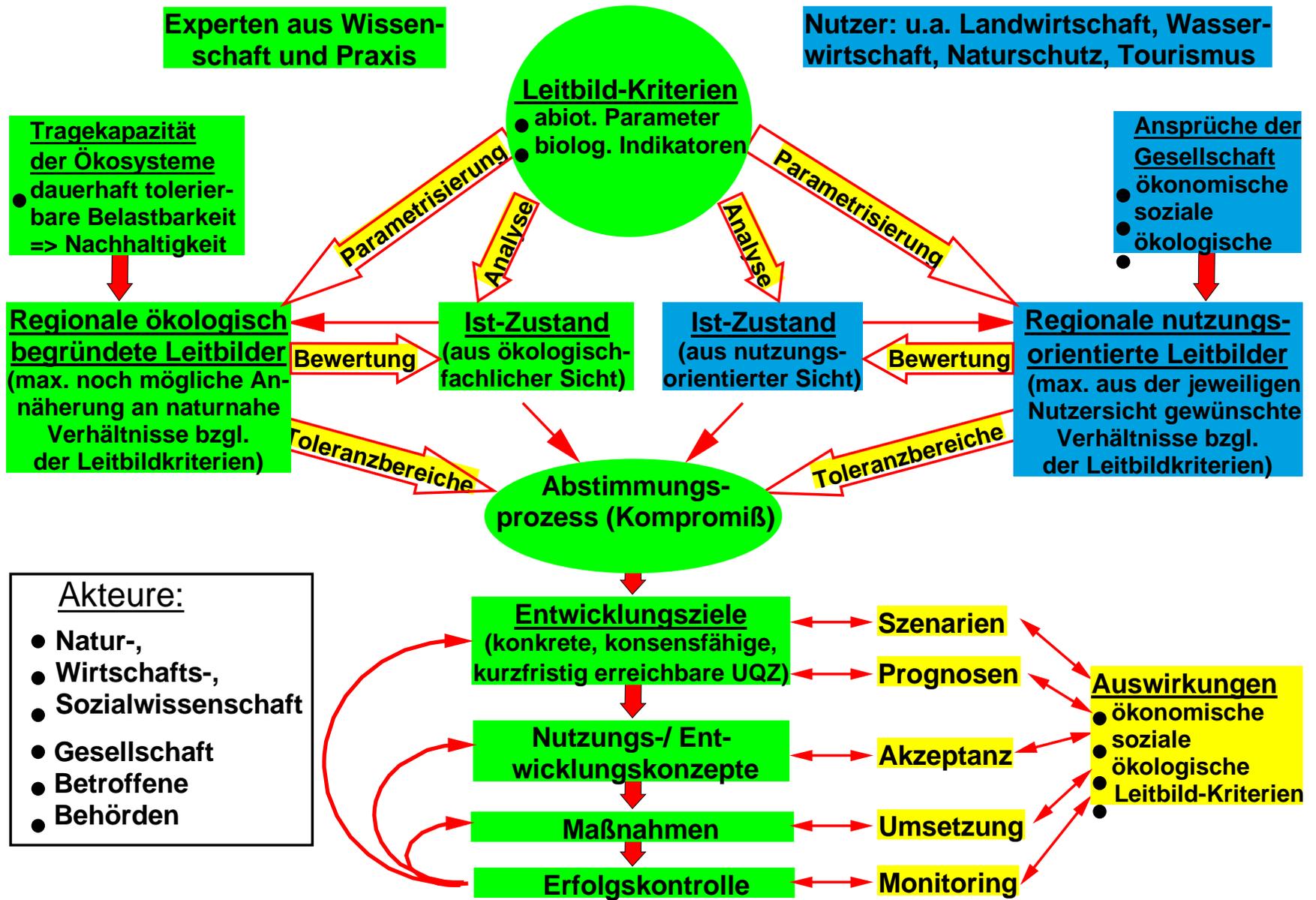
- Endres, A. (1994): Umwelt-Ökonomie - Eine Einführung, Wissenschaftliche Buchgesellschaft Darmstadt, 194 S.
- Hampicke, U. (1991): Naturschutz-Ökonomie. Verlag Eugen Ulmer, 342 S.
- Rennings, K. (1994): Indikatoren für eine dauerhaft-umweltgerechte Entwicklung. Materialien zur Umweltforschung herausgegeben vom Rat der Sachverständigen für Umweltfragen, Verlag Metzler-Poeschel Stuttgart, 225 S.

Tabelle 1: Die Ökologische Schadensbilanz für Deutschland 1984 und 1992 (Kenntnisstand 1992, in Mrd. DM pro Jahr, Preise 1984/1992)

Schadenspositionen	Schadenskosten 1994 (alte Bundesländer) nach Wicke (1986)	Schadenskosten 1992 (alte Bundesländer)	Schadensschätzung 1992 (neue Bundesländer)	Schadenskosten Deutschland (z.T. geschätzt 1992)
1. Luftverschmutzung div. Einzelpositionen (Preise 1984)	rd. 48 Mrd. DM	über 25 Mrd. DM	über 12 Mrd. DM	über 37 Mrd. DM
– Gesundheitsschäden	über 2,3-5,8	ca. 5,4	über 2,7	über 8,1
– Materialschäden	über 2,3	ca. 2,8	über 1,4	über 4,2
– Waldschäden	über 5,5-8,8	über 5,5	über 2,8	über 8,3
2. Gewässerverschmutzung	über 17,6 Mrd. DM	rd 10 Mrd. DM ¹	über 12,5 Mrd. DM	über 22,5 Mrd. DM
darunter: Kosten der Trink- und Brauchwasserversorgung	über 9,0	1,7		
3. Bodenbelastung	weit über 5,2 Mrd. DM	ca. 50,5 Mrd. DM (28,3-72,4)	über 36,7 Mrd. DM	über 87,2 Mrd. DM
Schadens-, Ausweich-, Vermeidungs- sowie Planungs- und Überwachungskosten (Preise 1988) bei:				
– Art- und Biotopschädigung		4,0-4,3		
– Abbau von Rohstoffen		0,2-0,7		
– Nahrungsmittelproduktion		2,6-3,9		
– Abfallablagerung und Altlasten		14,0-47,5		
(darin Altlastensanierung)	(-1,7)	(3-10)	(3-10)	
– Grundwasser		3,9-6,7		
4. Lärm	über 32,7 Mrd. DM	29,5 Mrd. DM	5 Mrd. DM	34,5 Mrd. DM
darunter: Zahlungsbereitschaft zur Vermeidung von (Preise 1989)				
– Straßenverkehrslärm		12,8		
– Schienenlärm		5,3		
– Fluglärm		0,4		
– Industrie- und Gewerbelärm		5,2		
Kosten des Lärms am Arbeitsplatz (Lärmschwerhörigkeit, Herz-Kreislauf-Krankheiten, ohne Produktivitätsverringering)		1,8-2,8		
5. Kosten unterlassenen Naturschutzes	über 1,0 Mrd. DM	3,4 Mrd. DM	1,7 Mrd. DM	5,1 Mrd. DM
6. Vermeidungskosten globaler und länderübergreifender Umweltschäden (-katastrophen)		(15 Mrd. DM)	(2 Mrd. DM)	17 Mrd. DM
– Kosten CO-Minderung/ -reduzierung				über 15
– West-Ost-Umkooperation				1
– Beitrag Tropenwaldrettung				1
Gesamtschadenskosten (Summe Pos. 1. bis 6.):	über 103,5 Mrd. DM	über 133,4 Mrd. DM	über 69,9 Mrd. DM	über 203,3 Mrd. DM
Anteil am jeweiligen Bruttosozialprodukt	5,8%	4,9%	28,9%	6,8%
7. Übergreifende Umweltbelastungskosten: ²				
– Freizeit und Erholung		9,2 Mrd. DM		
– Psychosoziale Kosten (Preise 1988)		40-65 Mrd. DM		
– Nachfrage nach (Zahlungsbereitschaft für) verbesserte Umweltqualität (Preise 1988)		40-94,4 Mrd. DM		
– Volkswirtschaftliche Umweltschutzaufwendungen (Preise 1988)		32 Mrd. DM		

¹ Weitere Gewässerverschmutzungskosten in Höhe von max. 6,7 Mrd. DM sind bei der Bodenbelastung (Grundwasser) enthalten.

² Vergleichswerte zu Gesamtschadenskosten aus Einzelpositionen 1. bis 6.



Ulrich Hampicke

Möglichkeiten und Grenzen der Monetarisierung der Natur

Die monetäre, geldliche Bewertung der Natur oder - bescheidener gesagt - von Leistungen der Landschaft ist ein kontroverses Thema. Für die einen ist sie eine Art Wunderheilmittel, für die anderen eine Droge. Daher ist sehr zu begrüßen, daß hierüber im vorliegenden Rahmen ein überlegtes und ruhiges Gespräch geführt werden kann.

Sehr schnell wird dabei ein Aspekt deutlich werden, der - man muß sagen, fast unverständlicherweise - zu wenig Beachtung findet: Man meint, Monetarisierung, geldliche Bewertung, sei in der gewohnten Umgebung im normalen Wirtschaftsleben eine alltägliche Routine und werfe normalerweise keine Probleme auf. Nur wenn man sie auf Natur und Landschaft anzuwenden versuchte, ergäben sich spezifische Schwierigkeiten, die soweit gehen könnten, daß diese Versuche scheiterten. In Wirklichkeit sind aber die bei diesen Anwendungen auftretenden Probleme oft weder besonders neu noch spezifisch, sondern könnten fast überall beobachtet und auch kritisiert werden. Das eigentliche Problem besteht darin, daß man in den alltäglichen Anwendungsfeldern der Monetarisierung über diese Probleme meist hinwegsieht, obwohl sie dort auch bestehen. Wird nun in der Landschaft zu monetarisieren versucht, dann fallen diese Probleme nur besonders auf - das ist meine These, und es ist vielleicht lohnend, ihr heute etwas im Detail nachzugehen.

Ich möchte gleich zu Beginn ein vielleicht aufschlußreiches Beispiel geben. Oft heißt es mit Entrüstung: Wie kann man nur die Natur oder die Landschaft „an sich“ monetarisieren, das könne doch gar nicht möglich sein. Die Begründungen lauten, je nach Temperament des Kritikers, entweder mehr technisch, daß für diese Dinge kein Markt herstellbar sei, oder mehr philosophisch, daß sie etwas Höheres und damit ökonomisch Intangibles darstellten. Die Kritiker haben Recht, eine derartige Monetarisierung ist auch nicht möglich. Aber sie rennen offene Türen ein. Kein Ökonom will die Natur „an sich“ monetarisieren, und zwar nicht deshalb, weil das bei der Natur nicht möglich wäre (sonst aber wohl), sondern weil dies überhaupt nicht geht und auch bei den alltäglichsten wirtschaftlichen Dingen unmöglich ist.

Haben Sie schon einmal versucht, „das Brot“, „das Wasser“ oder „das Bier“ schlechthin zu monetarisieren? Um wieviel wäre die Nation ärmer, wenn es in einem Jahr gar kein Brot, kein Wasser oder kein Bier gäbe? Besteht der Wert des Brotes schlechthin etwa in den Umsätzen aller Bäcker im Laufe eines Jahres? Natürlich nicht, und die hier gestellten Fragen sind schlicht Unsinn. Es gibt keinen absoluten Geldwert für alles Brot auf der Welt oder - übertragen - für alle Nahrung auf der Welt, denn wenn es keine Nahrung gäbe, dann gäbe es auch uns nicht.

Wenn es für diese einfachen und alltäglichen Dinge keinen absoluten Geldwert gibt, dann ist es doch kein Wunder, daß dies für die Leistungen von Natur und Landschaft ebensowenig zutrifft. Das ist gar nichts Besonderes. Beim Brot können wir sagen, daß jeder von uns in ihrer oder seiner speziellen Situation, hungrig oder weniger hungrig, wohlhabend

oder weniger wohlhabend, einen bestimmten Geldbetrag zu zahlen bereit ist, um Brötchen zum Frühstück zu haben. Die Bäcker wiederum verlangen in ihrer speziellen Situation, bei ihren Kosten und ihren Lohnerwartungen, einen bestimmten Geldbetrag, und so bildet sich ein Preis, wie wir ihn kennen. Die derart erfolgende Monetarisierung hat zwei Konsequenzen: Erstens stellt sie eine ungeheure Erleichterung des Alltagslebens dar, welche komplexe Wirtschaftssysteme überhaupt erst funktionsfähig macht. Stellen Sie sich vor, man müßte über jedes Brötchen per Naturaltausch verhandeln. Zweitens, und das ist weniger banal und für unsere Probleme in der Landschaft wichtig, ergeben sich Anreize: Wie schon Adam Smith in seiner berühmten Passage 1776 bemerkte, verdanken wir unsere Brötchen und unser Bier nicht der Wohltätigkeit der Bäcker und Brauer, sondern ihrer Eigenliebe, ihrem Verdienststreben. Alle ökologischen Probleme in der Landschaft bis hin zu den schlimmsten Mißständen lassen sich ökonomisch so deuten, daß keine geldlichen Anreize wirken, um sie zu lindern.

Vielleicht ist durch die Beispiele deutlich geworden, daß wir, wenn wir über Natur und Monetarisierung sprechen, viel bescheidener denken sollten. Es geht nie um Bewertung "an sich", vielmehr fragen wir danach, ob etwas von dieser Alltäglichkeit, dieser Routine im Umgang mit Brötchen und Bier nicht auch im Umgang mit der Landschaft wünschbar wäre. Ein Kennzeichen einer funktionierenden Geldwirtschaft ist doch, daß jeder, der bedient wird, auch bezahlt. Wieder können wir ökonomisch interpretieren, daß die Zerstörung der Landschaft, die wir bis heute weltweit in so erschreckendem Maße beobachten müssen, offenbar daher rührt, daß sich dort viele bedienen, ohne zu bezahlen. Wenn in der Landschaft jeder, der etwas nimmt, auch dafür bezahlen muß, und jeder, der etwas gibt, dafür entlohnt wird, dann könnte es dort - nicht nach versponnener ökonomischer Expertenmeinung, sondern nach aller praktischen Erfahrung, die jeder vernünftige Mensch machen kann - nur besser werden. Das ist der Grund, weshalb wir Ökonomen über Monetarisierung in Natur und Landschaft nachdenken.

Einige mikroökonomische Voraussetzungen

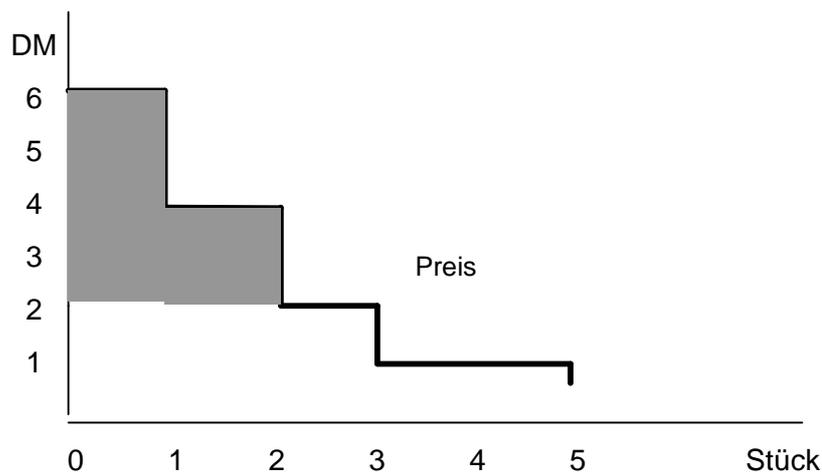
Die Alltagsbeispiele zeigten, daß ein monetärer Wert einer Sache immer nur in einer speziellen Situation bestimmt werden kann. Jeder weiß, daß Brot furchtbar teuer werden kann, wenn Not herrscht. Es kann, selbst wenn es für die Mehrzahl der Wirtschaftssubjekte einen normalen Preis besitzt, für einen Einzelnen furchtbar teuer sein, wenn er sehr wenig Geld hat. Auf die Gefahr hin, hier eine Vorlesungsatmosphäre zu erzeugen, was Sie mir bitte nachsehen mögen (ich bin mit der Vorlesung schnell zu Ende), muß ich auf einige weitere mikroökonomische Zusammenhänge, wie wir sie nennen, hinweisen, die in der öffentlichen Diskussion oft verkannt werden.

Welche Entscheidungssituation liegt vor?

Erstens: Jeder von uns, die oder der in einer Situation monetär abwägt, wägt Alternativen ab. Ökonomisches Denken ist schlechthin Denken in Alternativen. Könnte ich für eine Münze entweder nur ein Brot kaufen oder sonst gar nichts, dann würde ich das Brot, auch wenn

ich nur geringen Hunger hätte, sofort kaufen. Normalerweise könnte ich aber mit der Münze Tausende von anderen Dingen kaufen, und, sollte ich mich für das Brot entscheiden, muß ich mir sagen, daß ich dann auf alles andere, was denselben Betrag gekostet hätte, verzichten müßte. Monetarisieren heißt, Verzicht abzuwägen. Theoretisch dürfte ich erst dann das Brot kaufen, wenn ich sämtliche Alternativen abgewogen und befunden hätte, daß ich sie nicht vorziehen würde. Ich könnte zum Beispiel das Geld auf die Bank bringen und mir von dem durch Zinsen gewachsenen Betrag in zehn Jahren zwei Brote kaufen, was zu der mathematisch außerordentlich anspruchsvollen Theorie der intertemporalen Optimierung hinführt. Natürlich verursacht das Abwägen seinerseits Kosten in Gestalt von Zeit und Denkanstrengung, die soweit steigen können, daß ich verhungerte, bevor ich zu einer Entscheidung gekommen wäre. Es muß also abgewogen werden, wieviel Abwägungsaufwand getrieben werden soll - ich ziehe eine Entscheidung, die bei voller Information suboptimal wäre, dem Verhungern vor. Es gibt kein perfektes Abwägen, aber es gibt ein den Umständen gemäß möglichst gutes Abwägen. Wenn das alle täten, gäbe es weniger bereute Spontankäufe und weniger Umtauschaktionen.

Abbildung 1: Konsumentenrente



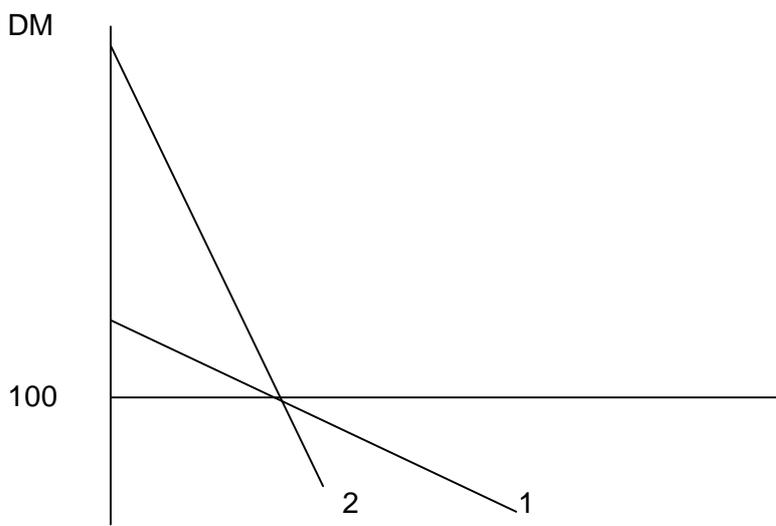
Zweitens: Alle Entscheidungen fallen nach, wie wir sagen, *marginalen* Abwägungen. Es interessiert weniger, welchen Wert bestimmte Größen überhaupt oder im Durchschnitt haben, sondern, wie sie sich an der Grenze, an der entschieden werden muß, gerade ändern. Ein Beispiel (Abbildung 1): Ich möge bereit sein, für ein Gut X, sagen wir, ein kleines Blumensträußchen, maximal 6 DM zu bezahlen. Nun besitze ich auch drei Flaschen Bier, jede zu 2 DM. Heißt das, daß ich auch die drei Flaschen Bier für das Blumensträußchen tauschen würde? Wie die Abbildung zeigt, heißt es das keineswegs. Nach meiner Nachfragekurve, welche meine Präferenzenstruktur widerspiegelt, bin ich bereit, für die dritte Flasche Bier den Preis von 2 DM zu entrichten, vom Kauf einer vierten sehe ich ab, weil ich nur noch 1,50 DM für sie zu zahlen bereit wäre, was den Marktpreis unterschreitet. Im allgemeinen hätte ich aber für die erste und zweite Flasche mehr als den Marktpreis von 2 DM bezahlt, weil ich ganz ohne Bier so durstig war. Zu dem gezahlten Betrag von 6 DM kommt noch die von uns so genannte *Konsumentenrente* (schattiert) hinzu, auf die ich ebenfalls

verzichten würde, wenn ich statt 6 DM in Münzen die drei Flaschen Bier opfern würde. Aus den 6 DM können dann schnell 12 DM werden wie in der Abbildung 1.

An diesem Beispiel erkennen wir das Grundprinzip der Monetarisierung, hier speziell der Zahlungsbereitschaftsanalyse, wie es in jeder Kosten-Nutzen-Analyse auch im Zusammenhang mit der Natur zum Tragen kommt: Jede Feststellung der Zahlungsbereitschaft unterstellt, daß die Wirtschaftssubjekte mit der Umlenkung ihrer Kaufkraft auf eine neue Alternative auf andere Güter und Leistungen marginal verzichten. Angenommen, mein Einkommen bleibt konstant, aber es kommt etwas auf den Markt, was ich für 100 DM kaufen möchte: Dann heißt das nicht, daß ich für 100 DM auf ein anderes Gut verzichte, sondern daß ich überall an der Grenze, bei den letzten konsumierten Einheiten, Ausgaben abziehe, bis die 100 DM zusammengekommen sind. Ich trinke eine Flasche Bier weniger, trage meine Schuhe eine Woche länger, überall knapse ich ein wenig ab - natürlich spielt hier die Teilbarkeit der Güter eine große Rolle.

Unterschätzen wir nicht die Tragweite dieses Sachverhalts. Er erschwert außerordentlich den Vergleich zwischen „großen“ Alternativen. Denn auch umgekehrt: wenn zwei Güter am Markt je 100 DM kosten würden, dann heißt das keineswegs, daß man mir mit beiden eine gleich große Freude bereiten würde, wenn man sie mir schenkte, denn ich kann bei beiden eine außerordentlich unterschiedliche Konsumentenrente genießen (Abb. 2). Wenn also der Staat zwischen zwei Groß-Investitionsprojekten wählen muß, die beide in Marktpreisen einen gleich großen Erfolg versprechen, so steht für eine gute Kosten-Nutzen-Analyse keineswegs fest, daß beide gleich empfehlenswert wären. Fachlich-ökonomisch interessieren uns viel weniger die Marktpreise und viel mehr die Konsumentenrenten. Am Rande bemerkt ist dies auch der Grund dafür, daß es so schwierig ist, derartige Dinge in der Sozialproduktberechnung zu berücksichtigen, denn dort werden nur Marktpreise, nicht aber Konsumentenrenten dokumentiert.

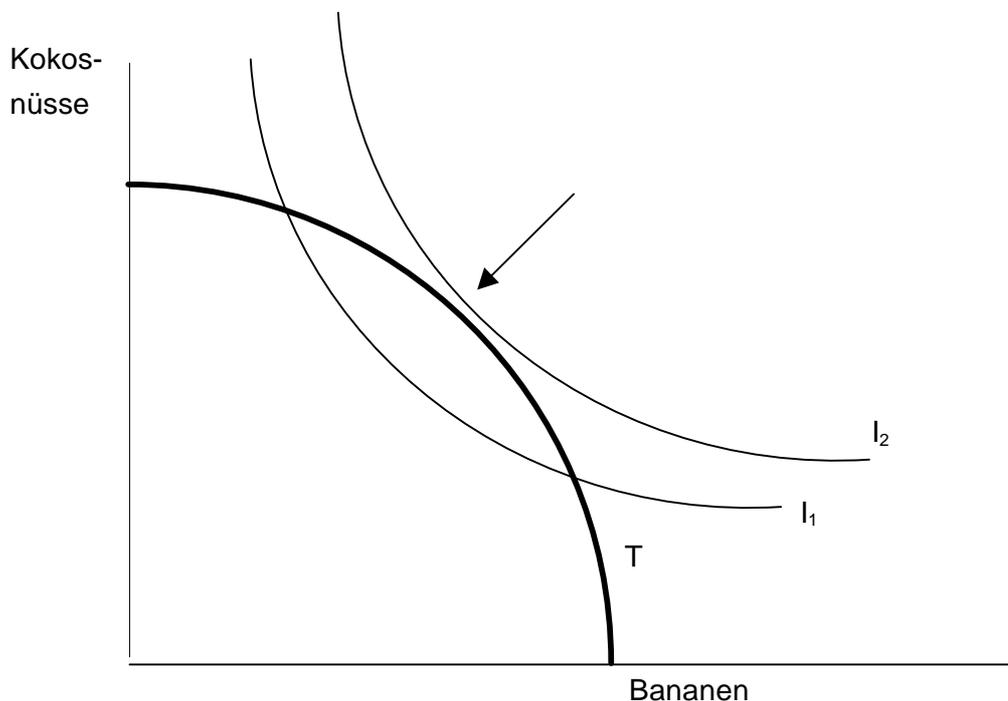
Abbildung 2: Unterschiedlich hohe Konsumentenrenten bei gleichem Marktpreis



Welche Rahmenbedingungen liegen vor?

Erstens: Aller Monetarisierung in der Ökonomie liegt als Grundvorstellung ein Gleichgewichtsmodell einer voll ausgelasteten Wirtschaft zugrunde. Jede Wirtschaft hat eine bestimmte Kapazität an Produktivkräften. Robinson mag auf seiner Insel zwei Güter produzieren, Kokosnüsse und Bananen. Die sogenannte Transformationskurve zeigt an, welche Kombination von beiden er unter Ausnutzung aller Produktivkräfte, also maximal erzeugen kann. Sein Glücksniveau, das Maß seiner ökonomischen Zufriedenheit kann nun mit den sogenannten Indifferenzkurven wiedergegeben werden. Wo die höchste dieser Indifferenzkurven die Transformationskurve gerade noch tangiert, dort liegt unter allen technisch möglichen die ökonomisch optimale Kombination von Kokosnüssen und Bananen (Abbildung 3).

Abbildung 3: Optimale Allokation bei Kapazitätsauslastung



Theoretisch macht alle Monetarisierung überhaupt nur einen Sinn, wenn wir uns auf der Transformationskurve befinden, wenn die Wirtschaft voll ausgelastet ist. Nur dann muß, wenn wir etwas mehr Kokosnüsse haben wollen, dafür zwingend in Gestalt von etwas weniger Bananen bezahlt werden und umgekehrt. Solange wir uns unterhalb der Auslastungskurve befinden, könnten wir, wenn wir klüger wirtschaften würden, von beiden Produkten gleichzeitig mehr haben, ohne auf etwas verzichten zu müssen. Es gibt dann keine Kosten und folglich keinen Anlaß, diese in Geld auszudrücken.

Bundesbank und Sachverständigenrat errechnen Auslastungszahlen für die Deutsche Wirtschaft im Bereich von etwa 94% für die letzten Jahre; wir befinden uns klar unterhalb der Transformationskurve. Allgemein bekannt sind die Arbeitslosen von über 4 Millionen. Dieser Umstand besagt allerdings auch wiederum nicht, daß jede Monetarisierung auch praktisch sinnlos wäre. Jedoch muß jedes derartige Ergebnis sehr sorgfältig interpretiert werden. Es gilt sozusagen nur mit einer bestimmten, begrenzten Reichweite. Wir müssen

immer sagen: Eigentlich könnten wir jedes zusätzliche Produkt in unserer Wirtschaft zum Preis von Null, nämlich durch Mobilisierung brachliegender Ressourcen, erhalten. Unter die zusätzlichen „Produkte“ fielen auch alle Verbesserungen in Natur und Landschaft. Dies erforderte aber so viele Umstrukturierungen institutioneller, rechtlicher, habitueller und anderer Art, wie sie kurz- bis mittelfristig nicht realisiert werden können. Die Strukturstarreheit ist der Grund dafür, daß bestimmte erwünschte Dinge Kosten verursachen, nicht ein Ressourcenmangel.

Zweitens: Im liberalen Marktmodell sprießt alle Monetarisierung, wenn auch über Umwege, aber letztlich doch aus den Wertschätzungen der individuellen Menschen. In den Worten Paul Samuelsons: „Individual's preferences are to count“. Es sollen so viele Brötchen gebacken werden, wie nach den Wünschen der Konsumenten gekauft und bezahlt werden, nicht aber, wie es eine zu diesem Zwecke gebildete Bund-Länder-Kommission aus Ministerialdirigenten mit einem vom Bundespräsidenten ernannten und vom Bundesrat in geheimer Abstimmung nach Anhörung der beteiligten Kreise mit einfacher Mehrheit bestätigten Backwarenverordnungsoberspräsidenten in Umsetzung der einschlägigen EU-Richtlinie unter strikter Beachtung bestehender bilateraler Handelsverträge sowie der Bestimmungen der WTO unter Wahrung der Interessen des örtlichen Backhandwerkes und nicht zuletzt auch mit dem Ziel einer angemessenen Versorgung der Bevölkerung allwöchentlich für die kommende Backperiode, beginnend Montags, 4.30 Uhr, außer nach bundeseinheitlichen Feiertagen, durch Bekanntgabe in überörtlichen Tageszeitungen verfügt wird. So soll es nicht sein, sondern die Konsumenten sollen einfach Nachfragesignale an die Bäcker aussenden, welche diese schon richtig verstehen.

Sie mögen meine Persiflage gelungen oder albern finden - das ist nicht so wichtig. Aber blicken Sie sich bitte einmal um. Nicht bei den Brötchen, aber bei Milch, Zuckerrüben, Raps, Bananen, Wein, bis vor kurzem auch beim Getreide - dort wird genau so verfahren wie geschildert, und die Prozeduren der Agrar-Planwirtschaft sind ebenso lächerlich wie dort, wir haben uns nur an sie gewöhnt. Es ist heute nicht unsere Aufgabe, diesen Zustand überhaupt zu beurteilen oder zu kritisieren, nur muß es vor diesem Hintergrund immer heikel sein, eine Bewertungsmethode wie die Monetarisierung anzuwenden, welche ihre innere Logik, sozusagen ihre Lebenskraft, aus dem Modellzustand eines ökonomischen Gleichgewichts ohne ständige Eingriffe zieht. Wir wollen ökonomische Vernunft säen, aber die benötigt fruchtbaren Boden, und wir säen sie sozusagen auf Sand und Steine, und da verwundert nicht, wenn die Saat nur teilweise aufgehen kann.

Probleme und Fehlerquellen bei der Monetarisierung

Ich fasse die dargestellten mikroökonomischen Ausgangspunkte noch einmal zusammen:

- Das Grundmodell beruht auf der Vorstellung individualistischer Entscheidungen.
- Im reinen ökonomischen Modell gibt es Preise nur bei Knappheit und damit bei Auslastung von Kapazitäten.
- Die Monetarisierung ist der Ausdruck dessen, daß vergleichbare Alternativen miteinander abgewogen werden.

- Wohlfahrtsrelevant sind Konsumentenrenten und weniger die Marktpreise.

Im Anschluß hieran wären nun zahlreiche grundsätzliche oder auch mehr praktische Probleme anzusprechen, wozu die Zeit nicht ausreicht. Daher habe ich ganz grob nur zwei Problemkomplexe ausgesucht, die mir am wichtigsten schienen, und möchte diese mit Beispielen vorführen.

Moralische Grenzen

Heute ist es leider modern, Liberalismus und Individualismus mit Rücksichtslosigkeit und Ellenbogengebrauch gleichzusetzen. Wenn das so weitergeht, werden sich Gegenbewegungen breitmachen, welche meinen, daß dem allgemeinen Wohl nur durch Unterdrückung der Freiheit, durch Gleichschritt und Brüllen im Chor gedient werden könne. Ansätze gibt es schon. Der Mißbrauch ökonomischer Entscheidungsfreiheit, auch der Mißbrauch monetärer Bewertung, ist eine schlimme Gefahr, aber auch hier gilt, daß dies nicht auf Probleme von Landschaft und Natur beschränkt, sondern überall der Fall ist.

Richtig verstandener Individualismus, richtig verstandene Marktwirtschaft meinen nicht, daß alles erlaubt ist, was gefällt, sondern alles, was gefällt und *was anderen nicht schadet*. Es ist alles erlaubt, was keine rational begründeten Normen verletzt. Auf den Zusatz „rational begründet“ kommt es an, denn das Kennzeichen einer vernünftigen Gesellschaft ist, daß sich diese Normen nicht irgendein Mächtiger ausdenkt und verkündet - der Kaiser, die Kirche oder die Partei -, sondern daß sie von allen urteilsfähigen Menschen nachvollzogen und als notwendig auch in ihrem eigenen Interesse erkannt werden können. Seit Kant ist z.B. eine der wichtigsten Normen die, daß ein Mensch nie nur als Mittel zum Zweck angesehen werden darf, sondern einen Selbstzweck, eine Würde, wie er sagte oder in moderner Sprechweise einen intrinsischen Wert besitzt, daß er gegen nichts auf der Welt austauschbar ist. Daraus folgt, daß ein Mensch nicht monetär bewertbar ist, denn monetarisieren lassen sich nur Mittel zum Zweck und nur solche Dinge, die austauschbar sind. Mathematisch gesprochen, ist der Wert eines Menschen „über alle Grenzen groß“.

Wer nun der Natur einen intrinsischen Wert, eine Würde zumißt, muß fordern, daß sie ebensowenig monetarisierbar sei wie ein Mensch. Die so denkenden Menschen werden auch als „Biozentriker“ bezeichnet, sie besitzen ein biozentrisches anstatt anthropozentrisches Weltbild. Natürlich ist es eine äußerst strittige Frage, welches von beiden Weltbildern „richtig“ ist - „richtig“ in Anführungszeichen, soweit ein Weltbild richtig sein kann. Zum Glück folgen aus diesem ungeklärten philosophischen Problem kaum praktische Schwierigkeiten, denn für einen Anthropozentriker ist die Natur in ihrer Existenz ebensowenig monetär bewertbar wie für einen Biozentriker, allerdings aus einem anderen Grunde.

Nehmen wir eine seltene Art, welche auf der Erde aussterben kann, wenn nicht genug auf sie geachtet wird. Wieviel ist sie in Geldeinheiten wert? Der Biozentriker sagt „unendlich viel“, ebenso wie ein Mensch. Der Anthropozentriker, welcher die Natur nicht in ihrem Eigenwert, sondern als Ressource für den Menschen sieht, antwortet: Da müßten wir die künftigen Generationen fragen, wieviel sie ihnen wert ist. Wenn wir sie ausrotten (genauer,

wenn wir den zu ihrer Erhaltung notwendigen Aufwand unterlassen), betrifft das nicht nur uns. Auch wenn wir selbst die Art monetär nicht hoch schätzen sollten, dürften wir nicht nach Belieben mit ihr verfahren, sondern müßten an die künftigen Menschen denken, denen sie möglicherweise, ohne daß jene zu dem Problem gehört worden wären, unwiederbringlich weggenommen würde.

Wir müßten also die Künftigen fragen, auch die Künftigen der Künftigen usw., alle. Wenn das möglich wäre, dann könnte ein Teil der Natur vom anthropozentrischen Standpunkt aus durchaus monetär bewertet werden. Es gelingt natürlich faktisch nicht. Also ist die Frage „Wieviel ist eine Art wert“ vom anthropozentrischen Standpunkt aus ebenso sinnlos wie vom biozentrischen Standpunkt, wenn auch aus einem anderen Grund.

Anthropozentrisch gesehen, greift hier die Pflicht, Respekt vor anderen Menschen zu haben, sie nicht ohne triftigen Grund zu schädigen, ihnen dieselben Lebensbedingungen zu gewähren, die man selbst gern genießt. Da es trotz langer Suche keinen Unterschied im moralischen Status von heutigen und künftigen Menschen gibt, sind wir auch zur Rücksichtnahme auf die Späteren verpflichtet. Dies schafft nun eine wenn auch nicht in jedem Einzelfall absolute, aber doch insgesamt sehr starke Grenze für unsere wirtschaftlichen Aktivitäten in der Landschaft. Es darf mit Rücksicht auf spätere Generationen keine irreversiblen Substanzzehrungen der Natur geben, es sei denn, die Einhaltung dieser Pflicht verlangte uns selbst so hohe Opfer ab, daß dies uns auch vom Standpunkt der Künftigen nicht zuzumuten wäre. Empirisch ist bisher kaum ein Fall beobachtet worden, den man in dieser Weise beurteilen müßte, so daß die Pflicht zum Erhalt des Naturganzen greift.

Marktwirtschaft und Monetarisierung wirken immer nur innerhalb moralischer Grenzen, und daß das auch im Umgang mit der Natur so sein muß, ist gar nichts Besonderes, es ist allenfalls erst relativ spät entdeckt worden. Es ist verboten, Zeitgenossen zu bestehlen, auch wenn es profitabel ist (leider passiert es häufig). Also ist es auch verboten, Zukünftige zu bestehlen, und das tun wir, wenn wir ihnen die Natur irreversibel verarmt hinterlassen. Zum Glück ist dieses Position inzwischen als Programm (leider noch nicht als Realität) Allgemeingut - die seit dem Brundtland-Bericht 1987 und besonders seit der Rio-Konferenz 1992 verbindliche Idee der nachhaltigen Entwicklung (Nachhaltigkeit oder Sustainability) drückt dies genau aus. Die Schwierigkeiten liegen im Detail - wenn es auf der Welt noch 10 Vorkommen einer seltenen Art gibt, dann fragt jeder, ob nicht auch 9 genug wären und er selbst nicht der Pflicht zum Erhalt seines eigenen Vorkommens enthoben werden könnte, usw., das ist bekannt. Aber es gibt kaum jemand, der gegen die Idee der Nachhaltigkeit prinzipielle Einwände gültig machen könnte.

Abschließend zum Thema „Moral“ erscheinen mir zwei Dinge besonders wichtig:

1. Wenn Dinge oder Wesen aus den geschilderten prinzipiellen Gründen nicht monetarisiert werden dürfen, heißt das nicht, daß nicht Monetarisierungen sozusagen mit beschränkter Reichweite zulässig wären. Ein berühmter Pianist ist wie jeder andere Mensch als Mensch nicht monetär taxierbar. Aber ich würde, wenn ich Zeit hätte, 50 DM für eine Konzertkarte ausgeben, um ihn zu hören. 100 DM wären mir zu teuer. Das Beispiel spricht für sich selbst: Ich meine natürlich nicht, daß er mir als Mensch keine 100 DM wert wäre,

sondern daß ich eine bestimmte Zahlungsbereitschaft zum Genuß seiner Leistungen äußere. Ebenso bei der Natur: Das bei uns heute extrem seltene Ackerwildkraut *Kickxia spuria* ist als Wesen nicht monetarisierbar, aber wenn ich Zeit habe, fahre ich für mehrere hundert DM im Sommer in die Fränkische Schweiz, wo ich weiß, daß es noch vorkommt, und genieße es mit Auge und Kamera. Wir sind sehr an der Höhe dieser subjektiven Wertschätzung der Natur durch die Naturliebhaber interessiert - die Methoden zu ihrer Ermittlung wird Herr Elsasser vorstellen (vgl. den Beitrag in diesem Band) - und wir haben die geheime Hoffnung, daß diese Zahlungsbereitschaft, wenn man sie korrekt ermitteln oder dann sogar bündeln könnte, bereits hinreichte, um die Natur halbwegs integer zu erhalten, so daß die moralische Grenze, von der ab Menschen gezwungen werden müssen, die Natur zu erhalten, gar nicht greifen muß. Das ist zwar nicht gerade mit Kant gedacht, aber die Erfahrung zeigt, daß Pflichterfüllung dann am zuverlässigsten erfolgt, wenn man selbst einen Vorteil davon hat.

2. Die Aufwendungen, mit denen wir unserer Pflicht zum Naturerhalt genügen, sind in aller Regel monetarisierbar - es gibt hier nur praktische (siehe unten), nicht aber prinzipielle Probleme. Es muß extensive Landwirtschaft betrieben, auf Holzernte in bestimmten Wäldern verzichtet werden, die Elbe soll nicht allein zum Verkehrsweg und Vorfluter werden usw. Nach meiner Ansicht ist es kaum eine Übertreibung zu sagen, daß die Monetarisierung dieser Pflichtleistungen, des Abwehraufwandes gegen Naturzerstörung, der Verzichte zugunsten des Naturerhaltes - daß dies die wichtigste Aufgabe der ökonomischen Analyse im Bereich der Natur überhaupt darstellt. Wenn man hier zuverlässige Zahlen hat, dann kann man zur Politik gehen und sagen: Soviel kostet Nachhaltigkeit, nun können Sie entscheiden, ob sie Ihnen zu teuer ist. Für die Agrarlandschaft haben Herr Breitschuh und Kollegen und im bescheideneren Maße auch wir einen Katalog solcher Kosten gesammelt.

Praktische Probleme

Machen wir von den Höhen der Philosophie einen weiten Sprung in die Niederungen der Praxis. Oft ist die Monetarisierung in Natur und Landschaft prinzipiell möglich, aber immer ist sie mühsam. Das soll man auch als Argument von einer gewissen prinzipiellen Bedeutung nicht unterschätzen. Manch einer fragt mich, warum ich nur so wenig monetarisiere oder warum ich nicht schneller damit fertig werde. Ich vermute, daß es mehr Leute gibt (vielleicht sogar unter uns heute), die diese Frage auch mit sich herumtragen und sie nur aus Höflichkeit nicht äußern.

Es ist konzeptionell ein nicht nur einfaches, sondern geradezu primitives Unterfangen, die Individuen eines Ameisenhaufens zu zählen, man braucht nur die einfachste aller Grundrechenarten, die Addition, hierzu. Aber haben Sie es schon einmal versucht? So ähnlich kann es auch bei der Monetarisierung von Leistungen in der Landschaft sein. Die Effekte einer Maßnahme erstrecken sich in alle Richtungen, bedingen sich gegenseitig, stoßen weitere Effekte an - wenn Sie einer Wirkung mühsam nachgespürt haben, hat sich inzwischen die reale Lage schon wieder geändert, und so weiter.

Oft sind wir gezwungen, monetäre Werte nicht nach Maßgabe der Zahlungsbereitschaft der Endkonsumenten zu berechnen, weil die Dinge, um die es geht, Zwischenprodukte sind. Diese Fälle treten ganz typisch im Verkehrs-, Entsorgungs- und allgemein Infrastrukturbereich auf und sind daher auch für den Komplex der Elbe sehr relevant. Ein Beispiel sind Transportkosten. Man berechnet, um wieviel Transportkosten sinken, wenn man Flüsse, wie z.B. die Havel für größere Schiffe schiffbar macht. Ich unterstelle einmal, daß eine solche Kosten-Nutzen-Analyse in jeder Hinsicht korrekt durchgeführt wird, mit realistischen physischen Annahmen über künftige Transportvolumina, überzeugenden Diskontsätzen usw. - Herr Rieken (*vgl. den Beitrag in diesem Band*) wird uns nachher berichten, wie man das macht.

Man berechnet, um wieviel der Verkehr billiger wird, und die Kostenersparnis wird als Wohlfahrtsgewinn angesehen. Umgekehrt: Sollte man vielleicht aus ökologischen Gründen auf den Ausbau und damit die Transportkostensenkung verzichten, dann ist dies zu interpretieren als entgangene Wohlfahrt. Verfolgen wir einmal diesen Fall weiter: Entgangene Wohlfahrt heißt letztlich theoretisch korrekt entgangene Konsumentenrente. Welche heroischen Annahmen, die nie erfüllt sind, sind aber nötig, um eine Transportverteuerung als Konsumentenrentenentgang in gleicher Höhe zu interpretieren. Von der Verteuerung des Transports (oder der unterlassenen Verbilligung) sind zunächst Grundstoffe betroffen, welche mit Konsumenten selten direkt in Berührung kommen, vielleicht Sand. Der wird weiterverarbeitet, und irgendwann trifft den Konsumenten ein Effekt. Alle Märkte in dieser Kette müßten theoretisch unter vollkommener Konkurrenz funktionieren, paretooptimale Ergebnisse hervorzubringen in der Lage sein, um die Annahme zu rechtfertigen, daß die eingesparten Transportkosten einem Wohlfahrtsgewinn in der errechneten Höhe gleich sind. Dasselbe gilt auf den Märkten für die Bauleistungen bei der Schiffbarmachung. Welcher von diesen Märkten besäße auch nur einen Funken vollkommener Konkurrenz?! Noch schlimmer: Die mit der ökonomischen Theorie unter Ihnen Vertrauten wissen, daß perfektes Funktionieren partieller Märkte in einer Welt der Unperfektion beim Aufspüren von Wohlfahrtseffekten überhaupt nicht weiterhilft. Es gibt das Theorem des Zweitbesten, die General Theory of the Second Best, die hier unsere Hoffnungen zerstört.

Weiter: Nehmen wir an, die bessere Schiffbarkeit durch Ausbau eines Flusses führe zu volkswirtschaftlichen Ersparnissen von 10 Mio. DM im Jahr. Es liegt auf der Hand, daß, abgesehen von dem schon Diskutierten, dies nur dann die Wohlfahrt im unterstellten Ausmaß steigert, wenn die durch diese Rationalisierung eingesparten Produktivkräfte automatisch und ohne Hindernisse zur nächstbesten Verwendung wandern und dort produktiv wirken. Genau wie bei der Arbeit zu Hause: Wenn die Zeit der knappe Faktor ist, dann freue ich mich über eine zeitsparende Neuerung, zum Beispiel einen Computer, weil ich dann in der eingesparten Zeit wieder etwas Vernünftiges tun kann, wozu ich sonst nicht in der Lage gewesen wäre. Ebenso im Großen. Ich erinnere an das Ergebnis aus meiner „Vorlesung“ vorhin, daß Monetarisierung eigentlich nur einen Sinn macht, wenn alle produktiven Faktoren voll beschäftigt sind. Der Rationalisierungseffekt muß weitergegeben werden. Wenn die rationellere Schifffahrt auf der Havel bei gleicher Leistung 50 Schiffer weniger erfordern sollte, dann unterstellt die Kosten-Nutzen-Analyse, daß diese 50 Personen nun woanders

sinnvoll tätig werden. Werden aber durch die Maßnahme, wie nicht abwegig ist zu erwarten, nur aus 4 Mio. Arbeitslose 4 Mio. plus 50, dann war es ein Denkfehler, die Beschäftigung der 50 Schiffer vor der Rationalisierungsmaßnahme mit Kosten in Verbindung zu bringen. Ihre Beschäftigung hat gar keine volkswirtschaftlichen Kosten hervorgerufen, da sie keiner alternativen Verwendung abgezogen waren. Das ist das Elementarste in der Ökonomie, daß Kosten immer Verzicht auf Alternativen sind. Wenn also die Beschäftigung der 50 Schiffer nur scheinbar, aber nicht in Wirklichkeit Kosten hervorgerufen hatte, dann darf die Einsparung ihrer Notwendigkeit auf Grund einer Rationalisierung auch nicht als Transportkostensenkung interpretiert werden.

Ganz besonders schwierig wird es, wenn durch solche Maßnahmen nicht nur die Kosten sondern auch die Mengenseite betroffen ist, was in der Regel zutrifft, wird doch gerade Wasserstraßenausbau mit dem Argument empfohlen, Transportströme umzulenken. Dann müssen auch alle Alternativen gleichzeitig betrachtet und Wirkungen auf sie verfolgt werden. Nehmen wir an, ein Wasserstraßenausbau ziehe Verkehr von der Eisenbahn ab, weil deren Tarife unterboten werden könnten, und zwar nicht durch Kampfpreise, sondern wegen eines wirklichen Kostenvorteils. Wie stelle ich einen Kostenvorteil einer Alternative gegenüber einer anderen fest, die sich beide durch extrem hohe Fixkostenanteile und niedrige, möglicherweise sogar die Durchschnittskosten unterschreitende Grenzkosten auszeichnen? Hier nur die Tarife zu vergleichen, ist natürlich das Naivste, was man tun kann, denn Tarife sind kalkuliert, sie sind nie die Grenzkosten. Wenn Eisenbahn und Binnenschifffahrt beide hohe Fixkosten haben, nicht unter Überlast leiden, und einer zieht dem anderen Beschäftigung ab, dann kann der gesamtwirtschaftliche Kosteneinsparungseffekt auf Jahrzehnte hinaus nur gering sein. Es ist sehr kritisch zu prüfen, ob hier neue Investitionen, die ja nicht Grenzkosten, sondern Vollkosten sind, gerechtfertigt werden können.

Ich möchte klarstellen, daß ich mit diesen Ausführungen keineswegs Polemik gegen spezielle Projekte im Elbebereich bezwecke; hier muß jeder Meinungs austausch auf exakten Berechnungen beruhen. Das Beispiel Gewässerausbau sollte mir nur helfen, bestimmte methodische Probleme, welche wirklich gravierend sind, plastisch darzustellen. Auf anderen Gebieten wiederholen sie sich. Wir denken in Projekten darüber nach, ob es in ländlichen Gebieten mit geringer Besiedlung sinnvoll sein kann, Abwasser, anstatt es mit hohen Kosten weitgehend perfekt zu klären und dann direkt in Wasserläufe zu injizieren, nicht besser etwas weniger perfekt zu klären, um es dann auf reichlich vorhandenen Flächen auszubringen. Die Abwasserkosten sind teilweise so hoch, daß z.B. auf der Insel Rügen Gewerbeansiedlungen und damit Arbeitsplätze deswegen unterbleiben. Hier könnte die Leistung der Landschaft in einer Entsorgungsfunktion bestehen.

Offenkundig besteht der monetäre Wert dieser Leistung in den eingesparten Kosten alternativer Klärverfahren. Aber wie hoch sind diese eingesparten Kosten? In vielen Regionen sind Fakten geschaffen und Kläranlagen teils überdimensioniert mit Geld, welches zeitweise vielleicht zu flüssig sprudelte, gebaut worden. Angenommen, man könnte diese Entscheidung voll rückgängig machen (was faktisch natürlich nicht geht), und eine Grünlandfläche würde Klärfunktionen übernehmen. Bei einer vernünftigen technischen Kläranlage hinreichender Leistung möge ein Kubikmeter 2 DM Klärkosten verursachen, bei der tat-

sächlich erstellten und viel zu teuren, aber 5 DM. Was setzen wir dann als Leistung an? Wenn wir die Leistung mit 5 DM pro Kubikmeter belohnen, dann belohnen wir sie dafür, daß sie eine unwirtschaftliche Alternative ersetzt. Ist es sinnvoll, so zu rechnen? Besser wäre eigentlich, den Wert der Leistung zu orientieren an der kostengünstigsten, vernünftigsten Alternative. Diese ist aber oft fiktiv und muß erst selbst berechnet werden. Wie gesagt, kommt natürlich hinzu, daß man von den fixen Kosten der bereits erstellten Kläranlagen nicht herunterkommt (man hätte sich vorher besser überlegen sollen, welchen Weg man wählt), und da im Klärwesen ähnlich wie im Schienen- und Binnengewässertransport die Fixkosten eine herausragende Rolle spielen (die Kosten der Leitungen kommen hier auch hinzu), kann es sein, daß vernünftige Entscheidungen auf absehbare Zeit einfach blockiert sind.

Zusammenfassung

Alle meine dargelegten Aspekte sind nicht so zu verstehen, als würde ich sinnvolle Monetarisierungen im Bereich von Natur und Landschaft für aussichtslos halten oder Ihnen gar den Mut nehmen wollen, auf diesem Gebiet aktiv zu werden. Das Gegenteil ist der Fall. Um der Diskussion möglichst viel Raum zu überlassen, möchte ich nur ganz kurz zusammenfassen:

1. Die Monetarisierung hat ihre Wurzel in einem individualistischen mikorökonomischen Weltbild. Deshalb sind Monetarisierungen, welche sich möglichst direkt von individuellen Präferenzen ableiten, in vieler Hinsicht am aussichtsreichen, und es ist geradezu paradox, daß die Methoden zu ihrer Ermittlung (über die Herr Elsasser berichten wird) in der Öffentlichkeit so wenig geschätzt sind, obwohl sie, wenn ich nur das vorweg nehmen darf, viel besser sind als ihr Ruf.
2. Oft sind wir gezwungen, die Leistung der Landschaft bei der Erstellung von Zwischenprodukten zu monetarisieren, und dann gelten alle diskutierten Einwände hinsichtlich ihrer Ferne von der Letztbewertung durch die Konsumenten.
3. Ein ethischer Rahmen, ein System moralischer Grenzen ist unabdinglich; es kann nicht jede Präferenz und Zahlungsbereitschaft akzeptiert werden. Dies ist jedoch keineswegs ein Spezifikum der Bewertung in Natur- und Landschaftsfragen, sondern gilt überall.
4. Die monetäre Bewertung ist immer marginal, versteht sich unter spezifischen Bedingungen und bezogen auf „kleine Mengen“. Eine monetäre Bewertung von Wesen oder Substanzen schlechthin („das Brot“) gibt es nicht. Also gibt es auch keine monetäre Bewertung der gesamten Natur.
5. Marginale Bewertungen von irreversibel vernichtbaren Naturbestandteilen, insbesondere Arten, verbieten sich aus unterschiedlichen Gründen je nach Naturethik (biozentrisch oder anthropozentrisch), jedenfalls verbieten sie sich aus ethischen Erwägungen.
6. Ein besonders fruchtbares Anwendungsfeld der Monetarisierung in der Natur ist die Ermittlung der Kosten, die wir auf uns nehmen müssen, um der Verpflichtungen von Nachhaltigkeit und Naturerhalt zu genügen.

Literaturauswahl

- Barde, J. P. & Pearce, D. W. (Eds.) (1991): Valuing the Environment. Six Case Studies. London: Earthscan Publications.
- Bateman, I. J. & Turner, R. K. (1993): Valuation of the Environment, Methods and Techniques: The Contingent Valuation. In: Turner, R. K. (Ed.): Sustainable Environmental Management: Principles and Practice. London. pp. 120 - 191
- Hampicke, U. (1991): Naturschutz-Ökonomie. Stuttgart: Eugen Ulmer.
- Hampicke, U. (1993): Möglichkeiten und Grenzen der monetären Bewertung der Natur. In: Schnabl, H. (Hg.): Ökointegrative Gesamtrechnung: Ansätze, Probleme, Prognosen. Berlin
- Hampicke, U., Horlitz, T., Kiemstedt, H., Tampe, K., Timp, D. & Walter, M. (1991): Kosten der Wertschätzung des Arten- und Biotopschutzes. Berlin: Erich Schmidt.
- Hanley, N. (1995): The Role of Environmental Valuation in Cost-Benefit Analysis. In: Willis, K. G. & Corkindale, J. T. (Eds.): Environmental Valuation. Oxon: Cab International.
- Hanley, N. & Spash, C. L. (1993): Cost-Benefit Analysis and the Environment. Aldershot: Edward Elgar.
- Johansson, P.-O. (1987): The Economic Theory and Measurement of Environmental Benefits. Cambridge: Cambridge University Press.
- Pearce, D. W. (1993): Economic Values and the Natural World. London: Earthscan Publications.
- Pearce, D. W. & Moran, D. (1994): The Economic Value of Biodiversity. London: Earthscan Publications.
- Pommerehne, W. (1987): Präferenzen für öffentliche Güter. Ansätze zu ihrer Erfassung. Tübingen: Mohr.
- Pruckner, G. J. (1994): Die ökonomische Quantifizierung natürlicher Ressourcen. Eine Bewertung überbetrieblicher Leistungen der österreichischen Land- und Forstwirtschaft. Frankfurt, M.
- Weimann, J. (1996): Monetarisierungsverfahren aus der Sicht der ökonomischen Theorie. In: Linckh, G., Sprich, H. :. F., H. & Mohr, H. (Hg.): Nachhaltige Land- und Forstwirtschaft (Experten), Berlin u.a.: Springer.

Peter Elsasser

Die Contingent Valuation Method: Stand der Forschung, Anwendungsmöglichkeiten im Rahmen der (Elbe-) Ökologie und Grenzen der Methodik

Diskussionen um umweltverbessernde Maßnahmen werden häufig von Kostenargumenten dominiert. Während Informationen über volkswirtschaftliche Kosten umweltverbessernder Maßnahmen zum großen Teil aus Marktpreisen abgeleitet werden können und oft gut verfügbar sind, ist die Ermittlung des Nutzens solcher Maßnahmen bisweilen schwieriger: Viele Umweltleistungen zeigen Charakteristika öffentlicher Güter, für die keine Marktpreise existieren. Es stehen aber verschiedene Methoden bereit, mit denen auch hier marktpreis-analoge Nutzenschätzungen möglich sind.

Ich möchte Ihnen mit der Contingent Valuation Method (CVM) einen Kurzüberblick über die gebräuchlichste und gleichzeitig auch flexibelste unter denjenigen Methoden geben, welche zur volkswirtschaftlichen Bewertung des Nutzens von Umweltgütern mit Öffentlichkeitscharakter eingesetzt werden. Dazu wird nach einer allgemeinen Vorstellung der Methode erläutert, für welche Güter und Wertkategorien sie verwendet werden kann, wie konkrete Gestaltungsmöglichkeiten der Methode aussehen können, und welche ihrer möglichen Fehler derzeit besonders intensiv hinterfragt werden. Abschließend werden eine Reihe von Anwendungsbeispielen der Methode aufgelistet und einige Hinweise für einen möglichen Einsatz im Rahmen des Forschungsverbundes Elbe-Ökologie gegeben.

Vorstellung der Methode

Unter dem Namen „Contingent Valuation Method“ („Methode der Bedingten Bewertung“) werden eine Reihe von Ansätzen zusammengefaßt, welche die Zahlungsbereitschaft für Umweltgüter durch direkte Befragung der Nutzer erheben. Das Grundprinzip der Methode ist, den Befragten eine hypothetische Marktsituation für das zu bewertende Gut zu schildern und sie daraufhin nach ihrer maximalen Zahlungsbereitschaft für eine definierte Mengenänderung dieses Gutes unter den geschilderten Umständen zu fragen.

Wie in anderen Bereichen auch, hängt die Ergebnisqualität stark von der Sorgfalt ab, mit der eine solche Befragung konzipiert und durchgeführt wird. Im Rahmen der Befragung werden den Interviewpartnern zunächst die bewertungsrelevanten (quantitativen und qualitativen) Aspekte der Ausgangsausstattung mit dem (Umwelt-) Gut vor Augen geführt. Anschließend werden sie über die zu bewertende Änderung informiert (aus den hierzu gegebenen Informationen muß hervorgehen, welches Ausmaß die zu bewertende Änderung haben soll; wie sie begründet ist; welche Institution das Gut bereitstellt und unter welchen Voraussetzungen; schließlich, auf welche Weise, von welchen Gruppen und an wen Zahlungen zu leisten wären. Zusätzlich kann wichtig sein, Informationen über in Frage kommende Substitute bereitzustellen und die Befragten an ihre jeweiligen Budgetrestriktionen

zu erinnern). Darauf folgen eine oder mehrere Fragen, mit denen die maximale Zahlungsbereitschaft der Befragten für das so beschriebene Gut ergründet wird.

Die Anwendungszwecke einer solchen Methode sind vielfältig. Ihr „klassischer“ Anwendungsbereich ist die Nutzen-Kosten-Analyse: Informationen über die Zahlungsbereitschaft für Umweltschutzmaßnahmen zeigen, wie stark diese Maßnahmen von den Gesellschaftsmitgliedern gewünscht werden, und ermöglichen damit eine Abwägung mit anderen in der Gesellschaft geäußerten Bedürfnissen. Sie können damit u.a. einen wesentlichen Beitrag zur Demokratisierung von (behördlichen) Entscheidungen leisten. Von Planern können solche Nutzeninformationen entsprechend als Entscheidungshilfen für die Frage eingesetzt werden, ob eine spezifische Maßnahme zur Umweltverbesserung *überhaupt* durchgeführt werden soll - etwa wenn über den Bedarf nach einer solchen Maßnahme generell nur unzureichende Informationen vorliegen, oder wenn im Rahmen einer Nutzen-Kosten-Analyse wesentliche Nutzen- (oder auch Kosten-) Elemente dieser Maßnahme durch Marktpreise nur ungenügend widerspiegelt werden, und allein auf Preisen basierende Nutzen-Kosten-Analysen folglich ein verzerrtes Bild liefern würden. Volkswirtschaftliche Nutzeninformationen können in einer ähnlichen Ausgangssituation auch zum *Vergleich* verschiedener Maßnahmen herangezogen werden - etwa wenn es darum geht, ein gegebenes Naturschutzbudget möglichst effizient auf verschiedene mögliche Maßnahmen zu verteilen. Aber auch abseits dieser Anwendungszwecke, die primär von der Wohlfahrtstheorie her motiviert sind, gibt es Bedarf nach einer monetären Bewertungen von Umweltgütern: so u.a. im Rahmen des Haftungsrechtes bei der Bemessung von Schadenersatzleistungen.

Was kann mit der CVM bewertet werden?

Grundsätzlich können mit der CVM alle diejenigen knappen Güter bewertet werden, für die ein Markt denkbar und beschreibbar ist. Im Umweltbereich ist der hauptsächliche Anwendungsbereich die Bewertung von Schutzleistungen (Naturschutz bzw. Arten- und Biotopschutz, Hochwasser- und Trinkwasserschutz, Klimaschutz, Boden- und Erosionsschutz usw.) sowie von Erholungsleistungen (Naherholung/Tourismus). Anwendungen der Methode liegen aber auch über andere Güter mit Öffentlichkeitscharakter vor, wie etwa die staatliche Gesundheitsvorsorge. Darüberhinaus können mit dem gleichen Ansatz auch Kosten von Umweltschäden bewertet werden, seien dies nun beispielsweise Schäden durch die Zerstörung von Biotopen oder Beeinträchtigungen des Wohlbefindens durch Verkehrslärm (z.B. WEINBERGER 1991).

Die Gründe dafür, warum Menschen die Leistungen von Ökosystemen wertschätzen, müssen keineswegs allein auf den direkten Ge- oder Verbrauch solcher Leistungen beschränkt sein: Auch nicht-konsumgebundene Nutzenkomponenten können zusätzlich oder sogar ausschließlich von Belang sein. Entsprechend werden in der Anwendung der CVM unterschiedliche Nutzenkategorien diskutiert und bisweilen separat bewertet: Als „Erlebniswert“ („use value“) wird diejenige Nutzenkomponente bezeichnet, die auf Nutzung bzw. Erlebnis eines Gutes im engeren Sinne basiert. „Non use values“ sind dagegen vom unmittel-

baren Ge- oder Verbrauch des Gutes unabhängig. Sie werden bisweilen weiter unterteilt: Dabei wird mit „Optionswert“ derjenige Wert umschrieben, den ein Mensch dem Erhalt seiner Zugriffsmöglichkeiten auf ein Gut zumißt, auch wenn er es gegenwärtig nicht nutzt. „Existenzwert“ wird derjenige Wert genannt, der - abseits eigener Nutzungsabsichten - durch das schiere Bewußtsein zustandekommt, daß ein Gut - z.B. eine bestimmte Tierart - überhaupt existiert; dies kann zugunsten der Nutzungsmöglichkeiten anderer Zeitgenossen motiviert sein, zugunsten späterer Generationen („Vermächtniswert“) oder um des Gutes selbst willen („intrinsischer Wert“) (vgl. dazu u.a. HAMPICKE in diesem Band, oder PEARCE et al. 1990). Die hier aufgezählten Nutzenkomponenten sind allerdings nicht immer klar voneinander zu trennen, da zwischen ihnen z.T. inhaltliche Überschneidungen bestehen.

Je nach dem, welche Umweltleistung konkret bewertet werden soll, können die erwähnten Nutzenkomponenten für die Bewertung jeweils unterschiedlich relevant sein (schematisch angedeutet in Tab.1). So dürfte die Bewertung der Erholungsleistung einer reizvollen Flußlandschaft durch ihre Besucher wesentlich durch „Erlebniswerte“ geprägt sein. Die Naturschutzleistung eines solchen Flußgebietes bietet möglicherweise weiteren Menschen Nutzen, welche diese Landschaft nicht oder nur selten besuchen, denen deren Naturschutz aus den obengenannten Motiven heraus aber dennoch „etwas wert ist“. Bei der Bewertung durch diese Menschen würden also „non use values“ stärker in den Vordergrund treten. Die Spendenbereitschaft für Tropenwaldschutzinitiativen etwa zeigt, daß Zahlungsbereitschaften selbst für den Erhalt solcher Ökosysteme bestehen, welche ein großer Teil der Spendenden vermutlich kaum je direkt zu Gesicht bekommen wird.

Tabelle 1: Unterschiedliche Nutzenkomponenten und ihr Einfluß auf die Bewertung einiger Umweltleistungen (schematisch)

	Erholung	Trinkwasser-schutz	Hochwasser-schutz	Naturschutz
Erlebniswert	X	X	x	x
Optionswert	x	x	X	x
Vermächtniswert	x	x	X	X
Existenzwert	x	x	X	X

Gestaltungsmöglichkeiten der CVM

Wenden wir uns kurz der Frage zu, wie eine Bewertung mittels der CVM im einzelnen gestaltet werden könnte. Der CVM liegt (noch) kein einheitliches und geschlossenes Konzept zugrunde, das eine Fragebogenentwicklung „nach Kochbuch“ gestatten würde - nach dem derzeitigen Forschungsstand ist sie vielmehr als ein methodischer Ansatz einzustufen, der für die jeweiligen Anwendungen in verschiedenartiger Weise konkretisiert werden muß.

Entsprechend gibt es für Befragungen, die sich der CVM bedienen, im Detail eine Vielzahl von Gestaltungsmöglichkeiten (sh. dazu u.a. MITCHELL & CARSON 1990).

Grundsätzlich gibt es zwei Möglichkeiten, wie Menschen ihre Wertschätzung für ein bestimmtes Umweltgut ausdrücken können: Sie können entweder angeben, wieviel sie für dieses Umweltgut höchstens zu zahlen bereit sind, oder, wieviel sie mindestens als Entschädigung fordern würden, wenn sie auf dieses Gut verzichten müßten. Theoretisch wäre zu erwarten, daß die Unterschiede zwischen maximaler Zahlungsbereitschaft und minimaler Entschädigungsforderung (bei der Bewertung marginaler Gütermengen) vernachlässigbar sind. In diesem Fall würde sich anbieten, Schadenersatzleistungen etwa per Entschädigungsforderung zu beziffern, dagegen zur Bewertung umweltverbessernder Maßnahmen im Standardfall nach der Zahlungsbereitschaft zu fragen.

In empirischen Studien fand man jedoch deutliche Differenzen zwischen den beiden Maßen; Entschädigungsforderungen überstiegen Zahlungsbereitschaften z.T. erheblich (für eine Übersicht vgl. RÖMER 1991). Die Ursachen hierfür sind umstritten. Auch von erkenntnistheoretischer Warte aus kann nicht entschieden werden, welchem der beiden Bewertungsmaße jeweils der Vorzug zu geben ist (diesem Problem liegt eine Frage nach der Ausgangsverteilung der Verfügungsrechte über das zu bewertende Umweltgut zugrunde, welche nur normativ beantwortet werden kann; vgl. KEPPLER 1991). Deshalb hat sich als pragmatische Konvention etabliert, für die CVM generell die Zahlungsbereitschaft als Bewertungsmaß heranzuziehen - nicht zuletzt deswegen, weil diese in bisherigen Untersuchungen durchgehend zu „vorsichtigeren“ Bewertungen führte als die Entschädigungsforderung.

Für die Form der Bewertungsfrage selbst hat man die Wahl zwischen zwei verschiedenartigen Ansätzen, nämlich entweder die maximale Zahlungsbereitschaft direkt über offene bzw. iterative Fragen zu ermitteln, oder aber eine Zahlungsbereitschaftsfunktion zu schätzen und sich hierfür der geschlossenen Frageform zu bedienen. (Bei dem letztgenannten Ansatz werden unterschiedliche Befragte mit jeweils einem aus einer Reihe verschiedener Bewertungsvorschläge konfrontiert und zu diesem Vorschlag lediglich gefragt, ob sie ihn akzeptieren würden oder nicht. Aus dem Prozentsatz zustimmender Antworten im gesamten Datensatz wird dann auf die Zahlungsbereitschaftsfunktion der befragten Population geschlossen). Für den „direkten“ Ansatz vermittelt offener Fragen scheint sich abzuzeichnen, daß Zahlungsbereitschaften generell unterschätzt werden, wenn sie durch einzelne Fragen ermittelt werden (LÖWENSTEIN 1994; ELSASSER 1996). Auktionsähnliche Bewertungsprozeduren (DAVIS 1963) wirken dieser Fehlerquelle zwar entgegen; sie sind aber vergleichsweise zeitaufwendig. Mischformen und Weiterentwicklungen dieses Ansatzes versuchen, solchen Problemen zu begegnen: U.a. werden „Bezahlungskarten“ eingesetzt (das sind verschiedenartig gestaltete Listen oder Grafiken mit einer Reihe von plausiblen Bewertungsvorschlägen, eventuell auch mit Vergleichsbewertungen anderer Güter), welche den Befragten Hilfestellungen bei der Bezifferung ihrer maximalen Zahlungsbereitschaft bieten. Zur Vermeidung von Unterschätzungen bei der Verwendung offener Fragen werden die zunächst von den Befragten genannten Zahlungsbereitschaften durch Nachfragen abgesichert.

Da die hier genannten Probleme bei Verwendung des „indirekten“ Ansatzes bzw. der geschlossenen Frageform in den Hintergrund treten, gilt dieser Ansatz als weniger manipulierbar (besonders auch gegenüber möglichem strategischen Antwortverhalten der Befragten; s.u.) und findet in der letzten Zeit zunehmend Befürworter (z.B. ARROW et al. 1993). Dennoch hat auch dieser Ansatz spezifische Nachteile: So ist bei Verwendung der geschlossenen Frageform ein höherer Stichprobenumfang nötig, welcher das Verfahren verteuert und in methodischer Hinsicht Designvergleiche erschwert; zudem werden hier Annahmen über Verteilungsfunktionen nötig, welche empirisch schwierig zu belegen und intuitiv oft schlechter nachzuvollziehen sind.

Ein weiterer Gestaltungsspielraum besteht hinsichtlich der Frage, welches Zahlungsverkehrsmittel für die Bewertung heranzuziehen sei (d.h. auf welche Weise die gedachten Zahlungen zu leisten wären). In Betracht kommen - je nach Kontext - direkte Zahlungen der Befragten etwa in Form von Eintrittspreisen für ein Erholungsgebiet, aber auch Spenden und Beiträge, Steuern, Finanzierung aus öffentlichen Budgets bei Einschränkung anderer öffentlicher Ausgaben (HAMPICKE 1991) oder hypothetische Reisekosten (DUFFIELD 1984). Als Konvention hat sich herauskristallisiert, jeweils dasjenige Vehikel einzusetzen, das unter den gegebenen Umständen den Befragten am plausibelsten erscheint und gleichzeitig eine möglichst individuelle Zurechenbarkeit der Zahlungen gewährleistet.

Hinsichtlich der Befragungsform stehen für die CVM alle diejenigen Möglichkeiten zur Verfügung, die in „gewöhnlichen“ Befragungen auch genutzt werden, nämlich mündliche („face-to-face“), telefonische und postalische Interviews. Allerdings nimmt die Eignung dieser Möglichkeiten in der genannten Reihenfolge für den Einsatz im Rahmen der CVM ab: Gerade für kompliziertere Bewertungsszenarien kann ein direkter Kontakt zwischen Interviewer und Befragten nötig sein; eine „face-to-face“-Befragung kann unabdingbar sein, wenn visuelle Hilfen verwendet werden sollen (etwa die oben genannten Bezahlungskarten oder Landkarten, aus denen die Befragten Lage und Ausdehnung eines zu bewertenden Gebietes entnehmen können). Zudem ist bei mündlichen Befragungen vorteilhaft, daß der direkte Kontakt zum Interviewer i.d.R. die Antwortbereitschaft der Befragten erhöht und Hilfestellungen erleichtert - dies kann gerade bei ungewohnten Bewertungen „preisloser“ Güter wesentlich sein. Dennoch finden auch telefonische und postalische Interviews weithin Anwendung, nicht zuletzt, weil sie meist leichter zu organisieren und daher grundsätzlich weniger aufwendig sind.

Fehlerquellen der CVM

Der obenstehende Abschnitt hat verdeutlicht, daß für die CVM im Detail einige Gestaltungsspielräume bestehen. Die Bewertungsergebnisse können dadurch unter Umständen mitbeeinflusst werden. Dies fordert immer wieder spontane Kritik heraus: Oft wird bezweifelt, ob trotz dieser Spielräume zwischen geäußerten und tatsächlichen Zahlungsbereitschaften hinreichende Übereinstimmungen bestehen könnten; oder es wird vermutet, daß die Be-

fragten Bewertungsergebnisse durch unwahre Antworten zu manipulieren versuchen würden (= Hypothese strategischen Verhaltens).

Die Strategiehypothese begleitet die CVM seit deren Anfängen. Entsprechend haben CVM-Praktiker immer wieder empirische Tests durchgeführt, um den möglichen Einfluß dieser Fehlerquelle auf ihre Bewertungsergebnisse zu prüfen und gegebenenfalls zu quantifizieren. Tatsächlich kann aus den vorliegenden Tests geschlossen werden, daß vorhandene Strategiereize von den Befragten auch wahrgenommen und genutzt werden. Gleichzeitig zeigte sich aber, daß der Einfluß solcher Strategiereize auf Bewertungsergebnisse stets gemäßigt war. Die ursprüngliche Annahme, nach der strategisches Verhalten zu völlig unzutreffenden Bewertungsergebnissen führen würde (SAMUELSON 1954/OLSON 1965), war demnach nicht zu halten: Selbst Bewertungen bei starken Übertreibungsanreizen lagen regelmäßig in der gleichen Größenordnung wie solche bei Untertreibungsanreizen (vgl. die Übersicht bei ELSASSER 1996). Bei sorgfältigen Untersuchungsanlagen scheinen solche Fehler daher zumindest stark eingrenzbar zu sein.

In der derzeitigen Diskussion wird einer weiteren Fehlerquelle ein besonderer Stellenwert zugemessen, nämlich sogenannten Zuordnungsfehlern („embedding effects“). Zuordnungsfehler lassen sich definieren als Fehlinterpretationen der Aggregationsebene, auf der Befragte ein Gut bewerten; sie werden dann vermutet, wenn die Zahlungsbereitschaft für ein Güterbündel gleich oder ähnlich ist wie diejenige für eines seiner Bestandteile (beispielsweise, wenn die Verbesserung der Wasserqualität in allen Seen einer Region annähernd gleich bewertet wird wie in einem einzelnen See dieser Region; vgl. KAHNEMAN 1986). Zum Teil handelt es sich bei solchen Beobachtungen nicht um Fehler der Methode - vielmehr sind sie auf plausible ökonomische Ursachen zurückzuführen, nämlich auf Substitutionseffekte zwischen den betrachteten Gütern bzw. auf sinkende Grenznutzen der einzelnen Güter. Insoweit es sich um tatsächliche Bewertungsfehler handelt, scheinen diese nach den bislang vorliegenden empirischen Tests tendenziell geringer zu sein als Fehler durch strategisches Verhalten - zumindest wenn Güter bewertet werden, die maßgeblich durch „Erlebniswerte“ geprägt sind. Dagegen ist die Methodenentwicklung bei der Bewertung von „non use values“ derzeit noch im Fluß, so daß Aussagen über deren Zuverlässigkeit unsicherer sind. Da gerade Naturschutzleistungen oft stark von „non use values“ geprägt sein können, ist bei der Bewertung solcher Leistungen oder bei der Interpretation entsprechender Untersuchungen eine Prüfung auf mögliche Zuordnungsfehler besonders empfehlenswert.

Neben den genannten existieren eine Reihe zusätzlicher Fehlerquellen, welche indes nicht alle spezifisch für die CVM sind: Hierunter fallen Fehler durch unrealistische Bewertungsszenarien, inadäquate Befragungsdesigns, durch Verankerungsanreize oder durch die den Befragten gegebenen Rahmeninformationen; zudem können durch fehlerhafte Stichprobenziehung für die Befragung oder durch Antwortverweigerungen erhebliche Verzerrungen zustande kommen. Diese und weitere Fehlerquellen wurden inzwischen eingehend empirisch überprüft. Generell zeigte sich bei solchen Tests, daß Fehler zwar auftreten können, diese bei gewissenhaft konzipierten Studien aber soweit reduziert werden können, daß ihnen nur sekundäre Bedeutung zukommt (wenn sie sich nicht ohnehin weitgehend gegen-

seitig ausgleichen). Zudem stehen zur Kontrolle von CVM-Ergebnissen in einigen Fällen auch alternative Bewertungsmethoden zur Verfügung. Auch solche entsprechenden Vergleiche zeigten oft gute Übereinstimmungen zu Bewertungen auf Basis der CVM (vgl. ELSASSER 1996).

Die teilweise heftige Diskussion um Fehlerquellen der CVM basiert somit zu einem erheblichen Teil auf der Kritik von Studien, die sich inadäquater Befragungsdesigns bedienen und dadurch vermeidbare Fehler aufweisen, oder auf der Kritik von falschen Interpretationen bzw. falschen Weiterverarbeitungen ursprünglich korrekter Bewertungsergebnisse. Zudem konzentriert sich ein weiterer Teil dieser Diskussion auf Fehler, welche nicht CVM-spezifisch sind, sondern im Zusammenhang mit der Ökonomie öffentlicher Güter allgemein auftreten. Und schließlich mangelt es z.T. auch an einer klaren Trennung von Methoden- und Normendiskussion: Von einigen Seiten werden Einwände vorgebracht, welche vordergründig gegen die CVM gerichtet sind, sich jedoch eher auf eine normative Ablehnung der wirtschaftstheoretischen Basis dieser Methode zurückführen lassen.

Dennoch hat die Fehlerdiskussion das Bewußtsein dafür geschärft, daß eine unkritische Rezeption von CVM-Ergebnissen im Einzelfall zu erheblichen Fehlschlüssen verleiten kann. Hält man sich dies bei der Einschätzung der CVM vor Augen und berücksichtigt, daß CVM-Ergebnisse i.d.R. keine „exakten“ Maße der Zahlungsbereitschaft für Umweltgüter darstellen, sondern in erster Linie die Einschätzung von deren Größenordnung ermöglichen sollen (selbst im Rahmen formeller Nutzen-Kosten-Analysen reichen Größenordnungsvergleiche zwischen Nutzen und Kosten häufig völlig aus, um zu eindeutigen Entscheidungen zu gelangen), so erscheint diese Methode als eine sehr aussichtsreiche Entscheidungshilfe, um den Nutzen von Umweltschutzmaßnahmen ermitteln und politisch vertreten zu können.

Anwendungsbeispiele der Methode und Einsatzmöglichkeiten im Rahmen der Elbe-Ökologie

Anwendungen der CVM gibt es insbesondere aus dem angloamerikanischen und skandinavischen Raum in fast unübersehbarer Fülle; eine Bibliographie führte bereits 1994 über 1600 empirische wie theoretische Arbeiten an (CARSON et al. 1994; Untersuchungen speziell zum Arten- und Biotopschutz sind aufgelistet bei POLASKY et al. 1996). In Deutschland hat sich der Einsatz dieser Methode bislang zögerlicher entwickelt. Dennoch liegen auch hier inzwischen einige Ergebnisse vor, mit Schwerpunkten in den Bereichen Naturschutz und Landschaftspflege sowie Erholungsleistungen von Landschaften. Tabelle 2 bietet eine Übersicht über einige der in Deutschland entstandenen Studien. Die Tabelle zeigt, daß ein Einsatz der CVM auch unter den in Deutschland gegebenen Verhältnissen praktikabel erscheint, und liefert Hinweise auf die Größenordnungen der Zahlungsbereitschaften, welche hier für unterschiedliche Umweltleistungen in etwa zu erwarten sind.

Wie könnte nun etwa ein Einsatz im Rahmen der Elbe-Ökologie aussehen? Eine Steigerung der Umweltqualität entlang der Elbe ließe erwarten, daß sich das Angebot an sehr verschiedenartigen Umweltleistungen in diesem Gebiet verbessert - insbesondere hinsicht-

lich des Arten- und Biotopschutzes, aber auch hinsichtlich weiterer Leistungen, z.B. für die Wohnqualität der dort wohnenden Menschen. Eine hinreichend zuverlässige Bewertung dieser unterschiedlichen Leistungen wird sich nur über die Durchführung einer eigenen Studie gewinnen lassen. Für eine solche Studie erschiene es angezeigt, den Befragten zunächst das Gesamtprojekt sowie die hierdurch berührten Leistungen zu schildern und sie dieses Gesamtprojekt bewerten zu lassen - eine separate Bewertung der einzelnen Leistungen könnte zu Doppelzählungen führen und aufgrund des oben erwähnten Problems möglicher Substitutionseffekte fehleranfällig sein. Wie im gleichen Zusammenhang oben beschrieben, können gerade bei der Bewertung von Naturschutzleistungen „non use values“ relevant sein; diese könnten das Problem möglicher Zuordnungsfehler aufwerfen. Angesichts der noch nicht abgeschlossenen Methodenentwicklung in diesem Bereich erscheint es hier zielführender, eine plausible Marktsituation zu konstruieren, in der solche „non use values“ gleichzeitig miteinfaßt würden, als diese einzeln anzusprechen und zu bewerten. Zudem dürfte es zur Vermeidung von Zuordnungsfehlern wichtig sein, im Rahmen der Befragung die Grenzen des Projektgebietes klarzustellen und die Befragten an die Existenz weiterer Naturschutzprojekte außerhalb dieses Gebietes zu erinnern. Ergänzend können methodische Begleituntersuchungen eine wesentliche Hilfe sein, um derartige Probleme weiter einzugrenzen. Informationen über den Wert einzelner Leistungen bzw. einzelner Nutzenkomponenten können auch bei diesem Vorgehen abgeleitet werden, indem die Bewertung des Gesamtprojektes anschließend durch entsprechende weitere Bewertungsfragen disaggregiert wird. Dabei sollte jedoch auf die Bewertung sehr kleiner bzw. sekundärer Teilprojekte verzichtet werden - dies nicht allein aus Kostengründen, sondern auch, weil allzu spezifische Detailbewertungen von den Befragten möglicherweise nicht mehr akzeptiert werden und dann zu sehr ungenauen Ergebnissen führen können.

Angesichts begrenzter Forschungsbudgets ist eine eigene CVM-Untersuchung nicht immer finanzierbar. Um in einer solchen Situation nicht völlig auf monetäre Einschätzungen des Nutzens eines Projektes verzichten zu müssen, können Ergebnisse vergleichbarer Studien herangezogen und an die jeweiligen konkreten Gegebenheiten des in Frage stehenden Projektes adaptiert werden. Entsprechende Ansätze werden in der englischsprachigen Literatur (etwas irreführend) als „benefit transfer“ bzw. „benefit function transfer“ bezeichnet. Sie gehen grundsätzlich von einer Analyse der Bestimmungsgründe für Zahlungsbereitschaften aus, welche in bereits vorliegenden Untersuchungen genannt wurden. Anschließend werden entsprechende Korrelationen dieser Zahlungsbereitschaften mit den Eigenschaften der in diesen Untersuchungen bewerteten Projekte bzw. Leistungen gesucht. Anhand vergleichbarer Eigenschaften wird schließlich der monetäre Nutzen des in Frage stehenden Projektes geschätzt. Die Zeitschrift „Water Resources Research“ widmete vor einigen Jahren diesen Ansätzen eine ganze Ausgabe (Heft 3/1992); inzwischen sind eine Reihe weiterer Arbeiten zu diesem Thema erschienen (u.a. BATEMAN et al. 1996; LOOMIS et al. 1995; LOOMIS & WHITE 1996; O'DOHERTY 1996). Eine Anwendung derartiger Ansätze in Mitteleuropa - und konkret im Rahmen der Elbe-Ökologie - wird allerdings durch die Tatsache erschwert, daß hier bislang nur sehr wenige empirische Arbeiten zur Verfügung stehen, an die ein „benefit transfer“ anknüpfen könnte. Dennoch liegt mit der Studie

von HAMPICKE & SCHÄFER (1997) über den Wert der Isar-Auen (1997) auch hier bereits ein entsprechendes Anwendungsbeispiel vor, welches nicht zuletzt als methodische Leitlinie genutzt werden kann.

Schließlich stellt Schweppe-Kraft in diesem Band eine weitere pragmatische Möglichkeit zur näherungsweise Abschätzung des monetären Nutzens einzelner Umweltschutzmaßnahmen vor, und zwar auf der Basis bereits bekannter Bewertungen von Ökosystemen, welche mit Hilfe von Experteneinschätzungen einzelnen Bestandteile dieser Ökosysteme zugerechnet werden. Auch wenn dieser Einfluß von Expertenurteilen den engeren Rahmen der hier zugrundeliegenden Bewertungstheorie sprengen mag (innerhalb dessen die monetäre Bewertung in erster Linie expertenunabhängige Informationen über die Präferenzen der Bevölkerung liefern soll), so dürften die dadurch zur Verfügung gestellten Informationen doch zumindest einer Situation vorzuziehen sein, in welcher sonst überhaupt keine Hinweise auf die monetäre Bewertung von Umweltschutzmaßnahmen nutzbar wären.

Tabelle 2: Ergebnisse der Bewertung verschiedener Leistungen von Ökosystemen in Deutschland nach Contingent Valuation Method (individuelle Zahlungsbereitschaften)

Autor	Bewertete Leistung	Ergebnis
HAMPICKE et al. (1991)	Artenschutz (Deutschland)	21-33 DM/Monat
HOLM-MÜLLER et al. (1991)	Verbesserung des Artenschutzes (Deutschland)	16 DM/Monat
VON ALVENSLEBEN &SCHLEYERBACH (1994)	Ankauf von 15% der Landesfläche zur Biotopvernetzung (Schleswig-Holstein)	16-25 DM/Monat
CORELL (1994)	Erhalt d. bäuerlichen Kulturlandschaft (Hessen)	13 DM/Monat
JUNG (1994)	Schutz von Arten vor Bedrohung durch landwirtschaftliche Produktion Erhaltung des Landschaftsbildes Verbesserung des Landschaftsbildes (Allgäu/Kraichgau)	100 DM/Jahr 56 DM/Jahr 78 DM/Jahr
KÄMMERER (1994)	Landschaftspflegeprogramm (Lahn-Dill-Bergland) [3 Varianten]	38-49 DM/Jahr
LÖWENSTEIN (1994)	Ferienerholung von Besuchern (Südharz)	42-53 DM/Besuch*
LÖWENSTEIN (1995)	Lawinenschutz durch Wald (Hinterstein/Allgäu)	81 DM/Jahr
LUTTMANN/SCHRÖDER (1995)	Ferienerholung von Besuchern (NSG Lüneburger Heide)	21-24 DM/Besuch*
SCHÜSSELE (1995)	Ferienerholung von Waldbesuchern (Hoher Meißner)	36 DM/Besuch*
ELSASSER (1996)	Ferienerholung von Waldbesuchern (Naturpark Pfälzerwald) Tageserholung von Waldbesuchern (Naturpark Pfälzerwald) (Hamburger Stadtwälder)	24-32 DM/Besuch 101 DM/Jahr 114 DM/Jahr

*umgerechnet von DM/Tag auf DM/Besuch

Literatur

- Arrow, K.; Solow, R.; Portney, P.; Leamer, E.; Radner, R.; Schuman, H. (1993): Report of the National Oceanographic and Atmospheric Administration Panel on Contingent Valuation. *Federal Register* 58 Nr.10, S.4601-4614
- Bateman, I.J.; Lovett, A.A.; Brainard, J.S. (1996): Transferring Benefit Values: A GIS Approach. University College London: Paper presented at workshop "CVM: Academic Luxury or Practical Tool?" (7.-8.5.1996). 40 S.
- Carson, R.T.; Wright, J.; Alberini, A.; Carson, N.; Flores, N. (1994): A Bibliography of Contingent Valuation Studies and Papers. LaJolla (Kalifornien): Natural Resource Damage Assessment Inc.
- Corell, G. (1993): Der Wert der "Bäuerlichen Kulturlandschaft" aus der Sicht der Bevölkerung - Ergebnisse einer Befragung. Vortrag, 34. Jahrestagung der GEWISOLA vom 6.-8.10.1993 in Halle, S.1-11
- Davis R.K. (1963): The Value of Outdoor Recreation: An Economic Study of the Maine Woods. Harvard University (zit. n. Mitchell/Carson 1990): Ph.D. dissertation.
- Duffield, J. (1984): Travel Cost and Contingent Valuation: A Comparative Analysis. *Advances in Applied Micro-Economics* 3, S.67-87
- Elsasser, P. (1996): Der Erholungswert des Waldes. Monetäre Bewertung der Erholungsleistung ausgewählter Wälder in Deutschland. Frankfurt: Sauerländer (Schriften zur Forstökonomie Bd.11). 218+25 S.
- Hampicke, U. (1991): Naturschutz-Ökonomie. Stuttgart: Ulmer (UTB). 342 S.
- Hampicke, U., Schäfer, A. (1997): Forstliche, finanzmathematische und ökologische Bewertung des Auwalds Isarmündung. Berlin: Schriftenreihe des IÖW 117/97. 93 S.
- Hampicke, U.; Tampe, K.; Kiemstedt, H.; Horlitz, T.; Walters, M.; Timp, D. (1991): Kosten und Wertschätzung des Arten- und Biotopschutzes. Berlin: E. Schmidt (Berichte 3/91 des Umweltbundesamtes). 629 S.
- Holm-Müller, K.; Hansen, H.; Klockmann, M.; Luther, P. (1991): Die Nachfrage nach Umweltqualität in der Bundesrepublik Deutschland. Berlin: E. Schmidt (Berichte 4/91 des Umweltbundesamtes). 228 S.
- Jung, M. (1994): Die monetäre Bewertung einer umweltgerechten Nutzung von Agrarlandschaften. 35. Jahrestagung der GEWISOLA (Vortrag). 11 S.
- Kahnemann D. (1986): Comments on the Contingent Valuation Method. In: Cummings, R.G.; Brookshire, D.S.; Schulze, W.D. (1986): Valuing Environmental Goods. An Assessment of the Contingent Valuation Method. Totowa (NJ): Rowman & Allanheld, S.185-194
- Kämmerer, S. (1994): Die Contingent-Valuation-Methode zur monetären Bewertung von Umweltqualität. 35. Jahrestagung der GEWISOLA (Vortrag). 15 S.
- Keppler, J. (1991): Wieviel Geld für wieviel Umwelt? Entschädigungskonzepte und ihre normativen Grundlagen. *Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht* 14 Nr.4, S.397-410
- Loomis, J.B.; Roach, B.; Ward, F.; Ready, R. (1995): Testing transferability of recreation demand models across regions: a study of corps of Engineers reservoirs. *Water Resources Research* 31 Nr.3, S.721-730
- Loomis, J.B.; White, D.S. (1996): Economic benefits of rare and endangered species: summary and meta-analysis. *Ecological Economics* 18 Nr.3, S.197-206
- Löwenstein, W. (1994): Reisekostenmethode und Bedingte Bewertungsmethode als Instrumente zur monetären Bewertung der Erholungsfunktion des Waldes - Ein ökonomischer und ökonomischer Vergleich. Frankfurt: Sauerländer's (Schriften zur Forstökonomie Bd.6). 206 S.

- Löwenstein, W. (1995): Die monetäre Bewertung der Schutzfunktion des Waldes vor Lawinen und Rutschungen in Hinterstein (Allgäu). In: BERGEN, V.; LÖWENSTEIN, W.; PFISTER, G.: Studien zur monetären Bewertung von externen Effekten der Forst- und Holzwirtschaft. Frankfurt: Sauerländer (Schriften zur Forstökonomie Bd.2). 2. Auflage.
- Luttmann, V.; Schröder, H. (1995): Monetäre Bewertung der Fernerholung im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. Frankfurt: Sauerländer's (Schriften zur Forstökonomie Bd.10). 108 S.
- Mitchell, R.C.; Carson, R.T. (1990): Using Surveys to Value Public Goods: The Contingent Valuation Method. Washington D.C.: Resources for the Future. 2.Aufl., 463 S.
- O'Dothery, R. (1996): Using Contingent Valuation to Enhance Public Participation in Local Planning. *Regional Studies* 30 Nr.7, S.667-678
- Olson, M. (1965): *The Logic of Collective Action*. Cambridge (MA): Harvard University Press.
- Pearce, D.W.; Markandya, A.; Barbier, E.B. (1990): *Blueprint for a Green Economy*. London: Earthscan Publications Ltd.
- Polasky, S.; Jaspin, M.; Pavich, S.; Szentandrasei, S.; Bergeron, N.; Berrens, R. (1996): Bibliography on the Conservation of Biological Diversity: Biological/Ecological, Economic, and Policy Issues. Oregon State University: http://www.orst.edu/dept/ag_resrc_econ/biodiv/biblio.html. 136 S.
- Römer, A.U. (1991): Der kontingente Bewertungsansatz: eine geeignete Methode zur Bewertung umweltverbessernder Maßnahmen? *Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht* 14 Nr.4, S.411-456
- Samuelson, P.A. (1954): The Pure Theory of Public Expenditure. *Review of Economics and Statistics* 37, S.387-389
- Schüssele, J. (1995): Bewertung der Erholungsfunktion des Waldes um den "Kneipp- und Luftkurort Ziegenhagen". Göttingen: FH Holzminden/FB Forstwirtschaft (Diplomarbeit). 71 S.
- von Alvensleben, R.; Schleyerbach, K. (1994): Präferenzen und Zahlungsbereitschaft der Bevölkerung für Naturschutz- und Landschaftspflegeleistungen der Landwirtschaft. *Berichte über Landwirtschaft* 72, S.524-532
- Weinberger, M. (1991): Zur Ermittlung der Kosten des Straßenverkehrslärms mit Hilfe von Zahlungsbereitschaftsanalysen. *Zeitschrift für Verkehrswissenschaft* 62, S.62-92

Monetäre Biotopwerte als Instrument der Projektbewertung

Eine Zerstörung oder Beeinträchtigung von Biotopen bzw. Tier- und Pflanzenlebensräumen durch Gebäude, Anlagen, Verkehrswege etc. aber auch durch intensive Land- und Forstwirtschaft, Freizeit und Erholung, Umbau und Nutzung unserer Gewässer ist aus ökonomischer Sicht, soweit dabei individuelle oder gesellschaftlich akzeptierte Naturschutzziele beeinträchtigt werden, ein negativer externer Effekt, der mit Wohlfahrtsverlusten verbunden ist.

Zur Messung der Wohlfahrtswirkungen externer Effekte wurden im Rahmen der neoklassisch orientierten Kosten-Nutzen-Analyse unterschiedliche Methoden entwickelt. Für den Bereich Arten- und Biotopschutz wird zunehmend die Methodik der direkten Umfrage (contingent valuation) verwendet, bei der Wohlfahrtszuwächse durch die empirisch ermittelte maximale Zahlungsbereitschaft (willingness to pay) und Wohlfahrtsverluste durch die minimale Entschädigungsforderung (willingness to accept) gemessen werden.

Die Verwendung der genannten neoklassischen Wohlfahrtsmaße stößt insbesondere dann auf Kritik, wenn Beeinträchtigungen der Natur schlecht prognostizierbare und möglicherweise schwerwiegende und irreversible Folgen haben können. Als Alternative wird die Festlegung sogenannter "safe minimum standards" vorgeschlagen, das sind Belastungsgrenzwerte bzw. minimale ökologische Ausstattungsstandards, die nicht unterschritten werden dürfen, unabhängig davon wie hoch die positiven wirtschaftlichen Effekte des zu beurteilenden Projektes sind.

Unabhängig von der ökonomischen Diskussion zur Bewertung von Schädigungen der Natur wurde in der Naturschutzgesetzgebung in Deutschland die sogenannte Eingriffsregelung eingeführt (§ 8 Bundesnaturschutzgesetz bzw. entsprechende Länderregelungen). Die Eingriffsregelung sieht vor, daß bei Veränderungen der Gestalt oder Nutzung von Grundflächen, die zu erheblichen Beeinträchtigungen der Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts und des Landschaftsbildes¹⁾ führen, der Projektbetreiber die Pflicht hat,

- vermeidbare Beeinträchtigungen zu unterlassen und
- unvermeidbare Beeinträchtigungen auszugleichen.

Sind Beeinträchtigungen weder vermeidbar noch ausgleichbar, so darf ein Projekt nur zugelassen werden, wenn die Naturschutzbelange in der Abwägung mit den anderen Belangen im Range nachgehen. In diesem Falle können dem Projektträger nach Maßgabe der Ländergesetze sogenannte Ersatzmaßnahmen auferlegt werden, mit denen der Naturhaushalt zwar nicht gleichartig - wie bei Ausgleichsmaßnahmen - aber möglichst gleichwertig wiederhergestellt werden soll. Als letztes Instrument können innerhalb

¹ Das in der Eingriffsregelung verwendeten Begriffspaar "Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts" und "Landschaftsbild" steht für die Gesamtheit der Schutzgüter des Naturschutzrechts, bestehend aus "Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts", "Nutzungsfähigkeit der Naturgüter", "Pflanzen und Tierwelt" und "Vielfalt, Eigenart und Schönheit von Natur und Landschaft".

der Eingriffsregelung vom Verursacher alternativ oder subsidiär zu Naturalmaßnahmen auch Ausgleichsgelder erhoben werden, die in der Regel ebenfalls für Naturschutzmaßnahmen zu verwenden sind (vgl. MARTICKE 1996).

Die Hauptzielrichtung der Eingriffsregelung, die Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts (als Sammelbegriff für das gesamte Zielbündel des Naturschutzes) durch die Unterlassung von Beeinträchtigungen oder ihren naturalen Ausgleich bzw. Ersatz zu erhalten, unabhängig davon, wie hoch die jeweiligen positiven und negativen Wohlfahrtseffekte des Projektes sind, ähnelt dem Konzept des "safe-minimum standard".

Konzepte zur ökonomischen Bewertung von Biotopen

Im Rahmen der genannten Eingriffsregelung versuchte der Autor ökonomisch fundierte Ansätze zur monetären Bewertung von Biotopen zu entwickeln, mit denen die verschiedenen bei der Umsetzung der Eingriffsregelung nötigen Entscheidungen (Bestimmung von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen, Abwägung, Höhe der Ausgleichsgelder) methodisch unterstützt werden können (SCHWEPPE-KRAFT 1997).

Es sei im folgenden dargestellt, wie sich die insgesamt drei entwickelten Ansätze in die ökonomische Diskussion um die Bewertung von Naturbeeinträchtigungen einordnen lassen, welche Probleme bei der Operationalisierung zu lösen waren und welche Fragen sich aus der Analyse der Ergebnisse ergeben. Bewertungsgegenstand sind bei allen drei Ansätzen sogenannte Biotoptypen. Hierbei wurde an die landschaftspflegerische Praxis angeknüpft, die bei der Prognose und Beurteilung von Beeinträchtigungen und der Ableitung von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen ebenfalls in der Regel beim jeweils beeinträchtigten Biotoptyp anknüpft.

Der Biotoptyp (z.B. reife Hecke mit Überhältern, Kalkmagerrasen, schnell fließender naturnaher Bach, Kiefernforst u.ä.) beschreibt für einen bestimmten Standort mehr oder weniger genau

- die Art der Vegetation,
- die natürlichen Standortverhältnisse sowie
- ausgewählte Strukturparameter (z.B. Alter, Natürlichkeit).

Diese drei Beschreibungsmerkmale sind Indikatoren bzw. wesentliche Bedingungen auch für andere Eigenschaften des Biotops, z.B. seine Bedeutung als Tierlebensraum, die potentielle Klimafunktion, seine Funktion im bodennahen Wasserhaushalt, seine potentielle Funktion als Landschaftsbildelement. Da Biotoptypen stark generalisierte Einheiten sind, erlauben sie in der Regel nur eine Grundbewertung, die abhängig von der speziellen Ausprägung und der Einbindung in den funktionellen Raumzusammenhang (Topographie, Wasserhaushalt, Klimafunktion, Tiervorkommen mit Teillebensraumansprüchen, ästhetische Funktion im Landschaftsraum) konkretisiert werden muß (vgl. MÜLLER-PFANNENSTIEL et al. 1995). Dieser Konkretisierungsbedarf gilt sowohl für die landschaftspflegerische Praxis der Bestimmung von Eingriff und Ausgleich als auch - in ähnlicher Weise - bei der Bestimmung von monetären Werten für Biotope.

Die drei entwickelten Modelle zur monetären Bewertung von Biotopen wurden entsprechend ihres jeweiligen ökonomischen Hintergrundes "Fonds-Modell", "Investitionsmodell" und "Modell biotoptypenspezifische Entschädigungsforderung" genannt.

Fonds-Modell

Das "Fonds-Modell" geht von dem Ziel aus, das in der Praxis von Eingriff, Ausgleich und Ersatz auftretende Problem der Biotopentwicklungszeiten zu lösen (vgl. RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN 1994: 266). Neu hergestellte junge Biotope haben zunächst eine andere Artenausstattung als die beeinträchtigten. Erst mit zunehmendem Alter nähert sich diese Ausstattung - bei ausreichender Vernetzung mit entsprechenden Artenbeständen - der Ausstattung der beeinträchtigten Biotope an. Es läßt sich zeigen, daß bei einer andauernden Folge von Eingriffen aufgrund der zeitlichen Verzögerung der Bestand an ausgereiften bzw. alten Biotopen, die für die Erhaltung von Pflanzen und Tieren besonders bedeutsam sind, nachhaltig zurück geht, auch wenn die Eingriffe jeweils im Verhältnis 1:1 durch naturale Wiederherstellungsmaßnahmen ausgeglichen werden (vgl. SCHWEPPE-KRAFT 1992 sowie Abb. 1).

Der entwicklungszeitbedingte Rückgang reifer Biotope kann am schnellsten durch (einmalige) vorsorgende Biotopneuschaffungen kompensiert werden, die vom Staat vorzufinanzieren wären. Die Finanzierungskosten können entsprechend dem Verursacherprinzip von den jeweiligen (späteren) Eingriffs-Verursachern getragen werden. Dazu ist von allen Verursachern zusätzlich zum 1:1 - Ausgleich ein entwicklungszeitabhängiger Aufschlag auf die 1:1 - Wiederherstellungskosten an einen Ausgleichsfonds zu zahlen, aus dem die Kapitalkosten (Zinsen) der vorsorgenden Biotopneuschaffungen finanziert werden. Bei pro Jahr gleichbleibend hohen Eingriffen - was grob dem derzeitigen Wachstumsmuster versiegelter Flächen entspricht (vgl. Abb. 2) - berechnet sich der zur Finanzierung nötige Aufschlag aus dem Zinssatz einer langfristigen Kreditaufnahme multipliziert mit der Entwicklungszeit des jeweiligen Biotops (vgl. SCHWEPPE-KRAFT 1992 sowie Abb. 3).

Die 1:1 - Wiederherstellungskosten und der entwicklungszeitabhängige Aufschlag stellen den monetären Gegenwert der Maßnahmen dar, die notwendig sind, um beandauernden Eingriffen möglichst schnell einen gleichbleibenden Bestand an reifen Biotopen zu gewährleisten. Naturale Aufschläge auf den 1:1 - Ausgleich - das heißt eine laufende Wiederherstellung über die ursprünglich beeinträchtigten Leistungen hinaus - würden zwar irgendwann auch einmal dazu führen, daß der ursprüngliche Bestand reifer Biotope wieder erreicht würde, aber je nach Höhe der Aufschläge grundsätzlich später als bei der genannten Strategie vorsorgender Biotopneuschaffungen.

Das skizzierte "Fonds-Modell" zur Finanzierung vorsorgender Biotopneuschaffungen ist ein reines Finanzierungsmodell. Es geht von dem ökologischen Ziel einer möglichst schnellen Erreichung und Stabilisierung des derzeitigen Standes reifer Biotope aus und fragt nach dem Finanzierungsbeitrag, den jeder einzelne Verursacher zur Verwirklichung dieses Ziels zahlen muß. Eingeordnet in die ökonomische Diskussion entspricht der Ansatz am ehesten dem Konzept des "safe-minimum-standard". Dabei wird die derzeitige Ausstat-

tung mit reifen Biotopen als unerlässlich angesehen, um einen ausreichenden Stand an biologischer Vielfalt langfristig zu sichern.²⁾

Investitionsmodell

Die beiden anderen zur Monetarisierung von Biotopen entwickelten Verfahren basieren auf neoklassisch orientierten Ansätzen. Das "Investitionsmodell" ist ein um Entwicklungszeiten erweiterter Wiederherstellungskostenansatz. Wiederherstellungskosten sind nur dann ein geeignetes Maß zur Messung der Wohlfahrt im Sinne der Kosten-Nutzen-Analyse, wenn die Herstellungskosten den Grenznutzen entsprechen. Dies wäre nur dann der Fall, wenn der Staat den Umfang der Zerstörung und Wiederherstellung von Biotopen so regeln würden, daß ein pareto-optimales "Angebot" an Biotopen bzw. Naturschutzgütern gegeben wäre. Aus politisch-ökonomischen Überlegungen (vgl. BLÖCHLIGER 1992: 59 ff) ist eher zu erwarten, daß das Angebot an Naturschutzgütern unter dem Optimum liegt. Wiederherstellungskosten könnten dann zumindest eine untere Schätzgrenze für den tatsächlichen Wert von Biotopen darstellen.

Zumindest bietet der Herstellungskostenansatz die Möglichkeit, den staatlichen Entscheidungsträgern die Rationalität (bzw. Irrationalität) des eigenen Handelns vor Augen zu führen. Da der Staat selber in anderen Handlungsbereichen des Naturschutzes Biotopentwicklungsmaßnahmen finanziert, sollte er auch davon ausgehen, daß der Wert der entwickelten Biotope wenigstens den Herstellungskosten entspricht.

Ein weiteres Problem der Anwendung des Wiederherstellungskostenansatzes liegt in den besonderen Eigenschaften begründet, die Biotope im Vergleich zu anderen Gütern bezüglich Herstellungszeitraum und Nutzenentwicklung aufweisen. Kulturbiotope wie Heiden, Magerrasen, Feuchtgrünland, Streuwiesen, Hecken etc. bedürfen nach Herstellung der abiotischen und biotischen Ausgangsbedingungen einer dauernden Pflege bzw. Bewirtschaftung. Außerdem erreichen alle Biotope ihren vollen Naturschutzeffekt - wie oben dargestellt - erst nach einer von Typ zu Typ unterschiedlichen Alterungsphase bzw. "Reifezeit". Während dieser Phase wächst der Nutzen für den Naturschutz mehr oder weniger kontinuierlich an.

Die Herstellung eines Biotops ist bei diesen Eigenschaften interpretierbar als eine Investition mit einer mehr oder weniger langjährigen Phase in der Investitions- bzw. Erhaltungskosten anfallen und einem bis zum Reifezeitpunkt nach und nach steigenden und danach weitgehend stabilen Ertrag. Entspricht das staatlich regulierte Angebot an Biotopen einschließlich der durchgeführten Biotopentwicklungen - wie oben angemerkt - bestenfalls einem pareto-optimalem Angebot, so heißt das, daß die Rentabilität einer Investition in Biotope auch mindestens der üblichen Rentabilität entsprechen muß (vgl. SCHWEPPE-KRAFT 1996).

²⁾ Eine einmalige Unterschreitung des "safe-minimum-standard" von der Dauer der (ersten) Biotopentwicklungszeit muß dabei ökologisch akzeptabel sein, denn so lange würde es nach Einführung des "Fonds-Modells" dauern, bis der ursprüngliche Bestand an reifen Biotopen durch vorsorgende

Der mit der üblichen Kapitalverzinsung abgezinste Barwert aller Kosten und Nutzen einer Biotopherstellung ist in einer pareto-optimalen Situation gleich 0. Nimmt man zusätzlich einen bestimmten Verlauf der Nutzen eines Biotops bis zum Reifezeitpunkt an - z.B. einen einfachen linearen Verlauf -, so kann man den Barwert eines reifen Biotops mit den gängigen Methoden der Investitionsrechnung ermitteln, allein auf Grundlage der Kosten und des Nutzenverlaufs ohne vorab die absolute Höhe der jährlichen Nutzen explizit schätzen zu müssen. Die Berechnungsmethode des Investitionsmodells ist deshalb auch als implizite Methode der Nutzenmessung interpretierbar, basierend auf der Annahme, daß Biotopentwicklungen eine übliche Rentabilität aufweisen (vgl. Abb. 4).

Modell biotoptypenspezifische Entschädigungsforderung

Das dritte, ebenfalls neoklassisch orientierte Modell zur Biotopbewertung basiert auf der Methodik der expliziten Nutzenmessung durch Umfragen (contingent valuation). Eine direkte Befragung nach der Zahlungsbereitschaft zum Erhalt konkreter Biotope dürfte methodisch an der mangelnden Kenntnis der Befragten über die Anzahl und den relativen Wert der insgesamt schutzwürdigen Biotope scheitern (vgl. SCHWEPPE-KRAFT/HABECK/SCHMITZ 1989: 22). Es wurde deshalb zur Weiterentwicklung dieses Ansatzes ein zweistufiges Verfahren verwendet, bei dem Zahlungsbereitschaften für das allgemein definierte Gut "Naturschutz" mit Hilfe naturschutzfachlicher Bewertungsverfahren auf das Teilziel der Erhaltung eines konkreten Biotoptyps umgerechnet wurden (vgl. Abb. 5).

Als Basis zur Erfassung der allgemeinen Zahlungsbereitschaft für Naturschutz diente das Ergebnis der bundesweiten Umfrage von HAMPICKE et al. (1991) zur Zahlungsbereitschaft ("willingness to pay") für ein Arten- und Biotopschutzprogramm für Deutschland (alte Bundesländer).

Dieses Programm wurde mit Hilfe von kardinalen Biotopbewertungsverfahren, die in der landschaftspflegerischen Praxis verwendet werden, in Biotopwertpunkte umgerechnet. Dabei wurde durch Abzinsung der Werte zukünftiger Perioden berücksichtigt, daß der naturschutzfachliche Effekt des Programmes sich erst allmählich voll entwickelt, wogegen ein Eingriff einen plötzlichen Werteverlust bedeutet. Weiterhin wurde davon ausgegangen, daß bei einem umfangreichen Naturschutzprogramm der Effekt sinkender Grenznutzen eintritt; d.h. daß die "ersten" Maßnahmen innerhalb des Naturschutzprogrammes für dringlicher gehalten und mit einer höheren Zahlungsbereitschaft pro Biotopwertpunkt verbunden sind als der Durchschnitt des Programms. Für die eigentlich zu messende Entschädigungsforderung gegen eine (marginale) Biotopzerstörung wurde angenommen, daß sie genauso groß ist, wie die Zahlungsbereitschaft für die "ersten" Maßnahmen innerhalb des Programms.

Zur groben Abschätzung des Effektes sinkender Grenznutzen wurde angenommen, daß

- die Grenznutzenfunktion linear ist,

- das Programm als optimales Programm angesehen wird, bei dem die Grenznutzen den Grenzkosten entsprechen, und
- die Grenzkosten in der Mitte liegen zwischen den theoretischen Extremfällen:
 - Grenznutzen = Durchschnittsnutzen = Grenzkosten = Durchschnittskosten und
 - Grenznutzen = 0 (vgl. Abb. 6).

Unter den genannten Annahmen ergibt sich eine Entschädigungsforderung gegen eine Biotopzerstörung, die 1,5-mal so hoch ist wie die durchschnittliche Zahlungsbereitschaft für eine Biotopverbesserung. Der Effekt sich erst allmählich entwickelnder Biotopwertverbesserungen geht bei den Entwicklungs- und Verzinsungsannahmen, die den in Tab. 2 dargestellten Ergebnissen zugrunde liegen, zusätzlich mit dem Faktor 2,3 ein. Beide Effekte zusammen führen dazu, daß die Tab. 2 zugrunde liegenden Entschädigungsforderungen gegen den Verlust eines Biotopwertpunktes ca. 3,5-mal so groß sind wie die durchschnittliche Zahlungsbereitschaft pro zusätzlichem Biotopwertpunkt eines voll entwickelten Biotops im Rahmen des Naturschutzprogrammes.

Operationalisierung

Bei der Operationalisierung der beiden oben dargestellten erweiterten Wiederherstellungskostenansätze ("Fonds-" und "Investitionsmodell") ist zunächst die Tatsache zu berücksichtigen, daß man durch die Zerstörung eines Biotops - auch ungeachtet der Entwicklungszeiten - mehr verliert, als man durch die Entwicklung eines gleich großen Biotops hinzugewinnt. Die Flächen auf denen Wiederherstellungsmaßnahmen durchgeführt werden, haben nämlich fast alle bereits einen naturschutzfachlichen Ausgangswert, so daß eine flächenmäßige 1:1 - Wiederherstellung auch nach Ende der Entwicklungszeit regelmäßig den Schaden nicht vollständig kompensieren kann.

Die Ausgangswerte wurden dadurch berücksichtigt, daß als Berechnungsbasis nicht eine flächenmäßige sondern eine wertmäßige 1:1 - Wiederherstellung zugrunde gelegt wurde. Dazu wurden kardinale naturschutzfachliche Wertzahlen für Ausgangs- und Zielbiotope bestimmt und die gleichwertige 1:1 - Wiederherstellung analog zu landschaftspflegerischen Ansätzen (vgl. ADAM/NOHL/VALENTIN 1987: 298) definiert als:

$$\begin{array}{l} \text{Fläche des} \\ \text{beeinträchtigten} \\ \text{Biotops} \end{array} \cdot \text{Wertminderung} = \begin{array}{l} \text{Fläche der Aus-} \\ \text{gleichs- und Er-} \\ \text{satzmaßnahmen} \end{array} \cdot \text{Werterhöhung}$$

Ein weiteres methodisches Problem stellen Biotope dar, die zwar Träger von Funktionen des Naturhaushalts sind, deren gleichartige Wiederherstellung aber naturschutzfachlich wenig sinnvoll ist, wie z.B. bei Acker, Intensivgrünland und Forsten. In solchen Fällen wurde der Kostenberechnung die wie oben definierte gleichwertige Herstellung eines ähnlichen aber höherwertigen Biotops zugrundegelegt. In den genannten Fällen war dies z.B. Extensivgrünland und naturnaher Wald .

Weiterhin besteht bei Wiederherstellungskostenansätzen das grundsätzliche Problem, daß es zur Herstellung eines bestimmten Zielbiotops

- unterschiedliche Ausgangssituationen,
- unterschiedliche Maßnahmenbündel und
- unterschiedliche Formen der Flächensicherung

gibt, die zusammengenommen dazu führen, daß ein und derselbe Biotoptyp zu unterschiedlichen

- Preisen,
 - Entwicklungszeiten,
 - Risiken bezüglich des Erfolgs der Herstellung und
 - Aufschlägen aufgrund des naturschutzfachlichen Werts der Ausgangssituation
- wiederhergestellt werden kann (vgl. Tab. 1).

Da man aufgrund natürlicher, rechtlicher und sozialer Randbedingungen nicht davon ausgehen kann, daß von diesen Alternativen immer die billigste bzw. effizienteste ausgewählt werden kann, müssen die verschiedenen möglichen Alternativen untereinander gewichtet werden. Die Gewichtungsfaktoren wurden so gesetzt, daß die teuren Varianten in der Regel mit nicht mehr als 30% eingehen. Eine statistisch abgesicherte empirische Grundlage hierzu gibt es zur Zeit nicht.

Die beim "Fonds-" und "Investitionsmodell" verwendeten Herstellungskosten basieren im wesentlichen auf den Angaben von FEICKERT et al. (1993), HAMPICKE et al. (1991), MÜLLER-PFANNENSTIEL et al. (1995), SCHERFOSE/FRANK (1994) und PLANKL (1995). Die verwendeten prozentualen Aufschläge für Herstellungsrisiken nach MÜLLER-PFANNENSTIEL et al. (1995) sind als gutachterliche Einschätzung zu bewerten. Aufgrund der geringen Erfolgskontrollen bei Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen liegen hier noch keine quantitativen empirischen Ergebnisse vor.

Dies gilt im Prinzip genauso für die Entwicklungszeiten, wenn hier auch auf eine größere Anzahl von Quellen zurückgegriffen werden kann (u.a. KAULE/SCHOBER 1985, RIECKEN 1992, LUDWIG/MEINIG 1991, FEICKERT et al. 1993). Die verwendeten Entwicklungszeiten basieren wegen des relativ hohen Detaillierungsgrades im wesentlichen auf den Angaben von FEICKERT et al. (1993). Die für alle Modelle benötigten Biotopwerte sind Mittelwerte aus den Angaben von LUDWIG/MEINIG (1991) und der Ausgleichsabgabenverordnung von Hessen (AAV-Hessen 1995). In den Spalten 11 - 13 der Tab. 2 wurden zusätzlich noch transformierte Biotopwerte verwendet, auf deren Bedeutung noch eingegangen wird.

Weiterhin ist darauf hinzuweisen, daß bei allen langfristigen ökonomischen Berechnungen die Wahl des Zinssatzes entscheidend für das Ergebnis ist. Beim "Fonds-Modell" leitet sich der Zins aus der Finanzierungsfunktion ab und ist deshalb ohne größere methodische Probleme in Höhe der Kosten einer langfristigen staatlichen Kreditaufnahme festzusetzen. Bei den in Tab. 2 dargestellten Ergebnissen wurde von einem Zins von 6% ausgegangen.

Bei den neoklassischen Ansätzen "Investitionsmodell" und "Modell biotoptypenspezifische Entschädigungsforderung" ist als Zinssatz dagegen die marginale Zeitpräferenzrate bzw. das Grenzprodukt des Kapitals zu verwenden. Man geht in der Regel davon aus, daß hierfür Größen unterhalb der Kapitalmarktzinsen anzusetzen sind (vgl. HAMPICKE et al. 1991: 65 f). Den in Tab. 2 dargestellten Ergebnissen liegt eine Abzinsungsrate von 4% zu-

grunde. Da die beiden letztgenannten Modelle vom jährlichen Nutzen eines Biotopes ausgehen, sind anders als beim "Fonds-Modell" auch Annahmen über die zeitliche Entwicklung des Nutzens nötig. Da quantitativ verwertbare Aussagen zum ökologischen Wert unterschiedlicher Biotopentwicklungsstadien zur Zeit nicht vorliegen, wurden Modellrechnungen mit unterschiedlichen Entwicklungsmustern durchgeführt. Die Ergebnisse der Tab. 2 gelten für einen linearen Entwicklungsverlauf bis zum Erreichen des Reifezeitpunktes.

Auf die zur Operationalisierung des "Modells biotoptypenspezifische Entschädigungsforderung" weiterhin nötige Annahme über den Verlauf der Nachfragefunktion nach "Natur" wurde bereits oben hingewiesen.

Ergebnisse

Tab. 2 stellt ausgewählte Ergebnisse der drei Berechnungsmodelle für verschiedene relativ grob definierte Biotoptypen dar. Auf die jeweiligen Annahmen über

- Verzinsung, (beim "Fonds-Modell" 6%, ansonsten 4%),
- Nutzenentwicklung (beim "Fonds-Modell" nicht benötigt, ansonsten linear),
- Nachfragefunktion (nur beim "Modell biotoptypenspezifische Entschädigungsforderung" relevant) und
- Maßnahmenmix (nur bei "Fonds-" und "Investitionsmodell" relevant)

wurde bereits oben hingewiesen.

Die berechneten Werte gelten alle für eine vollständige Biotopzerstörung vergleichbar etwa der Asphaltierung eines Biotops. Wird das Biotop bzw. damit verknüpfte Ziel-funktionen (Pflanzen und Tiere, Klima, Grundwasserneubildung, Wasserretention, Ästhetik etc.) durch Umwandlung, Änderung des Wasserhaushalts, Emissionen, Zerschneidungen oder Störeffekte nicht zerstört sondern nur beeinträchtigt, so kann man dies beispielsweise durch prozentuale Minderungsfaktoren ausdrücken (vgl. ADAM/NOHL/VALENTIN 1987) mit deren Hilfe man vom monetären Wert des Vollverlustes auf den monetären Wert der Beeinträchtigung umrechnet. Alternativ kann man auch den monetären Wert der verbleibenden Biotope - unter Berücksichtigung von Entwicklungszeiten mit Hilfe der jeweiligen Verzinsungsmethoden - vom monetären Wert des Vollverlustes abziehen ³⁾.

Die Spalten 6 und 9 zeigen die Ergebnisse für das "Fonds-" und das "Investitionsmodell". Die Ergebnisse sind im großen und ganzen vergleichbar. Der höchste Wert ergibt sich für ein Hochmoor mit 967.80 DM/m² beim "Fonds-Modell" und 584.05 DM/m² beim "Investitionsmodell". Der geringste für einen Acker mit 3.47 bzw. 1.88 DM/m². Eine Berechnung

³⁾ Die monetäre Bewertung von Biotopbeeinträchtigungen mit Minderungsfaktoren bezogen auf den 100% Verlust oder durch Gegenrechnen der monetären Werte der verbleibenden Biotope wird bei der Anwendung des "Fonds-" und des "Investitionsmodells" in der Regel zu unterschiedlichen Ergebnissen führen. Der Grund hierfür liegt in der Tatsache, daß kardinale naturschutzfachliche Biotopwerte und das Ziel der Erhaltung aller Funktionen des Naturhaushalts zwei im Prinzip nicht miteinander kompatible Annahmen bzw. Ziele sind.

wurde für insgesamt 51 ⁴⁾ Biotoptypen durchgeführt, die nahezu 100% der nicht versiegelten Flächen ausmachen. Der in der letzten Zeile angegebene, mit der relativen Flächenausdehnung gewichtete Durchschnitt über alle 51 Biotoptypen beträgt 38.46 bzw. 22.80 DM/m². Die für Deutschland (alte Bundesländer) geschätzte relative Flächenausdehnung, bezogen auf die nicht versiegelte Fläche, gibt Spalte 1 wieder.

Neben den Ergebnissen der drei Berechnungsmodelle enthält Tab. 2 auch einige hochaggregierte Informationen über die jeweiligen Grundlagendaten und deren Bandbreite. In die Berechnung des auch in Tab. 1 dargestellten Beispiels Mager- und Halbtrockenrasen gingen beispielsweise Varianten mit Entwicklungszeiten zwischen 10 und 50 Jahren ein (vgl. Spalte 3), wobei die kurzen Entwicklungszeiten für Biotopverpflanzungen und die Regenerierung verbuschter Magerrasen gelten. Die durchschnittlichen Kosten der wertmäßigen 1:1 - Wiederherstellung betragen 11.23 DM/m² (Spalte 5), die verbleibende Differenz zum berechneten Wert nach "Fonds-" und "Investitionsmodell" (41.85 DM/m² bzw. 23.84 DM/m²) machen die in Spalte 4 genannten Risikoaufschlägen von 0 - 40% und die Berücksichtigung der Entwicklungszeiten aus. Spalte 7 macht deutlich, wie stark die monetären Werte, die auf Grundlage der einzelnen Herstellungsverfahren nach dem "Fonds-Modell" berechnet wurden, um den in Spalte 6 angegebenen gewichteten Durchschnitt der Varianten schwanken. Im Falle von Mager- und Halbtrockenrasen beträgt die geringste Variante 42% und die höchste 213% des berechneten Durchschnittswertes. Insbesondere bei Wäldern ergeben sich noch wesentlich größere Differenzen, was die Notwendigkeit einer empirischen Erhärtung der Gewichtungen der Herstellungsverfahren unterstreicht.

Wie stark weiterhin die naturschutzfachlichen Biotopwerte die Ergebnisse beeinflussen, zeigt ein Vergleich der Spalten 2, 11, 6 und 12. Bei den in Spalte 6 dargestellten Ergebnissen des "Fonds-Modells" wurden der landschaftspflegerischen Praxis entsprechende Biotopwerte zur Berücksichtigung des Wertes der Ausgangsflächen herangezogen (Spalte 2). Ein Merkmal dieser Werte ist die relativ geringe Differenz zwischen der höchsten und niedrigsten Ausprägung (Hochmoor : Acker = 96 : 17). Solche Wertverhältnisse mögen realistisch sein, wenn alle Funktionen des Naturhaushalts zu betrachten sind. Für das Teilziel der Erhaltung von Arten liegen sie jedoch zu eng beieinander (vgl. SCHWEPPE-KRAFT 1994). Deshalb wurde eine mathematische Transformation der Werte durchgeführt, deren Ergebnisse dem Autor für das allein dem Arten- und Biotopschutz geltende Wertverhältnis angebrachter erschienen. Das aus Spalte 11 ablesbare Wertverhältnis zwischen Hochmoor und Acker beträgt nach Transformation 100 : 5. Die Werttransformation führte dazu, daß der über alle 51 Biotoptypen gewichtete Durchschnittswert des "Fonds-Modell" wegen der generell geringeren anzurechnenden Ausgangswerte der Wiederherstellungsflächen mit 15.93 DM/m² weniger als halb so hoch ausfiel wie der Durchschnittswert, der sich auf der Grundlage der nicht transformierten Werte errechnete.

Überraschend ist weiterhin die Tatsache, daß die berechneten "biotoptypenspezifischen Entschädigungsforderungen" wesentlich geringer ausfallen als die Werte des "Fonds-" oder

⁴⁾ Von den 51 berechneten Biotoptypen wurde in Tab. 2 aus Platzgründen nur eine (möglichst repräsentative) Auswahl dargestellt.

des "Investitionsmodells". Das gilt nicht nur für den Durchschnitt der Entschädigungsforderungen der mit 11.45 DM/m² nur etwa halb so groß ausfällt wie beim "Investitionsmodell", sondern gerade auch für hochwertige Biotoptypen. Nur wenige hochwertige Biotope (z.B. extensives Grünland und Magerrasen) weisen Entschädigungsforderungen auf, die über den Werten des "Investitionsmodells" liegen.

Dieses Resultat steht ganz im Widerspruch zu der oben geäußerten Annahme, daß die Werte des "Investitionsmodells" Untergrenzen für die Zahlungsbereitschaft darstellen müßten und auch im Widerspruch zu den Ergebnissen von HAMPICKE et al. (1991: iii,iv), wonach die Zahlungsbereitschaft für das entworfene Arten- und Biotopschutzprogramm ca. 5-mal so groß ist wie dessen Kosten.

Der Widerspruch zu den Ergebnissen von HAMPICKE et al. läßt sich im wesentlichen durch die abweichende Kostenbasis erklären. Bei HAMPICKE et al. (1991: 393, 410) liegen die durchschnittlichen (einzelwirtschaftlichen) Herstellungskosten pro ha bei ca. 600 DM/Jahr. Das entspricht bei einer Diskontrate von 4% einem einmaligen Betrag von 1.50 DM/m². Beim "Fonds-" und "Investitionsmodell" liegen die durchschnittlichen Kosten einer wertmäßigen 1:1 Wiederherstellung pro m² (ohne Sicherheitszuschlag) dagegen bei 4.43 DM/m². Tatsächlich ist der Unterschied der Kosten noch bedeutend höher, da in die Durchschnittswerte für 1:1 Wiederherstellungen anders als bei HAMPICKE et al. ein umfangreicher Anteil wertmäßig besonders "billig" herzustellender Biotope wie Acker, Intensivgrünland und Forsten eingeht.

Für den erheblichen Kostenunterschied sind u.a. folgende Faktoren ausschlaggebend:

- Die Angaben für Kosten einzelner Maßnahmentypen im Rahmen von Biotopwiederherstellungen waren in allen (zusätzlich) verwendeten Quellen z.T. deutlich höher als bei HAMPICKE et al. Deshalb wurden auch für die eigenen Berechnungen höhere Werte als bei HAMPICKE ET AL. verwendet.
- Beim "Fonds-" und "Investitionsmodell" wurden Planungskosten und Kosten für Erfolgskontrollen berücksichtigt, die bei HAMPICKE et al. fehlen.
- Es gehen beim "Fonds-" und "Investitionsmodell" Ausgleichszahlungen und Grundstückskosten ein, die bei HAMPICKE et al. zum Teil als Transferzahlungen angesehen werden.
- Bei HAMPICKE et al. wurden nur relativ kostengünstige Maßnahmenbündel kalkuliert, im "Fonds-" und "Investitionsmodell" dagegen - wie oben begründet - auch teurere Maßnahmen, wenn auch gering gewichtet.

Entsprechen die dem Investitionsmodell zugrunde gelegten Kostendaten, Entwicklungszeiten, Nutzenverläufe und Herstellungsrisiken tatsächlich den durchschnittlich zu erwartenden Daten und geben die berechneten "biotoptypenspezifischen Entschädigungsforderungen" tatsächlich die Wertschätzung gegen Biotopzerstörungen wieder, so bedeuten Entschädigungsforderungen, die unter den Ergebnissen des "Investitionsmodells" liegen, daß die interne Verzinsung der Biotopwiederherstellungen geringer ist als die herrschende Zeitpräferenzrate. Mit anderen Worten: Die im Rahmen der Eingriffsregelung (durchschnittlich) durchgeführten Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen wären nach neoklas-

sischen Maßstäben auch unter Berücksichtigung des Naturschutznutzens als unrentabel anzusehen und damit von den individuellen Präferenzen her abzulehnen. In diesem Fall wäre die Bestimmung eines "safe minimum standard" notwendig für den langfristigen Erhalt von Biotopen.

Es kann aber auch sein, daß die geschätzten Wiederherstellungskosten zu hoch liegen; entweder weil in der Praxis der Eingriffsregelung tatsächlich relativ teure Maßnahmen durchgeführt werden oder weil im angenommenen Maßnahmenmix der Anteil teurerer Maßnahmen zu hoch eingeschätzt wurde. Ein Blick auf die Spalte 7 der Tab. 2 zeigt, daß es in vielen Fällen innerhalb des Maßnahmenmixes kostengünstige Varianten gibt, die unter oder nahe bei den Entschädigungsforderungen liegen.

Schließlich kann auch nicht ausgeschlossen werden, daß die Entschädigungsforderungen zu gering geschätzt wurden. Durch die empirisch schlecht absicherbaren vielen Eingangsdaten über Verzinsung, Nachfragekurven, Entwicklungsverläufe und Anrechnung von Ausgangswerten ist gerade dieses Modells sehr anfällig gegenüber einer Änderungen der Annahmen. Um die aufgeworfenen Fragen zum Verhältnis von langfristigen Erhaltungskosten und individuellen Präferenzen zu beantworten und gesichertere Werte zur Berücksichtigung von Naturschutzziele bei der Projektbewertung zu erhalten, wäre es insbesondere nötig:

- genauere Daten über Wiederherstellungskosten inkl. dem in der Realität nötigen "Maßnahmenmix" zu ermitteln (vgl. FEICKERT et al. 1993)
- und Entschädigungsforderungen gegen Biotopzerstörungen nicht nur indirekt aus Zahlungsbereitschaften für komplexe Naturschutzprogramme abzuleiten, sondern durch geeignete Umfragemethoden auch direkt zu ermitteln, ohne dabei allerdings das o.g. Informationsproblem außer acht zu lassen.

Literatur

- AAV-Hessen (1995): Ausgleichsabgabenverordnung vom 9. 2. 1995. Gesetzes- und Verordnungsblatt Hessen, I S. 120, II 881-41.
- Adam, Karl; Nohl, Werner; Valentin, Wolfram (1987): Bewertungsgrundlagen für Kompensationsmaßnahmen bei Eingriffen in Natur und Landschaft. Hrsg. vom Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf, 399 S.
- Blöchliger, Hansjörg (1992): Der Preis des Bewahrens. Ökonomie des Natur- und Landschaftsschutzes. Chur/Zürich (Verlag Rüegger), 187 S.
- Feickert, Uwe et al. (1993): Faktische Grundlagen für die Ausgleichsabgabenregelung (Wiederherstellungskosten). Forschungsendbericht, F+E 10801151, UFOPLAN 1992, im Auftrag der Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie. Ca. 130 S.
- Hampicke, Ulrich (1991): Naturschutz - Ökonomie. Stuttgart.
- Hampicke, Ulrich et al. (1991): Kosten und Wertschätzung des Arten- und Biotopschutzes. Berlin (Erich Schmidt), (Umweltbundesamt, Berichte 3/91)
- Kaule, Giselher und Schober, Michael (1985): Ausgleichbarkeit von Eingriffen in Natur und Landschaft. Schriftenreihe des Bundesministers für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Reihe A: Angewandte Wissenschaft Heft 314, Münster - Hiltrup.

- Ludwig, Dankwart; Meinig, Holger (1991): Methode zur ökologischen Bewertung der Biotopfunktion von Biotopen. Gutachten für den Landschaftsverband Rheinland, Auftragnehmer: Froelich + Sporbeck, Landschafts- und Ortsplanung, Umweltplanung, Bochum.
- Marticke, Hans-Ulrich (1996): Zur Methodik einer naturschutzrechtlichen Ausgleichsabgabe. In: Natur und Recht (1996) 8, S.387-400.
- Müller-Pfannenstiel, Klaus; Schweppe-Kraft, Burkhard; Borkenhagen, Jörg; u.a. (1995): Methode zur Berechnung einer Ausgleichsabgabe Thüringen. Gutachten im Auftrag des Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt. Plauen (Büro Froelich + Sporbeck)
- Plankl, Reiner (1995): Synopse zu den umweltgerechten und den natürlichen Lebensraum schützenden landwirtschaftlichen Produktionsverfahren als flankierende Maßnahmen zur Agrarreform. Tabellarische Übersicht über die einzelnen Umweltprogramme gemäß VO (EWG) 2078/92. Braunschweig, Arbeitsbericht der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft Braunschweig - Völkenrode Nr. 1/1995
- Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (1994): Umweltgutachten 1994, Stuttgart (Metzler-Poeschel)
- Riecken, Uwe (1992): Grenzen der Machbarkeit von "Natur aus zweiter Hand". In: Natur und Landschaft 67 (1992) 11, S. 527-535.
- Scherfose, Volker; Frank, Kerstin (1994): Kostenermittlung von Naturschutzmaßnahmen im Rahmen der Naturschutzgroßprojekte des Bundes und der Erprobungs- und Entwicklungs-(E+E) vorhaben. Bundesamt für Naturschutz, 44.S, unveröffentlicht
- Schweppe-Kraft, Burkhard (1992): Ausgleichszahlungen als Instrument der Ressourcenbewirtschaftung im Arten- und Biotopschutz. In Natur und Landschaft 67(1992)9, S.410-413
- Schweppe-Kraft, Burkhard (1994): Naturschutzfachliche Anforderungen an die Eingriffs-Ausgleichs-Bilanzierung. Teil 1: Unsicherheiten bei der Bestimmung von Ausgleich und Ersatz. In: Naturschutz und Landschaftsplanung 26(1994)1, S.5-12
- Schweppe-Kraft, Burkhard (1996): Bewertung von Biotopen auf der Basis eines Investitionsmodells - Eine Weiterentwicklung der Methode Koch. In: Wertermittlungsforum, Heft 1, 1996.
- Schweppe-Kraft, Burkhard (1997): Monetäre Bewertung von Biotopen und ihre Anwendung bei Eingriffen in Natur und Landschaft. Diss. am Fachbereich 7, Umwelt und Gesellschaft der Technischen Universität Berlin, Mikrofiche. Überarbeitete gedruckte Fassung erscheint voraussichtlich Ende 1997 in der Reihe Angewandte Landschaftsökologie, hrsg. vom Bundesamt für Naturschutz.

Abbildung 1: Entwicklung eines Biotopbestandes bei konstanten jährlichen Eingriffen und unterschiedlichen Ausgleichsstrategien

Bestand entwickelter
Biotop bei konstanten

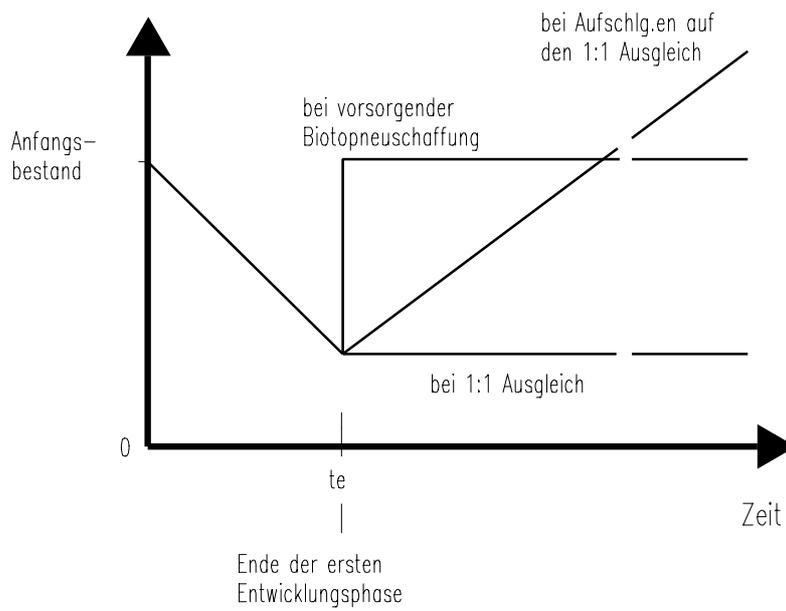
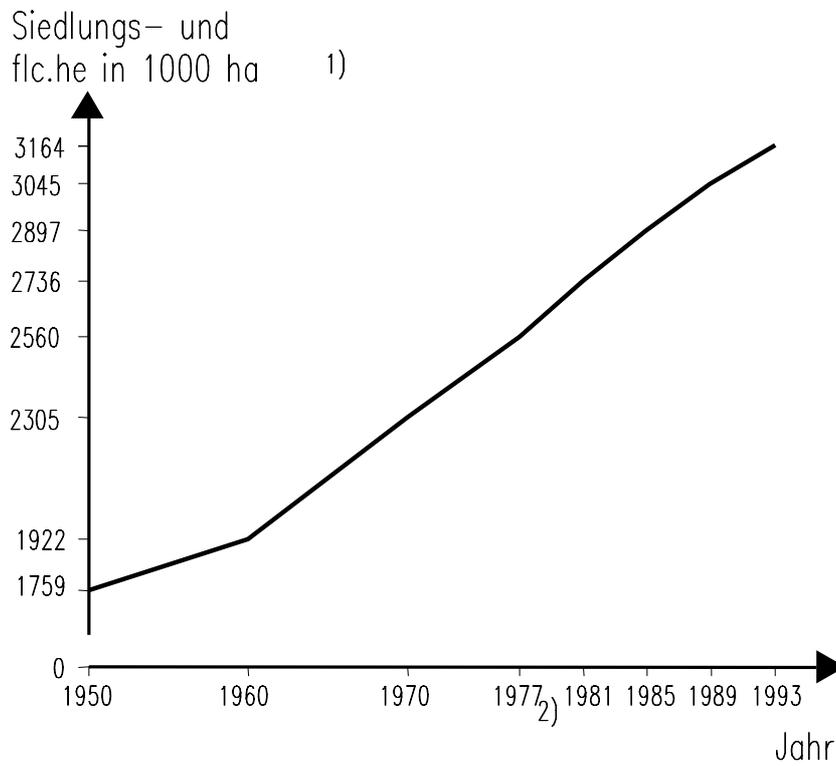


Abbildung 2: Entwicklung der Siedlungs- und Verkehrsflächen

1) Nach Umweltbundesamt 1993; Statistisches Bundesamt

2) Die Angaben für 1981 bis 1989 sind aufgrund erheblich geänderten Erhebungsverfahrens inhaltlich voll mit den Werten bis 1977

Abbildung 3: Den Ergebnissen in Tabelle 2 zugrunde gelegte Formel des „Fonds-Modells“

$$A_F = (KEF + KF * z_L * TE) * \frac{W_E}{(W_{nAe} - W_A) * (1 - r)} * F_E - KEV$$

- A_F : Ausgleichsabgabe nach „Fonds-Modell“
- KEF : Kosten der Wiederherstellung pro Flächeneinheit (aus rechtlichen Gründen berechnet nur bis zum Ende der Entwicklungszeit)
- KF : Kosten der Wiederherstellung und Erhaltung pro Flächeneinheit (Planungskosten + Barwert der Grundstückskosten (Kauf oder Pacht) + Barwert der Herstellungskosten inklusive Entwicklungspflege + Barwert der Erfolgskontrollkosten + Barwert der Kosten der Erhaltungspflege)
- z_L : Zinssatz für langfristige Kredite
- TE : Entwicklungszeit des Biotops
- W_E : Naturschutzfachlicher Wert des beeinträchtigten Biotops je Flächeneinheit
- W_{nAe} : Wert der Ausgleichs- und Ersatzflächen je Flächeneinheit nach Durchführung der Wiederherstellungsmaßnahmen und Beendigung der Entwicklungszeit bei vollem Maßnahmenenerfolg
- W_A : Wert der Ausgleichs- und Ersatzflächen je Flächeneinheit vor Durchführung von Wiederherstellungsmaßnahmen
- r : Faktor zur Kompensation von Risiken bei der Wiederherstellung. Er ist so hoch zu wählen, daß der gewünschte Funktions- bzw. Wertumfang zumindest im Durchschnitt der Fälle erreicht wird. (Bestehen keine Risiken, ist der Faktor = 0, wird im Durchschnitt der Fälle nur 30% des vollen Erfolges erreicht, so ist "r" 0,3).
- F_E : Fläche des beeinträchtigten (zerstörten)Biotops
- KEV : durch den Eingriff für den Naturschutz "ersparte" Kosten (bei Vollverlust z.B. Barwert der Kosten zur Erhaltungspflege des beeinträchtigten Biotops)

Abbildung 4: Mathematische Grundlagen des „Investitionsmodells“

1. Barwert einer Biotopentwicklung über die gesamte Lebensdauer unter der Bedingung üblicher Rentabilität / optimaler Allokation:

$$BWE_1 = \sum_{t=1}^L [(\partial N_t - K_t) * \left(\frac{1}{1+z}\right)^t] = 0$$

2. Funktion der relativen Höhe der Nutzen während der Reifezeit

$$f_{w_t}(t) = \frac{\partial N_t}{\partial N_{TE}}$$

3. Wert eines entwickelten Biotops

$$BWE_t = \sum_{t=TE}^L [(\partial N_{TE} - PK) * \left(\frac{1}{1+z}\right)^{t-TE+1}]$$

- BWE_1 : Barwert einer Biotopentwicklung zum Beginn der Herstellungsmaßnahmen
 BWE_{TE} : Barwert einer Biotopentwicklung ab dem Reifezeitpunkt
 t : Index der Zeit (Jahre), ausgehend vom Beginn der Herstellungsmaßnahmen
 L : Lebensdauer eines Biotops (in der Regel unendlich)
 $\partial N_{t, TE}$: Aufgrund von Biotopherstellungs- und pflegemaßnahmen ausgelöste Erhöhung der monetär ausgedrückten Naturschutznutzen im Jahre „t“ bzw. am Ende der Reifezeit „TE“
 K_t : Kosten der Biotopherstellungs- und -pflegemaßnahmen im Jahre „t“
 z : Kalkulationszins
 $f_{w_t}(t)$: Verhältnis der Erhöhung der Naturschutznutzen im Jahre „t“ im Vergleich zur Erhöhung des Naturschutznutzens nach Beendigung der Reifezeit
 PK : durchschnittliche jährliche Pflegekosten des reifen Biotops

Abbildung 5: Umrechnung von Zahlungsbereitschaften in biotoptypenspezifische Entschädigungsforderungen

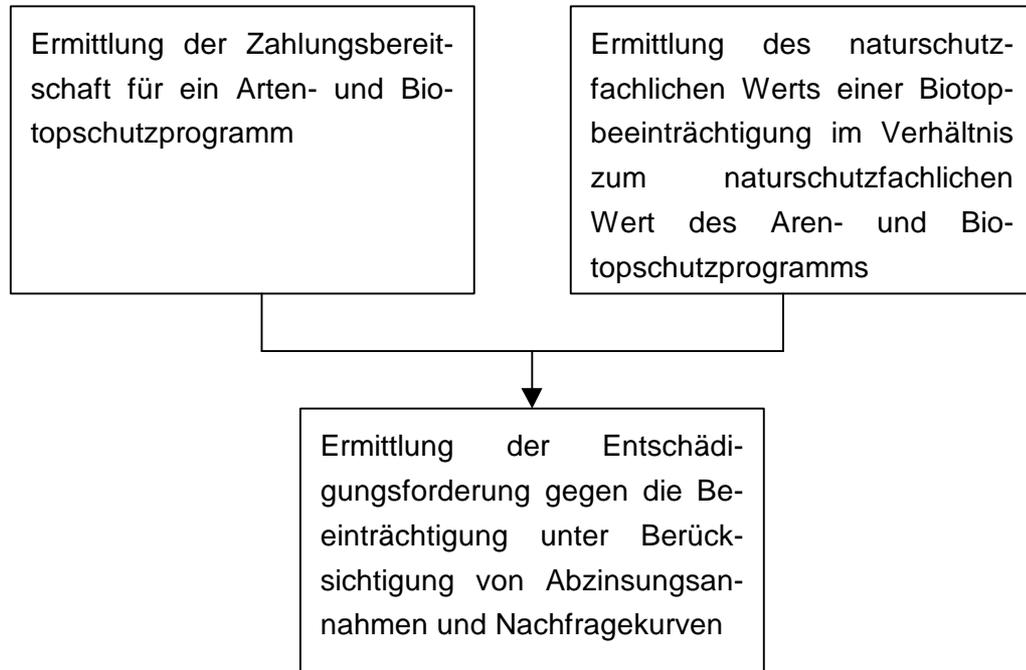


Abbildung 6: Abschätzung des Effektes sinkender Grenznutzen bei der Umrechnung von Zahlungsbereitschaften in Entschädigungsforderungen

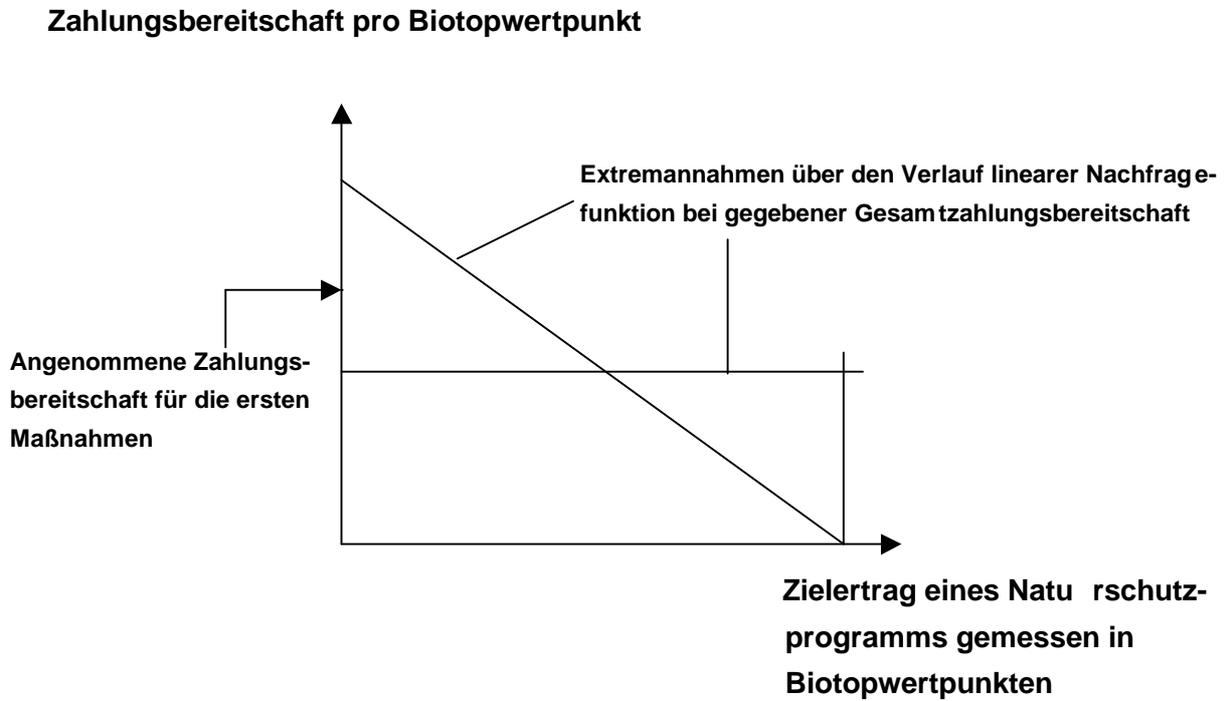


Tabelle 1: Kalkulation durchschnittlicher Abgaben nach dem "Fonds-Modell" für das Beispiel: Magerrasen

Wiederherstellungs- variante 1)	I	II	III	IV	VII
Ausgangsbiotop / Maßnahmenbündel:	verbusch- ter Ma- gerrasen	+/- ext. Grünland Aushag.	Acker Abtrag Oberboden	Acker Transplan- tation	Nadel- forst Abholz.
Einzelmaßnahmen	Kosten in DM/ha				
Entbuschen	6.000				
Schl. und Entf. der Bäume					6.960
Wurzelstöcke entfernen					25.256
Schlagräumung					4.230
Meliorationskalkung					1.500
Abtrag Maschine			34.800	34.800	
Modellieren			14.425	14.425	
Baustelle (10x10m)			4.897	4.897	
Transplantation				193.008	
Heublumensaat			14.435		14.435
Aushagerung (abgezinst) unterstütz. Heublumensaat nach 5 Jahren (abgezinst)		8.340			
		1.495			
Gesamte Erstinstand- setzungskosten	6.000	9.835	68.557	247.130	52.381
Pflegekosten während Entwicklungszeit (abgezinst)	10.227	8.229	12.037	5.888	12.609
abgezinste Ausgleichszahlung ohne Aushagerungsphase	5.113	6.673	18.056	8.832	6.305
Grunderwerb	15.000	20.000	25.000	25.000	26.000
Pacht während Entw.zeit	2.557	2.753	6.771	3.312	
Anteile:					
Grunderwerb + Pflege	10%	10%	10%	10%	25%
Pacht + Pflege	45%	45%	45%	45%	0%
Ausgleichszahlung	45%	45%	45%	45%	75%
Flächensicherungs- und Pflegekosten	10.576	10.767	20.292	11.203	14.381
Kosten für Planung und Erfolgskontrolle	7.104	8.830	15.327	15.327	15.506
Gesamtkosten	23.680	29.432	104.176	273.660	82.268
Aufschläge:					
wegen Wert Ausgangsbiotop	101%	22%	8%	8%	35%
Risikoaufschlag	0%	18%	67%	18%	18%
für Entwicklungszeit	150%	180%	240%	60%	300%
Gesamtaufschlag	404%	303%	515%	104%	537%
Durch Eingriff ersparte langfristige Pflege- und Sicherungskosten	1.275	1.184	2.128	2.128	1.436
Abgabe pro Variante = Gesamtkosten + Aufschläge - ersparte Kosten	117.992	117.324	638.202	556.626	522.630
Gewichtung der Variante	30%	20%	5%	5%	15%
Abgabe			274.383		
Anmerkung:					
1)	Die Varianten V, Entwicklung aus Intensivgrünland durch Aushagerung, Gewichtung 20% und VI, Entwicklung aus Intensivgrünland mit Oberbodenabtrag, Gewichtung 5% wurden nicht dargestellt				

Tabelle 2: Monetäre Biotopwerte für ausgewählte Biotoptypen. Ausgangsdaten und Ergebnisse

Biotoptyp	1 Flächen Anteil (%)	2 Bio- top- Wert	3 Entw. -Zeit (Jahre)	4 Risiko- aufschlag (%)	5 ø einfach. Herst.- kosten mit Wert ausgleich (DM/m ²)	6 Abgabe nach Fonds- Modell (DM/m ²)	7 Teuerste/ billigste Variante des Fonds- Modells (% von 6)	8 Fonds- Modell verteilt nach Bio- topwert (DM/m ²)	9 Abgabe nach Invest.- Modell (DM/m ²)	10 Biotop- typ. Entsch. Forde- rung (DM/m ²)	11 _ Biotop _ wert _ trans- _ for- _ miert _ (DM/m ²)	12 Abgabe nach Fonds- Modell (DM/m ²)	13 Biotop- typ. Entsch. Forde- rung (DM/m ²)	
Salzwiesen	0.036	70	15	15	3.03	6.64	100	100	82.85	3.95	24.66	40	4.22	7.58
Unreg. kaum belast. Fließgewässer	0.440	84	80	40	82.56	798.03	100	100	99.42	448.25	29.59	66	509.59	12.48
Mesotrophe naturnahe Stillgewässer	0.220	83	20 - 30	40	52.35	218.53	64	172	98.23	135.62	29.24	64	154.51	12.05
naturferne Fließgewässer	1.182	55	80	40	54.05	522.53	100	100	65.09	293.50	19.38	23	176.01	4.31
naturferne Stillgewässer	0.591	43	20 - 30	40	27.44	114.42	65	171	50.89	71.00	15.15	14	34.56	2.68
Röhricht	0.101	69	10 - 15	0	8.50	14.23	37	670	81.66	10.41	24.31	39	10.53	7.30
Hochmoor naturnah - natürlich	0.123	96	150 - 250	40	41.51	967.80	48	152	113.62	584.05	33.82	100	635.15	18.82
Übergangs- u. -degrad. Hochmoore	0.286	85	150 - 250	40	34.13	786.95	52	148	100.60	474.69	29.95	69	414.16	12.92
Großseggenried, Niedermoor, Sümpfe	0.192	72	10 - 50	0 - 20	16.22	48.38	60	195	85.21	28.23	25.37	43	32.87	8.15
Streuwiesen	0.112	76	10 - 60	0 - 40	18.91	98.67	21	369	89.95	56.92	26.77	50	62.55	9.41
Sumpfdotterblumen Kohldistelwiesen	0.224	61	10 - 30	0 - 15	12.71	33.55	35	268	72.20	19.79	21.49	29	21.31	5.42
relativ extensives Feuchtgrünland	0.448	57	10 - 30	0	13.75	33.47	25	292	67.46	19.75	20.08	25	20.46	4.66
Extensives frisches Grünland	0.224	56	10 - 30	0	7.59	14.47	58	153	66.28	8.68	19.73	24	9.4	4.48
Mager- und Halbtrockenrasen	0.272	83	10 - 50	0 - 40	11.23	41.85	42	213	98.23	23.84	29.24	64	27.44	12.05
Intensivgrünland	15.552	28	15 - 30	0	2.42	5.71	74	160	33.14	3.07	9.86	8	2.91	1.46
Acker	36.428	17	15 - 30	0	1.49	3.47	74	159	20.12	1.88	5.99	5	1.86	0.94
Felsen, Block- und Geröllhalden	0.002	66	30	0	129.87	363.62	100	100	78.11	218.76	23.25	35	326.82	6.54
Zwergstrauchheiden	0.067	73	30 - 150	0 - 40	23.63	206.76	43	150	86.40	124.50	25.72	45	135.38	8.45
Ginster- und Wacholderheiden	0.102	64	30 - 150	0 - 40	19.87	175.33	42	151	75.75	105.84	22.55	32	94.53	6.07
Naturnaher Wald, incl. Bruchwald	1.970	85	150 - 250	15	6.56	100.60	11	316	100.60	62.06	29.95	69	63.64	12.92
Auwälder	0.090	87	150 - 200	15	19.01	277.65	73	149	102.97	166.85	30.65	74	180.28	13.85
Laubforste 1-40 Jahre	3.066	41	150 - 250	15	3.16	48.55	11	316	48.52	29.93	14.44	13	12.20	2.48
Laubforste 41-100 Jahre	4.630	51	150 - 250	15	3.93	60.40	11	316	60.36	37.23	17.97	20	18.18	3.69
Laubforste 101-140 Jahre	2.438	61	150 - 250	15	4.71	72.24	11	316	72.20	44.53	21.49	29	26.73	5.42

Biotoptyp (Fortsetzung)	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	
	Flächen Anteil (%)	Bio-top-Wert	Entw.-Zeit (Jahre)	Risiko-aufschlag (%)	ø einfach. Herst.-kosten mit Wert ausgleich (DM/m²)	Abgabe nach Fonds-Modell (DM/m²)	Teuerste/billigste Variante des Fonds-Modells (% von 6)	Fonds-Modell verteilt nach Biotopwert (DM/m²)	Abgabe nach Invest.-Modell (DM/m²)	Biotop-typ. Entsch.-Forderung (DM/m²)	Biotop-wert trans-for-miert (DM/m²)	Abgabe nach Fonds-Modell (DM/m²)	Biotop-typ. Entsch.-Forderung (DM/m²)	
Fichtenforste 1-20	2.321	35	150 - 250	15	2.70	41.45	11	316	41.42	25.55	12.33	10	9.56	1.94
Fichtenforste 21-80	8.368	36	150 - 250	15	2.78	42.63	11	316	42.61	26.28	12.68	11	9.96	2.02
Fichtenforste 81-140	2.775	42	150 - 250	15	3.24	49.74	11	316	49.71	30.66	14.80	14	12.71	2.58
Waldweide, Hutewälder	0.607	70	100 - 125	15	12.50	112.64	66	203	82.85	67.60	24.66	40	67.24	7.58
Nieder- und Mittelwälder	0.512	73	30 - 50	0 - 15	6.28	23.81	30	286	86.40	12.78	25.72	45	14.78	8.45
Waldränder nicht naturnah	0.573	49	10 - 60	15 - 40	15.00	67.08	72	147	57.99	37.82	17.26	18	33.67	3.41
Waldränder naturnah	0.010	71	10 - 60	15 - 40	22.01	98.55	70	144	84.03	55.88	25.01	42	78.45	7.86
Waldsäume bis mäßig naturnah	0.132	45	25	0	3.46	8.66	90	120	53.26	4.87	15.85	15	5.30	2.91
Waldsäume naturnah	0.002	59	25	0	4.54	11.18	90	121	69.83	6.38	20.79	27	8.99	5.03
Hecken, Feldgehölze	0.437	53	10 - 50	15	21.21	80.26	69	119	62.73	47.18	18.67	21	54.12	3.99
Reife Streuobstbestände	0.224	73	5 - 50	0 - 40	8.47	35.87	27	181	86.40	20.59	25.72	45	29.05	8.45
Obstanlagen	0.218	27	5 - 50	0 - 40	3.13	13.36	27	181	31.96	7.62	9.51	7	4.86	1.40
Grünflächen im Siedlungsbereich	6.559	30	20 - 50	0 - 15	4.19	14.98	35	362	35.51	8.14	10.57	8	6.79	1.58
mit dem Flächenanteil gewichteter Durchschnitt aller Biotoptypen		32			4.43	38.46			38.46	22.80	11.45	12	15.93	2.32

Peter Rieken

Die Berücksichtigung von Umweltwirkungen im Rahmen gesamtwirtschaftlicher Bewertungsrechnungen für verkehrliche Investitionsvorhaben an Binnenwasserstraßen

Zur Vorbereitung des Bundesverkehrswegeplanes 1992 wurden für eine Reihe von Wasserstraßenprojekten gesamtwirtschaftliche Bewertungsrechnungen nach der einheitlichen Methodik der Bundesverkehrswegeplanung durchgeführt. Die Projektwirkungen werden hiernach als Differenz zwischen dem Planungsfall, der die zu bewertende Verkehrswegeinvestition einbezieht, und dem Vergleichsfall, der sich ohne diese Investition ergeben würde, ermittelt. Als gesamtwirtschaftlicher Bewertungsmaßstab zur Beurteilung der Projekte wird das Nutzen/Kosten-Verhältnis verwendet.

Bei den Effekten von Investitionsvorhaben an Binnenwasserstraßen stehen auf der Nutzenseite in aller Regel die Transportkostensparnisse der Binnenschifffahrt im Vordergrund. Weitere wesentliche Bereiche umfassen die räumlichen Effekte sowie externe und ökologische Wirkungen. Externe Effekte werden im Bewertungsverfahren zum BVWP'92 in den Bereichen Verkehrssicherheit, Luft- und Lärmbelastungen, Trennwirkungen sowie innerörtliche Beeinträchtigung der Wohn- und Lebenssituation berücksichtigt. Für den Verkehrszweig Binnenschifffahrt sind hierbei insbesondere veränderte Abgasbelastungen relevant, die sich bei Projektrealisierung innerhalb des Verkehrssystems Binnenschifffahrt/Wasserstraße infolge der geänderten Fahrzeugstrukturen und -auslastungen ergeben können. Externe Kosten aus Lärmbelastungen, Verkehrsunfällen und Trennwirkungen sind hingegen bei der Bewertung von Binnenwasserstraßeninvestitionen in aller Regel nur dann von entscheidungsrelevanter Bedeutung, wenn projektbedingt Aufkommensverlagerungen zwischen den Verkehrsträgern zu erwarten sind.

Auch ökologische Wirkungen, wie etwa Eingriffe in unberührte Naturräume, die für die Gesellschaft einen Wert darstellen, sind prinzipiell bewertbar. Methodische Schwierigkeiten, empirische Lücken sowie insbesondere die mangelnde Akzeptanz vorliegender ökonomischer Bewertungsansätze verhindern allerdings bisher noch die vollständige Einbeziehung der Projekteinflüsse auf Natur und Landschaft auf der Nutzenseite des monetären Bewertungsverfahrens. Die ökologischen Wirkungen werden daher hilfsweise über die Kosten für Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen, die zur Kompensation von Eingriffen in den Naturhaushalt und das Landschaftsbild erfahrungsgemäß erforderlich werden, abgeschätzt und als Teil der Projektkosten berücksichtigt.

Weitergehende Umweltverträglichkeitsstudien wurden und werden im Rahmen von Raumordnungs- und Planfeststellungsverfahren entsprechend den Regelungen des UVP-Gesetzes durchgeführt. Eine monetäre Bewertung der Wirkungen findet hierbei in aller Regel allerdings nicht statt.

Direkte Wirkungen auf Natur und Landschaft werden im gesamtwirtschaftlichen Verfahren zur BVWP bisher somit nur über die Hilfskonstruktion der Kosten für Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen berücksichtigt. Weitergehende Ansätze zu umwelt-ökonomischen Bewertung finden sich indes bei der Behandlung veränderter Schadstoffbelastungen, die in ihren Wirkungen wiederum die Schutzgüter des UVP-Gesetzes betreffen.

Im Rahmen der Vorarbeiten zum BVWP'92 wurden die Verfahren zur Erfassung und Bewertung der Abgasbelastungen des Verkehrs auf inner- und außerörtliche Belastungen der Verkehrsträger Straße, Bahn und Binnenschifffahrt erweitert. Die Emissionsbewertung erfolgt in einem dreistufigen Verfahren:

1. Ausgehend von Energieverbrauch und Emissionsfaktoren werden in einem ersten Schritt Emissionsbilanzen aufgestellt.
2. In einem zweiten Schritt werden die Emissionen unter Berücksichtigung ihrer relativen Gefährdungspotentiale in CO-Äquivalente (COE) umgerechnet, wobei innerörtliche Emissionen gesondert behandelt werden.
3. Die monetäre Bewertung erfolgt schließlich in einem dritten Schritt anhand nach Schadensbereichen differenzierter Wertansätze.

Erfasst und bewertet werden projektbedingte Änderungen der Emission von Kohlenmonoxid (CO), Stickstoffoxiden (NO_x), Schwefeldioxid (SO₂), organischen Verbindungen (VOC) und Stäuben bzw. Rußpartikeln. Kohlendioxidemissionen werden zwar erfaßt, jedoch nicht monetär bewertet.

Zur Bestimmung der jeweils relevanten Emissionsmengen kann für die Binnenschifffahrt auf die aus den Bewertungsrechnungen relationsspezifisch vorliegenden Treibstoffverbräuche zurückgegriffen werden. Unter Anwendung der für den Binnenschiffsverkehr im Jahr 2010 prognostizierten Emissionsfaktoren lassen sich aus dem Treibstoffverbrauch die relevanten Emissionsmengen herleiten.

Vorliegende Schadenskostenschätzungen beziffern in aller Regel die Summe der durch alle relevanten Luftschadstoffe verursachten Schäden. Da eine eindeutige Zuordnung der Schäden zu einzelnen Schadstoffarten beim gegenwärtigen Kenntnisstand nicht möglich ist, ist somit auch eine Aggregation der sie verursachenden Emissionen erforderlich.

Um bei dieser Aggregation Unterschiede in der Zusammensetzung der verkehrsbedingten Emissionen nach den einzelnen Luftschadstoffen berücksichtigen zu können, ist deren Gewichtung nach ihren relativen Gefährdungspotentialen erforderlich. Differenzierte Erkenntnisse zur spezifischen Wirkungsintensität der Schadstoffarten liegen nicht vor. Es wurde daher ersatzweise und vereinfachend davon ausgegangen, daß die aktuellen Grenzwerte das jeweilige Gefährdungspotential der Emissionen zumindest ansatzweise zutreffend widerspiegeln. Trotz der unstrittigen Schwächen dieser Vorgehensweise wurde hierin gegenüber einer ungewichteten Aggregation die bessere Alternative gesehen.

Die Grundproblematik der monetären Bewertung nicht marktfähiger Güter bzw. nicht über Märkte vermittelter Wohlfahrtseffekte besteht darin, über geeignete Indikatoren die individuellen Präferenzen als Maßstab der Bewertung der Güterversorgung durch die Bevölkerung offenzulegen. Anknüpfungspunkte der Verfahren zur Abschätzung der durch

Umweltwirkungen eintretenden Wohlfahrtseffekte können sowohl das soziale Verhalten als auch technische Wirkungen sein. Die wichtigsten Ausprägungen der Methoden lassen sich mit den Begriffen Vermeidungskosten, Marktdatendivergenz, Zahlungsbereitschaft und Schadensfunktionen umschreiben.

Als ein weiteres zentrales Problem bei der Bewertung von Umweltwirkungen sind die Grenzbereiche zwischen naturwissenschaftlichen und ökonomischen Erkenntnissen zu nennen. Insbesondere handelt es sich hierbei um die folgenden Bereiche:

- *Erfassungsproblem*: Aufgrund von Schwierigkeiten in der Erhebung und Dokumentation von Schäden entstehen häufig Mängel im vorhandenen Datenmaterial.
- *Erkenntnisproblem*: Das Problem der unzureichenden Kenntnis der Ursachen und Wirkungen von Schadstoffemissionen stellt eine der zentralen Schwierigkeiten in der Abschätzung und Bewertung von Umweltschäden dar.
- *Zuordnungsproblem*: Das Zuordnungsproblem ist eng mit den mangelnden Ursache-Wirkungs-Kenntnissen verbunden. So ist eine Zuordnung von erkannten Schäden zu den verursachenden Emissionen bzw. den Emittenten häufig nicht exakt und zweifelsfrei möglich.
- *Synergieproblem*: Synergie- und Akkumulationseffekte tragen in ihrem Zusammenwirken zu einer nochmals erschwerten Zurechenbarkeit der Wirkungen zu einzelnen Schadstoffen bei. Darüber hinaus kann es bei Überschreitung bestimmter Schwellenwerte zu sprunghaft veränderten Schadensverläufen kommen.
- *Time-Lag-Problem*: Zeitverzögert auftretende Wirkungen sowie Langzeitwirkungen beeinträchtigen häufig das Auffinden der Beziehungen zwischen den Ursachen und Wirkungen von Emissionen.
- *Wertschätzungsproblem*: Da bei Auswirkungen, die sich auf lange Zeiträume erstrecken, Änderungen der gesellschaftlichen Präferenzen eintreten können, unterliegen auch Bewertungsansätze einem ständigen Wandel. Darüber hinaus lassen sich zukünftig neue Vermeidungsstrategien und -technologien sowie Ausweichreaktionen schwerlich umfassend antizipieren.

Schadenskostenschätzungen wurden in den Bereichen Menschliche Gesundheit, Material- und Gebäudeschäden, Waldschäden und Schäden an Nutztieren und Nutzpflanzen vorgenommen.

Die ermittelten Kosten luftschadstoffbedingter Gesundheitsschäden basieren im wesentlichen auf Untersuchungen aus den Jahren 1986 bzw. 1988. Es werden dabei Ressourcenausfallkosten sowie Rehabilitationskosten infolge von Atemwegserkrankungen und Herz-Kreislauf-Leiden berücksichtigt. Zur Monetarisierung der aufgrund von Arbeitsunfähigkeitstagen, vorzeitiger Arbeitsunfähigkeit sowie krankheitsbedingter Todesfälle eintretenden volkswirtschaftlichen Verluste wird der Ressourcenausfall anhand des durchschnittlichen Volkseinkommens je Kopf der erwerbsfähigen Bevölkerung herangezogen. Rehabilitationskosten gehen in Form stationärer Behandlungskosten je Pflage tag bzw. durchschnittlicher Kosten für die ambulante Behandlung je Krankheitsfall in die Berechnungen ein.

Insbesondere aufgrund der nur unvollständigen statistischen Erfassung von Erkrankungen und Krankheitsfolgen stellt die Schätzung eine Untergrenze möglicher Schäden dar. Besondere Unsicherheiten bestehen in der Abschätzung des Anteils luftverschmutzungsbedingter Erkrankungen an den insgesamt veranschlagten Kosten der Atemwegserkrankungen.

Die Abschätzung luftverschmutzungsbedingter Material- und Gebäudeschäden erfolgt anhand der Differenz der Instandhaltungsintervalle zwischen Immissionsgebieten und gering belasteten ländlichen Gebieten, multipliziert mit den spezifischen Instandhaltungskosten sowie der Oberfläche bzw. Anzahl der exponierten Sachgüter im Immissionsgebiet. Die Schadensschätzung muß als Untergrenze der Gebäude- und Materialschäden gewertet werden. Aufgrund fehlender Daten konnten nicht alle relevanten Sachgütergruppen erfaßt werden (so etwa Lagerhallen, Transportanlagen, Betriebsgebäude). Darüber hinaus bleiben Aufwendungen für den Denkmalschutz unberücksichtigt.

Zur Abschätzung der durch Luftschadstoffe verursachten Waldschäden sowie deren monetäre Bewertung wurde im Verfahren zum BVWP'92 auf eine Untersuchung von Ewers u.a. aus dem Jahr 1986 zurückgegriffen, die ein Simulationsmodell entwickelt, das die langfristige Waldschadensentwicklung in Abhängigkeit verschiedener Belastungsszenarien quantifiziert. Auf Basis der Bestands- und Schadensentwicklung des Status-Quo-Szenarios im Vergleich zum Referenzszenario werden monetäre Schäden in den Bereichen Forstwirtschaft, Freizeit und Erholung sowie Wasserwirtschaft und Bodenschutz abgeschätzt.

Die forstwirtschaftlichen Schäden umfassen holzwirtschaftliche Verluste, Bestandswertminderungen und Düngungskosten. Darüber hinaus werden für solche Flächen, die immissionsbedingt nicht mehr für den Anbau von Hochwirtschaftswald nutzbar sind, Kultur- und Verwaltungskosten veranschlagt. Im Bereich Wasserwirtschaft und Bodenschutz werden erhöhte Kosten für die Hochwasserhaltung, den Erosionsschutz sowie die Trinkwasseraufbereitung erfaßt.

Die Schäden im Bereich Freizeit und Erholung umfassen neben den infolge ausbleibender Waldbesuche entstehenden Mindereinkommen des Fremdenverkehrsgewerbes auch den anhand der Aufwendungen der Bevölkerung für Waldbesuche bewerteten Verlust an Erholungsmöglichkeiten (Nutzerzeitwertmethode). Darüber hinaus wird der Ausfall an optionalen Nutzen, d. h. der Wohlfahrtsverlust derjenigen, die zwar eine gegenwärtige Nutzung nicht beabsichtigen, sich diese jedoch für die Zukunft erhalten wollen, anhand der hierfür bestehenden Zahlungsbereitschaft abgeschätzt.

Es ist zu beachten, daß die Waldschadensschätzung nur einen Teil der Gesamtschäden monetär erfaßt. Vielfältige Leistungen eines intakten Waldes wie etwa die Verbesserung kleinklimatischer Verhältnisse oder der Schutz vor Wind und Lärm konnten nicht monetarisiert werden. Zur Erfassung der Schäden an Nutztieren und Nutzpflanzen wurden Grobschätzungen belastungsbedingter Ertragsausfälle der Rindviehhaltung und der Milchwirtschaft sowie landwirtschaftlicher Mindererträge bestimmter Pflanzenarten herangezogen.

In einem Forschungsvorhaben aus dem Jahr 1995 wurden neben einer Aktualisierung der Wertansätze der bereits für den BVWP'92 berücksichtigten Schadstoffe auch die klima-

relevanten Wirkungen von Kohlendioxidemissionen des Verkehrs anhand eines Vermeidungskostenansatzes bewertet⁵. Als wesentliche Grundlage zur Ableitung dieses Vermeidungskostenansatzes wurde auf eine Studie des Fraunhofer-Instituts zurückgegriffen. Hierin werden die Kosten abgeschätzt, die für eine zur Stabilisierung des CO₂-Niveaus erforderliche Reduktion der CO₂-Emissionen um 80% in den Industrieländern entstehen. Im Ergebnis der Studie werden für die Anwendung in künftigen Projektbewertungen zum BVWP zum Preisstand des Jahres 1992 die folgenden Kostensätze vorgeschlagen:

- Vermeidungskosten CO₂ 360,00 DM je t CO₂
- Schadenskosten innerörtlicher Emissionen 9,60 DM je t COE
- Schadenskosten aller Emissionen 4,20 DM je t COE

Angewendet auf die Verkehrsmengen des Verkehrsprojektes 17 Deutsche Einheit ergeben sich hieraus für den Binnenschiffsverkehr Gesamtkosten der Luftverschmutzung in Höhe von 1,06 Pfg. je tkm.

Die entsprechenden Gesamtkosten der Luftverschmutzung des Straßengüterfernverkehrs betragen durchschnittlich 2,31 Pfg. je tkm, diejenigen des Eisenbahngüterverkehrs im Durchschnitt aller Zuggattungen 1,24 Pfg. je tkm. Ich möchte abschließend nochmals betonen, daß die diesen Kostenberechnungen zugrundeliegenden Schadensschätzungen auf einer Vielzahl teils stark vereinfachender Annahmen und Prämissen beruhen. Die ermittelten Schadenswerte können daher nur als Grobabschätzung betrachtet werden, die insgesamt eher eine Mindestschätzung darstellt

⁵ PLANCO Consulting GmbH, Berücksichtigung wissenschaftlicher Erkenntnisfortschritte im Umweltschutz für die Bundesverkehrswegeplanung, FE-Vorhaben 90387/92 des Bundesministeriums für Verkehr, Schlußbericht, Essen, April 1995

Ökonomische Bewertung von Feuchtgebieten

Natürliche Auen an Flüssen zählen zu den artenreichsten und produktivsten Ökosystemen Europas. In Deutschland sind ursprünglich natürliche, d.h. von anthropogenen Eingriffen unbeeinflusste Auengebiete nicht mehr vorhanden. Bei den sich selbst erhaltenden Weichholzauen werden die Flächenverluste für die alten Bundesländer auf ca. 75 bis 95 Prozent geschätzt (Colditz 1994, vgl. auch Bürger 1994). Die 1994 erstmals veröffentlichte rote Liste der gefährdeten Biotoptypen für Deutschland stuft sowohl die Weichholz- als auch Hartholzauenwälder in die Kategorie „von vollständiger Vernichtung bedrohte Biotoptypen“ ein. Nach der Roten Liste sind insgesamt mehr als zwei Drittel aller vorkommenden und nahezu alle schutzwürdigen Biotoptypen (rund 92%) als gefährdet einzustufen. 15 Prozent werden sogar als von vollständiger Vernichtung bedroht eingestuft. Als wesentlichste Gefährdungskriterien werden die Gefährdung durch direkte Vernichtung (Flächenverlust) und die Gefährdung durch qualitative Veränderungen genannt.

Die Elbe als einer der wenigen Flüsse in Europa, dessen Struktur noch als weitgehend naturnah bezeichnet werden kann, weist im wesentlichen die Charakteristika eines öffentlichen Gutes auf. Ein solches Gut zeichnet sich dadurch aus, daß seine Nutzung durch einzelne Individuen in weiten Bereichen die Nutzung durch andere nicht beeinträchtigt und diese auch nicht von der Nutzung ausgeschlossen werden können bzw. sollen. Dadurch besteht aber kein Anreiz für private Produzenten, dieses Gut anzubieten, und es entstehen auch keine Märkte, auf denen dieses Gut nachgefragt werden könnte.

Andererseits haben die öffentlichen Güter einen bedeutenden Einfluß auf die gesellschaftliche Wohlfahrt. Es fehlen aber Informationen darüber, in welchem Umfang die Individuen die Versorgung mit diesen Gütern wünschen. Lassen sich für diese Güter keine Märkte etablieren - z.B. durch Zuweisung von individuellen Eigentumsrechten - oder soll dies aus sozialen Gründen nicht geschehen, dann bedarf es anderer Verfahren, um Informationen über die Wertschätzung der Individuen zu bekommen. Sie können dann als eine Aufforderung an den Staat angesehen werden, das öffentliche Gut in entsprechendem Umfang bereitzustellen.

Darüber hinaus ist diese Information dann von Bedeutung, wenn die Bereitstellung öffentlicher Güter in Konkurrenz zu anderen Gütern steht, d.h. ein Nutzungskonflikt vorliegt. In diesem Fall ist zu entscheiden, welches der beiden Güter bzw. Güterbündel einen höheren Nutzen stiftet. Dies läßt sich am Beispiel der Elbe erläutern: Würden die Planungen umgesetzt, die Elbe zu einer Binnenwasserstraße nach westdeutschem Standard auszubauen, dann hätte dies gravierende Einflüsse auf die noch bestehende Auenlandschaft entlang der Elbe. Aus Sicht der Ökonomie liegt somit ein Nutzungskonflikt vor: Die beiden unterschiedlichen Nutzungsinteressen an der Natur lassen sich vereinfacht durch folgende Grundpositionen beschreiben, die sich gegenseitig ausschließen (vgl. Blöchliger 1992: 8ff.):

- Auf der einen Seite stehen die Nutzer bzw. die Nutzungsinteressierten. Sie haben ein wirtschaftliches Nutzungsinteresse an der Umwelt (hier Ausbau der Wasserstraßen) und verwenden die Umwelt als privaten, marktfähigen Produktionsfaktor (Transport mit Binnenschiffen).
- Auf der anderen Seite befinden sich die Schützer bzw. die Schutzinteressierten. Sie sind an einer möglichst naturnahen Bewahrung des Umweltgutes in seinem ursprünglichen Zustand interessiert (hier: Nicht-Ausbau der Flüsse). Für sie stehen die verschiedenen konsumtiven und nicht-konsumtiven Nutzen der natürlichen Umwelt im Vordergrund.

Um diesen Nutzungskonflikt „lösen“ zu können, d.h. das knappe Gut der dringlichsten Verwendung zuweisen zu können, bedarf es Informationen darüber, welche der beiden Entwicklungsalternativen die Gesellschaft besser stellen würde. Ein ökonomisches Instrument zur Bereitstellung von Informationen über die Vorteilhaftigkeit verschiedener Alternativen ist die Kosten-Nutzen-Analyse. Mit ihr sollen alle relevanten Wohlfahrtseffekte eines zu bewertenden Projektes erfaßt werden, um sie miteinander zu vergleichen.

Die im Rahmen der Bundesverkehrswegeplanung durchgeführte Kosten-Nutzen-Analyse berücksichtigt zwar die Auswirkungen eines geplanten Ausbaus auf die Binnenschifffahrt (z.B. werden die Veränderungen der Transportkosten erfaßt), nicht aber die Auswirkungen auf Natur und Landschaft in monetärer Form. Letztere werden „nur“ qualitativ erfaßt, so daß sie mit den übrigen Auswirkungen nicht direkt vergleichbar sind. Anliegen bei der Erstellung einer ökologisch erweiterten Kosten-Nutzen-Analyse ist es daher, auch die Auswirkungen auf Natur und Landschaft in monetärer Form zu erfassen, um sie den anderen Auswirkungen vergleichbar gegenüberzustellen (vgl. Hanley, Splash 1993). Eine Untersuchung zu den Ausbauvorhaben an der Havel legt die Vermutung nahe, daß eine solche ökologisch erweiterte Kosten-Nutzen-Analyse, in der auch der ökonomische Wert für das öffentliche Gut *Natur und Landschaft* mit berücksichtigt würde, zu deutlich anderen Ergebnissen führen würde als die bisherigen Kosten-Nutzen-Analysen (Meyerhoff, Petschow, Soete 1995).

Bundesverkehrswegeplanung und Kosten-Nutzen-Analyse

Ziel einer Kosten-Nutzen-Analyse (vgl. Hanusch 1987, Mühlenkamp 1994) ist es, sämtliche Auswirkungen öffentlicher Investitionsprojekte zu erfassen und sie sortiert nach positiven und negativen Effekten einander gegenüberzustellen. Damit wird im Grunde das Modell unternehmerischer Investitionsentscheidungen auf öffentliche Projekte übertragen. Allerdings werden im Gegensatz zum betrieblichen Investitionskalkül die Kosten- und Nutzenkomponenten weiter gefaßt: Während dem betrieblichen Investitionskalkül lediglich die Kosten und Erträge, die für das Unternehmen unmittelbar anfallen, zugerechnet werden, sind bei öffentlichen Investitionen die Gesamtwirkungen zu berücksichtigen. Ziel ist es, diese Auswirkungen in monetären Größen zu erfassen. Nach dem „With and Without-Prinzip“, wird die Situation im Planungsfall (With) mit der im Vergleichsfall (Without) ex-ante vergli-

chen. Die entsprechende Entscheidungsregel lautet:

Projektumsetzung, wenn
$$\sum_{i=1}^t (B_i - C_i) * (1 + r)^{-i} > 0,$$

wobei B die Nutzen aus der Projektrealisierung und C die Kosten der Projektrealisierung bezeichnet, r ist die Diskontrate, i bezeichnet das jeweilige Jahr und t die gesamte Projektlebensdauer. Mit Hilfe der Kosten-Nutzen-Analyse sollen entscheidungsvorbereitende Informationen darüber geliefert werden, ob das jeweilige Projekt einen positiven oder negativen Beitrag zur gesellschaftlichen Wohlfahrt liefert.

Grundlage dieser Kosten-Nutzen-Analysen sind sog. Strukturziele wie *Verbilligung von Beförderungsprozessen*, *Verkürzung von Fahrdauern* und *Verbesserung der Raumordnung*; aber auch *Entlastung der Umwelt* und *Schonung von Natur und Landschaft* sind Bestandteil des Zielsystems. Für die Strukturziele sind jeweils Leistungsziele definiert, an Hand derer die Auswirkungen in Form positiver und negativer Nutzen monetär erfaßt werden und dann der Summe der Investitionskosten gegenübergestellt werden (vgl. Bundesminister für Verkehr 1993). Wesentliche Größen für diese Kosten-Nutzen-Analyse sind weiterhin das jeweils prognostizierte Verkehrsaufkommen und die angenommene Projektbauzeit.

Tabelle 1: Struktur- und Leistungsziele der Kosten-Nutzen-Analyse in der BVWP

Strukturziele	Leistungsziele
Verbilligung der Beförderungsprozesse	Senkung von Kosten der Fahrzeugvorhaltung und des Fahrzeugbetriebs
Verkürzung von Fahrdauern	Beschleunigung von Fahrten; Verkürzung von Fahrtrouten
Erhöhung der Sicherheit	Verminderung von Tötungen, Verletzungen und Sachschäden im Verkehr
Verbesserungen der Raumordnung	Verbesserung der Erreichbarkeit; Verbesserung des Arbeitsplatzangebotes in strukturschwachen Regionen
Entlastung der Umwelt	Verminderung von Lärm, Luftverschmutzung und Trennwirkungen des Verkehrs
Schonung von Natur und Landschaft	Einsparung am Verbrauch alternativ nutzbarer Bodenflächen; Vermeidung von Gefährdungen der Wasserqualität sowie von Flora und Fauna
Vorteile aus verkehrsfremden Funktionen	z.B. Erhöhung des Erholungs- und Freizeitwertes von Landschaften; Nutzung von Binnenwasserstraßen für die Wasserüberführung

Quelle: Bundesministerium für Verkehr (1993)

Ökonomische Bewertungslücke - Total Economic Value

Für das Strukturziel *Schonung von Natur und Landschaft* werden die Auswirkungen nicht in monetären Größen erfaßt und finden daher auch in der Kosten-Nutzen-Analyse keine Berücksichtigung. In den Erläuterungen zu den Bewertungsverfahren wird dies damit begrün-

det, daß es erhebliche methodische Probleme bei der Monetarisierung der Auswirkungen im Rahmen dieses Strukturziels gäbe (Bundesminister für Verkehr 1993, Moosmayer 1994). Schonung von Natur und Landschaft wird damit zwar auf der Ebene der Ziele berücksichtigt, bleibt aber bei der konkreten ökonomischen Bewertung unberücksichtigt. Dadurch kann es aber zu einer Überschätzung der durch das Projekt zu erwartenden Wohlfahrtssteigerung kommen, da zum einen das Kosten-Nutzen-Verhältnis zu hoch ausfallen kann und zum anderen keine Vergleichbarkeit zwischen den monetär und den qualitativ erfaßten Projektauswirkungen gegeben ist.

Ökologisch bewußte Kosten-Nutzen-Analysen

Für eine ökologische bewußte Kosten-Nutzen-Analyse (vgl. Porter 1982, Hanley, Spash 1993), in der auch die Auswirkungen auf das öffentliche Gut Natur und Landschaft berücksichtigt werden, läßt sich die dargestellte Entscheidungsregel wie folgt erweitern:

$$\Rightarrow \text{Projektumsetzung, wenn } \sum_{i=1}^t (B_i - C_i - P_i) * (1 + r)^{-i} > 0,$$

wobei zusätzlich zur oben angeführten Formel P (*Preservation*) die Nutzen aus der Unterlassung bezeichnet. Lassen sich für B und C noch relativ einfach Werte ermitteln, so sind für P monetäre Werte erheblich schwieriger zu ermitteln. Daher wurden diese Nutzen z.B. aus dem Erhalt von Landschaften lange Zeit als *intangibel* bezeichnet, d.h. sie können nicht quantifiziert bzw. monetarisiert werden. Gehen von einem Projekt Auswirkungen auf die Wohlfahrt, die nicht meßbar sind, aus, dann besteht die Gefahr, daß diese Auswirkungen bei der Entscheidungsfindung nicht ausreichend berücksichtigt werden: „Welches ist zum Beispiel der Nutzenverlust für die Gesellschaft, der sich aus Badeverboten infolge von Gewässerverschmutzung oder Landschaftsbeeinträchtigungen infolge von Elektrizitätsleitungen ergibt? Bei solchen Kosten- und Nutzenkategorien muß der Analytiker oft resignieren und sich damit begnügen, sie zu beschreiben - mit der Gefahr, daß sie sogleich vergessen werden!“ (Frey 1975). Infolge der intangiblen Effekte kann der Anspruch, sämtliche Auswirkungen eines Projekts in der Kosten-Nutzen-Analyse zu berücksichtigen, nur bedingt erfüllt werden.

Durch die Entwicklung entsprechender Verfahren zur Präferenzermittlung konnten jedoch viele früher als intangibel angesehene Effekte auf die Wohlfahrt in tangible überführt werden. Zu diesen Verfahren sind zum einen die *indirekten* Methoden (Reisekostenansatz, Vermeidungskostenansatz und hedonischer Preisansatz) und zum anderen die *direkten* Methoden (Analyse der maximalen Zahlungsbereitschaft oder der minimalen Kompensationsforderung) zu zählen. Ziel ist es jeweils, die individuellen Präferenzen für ökologische Dinge zu ermitteln, für die sich aufgrund fehlender Märkte keine Nachfrage artikulieren kann (vgl. die Beiträge von Hampicke und Elsasser in diesem Band).

Total Economic Value

Ein umfassendes Konzept zur Ermittlung des ökonomischen Werts von Natur und Landschaften ist der *Total Economic Value* (TEV) (Pearce 1993: 15). Grundgedanke ist, daß der gesamte ökonomische Wert aus mehreren Bestandteile besteht. Allerdings muß beachtet werden, daß die einzelnen Bestandteile des TEV nicht einfach aufsummiert werden können. Dabei können Trade-Off-Probleme und Doppelzählungen auftreten. Die Zusammensetzung des TEV läßt sich wie folgt beschreiben:

$$\begin{aligned} \text{TEV} &= [\text{nutzungsabhängige Werte}] + [\text{nicht-nutzungsabhängige Werte}] \\ &= [\text{Direkte Werte} + \text{Indirekte Werte} + \text{Optionswert}] + [\text{Existenzwert}] \end{aligned}$$

Direkte Werte: In diese Kategorie gehören die Beträge, die *direkt über die Nutzung der Ressource gewonnen werden*. So sind z.B. bestimmte Formen der Holzwirtschaft mit dem Erhalt einer Landschaft oder ein bestimmter Umfang an Fischfang mit dem Ziel des Ressourcenschutzes vereinbar. Die beim Verkauf dieses Holzes oder des Fischfangs erzielten Preise stellen nach dem TEV-Konzept einen Teil des Werts dar. Zum anderen gehört hierzu der Erlebniswert: Er resultiert daraus, daß Natur den Individuen als "Konsumgut" dient. Sie ziehen einen Nutzen daraus, eine Landschaft "erleben" zu können, Tiere und Pflanzen beobachten zu können etc.

Indirekte Werte: Hierzu zählen die ökologischen Leistungen, die durch die Ökosysteme geleistet werden. So übernehmen Überschwemmungsaueen z.B. entsorgende Funktion als Nährstoffsenken und großräumige Schadstofffilter.

Tabelle 2: Total Economic Value eines Ökosystems

nutzungsabhängige Werte +			nicht-nutzungsabhängige Werte
(1) direkte Werte +	(2) Indirekte Werte +	(3) Optionswert +	(4) Existenzwerte
<ul style="list-style-type: none"> • Erholung und Gesundheit • ökologische Landwirtschaft, Forstwirtschaft • Einnahmen der Flußfischerei 	<ul style="list-style-type: none"> • Schutz von Wasserressourcen • Funktion als Nährstoffsenken • Einfluß auf lokales und regionales Klima 	<ul style="list-style-type: none"> • zukünftige Nutzungen von (1) und (2) 	<ul style="list-style-type: none"> • als Objekte von intrinsischen Werten, (einmalige Naturlandschaft), • Verantwortung gegenüber Späteren
mögliche ökonomische Bewertungsverfahren			
<ul style="list-style-type: none"> • Marktanalyse • Reisekostenansatz • Hedonischer Preisansatz • Contingent Valuation Method 	<ul style="list-style-type: none"> • vermiedene Schadenskosten • Ausgaben für präventive Maßnahmen • Bewertung von Veränderungen der Produktivität • Wiederherstellungskosten 	<ul style="list-style-type: none"> • Contingent Valuation Method 	<ul style="list-style-type: none"> • Contingent Valuation Method

Quelle: Barbier (1994)

Optionswert: Der Optionswert resultiert aus der Absicht der Individuen, sich selber die spätere Nutzung einer Ressource als Möglichkeit zu erhalten, auch wenn heute noch nicht absehbar ist, ob und wann das Individuum von dieser Nutzungsmöglichkeit Gebrauch machen wird. Er kann daher als eine Art Versicherungsprämie dafür angesehen werden, daß ein Angebot dieser Ressource auch später noch besteht, dieses Angebot ohne die Zahlung eines solchen Optionswertes aber unsicher wäre.

Existenzwert: Dieser Wert resultiert nicht aus dem Interesse, aus der Natur direkt einen Nutzen zu ziehen, wie dies vor allem beim Erlebniswert der Fall ist. Hier liegt die Wertschätzung vielmehr darin begründet, daß allein schon die Existenz bestimmter Natur- und Landschaftsgüter Nutzen für das Individuum stiftet. Ein Beispiel hierfür ist, daß Menschen sich für den Erhalt von Walen einsetzen, obwohl wahrscheinlich ist, daß der größte Teil von ihnen nie Wale selber zu Gesicht bekommen wird.

Ein Beispiel: Der ökonomische Wert der Donauauen

Im Auftrag des WWF wurde 1994 am Beijer International Institute of Ecological Economics eine Studie über den ökonomischen Wert der Donau-Auen durchgeführt. Untersucht wurden nicht nur die Donau-Auen in Deutschland, sondern für sieben weitere Anrainerländer (siehe Tabelle 3). Ausgangspunkt für die Berechnungen des ökonomischen Wertes der Donau-Auen waren die ökologischen Leistungen, die Auen an die Gesellschaft „exportieren“. Aus der Vielzahl der möglichen ökologischen Leistungen haben die Autoren drei Bereiche ausgewählt, für die sie monetäre Größen ermittelten. Der Grund, sich auf die Auswahl zu beschränken, ist vor allem im Informationsproblem zu sehen, die die Bewertung dieser ökologischen Leistungen mit sich bringt. Notwendig wäre letztlich, über ein ökonomisch-ökologisches Interdependenzmodell die Leistungen der Auen für das ökonomische System zu erfassen. Gren et al. beschränken sich daher zunächst auf die Untersuchung der Auen als

1. „Produktionsort“ von Marktgütern (Tierfutter, Holz, Fischfang),
2. als Ort für Erholungsmöglichkeiten und
3. als alternative Umwelttechnik.

Zu 1) Die Werte von drei verschiedenen Habitaten - Wälder, Weideland, Feuchtgebiete - wurden berechnet als Input für die Produktion von Marktgütern. Aufgrund fehlender allgemeiner oder partieller Gleichgewichtsmodelle wurden die Werte anhand der Marktpreise für Holzprodukte, Fisch und Tierfutter berechnet. Als Wert für Holzprodukte wurden 236 Mark ermittelt, als Wert für Fischfang 97 Mark und für Tierfutter 243 Mark. Der gesamte Wert der Auen ergibt sich dann aus dem Anteil der jeweiligen Habitate an den gesamten Auenflächen. Für die Gebiete in Deutschland und Österreich ergibt sich daraus ein Wert von 209 Mark je Hektar.

Tabelle 3: Flächen der Donau-Auen in den Anrainerländern

Land	Fläche in Hektar
Deutschland	45.662
Österreich	27.500
Slowakei	5.000
Ungarn	51.553
Kroatien	350.000
Bulgarien	80.000
Rumänien	1.028.000
Ukraine	150.00
Gesamt	1.737.715

Quelle: Gren et al. (1995: 339)

Zu 2) Die Erholungswerte der Donau-Auen wurden mit Hilfe der Reisekostenmethode bestimmt. Darin wurden zum einen nur die Kosten für die Anreise und zum anderen zusätzlich alle übrigen mit dem Aufenthalt verbundenen Kosten ermittelt. Im ersten Fall wurde ein Wert von 606 Mark pro Hektar ermittelt, im zweiten Fall steigerte sich dieser Wert auf 2.274 Mark pro Hektar. Da diese Werte für den Nationalpark bei Wien ermittelt wurden und damit nur eine begrenzte Übertragbarkeit auf alle anderen Flächen gegeben ist, haben Gren et al. vereinfachend angenommen, daß der durchschnittliche Erholungswert aller Flächen in etwa der Hälfte der in der ersten Variante errechneten Aufwendungen für die An- und Abreise entsprechen. Daraus haben sie für die Flächen in Deutschland und Österreich einen Wert von 342 Mark pro Hektar abgeleitet.

Zu 3) Die Belastung der Gewässer mit Nährstoffen kann einmal durch den Einsatz von Umwelttechnik reduziert werden, zum anderen können sie aber auch durch eine „Nutzung“ der Auen reduziert werden: Eine wesentliche Leistung von Auen ist es, als Nährstoffsinken und Schadstofffilter (Nitrat, Phosphat) zu wirken. Würden diese Stoffe über den Einsatz entsprechender Umwelttechnik reduziert, dann würde ihr Einsatz Kosten verursachen. Diese Kosten können daher als Maßstab für die Bewertung der natürlichen Funktionen herangezogen werden. Gren et al. (1995) ermitteln für diese Leistung der Donau-Auen den Wert von 308 Mark als Senke für Stickstoff und den von 95 Mark als Senke für Phosphate. Dies entspricht einem Gesamtwert von 403 Mark pro Hektar Auenflächen. Für die rund 45.000 Hektar Auengebiete entlang der Donau in Deutschland ergibt sich daraus ein monetärer Wert von ca. 44. Mio. Mark (vgl. Tabelle 4).

Tabelle 4: Geschätzter Wert der Donau-Auen

	in Mark pro Jahr und Hektar			
	Deutsch-land	Österreich	Ungarn	Slowakei
Marktgüter (Holz, Fischerei, Futter)	209	209	112	112
Erholung	342	342	184	184
Nährstoffsенke	403	403	403	403
Summe	954	954	699	699
Gesamtwert (Mio. DM)	44	27	36	4

Quelle: Gren et al. (1995: 342); zwischen ECU und DM wurde ein Wechselkurs von 1,90 angenommen

Abschließend zu diesem Kapitel soll ein Überblick über die Ergebnisse weiterer Studien zur ökonomischen Bewertung von Feuchtgebieten gegeben werden. Dabei beansprucht dieser Überblick in keiner Weise, vollständig zu sein. Sowohl in Amerika, Großbritannien und auch in vielen Ländern der Dritten Welt sind in den letzten Jahren viele Studien zum ökonomischen Wert von Feuchtgebieten erstellt worden.

Tabelle 5: Studien zur Bewertung von Feuchtgebieten

AutorInnen	Region	bewertete ökologische Leistungen	Methode	Ergebnisse (1993 in US \$)
Folke 1991	Gotland, Schweden	Nährstoffsенke, Fischfang, Wasserdargebot	indirekt	240 / ha / a
Hanley, Craig 1991	Schottland	use und non-use values	direkt	34 / ha / a
Bateman et al. 1993	East Anglia, England	Erholungswert	direkt	108 bis 226 / ha / a
Gren 1993	Stockholm, Schweden	Stickstoffsенke	indirekt	430 / ha / a
Gren 1994a	Gotland, Schweden	Stickstoffsенke, Fischfang, Wasserdargebot	indirekt und direkt	239 bis 585 / ha / a
Ungermann 1994	Nové Mlyny, Tschechien	Fort- und Landwirtschaftsprodukte, Jagd	indirekt	290 / ha / a
Hampicke, Schäfer 1994	Mündungsgebiet der Isar	Zahlungsbereitschaft für Arten- und Biotoperhalt	„Benefit Transfer“	1.000 DM ha / a
Schönbäck, Kosz, Madreiter 1997	Donau-Auen östlich von Wien	u.a. Zahlungsbereitschaftsanalyse	direkt	47 DM pro Kopf der Bevölkerung in Österreich über 14 Jahre

Quelle: Gren, Söderqvist (1994: 28); eigene Ergänzung

Fazit

Mit den obigen Ausführungen sollte gezeigt werden, daß es zum einen durchaus Ansätze in der Ökonomie gibt, um öffentliche Güter wie Feuchtgebiete zu bewerten. Somit stehen Ansätze für die ökonomische Bewertung des Strukturziels *Schonung von Natur und Landschaft* zur Verfügung. Zum anderen sollte gezeigt werden, daß die Ansätze nicht nur theoretischer Natur sind, sondern es mittlerweile auch schon eine beträchtliche Zahl von Studien gibt, die Ergebnisse für die Bewertung vorgelegt haben. Eine derartige Bewertung wird notwendig, wenn im Falle von Nutzungskonflikten zu entscheiden ist, welche Alternative der Verwendung einer Ressource aus gesellschaftlicher Sicht vorzuziehen ist: Dies war mit den Begriffen „Schützen oder Nützen“ charakterisiert worden.

Die Berücksichtigung der ökonomischen Werte von Flußauen dürfte für Kosten-Nutzen-Analysen, wie sie in der Bundesverkehrswegeplanung durchgeführt werden, von einiger Bedeutung sein. Dies gilt nicht nur für die Elbe, sondern auch für die Bewertung von Ausbauprojekten an der Saale oder der Donau (vgl. hierzu Meyerhoff, Petschow 1997). Damit können über die ökonomische Bewertung wichtige Informationen über den von den Individuen gewünschten Umfang öffentlicher Güter gewonnen werden, die auch für ein (Forschungs-) Programm wie die Elbe-Ökologie von Bedeutung sind. So könnten entsprechende Untersuchungen im Rahmen dieses Programms z. B. Aufschluß darüber geben, welcher Umfang an Retentionsflächen von der Bevölkerung gewünscht wird und dementsprechend auch von der Umweltpolitik angestrebt werden sollte.

Literatur

- Barbier, E. B., Burgess, J. & Folke, C. (Hg.) (1994): *Paradise Lost? The Ecological Economics of Biodiversity*. London: Earthscan Publications.
- Barbier, E. B. (1994): *Valuing Environmental Functions: Tropical Wetlands*. *Land Economics*, 155-173.
- Bishop, Blöchliger, H. (1992): *Der Preis des Bewahrens. Ökonomie des Natur- und Landschaftschutzes*. Chur/Zürich
- Bundesminister für Verkehr (Hg.) (1993): *Gesamtwirtschaftliche Bewertung von Verkehrsweegeinvestitionen. Bewertungsverfahren für den Bundesverkehrswegeplan 1992*. Bonn
- Bürger, A. (1994): *Situation, Leistung und Entwicklungsmöglichkeiten naturnaher Auwälder und ihre Standorte*. In: *Bayrisches Landesamt für Umweltschutz (Hg.): Landschaftsentwicklung in Flußgebieten*. München, 50 - 64
- Colditz, G. (1994): *Auen, Moore, Feuchtwiesen. Gefährdung und Schutz von Feuchtgebieten*. Birkhäuser.
- Frey, R.L. (1975): *Grundsätzliches zur Nutzen-Kosten-Analyse*. In: *Vischer, D. (Hg.): Nutzen-Kosten-Analysen in der Wasserwirtschaft*. Zürich
- Hanley, N., Spash, C.L. (1993): *Cost-Benefit-Analysis and the Environment*, Aldershot
- Hampicke, U. (1991): *Naturschutz-Ökonomie*. Ulmer: Stuttgart

- Hanley, N. (1992): Are There Environmental Limits to Cost Benefit Analysis? In: Environmental and Resource Economics. 33-59
- Hanusch, H. (1994): Nutzen-Kosten-Analysen. München 1987.
- Meyerhoff, J., Petschow, U., Soete, B. (1995): Die Wirtschaftlichkeit des Verkehrsprojektes Deutsche Einheit Nr. 17. Eine Untersuchung unter besonderer Berücksichtigung der Kosten-Nutzen-Analyse der Bundesverkehrswegeplanung und ökologischer Folgekosten. Schriftenreihe des Instituts für ökologische Wirtschaftsforschung 91. Berlin
- Meyerhoff, J., Petschow, U. (1997): Donauausbau zwischen Straubing und Vilshofen. Eine Bewertung aus ökonomischer Sicht, insbesondere der Naturschutz-Ökonomie. Stellungnahme im Auftrag des BUND Naturschutz Bayern e.V.. Berlin
- Moosmayer, E. (1994): Verkehrswege, Raumnutzung, Sozialprodukt und Staatshaushalt: Zum ökonomietheoretischen Horizont infrastruktureller Verbesserungen für Beförderungsprozesse. Zeitschrift für Verkehrswissenschaft 4, 276-297.
- Mühlenkamp, H. (1994): Kosten-Nutzen-Analysen. München
- Pearce, D.W., Turner, K. (1990): Economics of Natural Resources and the Environment. New York: Harvester Wheatsheaf.
- Perrings, C. (1995): Economic Values of Biodiversity. Beijer Reprint Series No. 58. Stockholm
- Pommerehne, W., Römer, A. (1992): Ansätze zur Erfassung der Präferenzen für öffentliche Güter. In: Jahrbuch für Sozialwissenschaften, 43, S. 171-210.
- Porter, R. (1982): The new approach to wilderness preservation through benefit cost analysis. In: Journal of Environmental Economics and Management, 59-80.

Michael Kosz

Kosten und Nutzen eines Nationalparks Donauauen

Ergebnisse der „Kosten-Nutzen-Analyse ausgewählter Varianten eines Nationalparks Donauauen“ und Einschätzung der (umwelt-)politischen Relevanz von derartigen Analysen

Am 27. Oktober 1996 wurde von den Landeshauptleuten der Bundesländer Wien und Niederösterreich sowie vom Bundesminister für Umwelt ein Staatsvertrag über die Einrichtung eines Nationalparks Donauauen unterzeichnet. Dies geschah an einem historischen Ort, nämlich in Hainburg an der Donau. „Hainburg“ ist ein Schlagwort geworden für eine der wesentlichen Gründungsstätten der Umweltbewegung in Österreich: Im Dezember 1984 wurde von umweltbewegten Menschen die „Stopfenreuther Au“ auf den anderen Seite der Donau „besetzt“, um das Kraftwerk „Hainburg“ zu verhindern und die „letzte unberührte Aulandschaft ihrer Art in Europa“ zu schützen. Nach mehr als zwei Jahrzehnten der Diskussion - die ersten Planungsarbeiten für den Schutz der Aulandschaft stammen aus den frühen 70er Jahren - wurde eine Planungsgesellschaft gegründet mit dem Auftrag, die Einrichtung eines Nationalparks Donauauen zu prüfen. Im Planungsauftrag war die Analyse auch der wirtschaftlichen Aspekte des Nationalparks enthalten. Auf Basis dieser Grundlage wurde eine „Kosten-Nutzen-Analyse ausgewählter Varianten eines Nationalparks Donauauen“ beauftragt, deren Ergebnisse an dieser Stelle kurz vorgestellt werden sollen.

Untersuchte Varianten und methodische Vorgangsweise⁶

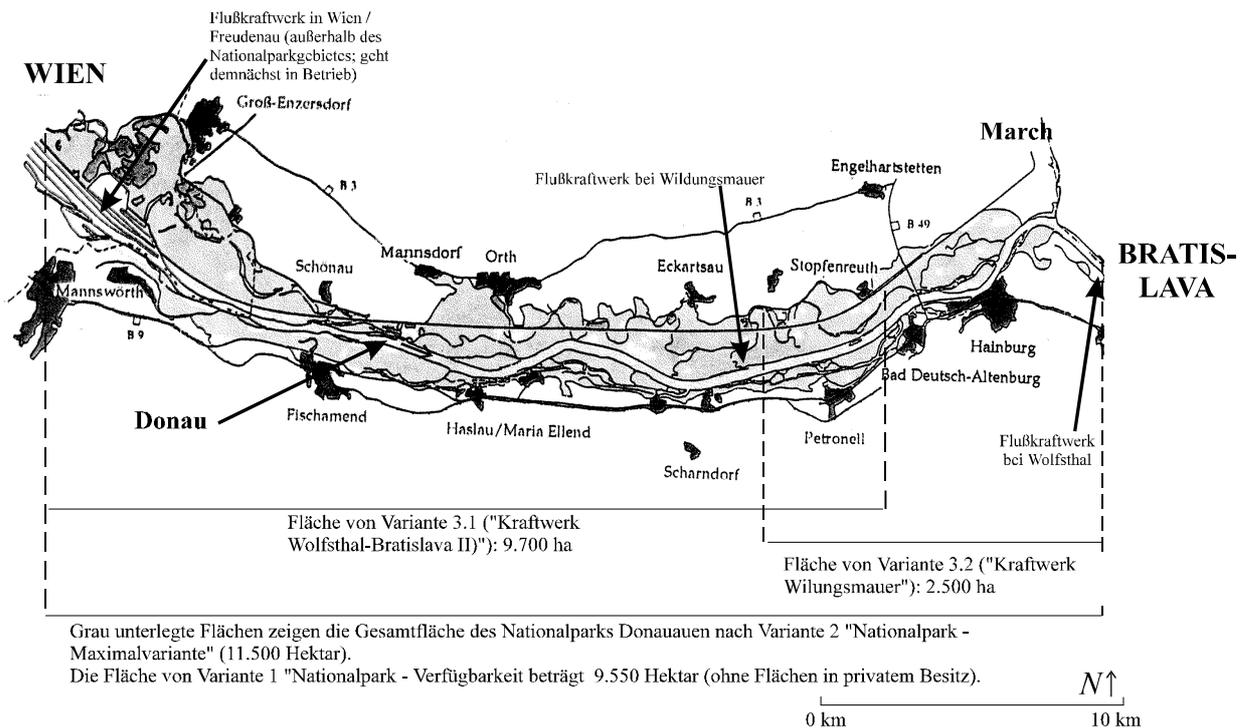
Auf Basis von Entscheidungen des Wissenschaftlichen Beirats der Nationalparkplanung wurden folgende Gestaltungsvarianten des österreichischen Donauabschnitts östlich von Wien untersucht: In *Variante 1 „Nationalpark - Verfügbarkeit“* wird ein Nationalpark auf den Flächen, die sich derzeit in öffentlichem Eigentum befinden, eingerichtet (9.300 ha). Es werden keine flußbaulichen Maßnahmen gesetzt, die der Erosion der Donausohle entgegenwirken⁷. Die freie Fließstrecke bleibt auf der gesamten Länge von 47 km erhalten,

⁶ Die Kapitel 2 und 3 wurden teilweise und in veränderter Form der Publikation der Langfassung der Studie (W. Schönböck et al., 1997) entnommen.

⁷ Die Sohlerosion (Sohleeintiefung) der Donau, verursacht durch die Donauregulierung im 19. Jhdt., durch Baggerungen zugunsten der Schifffahrt und durch den Bau von stromaufwärts gelegenen Flußkraftwerken, welche den Geschiebetrieb unterbinden, wird zunehmend zu einem ernststen Problem für die Donauauen. Durch die per Bescheid vorgeschriebene permanente Geschiebezugabe auf der Unterwasserstrecke des derzeit (1997) in Bau befindlichen Kraftwerkes Freudenu (Wien) zur Sicherung der Sohle auf einer Länge von 11 km während der gesamten Lebensdauer dieses Kraftwerks ist zu erwarten, daß die Bestandssohle erhalten werden wird. Unter der Annahme, daß diese Auflage von „Donaukraft“ (Betreiberin des Kraftwerkes Freudenu) eingehalten wird, kommt es zu einer Stabilisierung der Wasserspiegellagen. Die permanente Geschiebezugabe wird in Variante 1 die Eintiefungstendenz auch *unterhalb* der Unterwasserstrecke des Kraftwerkes Freudenu

ebenso die Fahrwassertiefe von 22,5 dm bei Regulierungsniederwasser (RNW). In *Variante 2 „Nationalpark - Maximalvariante“* wird ein Nationalpark auch auf Flächen, die sich in privatem Eigentum befinden, errichtet (gesamte Fläche 11.500 ha). Umfangreiche flußbauliche Maßnahmen, v. a. die Sohlerollierung durch Grobkorneschiebebezugabe (Korngrößen bis zu 18 cm, „Sohlepflasterung“), sollen die weitere Eintiefung der Donau verhindern. Es soll durch die Niederwasserregulierung eine durchgängige Fahrwassertiefe von mindestens 27 dm erreicht werden⁸.

Abbildung 1: Die Donauauen zwischen Wien und Bratislava und vorgeschlagene Kraftwerksstandorte



Quelle: Eigene Darstellung nach „Donaukraft“ (1989) und „Nationalparkplanung Donau-Auen“ (1994)

In den *Varianten 3.1 „Kraftwerk Wolfsthal-Bratislava II“* und *3.2 „Kraftwerk Wildungsmauer“* wird jeweils ein Stauwerk, das der Stromerzeugung und der Schifffahrt dient, errichtet. Dabei muß ein unterschiedlich großer Teil des Donaufufers mit dem Charakter einer bislang freien Fließstrecke durch Steinschüttungen und Dichtungswände zur Erzeugung eines Stauraumes aufgehöhht und Aufläche geopfert werden. Die verbleibende Nationalparkfläche beträgt 9.700 ha (Variante 3.1) bzw. 2.700 ha (Variante 3.2). Flußbauliche Maßnahmen, wie die Stabilisie-

rung der Donausohle durch Sohlerollierung und die Niederwasserregulierung auf dem ausgewählterjeweiligen Streckenabschnitt außerhalb des Stauraums, sind auch in diesen Vari-

vermindern (Austragung des zusätzlichen Geschiebes durch die Schlepptension des Stroms).

⁸ Alternativ dazu wird in der Kosten-Nutzen-Analyse untersucht, welche volkswirtschaftliche Effizienz die Verbesserung der Schifffahrtsverhältnisse durch „schlanke“ flußbauliche Maßnahmen hat. Dargestellt wird dies im „Nebenszenarium Schifffahrtsmemorandum“, welches sich nachträglich als das relevante Szenarium herausstellte, da das flußbauliche Gesamtkonzept mit Sohlerollierung nach

anten vorgesehen. Abbildung 1 bietet einen Überblick über die Auenlandschaft zwischen Wien und Bratislava, über die vorgesehenen Nationalparkvarianten und die Standorte möglicher Flußkraftwerke. Die bei Durchführung der Studie gewählte methodische Vorgehensweise ist Abbildung 2 zu entnehmen. Die in Abbildung 2 kurz dargestellten Analyseschritte bauen auf einer Vielzahl empirisch abgesicherter Variablen auf. Tabelle 1 zeigt die Eingangsvariable der Kosten-Nutzen-Analyse.

Hauptergebnisse der Kosten-Nutzen-Analyse

Der *Kostenbarwert des flußbaulichen Gesamtkonzepts* (Errichtung und Betrieb) wurde bei der in Variante 2 „Nationalpark - Maximalvariante“ bestehenden freien Fließstrecke (50 km)⁹ mit 3,7 Mrd. S ermittelt. Die Kosten der beim Bau eines der beiden Kraftwerke verbleibenden notwendigen Sohlerollierung in den Varianten 3.1 und 3.2 sind entsprechend der kürzeren freien Fließstrecken geringer. Das Konzept der Sohlerollierung wurde mittlerweile fallen gelassen, da nach Expertenmeinung die Sohlerollierung schiffahrtstechnisch nicht machbar ist. Anstatt dessen wurde im „Nebenszenarium Schiffahrtsmemorandum² ein alternatives Maßnahmenpaket untersucht, das bei relativ geringen Investitionskosten (rund 150 Mio. S) die Schiffahrtsverhältnisse bei gleichzeitig verringerter Sohlerosion ebenfalls verbessern könnte.

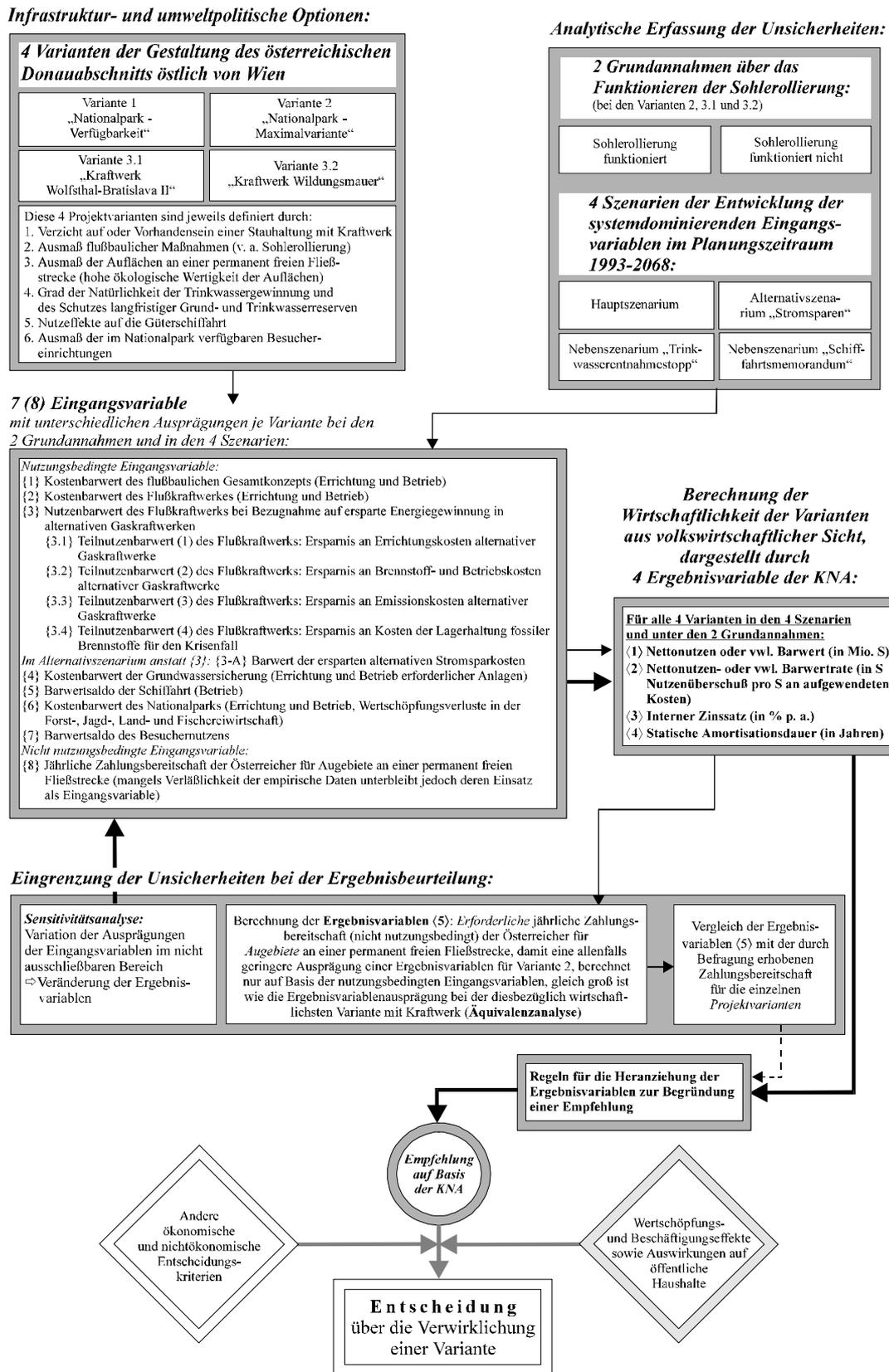
Die *Kosten der Kraftwerksvarianten* werden aktuellen Unterlagen von „Donaukraft“ entnommen. Der *Nutzen der Stromerzeugung* wird im Hauptszenarium in Höhe der Ersparnisse an Investitions-, Brennstoff- und sonstigen Betriebs- sowie alternativen Lagerkosten fossiler Brennstoffe für den Krisenfall und Emissionskosten kalorischer Ersatzkraftwerke angesetzt.

Aus energiewirtschaftlicher Sicht allein erweist sich die Variante 3.1 „Kraftwerk Wolfsthal-Bratislava II“ als wesentlich ungünstiger als Variante 3.2 „Kraftwerk Wildungsmauer“: In Variante 3.1 steht einem Barwert der Errichtungs- und aller künftigen Betriebskosten des Flußkraftwerkes („Kostenbarwert“) von 11.352 Mio. S ein Barwert der Ersparnisse an alternativen Errichtungs-, Betriebs- und Emissionskosten sowie alternativen Lagerkosten fossiler Brennstoffe für den Krisenfall für ein kalorisches Ersatzkraftwerk („Nutzenbarwert“) von 16.640 Mio. S gegenüber. Variante 3.2 erreicht bei einem Kostenbarwert von 18.217 Mio. S einen Nutzenbarwert von 44.620 Mio. S.

Expertenmeinung schiffahrtstechnisch nicht machbar sei.

⁹ Die Länge der Fließstrecke auf österreichischem Gebiet beträgt 47 km (3 km befinden sich auf slowakischem Gebiet). Es werden die Kosten der gesamten zu stabilisierenden Flußstrecke in der Kosten-Nutzen-Analyse angesetzt, da es nicht sinnvoll erscheint, eine Sohlerollierung nur auf 47 km Flußstrecke durchzuführen, und davon auszugehen ist, daß die fehlenden 3 km ebenfalls von Österreich zu finanzieren sein werden.

Abbildung 2: Methodische Vorgehensweise der Kosten-Nutzen-Analyse



Quelle: W. Schönböck et al., 1997.

Tabelle 1: Eingangsvariable und deren Komponenten in der Kosten-Nutzen-Analyse ausgewählter Varianten eines Nationalparks Donauauen

	<i>Eingangsvariablenkomponente (jährliche Werte)</i>	<i>Eingangsvariable (als Barwert der pro Jahr zusammengefaßten Werte zusammengehöriger Eingangsvariablenkomponenten dargestellt)</i>
[1]	Investitionskosten des flußbaulichen Gesamtkonzepts	Eingangsvariable {1}: Kostenbarwert des flußbaulichen Gesamtkonzepts (Errichtung und Betrieb)
[2]	Betriebskosten des flußbaulichen Gesamtkonzepts	
[3]	Externe Effekte des flußbaulichen Gesamtkonzepts	
[4]	Vor-, Errichtungs- und Reinvestitionskosten des Flußkraftwerks	Eingangsvariable {2}: Kostenbarwert des Flußkraftwerks (Errichtung und Betrieb)
[5]	Kapitalbeschaffungskosten des Flußkraftwerks (2% der Investitionssumme)	
[6]	Externe Kosten der Flußkraftwerkerrichtung und der Reinvestitionen	
[7]	Betriebs- und Instandhaltungskosten des Flußkraftwerks	
[8]	Vermiedene (externe und interne) Errichtungs- inkl. Kapitalbeschaffungskosten alternativer Gaskraftwerke	Eingangsvariable {3.1}: Teilnutzenbarwert des Flußkraftwerks (1): Ersparnis an Errichtungskosten alternativer Gaskraftwerke
[9]	Vermiedene Brennstoff- und Betriebskosten alternativer Gaskraftwerke	{3}: Nutzenbarwert des Flußkraftwerks bei
[10]	Vermiedene Emissionskosten alternativer Gaskraftwerke	Bezugnahme auf ersparte Energiegewinnung in alternativen Gaskraftwerken
[11]	Vermiedene Kosten der Lagerhaltung fossiler Brennstoffe für den Krisenfall	Eingangsvariable {3.2}: Teilnutzenbarwert des Flußkraftwerks (2): Ersparnis an Brennstoff- und sonstigen Betriebskosten alternativer Gaskraftwerke
[12]	Technologische Kosten des Stromsparens im Ausmaß des zu ersetzenden Regelarbeitsvermögens des Flußkraftwerks	Eingangsvariable {3.3}: Teilnutzenbarwert des Flußkraftwerks (3): Ersparnis an Emissionskosten alternativer Gaskraftwerke
[13]	Administrative Kosten des Stromsparens im Ausmaß des zu ersetzenden Regelarbeitsvermögens des Flußkraftwerks	Eingangsvariable {3.4}: Teilnutzenbarwert des Flußkraftwerks (4): Ersparnis an Kosten der Lagerhaltung fossiler Brennstoffe für den Krisenfall
[14]	Investitionskosten der Grundwassersicherung	Alternativ zu {3} ^a : Nutzenbarwert des Flußkraftwerks bei Bezugnahme auf verstärktes Stromsparen: Eingangsvariable {3-A}: Barwert der ersparten alternativen Stromsparkosten
[15]	Betriebskosten der Grundwassersicherung	Eingangsvariable {4}: Kostenbarwert der Grundwassersicherung (Errichtung und Betrieb erforderlicher Anlagen)
[15a]	Wertschöpfungsverluste durch Außernutzungsstellung von Entnahmekapazitäten für Trinkwasser ^b	Zusätzlich ^c : Eingangsvariable {4a}: Kostenbarwert der Wertschöpfungsverluste durch Außernutzungsstellung von Entnahmekapazitäten für Trinkw.
[16]	Zusatzkosten im Bereich der Schifffahrt	Eingangsvariable {5}: Barwertsaldo der Schifffahrt (Betrieb)
[17]	Nutzeffekte der Schifffahrt	

[18]	Errichtungskosten des Nationalparks	Eingangsvariable {6}: Kostenbarwert des Nationalparks (Errichtungs- und Betriebskosten, Wertschöpfungsverluste ^e in der Forst-, Jagd-, Land- und Fischereiwirtschaft)
[19]	Betriebskosten des Nationalparks	
[20]	Wertschöpfungsverluste in der Forst-, Jagd-,	
[21]	Land- und Fischereiwirtschaft durch den Betrieb des Nationalparks ^d Kosteneinsparungen durch den Betrieb des Nationalparks	
[22]	Erlebniswert österreichischer Besucher im Nationalpark	Eingangsvariable {7}: Barwertsaldo des Besuchernutzens
[23]	Wertschöpfungsgewinne durch den Besuch des Nationalparks durch ausländische Besucher	
[24]	Benutzungsunabhängiger Wert der Existenz des Nationalparks (Nichtnutzerwert) aus Sicht der befragten Österreicher = Zahlungsbereitschaft der Österreicher für Auegebiete an einer permanent freien Fließstrecke	Nicht nutzungsbedingte Eingangsvariable {8}: Zahlungsbereitschaft der Österreicher für Auegebiete an einer permanent freien Fließstrecke

^aNur im Alternativszenarium „Stromsparen“.

^bGegen die Einbeziehung der Eingangsvariablenkomponente [15a] kann eingewendet werden, daß es sich dabei um keine „reale“ Kostengröße im Sinne der Kosten-Nutzen-Analyse handelt, sondern um eine Wertschöpfungseinbuße, die durch eine gleich große Wertschöpfungssteigerung anderswo im Inland kompensiert wird und die deshalb als bloßer Umverteilungseffekt auszuschneiden ist. Das Nebenszenarium „Trinkwasserentnahmestopp“ dient jedoch dazu, künftige Extremsituationen einer hypothetischen Wasserknappheit in bereits jetzt niederschlagsärmeren und landwirtschaftlich intensiv genutzten Gebieten außerhalb des Nationalparkgebiets mit eventuellen Schwierigkeiten bei der Erschließung neuer Wasserquellen darzustellen. Deshalb werden die Wertschöpfungseinbußen als reale Kostengröße angenommen.

^cNur im Nebenszenarium „Trinkwasserentnahmestopp“.

^dDie Einbeziehung der Eingangsvariablenkomponente [20] in die Kosten-Nutzen-Analyse als reale Kostengröße könnte mit dem Argument beansprucht werden, so daß zumindest die Wertschöpfungsverluste in der Land- und Forstwirtschaft entweder nur die Verringerung bisheriger Überschußproduktion bedeuten oder bisherige Wertschöpfung auf Betriebsflächen außerhalb des Nationalparkgebiets verlagert wird. Doch besteht diese Verlagerungsmöglichkeit für die jagd- und forstwirtschaftlichen Wertschöpfungsvorgänge in viel geringerem Ausmaß. Auch wenn der eine oder der andere Umstand oder beide gleichzeitig zutreffen, beträgt der Grundstückswert nicht Null. Anstelle des Grundstückswertes als einmalige Kostengröße werden die gesamten (jährlichen) Wertschöpfungsverluste als Opportunitätskosten der Außernutzungsstellung des Produktionsfaktors „Boden“ und der Widmung der Grundstücke (überwiegend oder zur Gänze in öffentlichem Eigentum) für den Nationalpark und damit als reale Kosten im Sinne der Kosten-Nutzen-Analyse angesehen.

Theoretisch ist die Eingangsvariablenkomponente [20] um die Eingangsvariablenkomponente [20a] „Kosten der Einschränkung der Nutzungsmöglichkeiten der das Gebiet des Nationalparks nutzenden Anrainer und Kosten zur Steigerung der Akzeptanz des Nationalparks durch die Bevölkerung in den Anrainergemeinden“ zu ergänzen (wurde empirisch nicht untersucht).

^eSaldo der Eingangsvariablenkomponenten [20] und [21].

Quelle: W. Schönböck et al., 1997.

Der Schutz der *Trinkwasserreserven* ist ein wichtiges Ziel, das bei Schaffung eines Nationalparks zu beachten ist. Für die gesamte Nationalparkfläche wird eine mögliche Trinkwasserentnahmemenge von rund 1,5 m³/sec angenommen, wobei ohne endgültige Klärung angenommen wurde, daß dies nationalparkkonform ist. Für die Kraftwerksvarianten werden Kosten der Sicherung der Wasserqualität ermittelt. Der Kostenbarwert dieser Grundwassersicherung beträgt 611 Mio. S (Variante 3.1) bzw. 1.440 Mio. S (Variante 3.2).

Der Nutzen der Varianten für die *Schifffahrt* wird anhand aktueller Verkehrsprognosen und der unter bestimmten Bedingungen (Beseitigung von Seichtstellen im benachbarten Ausland und andere Maßnahmen zur Attraktivierung des Schifftransportes) zu erwartenden Verlagerungen des Transportes von Gütern zum Schiff bewertet. Der Nutzen der Varianten 2, 3.1 und 3.2 für die Schifffahrt ist unter der Grundannahme des Funktionierens der Sohlrollierung etwa gleich und zu Beginn der vollen Wirksamkeit der Maßnahmen mit rund 350 bis 420 Mio. S p. a. anzunehmen. Der gesamte Nutzenbarwert bzw., wo auch Kosten auftreten, Barwertsaldo, liegt zwischen 15.900 bis 17.400 Mio. S. Der *Kostenbarwert der Errichtung des Nationalparks* beträgt in der Variante 2 „Nationalpark - Maximalvariante“ 1,6 Mrd. S.

Der *Erlebniswert* (Erholungs- und sonstiger Freizeitnutzen) wird aufgrund einer vom Institut Fessel & GfK durchgeführten Repräsentativbefragung abgeschätzt. Der Wert eines

Besuches wurde in Höhe des als akzeptabel angegebenen (hypothetischen) Eintrittspreises angesetzt (nach Prüfung mit Hilfe alternativer Bewertungsansätze). Der Barwertsaldo des Besuchernutzens beträgt für Variante 2 bei zu erwartenden 1,1 Mio. Besuchern pro Jahr (210.000 Besucher mehr als im Planungsnullfall) rund 783 Mio. S, bei Variante 3.1 rund -1.275 Mio. S und bei Variante 3.2 rund -3.000 Mio. S (Verluste infolge Verringerung der Fläche an permanent freier Fließstrecke).

Die Reisekostenmethode ergab den Reiseaufwand, den Besucher/innen auf sich nehmen, um das Nationalparkgebiet zu besuchen. Grundüberlegung dabei ist, daß die Reise dann nicht getätigt worden wäre, wenn der „Erholungswert“ geringer als der Reiseaufwand, um in das Gebiet zu gelangen, gewesen wäre. Festgestellt wurde, daß pro Person ein durchschnittlicher Reiseaufwand von rund 18 S pro Besuch entsteht (dies ergibt einen insgesamt „*Erlebniswert*“ des Nationalparkgebietes von rund 38,5 Mio. S p. a.). Werden nicht nur die Reiseaufwendungen, sondern der gesamte mit dem Besuch verbundene Aufwand herangezogen, so ergibt sich ein Pro-Kopf-Aufwand von fast 165 S pro Besuch (gesamter „*Erlebniswert*“ des Nationalparkgebietes: 181,1 Mio. S p. a.). Beiden Methoden ist gemeinsam, daß die Abgrenzungen zwischen jenem Aufwand, der nationalparkspezifisch ist, und jenem, der auch ohne den Nationalparkbesuch getätigt worden wäre, sehr problematisch ist. Eine österreichweit durchgeführte Repräsentativumfrage nach der Zahlungsbereitschaft für einen Eintrittspreis ergab einen fiktiven (hypothetischen) Wert¹⁰ von rund 80 S/Person und Besuch. Dieser Betrag wurde in weiterer Folge für die Gesamtanalyse herangezogen, da er jene Zahlungsbereitschaft darstellt, die direkt mit dem *Erholungs- und Freizeitsnutzen* zusammenhängt, und von den Befragten die einzelnen Varianten („reiner“ Nationalpark; Varianten mit Kraftwerk) auch unterschiedlich eingeschätzt wurden.

Zur Messung des *Existenz-, Options- und Vermächtniswertes* des Nationalparks Donau-Auen (Erhalt der Auegebiete) wurde eine repräsentative, österreichweite Zahlungsbereitschaftsbefragung durchgeführt. Für die größte Nationalparkvariante ergab sich eine Zahlungsbereitschaft (pro Kopf und Jahr) von rund 920 S bei Einbeziehung nur jener Befragten, die eine Zahlungsbereitschaft geäußert haben. Bei Durchschnittsbildung über alle Befragten (also auch jener, die keine Zahlungsbereitschaft geäußert haben) ergibt sich ein jährlicher Betrag von rund 330 S. Am wichtigsten ist den Befragten der Existenzwert (Wert der Natur „an sich“) mit 50 % der Zahlungsbereitschaft, gefolgt vom Vermächtniswert (Erhalt der Natur für zukünftige Generationen; 37 %) und dem Optionswert (Erhalt der Natur für zukünftige Nutzung durch die/den Befragten selbst; 13 %). Bei Annahme einer unendlich langen Planungsperiode beträgt der Gegenwartswert des Nationalparks unabhängig von menschlicher Nutzung („total economic value“) bei einem Zinssatz von 2 % p. a. rund 110 Mrd. S.

Die durchgeführte Kontingenzbefragung zeigte, daß die Zahlungsbereitschaft neben anderen Faktoren signifikant vom Einkommen der Befragten abhängt. Je höher das Einkom-

¹⁰ Da aufgrund der räumlichen Struktur des Gebietes und der Vielzahl an Eintrittsmöglichkeiten kein Eintrittspreis erhoben wird und auch politisch ein Eintrittspreis nicht durchsetzbar und wünschbar ist, handelt es sich lediglich um die Zahlungsbereitschaft für einen hypothetischen Eintrittspreis.

men, desto höher auch die geäußerte Zahlungsbereitschaft. Dies verdeutlicht ein wesentliches Problem der Kosten-Nutzen-Analyse, welche Verteilungsprobleme konzeptionell außer Acht läßt, obwohl die Verteilungssituation in einer Gesellschaft selbst ein öffentliches Gut darstellen kann. Auf Verteilungsprobleme konnte jedoch in der vorliegenden Kosten-Nutzen-Analyse nicht eingegangen werden, was einen Schwachpunkt darstellt. Die Zusammenführung der einzelnen Eingangsvariablen unter Ausblendung der Zahlungsbereitschaft für Augebiet an einer freien Fließstrecke führt zu Ergebnissen der Kosten-Nutzen-Analyse, welche in Tabelle 2 dokumentiert sind.

Tabelle 2: Ergebnisse der Kosten-Nutzen-Analyse der Gestaltungsvarianten des österreichischen Donauabschnittes östlich von Wien auf Basis der nutzungsbedingten Eingangsvariablen im Nebenszenarium „Schiffahrtsmemorandum² (Planungsperiode 1993-2068, alle Werte real, Preisbasis 1993)

		Var. 1	Var. 2	Var. 3.1	Var. 3.2
Nebenszenarium „Schiffahrtsmemorandum ² : wie Hauptszenarium, jedoch 1. bei Definition der Var. 1, die dem Schiffahrtsmemorandum entspricht und 2. bei Vergleich der einzelnen Varianten mit einem entsprechend geänderten Planungsnullfall d	<1>	7.153	6.954	9.532	28.888
	<2>	2,52	2,29	0,63	1,32
	<3>	19,88%	18,90%	4,87%	6,78%
	<4>	9,1	9,3	28,1	22,1
	<5>		63 / - / -		

Ergebnisvariable:

- <1>: Barwert (in Mio. S), realer Diskontierungszinssatz 2 % p. a.
- <2>: Barwertrate.
- <3>: Interner Zinssatz (in % p. a.).
- <4>: Volkswirtschaftliche Amortisationsdauer (in Jahren).
- <5>: Durchschnittliches jährliches Zahlungsbereitschaftserfordernis [in S] der Österreicher (>14 Jahre) für Augebiete an einer permanent freien Fließstrecke zur Erreichung eines Barwertes (eines internen Zinssatzes bzw. einer Barwertrate) der Variante 2, der/die gleich groß ist wie jener der wirtschaftlichsten Variante mit Kraftwerk.

Gestaltungsvarianten:

- Variante 1: „Nationalpark - Verfügbarkeit“ (unterliegt nicht der Grundannahme über das Funktionalisieren der Sohlerollierung)
- Variante 2: „Nationalpark - Maximalvariante“
- Variante 3.1: „Kraftwerk Wolfsthal-Bratislava II“
- Variante 3.2: „Kraftwerk Wildungsmauer“

Quelle: W. Schönböck et al., 1997.

Im Nebenszenarium „Schiffahrtsmemorandum² beträgt der Barwert der Variante 1 7.153 Mio. S. Variante 2 erzielt den geringsten Barwert von 6.952 Mio. S. Die Varianten mit Kraftwerk weisen (wie im Hauptszenarium, welches hier aber nicht dargestellt wird) jeweils größere Barwerte auf, insbesondere Variante 3.2 mit 28.888 Mio. S (eine allfällige nicht nutzungsbedingte Zahlungsbereitschaft für Augebiete an einer permanent freien Fließstrecke ist hierbei noch nicht berücksichtigt).

Ein gänzlich anderes Bild zeigt sich, wenn die Barwertraten bzw. internen Zinssätze der Gestaltungsvarianten zur Bildung einer Rangfolge herangezogen werden: Die höchste Barwertrate und den höchsten internen Zinssatz erreicht die Variante 1 (2,52 bzw. 19,88 %), da dem in vergleichsweise bescheidenem Umfang einzusetzenden Kapital (Kosten der

permanenten Geschiebezugabe und der Umsetzung des Schifffahrtsmemorandums) relativ dazu hohe Nutzeffekte aus der Verbesserung der Schifffahrtsbedingungen gegenüberstehen¹¹. Ohne nennenswerten Abstand folgt Variante 2 (2,29 bzw. 18,90 %). Die Varianten mit Kraftwerk rangieren weit abgeschlagen.

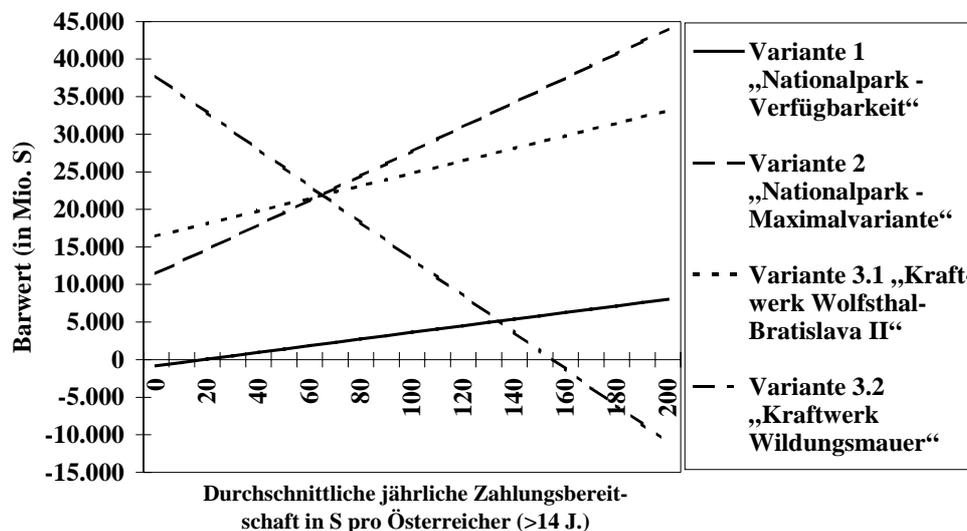
Allerdings besteht bezüglich der Superiorität der Varianten 1 (und 2) eine Unsicherheit: Wahrscheinlich wird bei Vergrößerung der Fahrwassertiefe von 22,5 auf 25 dm bei RNW und permanenter Geschiebezugabe der notwendige Erhaltungsaufwand größer sein als im Planungsnullfall bei 22,5 dm. Die Erhaltungskosten der freien Fließstrecke betragen im Jahr 1993 36,4 Mio. S (als Bestandteil des Planungsnullfalls definiert), die Kosten der permanenten Geschiebezugabe nach Fertigstellung des Kraftwerks Freudenu durch „Donaukraft“ belaufen sich auf rund 30,0 Mio. S pro Jahr (als Bestandteil der Variante 1 definiert). Erst wenn die *zusätzlichen* Erhaltungskosten (der eventuell weiteren notwendigen Maßnahmen zur Sohlestabilisierung auf der freien Fließstrecke) 115 Mio. S pro Jahr betragen würden, hätte die Variante 1 den gleichen internen Zinssatz wie die wirtschaftlichste Variante mit Kraftwerk (Variante 3.2) (7,24 %). Das realistischere zu erwartende Ausmaß der zusätzlichen Erhaltungskosten kann im Rahmen der vorliegenden Studie nicht abgeschätzt werden.

Zusammenfassend läßt sich zunächst festhalten: Je nach Heranziehung einer Ergebnisvariable sind die einzelnen Varianten zu bevorzugen; der „Wert der Natur“ ist hierbei aber noch nicht berücksichtigt. Im Rahmen des Hauptszenariums wurde berechnet, wie hoch diese Zahlungsbereitschaft sein müßte, damit die Variante 2 „Nationalpark - Maximalvariante“ bezüglich jeweils einer Ergebnisvariablen gleichwertig mit der volkswirtschaftlich besten Variante mit Kraftwerk (Variante 3.2) ist (Äquivalenzanalyse). Stellt man den Kapitalwert (Nettonutzen) in Abhängigkeit unterschiedlicher Niveaus der Zahlungsbereitschaft dar, so ergibt sich folgendes Bild (Abbildung 3).

Wie aus der Abbildung hervorgeht, erreicht die Variante 2 ab einer Zahlungsbereitschaft von rund 64 S einen höheren Barwert als die Variante 3.2 (mit Kraftwerk). Da die im Rahmen der Kosten-Nutzen-Analyse durchgeführte Kontingenzbefragung eine wesentlich höhere Zahlungsbereitschaft erbrachte (durchschnittlich 414 S pro Person und Jahr), ist nach Ansicht des Autors dadurch ein argumentativ starker Beleg für die Superiorität der Nationalparkvarianten ohne Kraftwerk gegeben (zur detaillierten statistisch-ökonomischen Auswertung der Befragung siehe M. Kosz, 1996).

¹¹ Am 27. Oktober 1996 wurde vom Bundesminister für Umwelt, Jugend und Familie und von den Landeshauptleuten Wiens und Niederösterreichs der Nationalpark Donauauen bei rechtlicher Verankerung wesentlicher Elemente der in dieser Kosten-Nutzen-Analyse untersuchten Variante 1 durch Unterzeichnung eines entsprechenden Staatsvertrages nach Art. 15a B-VG eingerichtet. Auf welche Weise die nach wie vor fortschreitende Sohleeintiefung gestoppt werden soll, war bei dieser Feierlichkeit aber kein öffentliches Thema.

Abbildung 3: Abhängigkeit der Barwerte der einzelnen Varianten im (in diesem Beitrag nicht weiter ausgeführten) Hauptszenarium von der Zahlungsbereitschaft der Österreicher/innen für Augebiete an permanent freier Fließstrecke



Quelle: W. Schönböck et al., 1997.

Politische Relevanz von Kosten-Nutzen-Analysen¹²

Als Ökonom bin ich abseits der ökonomischen Theorie über soziale Wohlfahrtsfunktionen, Indifferenzkurven und Konsumentenrenten mit einer teilweise heftigen Ablehnung ökonomischer Methoden der Umweltplanung, wie sie z. B. die Kosten-Nutzen-Analyse darstellt, durch Planer/innen, Ökolog/inn/en und Entscheidungsträger/inn/en konfrontiert. Darüber hinaus ist das Instrument der Kontingenzbefragung und das Konzept der Zahlungsbereitschaft Nicht-Ökonom/inn/en kaum vermittelbar, da - nicht nur aus Sicht von Nicht-Ökonom/inn/en - die verwendeten Denkkategorien oftmals als abstrakt und fernab der Realität stehend empfunden werden. Dies zeigte sich auch bei unserer „Donauauen-Studie“, welche in den Kapitel 2 und 3 kurz referiert wurde.

Die Studie, die in Konkurrenz zu anderen Anbietern, welche multikriterielle Bewertungsverfahren (z. B. Nutzwertanalyse) durchführen wollten, stand, wurde nach meinem Erleben von einer Gruppe von Ministerien aus dem Grund forciert, weil die Durchführung einer Kosten-Nutzen-Analyse offenbar in den Augen einiger Entscheidungsträger eher eine Lösung mit Errichtung eines Flußkraftwerkes begünstigte. Ein „reiner“ Nationalpark könne volkswirtschaftlich nur schlechter abschneiden, da ja kein Strom produziert würde, keine Wertschöpfung und Beschäftigung entstehe und auch sonst nicht „produktiv“ sei. Sehr bald wurden diese Erwartungen jedoch durch unser Projektteam zerstört, indem wir versuchten, uns von keiner Seite vereinnahmen zu lassen. Dies gelang insofern, als wir unsere Unabhängig-

¹² Im folgenden möchte ich meine persönliche Einschätzung aus meinen beruflichen Erfahrungen kurz reflektieren, ohne den Anspruch zu erheben, mich auf objektivierte Datengrundlagen stützen zu können.

gigkeit schlußendlich auch dadurch unter Beweis stellten, daß wir im wesentlichen von allen respektiert wurden und die Drucklegung der Studie durch den unabhängigen Fonds zur Förderung der wissenschaftlichen Forschung in Wien maßgeblich unterstützt wurde.

Die Relevanz unserer Analyse im Planungs- und Entscheidungsprozeß schätze ich persönlich als eher ungeordnet ein. Obgleich die Studie die Errichtung eines Nationalparks ohne Kraftwerk als volkswirtschaftlich sinnvoller erscheinen läßt, wurde das Argument der ökonomischen Effizienz in der öffentlichen Diskussion kaum hervorgehoben. Interessanterweise gilt dies für Befürworter/innen sowohl von Nationalpark als auch Kraftwerk: Für beide Gruppen hätte sich aus unserer Studie bei „entsprechender“ Interpretation genug Material ergeben, um in der Öffentlichkeit für die jeweils präferierte Variante zu werben. Daraus kann der Schluß gezogen werden, daß der Ökonom/inn/en liebes Kind, die Kosten-Nutzen-Analyse, auch in wichtigen Themenbereichen kaum eine politische Relevanz erhält. Die Vermittlung des Konzeptes der Kosten-Nutzen-Analyse selbst gelang ebenfalls nur zum Teil.

Rückblickend hätte die Kosten-Nutzen-Analyse genug Stoff zu Diskussion geboten. Welche Punkte waren aber schlußendlich aus meiner subjektiven Sicht entscheidend bei der Verwirklichung des Nationalparks (sprich: die Unterzeichnung eines entsprechenden Staatsvertrages)?

1. Einbeziehung öffentlicher und privater Grundeigentümer und deren Entschädigungszahlungen.
2. Belastung öffentlicher Haushalte und Aufteilung der Ausgaben für die Nationalparkeinrichtung auf die beteiligten Gebietskörperschaften.
3. Obwohl nachgewiesenermaßen die Land-, Jagd-, Fischerei- und Forstwirtschaft aus volkswirtschaftlicher Sicht unbedeutend sind, trugen diese Bereiche wesentlich zu Schaffung von Akzeptanz bei bzw. waren Hindernisse auf dem Weg zur Zustimmung der Anwohner/innen.

Für nicht unwesentlich bei der Entscheidungsfindung halte ich darüber hinaus Querschüsse aus unterschiedlichen Ecken, die entweder (partei)politisch motiviert waren oder aufgrund alter Feindschaften entstanden. Für sehr interessant und untersuchenswert halte ich diesbezüglich eine Untersuchung der „Soziologie der Nationalparkentstehung“: Es wäre eine lohnende Aufgabe, die Biographie der einzelnen Beteiligten zu verfolgen (z. B. beruflicher Wechsel von der Nationalparkplanung zur Errichtungsgesellschaft von Donaukraftwerken), die Freund- und Feindschaften unter die Lupe zu nehmen (z. B. welche Entscheidungsträger gerne miteinander Bier trinken gehen), die Wandelbarkeit mancher Gutachter/innen im Zeitverlauf zu beobachten und die kleinkrämerischen parteipolitischen Taktiken aufzudecken (z. B. Partei X ist im Bundesland A für den Nationalpark, weil sie dort in der Regierung sitzt, und ist im Bundesland B dagegen, weil in Opposition). Auch das Ignorieren wissenschaftlicher Planungsergebnisse im Gesetzwerdungsprozeß, welche z. B. durch den Rücktritt des Vorsitzenden des Wissenschaftlichen Beirats der Nationalparkplanung aus Protest gegen die Vorgangsweise bei der Gesetzwerdung dokumentiert ist, könnte Inhalt einer solchen Studie sein.

Grundsätzlich ist meiner Einschätzung nach davor zu warnen, daß Kosten-Nutzen-Analysen in der politischen Praxis eine gewichtige Rolle spielen. Allerdings kann die Anwendung unterstützend für umweltpolitische Ziele dienen. Zahlungsbereitschaftsanalysen (Kontingenzbefragungen) können durchaus als umweltpolitisches Instrument gesehen werden: Neben der Messung der Effizienz eines Projektes im Rahmen der Kosten-Nutzen-Analyse und der Aufgabe der Informationsbeschaffung und -bewertung für Entscheidungsträger können die bislang durchgeführten monetären Bewertungen von Naturgütern (insb. Biodiversität) als Begründung von Naturschutz herangezogen werden. Dieser Aspekt wird insbesondere von U. Hampicke (1992) und von H. Blöchliger et al. (1995, S. 149) betont: „Ein Vergleich der Zahlungsbereitschaft (Wertschätzung) für schöne Landschaften mit den Kosten der Landschaftsentwicklung erweckt den Eindruck, daß selbst vorsichtige Annahmen über die Zahlungsbereitschaft auf Summen führen, welche den Finanzbedarf zur Abdeckung von Kosten für eine ästhetische und ökologisch vorteilhafte Landschaftspflege und -bewahrung erheblich überschreiten. Seitens der Bevölkerung ist also eine Bereitstellung *zusätzlicher* Mittel erwünscht“ (Hervorhebung im Original).

Zusammenfassend läßt sich festhalten, daß die Kosten-Nutzen-Analyse (KNA) ausgewählter Varianten eines Nationalparks Donau-Auen folgende Zielsetzungen erfüllte:

- (1) Informationsinstrument: Die KNA diente zur Informationsbeschaffung für die Entscheidungsträger/innen und Betroffenen, da erstmals aus wirtschaftswissenschaftlicher Sicht die einzelnen Problemdimensionen in ihrer volkswirtschaftlichen Bedeutung beurteilt werden konnten.
- (2) Die Kosten-Nutzen-Analyse machte weiters jene kritischen Projektbestandteile transparent, die je nach Ausprägung zu gänzlich unterschiedlichen Ergebnissen führte.
- (3) Die Messung der volkswirtschaftlichen Effizienz eines Projektes mittels der KNA mag ein abstrakter Wunsch der Ökonomie als Wissenschaft sein, jedoch sagt der volkswirtschaftliche Vermögenszuwachs aufgrund der Durchführung eines Projektes noch sehr wenig über die Erwünschtheit eines Projektes bei einer Vielzahl weitergehender Anforderungen (Verteilungsprobleme, Akzeptanz der Anrainergemeinden usw.) aus.
- (4) Eine „ökologisch sensible“ und auf erfragte Zahlungsbereitschaften zurückgreifende KNA kann sich im Zusammenhang mit der Bewertung öffentlicher Projekte als umweltpolitisches Instrument erweisen, da die Präferenzen der Bevölkerung für den Erhalt oder die Verbesserung von Naturgütern auch geldmäßiges Gewicht erhält.
- (5) Das Instrument der Zahlungsbereitschaftsbefragung selbst ist jedoch kaum allgemein vermittelbar, und die Frage, was geäußerte Zahlungsbereitschaften wirklich aussagen, größtenteils noch immer ungelöst.

Literatur

- Blöchliger H., Hampicke U., Langer G. (1995). Schöne Landschaften: Was sind sie uns wert, was kostet ihre Erhaltung? In: Altner G., Mettler-Meibom B., Simonis U. E., v. Weizsäcker E. U., Jahrbuch Ökologie 1996. Verlag C. H. Beck: München.

- Donaukraft (1989), Machbarkeitsstudie Donaukraftwerk Wildungsmauer/Donaukraftwerk Wolfsthal-Bratislava II. Wien.
- Hampicke U. (1992). Ökologische Ökonomie. Westdeutscher Verlag: Opladen.
- Kosz M. (1996), Valuing Riverside Wetlands: the Case of the „Donau-Auen“ National Park, in: Ecological Economics 16 (2), p. 109-127.
- Nationalparkplanung Donau-Auen (1994), Konzept für den Nationalpark Donau-Auen. bericht über die Planungsarbeiten 1991-1993. Bundesministerium für Umwelt: Wien.
- Schönbäck W., Kosz M., Madreiter T. (1997), Nationalpark Donauauen: Kosten-Nutzen-Analyse. Springer Verlag: Wien, New York.

Bodennutzungszertifikate als Instrumente im Grundwasserschutz?

Wasser ist eines der wesentlichsten Elemente für die Sicherung der menschlichen Existenz. Die Nachfrage nach dieser Ressource steigt kontinuierlich, was angesichts der seit Urzeiten unveränderten natürlichen Vorkommen Knappheitsphänomene auslöst. Global gesehen trägt die Landwirtschaft maßgeblich zur quantitativen und qualitativen Verknappung von Wasser bei. Aus der Sicht des Gewässerschutzes stehen vor allem die Belastungen in Form von Nitrat und Pestizidrückständen im Mittelpunkt des Interesses. Ein wesentliches Manko bei der Konzeption wirksamer Gegenmaßnahmen ist das oft unzureichende Wissen hinsichtlich des konkreten Zusammenhangs zwischen umwelt- bzw. agrarpolitischen Maßnahmen, der Reaktion des Landwirts darauf und den Folgen für die Umwelt in der erforderlichen regional differenzierten Form.

Traditionell herrschen in der Umweltpolitik direkte Regulierungen in Form von Ge- und Verboten vor. Der Gewässerschutz stellt dabei keine Ausnahme dar. Diese Art der Regelung von Nutzungskonflikten hat jahrhundertealte Wurzeln. Die Wirksamkeit gesetzlicher Regelungen resultiert jedoch in jeder Epoche - bei gegebener Kontrollintensität und Strafhöhe - von der grundsätzlichen Übereinstimmung dieser Regeln mit akzeptierten kollektiven Moral- bzw. Wertvorstellungen. Diese können sich jedoch im Zeitablauf ändern und tun dies in der Regel auch. Zur Zeit befinden wir uns in einer derartigen Situation, in der die von der Landwirtschaft ausgehenden negativen externen Effekten in Form von Nitratbelastungen des Grundwassers immer stärker in Konflikt zu den geänderten gesellschaftlichen Wertvorstellungen im Sinne einer intensivierten Umweltsensibilität stehen. m²

¹³ Eine wichtige Regelung von gewässerrelevanten Aspekten findet sich im Wasserrechtsgesetz (WRG) (BGBl 215/1959 idF 252/1990), dessen Hauptziel die Erhaltung des Grundwassers als Trinkwasserressource für die Bevölkerung ist. Einwirkungen auf die Beschaffenheit der Gewässer sind grundsätzlich bewilligungspflichtig (§ 32 WRG), davon ausgenommen sind lediglich geringfügige Einwirkungen, der Gemeingebrauch und die ordnungsgemäße land- und forstwirtschaftliche Bodennutzung. Die im Wasserrecht vorgesehenen Schwellenwerte für das Grundwasser leiten sich von den Grenzwerten für das Trinkwasser ab und sehen gemäß Grundwasserschwellenwertverordnung (BGBl 502/1991) für Nitrat einen Schwellenwert von derzeit 45 mg NO₃/l vor, der sich ab 1. Juli 1997 auf 60 % des geltenden Trinkwassergrenzwertes reduziert. Die Nitratverordnung (§ 2) gemäß Lebensmittelgesetz (BGBl. Nr. 557/1989) verbietet, Trinkwasser in den Verkehr zu bringen, das höhere Nitratwerte als 50 mg NO₃/l aufweist. Dieser Grenzwert reduziert sich ab dem 1. 7. 1999 auf 30 mg NO₃/l. Seit dem Beitritt Österreichs zur EU haben auch gemeinschaftsrechtliche Regelungen zu beachten. Mit der "Richtlinie über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (RL 80/778 EWG)" legte die Europäische Union 1980 den Nitratgrenzwert mit 50 mg/l und einen (anzustrebenden) Richtwert von 25 mg/NO₃ je Liter fest (BMLF, 1993). Die "Richtlinie zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen (RL 91/676/EWG)" hat das Ziel, Oberflächen-, Grund- und Meeresgewässer für den menschlichen Konsum bzw. vor Eutrophierung zu schützen. Kernpunkte sind eine strikte Begrenzung der Düngung in Gebieten, in denen das Wasser bereits eine hohe Nitratbelastung aufweist, und flächendeckende Regeln für die "gute landwirtschaftliche Praxis".

Eine derartige Entwicklung hat zur Folge, daß auch bei unveränderten gesetzlichen Bestimmungen Defizite in der Zielerreichung auftreten. Diese Zielabweichungen können im bestehenden „command-and-control“-System dadurch reduziert werden, daß die Kontrollintensität oder aber das Strafausmaß drastisch erhöht werden. Die mit administrativen Lösungen oft verbundenen hohen Kontrollkosten haben mittlerweile dazu geführt, daß das Interesse an alternativen Instrumenten zur Erreichung umweltpolitischer Zielvorgaben zugenommen hat.

Für eine zielführende und effiziente Analyse gesellschaftlicher Problemstellungen im Umweltbereich wird damit eine ausgewogenere Berücksichtigung rechtlicher, ökonomischer und naturwissenschaftlicher Determinanten potentiell wichtiger. In diesem Beitrag wird - ausgehend von der aus ökonomisch-theoretischer Sicht optimalen Emissionsbesteuerung - versucht, ein System von Bodennutzungsrechten als Ergänzung zu den bestehenden Wasserrechtsbestimmungen zu skizzieren.

Betriebsoptimum und Nitratbelastung

Die Zielfunktion eines landwirtschaftlichen Betriebes ist auf Gewinnmaximierung ausgerichtet, wobei die relativen Preise von In- und Outputs sowie die gesetzlichen, technischen und naturräumlichen Bedingungen als Restriktionen wirken. Auch der Input Stickstoff unterliegt diesen Vorgaben.

Grundsätzlich wird unterstellt, daß eine exakt auf den durch die Pflanze ausgeübten Entzug ausgerichtete Düngung zum selben Gehalt an mineralisiertem Reststickstoff im Boden führen würde wie eine Nulldüngung (WERNER, 1996). Jede Düngung über diesen Wert hinaus führt zur Vergrößerung des Stickstoffpools im Boden. Die wesentlichsten Ursachen für eine „Überdüngung“ liegen im (*unvermeidlichen*) Informationsdefizit bezüglich der klimatischen und meteorologischen Bedingungen innerhalb des Produktionszeitraumes, welches zur Erreichung des betriebswirtschaftlichen Optimums unter Risikoaversion eine an der Varianz dieser Abweichungen ausgerichtete erhöhte Düngemenge rechtfertigen kann. In dieselbe Kategorie fällt auch das noch unzureichende Wissen über die Stofftransportvorgänge. Dazu kommen (*vermeidbare*) Bewirtschaftungsfehler des Landwirts, deren Ursachen von individuellen Wissensmängeln bis zu absichtlichen Fehlhandlungen reichen.

Die Konzentration der Forschungskapazitäten im Nitratbereich auf naturwissenschaftliche Problemstellungen hat das Wissen und das Verständnis für die komplexen Prozesse, die zur Nitratbelastung des Grundwassers führen, spürbar verbessert. Dennoch können diese Erkenntnisse (noch) nicht für eine generalisierende, flächendeckende Abschätzung alternativer Nitratbelastungen auf modellgestützter Ebene herangezogen werden, weil die enormen Ansprüche an die Datenverfügbarkeit praktisch nie erfüllbar sind. Aber auch unter der Annahme, daß dieses Informationsdefizit beseitigt werden könnte, müßte zudem jeder

¹⁴ Die zuvor postulierte Hypothese einer verstärkten Gewinnorientierung der Landwirte würde zusätzlich für die Wirksamkeit ökonomischer Anreize sprechen.

Landwirt dann freiwillig zur Kooperation bereit sein, wenn der für die Einhaltung der Nitratgrenzwerte zulässige Düngungsüberschuß unter dem zur Erreichung seines Gewinnmaximums erforderlichen Wert liegt. In dieser Situation stehen Umweltziele in einem Konfliktverhältnis zum Einkommensziel des Landwirts, was einen Anreiz darstellt, die Befolgung von Umweltauflagen zu vermeiden. Das gilt besonders dann, wenn entstehende Einkommensverluste nicht oder nicht vollständig kompensiert werden.

Aber auch Kompensationszahlungen bieten keine Gewähr für die vollständige Einhaltung der Vorgaben. Wieder ist es der Erwartungswert des Einkommens im Falle der Befolgung bzw. Umgehung der Umweltauflagen, welcher das Verhalten des Landwirts letztendlich steuert. Die Einkommenshöhe im ersten Fall ergibt sich aus der Summe von vermindertem Produktionseinkommen plus Kompensationszahlung. Im zweiten Fall ist es das ursprüngliche, höhere Einkommen aus der Produktion plus Kompensationszahlung, vermindert um den Erwartungswert der Strafe, gegeben durch die Aufdeckungswahrscheinlichkeit in Verbindung mit der Strafhöhe. Bei welcher Höhe dieses Erwartungswertes der Landwirt zur Kooperation bereit ist, wird durch seine Risikoaversion sowie seine Umwelteinstellung (mit)bestimmt. Nachdem die Monitoring- und Durchsetzungskosten bei flächenhaften Umwelteinwirkungen mit multikausaler Struktur in der Regel sehr hoch sind, liegt die Aufdeckungswahrscheinlichkeit eher niedrig. Die unter diesen Bedingungen erforderlichen hohen Strafausmaße wiederum sind politisch kaum konsensfähig, weil sie u. U. die Existenz des Betriebes gefährden würden.

Die Hauptprobleme einer effizienten Nitratpolitik sind damit der hohe Informationsbedarf für Behörden und Landwirte, die hohen Kontrollkosten und die praktischen Durchsetzungsprobleme. Es ist daher sehr schwierig, vielleicht sogar unmöglich, eine allgemeingültige Strategie zu konzipieren, die das Nitratproblem wirksam löst. Immer hängt es von den konkreten Umständen ab, welche Vorgangsweise wirksam und kosteneffizient ist. Grundsätzlich dürfte gelten, daß mit steigender Gewinnorientierung der Landwirte Veränderungen der ökonomischen Rahmenbedingungen relativ wirksamer sein werden, um "freiwillige" Verhaltensänderungen der Landwirte zu initiieren.

Ob in einem bestimmten Fall einem rechtlich-administrativen oder einem ökonomischen, anreizorientierten Instrument der Vorzug zu geben ist, sollte keine dogmatische Grundsatzentscheidung sein, sondern im konkreten Einzelfall sorgfältig überlegt werden. Dabei sind Faktoren wie die ökologische Effektivität, die ökonomische Effizienz, der erforderliche Informationsbedarf sowie die anfallenden Administrations- und Kontrollkosten, daneben aber auch die Dringlichkeit der Problemlösung und die Akzeptanz der Betroffenen ins Kalkül zu ziehen (SIEBERT, 1992, 129).

Anreizorientierte Instrumente und Nitratbelastung

Anreizorientierte oder "ökonomische" Umweltinstrumente können als Instrumente definiert werden, welche Kosten und Nutzen von Entscheidungsträgern so beeinflussen, daß diese ihr Verhalten freiwillig - in Verfolgung ihrer Eigeninteressen - der Erreichung der ge-

wünschten ökologischen Zielsetzung unterordnen. Vereinfacht formuliert resultiert dies daraus, daß sich die gewinnoptimale Produktionsstruktur des landwirtschaftlichen Betriebs in die ökologisch erwünschte Richtung verschiebt. Dies kann durch eine Änderung der relativen Preise, über einen finanziellen Transfer zwischen Verursachern und Betroffenen oder durch Schaffung eines neuen Marktes für Nutzungsrechte bewirkt werden.

Die Möglichkeit flexibler Reduktionsstrategien und der damit verbundenen Kosteneinsparungen werden von Ökonomen am häufigsten als Vorteil der ökonomischen Instrumente genannt. Das bedeutet z.B. konkret, daß Emittenten mit geringeren Vermeidungskosten stärker reduzieren werden als solche mit hohen Vermeidungskosten. Darüber hinaus können derartige Ansätze auch den technischen Fortschritt im Bereich der Vermeidung stimulieren, den Flexibilitätsspielraum sowohl von Behörden als auch betroffenen Verschmutzern erhöhen und nicht zuletzt eine Finanzquelle für die öffentliche Hand darstellen, die im Optimalfall für gezielte Umweltprogramme genutzt wird (HOFREITHER/SINABELL, 1994).

In bezug auf das Nitratproblem sind Ansätze zu entwickeln, welche einerseits eine weitgehende Annäherung an die theoretische Optimalsituation ermöglichen, gleichzeitig jedoch ausreichende Akzeptanz und damit Chancen auf praktische Umsetzung aufweisen. Sowohl für den Landwirt als auch die regulierende Instanz setzt die Konzeption wirksamer und gleichzeitig effizienter Maßnahmen zur Lösung des anstehenden Problems jedoch voraus, daß ausreichende Informationen über

- das Ausmaß der Nitratbelastung in zeitlich und regional differenzierter Form,
- die dieses Problem verursachenden Stoffströme,
- die diese Stoffströme auslösenden technischen, ökonomischen und rechtlichen Parameter sowie
- die dahinterstehenden Interessen und Motivationen der Akteure zur Verfügung stehen.

Die häufig vorgeschlagenen Maßnahmen wie Anwendung einer "guten fachlichen Praxis" sowie einer verbesserten Aus- und Weiterbildung oder Beratung sind notwendig und sinnvoll, jedoch nicht ausreichend. Sie müssen ergänzt werden durch Maßnahmen, die unmittelbar auf das ökonomische Optimum des Betriebes gerichtet sind. Grundsätzlich können diese Maßnahmen entweder auf der Preis- bzw. Kostenebene ansetzen, oder direkt in die Stoffströme des Betriebes eingreifen. Die folgenden drei Ansätze repräsentieren die relevanten theoretischen Grundmodule, welche - in entsprechenden Kombinationen sowie ergänzt durch praktische Zugeständnisse - die Bausteine für eine praktikable Lösung darstellen. Diese sind im einzelnen

- (1) eine Emissionssteuer auf den Nitrataustrag,
- (2) eine Abgabe auf den Inputfaktor Stickstoff,
- (3) Mengenbegrenzungen für den N-Eintrag ins Grundwasser über Vorgaben bezüglich der Nitratemissionen, der N-Inputs bzw. der Outputmengen.

Eine *Besteuerung des Nitrataustrags* in Grund- und Oberflächengewässer setzt beim eigentlichen Problem an und führt damit unter bestimmten Voraussetzungen zu einem gesellschaftlichen Optimum. Die Optimallösung für dieses Problem würde so aussehen, daß die

Steuerhöhe den verursachten Grenzkosten entspricht. Eine einheitliche Steuerhöhe für alle Emittenten führt jedoch nur dann zu einem sozialen Optimum, wenn auch die Grenzschäden unabhängig von der Verschmutzungsquelle identisch sind. Variieren die Grenzschäden, was in der Praxis vorwiegend der Fall sein dürfte, dann müßte die Steuerhöhe im Extremfall für jeden Landwirt je nach Schadensart und -höhe angepaßt werden, um ein soziales Optimum zu erreichen (HELFAND, HOUSE, 1996). Ganz offensichtlich ist diese Optimalsituation nur im Rahmen theoretischer Modelle gegeben, kann für die praktische Umsetzung jedoch lediglich eine Richtschnur sein, weil die Informationsanforderungen für diffuse Emissionsquellen unerfüllbar sind. Mit jeder Abweichung von der Optimallösung sinkt die Effizienz dieser Maßnahme, womit sich die sozialen Kosten erhöhen.

Die Wirkung einer *Abgabe auf Stickstoffdünger* basiert auf der vereinfachenden Annahme, daß weniger Düngung eine verringerte Auswaschung und damit weniger Nitrat im Grundwasser bewirkt. Gegenüber der Emissionsbesteuerung kommen zwei zusätzliche Unsicherheitsfaktoren hinzu: (i) der Homogenitätsgrad der Verschmutzungsfunktion, also der Zusammenhang zwischen einer relativen Veränderung der Düngungsmenge zur relativen Veränderung der Auswaschungsmenge sowie (ii) die mögliche Veränderung der Produktionsstruktur mit der Folge einer Veränderung des Anteils an Risikokulturen. Die für eine optimale Lösung erforderliche Differenzierung der Steuerhöhe nach Produktionsbereichen und naturräumlichen Kriterien wird damit noch komplizierter. Zusätzlich tritt bei unterschiedlichen Steuerhöhen das "resale problem" auf, es bildet sich ein "grauer" Markt, auf dem die Landwirte eine inoffizielle Umverteilung der Düngermengen versuchen werden. Die umfangreiche Diskussion um dieses Instrument hat auch gezeigt, daß aufgrund der niedrigen Preiselastizität der Landwirte ein drastischer Preisanstieg für N-Dünger erforderlich wäre, um sichtbare Minderungen der Ausbringungsmengen zu initiieren.

Eine weitere Variante besteht in gesetzlichen Beschränkungen der zulässigen *Gesamtdüngungsmenge* je Flächeneinheit bzw. in Vorschriften zur Reduktion der in der Vergangenheit applizierten Mengen um einen bestimmten Prozentsatz. Neben den Effizienzproblemen als Folge uniformer Vorgaben im Falle heterogener Anwendungsbedingungen kommt in diesem Bereich besonders dem Monitoringproblem zentrale Bedeutung zu.

Eine weniger diskutierte Alternative in diesem Zusammenhang sind *N-Emissionszertifikate*, die jeweils für ein bestimmtes Grundwassereinzugsgebiet im Ausmaß der maximal zulässigen totalen Nitratfracht in Umlauf gebracht werden. Sind diese Zertifikate innerhalb des Gebietes handelbar, ist mit diesem Ansatz eine kosteneffiziente Lösung zu erreichen. Alternativ könnten derartige Zertifikatssysteme auch für die *N-Inputs* konzipiert werden, wodurch sich das Monitoringproblem deutlich verringern würde, allerdings wieder das oben erwähnte "resale problem" auftreten kann. Eine dritte Variante besteht darin, die *Produktionsmengen* innerhalb einer Region zu limitieren. Für jede Art der Landbewirtschaftung wären dann Zertifikate im Ausmaß der mit dieser Nutzungsform einhergehenden Nitratbelastung erforderlich. In diesem Fall beruht der Wirkungszusammenhang auf einer sehr indirekten Kausalkette zwischen Produkt, erforderlicher Düngerapplikation, der

Wahrscheinlichkeit der Auswaschung und den dadurch ausgelösten Effekten auf den Grundwasserkörper. Dieser Ansatz soll im weiteren näher beleuchtet werden.

System von Bodennutzungszertifikaten (BNZ)

Die Grundidee zu diesem Konzept basiert auf einem System von übertragbaren Verschmutzungsrechten, welches aus Praktikabilitäts- und Akzeptanzüberlegungen heraus indirekt über die Outputmengen realisiert wird. Der Zusammenhang zwischen Produktionsstärkung und Nitratbelastung ist damit sehr indirekt, er ergibt sich aus dem Erwartungswert der mit einer bestimmten Bodennutzungsform einhergehenden Grundwasserbelastung. Die Literatur zu diesen Ansätzen betont relativ einhellig, daß deren Erfolg zu einem wesentlichen Teil von den spezifischen Details der Implementierung abhängt¹⁵.

Die Einrichtung derartiger Bodennutzungsrechte macht in erster Linie dort Sinn, wo innerhalb von geschlossenen Wassereinzugsgebieten mit einer Überschreitung der zulässigen Grenzwerte zu rechnen ist bzw. eine derartige Überschreitung bereits eingetreten ist. Die vorbereitenden Schritte für die Einführung eines derartigen Systems sehen dabei wie folgt aus:

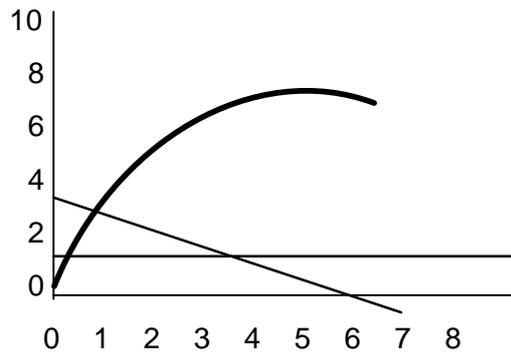
- Zuerst ist die Gesamtnitratfracht innerhalb dieses Einzugsgebietes zu berechnen, welche mit den jeweiligen Grenzwerten vereinbar ist. Dabei müssen auch die zusätzlichen Nitratquellen außerhalb des Einflußbereiches der Landwirtschaft berücksichtigt werden.
- Auf Basis der spezifischen Gegebenheiten des Gebietes sind die durchschnittlichen N-Emissionen jeder Bodennutzung - bei gegebener Technologie - zu eruieren.
- Daran anschließend müßten die mit einem Zertifikat verbundenen Emissionsrechte in Mengeneinheiten und daraus die für jede Art der Bodennutzung erforderliche Zahl von Zertifikaten innerhalb dieses Einzugsgebietes festgelegt werden.

Funktionsweise des BNZ-Systems

Ein einfaches Beispiel soll die Funktionsweise eines derartigen Systems illustrieren: Will ein Landwirt seine Maisproduktion auf Kosten seines Grünlandanteils ausdehnen, dann benötigt er dafür zusätzliche Zertifikate, weil die flächenspezifischen Emissionen von Mais höher liegen. Nachdem die Gesamtsumme der Zertifikate fixiert ist, muß er einen Verkäufer finden, der eine gegenläufige Umstellung seiner Flächennutzung plant.

Wenn wir eine Produktionsfunktion $q(N)$ unterstellen, die ausschließlich auf dem variablen Input N beruht und zumindest zweifach differenzierbar sein soll (mit $q'(N) > 0$ und $q''(N) < 0$ im ökonomisch sinnvollen Bereich), dann erhalten wir die in der folgenden Abbildung 1 dargestellten Gegebenheiten

¹⁵ Umfangreiche praktische Erfahrung mit derartigen Systemen wurden speziell im Zusammenhang mit dem Clean Air Act in den U.S.A. sowie vom Regional Clean Air Incentives Market in Los Angeles gewonnen.

Abbildung 1: Produktionsgegebenheiten des Landwirts A

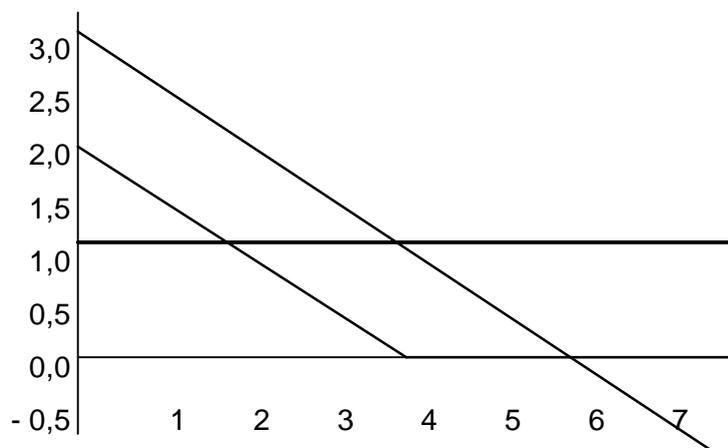
(Produktionsfunktion = q_A — ; Grenzprodukt = dq_A —).

Der Landwirt setzt nur einen variablen Input - Stickstoff N - ein, dessen gewinnoptimale Menge sich aus Wertgrenzprodukt (WGP) gleich Inputpreis ($WGP = p_N$) ableiten lässt. Die maximale Zahlungsbereitschaft des Landwirts für Nitratzertifikate entspricht der positiven Differenz zwischen dem Wertgrenzprodukt und dem Inputpreis.

Diese Zusammenhänge sind in der folgenden Graphik (Abbildung 2) dargestellt, welche - wie auch alle übrigen Darstellungen in diesem Beitrag - auf einer Simulation aus Hofreither (1996) beruht. Der Landwirt A zeigt bis zu einem Stickstoffeinsatz von 4 Einheiten eine positive, jedoch abnehmende Zahlungsbereitschaft für die Zertifikate. Ab diesem Punkt macht ein Mehreinsatz von Stickstoff auch im Falle „geschenkter“ Zertifikate keinen Sinn, weil das WGP unter den Inputpreis fällt.

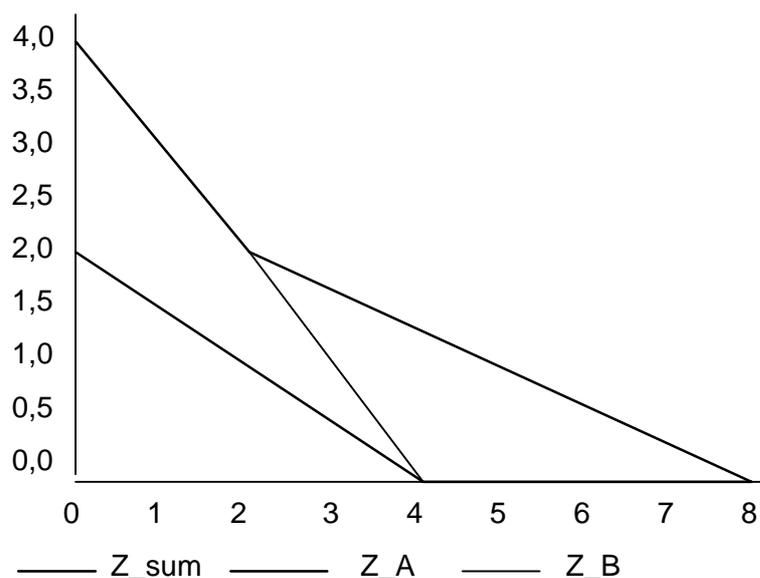
Die Situation des Zertifikatsmarktes soll anhand des einfachsten Falles mit zwei Landwirten illustriert werden (Abbildung 3). Die Gesamtnachfrage nach Zertifikaten (Z_{sum}) ergibt sich durch horizontale Aggregation der individuellen Z -Nachfragekurven (Z_A und Z_B). Wenn wir nun unterstellen, daß die Erstvergabe durch kostenlose Zuteilung von Zertifikaten im bisherigen Ausmaß des Stickstoffeinsatzes erfolgt („grandfathering“), dann werden beide Landwirte jeweils vier Z erhalten.

Abbildung 2: Wertgrenzprodukt (dq_A), N-Preis (p_N) und Zahlungsbereitschaft für N-Zertifikate (p_{Z_A})



Wenn nun einer der beiden Landwirte seine Produktion intensivieren will, dann benötigt er dafür zusätzliche Zertifikate, was c.p. zu steigenden Preisen für die Zertifikate führt. Das hat zur Folge, daß der andere Landwirt in eine Situation gerät, bei der für einen Teil seiner Zertifikate der Verkauf ökonomisch lukrativer ist als die Fortführung der Produktionstätigkeit. Eine Extensivierung bringt damit unter den gegebenen Umständen einen ökonomischen Vorteil. Die Z-Preise steigt nun soweit, bis die Summe der Veränderungen der gewünschten Z-mengen der beiden Landwirte null beträgt, der Markt also wieder im Gleichgewicht ist. In jedem beliebigen Fall muß dabei die Gesamtemissionsmenge in dem erfaßten Gebiet unverändert bleiben. Dies stellt den entscheidenden theoretischen Vorteil dieses Systems von Nutzungsrechten gegenüber einem Input- oder Emissionssteuersystem dar.

Abbildung 3: Zertifikatsmarkt und Gleichgewichtspreis



Soll dagegen die Nitratfracht in diesem Gebiet reduziert werden, dann kann dies über zwei Strategien verfolgt werden: entweder die Behörde verfügt eine „Abwertung“ der im Umlauf befindlichen Zertifikate um einen der gewünschten Reduktion entsprechenden Prozentsatz oder sie kauft eine entsprechende Menge von Zertifikaten aus dem Markt heraus. Wenn z. B. die Z-Menge um eine Einheit reduziert werden soll, dann muß die Behörde den Zertifikatseignern eine entsprechendes Angebot unterbreiten. Wieder ergibt sich eine analoge Situation zum vorher geschilderten Fall, allerdings betrifft sie nun beide Landwirte. Sie werden freiwillig Zertifikate verkaufen wollen, weil dies ihr Einkommen erhöht. Diese Politik stellt eine sehr marktnahe Lösung dar, weil sie die gewünschte Verhaltensänderung der Landwirte allein über ökonomische Anreize bewirkt.

Gestaltung des Systemdesigns

Erstvergabe

Ein kritischer Aspekt des Programmdesigns ist die Art und Weise, wie die Erstvergabe dieser Rechte erfolgt. Grundsätzlich besteht für diese Erstverteilung der Rechte eine Reihe von Möglichkeiten (HODGE, 1996): Eine Art der Erstverteilung, welche der optimalen Verteilung dieser Bodennutzungsrechte sehr nahe kommt, wäre eine Auktion, in der Erstgebote in verschlossenen Kuverts abgegeben werden. Dem Gegenargument, daß es nicht fair sei, auch von den landwirtschaftlichen Unternehmungen, die ihre Grenzwerte nicht überschreiten, ein Zahlung zu verlangen, könnte durch eine Rückverteilung der Einnahmen der Auktion begegnet werden. In der Praxis vermutlich eher akzeptiert werden würde eine Verteilung dieser Rechte durch *grandfathering*¹⁶, woran sich eine beliebige Umverteilung zwischen den Titelhältern durch die Handelbarkeit dieser Rechte anschließen könnte. Bei der Wahl des Beobachtungszeitraumes ist darauf zu achten, daß Versuche, durch strategisches Verhalten vor der Einführung ein möglichst hohes Volumen an Nutzungsrechten zu erhalten, verhindert werden.

Die politische Akzeptanz einer Zertifikatslösung wird in der Regel sehr stark davon bestimmt, inwieweit die Erstallokation dieser Rechte mit den bestehenden Eigentumsrechten aus der Sicht der Verschmutzer übereinstimmt. Theoretische Analysen legen auch nahe, daß im Falle von Transaktionskosten diese Erstverteilung sehr wohl das Endergebnis bestimmen könnte (STAVINS 1995).

Handelbarkeit

Für den Handel dieser Nutzungsrechte müssen ebenfalls klare Regeln etabliert werden. Im Unterschied zu Warenmärkten erfordert ein Markt für Rechte immer einen höheren Umfang

¹⁶ Darunter versteht man eine in der Regel kostenlose Zuteilung, welche auf den bisherigen Gegebenheiten beruht.

an Regulierung. Konkret wird dies in Form eines zentralen Registers für diese Nutzungsrechte bewerkstelligt werden, so daß die Handelsvorgänge in bezug auf diese Rechte mit den entsprechenden Veränderungen der Bodennutzung überprüft werden können. Die Abwicklung des Handels sollte durch eine zentrale Stelle - z. B. eine Landwirtschaftskammer oder eine Bank - koordiniert werden.

Im Falle von sehr unterschiedlichen Verteilungen von Nitratwerten innerhalb des Aquifers kann es notwendig sein, unterschiedliche Standards innerhalb des Einzugsgebietes zu etablieren. Das bedingt zumindest eine Einschränkung des Handels, innerhalb bestimmter Zonen (z. B. um Wasserversorgungsanlagen) könnte die Nutzung dieser Rechte sogar völlig untersagt werden. Allerdings könnten die Besitzer ihre Rechte in diesem Fall verkaufen, woraus sich automatisch eine Kompensation für die eingeschränkten Nutzungsrechte ergeben würde. Droht daraus eine unzulässige Erhöhung der Nitratfracht im verbleibenden Gebiet, dann müßte die regulierende Instanz selbst diese Zertifikate zurückkaufen.

Vor- und Nachteile von BNZ in der Praxis

Ein großer Vorteil eines Systems von Nutzungsrechten gegenüber anderen anreizkompatiblen Instrumenten besteht darin, daß die Verschmutzungsgrenzen im Falle niedrigerer gesetzlicher Vorgaben relativ einfach adaptiert werden können. Auch veränderte relative Preise in bezug auf Inputs oder Outputs, welche die Ausgangsverteilung der Bodennutzung verändern, führen zu entsprechenden Reaktionen auf dem Markt für die Bodennutzungsrechte. Das Problem der sinkenden Effizienz dieses Systems im Falle heterogener Produktionsbedingungen ließe sich durch eine Ausweitung der Zahl zulässiger Bodennutzungsformen - in Abhängigkeit von den natürlichen und technischen Produktionsgegebenheiten - reduzieren.

Das in diesem Beitrag vorgeschlagene System von Bodennutzungsrechten weist auch im Hinblick auf das in der Realität dominierende Problem der Überwachung und Durchsetzung einige attraktive Eigenschaften auf. Während bei den "effizienten" Politikansätzen die Kontrolle der Verschmutzungsvolumina sehr schwierig ist, gestaltet sich die Überwachung der Bodennutzungsformen sehr einfach. Dies wird heute bereits im Rahmen der Flächenstilllegungsprogramme sowie der Kompensationszahlungen im Rahmen der Getreidemarktordnung standardmäßig durchgeführt. Die Überwachung der getroffenen Vereinbarungen ließe sich damit relativ einfach in das bereits jetzt etablierte System zur Abwicklung der GAP-Prämien integrieren, wodurch lediglich die Grenzkosten anfallen würden. Die Einbindung in die bestehende Agrarpolitik scheint damit keine unüberwindlichen Hürden aufzuwerfen. Die Möglichkeit von Einnahmen durch den Verkauf von BNZ könnte sogar den Anreiz zu ökologisch vorteilhaften langfristigen Stilllegungen erhöhen.

Auch in Regionen mit Viehbesatz könnte ein derartiges BNZ-System zur Anwendung gelangen, wobei lediglich die administrative Abwicklung etwas komplizierter werden kann. Unter den Gegebenheiten der GAP (Gemeinsame Agrarpolitik) muß weiterhin sichergestellt bleiben, daß Betriebe mit Nährstoffüberschüssen entweder gezwungen werden, den Viehbesatz zu reduzieren oder eine ordnungsgemäße Entsorgung nachweisen. Weil das Sy-

stem auf Bodennutzung und nicht auf Auswaschung oder Düngerapplikation bezogen ist, bietet es jedoch keinen automatischen Anreiz für die Landwirte, in Richtung einer guten landwirtschaftlichen Praxis aktiver als bisher zu werden. Das bedeutet, daß auch in Zukunft durch unsachgemäße Anwendung von Düngemitteln oder inadäquate Bewirtschaftungstechniken Auswaschungsrisiken bestehen bleiben. Hier kann die landwirtschaftliche Beratung ergänzend wirksam werden.

Ein wesentliches Problem von BNZ mag darin bestehen, daß relativ wenige Transaktionen zustande kommen. Unsicherheit über die künftigen Gegebenheiten könnte z.B. dazu führen, daß diese Zertifikate gehortet werden. Einem unerwünschten (Nicht-)Gebrauch dieser Zertifikate kann durch gezielte Information über die längerfristige Wertentwicklung, aber auch durch die Einführung von Leasingmöglichkeiten begegnet werden. Welche konkreten Handelsregeln sich als optimal herausstellen, kann nur die praktische Erfahrung im Laufe der Zeit zeigen.

Zusammenfassung und Schlußfolgerungen

Dieser Beitrag versuchte abzuschätzen, welchen Beitrag stärker anreizorientierte Instrumente zur Verringerung der Nitratbelastung des Grundwassers leisten könnten. Ausgehend von der theoretisch optimalen Lösung einer direkten Emissionsbesteuerung wurde als konkrete Variante ein System von Bodennutzungsrechten betrachtet. Durch Abstriche von der theoretischen Optimallösung wurde dabei versucht, ein in der Praxis realisierbares Regelwerk zu konzipieren.

Natürlich stellen derartige Vorschläge in erster Linie eine Diskussionsgrundlage dar und sind in dieser stilisierten Form weit von dem für eine praktische Einführung erforderlichen Grad an Detailliertheit entfernt. Erst ein vertiefter Wissensstand über die naturwissenschaftlichen Ausprägungen ökonomischer Determinanten kann die dazu erforderlichen Detailergebnisse liefern. Die Abbildung von regionalen Stoffströmen und die Erhebung betrieblicher und schlagbezogener Stoffbilanzen bietet dafür eine wertvolle Grundlage.

Der grundlegende Vorteil von anreizorientierten Ansätzen besteht darin, daß diese stärker auf die Motivationsstruktur der Betroffenen Bezug nehmen, wodurch zumindest eine Senkung der Kontroll- und Durchsetzungskosten erwartet werden kann. Vermutlich erhöht sich aber auch der Zielerreichungsgrad. Ein weiterer Unterschied zu den in der Praxis vorherrschenden umweltpolitischen Instrumenten in der Agrarpolitik - die überwiegend "maßnahmenorientiert" sind - besteht darin, daß der hier gemachte Vorschlag durch seine Bezugnahme auf die N-Emissionen eine eindeutige Zielorientierung aufweist. Damit steigt der Handlungsspielraum des Landwirts, was wiederum die Kosteneffizienz dieser Maßnahmen erhöht. Von der konkreten Umsetzung her gesehen ließe sich ein derartiges System von BNZ zudem weitgehend problemlos in die bestehende EU-Agrarpolitik integrieren.

Für eine zielführende und effiziente Analyse gesellschaftlicher Problemstellungen im Umweltbereich scheint damit eine verstärkte Berücksichtigung der Zusammenhänge zwischen ökonomischen und naturwissenschaftlichen Determinanten innerhalb des agrarischen Produktionssystems unabdingbar. Die verbleibende Frage von zentraler Bedeutung

besteht darin, inwieweit die politischen Entscheidungsträger tatsächlich gewillt sind, im Agrarbereich effiziente Lösungen anstelle von symbolischer Politik durchzusetzen.

Literatur

- Baumol W.J., W.E. Oates (1990): The theory of environmental policy. Cambridge University Press, Cambridge.
- Biewinga, E. E. (1996), Regulatory Levies and Premiums to Reduce Mineral Surpluses, in: Proceedings of the workshop on: Mineral emission from agriculture, Oslo, January 25-28, 1996
- Helfand, G. E., House, B. W. (1996), Regulating Nonpoint Source Pollution under Heterogenous Conditions. mimeo, Giannini Foundation, University of California Davis, Davis.
- HentscheL E., Randall, A., Miranda, M.J. (1995): Enforcing Pollution Control Regulation Using Two Types of Inspections, a Reputation Indicator and Self-Reports, mimeo, Department of Agricultural Economics, August 1995, Ohio State University, Columbus.
- Hodge, I. (1996), Applying Land use Permits for the Control of Mineral Emissions from Agriculture, in: Proceedings of the workshop on: Mineral emission from agriculture, Oslo, January 25-28, 1996
- Hofreither, M.F., (1990): Landwirtschaft und Umwelt - Situationsanalyse und Lösungsansätze. Club Niederösterreich (5), Wien.
- Hofreither, M. F. (1996): Ein statisches Simulationsmodell für Bodennutzungszertifikate, unveröffentlichtes Manuskript, Universität für Bodenkultur, Wien.
- Hofreither, M. F., F. Sinabell (1994): Zielsetzungen für eine Nachhaltige Landwirtschaft. Report Band 48, Umweltbundesamt, Wien.
- Hofreither, M.F., F. Rauchenberger (1995): Administrative versus ökonomische Einflüsse auf die Nitratbelastung von Grundwasser - Eine ökonomische Analyse agrarstruktureller Einflußfaktoren. WPR-Forschungsbericht im Auftrag des BMLF (Forschungsprojekt Nr. 775/93), Wien.
- Kahnemann, D., Knetsch, J., Thaler, R. (1986): Fairness As A Constraint On Profit Seeking: Entitlements in the Market. American Economic Review, 76, 728-741.
- Lichtenberg, E., Penn, T. (1996), Groundwater Quality Policy under Uncertainty, mimeo, Department of Agricultural and Resource Economics, University of Maryland, College Park.
- Moxey, A., white, B. (1994), Efficient compliance with agricultural nitrate pollution standards, Journal of Agricultural Economics, 45 (1), S. 27-37.
- North, D. (1990): Institutions, Institutional Change and Economic Performance. Cambridge (Cambridge University Press).
- Siebert, H. (1992): Economics of the Environment. Springer-Verlag, New York Berlin.
- Stavins, R. N. (1995), Transactions costs and tradeable permits, Journal of Environmental Economics and Mangement, 29, 2, S. 133-148.
- Tomek, H. (1995): Nachhaltige Sicherung von Grundwasservorkommen in Österreich. Schutz und Sanierung unter besonderer Berücksichtigung des Komplexes Landwirtschaft, Der Förderungsdienst, 43, S. 65-70.
- Werner W. (1996): Implementation and efficiency of contermesasures against diffuse nitrogen and phosphorous input into ground and surface waters from agriculture, in: Proceedings of the workshop on: Mineral emission from agriculture, Oslo, January 25-28, 1996.

Karl Jaster

Betriebsoptimierungsmodell zur ökonomischen Beurteilung umweltgerechter, nachhaltiger Landnutzung

Anlaß für die Entwicklung eines Betriebsoptimierungsmodells mit der oben genannten Zielstellung ist die im BMBF/DBU-Verbundprojekt: „Naturschutzmanagement in der offenen agrar genutzten Kulturlandschaft am Beispiel des Biosphärenreservates Schorfheide-Chorin“, vorgesehene Quantifizierung der ökonomischen Auswirkungen der Umsetzung von Umweltqualitätszielen in die landwirtschaftliche Praxis. Dieses Projekt hat eine Laufzeit von 1994 bis 1997.

Unsere bisherige betriebswirtschaftliche Herangehensweise im Projekt war in erster Linie durch analytische und methodische Vorarbeiten geprägt. Erst in der jetzigen Phase können wir uns den eigentlichen Bewertungsproblemen zuwenden. Es wäre deshalb noch etwas verfrüht, sich abzeichnende Ergebnisse hier schon als sicher vorwegzunehmen.

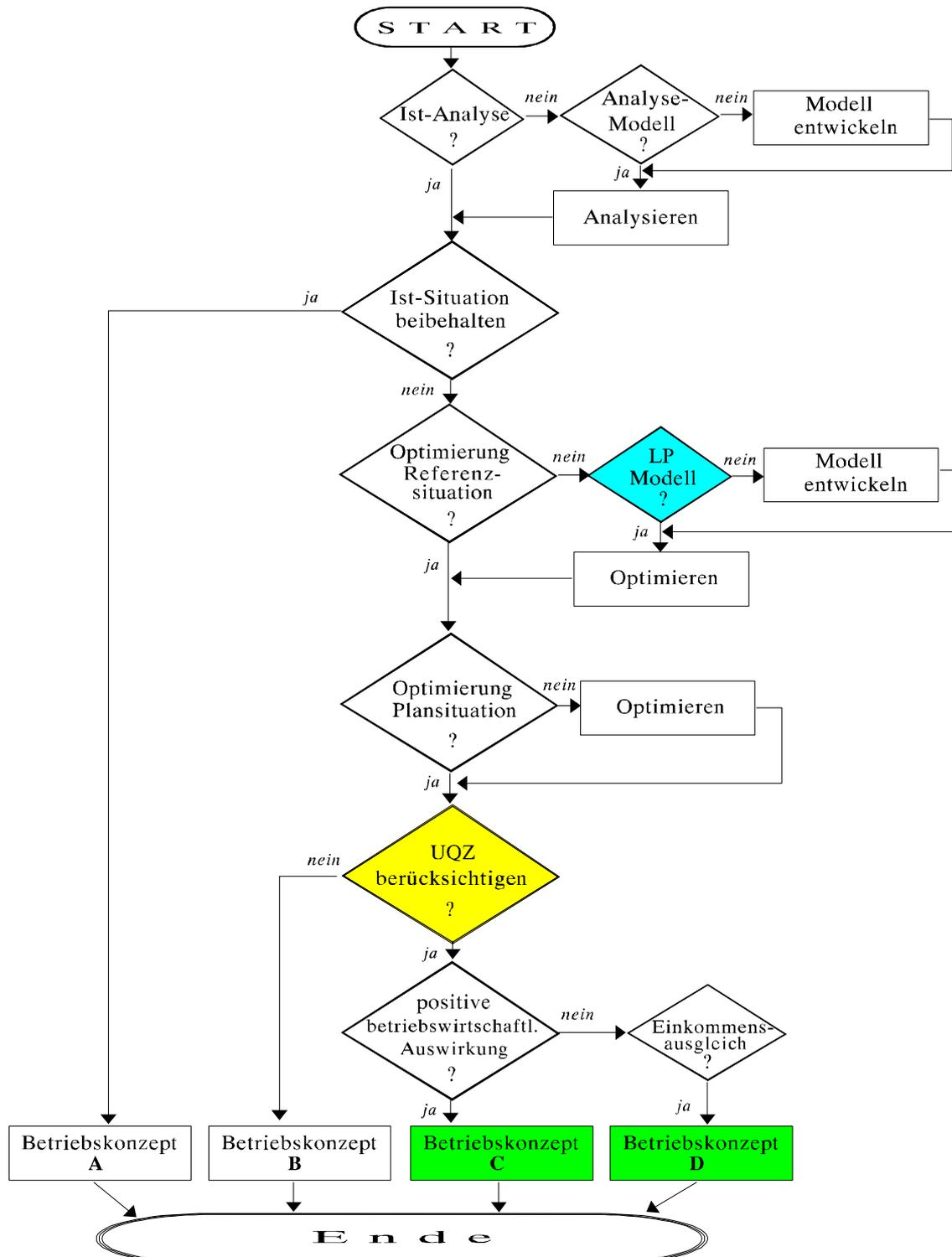
Bei dieser Vorgehensweise ist das Betriebsoptimierungsmodell das entscheidende Instrumentarium für die Ermittlung der einzelbetrieblichen Auswirkungen von durchzusetzenden Umweltqualitätszielen (UQZ). Die *inhaltlichen Leitgedanken* für den gewählten Modellansatz waren folgende:

Wir können annehmen, daß für die Mehrheit der Landwirte eine dauerhaft-nachhaltige Landnutzung und die Beachtung spezieller Umweltqualitätsziele nur insoweit praktikabel sind, wie diese mit der wirtschaftlichen Effizienz des Unternehmens konform gehen. In erster Linie muß durch die Landwirte versucht werden, den Betriebsgewinn zu maximieren. Auf die wohl bekannten Tugenden der „guten bäuerlichen Praxis“ im Hinblick auf eine umweltverträgliche Betriebsgestaltung kann nur wenig Rücksicht genommen werden, wenn sich daraus ökonomische Vorteile nicht nachweisen lassen und sogar Zusatzkosten bzw. Erwerbsverluste in Kauf zu nehmen wären.

Um diesen offensichtlichen Konflikt zwischen Gesellschaft und den Wirtschaftssubjekten zu begrenzen, bedarf es geeigneter Maßnahmen des Interessenausgleichs. Hierbei geht es in erster Linie darum, herauszufinden, welche ökologischen Leistungen den Landwirten zum Schutz der natürlichen Ressourcen unentgeltlich zuzumuten sind und was die Gesellschaft als entgeltwürdig anerkennen soll (SRU, 1996). Hier stellt sich ein Abgrenzungsproblem, das im Zusammenwirken zwischen naturwissenschaftlichen und ökonomischen Fachleuten gelöst werden muß.

Abbildung 1: Programmablauf der Betriebsplanungsrechnungen

Programmablauf der Betriebsplanungsrechnungen



Bei konkreten Bewertungsschritten ergeben sich wenigstens zwei inhaltliche und methodische Schwierigkeiten, nämlich:

- a) der gesellschaftliche Bedarf an dauerhaft-nachhaltiger Landnutzung bzw. zu realisierender spezieller Umweltqualitätsziele muß in Form von Umweltindikatoren bis zur Betriebsebene differenziert benannt werden können, und
- b) es muß ein entsprechendes Mengengerüst für die Indikatoren geben, damit die Ermittlung der einzelbetrieblichen ökonomischen Auswirkungen möglich wird.

Als Betriebswirtschaftler lasse ich mich davon leiten, daß umso mehr Akzeptanz für die gemeinsame Bewältigung dieses genannten Konfliktes bei den Landwirten vorausgesetzt werden darf, je standortbezogener und betriebsindividueller diese Auseinandersetzung zu führen möglich ist und je plausibler die Bewertungskriterien für die Landwirte sind.

Für uns ergab sich daraus, die ökonomischen Auswirkungen von umweltzielorientierten nachhaltigen Bewirtschaftungsformen für reale Betriebe zu bestimmen. Methodisch kann das bekanntermaßen am besten mit Modellen der Linearen Programmierung bewältigt werden. Das grundsätzliche Konstruktionsprinzip für die Betriebsebene besteht dann darin, die Produktionsverfahren und ihre Verknüpfung zum Produktionsprogramm in den Mittelpunkt der Betrachtung zu stellen.

Die Anwendung dieser Modellmethode hat u.a. folgende Vorteile:

- Alle Indikatoren für die genannten Fragestellungen müssen nach Quantifizierbarkeit selektiert werden.
- Es können alle für den aus Umweltaspekten bedeutsamen Stoffkreislauf relevanten Inputs und Outputs erfaßt werden.
- Es ist durch Planungsszenarien möglich, die Wirkungen unterschiedlich eng gesetzter Anforderungen an eine dauerhaft-nachhaltige Landnutzung bzw. zielorientierter Produktionsverfahren auf den Betriebserfolg nachvollziehbar zu ermitteln und mit den Landwirten zu erörtern.
- Umweltmanagement wird als Bestandteil von Planung, Durchführung und Kontrolle integrierbar, indem es so den gewohnten Denkmustern der Betriebsleiter bei der Ausübung dieser üblichen Funktionen im landwirtschaftlichen Unternehmensmanagement entspricht.

In folgendem sehr vereinfachten Schema wird der Modellaufbau angedeutet:

Betriebsmodell "AGROPLAN"

<div style="background-color: #cccccc; padding: 5px; display: inline-block;">Matrixstruktur</div> <small>© Jaster, Filler: HU Berlin Schnabel: extern; 1996</small>		Pflanzen- produktion				Tierpro- duktion			Zu/Ver- käufe				Arbeit			Stall- plätze		Betrieb allgemein
		Flächen	Markfrüchte	Stilllegung	Ackerfutter	Grünland	Produktion	Verkauf	Zukauf	Tiere	Düngemittel	Sonstiges	Futtermittel	Produktion	Management	Saison-Ak	ohne Investition	
Zielfunktion Gewinn --> Max																		
Obere, untere Schranken																		
Ausdehnung, Grenzverlustwerte																		
Flächen																		
biolog. Grenzen																		
Stilllegung																		
Nährstoffe N; P; K; Ca																		
Humus Humuseinheiten																		
Bilanz fossile Energie																		
Bilanz organische Stoffe																		
Produktionsquoten																		
Sonstige Begrenzungen																		
Futterbilanzierung																		
Arbeitswirtschaft																		
Erosion																		
Tierbilanzen																		
Rind/Schaf/Pferd																		
Schwein/Geflügel																		
Kapazitäten																		
Stallplätze																		
Andere Erträge/Aufwendungen																		

Einige Merkmale, die die Konstruktion bestimmen:

- Es handelt sich um ein statisches Modell, Erträge werden exogen vorgegeben, ertragsabhängige Kosten werden angepaßt.
- Das Grundgerüst der ca. 230 Aktivitäten folgt annähernd der Festlegung planungsrelevanter Produktionsverfahren der pflanzlichen und der tierischen Produktion. Spezielle Anforderungen, wie geringe Intensitätsstufen oder biotische Naturschutzziele, können besonders berücksichtigt werden. Dazu gehören außerdem Spalten, in denen die Stallplatzstruktur der Betriebe erfaßt wird. Ebenso sind in notwendigem Umfang Zu- und Verkaufsaktivitäten sowie einige andere Aktivitäten enthalten, die für ein Unternehmen wirtschaftlich bedeutsam aber auch für die Stoffkreislaufbilanzierung unentbehrlich sind.
- In derzeit etwa 130 Zeilen sind zunächst die für Betriebsplanungsrechnungen gewohnten Kapazitätsbegrenzungen z. B. für die Fläche, die biologischen Anbaugrenzen, die Quoten, die Arbeitskapazität nach Zeitspannen und die Stallplatzbegrenzungen verankert. Der Zeilenvektor ist aber der eigentliche Bereich, in dem die Anforderungen an die umweltgerechte nachhaltige Landnutzung zu plazieren sind.

Deshalb spielen in unserem Betriebsmodell verschiedene Bilanzen des Stoffkreislaufes eine besondere Rolle. Das betrifft die Nährstoffbilanzierung, die Humusbilanzierung, die Erosion, die Futterbilanzierung. Die Bilanz für fossile Energie ist noch Option, ebenso wie eventuell die Grundwasserneubildung.

Die Ausgestaltung in diesem Bereich bedarf einer besonders intensiven Abstimmung zwischen den Naturwissenschaftlern und den Ökonomen. Unsere Partnerschaften u. a. mit dem Institut für Agrartechnik (ATB) Potsdam und dem Institut für Acker- und Pflanzenbau der Universität Halle haben hierbei ein gutes Niveau.

Ergebnisse, wie wir sie mit der Optimierungsrechnung erwarten, will ich an einem Fallbeispiel auszugsweise darstellen: Wir haben es mit einem Futterbaubetrieb in Mecklenburg-Vorpommern zu tun.

Abbildung 3: Kapazitätsausstattung Futterbaubetrieb

Betriebsmodell "AGROPLAN"			
Futterbaubetrieb in Mecklenburg-Vorpommern			
Standort:			D 3
Ackerzahl			31
Niedermoorgrünland			
Ausstattung:			
Ackerfläche	ha		1620
Grünland	ha		554
LF gesamt	ha		2174
Milchquote	dt		82437
Milchkühe	Stück		1178
Milchleistung	kg/Kuh		7000
Viehbesatz	VE/10		0,80
	0 ha		
Was könnten Umwelanforderungen kosten?			

Unser Optimierungsversuch hat zum Ziel, die Nachhaltigkeit der Wirtschaftsweise an den Indikatoren Humusbilanz und Wassererosion zu prüfen und die Flexibilität der Futterbilanzierung zu testen.

Wir nehmen drei Planvarianten:

- I. negative Humusbilanz
- II. ausgeglichene Humusbilanz über Kartoffelreduzierung und Kleegrasanbau
- III. ausgeglichene Humusbilanz über Futtererbsenanbau

Abbildung 4: Ergebnistabelle Anbaustruktur

Betriebsmodell "AGROPLAN"			
	P1	P2	P3
Anbaustruktur (ha)	Optimiertes IST	Humuszukauf = 0	Humuszukauf = 0 Kartoffeln wie P1 Futter wie P1
Winterweizen	50	50	50
Wintergerste	515	574	268
Triticale	180	180	180
Winterraps	206	206	206
Körnererbsen	0	0	248
Speisekartoffeln spät	8	8	8
Stärkekartoffeln	83	20	83
Dauerbrache	152	152	152
mehrl. Feldgras, frisch	45	0	45
Klee gras, Frischfutter	0	50	0
Silomais	381	381	381
Wiese, Welksilage extensiv	344	332	344
Umtriebsweide	140	152	140
Portionsweide	70	70	70
		Kartoffeln - Klee gras +	Körnerlegu- minosen +

P2

- Humuszehrer Stärkekartoffeln werden eingeschränkt,
- Wintergerste wird ausgedehnt,
- Klee gras kommt gegen Feldgras, es ergeben sich kleine Änderungen in Graslandnutzung, → die Futterbilanz funktioniert!

P3

- Kartoffeln und Futter wie P1 gesetzt,
- Futtererbsen einzige Alternative, = 248 ha!

Abbildung 5: Ökonomische Ergebnisse und Umweltindikatoren Humus:

Futtererbsen einzige Alternative, = 248 ha ! Betriebsmodell "AGROPLAN"

	P1	P2	P3
Zielfunktionswert (%)	100	98	88
Humusbilanz (Humuseinheiten)			
Humuszehrer	-1344	-1270	-1093
Marktfrüchte	-666	-706	-415
Hackfrüchte	-164	-50	-164
Ackerfutter	-515	-515	-514
Humusmehrer	123	166	249
Körnerleguminosen	0	0	126
Ackerfutter	47	90	47
Brache	76	76	76
Organischer Dünger	1068	1104	844
Rindergülle	597	597	597
Stroh	470	507	247
Bilanz	-153	0	0
Betriebswert Humus (DM/dt HE)		-10	-54
Erosionswirkung (Punkte)	2677	2569	2282

Humus:

- Humusbilanz in Ausgangsvariante P1 = 87 Erfüllungsgrad, Defizit 153,- HE
- Humusverzehr P1 und P2 verringert, gleichzeitig Humuszufuhr erhöht!
- Humuslieferstruktur im Zusammenhang mit Anbaustruktur verändert.
- Betriebswerte P1 = 10,- DM/dt HE , entspricht ca. 300,- DM/ha Klee gras
 P2 = 54,- DM/dt HE, entspricht ca. 330,- DM/ha Körnererbsen

Die Betriebswerte drücken bei Mindestforderungen der Humusbilanz aus, daß sich der Wert der Zielfunktion um den Betrag des Betriebswertes erhöhen würde, wenn auf eine Humuseinheit (HE) verzichtet würde. Die Betriebswerte sind also gewissermaßen als Preis je HE aufzufassen,

Wassererosion: von P1 nach P2 4 % leicht verbessert, von P1 auf P3 15 % spürbar verbessert. Die geringeren Werte sind die günstigeren.

Der zu Beginn formulierte Anspruch des Modells, für eine größere Zahl von Betrieben bei vorher nicht bekannten Strukturen einsetzbar zu sein, ist nur durch ausreichende Flexibilität zu erreichen. Dazu haben wir verschiedene Möglichkeiten der Konstruktion und des Datenmanagement genutzt. Insbesondere die Möglichkeit der Verknüpfung zwischen der eigentlichen LP-Matrix und Exceldateien für die Anpassung von Inputdaten bzw. die Aufbereitung der Ergebnistabellen bietet hierfür außerordentlich nutzerfreundliche Lösungen.

Gerd Breitschuh, Hans Eckert

Effiziente und umweltverträgliche Landnutzung

Ein Konzept für eine marktwirtschaftlich organisierte Landbewirtschaftung

Die bedarfsgerechte Versorgung in Mitteleuropa mit qualitativ hochwertigen Nahrungsgütern und die Bereitstellung von Industrierohstoffen bei gleichzeitiger Erhaltung und Pflege der Kulturlandschaft sind die herausragenden Leistungen der europäischen Landwirte. Dennoch steht die Landwirtschaft heute in der öffentlichen Diskussion. Dem Wirtschaftszweig wird vorgeworfen, mit hoher Intensität Überschüsse zu produzieren, die Umwelt zu belasten und zunehmend Subventionen zu beanspruchen.

Die Krise der Landwirtschaft ist vor allem eine Zielkrise, die es erfordert, Aufgaben, Rollenverständnis und Zukunftserwartung der Landwirtschaft in einer industriell hochentwickelten Gesellschaft neu zu bestimmen. Kann sie in die marktwirtschaftlich orientierte und liberalisierte Volkswirtschaft integriert werden oder ist ihr eine Sonderrolle zuzuweisen? Diese Fragen müssen im Rahmen eines integrierten Konzeptes für den ländlichen Raum beantwortet werden.

Ausgangssituation

Landwirtschaft ist nicht nur Nahrungsmittelerzeugung. Als größter Flächennutzer erhält bzw. produziert sie öffentliche Güter, die bei einem Rückzug der Landwirtschaft aus der Fläche gefährdet sind. Dazu gehören:

- die potentielle Versorgungssicherheit,
- die Infrastruktur des ländlichen Raums,
- die gewohnte Kulturlandschaft,
- der Artenreichtum der agrarischen Offenlandbiotop,
- aber auch die Recyclingfunktion für organische Abfälle.

Diese Güter können nicht wie Nahrungsmittel importiert werden. Sie sind an eine intakte und weitgehend flächendeckende Landnutzung gebunden. Landwirtschaft tritt somit immer sowohl als Produzent von Marktprodukten als auch von öffentlichen Gütern auf. Sind letztere gefährdet, aber unverzichtbar, so sind öffentliche Gelder zu deren Schutz berechtigt und angezeigt. Dies gilt umso mehr, als der Verlust dieser öffentlichen Güter normalerweise irreversibel ist und daher Vorsorgestrategien nötig macht.

Die Gemeinsame Agrarpolitik der EU (GAP) trägt diesem Vorsorgecharakter insofern Rechnung, als die Trennung von Markt- und Einkommenspolitik derzeit eine hohe politische Präferenz für eine flächendeckende Landwirtschaft erkennen lässt. Ohne diese Maßnahmen ist Landwirtschaft heute nur noch auf extrem begünstigten Standorten machbar.

Obwohl die eingesetzten Mittel de facto das Entgelt für den Erhalt der oben genannten öffentlichen Güter sind, haben sie de jure den Charakter von Subventionen. Es sind Einkommensübertragungen ohne definierte Gegenleistung. Das schadet der öffentlichen Akzeptanz des Berufsstandes und bedeutet eine Abkehr von der Leistungsorientierung; es wirkt demotivierend und begünstigt marktwidriges Verhalten.

Gegenwärtige Probleme

1. Das *Überangebot an billigen Agrarprodukten* gefährdet die Produktion auf weniger begünstigten Standorten und erfordert kostenaufwendige staatliche Regelungen zur Mengengrenzung.
2. Die *schwierige Einkommenssituation der Landwirtschaft* verlangt steigende Subventionierung, die jedoch den Rückzug aus der Fläche nur aufschieben, aber letztlich nicht verhindern kann.
3. *Umweltbelastende Produktionsverfahren* gefährden Natur und Nachhaltigkeit, diskreditieren den Berufsstand und führen zu einer Flut von Rechtsverordnungen und Förderinstrumenten, die einengen und das innovative Potential lähmen.
4. Die *Kulturlandschaftsentwicklung* ist durch Zielkonflikte gekennzeichnet. Diese bestehen vor allem zwischen naturschutzfachlichen und landeskulturellen Zielen einerseits und dem Effizienzgebot einer wettbewerbsfähigen Landwirtschaft andererseits und verlangen neue administrative und rechtliche Regelungen.
5. Das *Image eines Subventionsempfängers verdeckt die Doppelfunktion der Landwirtschaft*. Sie schützt und erhält öffentliche Güter, für die ihr öffentliche Mittel zustehen. Einkommensübertragungen ohne definierte Gegenleistung verwandeln aber die der Landwirtschaft zustehenden Mittel in Subventionen, die der öffentlichen Akzeptanz abträglich sind.

Das EULANU-Konzept

Übergeordnetes Anliegen ist eine weitgehend flächendeckende und multifunktionale Landwirtschaft, die Effizienz und Wettbewerbsfähigkeit mit Umweltverträglichkeit und Kulturlandschaftserhalt verbindet, und die innerhalb einer hochentwickelten Industriegesellschaft gleichberechtigt ihren Platz behaupten kann.

Kernpunkte des Konzeptes sind:

1. *Kulturlandschaftsentwicklung* als gesellschaftliche Dienstleistung, indem der Landwirt eine im Konsens gewünschte und ökologisch intakte Kulturlandschaft gestaltet und pflegt. Die dafür erforderlichen Leistungen sind dem Bewirtschafter zu vergüten.
2. *Überschußabbau* durch Etablierung marktentlastender Maßnahmen, die auch bei weiterer Liberalisierung (WTO, Öffnung osteuropäischer Agrarmärkte) wirksam sind und eine weitgehend flächendeckende Landnutzung ermöglichen.

3. *Umweltsicherung* durch Vorgabe von Toleranzbereichen für alle diskutierten Umweltwirkungen, die einen Rahmen abstecken, über den sich standortspezifisch Umweltverträglichkeit definiert.
4. *Einkommenssicherung* durch Flexibilität, indem sich der Landwirt als Nahrungsmittel-erzeuger, als Biorohstoffproduzent und als Landschaftspfleger betätigt.
5. *Verwendung bisheriger Einkommensübertragungen* zur Vergütung für definierte gesellschaftliche Leistungen.

Kulturlandschaftsentwicklung als Dienstleistung

Gefährdungen für Aussehen und Funktion der Kulturlandschaft ergeben sich durch

- a) den wirtschaftlich bedingten Rückzug der Landwirtschaft aus weniger begünstigten Lagen,
- b) eine weltmarktorientierte und zur Rationalität gezwungene Landwirtschaft, die die regional gewünschte Kulturlandschaft nicht mehr als Koppelprodukt bewahren kann und
- c) übermäßigen Flächenentzug durch Verkehr und Gewerbe,

Vor allem der Konflikt zwischen dem Effizienzgebot einer wettbewerbsfähigen Landwirtschaft und naturschutzfachlichen und landeskulturellen Zielen ist nur lösbar, wenn der Erhalt der Kulturlandschaft unabhängig von der Nahrungsmittelproduktion als Dienstleistung erbracht wird. Indem die Kosten ermittelt werden, die nötig sind, um eine im öffentlichen Konsens gewollte Kulturlandschaft herzustellen und zu erhalten, werden diese Leistungen auch bewertbar.

Als methodisches Instrument dient ein Agrarraumnutzungs- und -pflegeplan (ANP), der in Zusammenarbeit mit der Naturschutzverwaltung, der Kommunalvertretung und der Landwirtschaft entsteht. Dieser ANP konzipiert auf der Grundlage regionaler Leitbilder und Landschaftsplanungen flurstücksgenau die Nutzung des Agrarraums sowie die Ausstattung der Feldflur mit ökologischen und landeskulturellen Vorrangflächen. Gleichzeitig werden die erforderlichen Kosten zur Anlage und Pflege von Biotopen und Flurelementen ermittelt, sowie Kosten, die mindestens nötig werden, um Acker- und Grünlandflächen im Sinne des ANP offen zu halten und zu pflegen. Damit wird erreicht:

- Kenntnis der erforderlichen Mittel zur Gestaltung und Erhaltung der öffentlich gewünschten Kulturlandschaft
- Schaffung eines Instruments zur Kontrolle und Bewertung der Durchführung
- Gestaltung und Entwicklung einer Kulturlandschaft, für die öffentlicher Konsens besteht (Integration von landwirtschaftlichen, naturschutzfachlichen und Bürgerinteressen)

Der Landwirt hat Anspruch auf Kostenerstattung, wenn er diese Kulturlandschaft entsprechend den Vorgaben des ANP durch umweltverträgliche Nutzung gestaltet, pflegt und entwickelt.

Überschußabbau durch Etablierung marktentlastender Maßnahmen

Dem derzeitigen Überangebot an billigen Nahrungsmitteln ist auf Dauer nicht mit Produktionseinschränkungen (Flächenstillegung, Extensivierung) zu begegnen. Volkswirtschaftlich sinnvoll und zugleich wirkungsvoller ist der zusätzliche Flächenbedarf durch den Anbau nachwachsender Rohstoffe, insbesondere durch Bioenergieerzeugung. Dafür sprechen agrar-, energie- und umweltpolitische Gründe:

Aus agrarpolitischer Sicht

- sind nachwachsende Rohstoffe Flächenkonkurrenten für Nahrungs- und Futterpflanzen; sie können den Nahrungsmittelmarkt entlasten und machen den Landwirt unabhängig von dessen Zufälligkeiten,
- sichert Biomasse zur Energieerzeugung die regionale Flächennutzung, weil der hohe Transportaufwand wie ein Schutzzoll wirkt, der Billigimporte erschwert,
- ermöglicht der Biomasseanbau Investitionen und Arbeitsplätze und sichert damit die Infrastruktur des ländlichen Raums,
- erhält die Alternativnutzung die potentielle Versorgungssicherheit mit Nahrungsmitteln, weil deren Erzeugung jederzeit reaktiviert werden kann.

Aus energie- und umweltpolitischer Sicht

- wird das Photosynthesepotential der landwirtschaftlichen Nutzfläche zur Erzeugung erneuerbarer und nahezu CO₂-neutraler Rohstoffe genutzt; damit werden Ressourcen geschont und CO₂-Emissionen vermieden,
- steht die Bioenergieerzeugung aus Biomasse (z.B. aus Holz und Stroh) an der wirtschaftlichen Rentabilitätsschwelle,
- besteht für erneuerbare und CO₂-neutrale Biorohstoffe ein potentiell unbegrenzter Bedarf; limitierend wirkt nur die verfügbare Fläche

Sicherung umweltverträglicher Produktionsverfahren

Umweltverträglichkeit muß meßbar sein. Das Festhalten an vagen, wenig operationalen und daher beliebig auslegbaren Begriffen schadet der Landwirtschaft zunehmend. Es führt nicht nur zum öffentlichen Vertrauens- und Akzeptanzverlust, sondern auch zu Bestrebungen, die "umweltverträgliche Landwirtschaft" von außen zu definieren.

Nach EULANU ist umweltverträgliche Landbewirtschaftung eine dem Nachhaltigkeitsprinzip verpflichtete Landnutzung, die eine Beeinträchtigung von Boden, Wasser, Luft und belebter Natur kontrollfähig minimiert, und die aus Gründen der Ressourcenschonung das Photosynthesepotential der beschränkt vorhandenen Fläche effizient nutzt. Diese Definition anerkennt:

- a) Nachhaltigkeit bedeutet auch nachhaltige Versorgungssicherheit der Gesellschaft. Sie schließt folglich eine Entnahmewirtschaft ebenso aus, wie einen unkontrollierten und irreversiblen Entzug von Fläche aus der Produktionsfunktion.
- b) Beim Umgang mit Naturgütern sind Grenzen zu beachten, die im Interesse nachhaltiger Ernährungssicherung, des Schutzes anderer Ökosysteme, der Wahrung begrenzter Ressourcen und aus ethischen Motiven (z.B. Tierhaltung, Artenvielfalt) nicht überschritten werden sollten.
- c) Nahrungsmittelerzeugung ist immer mit Umweltwirkungen verbunden. Diese können zwar minimiert, aber nicht vermieden werden und erfordern daher das Festlegen von Toleranzbereichen.
- d) Umweltentlastung durch CO₂-Vermeidung verlangt eine sowohl umweltverträgliche als auch effiziente Nutzung der beschränkt vorhandenen Fläche.

Umweltverträglichkeit ist folglich kein Intensitätsproblem, sondern die Frage nach einem verantwortbaren Toleranzbereich. Dessen Festlegung erfordert Abwägungen und unterscheidet,

- welches Ausmaß an Umweltwirkungen unvermeidbar mit Landwirtschaft verbunden bzw. im Interesse der Ernährungssicherung hinzunehmen ist und
- welches Ausmaß mit der nachhaltigen Wahrung des Agrarökosystems selbst oder mit dem Schutz anderer Ökosysteme künftig nicht mehr vereinbart werden kann.

Das Verfahren "Kritische Umweltbelastungen Landwirtschaft" (KUL) trägt dem Rechnung, indem es Toleranzbereiche für die wesentlichsten Umweltwirkungen absteckt. Über diese Toleranzspannen, die sich zwischen einem anzustrebenden Optimum und einer unerwünschten Belastung erstrecken, wird Umweltverträglichkeit definiert (Abb. 1). Damit wird erreicht, daß

- Landwirtschaftsbetriebe hinsichtlich Umweltverträglichkeit bewertet, miteinander verglichen und zielgerichtet beraten werden können,
- der Landwirt in die Lage versetzt wird, die Umweltverträglichkeit seiner Produktionsverfahren nachvollziehbar zu beweisen und entsprechende Anpassungsreaktionen einzuleiten,
- die gegenwärtige Diskussion versachlicht und eine Basis zur Verständigung zwischen Landwirtschaft und Naturschutz geschaffen wird,
- ein Instrumentarium entwickelt werden kann, mit dem Umweltverträglichkeit über ökonomische Anreize durchsetzbar wird und
- der Landwirt den ökologischen Rahmen kennt, in dessen Grenzen er sein betriebswirtschaftliches Optimum suchen kann.

Einkommenssicherung der Landwirtschaft

Das EULANU-Konzept führt zu einer Landwirtschaft, die - regional sehr unterschiedlich - neben der Nahrungsmittelerzeugung zwei weitere Einkommensquellen als Erzeuger von Biorohstoffen und als Landschaftspfleger hat (Abb. 2). Gemäß dem Doppelcharakter landwirtschaftlicher Tätigkeit soll der Landwirt sein Einkommen sowohl über

- den Verkauf von Marktprodukten als auch über
- Dienstleistungen zum Erhalt öffentlicher Güter beziehen.

Damit wird erreicht:

- Einkommenssicherung und Risikominderung durch Multifunktionalität
- Verwendung bisheriger Einkommensübertragungen (Subventionen) zur Vergütung für Dienstleistungen
- Sicherung der ökonomischen Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Betriebe
- Effizienz und marktwirtschaftliche Selbststeuerung

a) Einkommensquellen Nahrungsmittel und Biorohstoffherzeugung:

Beide konkurrieren um die beschränkt vorhandene Fläche. Marktentlastung wird dann erreicht, wenn die Erzeugung erneuerbarer Rohstoffe flächenmäßig so ausgedehnt wird, daß regional erzeugte Nahrungsmittel knapp werden. Das sichert Nachfrage und bewahrt Preisstabilität. Die Energieerzeugung (Konversion von Biomasse zu Energie) gehört in die Hand des Landwirts, um

- die regionale Flächennutzung zu sichern,
- dem Preisdiktat von Rohstoffaufkäufern zu entgehen und
- Handelsspannen selbst abzuschöpfen.

Vorbedingung zur effektiven Etablierung der Energieerzeugung ist deren verbesserte Wettbewerbsfähigkeit gegenüber Nahrungsmitteln. Das erfordert sowohl finanz- und ordnungspolitische Lenkungsinstrumente als auch praxisnahe Demonstrationsobjekte. Der Einsatz öffentlicher Mittel ist insofern berechtigt, als eine Gegenleistung in Form von CO₂-Vermeidung, Marktentlastung und regionaler Flächennutzung erbracht wird.

b) Einkommensquelle Kulturlandschaftsentwicklung

Das Einkommen ist der monetäre Gegenwert für die gesellschaftliche Dienstleistung Kulturlandschaftsentwicklung. Allerdings erhält der Landwirt dieses nur dann ungeschmälert, wenn die Vorgaben des ANP erfüllt und die Einhaltung der durch KUL gesteckten Toleranzbereiche belegt werden. Sowohl die Kulturlandschaftsentwicklung als auch die Umweltverträglichkeit der Produktionsverfahren sind damit ökonomisch durchsetzbar. Auf diesem finanziellen Sockel produziert der Landwirt subventionsfrei Nahrungsmittel und Biorohstoffe bzw. Bioenergie.

Verwendung bisheriger Einkommensübertragungen als Vergütung für Dienstleistungen

Das EULANU-Konzept geht grundsätzlich von einer Aufkommensneutralität für die öffentlichen Haushalte gegenüber der derzeitigen Gemeinsamen Agrarpolitik der EU aus. Das Konzept sieht öffentliche Mittel für folgende Dienstleistungen vor:

- Leistungen zum Erhalt einer funktionsfähigen und ökologisch intakten Kulturlandschaft
- CO₂-Vermeidung durch nachwachsende Rohstoffe
- Damit stehen zwischen diesen Vergütungen und dem Einkommen des Landwirts immer gesellschaftlich notwendige Leistungen, die auch die öffentliche Akzeptanz der Landwirtschaft verbessern.

Nicht berührt werden öffentliche Gelder für bleibende Lenkungsabsichten des Staates.

Bedingungen zur Realisierung

Die Realisierung des Konzepts erfordert sowohl finanz- als auch ordnungspolitische Rahmenbedingungen.

- a) *Zur Finanzierung der Kulturlandschaftsentwicklung:* Die dafür nötigen Mittel bewegen sich in Abhängigkeit vom Naturraum zwischen 500-700 DM/ha. Sie sind somit völlig aufkommensneutral aus der Umwidmung bestehender Einkommensübertragungen, Fördermittel und Prämien zu erlangen, die dadurch den Charakter von Subventionen verlieren.
- b) *Zur Etablierung des Flächenkonkurrenten* müssen Absatzmöglichkeiten und eine verbesserte Wettbewerbsstellung von erneuerbaren Rohstoffen/Energie gegenüber Nahrungsmitteln geschaffen werden.

Das ist erreichbar, wenn

- ordnungspolitisch eine Vorrangstellung für den Einsatz erneuerbarer Energien vor allem im ländlichen Raum erreicht wird,
- Investitionszuschüsse der Landwirtschaft den Bau von dezentralen Biomasseheizwerken (BHW) ermöglichen,
- durch eine Vergütung für CO₂-Vermeidung die Wettbewerbsstellung der Biomasse verbessert wird und
- praxisnahe Demonstrationsobjekte gefördert werden.

Die dafür notwendigen Mittel können nur teilweise aus der Umwidmung bisheriger Subventionen kommen. Die CO₂-Vermeidung ist eine gesellschaftliche Leistung und als solche zu honorieren. Wird durch die Etablierung von nachwachsenden Rohstoffen bzw. Energie eine substantielle Marktentlastung erreichbar, werden Mittel aus dem Überschußmanagement von Nahrungsmitteln frei, die zur Finanzierung eingesetzt werden können.

Agrarpolitische Optionen

Der Einstieg in das EULANU-Konzept ist über mehrere Ansatzpunkte zu forcieren:

- *Kulturlandschaftsentwicklung als Dienstleistung*

Die planungstechnischen Voraussetzungen und der wissenschaftliche Konsens zur Erstellung von Agrarraumnutzungs- und -pflegeplänen auf Gemarkungsebene liegen vor. Der Beginn der Planungen einschl. Kostenermittlungen für die notwendigen ökologisch-landeskulturellen Leistungen sind daher kurzfristig möglich. Damit erhalten sowohl Landwirtschaftsbetriebe als auch die Administration einen Überblick über die erforderlichen Mittel.

- *Etablierung des Flächenkonkurrenten*

Als Flächenkonkurrent kommt aufgrund potentieller Absatzmöglichkeiten der Erzeugung von Bioenergie die Schlüsselrolle zu. Der Einstieg gelingt durch eine Kombination ordnungs- und finanzpolitischer Rahmenbedingungen, die Absatz und Wettbewerbsstellung der Biomasse verbessern. Erforderlich sind weiterhin beispielhafte, praxisnahe Referenzobjekte, die dem Landwirt die Übernahme erleichtern, praktische Anleitungen anbieten und die Umweltverträglichkeit der Erzeugung von erneuerbaren Rohstoffen demonstrieren.

- *Umwidmung öffentlicher Gelder*

Die zur Realisierung des ANP erforderlichen Mittel kommen aus der Umwidmung öffentlicher Gelder. Während ein Teil von Einkommensübertragungen kurzfristig an die Erfüllung ökologisch-landeskultureller Leistungen gebunden werden kann, können andere Gelder erst freigelenkt und umgewidmet werden, wenn durch Etablierung der Biorohstoff-/Bioenergieerzeugung die Sicherung marginaler Standorte und eine spürbare Marktentlastung erreicht sind.

- *Sicherung der Umweltverträglichkeit*

Bedeutung und öffentlicher Stellenwert der Umweltverträglichkeit erfordern überzeugende und schnelle Lösungsangebote der Landwirtschaft, die geeignet sind, den Wirtschaftszweig Landwirtschaft aus der Defensive herauszuführen. Die Einführung des Verfahrens "Kritische Umweltbelastung Landwirtschaft" (KUL), das Toleranzbereiche für alle relevanten Umweltwirkungen vorgibt, kann dieses Problem lösen. Da das Verfahren bereits weitgehend wissenschaftlich konsensfähig ist und auch das methodische Instrumentarium im wesentlichen vorliegt, kann die Einführung in die Praxis relativ kurzfristig erfolgen. Die Einführung muß durch ein Netz von Referenzbetrieben unterstützt und förderpolitisch abgesichert werden.

Wirkungen des Konzepts

Die Wirkungen des Konzepts sind daran zu messen, wie die eingangs erwähnten fünf Probleme der Landwirtschaft gelöst werden.

1. *Das Überangebot an Nahrungsmitteln* wird durch Etablierung von Flächenkonkurrenten mit nahezu unbegrenztem Bedarf (z.B. Bioenergie) abgebaut. Statt Wachstum kostenintensiv zu begrenzen, wird damit der Wertschöpfungsprozeß in ökologisch (CO₂-Vermeidung) und sozialverträgliche Felder umgelenkt.
2. *Umweltbelastung* ist nicht unmittelbar ein Intensitätsproblem, sondern durch Vorgabe von Toleranzbereichen (KUL) erkennbar und vermeidbar. Dadurch können Landwirtschaftsbetriebe ihre Umweltverträglichkeit beweisen, und sie können ökologisch bewertet, verglichen und zielgerichtet beraten werden. Zugleich werden für die Öffentlichkeit die Umweltwirkungen der Landnutzung transparent.
3. *Die Kulturlandschaftsentwicklung* wird durch einen ANP geregelt, der eine im Konsens gewünschte Kulturlandschaft als Dienstleistung für die Gesellschaft monetär bewertet und der gleichzeitig als Kontrollinstrument dient.
4. *Das Einkommen der Landwirtschaft* speist sich aus 3 nahezu unabhängigen Quellen. Das verbessert die Flexibilität und mindert das Risiko. Dabei sind die Einnahmen aus der Biomasseproduktion (vor allem bei Konversion in Bioenergie durch den Primärproduzenten) und für die Tätigkeit als Landschaftspfleger weitgehend den Zufälligkeiten des Marktes entzogen.
5. *Das Image eines Subventionsempfängers* wird durch Verzicht auf jegliche Einkommensübertragungen vermieden. Öffentliche Gelder werden im wesentlichen nur noch für zwei eindeutig definierte Forderungen ausgereicht: für die Etablierung marktentlastender Flächenkonkurrenten und für die Entwicklung der Kulturlandschaft. Dabei werden diese Mittel an die Einhaltung umweltverträglicher Toleranzbereiche (KUL) gebunden.

Weitere Wirkungen

6. *Marktwirtschaftliche Orientierung* wird durch die ausschließliche Einkommenserwirtschaftung am Markt erreicht. Das erlaubt unternehmerischen Spielraum, die Integration in die Volkswirtschaft und den Abbau öffentlicher Akzeptanzprobleme.
7. *Sicherung einer flächendeckenden Landnutzung* und Verzicht auf Flächenstillegung werden durch Etablierung nachwachsender Rohstoffe mit geringen Standortansprüchen und nahezu unbegrenztem Bedarf ermöglicht.
8. *Erhalt der Infrastruktur des ländlichen Raums* wird realisiert, indem der Biomasseanbau und der Einstieg in die regionale Energieerzeugung und Rohstoffverwertung sowie die landschaftsgestalterische Tätigkeit Investitionen im ländlichen Raum erfordern und Arbeitsplätze schaffen.
9. *Die Attraktivität des landwirtschaftlichen Berufsstandes* wird entscheidend verbessert, weil der Einstieg in neue Tätigkeitsfelder vielseitige und attraktive Qualifikations-, Arbeits- und Organisationsstrukturen verlangt.
10. *Ressourcenschonung und CO₂-Vermeidung* wird vor allem durch Einstieg in die Bioenergieerzeugung ermöglicht.

Klaus Tampe

Kosten-Nutzen-Analyse zur Revitalisierung der mittleren und unteren Unstrut

Bei der im folgenden vorgestellten Projektskizze handelt es sich um ein Teilprojekt des Forschungsvorhabens „Entwicklung und Optimierung von Revitalisierungsmaßnahmen in der Unstrut-Aue durch ökologische und ökonomische Untersuchungen, Grund- und Sickerwasseranalysen zur Parametrisierung regionalspezifischer Leitbilder“ (Gesamtdurchführung: Thüringer Landesanstalt für Umwelt), das im Rahmen des BMBF-Forschungsverbundes „Elbe-Ökologie“ finanziert und durchgeführt wird.

In diesem Projekt soll ermittelt werden, welche Kosten durch die Umsetzung eines von der PGNU/naturplan für die mittlere und untere Unstrutau (Speicher Straußfurt bis Landesgrenze Thüringen) erarbeitetes Entwicklungskonzept bzw. einzelner Komponenten dieses Konzeptes hervorgerufen werden. Des weiteren sind die möglichen Nutzenstiftungen, die durch die Umsetzung zu erwarten sind aufzuzeigen und zu diskutieren. Anhand der ermittelten Kosten-/Nutzenstruktur ist fernerhin darzulegen, wo bei eingeschränkter Ressourcenverfügbarkeit Prioritäten bei der Umsetzung zu setzen sind. Im Anschluß daran sind mögliche Finanzierungsinstrumente aufzuzeigen und zu bezüglich ihres Beitrags zur Gesamtfinanzierung zu diskutieren. Aufbauend auf den Untersuchungsergebnissen soll zum Abschluß eine „Vision“ zur weiteren Entwicklung der endogenen Potentiale skizziert werden, die die Perspektiven für eine naturschutzkonforme Regionalentwicklung der Unstrutau aufzeigt.

Zusammenstellung eines Mengengerüsts

Als Basis für die gesamten ökonomischen Berechnungen und Bewertungen wird eine Zusammenstellung benötigt, anhand derer alle wesentlichen Inputs an Flächen und sonstigen Produktionsfaktoren, die für die Umsetzung des Entwicklungskonzeptes erforderlich sind, ermittelt werden können. Dieses Mengengerüst muß daher sowohl Auskunft über den Status quo und den angestrebten Zustand der Flächennutzung als auch über die erforderlichen Maßnahmen zur Erreichung des angestrebten Zielzustandes geben. Die wichtigsten Quellen für die Zusammenstellung des Mengengerüsts bilden die Arbeiten der PGNU/naturplan (1994, 1996) sowie die Agrarstrukturelle Vorplanung (AVP) für das Gebiet „Unstrutau Gebesee - Sömmerda“ (Thüringer Landgesellschaft mbH Erfurt 1996). Zusätzlich werden amtliche Statistiken, sonstige Literaturquellen sowie Expertenbefragungen hinzugezogen.

Soweit es für die ökonomische Betrachtung erforderlich ist, wird das der Entwicklungskonzeption zugrundeliegende Leitbild weiter konkretisiert, um so die erforderlichen Entwicklungsmaßnahmen komplett erfassen zu können. Da in den Planungsunterlagen nicht alle für die Kosten-Nutzen-Analyse notwendigen Angaben in der erforderlichen Form vorhanden sind, müssen zusätzlich eigene Arbeiten zur Schließung dieser Lücken durchge-

führt werden (z.B. Planimetrierung der Kartengrundlagen oder Konkretisierungen der angestrebten Biotoptypen). Des Weiteren werden die von der PGNU vorgeschlagenen Entwicklungsmaßnahmen hinsichtlich ihres Zielerfüllungsgrades eingeschätzt und ggf. spezifiziert, modifiziert bzw. erweitert. Sind alternative Entwicklungen bestimmter Bereiche im Rahmen des Entwicklungskonzeptes möglich, so werden diese in Form von unterschiedlichen Varianten berücksichtigt.

Grundsätzlich muß das Mengengerüst zu folgenden Fragestellungen Auskunft geben:

- Welche Flächen sind von der Entwicklungskonzeption betroffen (*Flächenbilanz*)?
- Wie werden die Flächen derzeit genutzt (*Ist-Zustand*)?
- Wie sollen die Flächen zukünftig genutzt werden bzw. sollen sie überhaupt genutzt werden und welcher Biotoptyp wird angestrebt (*Soll-Zustand*)?
- Welche *Nutzungsrestriktionen* sind auf einzelnen Flächen erforderlich, um den angestrebten Zielzustand mit hoher Wahrscheinlichkeit zu erreichen? Bei den landwirtschaftlich genutzten Flächen, die im Untersuchungsgebiet das Gros der betroffenen Flächen ausmachen, lassen sich je nach gewünschter Entwicklungsrichtung grob folgende Nutzungsrestriktionen unterscheiden:
 - Nutzungsänderung (Änderung der Nutzungsart und/oder Absenkung der Nutzungsintensität),
 - Beibehaltung der derzeitigen Nutzung (Intensivierungsverbot, Verbot der Nutzungsänderung),
 - Nutzungsaufgabe (Sukzession oder Pflege).
- Welche *Erstinstandsetzungsmaßnahmen* auf der Fläche bzw. am Fließgewässer sind erforderlich, um den Initialzustand für die gewünschte Entwicklung zu erreichen?
- Welche wiederkehrenden *Pflegemaßnahmen* sind auf der Fläche und am Fließgewässern erforderlich?
- Welche *naturschutzkonforme Nutzung* kommt für einzelnen Flächen in Frage?

Die Zusammenstellung des Mengengerüsts erfolgt zuerst für ein Teilgebiet (Bretleben bis Landesgrenze), für das eine Feinplanung existiert (PGNU/naturplan 1996). Danach erfolgt die Übertragung der Ergebnisse auf das gesamte Gebiet der mittleren und unteren Unstrutau, für das allerdings nur eine grobe Planung existiert (PGNU/naturplan 1994).

Ermittlung der Kosten

Die im Rahmen der Untersuchung zu erfassenden Kosten lassen sich in die beiden Kategorien Entwicklungs-/Erhaltungskosten und Flächennutzungskosten unterteilen. Unter Entwicklungs-/Erhaltungskosten werden hier folgende Kostenelemente zusammengefaßt:

- Kosten der Erstinstandsetzungsmaßnahmen auf der Fläche und am Fließgewässer (z.B. das Anpflanzen von Gehölzen).

- Investitionen für regelmäßig zu erneuernde Anlagen, die für die Umsetzung des Entwicklungskonzeptes erforderlich sind.
- Kosten für Pflegemaßnahmen auf der Fläche und am Fließgewässer. Unter Pflegemaßnahmen sind wiederkehrende Eingriffe zu verstehen, bei denen keine oder nur im geringen Umfang verkaufsfähige Produkte erzeugt werden, deren Erlöse zur Abdeckung der entstehenden Kosten herangezogen werden können.
- Kosten für die Etablierung und/oder Erhaltung einer naturschutzkonformen Landnutzung. Unter naturschutzkonformer Landnutzung werden hier solche Nutzungen subsumiert, die speziellen Naturschutzrestriktionen unterliegen und durch die bestimmte ökologische Leistungen erbracht werden sollen. Da sich aufgrund fehlender Märkte für „ökologische Leistungen“ (zum Thema „ökologische Leistungen“ vgl. Werner et al. 1995), z.B. die Bereitstellung von Feuchtgrünland, keine Preise herausbilden können, werden ersatzweise die Herstellungskosten des gewünschten Gutes, in unserem Beispiel der Feuchtwiese, herangezogen. Von diesen Kosten sind ggf. die erzielbaren Erlöse aus dem Verkauf von gleichzeitig erzeugten marktfähigen Produkten (z.B. Fleisch und Milchprodukte) zu subtrahieren. Der Ausgleich einer möglichen Kostenunterdeckung, die in den meisten Fällen der naturschutzkonformen Nutzung zu erwarten ist, stellt die Bezahlung für die ökologische Leistung dar (vgl. z.B. TAMPE & HAMPICKE 1995). Wichtig ist bei der Ermittlung der Herstellungskosten, daß auch die fixen Kosten entsprechend berücksichtigt werden, um die gewünschte Nutzung mittel- bis langfristig zu sichern.

Bei der zweiten Kostenkategorie, den Flächennutzungs- oder „Verdrängungskosten“ (BLÖCHLIGER et al. 1996), handelt es sich nicht um die Entlohnung für aktive Maßnahmen, sondern hierunter werden Verzicht auf mögliche Netto-Erträge verstanden, die entstehen, wenn durch die angestrebte Entwicklung andere mögliche und erlaubte *volkswirtschaftlich rentable Nutzungen* verdrängt werden. Der entgangenen Netto-Ertrag der rentabelsten verdrängten Nutzung stellt die volkswirtschaftlichen Opportunitätskosten der gewünschten Flächenentwicklung dar. Dies gilt allerdings nur im einfachsten Fall, nämlich wenn die verdrängte Nutzung nicht außerhalb des Untersuchungsgebietes durchgeführt werden kann. Ist eine Verlagerung der verdrängten Nutzung möglich, so vermindern sich die Opportunitätskosten und können im Extremfall Null betragen. Bei dieser Betrachtung ist darauf zu achten, daß Verteilungs- und Allokationseffekte strikt voneinander getrennt werden. Im Untersuchungsgebiet ist zu überprüfen, ob und in welcher Größenordnung Flächennutzungskosten durch die Verdrängung intensiver landwirtschaftlicher Nutzungssysteme oder den Kiessandabbau auftreten. Ausgewiesenes Bauland bzw. geplante Infrastrukturmaßnahmen sind von der Entwicklungskonzeption nicht betroffen. Ob weitere Nutzungskonkurrenzen bestehen ist im Verlauf der Projektbearbeitung zu analysieren. In dieser Untersuchung sollen keine detaillierten Einzelrechnungen zu den Flächennutzungskosten durchgeführt werden, sondern es wird lediglich ermittelt ob und in welcher *Größenordnung* Opportunitätskosten zu erwarten sind.

Sämtliche Kosten der Umsetzung der Entwicklungskonzeption werden als *jährliche Kosten* ermittelt, d.h. einmalige oder in größerer Zeitabständen erforderlichen Investitionen wer-

den in jährliche Stromgrößen (Renten bzw. Annuitäten) transformiert. Im Gegensatz zum Teilprojekt EULANU der Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft (BREITSCHUH, in diesem Heft), das teilweise ähnliche Aspekte für einen Betrieb detailliert betrachtet und aus einzelwirtschaftlicher Sicht bewertet, wird in dieser Untersuchung eine vereinfachte überbetriebliche Betrachtung für das gesamte Gebiet der mittleren und unteren Unstrutau vorgenommen und auch die nicht landwirtschaftlich genutzten Flächen und die Unstrut selbst werden mit einbezogen, um so die *volkswirtschaftlichen* Kosten für das gesamte Entwicklungskonzept zu ermitteln.

Erfassung von Nutzenaspekten

Den Kosten der Umsetzung der Entwicklungskonzeption stehen manifeste und potentielle Nutzenstiftungen gegenüber. Obwohl heute eine ganze Anzahl mehr oder weniger ausgereifter Verfahren existieren, mit denen der Nutzen einer Entwicklungskonzeption weitestgehend quantifiziert und monetarisiert werden kann, ist dies doch mit erheblichen Schwierigkeiten und einem hohem Aufwand verbunden. Der Nutzen des Entwicklungskonzeptes kann sich in Form von marktgängigen Konsumgütern, nicht-marktgängigen emotionalen und ästhetischen Nutzenstiftungen oder produktiven Leistungen ergeben, wie folgende Beispiele verdeutlichen.

- Erhöhung der nutzbaren Fischbestände;
- Erhöhung des Erholungswertes der Landschaft mit positiven Auswirkungen für den Fremdenverkehr u.ä.;
- Verbesserung der Gewässerqualität durch die Erhaltung bzw. Verbesserung des Selbstreinigungspotentials;
- Vermeidung bzw. Verminderung von Hochwasserschäden am Unterlauf durch die Schaffung von Retentionsflächen;

Da im Rahmen dieses Projektes keine aufwendigen Verfahren zur Nutzenermittlung (z.B. Zahlungsbereitschaftsanalysen) durchgeführt werden können, sollen statt dessen die möglichen Nutzenstiftungen aufgezeigt und bezüglich ihrer möglichen Größenordnung anhand von Literaturangaben diskutiert werden. Auf der Grundlage der ermittelten Kosten-/Nutzenstruktur wird eine Bewertung des Entwicklungskonzeptes vorgenommen und Empfehlungen für mögliche Prioritätensetzungen bei der Umsetzung erarbeitet.

Finanzierungsmöglichkeiten

Neben der Ermittlung der Kosten und der Abschätzung der Nutzen sollen auch mögliche Finanzierungsinstrumente aufgezeigt und ihr Beitrag zur Gesamtfinanzierung diskutiert werden. Im folgenden sind einige Finanzierungsmöglichkeiten exemplarisch aufgeführt:

- die Umwidmung von vorhandenen Mitteln, die bisher anderweitig eingesetzt werden,
- die Akquisition von Fördermitteln (EU, Bund, Land) zur Anschubfinanzierung bzw. zur Entlohnung von ökologischen Leistungen,
- die Gewinnung von Sponsoren,

- die Durchführung bezahlter Führungen etc.,
- die Beteiligung der sonstigen Nutznießer (z.B. Gastronomie, Fremdenverkehr) an den Kosten, in Form einer Naturtaxe o.ä.,
- die Verbesserung der Erlössituation bei naturschutzkonform erzeugten verkaufsfähigen Produkten (z.B. Fleisch, Milchprodukte) durch die Erzeugung hochpreisiger Spezialitäten (z.B. Fleisch von Auerochsenrückzüchtungen; eine kleine Herde dieser Tiere existiert seit kurzem in der Unstrutau) und/oder durch eine Verbesserung der Vermarktung.
- den Einbezug von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen.

Vision

Aufbauend auf den Untersuchungsergebnissen soll eine „Vision“ zur weiteren Entwicklung der endogenen Potentiale skizziert werden, die die Perspektiven einer naturschutzkonformen Regionalentwicklung in der Unstrutau aufzeigt. Die zu erwartenden positiven Effekte der Entwicklung, z.B. im Bereich Naherholung/Fremdenverkehr, bei der Produktion gesunder und naturschutzkonform erzeugter Nahrungsmittel, als gefragtes Wohnumfeld für Mitarbeiter örtlicher Unternehmen sind in der Vision darzulegen. Durch das Aufzeigen solcher Entwicklungsmöglichkeiten sollen die manifesten und potentiellen Nutznießer einer solchen Entwicklung (Naturschutz, Landwirtschaft, Fremdenverkehr, Gastronomie usw.) dazu veranlaßt werden sich zusammenzuschließen, um Synergieeffekte auszunutzen und gleichzeitig verstärkt Einkommensströme in die Region zu leiten. Insbesondere der letzte Aspekt ist als Anreiz zum Mittun von Wirtschaftssubjekten von Bedeutung. Gute Ansätze für ein solches Vorgehen finden sich bspw. beim Biosphärenreservat Rhön.

Literatur

- Blöchliger, H., U. Hampicke & G. Langer (1996): Schöne Landschaften: Was sind sie uns wert, was kostet ihre Erhaltung? In: Jahrbuch Ökologie 1996. München, S. 136-150.
- PGNU/naturplan (1994): Biotoptypenkartierung und Entwicklungskonzeption für die Mittlere und Untere Unstrut - Speicher Straußfurt bis Landesgrenze. Im Auftrag der Thüringer Landesanstalt für Umwelt. Jena. Unveröffentlichter Abschlußbericht.
- PGNU/naturplan (1996): Erweiterter Pflege- und Entwicklungsplan Unstrut. Abschnitt Bretleben bis Landesgrenze. Im Auftrag der Thüringer Landesanstalt für Umwelt. Jena. Unveröffentlichter Abschlußbericht.
- Tampe, K. & U. Hampicke (1995): Ökonomik der Erhaltung bzw. Restitution der Kalkmagerrasen und des mageren Wirtschaftsgrünlandes durch naturschutzkonforme Nutzung. Beih. Veröff. Naturschutz Landespflege Bad.-Württ. 83: 361-389.
- Thüringer Landgesellschaft mbH Erfurt (1996): Agrarstrukturelle Vorplanung „Unstrutau Gebesee - Sömmerda“ (Landkreis Sömmerda). Im Auftrag des Flumeuordnungsamt Gotha. Erfurt.
- Werner, W., H.-G. Frede et al. (Hrsg.) (1995): Ökologische Leistungen der Landwirtschaft. Definition, Beurteilung und ökonomische Bewertung. Frankfurt/M., Schriftenreihe agrarspectrum 24.

Gert Neubert, Peter Zube

Die sozioökonomische Betroffenheit der Landwirtschaft unter Berücksichtigung betrieblicher Anpassungsmöglichkeiten

Die Erfahrung zeigt, daß in gesamtgesellschaftlichem Interesse liegende Projekte an unzureichender Akzeptanz zu scheitern drohen, wenn die naheliegenden Interessen der unmittelbar Betroffenen nicht genügend beachtet werden. Mit dem Auftrag zur Bearbeitung des Themas "Die sozioökonomische Betroffenheit der Landwirtschaft unter Berücksichtigung betrieblicher Anpassungsmöglichkeiten" soll dieser Mangel behoben werden. Zum gegenwärtigen Zeitpunkt kann nur dargestellt werden, in welcher Weise vorgegangen werden soll; Ergebnisse liegen noch nicht vor.

Problemstellung

Aus der Realisierung der geplanten Rückverlegung des Elbdeiches im Raum Lenzen/Wustrow, der dort vorgesehenen Entwicklung von Auenwäldern und der vorrangig an Naturschutzziele orientierten Flächenbewirtschaftung sind erhebliche Einschränkungen der landwirtschaftlichen Nutzung von Flächen (nahezu ausschließlich Grünland) zu erwarten. Damit gehen Vermögensverluste, Einkommenseinbußen aus landwirtschaftlicher Erwerbstätigkeit und Arbeitsplätzeabbau in der Landwirtschaft einher; im Extrem sind die Existenzgefährdung landwirtschaftlicher Unternehmen und eine Störung des sozialen Gefüges in der Region nicht auszuschließen. Überwiegend werden die Beeinträchtigungen über das Maß hinausgehen, welches ohne Anspruch auf Ausgleich bzw. auf Entschädigung hinzunehmen ist.

Bearbeitungsziele

Das Ziel der Bearbeitung des Themas besteht darin,

- die in Landwirtschaftsbetrieben wirkenden Ursachen und Motive für Skepsis oder gar Ablehnung bzw. für die Befürwortung einer Rückdeichung und primär auf den Naturschutz ausgerichteter Maßnahmen zu bestimmen,
- Alternativen für die Flächennutzung sowie Möglichkeiten zur Diversifikation betrieblicher Aktivitäten aufzudecken und damit auf die Minimierung der wirtschaftlichen und sozialen Betroffenheit gerichtete Anpassungsstrategien anzubieten,
- den Einfluß betrieblicher Faktorausstattung und der gegebenen Rahmenbedingungen auf die Möglichkeiten zur betrieblichen Anpassung zu quantifizieren,
- die Wirksamkeit unterschiedlicher Förderinstrumentarien zu beurteilen,

- Vorschläge zur Konfliktlösung durch abgewogene ökologische Zielstellungen, betriebliche Anpassungsstrategien und geeignete Förderungs- und Ausgleichsregelungen zu erarbeiten und auf diese Weise
- die für die Erarbeitung konsensfähiger umwelt- und agrarpolitischer Konzepte erforderlichen Erkenntnisse zu erweitern und dazu beizutragen, ein Scheitern derartiger Projekte an ökonomischen Grenzen abzuwenden bzw. solche Projekte von vornherein realitätsnäher zu erstellen.

Methode

In einem vorstrukturierten, aber dennoch offenen Interview (Tab.1) werden Eigentümer und Nutzer landwirtschaftlicher Nutzflächen im potentiell betroffenen Gebiet danach befragt werden, ob und aus welchen Gründen sie die geplanten Maßnahmen akzeptieren bzw. ablehnen - erstere, weil ca. 130 Eigentümer über Grund und Boden im betroffenen Gebiet verfügen - nur stichprobenartig, letztere ausnahmslos. In der ersten Bearbeitungsstufe der eigentlichen Betroffenheitsanalyse ist eine Analyse der Ausgangslage vorgesehen. Sie betrifft

- die flurstücksgenaue Erfassung der potentiell von der Rückdeichung betroffenen Flächen unter Angabe von Nutzungsart, Bodenwertzahl, Eigentümer und Nutzer,
- die Ermittlung der im betroffenen Gebiet wirtschaftenden Landwirtschaftsbetriebe, deren Struktur und der für ihre Beurteilung bedeutsamen Faktorausstattung und naturalen und ökonomischen Kennziffern,
- die Erfassung der für die Landwirtschaft relevanten Förderung,
- die Erfassung infrastruktureller Gegebenheiten als Voraussetzung zur Beurteilung landwirtschaftlicher und außerlandwirtschaftlicher alternativer Erwerbsmöglichkeiten.

Die erste Aufgabe ist weitgehend realisiert. Dabei sind wir davon ausgegangen, daß in der mit dem Projekt verfolgten Variante der Rückdeichung als potentiell betroffene Flächen (einschließlich der qualmwasserbeeinflussten) alle auf der gesamten Länge der Rückdeichung zwischen Elbe und Löcknitz gelegenen Flächen in Betracht kommen.

Tabelle 1: Strukturierung des Interviews zur Akzeptanzanalyse

Frage	Eigentümer	Bewirtschafter
Wird die Rückdeichung akzeptiert aus Gründen des Hochwasserschutzes? wegen ihrer Bedeutung für die Regenerierung von Auenwäldern und für den Artenschutz?	X X	X X
Wird das Ausmaß der Rückdeichung für angemessen gehalten?	X	X
Welche Auswirkungen auf die Beschäftigungslage werden erwartet? in der Landwirtschaft? in der Region?	X	X X
Gibt es Bereitschaft zum Flächenverkauf bzw. Flächentausch? zu welchen Bedingungen?	X X	X X
Wird im Verkauf eine Chance für die Schaffung einer neuen Existenzgrundlage gesehen?	X	
Gibt es Vorbehalte bezüglich eines Eigentümerwechsels?		X
Mit welchen Auswirkungen auf die Einkommenslage wird infolge veränderter Bewirtschaftung der Flächen gerech- net?	X	X
Werden Auswirkungen von existenzbedrohendem Aus- maß befürchtet?	X	X
Welche Erwartungen bezüglich Ausgleichszahlungen gibt es?	X	X
Welche landwirtschaftlichen und nichtlandwirtschaftlichen Alternativen werden angestrebt, und besteht die Hoff- nung, sie realisieren zu können?	X	X

Als sehr problematisch erweist sich erfahrungsgemäß die Erfassung betriebspezifischer ökonomischer Daten. Wir hoffen aber, mit der Kontaktaufnahme zu den landwirtschaftlichen Unternehmern im Zusammenhang mit der Befragung zur Akzeptanz der Maßnahmen das dafür erforderliche Vertrauen gewinnen zu können.

An die Datenerfassung durch Befragungen und durch die Analyse betrieblicher Abrechnungen wird sich eine ökonomische Bewertung der gegenwärtigen Betriebskonzepte und deren Umsetzung anschließen. Damit wird nach unserer Überzeugung die Ausgangslage für die Abschätzung der Betroffenheit fixiert werden müssen, weil dafür weder Werte aus Referenzbetrieben zur Verfügung stehen (solche Betriebe fehlen), noch eine die gegenwärtigen Bedingungen berücksichtigende Optimierung des Betriebes geeignet erscheint. Grundsätzlich gehen wir von dem Erfordernis einer einzelbetrieblichen, fallspezifischen Betroffenheitsermittlung durch Kalkulation von Kosten und Erlösen vor und nach Wirksamwerden der Rückdeichung aus. Was die Wahl der Referenzsituation, d. h. der

Ausgangslage anbetrifft, neigen wir dazu, nach dem Prinzip zu handeln: "Im Zweifelsfall zugunsten des Angeklagten!". D. h., werden durch ein Unternehmen gegenwärtig - aus welchen Gründen auch immer - die den Standort- und Rahmenbedingungen entsprechenden Potenzen nicht ausgeschöpft, sollte nicht ein theoretisches Optimum, sondern ein kalkulatorisch ermittelter Durchschnittswert als Bezugsbasis dienen. Die Wahrscheinlichkeit, daß auf diese Weise "Mitnahmeeffekte" realisiert werden, ist dabei nur gering. Bei überdurchschnittlich gut geführten Unternehmen sollte das "Ist" die Referenzgröße sein. Andernfalls würden Können, Fleiß und Sorgfalt mißachtet werden. Grundsatz muß allerdings sein, daß nur solche ökonomischen Resultate angerechnet werden, die unter Einhaltung der an eine ordnungsgemäße Landwirtschaft zu stellenden Anforderungen erwirtschaftet wurden.

Zeitlich parallel zur Bewertung der gegenwärtigen Bewirtschaftungskonzepte sollen die Beeinträchtigungen der Flächen nach Stärke, Häufigkeit und Dauer spezifiziert und deren Auswirkungen auf Pflanzenbestand, Ertrag und Erzeugnisqualität sowie auf die Bewirtschaftbarkeit der Flächen quantifiziert werden. Weil voraussichtlich zuverlässige Daten zur Wasserdynamik fehlen werden, sollen dabei unter Berücksichtigung von Prognosen auf Grund von Modellkalkulationen durch andere Projektpartner und von Erfahrungswerten aus der Region ausgewählte Szenarien unterstellt werden. Für die Abschätzung von Auswirkungen auf den Pflanzenbestand, auf den Ertrag und die Erzeugnisqualität wie auch für die Konzipierung von Nutzungsalternativen sind eigene Erfahrungen und aus der Literatur abzuleitende Empfehlungen, aber unbedingt auch Ergebnisse aus der Arbeit anderer Projektpartner, insbesondere der Humboldt-Universität, die Grundlage.

Die umfangreichste Aufgabe sehen wir in der Kalkulation angepaßter schadensmindernder Betriebskonzepte und schließlich der zu erwartenden Erwerbsverluste mit Hilfe eines in unserer Einrichtung speziell dafür entwickelten Betriebskalkulationsprogrammes. Die Höhe der Erwerbsverluste wird durch eine Vielzahl von Einflußfaktoren bestimmt, so z. B.

- vom Ausmaß der Beeinträchtigung landwirtschaftlicher Flächennutzung durch Rückdeichung (Überflutung, Vernässung), Auenwaldregenerierung und Naturschutzauflagen (evtl. Spätschnitt),
- von den Möglichkeiten zur Anpassung an ein vermindertes Futteraufkommen vom Grünland und
- vom Wirksamwerden alternativer Flächennutzungs- und Erwerbsmöglichkeiten.

Ausschlaggebend für unsere Herangehensweise ist aber vor allem, daß sie sich nur aus einer gesamtbetrieblichen Betrachtung ableiten läßt. Sie hängt ganz wesentlich vom Anteil der betroffenen Flächen an der betrieblichen Gesamtfläche ab und davon, ob trotz der zu erwartenden Veränderungen ein bestehendes bzw. angestrebtes, mehr oder weniger durch Investitionen vorfinanziertes Betriebskonzept weiterhin verfolgt werden kann, oder ob eine Veränderung des Betriebskonzeptes selbst notwendig wird.

Anpassungsreaktionen als Antwort auf vermindertes Futteraufkommen vom Grünland - die wohl unmittelbarste Folge der Rückdeichung - können je nach Situation sehr unterschiedlich ausfallen. Denkbar sind sowohl Ersatzbeschaffung von Futter als auch Maßnah-

men zur Anpassung des Futterbedarfs (Tab. 2). Je nach Grad und Umfang der betrieblichen Veränderungen zur Anpassung an die neue Situation sind Erwerbsverluste in unterschiedlicher Weise zu kalkulieren:

- Bei nur geringer Betroffenheit genügt eine vereinfachte Differenzrechnung betroffener Zweige,
- bei starker Betroffenheit, insbesondere bei erforderlichen Strukturveränderungen, werden Gesamtbetriebsrechnungen unumgänglich.

Tabelle 2: Anpassungsmaßnahmen an das verminderte Futteraufkommen vom Grünland

Anpassungsmaßnahme	Anwendung, Wertung
A. Ersatzfutterbeschaffung	
Mehranbau von Ackerfutter oder Grünlandesaat	sofern anwendbar, meist billigste Variante; begrenzt bei starker flächiger Betroffenheit und hohem Grünlandanteil
Grundfutterzukauf	bei stärkerer flächiger Betroffenheit und hohem Grünlandanteil; oft möglich und traditionell gehandhabt
Mehreinsatz von Kraftfutter (Zukauf oder Eigenerzeugung)	zum Ausgleich geringerer Futterqualitäten; begrenzt bei hohen Tierleistungen (besonders bei Milchvieh)
Flächenzupacht	meist nicht möglich
Intensivierung auf nicht betroffenen Flächen	oft bereits ausgeschöpft
B. Futtereinsparung bzw. Futterbedarfsanpassung	
Viehbestandsabstockung	i. d. R. teuer und wegen geringer Tierbestände nicht erforderlich; bei starker Betroffenheit unvermeidlich
Vergabe von Vieh in Weidepension	nicht bei Milchkühen und Mastbullen
Umstellung von Produktionsverfahren (z. B. Mutterkuh- anstelle von Milchviehhaltung)	bei starker Betroffenheit mit negativen Auswirkungen auf die Futterqualität unvermeidlich; sozioökonomisch meist unakzeptabel

Ulrich Petschow

Naturschutz und Sozio-Ökonomie - ökologische Leitbilder und Möglichkeiten und Grenzen der Umsetzung

Hintergründe und ein konkretes Projekt

Kurzfassung

Maßnahmen des Natur- und Umweltschutzes treffen vielfach auf sozioökonomische Konstellationen, die die Durchsetzung der Maßnahmen erschweren oder gar verhindern. Ausgangspunkt der Diskussionen sind dabei die Betrachtungen des status quo und die entsprechenden Verteilungssituationen. Mit dem Naturschutz wird vielfach verbunden, daß die Umsetzung entsprechender Maßnahmen mit Einbußen und Verlusten auf anderer Seite verbunden sind. Um Maßnahmen des Naturschutzes durchführen zu können und gegenüber anderen Nutzungsformen durchsetzbar zu sein existieren im Grundsatz drei Möglichkeiten: die Kompensation, der sinkende Nutzungsdruck aufgrund geringerer marktlicher Nachfrage nach diesen Nutzungsformen oder schließlich die Möglichkeit von win-win Situationen zwischen Naturschutz und den vorhandenen bzw. den zu entwickelnden Nutzungen. Dabei spielt insbesondere der Aspekt der Zeit und der Entwicklungsdynamik zumindest in Deutschland (insbes. Landwirtschaft) eine wesentlichen Rolle, die Überlegungen zu einem mehr harmonischen Verhältnis denn zu einem konfliktären Verhältnis unterstützen. Die Entwicklung eines auenökologischen Leitbildes und die Möglichkeiten der Umsetzung von naturschutzorientierten Leitbilder werden im Rahmen des BMBF Forschungsprogramms „Elbe-Ökologie“ untersucht. Der Artikel gibt einen Überblick über die Ziele und die geplanten Vorgehensweisen.

Natur und Landschaft und langfristige Entwicklungen

Die langfristige Entwicklung von Natur und Landschaft ist durch eine Dualität gekennzeichnet (Sieferle (1997)). Auf der einen Seite wurde durch die Entwicklung der Agrargesellschaften die "ursprüngliche" Landschaft zurückgedrängt, gleichzeitig entstand die Kulturlandschaft, die durch die menschlichen Nutzungsformen gekennzeichnet ist. Mit dieser durch menschliche Eingriffe verursachten Veränderung des Landschaftstypus verbunden war die Zunahme der Biodiversität, die menschlichen Aktivitäten haben Nischen eröffnet für verschiedenste Spezialisten. In diesem Sinne ist zumindest in Teilbereichen eine Koevolution zwischen der Entwicklung der menschlichen Aktivitäten und der Biodiversität festzustellen.

Allerdings ist dieser Zusammenhang nicht in allen Fällen und auch nicht zu jedem Zeitpunkt zu identifizieren. Eine neue Dimension ist spätestens seit Beginn der 50er Jahre fest-

zustellen, als die landwirtschaftliche Produktion auf eine andere (Energie-) Basis gestellt und in der Folge Maßnahmen der Flurbereinigung durchgeführt wurden. In der Konsequenz nahm der Druck auf die ökologischen Nischen zu, Natur und Landschaft verarmten.

Maßnahmen des Naturschutzes erwiesen sich vor dem Hintergrund der Art der landwirtschaftlichen Produktion zunehmend als konfliktär mit den Zielen der Landwirtschaft bzw. der Landwirtschaftspolitik.

Diese Nutzungen und Nutzungsintensitäten sind allerdings im Zeitablauf nicht konstant. Unterschiedliche sozio-ökonomische Entwicklungen können einen zusätzlichen Nutzungsdruck hervorrufen oder auch zu einer Entlastung des Nutzungsdruckes beitragen. Konkrete aktuelle Problemlagen vor Ort müssen damit immer auch vor dem Hintergrund langfristiger Entwicklungen zu betrachten, um zu identifizieren, wie sich die Nutzungskonflikte in der Perspektive entwickeln werden.

Zugleich ist festzuhalten, daß Nutzungen z.B. für die Landwirtschaft aber auch der Erhalt von Natur und Landschaft veränderten Bewertungen im Zeitablauf unterliegen. Dies läßt sich typisierend in der Bundesrepublik aufzeigen. Das erste weit verbreitete Dokument, das sich mit den aus Umweltsicht problematischen landschaftlichen Entwicklungen befaßte, war die "Grüne Charta" von der Mainau, die bereits im Jahre 1961 auf die negativen Nebenefekte der zunehmenden Industrialisierung und Veränderung der landwirtschaftlichen Produktionsweise verbunden waren. Deutlich wird an diesem Beispiel, daß der Verlust an Natur und Landschaft der Auslöser war, der eine Diskussion über das Erhaltenswerte auslöste und den ersten Ansatz der Formulierung einer Nachfrage nach Natur- und Landschaft darstellte.

Ein konkretes naturschutzorientiertes Projekt: Planungen zu einer Deichrückverlegung zur Auenreaktivierung

Im Rahmen eines beantragten Projektes im Rahmen des BMBF Forschungsprogramms „Elbe-Ökologie“ ist beabsichtigt, die Wirkungen konkreter Planungen zur Deichrückverlegung an der Elbe in Sachsen-Anhalt abzuschätzen und dabei vor allem die Möglichkeit der Altauenreaktivierung zu überprüfen. Im Rahmen dieses interdisziplinären Projektes ist vorgesehen sozio-ökonomische Fragestellungen zu berücksichtigen, um eine Rückkoppelung an die konkrete Situation vor Ort zu ermöglichen und damit eine besondere Berücksichtigung der Umsetzungsbedingungen zu erreichen. Der folgende Text bezieht sich wesentlich auf den sozio-ökonomischen Baustein des Projektes und versucht einen Überblick über die Vorgehensweise zu geben.

Ziel des Projektes

Dem Projekt der Modellierung einer Deichrückverlegung im Bereich Sandau / Rogätz liegen u.a. die folgenden in einem Landtagsbeschluß festgelegten Ziele zu Grunde:

Das Land Sachsen-Anhalt hat sich zur Schaffung und Entwicklung eines zusammenhängenden Biosphärenreservates „Flußlandschaft Elbe“ in bereits mehreren Landtagsbeschlüssen erklärt. Da diese Beschlüsse auch mit Ausgangspunkt für die Entwicklung des ökologischen Leitbildes im Rahmen des BMBF Forschungsprojektes sein dürften, sind sie zugleich mit Grundlage für die Kosten-Wirksamkeits-Analyse. Den Landtagsbeschlüssen folgend ist das Ziel nicht nur die Erhaltung der einzigartigen Landschaft, sondern vor allem die Optimierung und Wiederherstellung bzw. weitgehende Wiederherstellung der natürlichen Verhältnisse in ausgewählten Teilbereichen. Die Ziele lassen sich zusammengefaßt wie folgt umreißen:

- Erhaltung und Entwicklung der Elbe im Sinne eines sandig-kiesigen Niederungsstromes mit einer weitmöglichst natürlichen Dynamik,
- Ausweitung und Optimierung der Überflutungsräume der Elbe und damit der naturraumtypischen und standortprägenden Dynamik der Flächen,
- sukzessive Entwicklung natürlicher Standorte von Überflutungsausau großer Niederungsströme wie Weich- und Hartholzauen, temporäre Gewässer und Flutrinnen sowie Pionierstandorte,
- Renaturierung von Nebenflußmündungen einschließlich deren Niederungen, Niederterrasseabschnitten und Altwasser sowie Optimierung der prägenden Dynamik im Gesamtgefüge Abiotik – Biotik,
- Extensivierung der landwirtschaftlichen Nutzungen unter Beachtung der ökologischen Zielstellungen, aber auch anthropogenen Einflüsse als naturschutzfachlich prägender und sozio-ökonomisch notwendiger Faktor.

Nutzungskonflikte und Lösungsansätze

Die geplante Deichrückverlegung bedeutet eine Veränderung der Landnutzung und kann damit zur Verdrängung bisheriger Nutzungsformen führen. Damit sind Nutzungskonflikte programmiert. Erforderlich ist es von daher die bisherigen Nutzungen zu identifizieren und zu überprüfen, inwieweit diese mit den geplanten Veränderungen in Konflikt stehen. Bestehende Nutzungsformen existieren in dem betroffenen Gebiet vor allem in der

- Nutzung des Flusses als Verkehrsweg
- Landwirtschaftliche Nutzung des Gebietes
- Nutzung als Siedlungs- und Gewerbegebiet, aber auch für Verkehrsinfrastrukturen (Straßen)
- Nutzung als Rohstoffquelle (Kiesabbau)

- Nutzung für Fischerei
- Nutzung für die Wasserwirtschaft.

Die aktuellen Nutzungsformen in dem für die Deichrückverlegung vorgesehenen Gebiet können durch die Veränderung der Landnutzungsform (Deichrückverlegung) beeinflusst werden, in einem aus Sicht der jeweils Betroffenen positiven bzw. auch negativen Sinne. Damit können sich für die wirtschaftlichen Akteure in der Region Gewinner- und Verliererpositionen aufgrund der Durchführung dieser Maßnahme ergeben. Veränderungen des status-quo durch politisch motivierte Maßnahmen (vielfach im Gegensatz zu marktlichen Veränderungen der Nachfrage) erweisen sich in der Regel dann als durchsetzbar, wenn:

- Kompensationen geleistet werden
- Der Nutzungsdruck durch andere Nutzungen abnimmt
- Win-win Situationen hergestellt werden können.

Kompensationen

Gegenüber aktiven Maßnahmen des Natur- und Umweltschutzes, also solche Maßnahmen, die durch eine geeignete Politik betrieben werden, ergeben sich in der Regel Forderungen nach Kompensation durch diejenigen wirtschaftlichen Akteure, die Handlungseinschränkungen und damit wirtschaftliche Einbußen befürchten. Die Höhe der Kompensation hängt im wesentlichen davon ab, wie der Wert der jeweiligen wirtschaftlichen Nutzung eingeschätzt wird.

Marktmäßig verursachte Veränderungen bzw. Entwicklungen hingegen haben Kompensationsforderungen nicht direkt zu Folge, es sei denn "der" Staat kann in die Pflicht genommen werden, einen Ausgleich für die Verluste bereitzustellen. Dies war und ist insbesondere im Bereich Landwirtschaft, Kohle etc. der Fall. Im erstgenannten Fall (Subventionierung der Landwirtschaft) ergeben sich von daher vielfach keine Probleme zwischen Naturschutz und z.B. der Landwirtschaft, vielmehr sind die Konflikte auf der Ebene der staatlichen Politik des Naturschutzes und der Landwirtschaftspolitik angesiedelt.

Maßnahmen des Naturschutzes sind in der Regel nicht mit umfassenden finanziellen Ressourcen ausgestattet, die es ermöglichen würden wesentliche und relevante wirtschaftliche Aktivitäten zu kompensieren. Dies gilt insbesondere, wenn es nicht um den Erhalt bestehender Strukturen geht, sondern um die Erweiterung der Flächen für den Naturschutz. Dies hat zur Konsequenz, daß die Durchsetzungsfähigkeit des Naturschutzes vielfach gering sind.

Dies ist vor allem auch eine Konsequenz daraus, daß die Bewertung des Nutzens der Maßnahmen des Naturschutzes sich teilweise als schwierig erweist, da es sich bei den Ergebnissen von Naturschutzmaßnahmen im wesentlichen nicht um marktfähige Güter handelt.

Die zeitliche Dimension: abnehmender Nutzungsdruck

Wirtschaftliche Aktivitäten bleiben im Zeitablauf nicht konstant, vielmehr sind sie aufgrund der Wettbewerbsprozesse in Marktwirtschaften kontinuierlichen Veränderungen unterworfen. Ein wesentliches Merkmal von Marktwirtschaften ist der Strukturwandel, der aufzeigt, daß die Bedeutung und die Relation der Sektoren zueinander einem beständigen Wandel unterliegen. Dies hat zur Konsequenz, daß es zu einer Veränderung der marktlichen Bewertung auch von Landnutzungen kommt. Der Rückzug der *Landwirtschaft* aus der Fläche ist ein typisches Beispiel dafür.¹⁷ Mit der Konzentration der Landwirtschaft auf diejenigen Flächen, die in besonderem Maße von den natürlichen Bedingungen begünstigt sind (in der Region z.B. die Magdeburger Börde) ist verbunden das Brachfallen von Flächen in den weniger begünstigten Gebiete.

Ähnliche Verhältnisse sind auch im Bereich der *Binnenschifffahrt* gegeben. Zwar bleibt die Binnenschifffahrt für Massengüter der günstigste Verkehrsträger, aber die Standortrelevanz von Flüssen hat in den letzten Jahrzehnten deutlich abgenommen. Damit nimmt auch die Bedeutung der Binnenschifffahrt als Verkehrsträger im Grundsatz ab, trotz der möglichen ökologischen Vorteile, die sich im Bereich der Emissionen feststellen läßt. Damit stellt sich aber zugleich auch die Frage nach der Funktion der Flüsse, die vor allen Dingen gekennzeichnet war durch die Funktion als Verkehrsträger, andere Funktionen waren dabei in den Hintergrund geraten. Erst durch die Hochwasser der letzten Jahre ist ein Wahrnehmungswandel festzustellen.

In der Summe kann von daher festgestellt werden, daß die Landnutzungen einem permanenten Wandel unterliegen. Dies kann dazu führen, daß Nutzungskonflikte im Hinblick auf den Naturschutz sich im Zeitablauf verändern können, dies gilt allerdings in beide Richtungen: Sie können sich verschärfen, sie können aber auch abnehmen. Für naturschutzorientierte Maßnahmen wird von daher von Bedeutung sein, eine Einschätzung über die Perspektiven der Landnutzungsformen zu erhalten, um die Potentiale für den Naturschutz auszuloten aber ggf. auch neue Konfliktfelder zu identifizieren. Für die von diesem Strukturwandel wirtschaftlich negativ betroffenen Regionen ergibt sich, dies gilt für die neuen Bundesländer in besonderem Maße, daß dieser Strukturwandel auch eine soziale Dimension hat, die politische meist wirtschaftsfördernde Aktionen erforderlich macht. Damit ist es gerade für den Naturschutz erforderlich Ansätze und Konzepte von win-win Situationen zu überprüfen.

Win-win Situationen

In den vergangenen Jahren ist eine Veränderung der Landwirtschaftspolitik festzustellen, in dem nunmehr nicht mehr alleine die Produktion landwirtschaftlicher Güter als alleiniger

¹⁷ Der Rückzug der Landwirtschaft aus der Fläche wird allerdings keineswegs durchgängig als positiv bewertet.

Anknüpfungspunkt für Subventionen ist, sondern zunehmend auch Maßnahmen, die dem Naturschutz dienen (Stichwort: Honorierung ökologischer Leistungen). Darüber hinaus wurde mit der Entwicklung der ökologischen Landwirtschaft, deren Einkommensverhältnisse sich vielfach nicht von denen der "normalen" Landwirtschaft unterscheiden, daß zwischen Naturschutz und dieser Form der Landwirtschaft die Konflikte geringer sein können.

Daraus folgt, daß Maßnahmen des Naturschutzes nicht mehr zwangsläufig konfliktär zu anderen Maßnahmen insbesondere Landwirtschaftspolitik gesehen werden muß. Vielmehr kann in Teilbereichen erwartet werden, daß die Konflikte im Zeitablauf abnehmen können. Durch die Einbindung in regionale Entwicklungskonzepte kann, die versuchen die Standortbedingungen der Region ganzheitlich zu entwickeln (Regionalmarketing) können sich auch Handlungspotentiale im Sinne des Naturschutzes eröffnen.

Mittelfristige Entwicklungstrends von Wirtschaft und Gesellschaft in der Elberegion

Die Basis einer Konfliktanalyse kann durch die Identifikation der generellen Entwicklungstrends in einem Gebiet, das für Naturschutzmaßnahmen in Frage kommt gelegt werden. Zunächst werden die generellen Faktoren und Entwicklungstrends von Wirtschaft und Gesellschaft identifiziert, also die prognostizierte wirtschaftliche Entwicklung der Elberegion und die damit verbundenen sozio-ökonomischen Folgewirkungen. Hierzu gehören u.a. die Untersuchung

- des Verkehrs, insbesondere der Güterverkehrsentwicklung,
- der Entwicklung der Industrie und des Gewerbes (Grundstoffindustrien, Bauwirtschaft),
- der Landwirtschaft,
- des Tourismus,
- der Wasserwirtschaft etc.

Mit der Abschätzung der Entwicklungen in diesen Bereichen bis zum Jahr 2010 soll ein Eindruck über die Entwicklung des sozio-ökonomischen Umfeldes gegeben und Aussagen darüber gemacht werden, welche Nutzungskonflikte kurzfristig existieren bzw. sich gemäß der Prognosen ergeben werden und welche Auswirkungen diese ggf. auf die Elbelandschaft haben können. Für das genannte Gebiet sind dabei vor allen Dingen Aspekte der Entwicklung der Verkehrswege (Wasserstraßen) aber auch der landwirtschaftlichen Entwicklung von Bedeutung.

Für den möglichen Konfliktbereich des *Wasserstraßenausbaus* ist es vor allen Dingen von Bedeutung zu identifizieren, welche binnenschiffaffinen Güter in der Perspektive in der Region transportiert werden, also welcher Bedarf aufgrund der vorhandenen Industrie-

strukturen vorhanden ist und welche Verluste ggf. mit dem Verzicht auf einen Ausbau möglich sind.

Für den Bereich der Landwirtschaft, einem weiteren wesentlichen potentiellen Konfliktpunkt, ist zu identifizieren, welche Perspektiven sich in diesem Bereich ergeben können. Hier ergeben sich vor allem zwei Ansatzpunkte:

- Auf der einen Seite ist spätestens mit der geplanten Osterweiterung der EU mit einem erheblichen Druck auf die EU Landwirtschaftspolitik und insbesondere der Subventionen zu rechnen. Einfache Rechenbeispiele verdeutlichen, daß die Form der Landwirtschaftspolitik bei einer Erweiterung der EU keinen Bestand haben kann.
- Desweiteren gerät die *Landwirtschaftspolitik* der EU durch die Verhandlungen der Welt handelsorganisation (WTO) in der Perspektive unter Druck, da diese letztlich darauf ausgerichtet ist die Subventionierung der Produktion zu begrenzen. Landwirtschaft wird ein zentrales Thema der kommenden Verhandlungsrunde sein.

In den neuen Bundesländern ist der Rückzug der Landwirtschaft aus der Fläche in vielen Bereichen bereits festzustellen und wird sich weiter verstärken. Allein in den aufgrund der natürlichen Bedingungen bevorzugten Gebieten wird von einem Verbleib der landwirtschaftlichen Produktion zu rechnen sein (Magdeburger Börde). Diese Entwicklungen bedeuten für die Landwirtschaft, daß sie aufgrund schlechter Standortbedingungen eingestellt, oder daß das Angebotsspektrum verändert werden muß. Hierbei kann, im Sinne des Naturschutzes ggf. die Honorierung ökologischer Leistungen eine wesentliche Rolle spielen oder aber das Angebotsspektrum im Sinne der Spezialisierung ökologisch angebaute Produkte und Tourismus erweitert werden.

Untersuchung der Gebiete bei Rogätz und Sandau

Diese skizzierten allgemeinen sozio-ökonomischen Entwicklungstrends müssen in der Folge auf das Projektgebiet heruntergebrochen werden, indem versucht werden muß, die Auswirkungen dieser Entwicklungen auf das entsprechende Gebiet abzuschätzen.

Der vorgesehene - zunächst modellhafte - Rückbau der Deichanlagen wird auch sehr direkte Wirkungen auf das sozio-ökonomische System haben. Infolge dieser Maßnahmen dürfen neue Nutzungskonkurrenzen entstehen, wenn bisherige Nutzungen in Frage gestellt werden. Von den vorgeschlagenen Maßnahmen gehen zumindest zwei Wirkungen aus:

1. Auf der einen Seite mögliche Verdrängungswirkungen wie z.B. durch den Ausschluß bestimmter Nutzungen oder die Zulassung eingeschränkter Nutzungen, wie z.B. die extensivierte Landwirtschaft.
2. Auf der anderen Seite mögliche positive Wirkungen wie z.B. verringerte Unterhaltungskosten eines sich wiederum stärker selbstregulierenden Systems und der Erhöhung der ökologischen Leistungen der Natur.

Entscheidend ist in diesem Zusammenhang, welche Angebotsbedingungen vor Ort existieren, d.h. inwieweit wird die Landwirtschaft unter den sich verändernden Bedingungen in der Lage sein sich zu behaupten oder ob, wie in einer Reihe von anderen Gebieten, mit einem Brachfallen der Fläche zu rechnen ist. Im letzteren Fall besteht dann nicht mehr der Konflikt mit dem Naturschutz sondern die marktlichen Bedingungen erfordern die Veränderung. Für die betroffenen landwirtschaftlichen Betriebe ergibt sich in diesem Fall ein Anpassungsbedarf unabhängig von Naturschutzanforderungen.

Die Deichrückverlegungen im Bereich Rogätz und Sandau sind eher als kleinräumige Maßnahmen zu bezeichnen. Doch können die dort gewonnenen Daten als Grundgerüst für die Quantifizierungen der Wirkungen dienen, die im Fall der Umsetzung des vorgeschlagenen Gesamtpaketes von Deichrückverlegungen im gesamten Elberaum (bzw. der Mittleren Elbe) zu erwarten sind.

Konfliktanalyse

Die geplanten Maßnahmen zur Erhaltung der Landschaft und zur Wiederherstellung der natürlichen Verhältnisse in den ausgewählten Gebieten dürften vor allem auf die Flächennutzung erhebliche Auswirkungen haben. Die verschiedenen Nutzungsmöglichkeiten und die Leistungen von Flußauen schließen sich zu einem bestimmten Grad aus: Klassisches Beispiel hierfür ist die Landwirtschaft, die in den Auegebieten nur noch in extensivierter Form stattfinden kann. Eine Konfliktanalyse und eine Analyse der Anpassungsreaktionen und mittelfristigen Wirkungen soll vor allem für die folgenden Bereiche vorgenommen werden:

- Landwirtschaft, Forstwirtschaft und Fischerei,
- Tourismus,
- Verkehrsinfrastruktur,
- Wasserwirtschaft,
- Kiesabbau.

Ziel dieses Arbeitsschrittes ist es, die mit der Reaktivierung der Altauen verbundenen Nutzungskonflikte für die Flächen im Bereich Rogätz und Sandau festzustellen. Dieser Arbeitsschritt muß in enger Zusammenarbeit mit Ökologen und anderen Naturwissenschaftlern erfolgen. Dies gilt insbesondere für die Rückwirkungen auf die Auen, die sich aus den zukünftigen Nutzungen ergeben werden. Aus ökonomischen Überlegungen läßt sich zwar abschätzen, wie sich die Nutzungen aufgrund veränderter Rahmenbedingungen in den Auen neu gestalten werden. Ob diese dann aber mit den Zielen der ursprünglichen Maßnahmen (Deichrückverlegung, Wiedergewinnung von Retentionsflächen etc.) vereinbar sind, kann nur durch die naturwissenschaftliche Analyse bestimmt werden. Dieser Arbeitsschritt erfordert somit in starken Maße die Kooperation mit anderen Fachdisziplinen.

Beispiel für Nutzungskonflikte: Fischfauna

Als ein Beispiel für bestehende Nutzungskonflikte soll hier das der Fischfauna angeführt werden: Die Reduktion der Fischfauna wurde vor allem durch den Ausbau der Elbe als Schiffahrtsweg bewirkt; zusätzlich von Bedeutung war die schlechte Wasserqualität. Eine ökonomisch bedeutende Auswirkung dieser Entwicklung ist, daß die Elbfischerei heute kaum noch eine Rolle spielt. Die konkreten Ursachen für den Rückgang der Fischfauna lassen sich wie folgt zusammenfassen (IKSE 1994: 70):

- Reduktion der Laichplätze im Strom, durch u.a. das Verschwinden der Kiesbänke und Kolke,
- die Beseitigung von Altwässern,
- Einbau von Wehren u.a. in den Nebenflüssen,
- Reduktion der Heterogenität des Gewässerbettes.

Mit den Deichrückverlegungen soll u.a. die Erhöhung der Strukturvielfalt des Flusses erreicht werden und dadurch die Reetablierung einer gewässertypischen und artenreichen aquatischen Lebensgemeinschaft erreicht werden. Zusammen mit der grundlegenden Verbesserung der Wasserqualität können sich daraus, in Verbindung mit weiteren Maßnahmen, Chancen für eine Reetablierung der Elbfischerei ergeben.

Ökonomische Bewertung der beabsichtigten Deichrückverlegungen

Um die beabsichtigten Deichrückverlegungen aus gesamtwirtschaftlicher Sicht bewerten zu können, sind zum einen Informationen über die mit dem Projekt verbundenen Kosten notwendig, zum anderen werden Informationen über die Nutzen, die diese Maßnahmen stiften, für eine Kosten-Nutzen-Betrachtung benötigt (vgl. die folgende Tabelle). In dem Forschungsvorhaben sollen zum einen die Kosten der beabsichtigten Maßnahmen erhoben werden, zum anderen werden im Rahmen der Konfliktanalyse einige der sogenannten use-values erhoben. Hierzu gehören zum Beispiel die veränderten Erträge in der Land- und Forstwirtschaft, um die Auswirkungen der Deichrückverlegungen und der damit verbundenen Nutzungsänderungen abschätzen zu können. Eine vollständige Kosten-Nutzen-Analyse könnte aber nur dann vorgenommen werden, wenn auch die übrigen Informationen der Nutzenseite von einem anderen Teilprojekt zur Verfügung gestellt werden könnten.

Kann auf diese Informationen nicht zurückgegriffen werden, dann ist im Rahmen dieser Untersuchung vorgesehen, in bezug auf die politische Zielsetzung des Landes Sachsen-Anhalt eine Kosten-Wirksamkeits-Analyse durchzuführen. Eine Kosten-Wirksamkeits-Analyse unterscheidet sich von der Kosten-Nutzen-Analyse darin, daß der Output von Maßnahmen zwar gemessen, aber nicht mit monetären Werten bewertet werden kann. Es geht daher darum, die zur Erreichung der umweltpolitischen Ziele einzusetzenden Ressourcen (Kosten) zu minimieren (vgl. auch Mühlenkamp 1994). Als Kosten sind dafür jeweils die mit dem ökologischen Leitbild, die sich aus unterschiedlich umfangreichen Baumaßnahmen, Bewirtschaftungskosten etc. ergeben.

Tabelle 6: Informationen für eine Kosten-Nutzen-Analyse

Ökologische erweiterte Kosten-Nutzen-Analyse	
Kosten	Nutzen
<i>Unmittelbare Projektkosten:</i> => Baukosten, Flächenankauf, etc.	<i>Total Economic Value</i> der Flußlandschaft der Elbe => direkte Nutzen (Erholung, Tourismus, Fischerei etc.)
<i>Opportunitätskosten</i> aufgrund zu unterlassender Nutzungen; so z.B. durch => Begrenzung der Binnenschifffahrt => unterlassenen Kiesabbau => extensivierte Landwirtschaft => Reduzierung des Wildbestandes	=> indirekte Nutzen (Reinigungsfunktion für Wasser, Stabilisierung von Mikroklima, Trägerfunktion für bestimmte Arten und Biotope, etc.) => Optionswert und Existenzwert (non-use values; Ermittlung mit Hilfe der Contingent Valuation)
<i>Bewirtschaftungs- und Pflegekosten</i> => Ausgleichszahlungen	Oder Das umweltpolitische Ziel des Landes Sachsen-Anhalt als Ausgangspunkt für eine Kosten-Wirksamkeits-Analyse

Kosten der Projektrealisierung

a) *Erfassung der Projektkosten:* Zu diesem Bereich gehören einmal die unmittelbaren Kosten der Projektrealisierung wie z. B. die Baukosten. Dabei ist zu untersuchen, bis zu welchem Grad die Baukosten entscheidungsrelevant sind: Aufgrund des Hochwasserschutzes müssen in nächster Zeit unabhängig davon, ob die Deichrückverlegungen durchgeführt werden oder nicht, Erneuerungsinvestitionen an den jetzigen Deichen durchgeführt werden. Da auf den derzeitigen Deichen alte Eichenbestände stehen, würden die Deiche zudem wahrscheinlich an einer anderen Stelle neu erbaut werden. Da somit auch ohne die Deichrückverlegungen Kosten entstehen, ist zu untersuchen, wie hoch die tatsächlich entscheidungsrelevanten Kosten sind. Diese ergeben sich aus den Gesamtkosten für die projektierte Maßnahme abzüglich der "indisponiblen Ersatzanteile".¹⁸ Damit wären für die Kosten-Nutzen-Analyse nur diejenigen Kosten relevant, die zusätzlich zu diesen indisponiblen Ersatzanteilen entstehen.

Zum anderen müssen auch diejenigen Auswirkungen mit in die Kostenbetrachtung einbezogen werden, die sich in anderen Flußanschnitten durch die Maßnahme ergeben: So können die Deichrückverlegungen dazu führen, daß in den nachfolgenden Flußabschnitten die Belastung der dortigen Deiche bei Hochwasser durch die geschaffenen Retentionsflä-

¹⁸ Die indisponiblen Ersatzanteile sind die Kosten, die zur Aufrechterhaltung der Leistungsfähigkeit der Deiche in ihrem bisherigen Zustand aufgewendet werden müssen.

chen abnimmt: dies könnte sich in veränderten Unterhaltungsaufwendungen und geringerem Reinvestitionsbedarf (nur noch geringere Deichhöhen erforderlich) äußern.

b) Erfassung der Opportunitätskosten (Verdrängungskosten): Werden die Altauen reaktiviert, dann sind etliche Nutzungseinschränkungen zu erwarten: Kann z.B. die Landwirtschaft nicht mehr so hohe Flächenerträge erwirtschaften, dann stellen die verminderten Erträge aus volkswirtschaftlicher Sicht Kosten dar. Diese gilt in ähnlicher Weise für die entgangene Möglichkeit, in diesen Gebieten Kiesabbau zu betreiben. Und auch die Binnenschifffahrt könnte von den Maßnahmen betroffen sein: Hat die Rückverlegung der Deiche Einfluß auf die Schifffbarkeit der Elbe, dann führt auch dies auf volkswirtschaftlicher Ebene zu Kosten. Die Opportunitätskosten werden für all diejenigen Nutzungskonflikte ermittelt, die ausgehend vom ökologischen Leitbild in einem früheren Arbeitsschritt ermittelt wurden und die als entscheidungsrelevant anzusehen sind.

c) Neben den direkten Projektkosten und den Opportunitätskosten fallen drittens noch Bewirtschaftungs- und Pflegekosten an. Um die Ziele des Projektes zu erreichen, kann die Natur sich nicht in allen Bereichen selbst überlassen werden: Die Bewirtschaftung und Pflege von Flächen wird weiterhin notwendig sein. Nach Blöchliger et al. (1995: 148) kann davon ausgegangen werden, daß typische Extensiv-Betriebszweige, welche die Schönheit der Landschaft gewährleisten, Kostenunterdeckungen zwischen 300 DM und 1.000 DM pro Hektar und Jahr aufweisen. Auch die hierdurch notwendig werdenden Ausgleichszahlungen sind als Kosten der Projektmaßnahmen anzusehen und müssen deshalb für die ökonomische Bewertung des Projektes mit erfaßt werden.

Nutzen der Projektrealisierung

Die im folgenden genannten Nutzen können nur mit in die Bewertung der Gebiete in Sandau und Rogätz einfließen, wenn hierfür Informationen über die ökonomische Bewertung der Elbauen vorliegen würden. Ansonsten würde bis auf die Ermittlung einiger use-values, wie z. B. die Erträge aus der möglichen Nutzung land- und forstwirtschaftlicher Flächen, sowie mögliche Einnahmen aus der Flußfischerei, deren Kenntnis Grundlage für die Entwicklung eines Maßnahmenpaktes zur sozio-ökonomischen Stabilisierung wäre, keine explizite Nutzenbetrachtung vorgenommen. Als Instrument würde dann die Kosten-Wirksamkeits-Analyse eingesetzt werden, um die Kosten für die Erreichung der umweltpolitischen Ziele des Landes Sachsen-Anhalt in den Gebieten Sandau und Rogätz zu minimieren.

a) Direkte Nutzen: Feuchtgebiete wie die Elbauen stellen vielfältige „use-values“ zur Verfügung. Hierzu gehören die direkten Leistungen in Form von „Produkten“ wie Fisch, Holz etc. Zu ihrer Bewertung können Marktpreise herangezogen werden. Wobei weiter oben

schon darauf hingewiesen wurde, daß diese in vielen Fällen nicht den realen Knappheiten entsprechen und hier Korrekturen vorzunehmen sind. Die direkten Nutzen sind insbesondere dann von Bedeutung, wenn in einigen Bereichen eine Zunahme der „Produktivität der Natur“ infolge der Deichrückverlegungen zu erwarten ist: Hier ist u.a. die Flußfischerei zu nennen. Da sich die Lebensbedingungen für die Fischpopulationen durch die Deichrückverlegungen deutlich verbessern werden, ist mit einem Anstieg des Fischbestandes zu rechnen. Aber auch steigende Einnahmen im Bereich Tourismus könnten zu einer Erhöhung der direkten Nutzen führen.

b) *Indirekte Nutzen (ökologische Leistungen)*: Die Natur erbringt bestimmte Leistungen für den Menschen, die auch aus ökonomischer Sicht bedeutend sind. Oben war angeführt worden, das Überschwemmungsauen eine entsorgende Funktion als Nährstoffsinken und als Schadstofffilter übernehmen. Damit stellt die Natur Funktionen bereit, die sonst von entsprechender "Umwelttechnik" übernommen werden müßten. Da der Einsatz dieser Technik Kosten verursacht, können diese als Maßstab für die Bewertung der natürlichen Funktionen herangezogen werden. Die Wiedergewinnung von Retentionsflächen dürfte zu einer Steigerung der Leistungsfähigkeit der Natur in diesem Sinne führen. Diese Steigerung der Leistungsfähigkeit müßte dann den Projektmaßnahmen als positive Auswirkungen, als Nutzen zugeschrieben werden (vgl. Groot 1994).

Diese ökologischen Leistungen können u.a. mit Hilfe der sogenannten Wiederherstellungskosten (replacement costs) bewertet werden. Darunter sind z.B. diejenigen Kosten zu verstehen, die entstehen, wenn bestimmte ökologische Funktionen zerstört werden. Muß eine Funktion durch "Umwelttechnik" ersetzt werden, entstehen Kosten (u.a. für die aufzuwendende Energie). Die Höhe dieser Kosten kann als ein Äquivalent für den ökonomischen Wert der ökologischen Leistungen angesehen werden. Umgekehrt kann dann auch bei einer Ausweitung eines Ökosystems davon ausgegangen werden, daß dadurch ein höheres Leistungspotential gegeben ist und damit auch der ökonomische Wert gestiegen ist. GREN und GROTH (1995) haben als gesamten Wert haben für die Donau-Auen innerhalb von Deutschland (rd. 45000 ha nach ihren Angaben) einen Wert von 32 Mio. ECU ermittelt. Dieser Gesamtwert setzt sich bei ihnen zusammen aus der Ressourcenproduktivität (Holzertrag, Futterproduktion, Fischfang), der Bedeutung als Erholungsraum und aus dem Wert als Senke für Nährstoffe. Für die Bewertung der ökologischen Funktionen soll der von GREN und GROTH gewählte Untersuchungsansatz auf die Elbe übertragen werden und entsprechend weiterentwickelt werden (Zu diesem Ansatz siehe auch GREN, SÖDERQVIST 1994, TURNER ET AL. 1995).

Leitbildentwicklung und Maßnahmenkonzepte

Nach der Darstellung der Vorgehensweise im Rahmen der Nutzen-Kosten-Analysen wird in diesem Abschnitt vorrangig auf die Entwicklung des Leitbildes und insbesondere die

Möglichkeiten der Umsetzung des Leitbildes abgestellt. Zum Abschluß werden die konkreten Arbeitsschritte des Projektes überblicksartig dargestellt.

Leitbildentwicklung und Akzeptanzförderung

Die Renaturierung von Fließgewässern findet heute zunehmend Akzeptanz in der Bevölkerung und wurde schon an einer Reihe von kleineren Fließgewässern durchgeführt. Aus den dabei gesammelten Erfahrungen wird deutlich, daß die Einbindung der Betroffenen und der Öffentlichkeit eine große Rolle spielt, um die Konzepte auch erfolgreich umsetzen zu können. Dabei geht es sowohl um die generelle Akzeptanz gegenüber der Durchführung der Maßnahmen als auch darum, daß die damit verbundenen Nutzungsbeschränkungen von den Betroffenen akzeptiert werden. Daher ist es erforderlich, mögliche Betroffene frühzeitig in die Planungen mit einzubeziehen im Sinne eines strukturierten Mediationsprozesses. Darüber hinaus ist es erforderlich, die allgemeine Öffentlichkeit mit einzubeziehen, um die Akzeptanz gegenüber den Maßnahmen insgesamt zu erhöhen.

In einigen Bundesländern werden entsprechende Konzepte zur Verbesserung der Gewässerstrukturgüte schon realisiert. Hier ist z.B. die „Aktion Blau“ zu erwähnen, die in Rheinland-Pfalz initiiert wurde. Ein zentrales Anliegen dieser Aktion ist es, die Akzeptanz für Renaturierungsmaßnahmen zu erhöhen. Neben den fließgewässerfachlichen Lösungsansätzen für die Renaturierung stehen in diesem Konzept gerade Maßnahmen im Vordergrund, die auf die Akzeptanz und die Kommunikation mit den jeweiligen Betroffenen abzielen. Dabei kommt der Umsetzung dieses Programms insbesondere zugute, daß sich infolge von Veränderungen in der Landwirtschaft (Extensivierungsprogramme etc.) sich der Druck auf die Landnutzung verringert hat. Die Landwirtschaft kann daher besser als noch vor einigen Jahren in die Entwicklung der Konzepte eingebunden werden.

Mit einem Langfristkonzept wie der „Aktion Blau“ zur Verbesserung der Gewässerstrukturgüte soll ein potentiell natürlicher Zustand erreicht werden. Dieser Zustand soll

- mit minimalen Kosten erreicht werden,
- in langfristiger Hinsicht angestrebt werden,
- in Abstimmung mit den Betroffenen erreicht werden,
- konkret mit den jeweiligen Möglichkeiten abgestimmt werden
- und schließlich kommuniziert werden.

Zum anderen weisen Erfahrungen aus dem Bereich der Landschaftsplanung und –pflege daraufhin, daß es für die Umsetzung von landschaftsplanerischen Zielen unbedingt notwendig ist, die Betroffenen möglichst frühzeitig in die Planung mit einzubeziehen. Lutz (1996) weist aufgrund seiner Erfahrungen aus mehreren Projekten, in denen er sich mit der Umsetzung von landschaftspflegerischen Maßnahmen beschäftigt hat, darauf hin, daß durch verbesserten Informationsfluß und bessere Vermittlung zwischen den beteiligten Gruppen die Umsetzungserfolge zum Teil erheblich gesteigert werden können. Damit wird das Zusammenführen der lokalen Akteure und das Bündeln landschaftsbezogener Interes-

sen am Runden Tisch bzw. in Arbeitskreisen zum Kernstück umsetzungsorientierter Landschaftspflege.

Um die Akzeptanz und den Umsetzungserfolg für die beabsichtigten Deichrückverlegungen zu erhöhen, ist es zunächst notwendig, Informationen über deren Auswirkungen zur Verfügung zu stellen: so über die ökologischen Nutzen und die Auswirkungen auf die Landnutzung. Im Hinblick auf mögliche Nutzungseinschränkungen sind darüber hinaus auch unter Beteiligung der lokalen Akteure Gesamtkonzepte zu entwickeln, die geeignet sind, diese Einschränkungen durch geänderte Nutzungen zu relativieren oder die für die direkt Betroffenen Ausgleichsmaßnahmen (finanziell bzw. flächenorientiert) vorsehen. Denn je höher die Akzeptanz ist, desto weitgehender kann das ökologische Leitbild der möglichst „optimalen Altauenreaktivierung“ umgesetzt werden.

Doch werden einige Nutzungen auch als „unabänderliche Nutzungen“ einzustufen sein. Daher dürfte die volle Zielerreichung in ökologischer Hinsicht nicht oder nur begrenzt möglich sein. Es kann daher auch sinnvoll sein, zu versuchen, die Ziele in mehreren Schritten zu erreichen. Denn es ist denkbar, daß in Abhängigkeit von der Fristigkeit der Planungen und Umsetzungen sich vermeintlich unabänderliche Nutzungen als veränderbar erweisen. Dadurch könnte sich nicht nur der Zielerreichungsgrad in bezug auf das Leitbild deutlich erhöhen, sondern auch die Kosten könnten deutlich verringert werden, wodurch ein effizienterer Mitteleinsatz erreicht würde (vgl. dazu auch die Vorgehensweise im Rahmen des sog. Amöbe-Projektes, dargestellt in RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN 1994: 95ff).

Aus den Ergebnissen der Analyse der Nutzungskonflikte sollen unter Einbezug der Perspektiven der wirtschaftlichen Entwicklung der Region Maßnahmenkonzepte entwickelt werden. Im Mittelpunkt soll bei der Entwicklung und Umsetzung des Maßnahmenkonzeptes die Kommunikation über die Ziele der Deichrückverlegung stehen. Dabei kommt der Kommunikation mit den direkt Betroffenen besondere Bedeutung zu: zentral sind hier sowohl das Ausmaß der möglichen Nutzungseinschränkungen als auch die möglichen Instrumente (Transferzahlungen, Honorierung ökologischer Leistungen etc.), mit denen die Einbußen durch die Nutzungseinschränkungen ausgeglichen werden könnten.

Realisierbares Leitbild und Maßnahmenkonzept

Die Konfliktdanalyse bezüglich der vorhandenen Nutzungen, die Grundlage der ökologisch erweiterten Nutzen-Kosten-Analyse ist, stellt zugleich die Gewinner und Verlierer einer Deichrückverlegung dar. Im Rahmen der Erhebung der Landnutzung sollen u.a. folgende Punkte erfaßt werden:

- Die wirtschaftliche Bedeutung der Flächen, die als Retentionsfläche genutzt werden sollen, z.B. für die landwirtschaftlichen Betriebe.
- Welche Nutzungen - entsprechend dem Leitbild - werden zukünftig auf diesen Flächen noch möglich sein?

Damit soll eine Abschätzung möglich werden, welche wirtschaftliche Bedeutung diese Flächen gegenwärtig und/oder in der absehbaren Zukunft für die einzelnen Nutzer haben werden. Als Felder möglicher Nutzungskonflikte im Fall der Deichrückverlegungen und Alttauenreaktivierung kommen u.a. folgende in Betracht:

- landwirtschaftliche Nutzungen,
- Kiesabbau,
- Binnenschifffahrt.

Die Deichrückverlegung in Sachsen-Anhalt ist eine politisch gewollte und realisierbare Möglichkeit, wobei die Vorgaben und Planungen über das Ausmaß der Deichrückverlegung bereits weitgehend entschieden sind.

Insofern liegt in groben Zügen schon fest, was realisiert werden soll. Die Konkretisierung des Leitbildes ist dabei abhängig von:

- der wissenschaftlichen Untersuchung der Möglichkeit der Auenreaktivierung, mit der die Erfolgsbedingungen herausgearbeitet werden sollen,
- den sozio-ökonomischen Nutzungen und deren Veränderlichkeit.

Damit sind aber z.B. solche Fragen noch nicht beantwortet, wie mit den Altdeichen verfahren werden soll oder welche Nutzungen zum einen auenverträglich sind und zum anderen Akzeptanz bei den Nutzern finden. Aus Sicht der Auenökologie besteht zunächst das Leitbild, optimale Voraussetzungen für eine Reaktivierung der Auen zu schaffen. Dieses Leitbild stellt daher im ersten Schritt das Referenzmodell dar; es beschreibt, was im Grundsatz erreicht werden sollte.

Diesem auenökologischen Leitbild sind dann zunächst die bisherigen Nutzungen (und Nutzer) gegenüberzustellen, um zu verdeutlichen, welche Nutzungseinschränkungen mit der Verfolgung dieses Zieles verbunden wären. Dabei sind zwei Dinge von Bedeutung:

- die Kosten der Maßnahmen selbst,
- die Frage der Auswirkungen auf die Nutzungen und die dadurch entstehenden Kosten.

Im Anschluß daran ist zu bestimmen, welche Nutzungen bei völliger Umsetzung des Leitbildes möglich wären und welche Nutzungen auszuschließen wären. Dabei ist insbesondere auf Punkte wie die Entwicklung der Grundwasserstände und die Entwicklung der Qualmwässer zu achten. Nach Klärung möglicher Konfliktlagen ist zu überprüfen, welche Konfliktlösungsmöglichkeiten grundsätzlich existieren. Dabei geht es zunächst um die Frage der Ausgleichsmöglichkeiten. Für diesen „Optimalfall“ aus Sicht der Auenökologie sind dann die Nutzen und Kosten einander gegenüberzustellen. Sie sind eine wichtige Grundlage für die Abwägung zwischen der vollständigen Umsetzung des ökologischen Leitbildes und den mit den Nutzungsbegrenzungen verbundenen Kosten.

Generelle Entwicklungstrends sind dabei ebenso zu berücksichtigen wie regionale Entwicklungstrends. Damit wird zum einen deutlich, daß die Nutzungen nicht als statisch zu betrachten sind und zum anderen, daß regionale Entwicklungen und Konzepte mit eingebunden werden müssen. Es ist auch zu fragen, ob die Auenreaktivierung nicht positiv in die

regionalen Entwicklungskonzepte mit einbezogen werden und insofern für die Region als Werbeträger nutzbar gemacht werden kann. Die Regionalentwicklungskonzepte müssen daher die konkret betroffenen Flächen mit einbinden.

Die Region Sandau/ Rogätz in Sachsen-Anhalt ist nicht zuletzt durch den ökonomischen Strukturbruch der mit der Wende eingetreten ist als strukturschwach einzuschätzen. Sachsen-Anhalt selbst verfolgt das Konzept der regionalisierten Regionalpolitik, deren Ansatz es im Grundsatz ist, daß die Regionen in Sachsen-Anhalt ihre wirtschaftlichen Potentiale identifizieren und Maßnahmen ergreifen sollen, die diese Potentiale erschließen können. Dazu sind regionale Kommunikationsprozesse erforderlich, die eine Verständigung über die Stärken und Schwächen der Region bewirkt und Maßnahmen wie die Potentiale erschlossen werden können. Da mit externen Anstößen zur wirtschaftlichen Entwicklung z.B. durch Unternehmensansiedlungen nicht oder nur in geringem Ausmaß zu rechnen ist, zugleich vielfach die wirtschaftliche Bedeutung der Landwirtschaft abnimmt, insbesondere im Hinblick auf die Beschäftigung, ist es für die Regionen erforderlich, Strategien für die wirtschaftliche Entwicklung zu identifizieren. Ein Baustein für eine solche Strategie kann die Einbeziehung des Naturschutzes in regionale Strategien sein. Dies kann an dieser Stelle nur skizziert werden, wird im Rahmen des Forschungsprojektes eine wesentliche Rolle spielen. Im Grundsatz geht es darum in der Region eine Strategieentwicklung voranzutreiben, die als Basis die Potentiale der Region hat. Dazu gehört vor allem die Landwirtschaft, der Fluß Elbe aber auch der Umwelt- und Naturschutz. Dabei kann aus der Vorgehensweise anderer Regionen gelernt werden. Erfolgreiche Konzepte zeichnen sich vielfach dadurch aus, daß Strategien entwickelt werden, die versuchen die Potentiale der Region insgesamt zu nutzen. Dies bedeutet z.B., daß die landwirtschaftlich erzeugten Produkte nicht mehr auf "anonymen" Märkten vermarktet werden, sondern die regionale Herkunft als eine Art Qualitätsgütesiegel genutzt werden sollte. Dies ist insbesondere im Bereich der Produkte des ökologischen Landbaus von Bedeutung. Die Entwicklung eines Markenzeichens, das eine Verbindung herstellt zwischen den natürlichen Bedingungen der Region einer umweltschonenden Produktionsformen im Landwirtschaftsbereich und dem Naturschutz sowie dem Tourismus. Dazu bedarf es unternehmerischer Herangehensweisen um die Marktlücken zu identifizieren und zu erschließen. Die Entwicklung eines solchen Szenarios wird ein wesentlicher Bestandteil des Projektes sein.

Maßnahmenpaket zur sozio-ökonomischen Stabilisierung der Region

Neben Instrumenten zur finanziellen Förderung sollen in dem Maßnahmenpaket auch Ansätze für ein *Regionalmarketing* u.a. zur Förderung der Absatzes von Produkten des ökologischen Landbaus und zur Förderung der Tourismus diskutiert und Vorschläge für die Umsetzung gemacht werden. Da davon auszugehen ist, daß ohne eine wirtschaftliche Nutzung der Landschaft die Ziele des Naturschutzes und der Landschaftspflege nicht umzusetzen sind, stellt sich die Frage nach geeigneten Bewirtschaftungsformen. Sind diese Be-

wirtschaftungsformen komplementär zur beabsichtigten Bereitstellung von Naturschutz und Landschaftspflege, dann haben zudem die Akteure vor Ort einen Anreiz, sich für den Erhalt und die Pflege einzusetzen, da dies in ihrem eigenen wirtschaftlichen Interesse liegt (vgl. hierzu auch die Ausführungen von Zimmer 1994; auf den Zusammenhang von der Umsetzung landschaftspflegerischer Konzepte und der Entwicklung von Vermarktungsstrategien verweist auch Lutz 1996).

Mit dem Regionalmarketing sollen die Absatzchancen für diejenigen Produkte, für die eine Komplementarität zum Naturschutz und zur Landschaftspflege gegeben ist, verbessert werden. In erster Linie dürften dies – wie schon genannt - Tourismus und ökologischer Landbau sein, doch sollen im Rahmen des Projektes weitere, komplementär mögliche Nutzungsmöglichkeiten geprüft werden (Flußfischerei, Forstwirtschaft etc.). Das solche Entwicklungen durchaus beträchtlich sein können, zeigen entsprechende Studien: So gehen Schönböck et al. (1997) im Rahmen einer Kosten-Nutzen-Untersuchung für verschiedene Varianten eines Nationalparks Donau-Auen davon aus, daß durch die ökologische Aufwertung infolge der Ausweisung des Gebietes als Nationalpark eine erhebliche Anhebung der Besucherzahl und des Übernachtungstourismus zu erwarten ist. Vor diesem Hintergrund ist zu vermuten, daß eine Umsetzung der an der Elbe beabsichtigten Maßnahmen im Sinne der Zielsetzung des Landes Sachsen-Anhalt (vergleiche oben) mit Ansatzpunkt für eine leitbildkompatible wirtschaftliche Entwicklung in der Region sein können.

Bei der Ausgestaltung von *finanziellen Förderinstrumenten* sind die bisher mit Ausgleichszahlungen an die Landwirtschaft gemachten Erfahrungen zu berücksichtigen. Sie stellen in ihrer heutigen Form kein unumstrittenes Instrument aus der Sicht des Naturschutzes dar (vgl. u.a. HAMPICKE 1991: 278ff). Besonders berücksichtigt sollen daher die Empfehlungen werden, die der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen in seinem Sondergutachten „Konzepte einer dauerhaft-umweltgerechten Nutzung ländlicher Räume“ gemacht hat. Danach sollen für die Land- und Forstwirtschaft Anreize gesetzt werden, um verstärkt ökologische Leistungen zu honorieren. Orientierungslinie für die Gestaltung der Instrumente sollte daher sein, sie nicht als Subventionen vorzusehen, sondern als Leistungseinkommen in Form von Entgelten für bestimmte ökologische Dienste. Für eine derartige Ausgestaltung würde auch den Ergebnissen einer *Contingent Valuation* Bedeutung zukommen, da sie als ein Maßstab für die Höhe der Entgelte mit heranzuziehen sind (RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN 1994: 91).

Kommunikation und Interessensausgleich mit den Betroffenen - Überblick über die geplanten Arbeitsschritte

Das hier vorgeschlagene Konzept ist nicht allein ein Maßnahmenkonzept sondern vor allem ein Konzept, das darauf abzielt, mögliche Betroffene über die Maßnahmen bereits frühzeitig zu informieren und in den Prozeß der Auenreaktivierung mit einzubeziehen.

Dabei ist es von Bedeutung, daß es sich um einen iterativen Prozeß handelt. Damit soll auf der einen Seite versucht werden, das Wissen der Ökologen zu bündeln und mögliche

Nutzungseinschränkungen an die Öffentlichkeit (bzw. die Betroffenen) zu vermitteln. Auf der anderen Seite sollen die Nutzungsansprüche der Landnutzer an die Projektbearbeiter vermittelt werden; hier sind insbesondere die unabänderlichen Nutzungen von Bedeutung.

Zentrale Aufgabe in diesem Teil des Projektes ist die Beratung und Information, in dem Sinne, daß mit den Betroffenen und Vertretern der zuständigen Behörden strukturierte Interviews geführt werden und anschließend das Konzept entwickelt wird. Die letztendliche Realisierung liegt in jedem Falle in der Hand der Behörden. Die Umsetzung der Konzepte kann dann allein im Rahmen der Verhandlungen von Behörden und Betroffenen umgesetzt werden.

1. Bestandsaufnahme

Das Teilprojekt Sozio-ökonomie wird in diesem ersten Bearbeitungsschritt eine Bestandsaufnahme der sozio-ökonomischen Entwicklungstrends der Elberegion vornehmen und zugleich diese Bestandsaufnahme auf die konkret betrachtete Region fokussieren. Wesentliches Element dieser Bestandsaufnahme wird es sein, die wirtschaftlichen Entwicklungstrends zu identifizieren und in der betrachteten Region nachzuvollziehen und auf der Grundlage vorliegender Prognosen abzuschätzen. Dazu wird es zum einen erforderlich sein, unterschiedliche Betrachtungsebenen zu wählen: Auf der einen Seite werden die besonders regional wirksamen Faktoren zu identifizieren um damit z.B. die Frage der Landnutzung in der Region zu analysieren. Auf der anderen Seite wird es erforderlich sein auch großräumige Wirkungen zu identifizieren, also welche Perspektiven hat die Binnenschifffahrt im Elberaum.

Parallel dazu soll in diesem ersten Bearbeitungsschritt eine Aufarbeitung der Implementationsbedingungen von Renaturierungsvorhaben in sozio-ökonomischer Hinsicht erfolgen. Im Grundsatz wird es darum gehen, die hemmenden und fördernden Faktoren zu identifizieren, die sich im Rahmen der Umsetzung von Naturschutzmaßnahmen ergeben haben. Dabei sollen insbesondere solche Projekte identifiziert werden, die als "best practice" bezeichnet werden können und insbesondere die institutionellen Strukturen ausgelotet werden die diese Umsetzungsprozesse begünstigt haben. Dazu wird es sich als sinnvoll erweisen einen Wissenstransfer zu den regionalen Akteuren zu ermöglichen. Dies kann z.B. im Rahmen von Workshops geschehen.

2. Bestandsaufnahme – Sozio-Ökonomie

Der zweite Schritt der Bearbeitung wird konkret in der Region ansetzen. Die Erfassung der ökologischen Situation, die von den Projektpartnern durchgeführt wird im Vordergrund stehen. Parallel dazu wird eine Bestandsaufnahme der gegenwärtigen Landnutzungen vorgenommen. Dazu werden die Interviews mit den betroffenen Landnutzern durchgeführt um zum einen die wirtschaftliche Situation der Betriebe zu identifizieren und zum anderen auch die Perspektivplanung der betroffenen Gruppen auszuloten. Diese beiden Arbeitsschritte geben die ersten Hinweise über die Struktur der Landnutzungen, die wirtschaftliche Situation der Landnutzer sowie deren Planungen. Diese Informationen, verbunden mit den gene-

rellen sozio-ökonomischen Entwicklungstrends in der Region sowie den Informationen über die ökologische Situation (u.a. auch Bodenwerte etc.) geben Hinweise auf fördernde bzw. hemmende Faktoren der Implementation der geplanten Deichrückverlegung. U.a. werden die möglichen einzelwirtschaftlichen Folgen einer Deichrückverlegung und damit der Verteilungspositionen identifiziert.

3. Grobabschätzung von Auswirkungen der Deichrückverlagerung

Die Planungen und Untersuchungen zu der beabsichtigten Deichrückverlegung sind zunächst darauf orientiert, ein Leitbild der Deichrückverlegung aus auenökologischer Sicht zu formulieren. Dies wird in diesem ersten Arbeitsschritt in dem vorgegebenen Rahmen, vorrangig aus auenökologischer Sicht erfolgen, d.h. unter Ausblendung möglicher begrenzender Faktoren. In der Folge wird untersucht werden, welche Auswirkungen die Umsetzung dieses Leitbildes auf die Landnutzungen in der Region haben wird und welche Folgen sich daraus für die sozioökonomische Situation der Region ergeben würden. Mögliche Konflikte zwischen der Realisierung des auenökologischen Leitbildes und den bisherigen Landnutzungen können damit transparent gemacht werden und werden damit auch kommunizierbar und diskutierbar. Wesentlich wird es in diesem Zusammenhang sein, daß nicht allein die gegenwärtigen Nutzungen betrachtet werden, sondern vor allem auch die künftigen Entwicklungstrends mit einbezogen werden. So ist es denkbar, daß landwirtschaftlich genutzte Flächen, vor dem Hintergrund der oben skizzierten Entwicklungen, brachfallen können und damit das Konfliktpotential langfristig abgebaut wird.

4. Durchführung Regionalkonferenz I: Projektvorstellung

Die ökologische und sozio-ökonomische Bestandsaufnahme sowie das entwickelte auenökologische Leitbild wird im Rahmen einer Regionalkonferenz vorgestellt werden. Die möglichen Nutzungskonflikte werden offengelegt und einer Diskussion zugeführt. Dabei wird es darauf ankommen die möglichen Wirkungen der Deichrückverlegung, wie sie sich aus der naturwissenschaftlichen Sicht ergeben können, darzulegen. Zugleich wird es wesentlich darauf ankommen, möglichen Befürchtungen der Landnutzer Raum zu geben, damit Ängste gegenüber den geplanten Maßnahmen abzubauen und eine rationale Diskussion zu ermöglichen. In diesem Sinne wird ein offener Diskussionsprozeß über die Möglichkeiten aber auch über die Unsicherheiten der Planungen erforderlich. Die möglichen Konflikte müssen offen ausgesprochen werden.

Im Rahmen der geplanten Regionalkonferenz sollen zudem die Ergebnisse des Workshops einfließen in dem die Möglichkeiten diskutiert worden sind, wie Maßnahmen des Naturschutzes in regionale Entwicklungskonzepte integriert werden können, inwieweit also win-win Situationen zwischen Maßnahmen des Naturschutzes und der regionalen Entwicklung existieren. Maßnahmen des Naturschutzes sind insofern nicht vorrangig als Beschränkung zu definieren, vielmehr können daraus auch konkrete Handlungspotentiale für die Region abgeleitet werden. Die Diskussion um die Entwicklungsperspektiven in der Region spielen insofern eine bedeutende Rolle. Ziel wird es insofern sein, einen regionalen runden

Tisch zu initiieren, der das Projekt begleitet und der zugleich ein realistisches Leitbild für die künftige Entwicklung der Region entwickelt und die Chancen der Region bei der Realisierung der Deichrückverlegung auslotet.

5. Ausbalancierung der sozio-ökonomischen und der ökologischen Anforderungen

Die Umsetzung des auenökologischen Leitbildes der Deichrückverlegung, wie es von der Forschungsgruppe entwickelt wurde, muß nunmehr mit der sozio-ökonomischen Bestandsaufnahme und den Ergebnissen der Regionalkonferenz abgeglichen werden. Damit werden nunmehr dem "rein" ökologischen Leitbild die sozio-ökonomischen Anforderungen gegenübergestellt und vor allem sog. "unabänderliche" Nutzungen identifiziert, bzw. solche Nutzungen, die über einen mittleren Zeitraum kaum veränderbar erscheinen. Zugleich müssen solche Maßnahmen identifiziert werden, für die ggf. Kompensationen erforderlich werden und wie die dazu erforderlichen Mittel zur Verfügung gestellt werden können. In der Summe wird dann ein abgestimmtes Leitbild entwickelt werden, das auenökologische und sozio-ökonomische Aspekte zusammenführt.

6. Modellierung des Rückbaus

Dieses umsetzbare Leitbild wird in der Folge modelliert um eine Abschätzung der Wirkungen des Modells zu ermöglichen. Die Modellierung und deren potentielle Wirkungen werden in der Folge im Rahmen der Forschungsgruppe diskutiert und in der Folge in die Region kommuniziert.

7. Durchführung Regionalkonferenz II: Untersuchungsergebnisse und Konsequenzen

Im Rahmen einer zweiten Regionalkonferenz sollen die Ergebnisse der Modellierung des ausbalancierten Leitbildes kommuniziert werden. Die Konsequenzen für die Landnutzungen werden dargestellt, zugleich wird das parallel entwickelte Maßnahmenkonzept vorgestellt und diskutiert und erste konkrete Schritte zur Umsetzung des Maßnahmenkonzept vorgeschlagen.

8. Maßnahmenkonzepte

Die Diskussion und Weiterentwicklung des Maßnahmenkonzeptes wird in Kooperation mit den regionalen Akteuren vorangetrieben und insbesondere auf die integrative regionale Entwicklung im Bereich Landwirtschaft, Tourismus und Naturschutz hin ausgerichtet, was schließlich in ein regionales Entwicklungskonzept münden wird. Anliegen dieses letzten auf die Region bezogenen Arbeitsschrittes ist es dabei die möglichen Schnittmengen zumindest dieser drei Bereiche zu nutzen und die Basis für die weitere Regionalentwicklung zu legen. Dabei geht es vorrangig um die Identifikation von win-win Strategien, die soweit als möglich

versucht die naturschutzfachlichen Ziele mit den sozioökonomischen Anforderungen zu verbinden.

9. Perspektiven

Entwicklung eines Leitfadens zur künftigen Vorgehensweise und Übertragbarkeit des Vorgehens auf andere Regionen.

Literatur:

- Arbeitsgemeinschaft der Landesanstalten und -ämter für Naturschutz, Bundesamt für Naturschutz (1994): Die Elbe und ihr Schutz als eine internationale Verpflichtung. In: Deutscher Rat für Landespflege (1994)
- ARL (1997): Großschutzgebiete: Chancen und Konflikte im Rahmen einer integrierten Regionalentwicklung - am Beispiel insbesondere auch der Flußlandschaft Elbe. Arbeitsmaterial der Akademie für Raumforschung und Landesplanung Nr. 239
- Blöchliger, H., Hampicke, U. & Langer, G. (1995): Schöne Landschaften: Was sind sie uns wert, was kostet ihre Erhaltung? In: Altner, et al. (Hg.): Jahrbuch Ökologie 1996, München.
- Deutscher Rat für Landespflege (1994): Konflikte beim Ausbau von Elbe, Saale und Havel. Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landespflege, Heft 64
- Feige, M; Th. Feil (1997): Das Sozioökonomieprojekt im Überblick: Aufgaben und Ergebnisse. UBA Texte 47/97
- Gren, I.-M., Groth, K. H., Magnus, S. (1995): Economic Values of Danube Floodplains. In: Journal of Environmental Management. 323-345
- Gren, I.-M., Söderqvist, T. (1994): Economic Valuation of Wetlands: A Survey. Beijer Discussion Paper No. 54. Stockholm
- Groot, R. S. d. (1994): Environmental Functions and the economic Value of Natural Ecosystems. In: Jansson, A., Hammer, M., Folke, C. & Costanza, R. (Hg.): Investing in Natural Capital. The Ecological Approach to Sustainability. Washington.
- Hampicke, U. (1991): Naturschutz-Ökonomie. Stuttgart.
- Hüglin, G., Heinrichsfrese, A. (1992): Vegetation und Wasserhaushalt des rheinischen Waldes. Schriftenreihe für Vegetationskunde. Heft 24. Bonn.
- Internationale Kommission zum Schutz der Elbe (ISKE) (1994): Ökologische Studie zum Schutz und zur Gestaltung der Gewässerstrukturen und der Uferrandregionen der Elbe. Magdeburg

- Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (1994): Ökologische Effizienz von Renaturierungsmaßnahmen an Fließgewässern. Essen
- Lutz, F. (1996): Akzeptanz und Umsetzung. In: Stiftung Naturschutz beim Umweltministerium Baden-Württemberg (Hg.): Themenhefte Naturschutzfonds: Landschaftspflege im Wandel, 44 - 45
- Meyerhoff, J., Petschow, U., Soete, B (1995): Die Wirtschaftlichkeit des Verkehrsprojektes Deutsche Einheit Nr. 17. Eine Untersuchung unter besonderer Berücksichtigung der Kosten-Nutzen-Analyse der Bundesverkehrswegeplanung und ökologischer Folgekosten. Schriftenreihe des IÖW 91/95. Berlin
- Meyerhoff, J.; U. Petschow (1998): Umweltverträglichkeit kleiner Wasserkraftwerke. Zielkonflikte zwischen Klima- und Gewässerschutz. UBA Texte 13/98
- Mühlenkamp, H. (1994): Kosten-Nutzen-Analyse. München.
- Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (1994): Umweltgutachten 1994: Für eine dauerhaft-umweltgerechte Entwicklung. Bonn
- Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (1996): Konzepte einer dauerhaft-umweltgerechten Nutzung ländlicher Räume. Sondergutachten. Bonn
- Sieferle, R. (1997): Rückblick auf die Natur. Luchterhand
- Turner, K. (1991): Sustainable Wetlands: An Economic Perspective. In: Turner, K., Jones, T: Wetlands: Market and Intervention Failure. Four Case Studies. 1-38
- Turner, R.K., Folke, C., Gren, I.-M., Bateman, I.J. (1995): Wetland Valuation: three case studies. In: Perrings, C. et al.: Biodiversity Loss. Economic and Ecological Issues. Cambridge
- Zimmer, Y. (1994): Naturschutz und Landschaftspflege - Allokationsmechanismen, Präferenzanalyse, Entwicklungspotentiale. Untersucht im Landkreis Emsland und im Werra-Meißner-Kreis. Kiel.

Fluß und Landschaft - Ökologische Entwicklungskonzepte¹⁹

4.1.1 Akzeptanz und Umsetzbarkeit

Akzeptanz und Umsetzbarkeit von Projekten mit dem Ziel einer umweltschonenden Landnutzung hängen häufig von Kriterien ab, die in der gängigen Planung selten systematisch beachtet werden. Am Beispiel der Umsetzung von Landschaftsplänen im Bereich der Landwirtschaft konnte mittels Akzeptanzforschung belegt werden, daß der Stellenwert sozialer Aspekte in der Planung im Interesse der Umsetzbarkeit dringend verbessert werden muß.

In vielen Planungen beschränkt sich die Analyse, von Kulturlandschaften überwiegend auf naturwissenschaftliche Planungsgrundlagen. Eine vergleichbar differenzierte Analyse der Interessen der Bevölkerung und deren Verhältnis zur Landschaft findet meist nicht statt. Es ist jedoch offensichtlich, daß die soziale Situation der Menschen, auf deren Grundstücken die Planung umgesetzt werden soll, ebenso wichtig ist wie die natürlichen Gegebenheiten eines Bearbeitungsgebietes. Zielaussagen in Kulturlandschaften können in der Regel nur in Zusammenarbeit mit den Trägern der örtlichen Landeskultur realisiert werden. Gerade im Bezug zu den Fließgewässern ist eine starke persönliche Verbundenheit der Anwohner zu erwarten, aus der Planungs- und Umsetzungsstrategien abzuleiten sind. Doch die Tatsache, daß die Umsetzung ökologischer Konzepte in ökologisches Handeln vielfach von sozialen Systemen ausgeht und nicht von Ökosystemen, ist bisher nicht Allgemeinwissen geworden. Gleichwohl wird die demokratische Stärke nutzerorientierten Planens häufig unterstrichen. Deshalb ist es sehr wichtig, Neuland im Bereich sozialer und verhaltensrelevanter Grundlagen zu betreten sowie Fragen der Akzeptanz gezielt anzusprechen, wenn mit dem Anspruch der Umsetzbarkeit untersucht und geplant wird.

Die nachfolgend aus dem Blickwinkel der Akzeptanzforschung speziell für die Umsetzbarkeit gewässerbezogener Entwicklungskonzepte vorgestellten Instrumente basieren auf Erkenntnissen aus einem mehrjährigen Forschungsvorhaben, aus dem auch Folgerungen zur instrumentellen Ergänzung der Landschaftsplanung durch den Gesetzgeber abgeleitet wurden.

Getragen wird dieser integrierte Zielfindungs- und Umsetzungsprozeß während der Vorbereitungs-, Abstimmungs- und Umsetzungsphase durch die Vision, daß von Anfang an nach konsensfähigen Lösungen gesucht wird, die auf fundierten Informationen und Grundlagen beruhen, deren Konsequenzen jedoch vor Ort verstanden, nachvollzogen und damit auch akzeptiert werden.

¹⁹ Nachdruck der beiden Kapitel „Akzeptanz und Umsetzbarkeit“ sowie „Kostenermittlung und –bewertung“ mit freundlicher Genehmigung des Deutschen Verbandes für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. (DVWK) aus dem DVWK-Merkblatt 240/1996 „Fluß und Landschaft - ökologische Entwicklungskonzepte“. Nummerierung und Verweise entsprechen dem Original.

4.1.2 Vermittlung der Planungsinhalte

Bei Fragen der Akzeptanz sollen grundsätzlich mindestens drei wesentliche, in der Praxis häufig nicht klar getrennte Ebenen berücksichtigt werden: die der Entscheidungsträger, der amtlichen Vermittler und der Betroffenen.

Als wesentliche Erkenntnis aus dem genannten Vorhaben kann festgehalten werden, daß Akzeptanzprobleme viel häufiger aus Schwierigkeiten der Kommunikation zwischen den an der Planung beteiligten Gruppen als aus einer unqualifizierten Planung resultieren. Folgende Gründe für akzeptanzhemmende Kommunikationsprobleme treten häufig auf:

Vermittlungsschwächen und das Zurückhalten von Umweltwissen

Selten wird das mit großem wissenschaftlichen und finanziellen Aufwand gesammelte Umweltwissen allgemeinverständlich aufbereitet und vereinfacht an Entscheidungsträger oder Betroffene weitergegeben. So bekommen die Betroffenen nicht nur die „Arroganz der Mächtigen“, sondern oft auch noch die „Arroganz der Wissenden“ zu spüren, die in einem kleinen und elitär wirkenden Kreis über die Zukunft der Kulturlandschaft entscheiden. Experten sind sich selten bewußt, daß sie oft dieselbe Landschaft mit völlig anderen Augen sehen als die Bewohner. So nahmen z.B. Ergänzung landschaftsplanerischer Instrumente in keiner der untersuchten Gemeinden befragte Personen Landschaftsveränderungen über die gleichen Tierarten wahr, mit denen sich die Planer befaßten. Stets wurden allgemein bekannte Arten wie Rebhuhn und Feldhase genannt, während in den Gutachten indikativ bedeutsam Arten aus wenig bekannten Gruppen wie Käfer und Heuschrecken hervorgehoben wurden. Mehrfach konnte belegt werden, daß die Planer mit ihrer Sichtweise und Sprache nicht verstanden wurden selbst davon jedoch nichts ahnten. Soll aus geplanten Projektzielen, geändertes Handeln folgen, muß Akzeptanz (lat: "ac-ceptare" d.h. kapiieren) auf der Nachvollziehbarkeit der Neuerungen beruhen. Erst dann können sie angenommen werden. Angesichts der geringen Zugänglichkeit von Fließgewässerdaten (z.B. der Indikatorarten) kann hier von großen Differenzen in der Umweltwahrnehmung zwischen Experten und Bewohnern ausgegangen werden. Dies ist bereits bei der Zusammenstellung der Parameter und Ziele der Bestandserfassung (vgl. Kap 2.2) zu berücksichtigen.

Die Vorgeschichte eines Projektes

Die meisten Gutachter und Planer verhalten sich so, als ob sie die Ersten vor Ort wären. Es wird selten bedacht, daß in der Vergangenheit oft schon viele andere Aussagen getroffen haben könnten, die eine negative oder positive Grundhaltung bei Entscheidungsträgern und Betroffenen hervorgerufen haben. Dabei stellen emotionale Vorbelastungen aus vorangegangenen negativen Schlüsselerlebnissen häufig einen wichtigen Grund für scheinbar irrationale Ablehnungsgründe dar. Selbst fachlich hochqualifizierte Planungen können an solchen, von vorangegangenen Planergenerationen verursachten „emotionalen Altlasten“ scheitern.

Unabhängig von sich rasch ändernden politischen Rahmenbedingungen können zahlreiche Kriterien aus dem sozialen Umfeld einer Planung als „Bestimmungsgrößen lokaler Akzeptanz und Umsetzbarkeit“ genannt werden.

Tabelle 13: Ergänzung landschaftsplanerischer Instrumente durch konsequentes Ermitteln sozialer und Vermitteln projektbezogener Kriterien LUZ, 1993,

Ermitteln:
Wahrnehmungs- und Bewertungsdifferenzen
Verhältnis zwischen Landwirten und Nichtlandwirten
Persönliche Wertschätzungen
Emotionale Vorbelastungen
Agrarstruktur, Zukunftsperspektiven für die Landwirtschaft, z.B. Vermarktungschancen für die Produkte aus extensiver Landwirtschaft
Fachkompetenz der Gemeinde in Umweltfragen
Vermitteln:
Weitergabe des gesammelten Umweltwissens und Schaffen von Umweltkompetenz durch:
Vereinfachte Aufbereitung und Darstellung von Expertenwissen
Betreuung von Arbeitskreisen zur Leitbildentwicklung
Vorträge und Begehungen mit Bürgern, Landwirten, Schulen
Beratung zur „Übersetzung“ der Projektziele auf einzelbetriebliche Situationen, Klären von Fördermodalitäten
Entwickeln professioneller Vermarktungsstrategien
Fazit: Mehr ermitteln - besser vermitteln

Damit Konzepte zur Entwicklung ökologisch begründeter Entwicklungsstrategien tatsächlich „auf einem ganzheitlichen Ansatz beruhen“ (vgl. Kap. 2), soll künftig die Ergänzung der Planung durch eine zusätzliche Ermittlung der Einstellungen, Bedürfnisse und Kenntnisse von Bewohnern der Einzugsgebiete sowie Interessenvertretern und durch eine gezielte Vermittlungsphase vorgesehen werden.

Die Berücksichtigung dieser Kriterien in der Phase der Grundlagenermittlung kann helfen, Umsetzungshindernisse frühzeitig zu erkennen und im daraus resultierenden Planungs- und Kommunikationsprozeß abzubauen (Tab. 13). Die dazu notwendige „Bestandserhebung“ bei den lokalen Akteuren soll in Form einer Akzeptanzvoruntersuchung eingerichtet werden, die parallel zu oder sogar vor der Ermittlung naturräumlicher Planungsgrundlagen durchgeführt werden soll. Dazu sind bereits einige ausführliche Gespräche mit den wichtigsten Vertretern gegensätzlicher Interessen ausreichend.

In der Phase der Vermittlung kommt es vor allem darauf an, die Planungsziele aus der Sprache der Experten in die Sprache oft ehrenamtlich tätiger Entscheidungsträger und der Betroffenen zu „übersetzen“ sowie kontinuierlich kompetente Ansprechpartner bereitzustellen. Im Falle betroffener Landwirte wird in der Regel eine intensive einzelbetriebliche Beratung durchzuführen sein. Darüber hinaus sollen Hilfen bei der Bewältigung neuer Situationen angeboten werden, z.B. indem auch die Verbraucher durch gezielte Vermarktungsstrategien einbezogen werden.

4.1.3 Planungsablauf und Koordination

Regionale und lokale Arbeitskreise

Obwohl sich in der Landschaftsplanung bereits eine eindeutige Tendenz von der Experten- zur Dialogplanung abzeichnet, bleiben kommunikative Planungstechniken zur Beteiligung und Bündelung der Interessen aller lokalen Akteure in Beiräten, Arbeitskreisen oder an Runden Tischen bisher meist dem persönlichen Engagement einzelner Planer oder besonders motivierter Verwaltungsmitglieder überlassen. Sie sollen jedoch künftig fester Bestandteil von umsetzungsorientierten Gewässerentwicklungskonzepten sein und möglichst frühzeitig eingesetzt werden.

Das nachfolgend vorgestellte Modell wurde unter Einbeziehung mehrerer Experten, die teilweise an Fallstudien mitwirkten, auf der Basis „Kommunikation in der Landschaftsplanung“ für die Erstellung umsetzungsorientierter Konzepte zur Entwicklung kleiner Fließgewässer und deren Einzugsgebiete entwickelt. Es geht davon aus, daß künftig zusätzlich zur Gesamtbetrachtung aller Umweltkriterien auch die Nutzerinteressen bereits ab Projektbeginn integriert werden. Ganz pragmatisch gesehen, liegt der Vorteil in diesem Ansatz darin, daß vor Ort vorhandene, Kompetenz und Energie produktiv am Prozeß beteiligt wird. Es ersetzt zwar die in den gesetzlichen Bestimmungen zu den jeweiligen Planfeststellungsverfahren (vgl. Kap. 4.3) vorgesehenen Anhörungen und Einwendungsregelungen nicht, kann aber entscheidend zu deren Verkürzung und Vereinfachung beitragen.

Getragen wird dieses Modell von der Vorstellung, daß ein einzugsgebietsbezogener Arbeitskreis das gesamte Vorhaben begleitet und dabei von mehreren örtlichen oder themenbezogenen Arbeits- und Fachgruppen unterstützt wird.

Projektbeginn und Information der Öffentlichkeit (1 -2)

Grundsätzlich ist es wünschenswert, daß Initiativen zur Erarbeitung von Konzepten für die Entwicklung von Fließgewässern einschließlich einer umweltschonenden Landnutzung im Einzugsgebiet von den betroffenen Kommunen, Gewässerunterhaltungsverbänden oder sonstigen Einrichtungen ausgehen. Häufig werden solche Planungen jedoch von übergeordneten Behörden angestoßen. In diesen Fällen sind Akzeptanzuntersuchungen für die spätere Umsetzbarkeit um so wichtiger.

In anfangs noch relativ kleinem Kreise soll das Projekt und sein Ablauf vorbereitet und strukturiert werden. Vertreter der Kommunen, zuständiger Ämter und Ressorts einigen sich auf einen „Projektmanager“ und bestimmen problembezogen die zu beteiligende Projektgruppe. Die Vertreter sorgen für eine frühzeitige Information der Bürger über das Projekt (1), die kontinuierlich durch Versammlungen, Vorträge, Exkursionen und Begehungen fortgeführt wird (2).

Grundlagenermittlung und Umsetzung einfacher Maßnahmen (3)

Danach kann wie üblich die nun vor Ort bereits öffentlich vorgestellte Projektgruppe aus Fachleuten (Ingenieuren, Biologen, Landschaftsplanern u.a.) mit der Grundlagenermittlung beginnen. Besonders motivierend für alle Beteiligten ist die frühzeitige Umsetzung einfacher Maßnahmen, über die von Anfang an Konsens besteht.

Zum Beispiel kann die Öffnung einer gefaßten Quelle ganz, am Anfang eines Projektes ein symbolträchtiges und richtungsweisendes Signal für den weiteren Prozeß sein. Schon während der Grundlagenermittlung sollten immer wieder leicht umsetzbare und gut nachvollziehbare Maßnahmen verwirklicht werden, um das Projektwissen und die Motivation bei Beteiligten und Bevölkerung zu fördern.

Bestandsaufnahme mit Akzeptanzuntersuchung (4)

Neben Erhebungen der naturwissenschaftlichen Grundlagen (vgl. Kap. 2) werden durch Expertengespräche mit Vertretern verschiedener Interessengruppen im Einzugsgebiet auch Daten über akzeptanzhemmende oder -fördernde Kriterien gesammelt. Hierzu werden Fragen nach den projektbezogenen Bestimmungsgrößen lokaler Akzeptanz und Umsetzbarkeit gestellt. Unabhängig von Bürgermeinung und vielfältigen Nutzungsansprüchen machen sich die Fachleute ein Bild des untersuchten Einzugsgebietes. In ihre Analysen können jedoch themenspezifisch bereits sozio-ökonomische Gesichtspunkte einfließen, die in Expertenbefragungen gewonnen wurden. Durch die frühe Information der Bevölkerung sind die datensammelnden Experten keine Unbekannten mehr. Sie werden mit Vertrauen und Offenheit begleitet und können vor Ort vorhandenes Umweltwissen nutzen. Erste örtliche Arbeits- und Fachgruppen zu besonders wichtigen Themen haben bereits ihre Arbeit aufgenommen. Schon während der Bestandsaufnahme finden Begehungen, Vorträge oder Führungen für örtliche Entscheidungsträger, Arbeitskreise und interessierte Bürger statt, gesammeltes Umweltwissen wird verständlich weitergegeben.

Leitbild und Entwicklungsziele (5)

Auf der Grundlage des erarbeiteten Leitbildes (vgl. Kap. 2.3) schälen sich als wichtige Ergebnisse aus den regelmäßigen Sitzungen des Arbeitskreises allmählich Ansätze für Entwicklungsziele (vgl. Kap. 2.4) heraus. Sie beziehen sich auf Gewässer, Aue sowie Einzugsgebiet und bedürfen einer intensiven Abstimmung am Runden Tisch.

Abstimmung und Interessenausgleich am Runden Tisch (6)

Mit zunehmender Konkretisierung der Vorstellungen, spätestens anlässlich der Vorstellung von Vorschlägen für Teilziele der Entwicklung (vgl. Kap. 2.4.2), vergrößert sich der Koordinierungsaufwand. Der regionale Arbeitskreis hat mehr Mitglieder bekommen, die als Gesandte der örtlichen Kreise oder als wichtige Interessenvertreter mit am Runden Tisch sitzen. Erfahrungen aus der Praxis zeigen, daß in einem übergeordneten Arbeitskreis Ergebnisse aus bis zu 60 Arbeitsgruppen in mehreren Gemeinden zusammenlaufen können, in denen über 500 Bürger tätig sind, um an der Entwicklung ihrer Region mitzuarbeiten. Hier werden örtliche Interessen auf regionaler Ebene vertreten und umgekehrt die örtlichen Auswirkungen regionaler Entwicklungsstrategien vermittelt. Trotz einer mittlerweile erheblich angewachsenen Zahl aktiv am Entwicklungsprozeß Beteiligter kann der Arbeitskreis einen Interessenabgleich moderieren und ein gemeinsames Entwicklungsziel für das gesamte Einzugsgebiet formulieren.

Dank des vorherigen, kommunikativen Prozesses handelt es sich zwar um weitgehend konsensfähige Ziele - dennoch ist es Aufgabe des Runden Tisches, auftretende Konflikte offen anzusprechen und deren Ursachen aufzudecken sowie Lösungen zu finden. Gleich-

zeitig sind manchmal ungeklärte Zuständigkeiten bewußt zu machen, um mit ersten gezielten Umsetzungsschritten beginnen zu können.

Erste Umsetzungsschritte und Information der Öffentlichkeit (7)

Die Umsetzung einfacher Maßnahmen (4) Während der Bestandsaufnahme war eher als Werbung für die gemeinsame Idee zu verstehen. In dieser Projektphase (erfahrungsgemäß nach etwa 1 - 2 Jahren) ergeben sich dagegen erste Umsetzungsschritte auf der Basis der abgestimmten Entwicklungsziele. Um gezielte Maßnahmen zur ökologischen Gewässerentwicklung einleiten zu können, muß jedoch noch weitere Informations- und Bildungsarbeit geleistet werden. Um beispielsweise Strukturverbesserungen an einem Gewässerufer durchzuführen, sind zahlreich Anlieger zu informieren und ggf. deren Grundstücke zu erwerben.

Geht es bereits um erste Maßnahmen zur Entwicklung ganzer Auen, muß Landwirten geholfen werden, ihre Probleme in einzelbetrieblichen Beratungen zu erörtern und u.U. die Umstrukturierung einzelner Betriebe zu ermöglichen.

Entwicklungskonzept für Gewässer, Aue und Einzugsgebiet (8)

Anstatt gleich nach der Bestandsaufnahme und Bewertung mit einem fertigen Entwurf aufzuwarten, kann im Rahmen des kommunikativen Planungsprozesses frühestens jetzt - trotz des Anspruchs auf laufende Fortschreibung - von einem fertigen Entwicklungskonzept gesprochen werden. Im Zuge der Öffentlichkeitsarbeit wird es nun allgemein bekanntgemacht. Es wird für die Entwicklungsziele geworben. Bei den üblichen Planungsprozessen muß zum Zeitpunkt der Öffentlichkeitsbeteiligung oft mit zeitraubenden Einsprüchen gerechnet werden. Im gegenseitigem Abstimmungsprozeß überwiegen im Idealfall hingegen Motivation und Konsens. Sie wurden durch umweltkompetente Gesprächspartner aufgebaut, die auf erste Umsetzungserfolge zurückblicken können.

Diese Voraussetzungen sind besonders für ganzheitliche Entwicklungskonzepte von Fließgewässern bedeutsam, da den für die Gewässer zuständigen Behörden eigene Kompetenz und Befugnis zur Umsetzung umfassend formulierter Entwicklungsziele nur für Teilbereiche zukommen. Je weiter sie sich vom Gewässer über die Aue in die Fläche des Einzugsgebietes hinausbegeben, um so eher berühren sie den Zuständigkeitsbereich anderer überlagernder Planungsebenen oder die kommunale Planungshoheit.

Hinzu kommt, daß mit zunehmendem Anspruch auf flächendeckende Umsetzung im Einzugsgebiet letztlich das Umweltverhalten aller darin lebenden und arbeitenden Menschen angesprochen ist. Die Amplitude möglicher Änderungen des Umweltverhaltens reicht demnach vom freiwilligen Anpflanzen einiger Bäume über die Einführung extensiverer Bewirtschaftungsformen bis hin, zu einem bewußteren Umgang mit Ressourcen und Verbrauchsmitteln in den einzelnen Haushalten (vgl. Kap 4.4).

Die Überschneidungen erfordern - positiv gesehen - unbedingte Abstimmung und Integration. Die geforderte Kommunikation im Planungsprozeß kann sich daher nicht auf die reine Bürgerbeteiligung beschränken, sondern muß die Einbeziehung anderer Ressorts, wie z.B. Naturschutz, Land- und Forstwirtschaft, Raumordnung und Landesplanung sowie sonstige fachliche, regionale und gemeindliche Planungen zum Ziel haben. Hier liegen die

rechtlich verbindlichen Instrumente, mit denen die erforderlichen Umweltbelange umgesetzt werden können (vgl. Kap. 4.3). Nur wenn das Denken in Einzugsgebieten auch auf Gemeindeebene zur Regel wird, lassen sich langfristig effektive Wege der Gewässerentwicklung durchsetzen.

Umsetzungskoordination, Erfolgskontrolle und Fortschreibung (9)

Mit Projektfortschritt steigt der Koordinationsaufwand. Hier wird der anfangs eingesetzte Projektmanager als Vorstand des Arbeitskreises kaum mehr in der Lage sein, alle Aktivitäten zu koordinieren. Da außerdem die umgesetzten Maßnahmen auf ihre Plausibilität zu überprüfen sind, um dem nach wie vor tätigen Runden Tisch Vorschläge zur Fortschreibung des Entwicklungsprogrammes zu machen, wird die Einrichtung eines Projektbüros empfohlen. Getragen von den zuständigen Institutionen im Einzugsgebiet sollten hier alle Handlungsstränge von Informationsveranstaltungen bis zu konkreten Maßnahmen zusammenlaufen und abgestimmt werden. Gleichzeitig finden betroffene Bürger auch außerhalb der Sitzungen des Arbeitskreises kompetente Ansprechpartner. Die Frage, wo diese Einrichtung zur Projektsteuerung anzusiedeln ist, kann je nach den Gegebenheiten in den Ländern unterschiedlich gehandhabt werden: Gemeinden, Verbände, Ämter oder freie Büros können gleichermaßen eingesetzt werden.

Weitergehende Umsetzung in Fachplanung und kommunaler Planung (10)

Je weiter sich umzusetzende Maßnahmen vom Gewässer entfernen und in die Fläche gehen, um so mehr sind die Projekte auf die Integration ihrer Vorstellungen in Fachplanungen und Planungen der Gemeinden im Einzugsgebiet angewiesen (vgl. Kap. 4.3). Je nach dem Stand der Landschaftsplanung in den Gemeinden, findet nun die Verzahnung beispielsweise mit gemeinsamen Zielen für gewässerschonende Landnutzung statt. Forderungen aus den Projekten nach erhöhter Wasserrückhaltung in den Siedlungsgebieten müssen, durch Bebauungspläne bzw. Grünordnungspläne umgesetzt werden (Bild 75).

4.2.4 Kostenermittlung und -bewertung

Vergleichende Kostenbetrachtungen sind eine entscheidende Grundlage zur Bewertung möglicher Entwicklungsalternativen. Am einfachsten kalkulierbar sind Herstellungskosten von Bauwerken (incl. Erdbau, Pflanzungen usw.). Bereits bei Grunderwerb, Pacht, Ausgleichszahlungen etc. stellen sich Unwägbarkeiten ein. Beim derzeitigen Stand der Kenntnisse sind ökologische Gewinn- und Verlustbilanzen nicht möglich. Die Quantifizierung der ökologischen Funktionen mit monetären Größen ist nach wie vor umstritten.

Obwohl es also nicht direkt möglich ist, ökologische Verbesserungen in ökonomische Werte zu übertragen, kommt es darauf an, die vorhandenen Mittel möglichst effektiv zu nutzen. Unter diesem Gesichtspunkt können Kostenermittlungen entscheidende Aussagen liefern und zu einem entscheidenden Instrument der Umsetzung werden.

Tabelle 17: Wirtschaftsgebiete und repräsentative Regionshöfe als Basis einer Kostenermittlung (verändert nach BACH u. FREDE, 1994)

	Zunahme der ungünstigen Standorteigenschaften									
	Abnahme der Ertragsfähigkeit									
Wirtschaftsgebiet	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Flächenanteil im EZG der Lahn (%)		2,6		6,1		26,2		4,9	48,1	12,1
Summe der Flächen mit ungünstigen bis sehr ungünstigen Standorteigenschaften (%)								65,1		
Summe der Flächen mit günstigen Standorteigenschaften (%)		8,7								
Anteil der „benachteiligten Gebiete“ innerhalb der Wirtschaftsgebiete (%)									89	100
repräsentative „Regionshöfe“										
Betriebstyp		MF		MF		FB		MF	FB	FB
Haupterwerbsbetriebe										
Fläche (ha)		65		65		65		50	38	65
Anteil Ackerland (%)		91		74		66		73	61	42
Anteil Grünland (%)		9		26		34		27	39	58
Viehhaltung (GVE/ha)		0,25		0,68		0,64		0,99	1,2	1,05
Fixkosten 1991/1992 DM		39.208		42.100		40.232		36.960	32.500	42.521
Nebenerwerbsbetriebe										
Fläche (ha)		20		20		20		20	20	20
Anteil Ackerland (%)		91		74		66		73	61	42
Anteil Grünland (%)		9		26		34		27	39	58
Viehhaltung (GVE/ha)		0,42		0,32		1,05		0,5	0,5	0,95
Fixkosten 1991/1992 DM		18,208		15,600		21,411		16,470	18,117	22,188
Für die Konstruktion von Regionshöfen wurden charakteristische Betriebsgrößen und Fruchtfolgen aus den Flächennutzungserhebungen der Gemeindestatistiken für die jeweiligen Wirtschaftsgebiete und typische Viehbestände aus der Agrarstatistik ermittelt. MF =Marktfuchtbetrieb, FB = Futterbaubetrieb										

Beispielsweise können Stickstofffrachten im Gewässer durch Maßnahmen der Landwirtschaft (Reduzierung des Stickstoffverbrauchs), durch Maßnahmen der Regenwasserbehandlung im Siedlungsbereich (Reduzierung kritischer Regenüberlaufereignisse) und durch Maßnahmen im Kläranlagenbau (zusätzliche Stickstoff-Elimination) verringert werden. Da

für jede dieser Möglichkeiten die Grundlagen für eine Kostenermittlung gegeben sind, lassen sich die Kosten zur Erreichung einer definierten Zielgröße (z.B. kg N/a) vergleichend gegenüberstellen. Auf diese Weise kann sich beispielsweise ergeben, daß bei Einsatz desselben Kostenvolumens Änderungen der landwirtschaftlichen Praxis effektiver sind als die Aufrüstung von Kläranlagen. Aussagen dieser Art sind wegen ihrer sanierungsstrategischen Bedeutung und wegen ihrer gesellschaftspolitischen Überzeugungskraft entscheidende Punkte im Entscheidungsprozeß des Planungsablaufes.

Möglichkeiten der Kostenermittlung für Entwicklungsmaßnahmen im Einzugsgebiet

Für die Aufstellung und Bewertung von Kosten ökologischer Entwicklungsmaßnahmen in der Landwirtschaft ist eine einzelbetriebliche Betrachtung unumgänglich. Für eine Übersicht können allerdings auch regionalisierte Verallgemeinerungen nützlich sein, wenn sie sich auf repräsentative Angaben stützen, die wesentlichen Unterschiede der Bewirtschaftungsformen herausstellen und damit zugleich Aussagen über die Handlungsmöglichkeiten der Einzelbetriebe zulassen.

Tabelle 18: Grundlagen für die Kostenermittlung von Sanierungsmaßnahmen in der Landwirtschaft (verändert nach REGIERUNGSPRÄSIDIUM GIEßEN, 1994)

Ziel	Maßnahme	Berechnungsgrundlage
Akzeptanz	Information und Beratung	Beraterkosten für Veranstaltungen, Einzelberatungen etc. nach üblichen Honoraren und Abschätzung der Zahl nötiger Termine Kalkulation von Kosten der „offenen Planung“ (Projektmanager, Projektgruppe, Runder Tisch etc.) z.Z. nicht möglich
Flächenumwandlung	langfristige Flächenstilllegung	Deckungsbeitrag der verdrängten Fruchtfolge
	Umwandlung von Acker in Grünland	bei langfristigen Stilllegungen (z.B. 20 Jahre) steigt die einzelbetriebliche Rentabilität aufgrund von Anpassungsmaßnahmen (z.B. Ausgleichszahlungen), die zu einer Senkung der Fixkosten führen
Optimierung der Wirtschaftsdüngung	Optimierung des Ausbringungszeitpunktes durch Erweiterung der Lagerkapazität für Wirtschaftsdünger	Baukosten für die Vergrößerung der Kapazität von Güllelagern Lagerkapazität muß mindestens auf 6 Monate angelegt sein
	Verbesserung der Ausbringungsgenauigkeit durch Verbesserung der Ausbringungstechnik, z.B. Ersatz von Schleudertankwagen mit Prallteller durch <ul style="list-style-type: none"> – Kompressortankwagen mit Pendeldüsenverteiler, – Pumptankwagen mit Schlepp- 	spezifische Kosten der unterschiedlichen Ausbringungsverfahren, variable und fixe Kosten für Tankwagen und Verteileinrichtung

	schlauchverteiler	
	Reduzierung der Kosten durch überbetriebliche Gülleausbringung	Kostendifferenz zwischen Eigenmechanisierung und Maschinenring auf der Basis der eingesetzten Technik und ihrer spezifischen Jahresausbringungsleistung Die Jahresausbringungsleistung eines Schleppschlauchverteilers kann mit 15.000 m ³ angesetzt werden
	Reduzierung der Kosten durch überbetriebliche Güllennutzung	auf der Basis von Kosten und Leistungen des Gülle-abgebenden und des aufnehmenden Betriebs nur für den konkreten Einzelfall möglich
Verminderung der N- und P-Düngung	Absenkung der N-Düngungshöhe	Schätzung des Ertragsrückganges für einzelne Fruchtarten, z.B. mit Hilfe der „Normierten kurzfristige Relativ-Ertragsfunktion“ (KRAYL 1993)
	Veränderungen der Preis-/Kostenrelationen für Kulturarten der EU-Marktordnung, z.B.: Absenkung der EU-Agrarpreise	Berechnung der Ausgleichsleistungen für Düngungsbeschränkungen, z.B. nach NEUHAUS u. BAUER, 1993 meßbare Effekte nach Maßgabe der einzelbetrieblichen Anpassungsreaktionen
Optimierung des PSM-Einsatzes	Überbetriebliche Erledigung des Pflanzenschutzes durch besonders ausgebildete Fachkraft	Vergleich der Kosten zwischen Maschinenring und Eigenmechanisierung
Verminderung der Erosion	konservierende Bodenbearbeitung und Direktsaat	Vergleich des Arbeitszeitbedarfs zwischen konventioneller Pflugbearbeitung und Direktsaat und Abgleich mit Ausgaben für PSM-Behandlung
	Erosionsschutzstreifen im Hackfruchtanbau	Berechnung der Ernteverluste für einzelne Fruchtarten in Abhängigkeit von der Flächeninanspruchnahme der Schutzstreifen
	Bodenbearbeitung in Konturrichtung	auf der Basis von Verfahrens- und Ausführungskosten der Flurneuordnung, Landeszuschüssen und Darlehen

Diese Herangehensweise wurde auch im Lahn-Projekt gewählt (BACH u. FREDE 1994). Hier wird die Kostenermittlung auf der Basis von konstruierten „Regionshöfen“ vorgenommen, die bestimmte Wirtschaftsgebiete repräsentieren (Tab. 17). Diese Wirtschaftsgebiete bzw. Vergleichsflächen teilen die Landesfläche von Hessen in zehn Regionen, die sich hinsichtlich ihrer Standorteigenschaften und ihrer Ertragsfähigkeit unterscheiden.

Die Zuordnung der "Regionshöfe" zu den Wirtschaftsgebieten und ihre vergleichende Gegenüberstellung zeigt, wie groß die Unterschiede der Bewirtschaftungsformen innerhalb eines Einzugsgebietes sein können. Daraus folgt, daß eine Übertragung von Kostenschätzungen auf andere Einzugsgebiete oder die Angabe von Pauschalen nicht möglich ist.

In Tab. 18 sind beispielhaft einige wesentliche Möglichkeiten zusammengestellt, wie Kostenermittlungen angesetzt werden können. Die aus dem Planungsverlauf resultierenden Entwicklungsziele können meistens mit mehreren einzelnen Maßnahmen (vgl. Kap. 4.2.1) oder durch eine Kombination von Maßnahmen erreicht werden.

Jede dieser Maßnahmen hat spezifische, kalkulierbare Kosten, die sich mit Hilfe vorhandener Informationen beziffern lassen. Zuverlässige Berechnungsgrundlagen sind investive Kosten, z.B. Baukosten und Anschaffungskosten oder fortlaufende Kosten, z.B. Unterhaltungs- und Personalkosten.

Tabelle 19: Grundlagen für die Abschätzung der Gesamtkosten für die Lahn-Sanierung im Dynamikraum (BLANK, 1994)

Gesamtsanierungsszenarien		
Szenario 1	Szenario 2	Szenario 3
im fortgeschriebenen Ist-Zustand fallen keine zusätzlichen Kosten an. Alle Maßnahmen, die bereits jetzt festgelegt oder geplant sind, sind entsprechend in den Haushalten abgesichert.	Außerhalb der Siedlungen erfolgt Grunderwerb von ca. 15% der Fläche des potentiellen Dynamikraumes	Vollständiger Grunderwerb im Dynamikraum
	Sicherung und Entwicklung von Auenlebensgemeinschaften auf ca. 10% des Dynamikraumes	Sicherung, Entwicklung und Vernetzung von Auenlebensgemeinschaften
	Ca. 5% der Fläche des Dynamikraumes werden zur Ufergestaltung und zur Anlage von Gewässerrandstreifen benötigt	Außerhalb von Siedlungsbereichen: Initiierung der Fließgewässerdynamik durch Störstellen, freie Dynamik bzw. moderierte Dynamik
	Durchgehend naturnaher Ausbau der Lahn erfolgt mit statischen Ersatzstrukturen oder moderierter Dynamik unter Verwendung möglichst Ingenieurbioologischer Methoden (auch In Siedlungsbereichen)	Innerhalb von Siedlungsbereichen: Schaffung von statischen Ersatzstrukturen durch naturnahen Ausbau
		Objektschutz für Siedlungen und Brücken

Die Effektivität der vorgeschlagenen Maßnahmen im Sinne der Entwicklungsziele muß wiederum anhand der betriebswirtschaftlichen Möglichkeiten des Einzelbetriebes in der spezifischen regionalen Situation überprüft werden. Im Lahn-Projekt ergibt diese Überprüfung zum Beispiel, daß durch eine bedarfsangepaßte Verminderung der Stickstoffdüngung sowie durch eine Erhöhung der Lagerkapazität für wirtschaftseigene Flüssigdünger der Stickstoffaustrag deutlich verringert werden kann.

Möglichkeiten der Kostenermittlung für Entwicklungsmaßnahmen in Aue und Gewässer

Da die Auen der meisten Gewässer landwirtschaftlich genutzt werden, können auch hier die im Einzugsgebiet anwendbaren Kostenansätze (s.o.) zu greifbaren Aussagen führen. Allerdings gelten für Auen höhere und z.T. andere ökologische Anforderungen, die sich letztlich aus der Abflußdynamik des Gewässers herleiten (vgl. Kap. 3.2) und in vielen Fällen zur Aufgabe, von Nutzungen führen. Die wesentlichen Berechnungsgrundlagen sind daher die Kosten für Grunderwerb oder langfristige Anpachtung. Je nach den definierten Entwicklungszielen, können zusätzlich die Kosten für Pflanzgut (z.B. für die Neuanlage eines Auwaldes) oder für landschaftspflegerische Maßnahmen (z.B. Pflegemaßnahmen von Hecken, Feldgehölzen, Röhricht) hinzukommen. Kosten für Maßnahmen dieser Art liegen in der Regel um Größenordnungen niedriger als die Kosten für Grunderwerb oder Anpachtung und können deshalb für überschlägige Kalkulationen vernachlässigt werden. Können Nutzungsänderungen über Ausgleichszahlungen bestehender Länderprogramme finanziert werden, sollen die jeweils längsten Zeiträume, in der Regel 20 Jahre, als Berechnungsgrundlage herangezogen werden.

Weiterreichende Maßnahmen, insbesondere im Zusammenhang mit der Erweiterung der Retentionsflächen für den Hochwasserschutz basieren neben dem Grunderwerb auf kalkulierbaren Kosten u.a. für die Verlegung von Deichen. Die Grundlagen hierfür sind im wesentlichen Bau- und Unterhaltungskosten.

Die Finanzierbarkeit von Maßnahmen in den Auen wirkt sich unmittelbar auf die Möglichkeiten der Entwicklung des Gewässers aus. Eine Annäherung der Stoff-, Abfluß- und Morphodynamik des Gewässers an naturnahe Verhältnisse ist direkt von der Verfügbarkeit der angrenzenden Flächen abhängig.

Im engeren Sinne läßt sich die Kostenermittlung für Maßnahmen im Gewässer auf der Grundlage von investiven Kosten vornehmen. In der Regel werden die Baukosten für die Beseitigung oder den Umbau von Wehren sowie bauliche Veränderungen des Gewässerlaufes und -querprofils größenordnungsmäßig alle anderen Kosten übertreffen.

Im Hinblick auf die begrenzten finanziellen Mittel - aber auch aus ökologischen Gründen - werden Maßnahmen der Gewässerentwicklung in den meisten Fällen das Mittel der Wahl sein (vgl. Kap. 3.3.1) und bauliche Änderungen größeren Umfangs eher die Ausnahme bleiben. Kostenermittlung für Maßnahmen dieser Art basieren auf Angaben über Kosten, die zur Aufrechterhaltung des Ist-Zustandes nötig wären und nun eingespart werden können. Es handelt sich dabei meist um die spezifischen Kosten der Gewässerunterhaltung, d.h. Personalkosten und laufende Kosten für Maschinen und Geräte. Inwieweit diese Kosten für die Entwicklung von Gewässern zu Buche schlagen können, ist wiederum eine Funktion der angrenzenden, bewirtschafteten Flächen, bzw. der geschätzten Kosten für Grunderwerb und Pachtzahlungen.

An diesem Beispiel läßt sich zeigen, daß eine einfache Bilanzierung oder Aufrechnung von Gewinnen und Verlusten aussagelos bleibt, wenn sie nicht an ökologische Zielvorgaben gekoppelt und im Zusammenhang mit den Kosten anderer Maßnahmen bewertet wird. Als Beispiel hierfür kann die Gesamtkostenermittlung der Lahn-Sanierung für den Fluß und seine Aue („Dynamikraum“) herangezogen werden.

Auf der Grundlage von fachspezifischen Einzelszenarien (vgl. Kap 4.2.2) werden „Gesamtsanierungsszenarien“ aufgestellt, in denen die wesentlichen Grundlagen bzw. ökologischen Vorgaben für die Kostenermittlung aufgeführt sind. Die Kostenermittlung selbst beruht auf ausschließlich investiven Kosten, z.B. Grunderwerb, bauliche Maßnahmen oder Pflanzmaßnahmen mit entsprechender Initialpflege im Dynamikraum. Ziel dieses Vorgehens ist, überschlägige Kosten für eine Prioritätensetzung zu ermitteln und den Spielraum für unterschiedliche Annäherungsgrade an das Leitbild auszuloten. Die Tabelle 19 zeigt die Definitionen der drei Gesamtszenarien, wobei das Szenario 1 als Nulllösung und das Szenario 3 als maximale Annäherung an das Leitbild bezeichnet werden kann.

Aufgrund von überschlägigen Kostenermittlungen können Richtungsentscheidungen dahingehend gefällt werden, daß

- die Entwicklungsziele des Szenarios 3 langfristig mit geringem Aufwand angestrebt werden,
- die zur Verfügung stehenden Mittel langfristig in Maßnahmen investiert werden, die die Eigendynamik des Flusses unterstützen (z.B. Grunderwerb, Objektschutz),
- die Herstellung der Durchgängigkeit zu gewährleisten ist.

Diese Aussagen bedürfen im konkreten Sanierungsfall der genauen Überprüfung und müssen nach Maßgabe der vor Ort vorliegenden Problemlage modifiziert werden.

Literatur

- Bach, M. Frede, H.-G. (1994): Flächennutzung und Siedlungsgeographie. In Regierungspräsidium Giessen (Hrsg.)
- Blank, (1994): Übersicht über die Sanierungskosten im Dynamikraum. In Regierungspräsidium Giessen (Hrsg.)
- DVWK (Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V.) (1996): Fluß und Landschaft - ökologische Entwicklungskonzepte. DVWK-Fachauschuß „Ökologisch begründete Sanierung kleiner Fließgewässer“, DVWK-Merkblätter zur Wasserwirtschaft, Heft 240, Bonn
- Kaule, G., Endruweit, G., Luz, F., Oppermann, B. und G. Weinschenck (1994): Landschaftsplanung umsetzungsorientiert - Schlußbericht zum Erprobungs- und Entwicklungsvorhaben "Ausrichtung von Extensivierungs-, Flächenstellungs- und sonstigen agrarischen Maßnahmen auf Ziele des Natur- und Umweltschutzes mittels der Landschaftsplanung. Münster-Hiltrup
- Luz, F. (1993): zur Akzeptanz landschaftplanerischer Projekte. Determinanten lokaler Akzeptanz und Umsetzbarkeit landwirtschaftlicher Projekte zur Extensivierung, Biotopvernetzung und sonstiger Maßnahmen des Natur- und Umweltschutzes. Frankfurt/M.
- Regierungspräsidium Giessen (Hrsg.) (1994): Die Lahn, ein Fließgewässerökosystem. Modellhafte Erarbeitung eines ökologisch begründeten Sanierungskonzeptes für kleine Fließgewässer am Beispiel der Lahn. Abschlußbericht. Giessen

**Programm des Fachgesprächs:
Umwelt-/Sozio-Ökonomie im Forschungsprogramm Elbe-Ökologie**

Donnerstag, 21. November 1996

13.00-13.10 Uhr Dir. u. Prof. V. Wetzel (Bundesanstalt für Gewässerkunde): Begrüßung

13.10-13.30 Uhr Dr. D. Bornhöft (Bundesanstalt für Gewässerkunde, Projektgruppe Elbe-Ökologie): Einleitung und Ziele des Fachgesprächs

13.30-15.30 Uhr	Themenblock I: Methoden zur umwelt-ökonomischen Bewertung
-----------------	---

Prof. Dr. U. Hampicke (Univ. Greifswald, Lehrstuhl f. Landschaftsökonomie): Möglichkeiten und Grenzen der monetären Bewertung der Natur

Dr. P. Elsasser (Bundesforschungsanstalt f. Forst- und Holzwirtschaft, Hamburg): Die Contingent Valuation Method: Stand der Forschung, Anwendungsmöglichkeiten im Rahmen der Elbe-Ökologie und Grenzen der Methodik

15.30-16.00 Uhr Pause

16.00-19.00 Uhr	Themenblock II: Umwelt-ökonomische Instrumentarien
-----------------	--

Dipl.-Volksw. P. Rieken (Planco Consulting, Essen): Die Berücksichtigung von Umweltwirkungen im Rahmen gesamtwirtschaftlicher Bewertungsrechnungen für verkehrliche Investitionsvorhaben an Binnenwasserstraßen

Dipl.-Volksw. J. Meyerhoff (Inst. f. ökologische Wirtschaftsforschung, Berlin): Die ökonomische Bewertung von Feuchtgebieten - ein Überblick über bisherige Untersuchungen

Dr. M. Kosz (TU Wien, Inst. f. Finanzwissenschaften und Infrastrukturpolitik): Kosten-Nutzen-Analysen am Beispiel des Nationalparks Donau

Freitag, 22. November 1996

08.45-10.30 Uhr

Fortsetzung Themenblock II:

Prof. Dr. M. F. Hofreither (Univ. f. Bodenkultur Wien, Inst. f. Wirtschaft, Politik und Recht): Landnutzungszertifikate als Instrument im Grundwasserschutz?

Prof. Dr. K. Jaster (Humboldt Univ. Berlin, Inst. f. landwirtschaftl. Betriebslehre): Betriebsoptimierungsmodell zur ökonomischen Beurteilung umweltgerechter, nachhaltiger Landbewirtschaftung

10.30-11.00 Uhr

Pause

11.00-14.00 Uhr

Themenblock III: Beispiele aus dem Elbe-Ökologie-Programm
und Abschlußdiskussion

Prof. Dr. G. Breitschuh (Thüringer Landesanstalt f. Landwirtschaft, Jena): Effiziente und umweltverträgliche Landnutzung (EULANU) im Rahmen der „Revitalisierung der Unstrutau“

Dipl.-Oec. K. Tampe (Büro f. Ökonomie, Naturschutz und Landwirtschaft, Reutlingen): Kosten-Nutzen-Analysen im Rahmen des Projekts „Revitalisierung der Unstrutau“

Dr. P. Zube, Dr. G. Neubert (Lehr- und Versuchsanstalt für Grünland und Futterwirtschaft, Paulinenaue): Sozio-ökonomische Betroffenheit der Landwirtschaft durch Deichrückverlegungen im Bereich der brandenburgischen Mittelelbe (Lenzen)

Dipl.-Volksw. U. Petschow (Inst. f. ökologische Wirtschaftsforschung, Berlin): Sozio-ökonomische Auswirkungen bei Retentionsflächenrückgewinnung und Altauenreaktivierung an der Mittelelbe (Bereiche Sandau und Rogätz)

14.00 Uhr

Ende des Fachgesprächs

Autorenverzeichnis

- Dr. Dirk Bornhöft, Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG), Projektgruppe Elbe-Ökologie, Schnellerstr. 140, 12439 Berlin
- Prof. Dr. Gerd Breitschuh, Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft (TLL), Abt. Agrarmanagement und Ökologie, Naumburger Str. 108, 07742 Jena-Zwätzen
- Dr. Hans Eckert, Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft (TLL), Abt. Agrarmanagement und Ökologie, Naumburger Str. 108, 07742 Jena-Zwätzen
- Prof. Dr. Ulrich Hampicke, Universität Greifswald, Lehrstuhl für Landschaftsökonomie, Grimmerstr. 88, 17487 Greifswald
- Prof. Dr. Karl Jaster, Humboldt-Universität zu Berlin, Institut für landwirtschaftliche und gärtnerische Betriebslehre, 10099 Berlin
- Dr. Michael Kosz, Technische Universität Wien, Institut für Finanzwissenschaft und Infrastrukturpolitik, Karlsgasse 11, A – 1040 Wien
- Dr. Gert Neubert, Lehr- und Versuchsanstalt für Grünland und Futterwirtschaft Paulinenaue e.V. (LVGF), Gutshof 7, 14641 Paulinenaue
- Dipl.-Volkswirt Perter Rieken, Planco Consulting GmbH, Lilienstr. 44, 45133 Essen
- Dr. Peter Elsasser, Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft, Leuschnerstr. 91, 21031 Hamburg
- Prof. Dr. Markus F. Hofreither, Universität für Bodenkultur Wien, Institut für Wirtschaft, Politik und Recht, Gregor-Mendel-Str. 33, A – 1180 Wien
- Dipl.-Volkswirt Jürgen Meyerhoff, Technische Universität Berlin, Institut für Management in der Umweltplanung, Fränklinstr. 28/29, 10587 Berlin
- Dipl.-Volkswirt Ulrich Petschow, Institut für ökologische Wirtschaftsforschung, Giesebrechtsstr. 13, 10629 Berlin
- Dr. Burkhard Schwappe-Kraft, Bundesamt für Naturschutz, Konstantinstr. 110, 53179 Bonn
- Dr. Klaus Tampe, Büro für Ökonomie, Naturschutz und Landwirtschaft (BÖNL), Grüne Au 6, 72766 Reutlingen
- Dr. Peter Zube, Lehr- und Versuchsanstalt für Grünland und Futterwirtschaft Paulinenaue e.V. (LVGF), Gutshof 7, 14641 Paulinenaue

Teilnehmerverzeichnis

Herr Prof. Dr. H. Ahrens, Universität Halle, Institut für Agrarökonomie und Agrarraumgestaltung

Frau Balzer, Projektträger Umwelt und Klimaforschung (UKF), München

Herr Dr. D. Bornhöft, Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG), Berlin, Projektgruppe Elbe-Ökologie

Herr Prof. Dr. G. Breitschuh, Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft (TLL), Jena, Abt. Agrarmanagement und Ökologie

Herr MR Dehn, Bundesministerium für Verkehr, Berlin

Herr Dr. R. Dlaske, Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie (BMBF), Bonn

Herr Dr. P. Elsasser, Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft, Hamburg

Herr H. Feige, Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft (TLL), Jena, Abt. Agrarmanagement und Ökologie

Herr Dr. I. Fitting, Forschungszentrum Jülich GmbH, Projektträger BEO des BMBF, Berlin

Herr T. Gabriel, Wasser- und Schifffahrtsdirektion Ost, Berlin

Herr Dr. Ch. Ganzert, Köln

Herr Prof. Dr. U. Hampicke, Universität Greifswald, Lehrstuhl für Landschaftsökonomie

Herr Prof. Dr. V. Hartje, Technische Universität Berlin, Institut für Landschaftsmanagement der Naturressourcen

Herr Prof. Dr. M. F. Hofreither, Universität für Bodenkultur Wien, Institut für Wirtschaft, Politik und Recht

Frau Prof. Dr. H. Horsch, UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig – Halle GmbH, Sektion Angewandte Landschaftsökologie

Herr Prof. Dr. K. Jaster, Humboldt Universität Berlin, Institut für landwirtschaftliche Betriebslehre

Herr Dr. Kappenberg, GKSS-Forschungszentrum Geesthacht

Herr Dr. F. Kohmann, Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG), Koblenz

Herr Dr. M. Kosz, Techn. Universität Wien, Institut für Finanzwissenschaften und Infrastrukturpolitik

Frau Dr. R. Loskill, Forschungszentrum Jülich GmbH, PT BEO des BMBF

Herr J. Meyerhoff, Technische Universität Berlin, Institut für Management in der Umweltpolitik

Herr. Dr. V. Mothes, Institut für Agrarentwicklung in Mittel- und Osteuropa, Halle/Saale

Herr Dr. R.-U. Mühle, Universität Potsdam, Ökologische Station Gülpe

Herr Dr. G. Neubert, Lehr- und Versuchsanstalt für Grünland und Futterwirtschaft Paulinenaue e.V. (LVGF)

Herr U. Petschow, Institut für ökologische Wirtschaftsforschung gGmbH (IÖW), Berlin

Herr APr H.-J. Recker, Wasser- und Schifffahrtsdirektion Ost, Berlin

Herr P. Rieken, Planco Consulting GmbH, Essen

Herr H. Rödiger, Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG), Außenstelle Berlin

Frau N. Saenger, Technische Universität Darmstadt, Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft

Herr Prof. Dr. D. Sauerbeck, Braunschweig

Herr Scholz, Wasser- und Schifffahrtsdirektion Ost (WSD), Berlin, Dezernat T3

Herr B. Schweppe-Kraft, Bundesamt für Naturschutz (BfN), Bonn

Frau B. Schütze, Forschungszentrum Jülich GmbH, Projektträger BEO des BMBF, Berlin

Herr K. Tampe, Büro für Ökonomie, Naturschutz und Landwirtschaft (BÖNL), Reutlingen

Herr MR E. Tittel, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Bonn

Herr Prof. u. Dir. V. Wetzel, Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG), Koblenz

Herr Dr. P. Zube, Lehr- und Versuchsanstalt für Grünland und Futterwirtschaft Paulinenaue e.V. (LVGF)