



UFZ-Bericht

UFZ-UMWELTFORSCHUNGSZENTRUM LEIPZIG-HALLE GMBH

Nr. 30/1999

Fluß Einzugsgebietsmanagement und Sozioökonomie:

Konfliktbewertung und Lösungsansätze

Ergebnisse des Workshops
vom 1. und 2. Juli 1999
am UFZ-Umweltforschungszentrum
Leipzig-Halle GmbH

Helga Horsch, Frank Messner, Sigrun Kabisch und
Michael Rode (Hrsg.)

UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH

Abteilung Ökologische Ökonomie und
Umweltsoziologie

ISSN 0948-9452

**Flußeinzugsgebietsmanagement und Sozioökonomie:
Konfliktbewertung und Lösungsansätze**

Ergebnisse des Workshops
vom 1. und 2. Juli 1999
am UFZ-Umweltforschungszentrum
Leipzig-Halle GmbH

Helga Horsch¹, Frank Messner¹, Sigrun Kabisch¹, Michael Rode² (Hrsg.)

UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH

¹ Abteilung Ökologische Ökonomie und Umweltsoziologie

² Projektbereich Fluß- und Seenlandschaften

Vorwort

Die sozioökonomische Umweltforschung am Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle (UFZ) widmet sich im Rahmen des Forschungsschwerpunktes "Flußlandschaft Elbe im Wandel" Fragen einer nachhaltigen Wasserwirtschaft. Im Mittelpunkt stehen die Entwicklung von ökologische, ökonomische und soziale Ziele integrierenden Bewertungsmethoden als Entscheidungsgrundlage für das regionale Management von Naturressourcen sowie die Vervollkommnung und Entwicklung von Anreizsystemen für einen integrierten Naturressourcenschutz.

Dieser Forschungsschwerpunkt berührt zugleich sozioökonomische Problemstellungen, die auch im Entwurf der vorliegenden EU-Wasserrahmenrichtlinie anzutreffen sind, die jedoch keinesfalls als ausreichend gelöst betrachtet werden können. Es bestehen insbesondere noch erhebliche Unsicherheiten bezüglich eines ökologische, ökonomische und soziale Aspekte integrierenden methodischen Instrumentariums für ein nachhaltiges Flußeinzugsgebietsmanagements sowie auch Unsicherheiten bezüglich des sozioökonomischen Forschungsbedarfes.

Das Ziel des Workshops „Flußeinzugsgebietsmanagement und Sozioökonomie“, der am 1. und 2. Juli 1999 in Leipzig stattfand, und der von der Abteilung Ökologische Ökonomie und Umweltsoziologie (ÖKUS) gemeinsam mit dem Projektbereich Fluß- und Seenlandschaften des UFZ organisiert wurde, bestand daher darin, auf der Grundlage erster Erfahrungen auf dem Gebiet des Flußeinzugsgebietsmanagements sowohl Lösungsansätze aufzuzeigen als auch den sozioökonomischen und umweltrechtlichen Forschungsbedarf zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland zu erarbeiten. Da nachhaltige Wasserwirtschaft in Flußeinzugsgebieten interdisziplinäre und angewandte Umweltforschung unter Einbeziehung der relevanten Fachdisziplinen, der Fachbehörden und der Akteure vor Ort erfordert, wurde mit dem Workshop ein sozioökonomisches Netzwerk ins Leben gerufen. Es soll auf einer engen Kooperation zwischen Forschungseinrichtungen, Universitäten und Umweltverwaltungen vor allem auf den Gebieten der Ökonomie, der Soziologie und des Umweltrechts basieren.

In diesem UFZ-Bericht werden die Beiträge der Workshopteilnehmer, die Ergebnisse der Diskussion zum sozioökonomischen Forschungsbedarf und der Beschluß zum Netzwerk „Integriertes Flußeinzugsgebietsmanagement und Sozioökonomie“ vorgestellt, um die Workshopergebnisse einer breiten Öffentlichkeit zugänglich zu machen, und um Impulse für eine weitere Diskussion zu sozioökonomischen Fragen in Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie zu geben aber auch zu erhalten. Schließlich möchten wir die Leser dieses Berichtes über die Aufgaben des Netzwerkes informieren, um weitere Netzwerkinteressenten zu gewinnen.

Unser Dank gilt all jenen, die uns zum Workshop ermunterten und uns wertvolle Hinweise und Anregungen gaben. Bei der konzeptionellen Vorbereitung des Workshops erhielten wir wertvolle Unterstützung von Prof. Oldiges, Universität Leipzig, Herrn Kahl, Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie sowie von Herrn Dr. Socher, Staatliches Umweltfachamt Leipzig, wofür wir uns recht herzlich bedanken. Des weiteren danken wir den Referenten und Autoren der Beiträge für diesen Bericht, die ebenfalls zum Gelingen des Workshops beitragen.

Leipzig, September 1999

Die Herausgeber/innen

Inhaltsverzeichnis

Einführung

Helga Horsch

Schwerpunkte sozioökonomischer Forschung im Rahmen der Umsetzung der
EU-Wasserrahmenrichtlinie..... 11

Themenschwerpunkt 1:

Ziele eines integrierten Flußeinzugsgebietsmanagements

Rolf Kahl

Anforderungen an eine nachhaltige Wasserwirtschaft in Flußeinzugsgebieten..... 21

Gabriele Bruckner und Lutz Schiffer

Nachhaltigkeit und Gewässerbewirtschaftung im Kontext der
EU-Wasserrahmenrichtlinie..... 31

Martin Socher

Erste Erfahrungen bei Flussgebietsplanungen dargestellt am Beispiel der Pleiße..... 41

Michael Rode

Anforderungen an ein integriertes Flußgebietsmanagement..... 49

Wilfried Richter und Walter Gläßer

Die Weiße Elster: Flußeinzugsgebiet im Umbruch – Erscheinungsbild und
naturwissenschaftlicher Forschungsbedarf..... 53

Themenschwerpunkt 2:

Nachhaltige Wasserwirtschaft und Landnutzung: Modelle und integrierte Bewertungsverfahren

*Frank Messner, Helga Horsch, Martin Drechsler, Stefan Geyley, Felix Herzog,
Bernd Klauer, Annegret Kindler*

Anwendungsperspektiven eines integrierten Bewertungsverfahrens im Kontext der
EU-Wasserrahmenrichtlinie..... 65

Volker Wenzel

Ein integrierter Algorithmus zur Unterstützung regionaler
Landnutzungsentscheidungen..... 75

Jürgen Meyerhoff

Die ökonomische Bewertung ökologischer Leistungen und ihre mögliche Rolle im Rahmen der EU-Wasserrahmenrichtlinie..... 87

Marion Glaser and Uta Berger

Social Objectives in the Model-Based Evaluation of Natural Resource Management Options..... 99

Themenschwerpunkt 3:

Umweltpolitische Instrumente einer integrierten Flußgebietsbewirtschaftung und ihre Implementation aus ökonomischer, soziologischer und rechtlicher Sicht

Bernd Hansjürgens

Aktuelle Entwicklung ökonomischer Steuerungsinstrumente einer integrierten Gewässerbewirtschaftung..... 113

Heinrich Reincke

Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie im Einzugsgebiet der Elbe..... 123

Kilian Bizer und Georg Cichorowski

Vom Bewirtschaftungsplan zum Flußgebietsmanagement – eine institutionenökonomische Perspektive..... 127

Timothy Moss

Die EU-Wasserrahmenrichtlinie als Beispiel eines Institutionenwandels: Forschungsbedarf und Erklärungsansätze aus politik- und raumwissenschaftlicher Sicht..... 137

Jan Monsees

Wasser- und Bodenverbände und die EU-Wasserrahmenrichtlinie..... 147

Thomas Petersen

Eigentumsrechte, nachhaltige Umweltpolitik und die Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Union..... 157

Sigrun Kabisch und Sabine Linke

Zur sozioökonomischen Relevanz der Nutzung von Bergbaurestseen..... 165

Georg Kneer

Akzeptanz - Konzeptionelle und methodische Annäherungen an einen
schwierigen Begriff 173

Martin Oldiges

Paradigmenwechsel in der Gewässerbewirtschaftung 187

Philipp Strohmeier

Rechtliche Grundlagen für eine nachhaltige Wasserwirtschaft: Gewässerschutz und
Wasserkraft als Zielkonflikt ? 197

Zusammenfassung

Helga Horsch und Frank Messner

Sozioökonomischer Forschungsbedarf im Ergebnis des Workshops
„Flußbeinzugsgebietsmanagement und Sozioökonomie“ 203

Anhang

Liste der Autoren und Workshopteilnehmer 217

Beschluß zum Netzwerk vom 2. Juli 1999 219

Einführung

Schwerpunkte sozioökonomischer Forschung im Rahmen der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRR)¹

Helga Horsch

UFZ, Abteilung Ökologische Ökonomie und Umweltsoziologie (ÖKUS)

Ein ganzheitliches und integriertes Management von regionalen Wasserressourcen und ihrer Wassergüte erfordert eine flußgebietsbezogene Herangehensweise und die Berücksichtigung der Wechselbeziehungen zwischen Naturprozessen und sozioökonomischen Entwicklungen. Die im Entwurf vorliegende und in Kürze zu verabschiedende EU-Wasserrahmenrichtlinie (Rat der Europäischen Union 1999) geht von diesem Anspruch aus. Die Umsetzung dieser Richtlinie stellt jedoch eine Herausforderung für die natur- und ingenieurwissenschaftliche sowie für die sozioökonomische Forschung dar.

Im folgenden wird auf das Anliegen des Workshops, der am 1. und 2. Juli 1999 zum Thema „Flußezugsgebietsmanagement und Sozioökonomie“ stattfand, näher eingegangen. Des weiteren wird dargelegt, inwieweit die Zielstellung des Workshops an die Ergebnisse der sozioökonomischen Umweltforschung am UFZ anknüpfen kann. Anschließend werden die relevanten sozioökonomischen Aspekte der WRR und die damit verbundenen Forschungsfelder zur Umsetzung der WRR aufgezeigt, auf die die Diskussion des Workshops fokussiert wurde, und für die der Forschungsbedarf ergänzt und präzisiert werden sollte.

1 Anliegen des Workshops

Eine internationale Veranstaltung zum integrierten Flußezugsgebietsmanagement und in diesem Kontext zu Forschungsfragen in Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie fand bereits am 8. und 9. Juni 1999 in Magdeburg statt. Die unter dem Thema „River Basin Management – Challenge to Research“ laufende Veranstaltung wurde gemeinsam von dem Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle, der Europäischen Kommission und dem Bundesministerium für Bildung und Forschung organisiert. Die Tagung ging zwar vom Gesamtspektrum zu lösender Aufgaben für ein integriertes Flußezugsgebietsmanagement aus, aber im Mittelpunkt der Diskussion standen naturwissenschaftlich geprägte Themen. Die sozioökonomischen Fragen und insbesondere die Frage nach dem für die Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie erforderlichen *sozioökonomischen* Forschungsbedarf wurden nur kurz angeschnitten und blieben weitestgehend unbeantwortet.

Der im Juli 1999 in Leipzig durchgeführte Workshop setzte die Diskussion zum integrierten Flußezugsgebietsmanagement fort und griff in diesem Zusammenhang sozioökonomischen Fragen auf.

¹ Die exakte Bezeichnung ist „Richtlinie des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Gewässerpolitik“, die in englisch als „The Water Framework Directive“ bezeichnet wird. Im weiteren wird in Anlehnung an Bezeichnungen des BMBF und des BMU der Begriff „EU-Wasserrahmenrichtlinie“ verwendet, die zur Zeit noch im Entwurf vorliegt.

Mit dem Workshop wurden vor allem zwei Ziele verfolgt:

Erstens ging es um die Erarbeitung und Präzisierung des sozioökonomischen und umweltrechtlichen Forschungsbedarfs zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland.

Zweitens sollte ein sozioökonomisches Netzwerk initiiert werden, das vor allem

- der Schaffung eines Diskussionsforums für disziplinübergreifende Forschungsfragen zum Wasserressourcenmanagement und
- der Etablierung einer Basis für einen sozioökonomischen Informationsaustausch dient sowie
- die Bearbeitung eines breiten Spektrums sozioökonomischer Fragestellungen zum Flußeinzugsgebietsmanagement im Rahmen von zukünftigen Verbundprojekten gewährleistet.

Mit dem Netzwerk wird beabsichtigt, daß sich eine enge Kooperation zwischen Forschungseinrichtungen, Universitäten und Umweltverwaltungen vor allem auf den Gebieten der Ökonomie, der Soziologie und des Umweltrechts entwickelt. Um diese Intention bereits auf dem Workshop zu verwirklichen, wurden in die konzeptionelle Vorbereitung des Workshops und in die Diskussion über die Zielstellung eines solchen Netzwerkes Vertreter von Universitäten und Umweltverwaltungen einbezogen. Somit konnte den Workshopteilnehmern ein Entwurf zum Netzwerk „Integriertes Flußeinzugsgebietsmanagement und Sozioökonomie“ als Diskussionsgrundlage übergeben werden, der von Vertretern des UFZ, der Universität Leipzig, des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie und dem Staatlichen Umweltfachamt Leipzig erarbeitet wurde. Der auf dem Workshop angenommene Beschluß zum Netzwerk, die namentliche Nennung der Initiatoren und eine Liste der Netzwerkmitglieder kann dem Anhang entnommen werden.

2 Anlaß der UFZ-Initiative für den Workshop

Die Initiative des UFZ, einen Workshop zum Thema „Flußeinzugsgebietsmanagement und Sozioökonomie“ im Kontext der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie durchzuführen, beruht wesentlich auf den inzwischen gewonnenen Erfahrungen sozioökonomischer Umweltforschung am UFZ und vor allem auf den Arbeitsergebnissen, die mit dem seit 1997 bearbeiteten Verbundprojekt „Nachhaltige Wasserbewirtschaftung und Landnutzung im Elbeeinzugsgebiet“ erzielt werden konnten. Das Projekt ist auf Nutzungskonflikte zwischen Naturschutz und wirtschaftlicher Entwicklung fokussiert. Schwerpunkte des Naturschutzes sind der Grundwasser- sowie der Natur- und Landschaftsschutz. Als Entscheidungsgrundlage wurde ein Verfahren zur ökologisch-sozioökonomischen Bewertung von Konflikten zwischen Ressourcenschutz und wirtschaftlicher Entwicklung erarbeitet und angewendet. Des weiteren wird untersucht, ob und inwieweit die ökonomischen Rahmenbedingungen zur Förderung ressourcenschonender Landnutzungen modifiziert werden müssen. Insbesondere werden Vorschläge zur Finanzierung von Leistungen für den Schutz von Grundwasser, Natur und Landschaft unterbreitet. Schließlich werden auch die Möglichkeiten

und Grenzen der aus dem Natursressourcenschutz resultierenden Effekte für eine wirtschaftliche Entwicklung der Region aufgezeigt.

Zwar ist das Projekt vor allem sozioökonomisch ausgerichtet, aber die Entwicklung des methodischen Instrumentariums sowie seine beispielhafte Anwendung auf den Torgauer Raum – ein elbtalnahes, ländlich geprägtes Gebiet – erfordert eine Zusammenarbeit von Ökonomen und Naturwissenschaftlern. Günstige Voraussetzungen für eine sozioökonomische Umweltforschung sind durch die *Abteilung Ökologische Ökonomie und Umweltsoziologie* (ÖKUS) am UFZ gegeben. Darüber hinaus konnte die Integration sozioökonomischer und naturwissenschaftlicher Potentiale in das interdisziplinäre Projekt „Nachhaltige Wasserbewirtschaftung und Landnutzung“ durch den Projektbereich *Fluß- und Seenlandschaften* unterstützt werden. So arbeiten unter Leitung der Abteilung Ökologische Ökonomie und Umweltsoziologie (ÖKUS) Wissenschaftler/innen der Abteilung ÖKUS, der Sektionen Angewandte Landschaftsökologie (ALOE), Ökosystemanalyse (ÖSA), Hydrogeologie (HG) und Bodenforschung (BF) gemeinsam an der Entwicklung des methodischen Instrumentariums zur Ableitung nachhaltiger Schutz- und Nutzungsstrategien von Wasser- und Grundwasserressourcen sowie für deren Umsetzung.

Das Projekt umfaßt folgende Themenschwerpunkte:

1. Landnutzungsbezogenes Wassersystemmodell zur Erfassung des Einflusses von Landnutzungsänderungen auf die Grundwasserquantität und –qualität
2. Regionales, ökonomisches Stoffstrommodell zur Erfassung der ökonomischen und ökologischen Effekte von Landnutzungsänderungen
3. Bewertung von Nutzungskonflikten aus einer ökologischen, ökonomischen und sozialen Perspektive
4. Ökonomische Instrumente zur Förderung des Natur- und Ressourcenschutzes
5. Umweltqualität als Wirtschaftsfaktor

Die Zuordnung dieser Themen auf die Abteilungen und Sektionen des UFZ sowie die Vernetzung der einzelnen Themenschwerpunkte gehen aus der Abbildung 1 hervor. Zwischenergebnisse wurden bereits publiziert. Eine Zusammenfassung bisheriger Ergebnisse ist in Horsch und Ring (1999) zu finden.

3 Sozioökonomische Aspekte der EU-Wasserrahmenrichtlinie

Die auf das Ziel der Nachhaltigkeit ausgerichtete Wasserrahmenrichtlinie schließt zwangsläufig sozioökonomische Aspekte ein, deren Relevanz vor allem in Verbindung mit folgenden Zielen und Aufgaben gegeben ist:

1. In den Artikeln 1, 2 und 12 der WRR wird von einem *ganzheitlichen Zielansatz zum Gewässerzustand* ausgegangen. Die Umweltqualitätsziele beziehen sich dabei nicht nur auf alle Gewässer, sondern auch auf die Gesamtheit der natürlichen und damit verbundenen

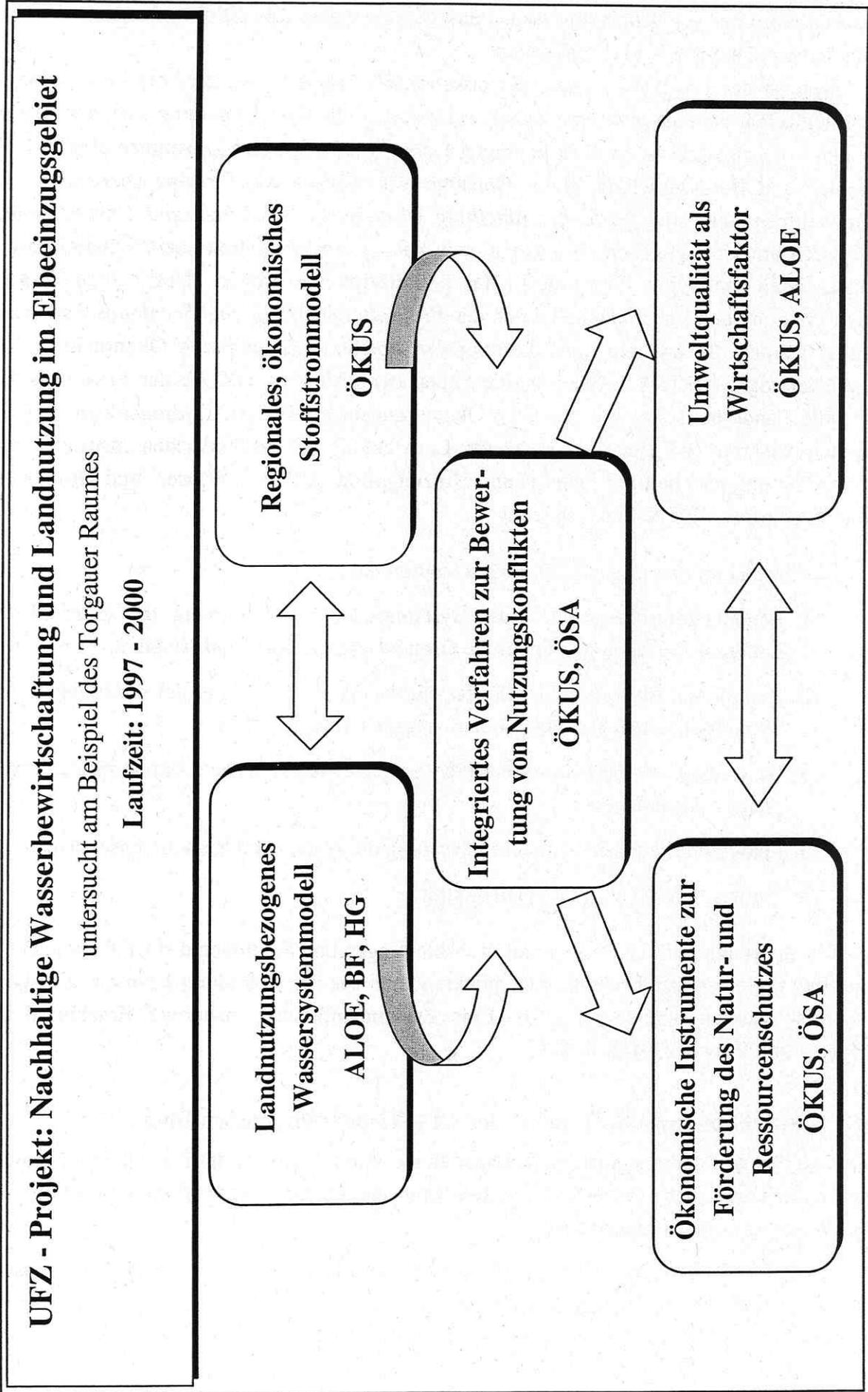


Abb. 1: Struktur des UFZ-Projektes „Nachhaltige Wasserwirtschaft und Landnutzung“

gesellschaftlichen Funktionen der Wassersysteme. Ableitung und Umsetzung von Zielen zum Gewässerzustand sind keine auf die Naturwissenschaften zu reduzierende Aufgabe. Sie bedingt ebenso die Abwägung mit ökonomischen und sozialen Zielen und daher handelt es sich um eine sozioökonomische Erfordernisse integrierende Aufgabenstellung.

2. Die *Erarbeitung und Umsetzung von Bewirtschaftungsplänen für Flußeinzugsgebiete* ist Gegenstand der Artikel 13 und 16 sowie Anhang VII der WRR. Die sozioökonomische Fragestellung ergibt sich vor allem aus dem komplexen Bezugssystem und den damit verbundenen Inhalten der Gebietspläne, die ebenfalls die ökonomischen und sozialen Auswirkungen der Maßnahmen zur Erreichung der Gewässerschutzziele abbilden sollen. Eine weitere sozioökonomische Relevanz resultiert aus der Frage nach der Kompatibilität von naturraumbezogener Herangehensweise bei der wasserwirtschaftlichen Planung und der Zuständigkeit von Institutionen und Organisationen bezüglich ihrer räumlichen und administrativen Bezugssysteme.

Direkt werden sozioökonomische und umweltrechtliche Aufgaben

3. in den Artikeln 5 und 12 mit der *ökonomische Analyse von Wasserschutzmaßnahmen*,
 4. *im Artikel 12 mit kostendeckenden Preisen, die umwelt- und ressourcenbezogene Kosten einschließen sollen, und*
 5. *im Artikel 17 mit der Einbeziehung der Öffentlichkeit in Planungs- und Entscheidungsprozesse*
- angesprochen.

4 Sozioökonomische Forschungsfelder zur Umsetzung der WRR

4.1 Prinzipien nachhaltiger Wasserbewirtschaftung

Der Nachweis einer sozioökonomischen Relevanz läßt noch keinen Schluß auf die notwendigen sozioökonomischen Forschungsfelder zu. Er verweist lediglich auf wichtige Bezugssysteme möglicher Wissensdefizite. Ausgehend vom Wissensstand ist für die Ableitung des Forschungsbedarfes die Zielorientierung maßgebend, die in einer nachhaltigen Wasserbewirtschaftung besteht. Sie erfordert, nicht nur ökologische, sondern auch ökonomische und soziale Ziele in Betracht zu ziehen. Bezüglich einer operationalisierbaren nachhaltigen Wasserwirtschaft wurde zwar im Ergebnis eines internationalen Symposiums im Oktober 1996 in Bonn in einem Memorandum konstatiert, daß es insgesamt noch keinen gemeinsamen Konsens über ein praktisches Konzept zur Begründung von Zielen und Maßstäben nachhaltiger Entwicklungen in der Wasserwirtschaft gibt (BMU 1996, S. 385). Die Gesellschaft für internationale und europäische Umweltforschung in Berlin arbeitete jedoch inzwischen Prinzipien heraus, die eine entscheidende Orientierung für eine nachhaltige Wasserbewirtschaftung sind und ihre Operationalisierung unterstützen. In der Abbildung 2 sind diese Prinzipien dargestellt, erweitert um das Machbarkeitsprinzip als wesentliche Voraussetzung für ein Handeln in Richtung Nachhaltigkeit. Diese Prinzipien sind zugleich Maßstab und Orientierung, wenn die

EU-Wasserrahmenrichtlinie mit dem Ziel auf den Prüfstand gestellt wird, den sozioökonomischen Forschungsbedarf abzuleiten.

Vorsorgeprinzip	Reversibilitätsprinzip
Verursacherprinzip	Intergenerationenprinzip
Kooperationsprinzip	Ressourcenminimierungsprinzip
Regionalitätsprinzip	Integrationsprinzip
Partizipationsprinzip	Machbarkeitsprinzip

Abb. 2: Prinzipien nachhaltiger Wasserbewirtschaftung (BMU 1999, S. 286)

4.2 Sozioökonomischer Forschungsbedarf

Die mit der EU-Wasserrahmenrichtlinie verbundenen sozioökonomischen Aufgaben sind mit einer Reihe noch zu lösender Fragen verbunden. Wesentliche, sich im Kontext der Prinzipien einer nachhaltigen Wasserwirtschaft ergebende Forschungsfelder sind in der Abbildung 3 aufgeführt. Ein Forschungsbedarf im Zusammenhang mit den bereits genannten sozioökonomischen Aufgaben ist auf die folgenden Probleme bzw. Paradigmenwechsel zurückzuführen.

1. Ein *ganzheitlicher Zielansatz zum Gewässerzustand* geht von der Multifunktionalität der Gewässersysteme aus. Ausgehend von ihrer Multifunktionalität werden auch die mit ihr verbundenen Nutzungskonflikte deutlich, wodurch bisher nicht genügend berücksichtigte Anforderungen an den Zielfindungsprozeß stärker in Erscheinung treten. Gleichzeitig erfordert ein ganzheitlicher Ansatz die Berücksichtigung und Verknüpfung von Emissions- und Immissionszielen. Insbesondere in Hinsicht auf den kombinierten, d. h. immissions- und emissionsbezogenen Ansatz gewinnen Langfristigkeit und Unsicherheit weiter an Gewicht und sind in den Zielfindungsprozeß zu integrieren.
2. Mit der *Erarbeitung und Umsetzung von Flußeinzugsgebietsplänen* sind komplexe Systeme, die natürliche, technische und sozioökonomische Teilsysteme umfassen, abzubilden, zu prognostizieren und zu gestalten, was die Berücksichtigung der Interdependenzen der Teilsysteme einschließt. Diese Pläne gehen von einem naturraumbezogenen Ansatz aus, der auf den natürlichen geographischen und hydrologischen Einheiten beruht. Er muß jedoch kompatibel sein mit dem administrativen Ansatz, der für sozioökonomische Analysen erforderlich ist. Diesbezüglich liegen bisher noch keine ausreichenden Lösungskonzepte vor.
3. Die *ökonomische Analyse als Grundlage zur Beurteilung der Kosteneffektivität von Wasserschutzmaßnahmen* ist im Kontext der unter erstens und zweitens genannten Anforderungen an die Forschung zu sehen. Komplexität, Nutzungskonflikte, Langfristigkeit und Unsicherheit erfordern neue Bewertungsansätze zur Ableitung von Handlungsalternativen

Sozioökonomische Aufgaben laut WRR	Sozioökonomische Forschungsfelder
1	Ganzheitlicher Zielansatz, Multifunktionalität, Nutzungskonflikte und Zielfindungsprinzip Voraussetzungen zur Anwendung des kombinierten Zielansatzes unter Bedingungen von Unsicherheit aus ökonomischer und rechtlicher Perspektive
2	Institutionen und Organisationen zur Erarbeitung und Umsetzung von Flußeinzugsgebietsplänen Modellierung der Wechselbeziehungen zwischen den flußgebietsbezogenen Wassersystemen und ökonomischen Systemen
3	Methodische Instrumentarien der Konfliktbewertung und -lösung in Umsetzung der Umweltqualitätsziele unter besonderer Berücksichtigung von Langzeitkalkülen und Unsicherheit Methodische Grundlagen der Bewertung multifunktionaler Wasserressourcen
4	Möglichkeiten und Grenzen kostendeckender (volkswirtschaftlicher), nutzungs- und funktionsbezogener Wasserpreise Ressourcenbepreisung und Eigentumsrechte Möglichkeiten der Honorierung ökologischer Leistungen
5	Partizipative Ansätze zur Konfliktvermeidung und -lösung
1 - 5	Implementation neuer Instrumente eines integrierten Flußgebietsmanagements aus ökonomischer, rechtlicher und soziologischer Sicht sowie in Abhängigkeit von den verschiedenen Verwaltungsebenen

Abb. 3: Übersicht über sozioökonomisch relevante Forschungsfelder im Kontext der EU-Wasserrahmenrichtlinie

aus der Sicht sowohl von Wasserzustandszielen als auch von ökonomischen und sozialen Zielen. Die in Artikel 5 geforderten ökonomischen Impactanalysen sind zwar notwendig, aber in Hinsicht auf das Nachhaltigkeitsparadigma nicht hinreichend, wenn sie lediglich der Information über ökonomische Auswirkungen ökologisch determinierter Maßnahmen dienen.

4. *Kostendeckende Preise* aus einer volkswirtschaftlichen Perspektive erfordern die Einbeziehung externer Effekte, die den Nutzern in Rechnung zu stellen sind. Diesbezüglich handelt es sich um ein seit langem bekanntes, aber noch nicht ausreichend gelöstes Problem. Wird allerdings die Forderung nach kostendeckenden Preisen auf Dienstleistungen der Trinkwasserversorgung und Abwasserentsorgung beschränkt, wird nur ein Teilaspekt der Förderung eines integrierten Wasserressourcenschutzes berührt. Das heißt, die Entwicklung und Ausgestaltung der Ressourcenbepreisung muß noch konsequenter auf die Multifunktionalität der Wasserressourcen ausgerichtet werden.
5. Die *Einbeziehung der Öffentlichkeit in Planungs- und Entscheidungsprozesse* ist im Kontext der unter erstens bis viertens genannten Probleme zu sehen. Neue Anforderungen er-

geben sich in Richtung effizienter partizipativer Verfahren und Strategien für verschiedene Raumskalen zur Konfliktvermeidung und -lösung.

Die unter erstens bis fünftens angeschnittenen sozioökonomischen Forschungsfelder zielen zum großen Teil auf neue Instrumente für ein integriertes Flußgebietsmanagement. Die Implementation sowohl bestehender als auch zu entwickelnder Instrumente ist jedoch nicht a priori gegeben. Die Voraussetzungen ihrer Implementation sind demzufolge Forschungsgegenstand vor allem von Ökonomen, Soziologen und Rechtswissenschaftlern.

Die oben genannten Forschungsfelder sollten schließlich auf dem Workshop präzisiert werden. Zugleich ging es auch darum, die Kompetenzfelder der einzelnen Einrichtungen der Workshopteilnehmer für Fragen eines integrierten Flußeinzugsgebietsmanagement kennenzulernen. Die zuvor skizzierten Forschungsfelder wurden im Rahmen der folgenden Themenschwerpunkte auf dem Workshop zur Diskussion gestellt.

1. Ziele eines integrierten Flußeinzugsgebietsmanagements und bisherige Erfahrungen
2. Nachhaltige Wasserwirtschaft und Landnutzung: Modelle und integrierte Bewertungsverfahren
3. Umweltpolitische Instrumente einer integrierten Flußgebietsbewirtschaftung und ihre Implementation aus ökonomischer, soziologischer und rechtlicher Sicht

Der Workshop war zwar auf sozioökonomische Fragestellungen in Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie fokussiert, aber es wurde nicht vollständig auf die Einbeziehung der Naturwissenschaftler verzichtet. In einigen Beiträgen wurden insbesondere die Anforderungen an die sozioökonomische Forschung aus der Sicht der Naturwissenschaften im Kontext eines integrierten Flußeinzugsgebietsmanagements formuliert.

Die schriftlich eingereichten Beiträge der Workshopteilnehmer, in denen ihre bisherigen Arbeiten vorgestellt und der Forschungsbedarf zur Umsetzung der WRR aufgezeigt wurden, folgen diesem einführenden Beitrag. Eine Zusammenfassung der Ergebnisse des Workshops ist im Beitrag Horsch und Messner am Ende dieses Berichtes zu finden.

Literatur

- BMU (1996): Nachhaltigkeit in der Wasserwirtschaft. Memorandum des Internationalen Symposiums am 8. und 9. Oktober 1996 in Bonn. In: Umwelt Nr. 11/96. Bonn, S. 385-386
- BMU (1999): EU-Wasserrahmenrichtlinie-Überblick. In: Umwelt Nr. 5/99. Bonn, S. 229-231
- BMU (1999): Nachhaltige Wasserbewirtschaftung in Deutschland – Abschlußbericht und Dokumentation des Fachgespräches. Umwelt Nr. 6/99, S. 286
- Horsch, H., Ring, I. (Hrsg.) (1999): Naturressourcenschutz und wirtschaftliche Entwicklung. Nachhaltige Wasserbewirtschaftung und Landnutzung im Elbeeinzugsgebiet. UFZ-Bericht 16/1999. Leipzig
- Rat der Europäischen Union (1999): Geänderter Vorschlag für eine Richtlinie des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik – gemeinsamer Standpunkt. Dokument 6404/99 ENV 68 PRO-COOP vom 2.3.99, Brüssel

Themenschwerpunkt 1:

Ziele eines integrierten Flußeinzugsgebietsmanagements

Anforderungen an eine nachhaltige Wasserwirtschaft in Flußeinzugsgebieten

Rolf Kahl

Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Dresden

1 Wirkungen von Wirtschaft und Urbanisierung auf die Umwelt

Die wichtigsten Faktoren von Wirtschaft und Urbanisierung mit Einflüssen auf die Umwelt sind Verkehr, Industrie, Energiewirtschaft, Gewerbe, Bergbau, Landwirtschaft, Forstwirtschaft, Siedlung, Wasserwirtschaft und Tourismus. Von diesen Faktoren werden folgende Wirkungen auf die Umwelt für wichtig erachtet:

Versiegelungswirkungen, Flächenzerschneidungen, Abgrabungen, Stoffeintrag und -austrag, Erosion, Landschaftsbild und Geotope, Wasserhaushalt, Bodenwasserhaushalt, Kleinklima, Beeinträchtigungen von Biotopen und Arten, Zerstörung des Bodengefüges, Abfallbelastung sowie Strahlung. In einer Bewertung der Wirkungen der Faktoren auf den Wasserhaushalt haben die Bereiche Industrie/Energie, Landwirtschaft, Bergbau, Siedlung, Gewerbe und Wasserwirtschaft eine hohe, die Faktoren Verkehr, Forstwirtschaft und Tourismus eine geringe nachteilige Wirkung. Die Faktoren und die Wirkungen stehen in enger Wechselbeziehung. Der Nutzung und dem Schutz der Gewässer kommt in einer Gesamtbetrachtung der in einer Matrix darstellbaren Wertigkeiten und Beziehungen eine besondere Bedeutung als Umweltqualitätszielen zu. Durch eine auf Nachhaltigkeit orientierte Gewässerbewirtschaftung können die Anforderungen der Gewässernutzungen und des Gewässerschutzes langfristig gesichert werden. Die wichtigsten anthropogenen Wirkungen auf die Gewässer ausgewählter Faktoren mit dem Erfordernis der Gewässerbewirtschaftung sind in Abbildung 1 dargestellt.

2 Definition und Ziele der Gewässerbewirtschaftung

Die Bewirtschaftung der Gewässer ist als oberster Grundsatz im Wasserhaushaltsgesetz § 1a vorangestellt. Daraus ergibt sich folgende Definition:

Die Gewässerbewirtschaftung ist die Gesamtheit aller gezielten menschlichen Einflussnahmen auf ober- und unterirdische Gewässer und deren Wasserdargebot als Bestandteil des Wasser- und Naturhaushaltes.

Sie ist darauf gerichtet,

- Nutzungen, denen die Gewässer und ihr Wasserdargebot dienen, zu ermöglichen bzw. optimal zu gewährleisten,
- schädliche Auswirkungen des Wasserdargebotes einschließlich Wassermenge und Wasserbeschaffenheit zu vermindern bzw. zu vermeiden,
- sowie gleichzeitig natürliche bzw. naturnahe Gewässerzustände zu erhalten oder wiederherzustellen,

Wasserentnahmen	Ab-/Wasser-einleitungen	Gewässer-ausbau	Talsperren und Speicher	Land- und Forstwirtschaft	Fischteich-wirtschaft	Rohstoff-abbau	Bebauung und Verkehr	Deponien Altlasten	Freizeit und Erholung
Abflußreduzierungen	Punktuelle Stoffeinträge in Gewässer	Verlust der natürlichen Struktur- und Artenvielfalt	Aufstau der Fließgewässer	Flächeninanspruchnahme für Ackerbau, Weidewirtschaft und Waldbau	Flächeninanspruchnahme für Fischteiche	Flächeninanspruchnahme für Abbaubetrieb	Flächeninanspruchnahme für Siedlungs-, Gewerbe- und Verkehrsflächen	Flächeninanspruchnahme und Konzentration von Schadstoffen	Flächeninanspruchnahme für Freizeiteinrichtungen
Verstärkung der Niedrigwasser-problematik	Beeinträchtigung der Wasserbeschaffenheit	Abnahme des Selbstreinigungsvermögens	Beeinträchtigung der Gewässerdurchgängigkeit	Rückgang der Artenvielfalt	Verschiebungen im Artengefüge	GW-Absenkungen zur Lagerstätten-freihaltung	Flächenversieglung	Beeinträchtigung der Wasserbeschaffenheit durch Schadstoffeinträge	Stoffeinträge in Gewässer
Grundwasserabsenkungen	Abflußerhöhung	Beeinträchtigung der Gewässerdurchgängigkeit durch Querbauwerke (Wehre)	Beschaffenheitsprobleme in den Stau-bereichen	Bodenerosion	Dargebotsbeanspruchung durch Wasserentnahmen	Veränderung der Struktur von GW-Leitern	Einleitung von Niederschlagswasser	Problem der Rekultivierung von Deponien und Altstandorten	Beeinträchtigung der Wasserbeschaffenheit
		Beschaffenheitsprobleme im Rückstaubereich von Wehranlagen	Regulierung des Abflußregimes durch HW-Rückhalt und NW-Aufhöhung	Beregnungswasserbedarf	Stoffeinträge aus Futtermitteln und Exkrementen	Einleitung von Sumpfungswasser	Erhöhung des Oberflächenabflusses und Rückgang der Grundwasserneubildung		Lärmbelastung der Gewässerbiozöten
			Diffuse Stoffeinträge in die Gewässer durch Düngemittel und PSM-Einsatz	Beeinträchtigung der Wasserbeschaffenheit	Beeinträchtigung der Wasserbeschaffenheit	Beeinträchtigung der Wasserbeschaffenheit	Beeinträchtigung der Wasserbeschaffenheit durch Schadstoffeinträge		

Abb. 1: Anthropogene Einwirkungen auf den Wasserhaushalt mit dem Erfordernis der Gewässerbewirtschaftung

- Beeinträchtigungen des natürlichen Wasserdargebotes weitestgehend zu vermindern bzw. zu vermeiden, Grundwasservorräte zu schonen und insgesamt die ökologischen Funktionen der Gewässer langfristig zu sichern.

Die Bewirtschaftung oberirdischer Gewässer oder Gewässerteile schließt die jeweiligen Flußeinzugsgebiete ein und steht in Wechselbeziehung zum Grundwasser. Die Situation der Gewässerbewirtschaftung (Ist-Zustand/Zielstellung) wird durch die auf Wassermenge, Wasserstand, Abflußregime, Wassergüte, Wasserbeschaffenheit, Gewässerzustand (Struktur) und Gewässerökologie gerichteten wasserwirtschaftlichen Maßnahmen beeinflusst. Die Komplexität der Gewässerbewirtschaftung erfordert zu beachten:

- das Wasserdargebot in seiner Einheit von Menge und Beschaffenheit,
- die Wechselwirkungen zwischen Grund- und Oberflächenwasser und
- die menschliche Einflussnahme auf die Gewässer (direkt, unmittelbar im bzw. am Gewässer oder indirekt, im Gewässerumland bzw. im Gewässereinzugsgebiet).

Sie umfasst somit Maßnahmen:

- zur Gewährleistung von Wassernutzungen nach Menge und Beschaffenheit (Wasserentnahme, -ableitung, -einleitung, -zuführung, -hebung, -senkung, -speicherung und Wasserrückhaltung, Verminderung bzw. Vermeidung punktueller und diffuser Stoffeinträge einschließlich thermische Belastung, Beeinflussung der Konzentration durch sog. Verdünnung),
- baulicher Art (Speicheranlagen, Wehre, Sohlschwellen, Uferbefestigungen, Gewässerausbau, Renaturierungsmaßnahmen),
- zur Erhaltung und Förderung des natürlichen bzw. naturnahen Gewässerzustandes (Selbsterreinigungspotential, Gewässerökologie).

Mit zunehmender anthropogener Beeinflussung und damit wachsenden Gefährdungs- und Konfliktpotentialen steigen die Komplexität und der Umfang der Bewirtschaftungsaufgaben. Die Beherrschung dieser Systemzusammenhänge erfordert in verstärktem Maße Modelllösungen mit hohem Abstraktionsgrad.

Wasserbewirtschaftung in hydrografischen Grenzen, nach Flußeinzugsgebieten erfordert länderübergreifende und internationale Zusammenarbeit.

3 Gegenstand der Gewässerbewirtschaftung

Die charakteristischen Aufgaben der Gewässerbewirtschaftung beziehen sich auf:

- die Wassermenge, die beschrieben und quantifiziert wird, anhand physikalischer Kenngrößen in ihrer jeweiligen räumlichen und zeitlichen Verteilung (z. B. Abflußhöhe, Durchflussmenge, Wasserstand, Grundwasserstand, Grundwasserneubildung, Speichervolumen, Fließgeschwindigkeit),

- die Wasserbeschaffenheit, die beschrieben und quantifiziert wird, anhand physikalischer Parameter (z. B. Temperatur, Leitfähigkeit), chemischer Parameter (z. B. pH-Wert, CSB, DOC, Metalle, Nährstoffe), biologischer Parameter (z. B. Saprobienindex) und hygienisch relevanter Mikroorganismen (z. B. Bakterien, Viren, Parasiten),
- die Gewässerstruktur, die beschrieben und quantifiziert wird, anhand morphologischer Parameter (z. B. Laufentwicklung, Längsprofil, Sohlenstruktur, Querprofil, Uferstruktur, Gewässerumfeld) bei Oberflächengewässern, hydrologischer Parameter (z. B. Porenvolumen, Transmissivität) bei Grundwasser, biologischer Parameter (z. B. Arteninventar und Bestandsaufbau ausgewählter Tier- und Pflanzengesellschaften) bei Oberflächengewässern.

Sämtliche Anforderungen an Gewässer oder Gewässerteile, die sich aus menschlichen Nutzungsansprüchen sowie den ökologischen Ansprüchen der Biozönosen ergeben, können auf quantifizierbare Parameter der vorgenannten drei Bewirtschaftungselemente zurückgeführt werden.

4 Strategie der Gewässerbewirtschaftung

Ausgehend von der Ermittlung des Ist-Zustandes mit einer Analyse der wasserwirtschaftlichen Verhältnisse sind auf der Grundlage der Daten der Umweltbeobachtung aus dem gewässerkundlichen Messnetz und der Überwachung der Gewässernutzungen mit den zugehörigen Auswertungen sowohl für gesamtwasserwirtschaftliche, gewässereinzugsgebietsbezogene als auch für spezielle wasserwirtschaftliche Fachaufgaben mittel- und langfristige konzeptionelle und planerische wasserwirtschaftliche Zielstellungen zu erarbeiten. Basis für die Soll-Zustandsermittlung bilden Bilanzbetrachtungen und Defizitanalysen hinsichtlich der erreichbaren Qualitätsziele. Im Ergebnis erfolgen Maßnahmenaufstellungen mit Wirkungsprognosen nach Zeit und Effektivität. Die Maßnahmenumsetzung bildet dann das wesentlichste Element zur Erreichung des Soll-Zustandes (siehe auch Abb. 2).

5 Instrumentarien der Gewässerbewirtschaftung

Die wichtigsten Instrumentarien der Gewässerbewirtschaftung, die sich mit der Dargebotsermittlung, den Bedarfsanforderungen, der wasserwirtschaftlichen Bilanzierung, der Ermittlung von Bewirtschaftungsplanungszielen, dem wasserrechtlichen Vollzug sowie der Vollzugskontrolle und -überwachung befassen, sind in Abbildung 3 dargestellt.

6 Hilfsmittel der Gewässerbewirtschaftung

Für die Durchführung der Aufgaben zur Gewässerbewirtschaftung sind die entsprechenden rechtlichen und fachlichen Grundlagen anzuwenden. Eine Systematisierung dieser wichtigen Hilfsmittel ist aus Abbildung 4 ersichtlich.

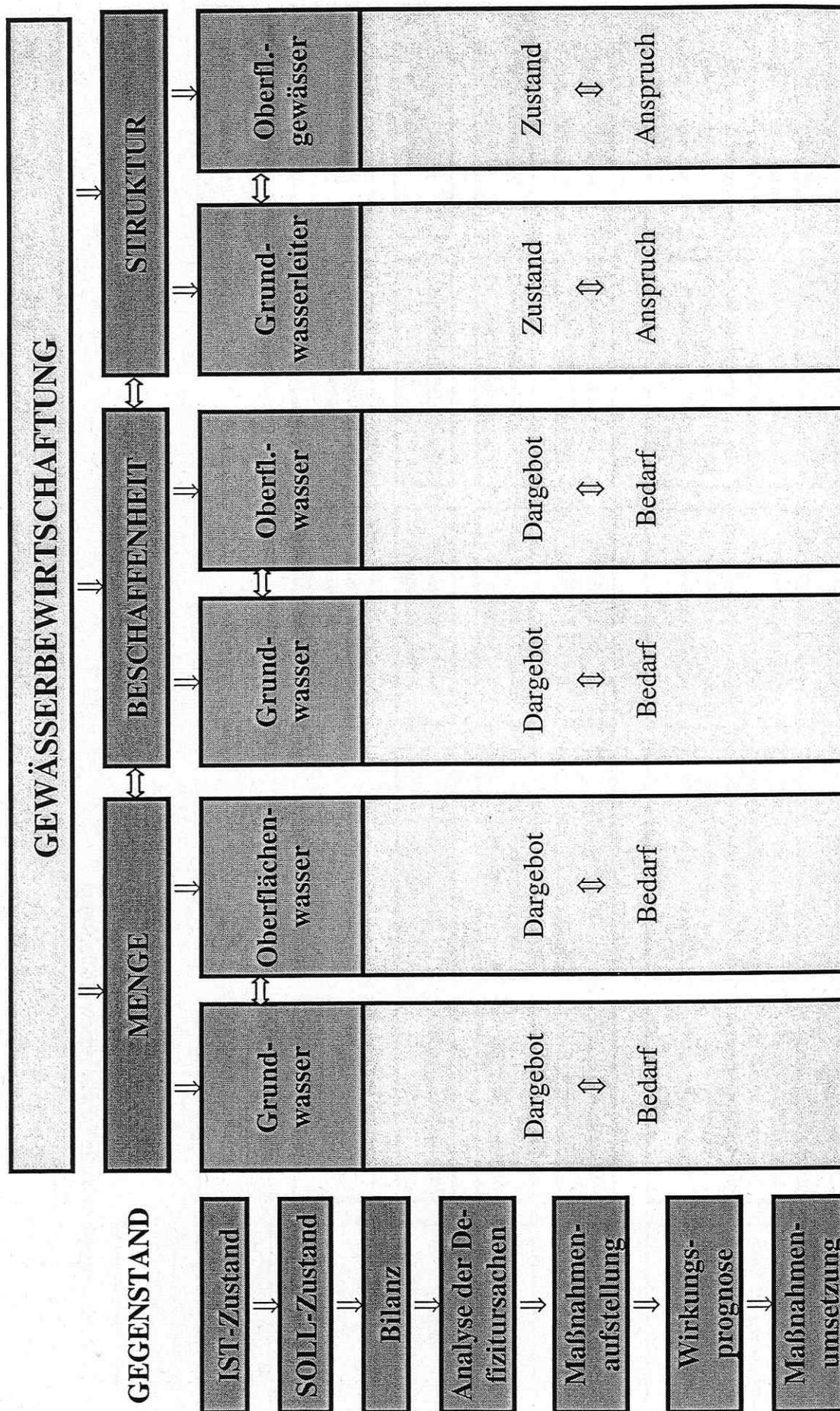


Abb. 2: Strategie der Gewässerbewirtschaftung

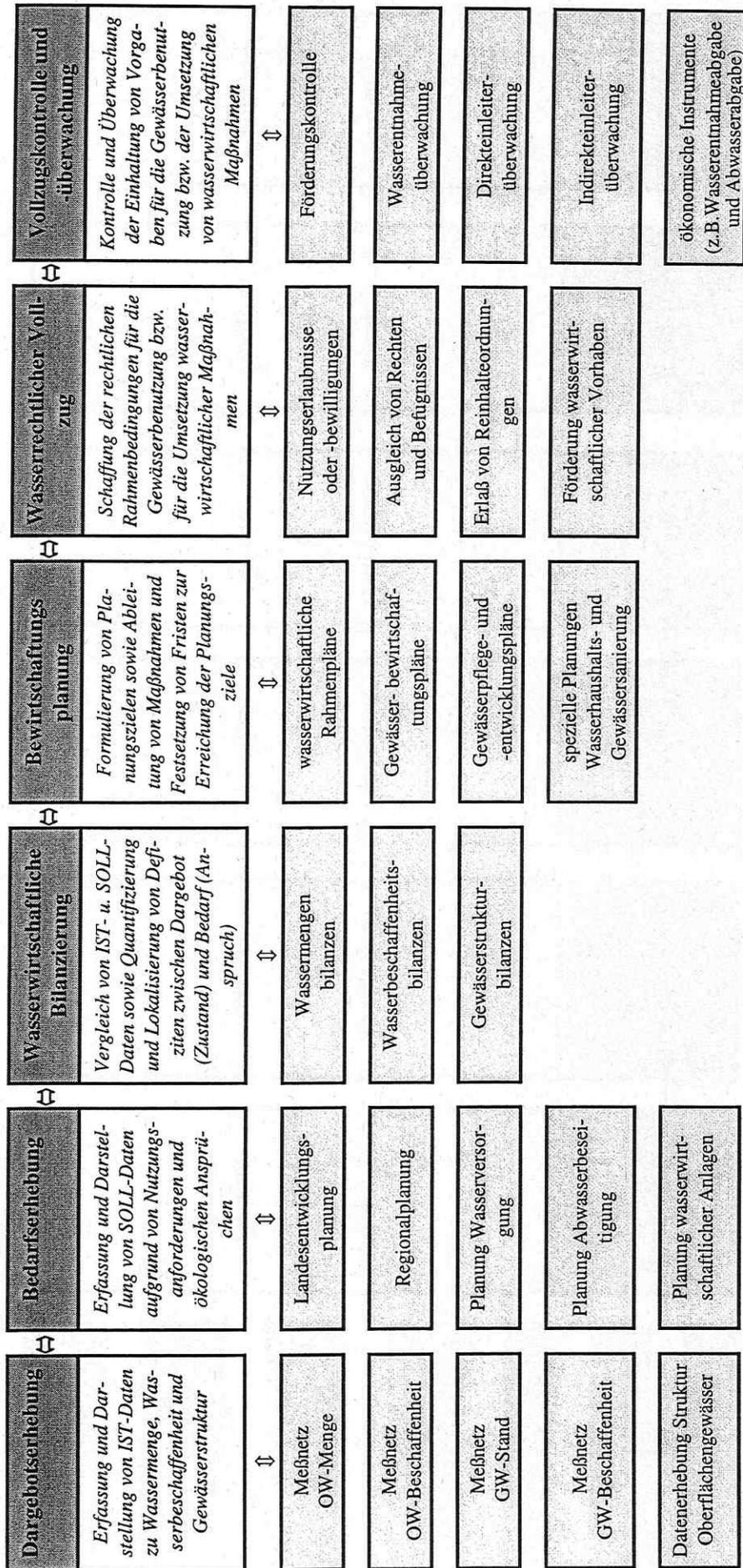


Abb. 3: Instrumentarien der Gewässerbewirtschaftung

Gewässerbewirtschaftungsmanagement

Das Gewässerbewirtschaftungsmanagement zielt durch Steuerungsmaßnahmen sowohl auf der Seite des Gewässers (Menge, Beschaffenheit, Struktur) als auch auf der Seite der Bedarfsanforderungen (z. B. Wasserentnahme, Abwassereinleitung, Flächennutzungen) auf einen ausgeglichenen Wasserhaushalt. Die Bilanzbetrachtung zwischen diesen beiden Seiten kann im Ergebnis zu Defiziten bzw. Überschüssen führen, die dann Bewirtschaftungsmaßnahmen erfordern können (siehe Abb. 5).

7 Inhalt von Gewässerbewirtschaftungsplänen

Nach § 36b Wasserhaushaltsgesetz werden in Bewirtschaftungsplänen für oberirdische Gewässer oder Gewässerteile unter Berücksichtigung der natürlichen Gegebenheiten festgelegt:

- Nutzungen, denen das Gewässer dienen soll,
- Merkmale, die das Gewässer aufweisen soll,
- erforderliche Maßnahmen zur Erreichung oder Erhaltung der festgelegten Merkmale,
- Fristen für die Maßnahmenumsetzung bzw. zur Erreichung festgelegter Merkmale.

Im Zusammenhang mit der Festlegung von Maßnahmen und Fristen sind auch die für die Maßnahmenumsetzung erforderlichen Aufwendungen zu ermitteln und zu planen. Das Sächsische Wassergesetz unterscheidet im § 6 nach Bewirtschaftungsplänen für oberirdische Gewässer und im § 7 nach Bewirtschaftungsplänen für das Grundwasser.

Mit der zu erwartenden EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRR) erfolgen weitere Präzisierungen der Bewirtschaftungsaufgaben, z. B. hinsichtlich Gewässerökologie und der Relevanz der Wasserpreise (Kostendeckung, Gebühren, Entgelte). Mit der EU-WRR wird ausdrücklich auf den integrativen Ansatz der Gewässerbewirtschaftung von Grund- und Oberflächenwasser sowie von Menge, Beschaffenheit und Struktur orientiert.

9 Ablauf von Gewässerbewirtschaftungsplänen

Für die Erarbeitung, Aufstellung, Laufendhaltung, Fortschreibung und Umsetzung von Bewirtschaftungsplänen für Gewässereinzugsgebiete oder -einzugsgebietsteile ist folgende Herangehensweise geeignet:

- Analyse der wasserwirtschaftlichen Verhältnisse
 - Erfassung des wasserwirtschaftlichen Ist-Zustandes (Bestands-, Situationsbeschreibung)
 - Aufstellung wasserwirtschaftlicher Soll-Zustände (Leitbild, Umweltqualitätsziele)
- Wasserwirtschaftliche Bilanzierung
 - Vergleich der wasserwirtschaftlichen Ist- und Soll-Zustände
 - Ermittlung und Quantifizierung von Defiziten und Lokalisierung der Wirkungsstellen

Zielvorgaben	Darstellungsverfahren	Modelle ¹
<p>Rechtsverbindliche Zielvorgaben (bindend für die Anwendung)</p> <ul style="list-style-type: none"> - Richtlinien der Europäischen Union - Gesetze, Verordnungen und Verwaltungsvorschriften des Bundes - Gesetze, Verordnungen und Verwaltungsvorschriften der Länder - Vorgaben der Raumordnungs-, Landes- und Regionalplanung 	<p>Gewässerkundliches Jahrbuch (Hydrologische Hauptwerte)</p>	<p>Eingangssignalmmodelle</p> <ul style="list-style-type: none"> - liefern stochastische Eingangsgrößen -
	<p>Gewässergütekarte (nach LAWA-Saprobien-Index Verfahren)</p>	<p>Einzugs- oder Flußgebietsmodelle</p> <ul style="list-style-type: none"> - zur Wasserhaushaltsberechnung -
	<p>Trophieklassifizierung (Standgewässer)</p>	<p>Stofftransport- oder Sedimentmodelle</p> <ul style="list-style-type: none"> - Transport und Sedimentation von Stoffen -
<p>Rechtsunverbindliche Zielvorgaben (zur Anwendung empfohlen)</p> <ul style="list-style-type: none"> - Richtlinien und Empfehlungen von Fachgremien (LAWA, DVWK, DVGW, ...) - Vorgaben wasserwirtschaftlicher Fachplanungen (Rahmen PL, BWPL, GPWV², ...) 	<p>Nutzungsklassifizierung (Verfahren nach BWPL Leine)</p>	<p>Wasserlauf- und Oberflächen-speichermodelle</p> <ul style="list-style-type: none"> - Durchflußablauf in Flüssen und Speicherung -
<p>Gewässerstrukturgütekarte (NRW- oder RPF-Verfahren)</p>	<p>Grundwasserleitermodelle</p> <ul style="list-style-type: none"> - Berechnung der Strömungs- und -transportprozesse im Grundwasser - 	
<p>Hydrogeologische Einheiten (Eigenschaften der Grundwasserleiter)</p>	<p>¹ Modellzeichnungen nach DYCK, S. (1980): Angewandte Hydrologie, Teil 2. Der Wasserhaushalt der Flußgebiete. Verlag für Bauwesen. Berlin</p>	
<p>² RahmenPL = Rahmenplan, BWPL = Bewirtschaftungsplan, GPWV = Grundsatzplan öffentliche Wasserversorgung</p>	<p>Abb. 4: Hilfsmittel der Gewässerbewirtschaftung</p>	

- Analyse der Ursachen von Defiziten und Konflikten
 - Rückverfolgung des Konfliktpfades und der Ursachen
 - Lokalisierung der Quellen von Defiziten und Konflikten
- Ableitung von Maßnahmen zur Konfliktauflösung
 - Aufstellung geeigneter Maßnahmen unter Berücksichtigung des Emissionsprinzips
- Prognose der Maßnahmewirksamkeit
 - Erarbeitung von Maßnahmenwirkungsszenarien mit Sensitivitätsanalyse
- Maßnahmenumsetzung
 - Maßnahmenfinanzierung
 - Begleitende Kontrolle der Maßnahmenumsetzung.

10 Forschungsbedarf

Die naturwissenschaftlichen und technischen Grundlagen der Gewässerbewirtschaftung sind weitestgehend bekannt und werden angewandt.

Defizite bestehen jedoch noch bei integrativen Bewertungsmethoden und bei der volkswirtschaftlichen sowie sozialen Bewertung der Gewässerbewirtschaftung. Eine wichtige Bedeutung auf dem Weg zum Leitbild einer nachhaltigen Gewässerbewirtschaftung haben insbesondere:

- Entkopplung von Wirtschaftswachstum und Ressourcenverbrauch/-inanspruchnahme,
 - Entkopplung von Wirtschaftswachstum und Flächenverbrauch sowie
 - Verringerung der stofflichen Belastung durch ein Wirtschaften in Kreisläufen zu.
- Sozioökonomischer Forschungsbedarf wird in folgenden Aufgabenfeldern gesehen:
- Organisation und Inhalte des Flusseinzugsgebietsmanagements,
 - Volkswirtschaftliche Analyse und Bewertung der Flusseinzugsgebietsbewirtschaftung,
 - Volkswirtschaftliche und betriebswirtschaftliche Analyse und Bewertung des produktionsintegrierten Umweltschutzes,
 - Umweltorientierte Unternehmensführung (nachhaltige Unternehmensstrategien),
 - Integrierte Gewässerbewirtschaftung – Medienübergreifende Betrachtung,
 - Sozioökonomische Betrachtungen spezieller wasserwirtschaftlicher Problemfelder (z. B. Wasserversorgung, Abwasserentsorgung, Energieerzeugung aus Wasserkraft, Wasserhaushalt und Landwirtschaft, Wasserhaushalt und Braunkohlenbergbau),
 - Verwaltungshandeln und umwelt-(wasser-)bezogene Genehmigungsverfahren,
 - Analyse, Bewertung und Entwicklung neuer ökonomischer Instrumente und
 - Beschäftigungseffekte der Flusseinzugsgebietsbewirtschaftung.

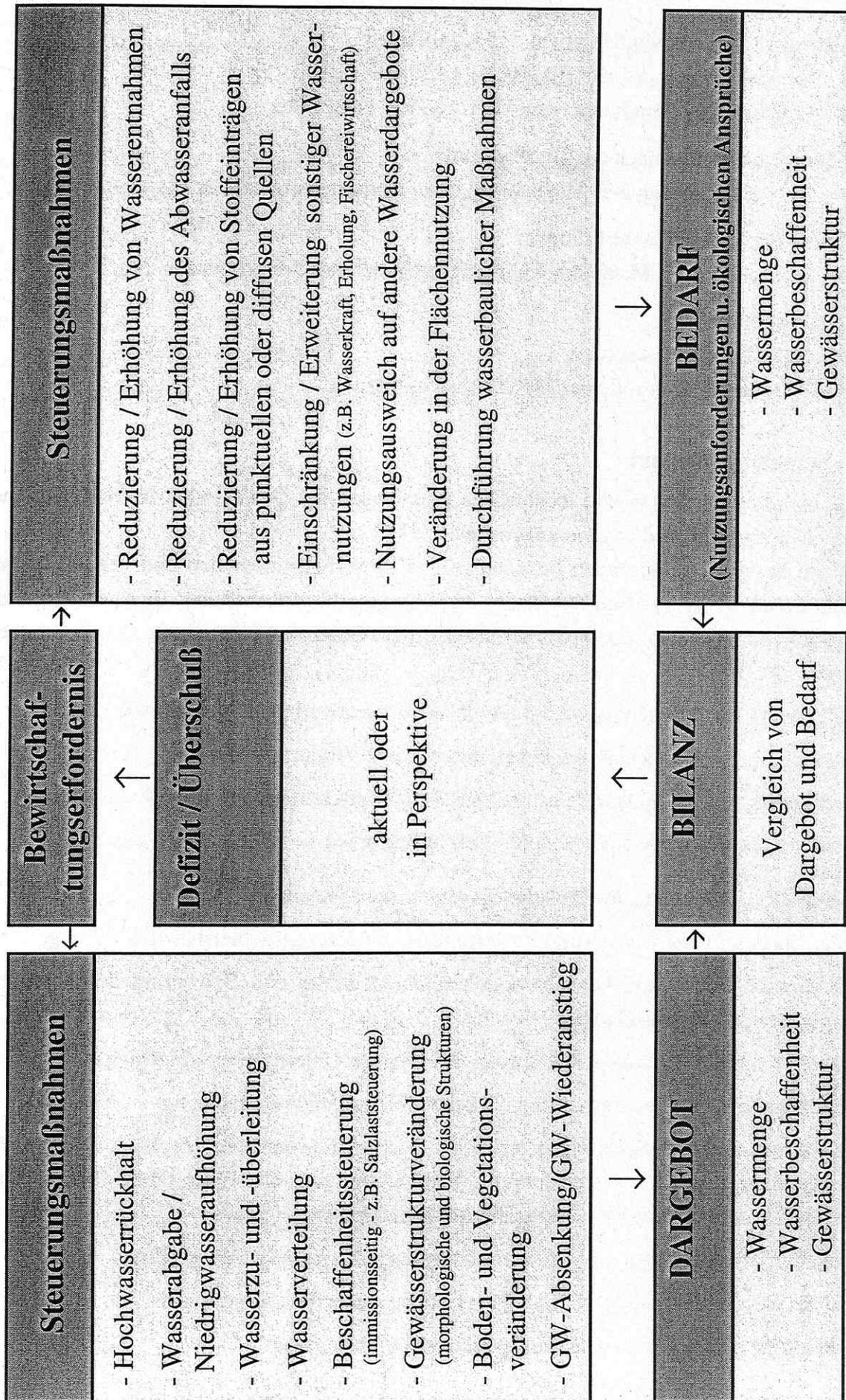


Abb. 5: Gewässerbewirtschaftungsmanagement

Nachhaltigkeit und Gewässerbewirtschaftung im Kontext der EU-Wasserrahmenrichtlinie

Gabriele Bruckner und Lutz Schiffer

Sächsische Akademie der Wissenschaften, Arbeitsstelle Technikfolgenabschätzung Sachsen

1 Zum Leitbild der Nachhaltigkeit

Die Orientierung auf nachhaltiges Wirtschaften ist mit dem Brundtland-Bericht und mit der UN-Konferenz „Entwicklung und Umwelt“, die 1992 in Rio de Janeiro stattfand, in das Zentrum der Diskussion von Umwelt- und Entwicklungsproblemen gerückt und gilt seither als Leitbild zukunftsorientierten gesellschaftlichen Handelns. Damit stehen auch alle Akteure und Anspruchsgruppen im Bereich der Gewässerbewirtschaftung vor der Aufgabe, das Leitbild der Nachhaltigkeit in einem Annäherungsprozeß entsprechend umzusetzen.

Die Begründung des Leitbildes der nachhaltigen Entwicklung erfolgt zum einen als historische Rekonstruktion bisheriger Entwicklung als eine bedrohliche und zugleich, zumindest partiell, korrekturfähige Fehlentwicklung (Gebauer und Dietz 1999). Als Beispiel hierfür können die in erheblichem Maße zugenommenen anthropogenen Belastungen des Grundwassers, das in Deutschland rd. 70 % des Trinkwassers ausmacht und damit von existentieller Bedeutung ist, angesehen werden. Zum anderen erfolgt die Begründung als ethische Rekonstruktion durch Erfassung der gegenwärtigen Probleme in einer mehr oder weniger offenen Liste und deren Bewertung mit Hilfe ethischer Prinzipien und Wertorientierungen. Wasser kann in diesem Kontext kein freies Gut sein. Vielmehr muß durch die Entwicklung einer entsprechenden Wasserkultur die Wertschätzung dieser Ressource durch die Gesellschaft wie auch durch den Einzelnen eine neue Dimension erhalten. Der Rahmen hierfür ist durch eine am Leitbild der Nachhaltigkeit orientierte Wasserpolitik festzulegen und administrativ umzusetzen.

Legitimatorischer Hintergrund für die Aufforderung, nachhaltig zu wirtschaften, ist das zeitkritische Problembewußtsein, daß die Menschheit zunehmend existentiellen Gefahren ausgesetzt ist. In dem Versuch, diese Wertorientierung zum einen zu präzisieren und dabei zugleich der Komplexität der in der Gestaltung der Naturbewirtschaftung zu beachtenden Aspekte gerecht zu werden, werden zumeist unter Rückgriff auf forstwirtschaftliche Traditionen Subkriterien eingeführt und miteinander verknüpft (Bruckner et al. 1997). Als Subkriterien eines nachhaltigen Ressourcenmanagements sind folgende Punkte zu nennen (Enquete-Kommission 1998, S. 413f.; Lehn et al. 1999, S. 15f.):

1. Regenerationsfähigkeit: Die Abbaurate erneuerbarer Ressourcen soll deren Regenerationsrate nicht überschreiten. Diese Forderung zielt auf einen Erhalt des ökologischen Realkapitals und des Gemeinschaftsgutes Umwelt ab.
2. Substitution: Die Nutzung nicht erneuerbarer Ressourcen soll nur in dem Umfang geschehen, in dem ein physisch und funktional gleichwertiger Ersatz in Form von erneuerbaren Ressourcen oder eine höhere Produktivität der erneuerbaren sowie der nicht erneuerbaren Ressourcen geschaffen wird.

3. Belastbarkeit: Stoffeinträge in die Umwelt sollen sich an der Belastbarkeit der Umweltmedien orientieren, wobei alle Funktionen des Umweltmediums zu berücksichtigen sind.
4. Zeitregel: das Zeitmaß anthropogener Einträge oder Eingriffe in die Umwelt muß in einem ausgewogenen Verhältnis zum Zeitmaß der für das Reaktions- und Regenerationsvermögen notwendigen umweltrelevanten Prozesse stehen.
5. Berücksichtigung von Risiken: Unvertretbare und nicht abschätzbare Risiken für die menschliche Gesundheit sowie für die Umwelt als Ganzes sind zu vermeiden.
6. Berücksichtigung der Regionalität: Die Entwicklung einer Region darf nicht auf Kosten benachbarter Regionen oder Dritter erfolgen.
7. Berücksichtigung von Werten: Soziale, kulturelle und ästhetische Werte sollen im Umgang mit der Natur und der Umwelt anerkannt werden.

„Der entscheidende Erkenntnisfortschritt, der mit dem Sustainability-Konzept erreicht worden ist, liegt in der Einsicht, daß ökonomische, soziale und ökologische Entwicklung nicht voneinander abgespalten und gegeneinander ausgespielt werden dürfen. Soll menschliche Entwicklung auf Dauer gesichert sein, sind diese drei Komponenten als eine immer neu herzustellen notwendige Einheit zu betrachten.“ (SRU 1994, S. 46)

Die Orientierungen der EU-Wasserrahmenrichtlinie am Schutz und der Verbesserung des Zustandes aquatischer und angrenzender terrestrischer Ökosysteme, die Forderung nach einer nachhaltigen Nutzung der Ressource Wasser sowie die angestrebte ganzheitliche Betrachtung von Flußeinzugsgebieten sind ein wesentlicher Beitrag bei der Umsetzung des Leitbildes der Nachhaltigkeit für die Gewässerbewirtschaftung. Diese Aspekte wirken als Handlungsorientierungen und Leitplanken zur Umsetzung des Leitbildes. Problematisch ist dabei der Umstand, daß mit der raschen Verbreitung und der Vielzahl von Definitionsvorschlägen die Klarheit von Begriff und Problemverständnis nicht standgehalten hat. Die Handlungs- und Gestaltungsspielräume sind hierbei deshalb noch relativ offen.

Die ganzheitliche Betrachtung von Flußeinzugsgebieten im Hinblick auf alle Anspruchsgruppen ist im Sinne der Nachhaltigkeit notwendig. Ein Flußeinzugsgebietsplan sollte deshalb bei der Ausarbeitung und der Umsetzung alle Anspruchsgruppen (Natur, Gesellschaft, Wirtschaft) berücksichtigen. Dies stellt aufgrund der hohen Komplexität der vorliegenden Wirkungszusammenhänge eine große Herausforderung dar. Einem solchen Managementplan sollten deshalb die Erstellung von Handlungsoptionen für das jeweilige Gebiet vorangestellt werden.

2 Wasser als komplexes System

Wasser ist nicht nur eine unserer elementaren Ressourcen; sondern v. a. unverzichtbare Lebensgrundlage. Ohne Wasser ist kein Leben möglich. Es unterliegt einer vielfältigen anthropogenen Nutzung, ist mit anderen Ökosystemen vernetzt usw. (vgl. Abb. 1). Es hat somit Auswirkungen auf alle Lebensbereiche. In diesem Kontext kann man das „Wasser“ als ein

komplexes System mit einer Vielzahl von Einzelkomponenten auffassen, das u. a. durch folgende Merkmale geprägt ist (Perrow 1992, S. 128f.):

- enge Durchdringung und Verknüpfung zu anderen, meist auch komplexen Systemen (Umwelt, Wirtschaft und Gesellschaft), Common-Mode-Verknüpfungen und verknüpfte Subsysteme (So können Systemelement und -komponenten wie auch die Subsysteme selbst in unvermeidbare und unbeabsichtigte Interaktionen treten.),
- eingeschränkte Substitutionsmöglichkeiten hinsichtlich der technischen und hygienischen Verwendungen (Wasser läßt sich sparen, aber kaum ersetzen.), in seinen lebensspendenden Funktionen ist Wasser unersetzbar.
- vielfältige Rückkopplungsschleifen (Wasser durchläuft während seiner Nutzung eine Vielzahl von gewollten, z. T. jedoch auch nicht vorhersehbaren Kreislaufprozessen.),
- indirekte Informationen zum Zustand des Wassers (z. B. durch Summenparameter),
- beschränkte Kenntnis über Zustand und Transformationsprozesse bei der Wassernutzung, (z. B. die Art, Anzahl und Menge von Schadstoffen und die Bildung gesundheitsgefährdender Stoffgemische aus Einzelelementen).

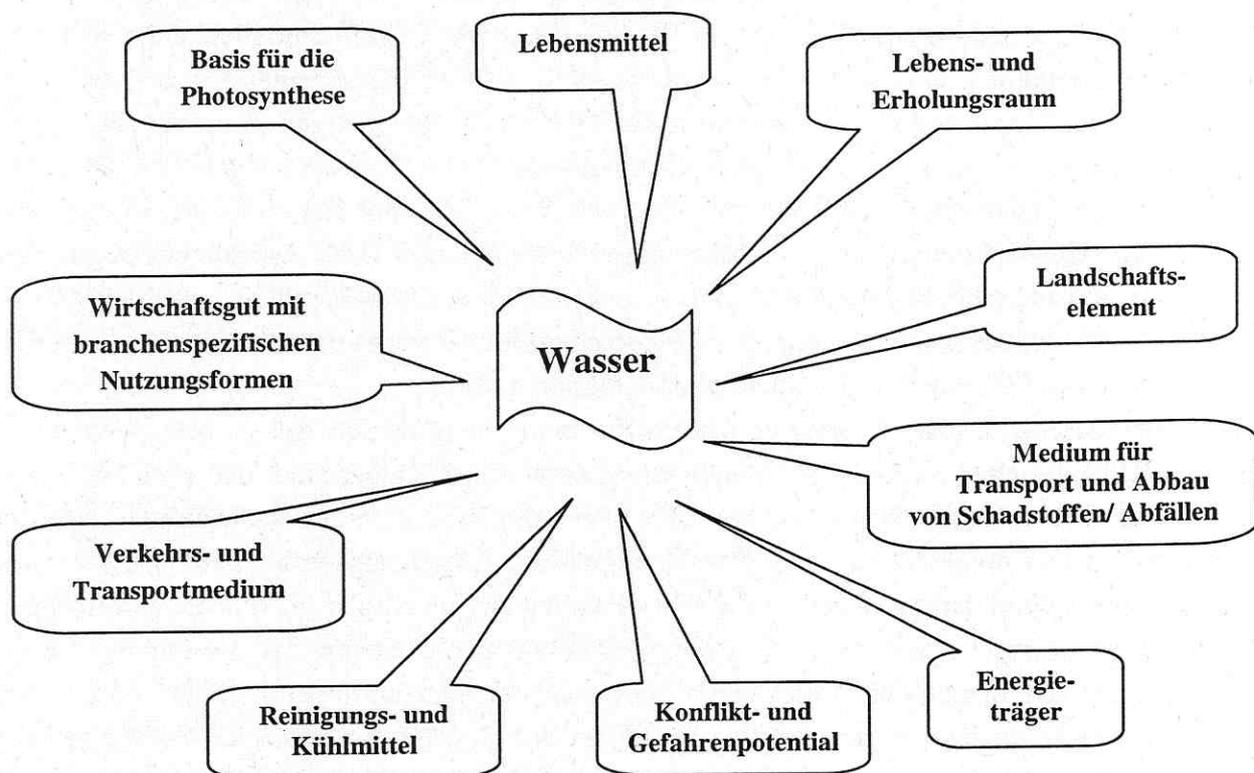


Abb. 1: Komplexe Bedeutung des Wassers an einigen ausgewählten Beispielen

„Die korrekte Beschreibung eines solchermaßen vielgestaltigen Mediums unter ökologischen, ökonomischen und sozialen Aspekten kommt der Quadratur des Kreises nahe.“ (Lehn et al. 1996, S. 3) Spätestens an dieser Stelle stellt sich auch die Frage, ob die gegenwärtigen Organisationsstrukturen und Rahmenbedingungen geeignet sind, dieser Herausforderung entsprechend zu begegnen. Zu denken ist hierbei u.a. an folgende Problemfelder, die für ein nachhaltiges Flusseinzugsgebietsmanagement Bedeutung erlangen:

- Gestaltung zukünftiger Organisationsformen kommunaler Wasserversorgung und Abwasserentsorgung (Trennung vs. Zusammenlegung, regional vs. überregional),
- Privatisierung öffentlicher Leistungen (Gewinne privatisieren – Verluste sozialisieren; Entlastung des öffentlichen Haushalts),
- Gestaltung der Kommunikations- und Partizipationsprozesse, damit alle Akteure und Betroffenen ihr Wissen und ihre Interessen im Rahmen ganzheitlicher Wasserbewirtschaftungspläne einbringen können (betr. insbesondere Artikel 17 der Wasserrahmenrichtlinie),
- Rechtliche Rahmenbedingungen (Konflikte zwischen rechtlichen, ökologischen, sozialen, betriebs- und volkswirtschaftlichen Zielstellungen; Gebührenmaßstäbe, externe Kosten, Rolle des kommunalen Mitbestimmungs- und Entscheidungsrechts).

Aufgrund der jeweiligen örtlichen und zeitlichen Spezifik der Wassersituation erscheint es sinnvoll, Wasserversorgung und Gewässerschutz in erster Linie als regionale Probleme aufzufassen und zu bearbeiten, da in diesem Bereich die größten Einflußmöglichkeiten bestehen. Für die Gestaltung einer nachhaltigen Gewässerbewirtschaftung bedeutet das, daß die allgemein formulierten und anerkannten Grundkriterien einer nachhaltigen Entwicklung auf die spezifischen Belange der jeweiligen Region angepaßt werden müssen. Dazu sind die in der jeweiligen Region relevanten Faktoren, wie z. B. Wasserdargebot und –nutzung, Wirtschaftsstruktur, Umweltbedingungen, Bevölkerungsentwicklung aber auch Aspekte der regionalen Kultur und Identität zu berücksichtigen, so daß durchaus unterschiedliche, „regionalspezifische“ Entwicklungskonzeptionen (z. B. Flusseinzugsgebietspläne) entstehen können, die sich innerhalb des Leitbildes der Nachhaltigkeit integrieren lassen.

Renn (1994, S. 32f.) verweist in diesem Zusammenhang darauf, daß globale Ansätze zur Unterstützung einer nachhaltigen Entwicklung zwar unverzichtbar sind, daß aber Durchbrüche nur dann gelingen, wenn auf regionaler Ebene die Prinzipien der Nachhaltigkeit konkret formuliert und umgesetzt werden. Bei der regionalen Umsetzungsproblematik wird ein wesentlicher Vorteil darin gesehen, daß hier im Rahmen der jeweiligen staatlichen Verfassungen geeignete politische und wirtschaftliche Gestaltungsmöglichkeiten zur Verfügung stehen. Grundlage der operativen Umsetzung sind die in der Wasserrahmenrichtlinie verankerten Festlegungen, die jedoch gegenwärtig sowohl von Entscheidungsträgern im Wasserbereich als auch von gesellschaftlichen Gruppen sehr kritisch diskutiert werden. Dabei wird deutlich, daß zwischen den normativen Festlegungen und der konkreten Machbarkeit in Regionen z. T. erhebliche Unterschiede bestehen. Spielraum sollen mögliche Fristverlängerungen und Ausnahmeregelungen schaffen, die zugleich aber einen der Hauptkritikpunkte aus Sicht gesellschaftlicher Gruppen darstellen. Ausnahmeregelungen und Fristverlängerungen sind aufgrund

des drängenden Handlungsbedarfes beim Schutz der Gewässer mit dem Leitbild der Nachhaltigkeit nicht vereinbar (Geiler 1998).

3 Problembereiche

Oberflächengewässer und Grundwasser werden durch eine Vielzahl von Faktoren beeinflusst. In Tabelle 1 sind ausgewählte Problembereiche und deren Wirkungen exemplarisch dargestellt. Bei den Komponenten, die auf fast alle Problembereiche Einfluß haben, steht die Landwirtschaft an erster Stelle. Industrie, Landwirtschaft und Verkehr haben nicht nur direkte sondern auch indirekte Auswirkungen durch Schadstoffe, die sie in die Atmosphäre emittieren und die auf dem Wege der Deposition (direkt und indirekt über den Boden) aus dem Medium Luft in das Medium Wasser gelangen. Diese indirekten Beeinflussungen der Wasserqualität gewinnen immer mehr an Bedeutung (WBGU 1998), während der Einfluß anderer Faktoren, z. B. der Abwässer, (zunehmende Reinigung) abnimmt.

Allgemein läßt sich sagen, daß es Einflußfaktoren gibt, die eher punktuelle Wirkung auf die Gewässer zeigen (z. B. Altlasten), aber auch Komponenten mit flächendeckendem Einfluß (z. B. atmosphärische Einträge, Landwirtschaft). Desweiteren wirken manche Faktoren eher qualitativ über den Eintrag von Schadstoffen (z. B. Abwasser, Industrie) oder eher quantitativ im Hinblick auf die Wasserbilanz (z. B. Klimaveränderungen, Flußverbauungen für den Schiffsverkehr und die Energiegewinnung aus Wasserkraft) bzw. sowohl qualitativ als auch quantitativ (z. B. Landwirtschaft oder Bergbau). Manche Faktoren beeinflussen Gewässer direkt (z. B. Abwassereinleitungen), andere wiederum indirekt (z. B. Emissionen in die Atmosphäre). Auch läßt sich der Eintragspfad bestimmter Stoffe in die Gewässer oftmals nur schwer nachvollziehen, da er über mehrere Umweltmedien führen kann (z. B. von der Atmosphäre über Deposition in den Boden und von dort über Auswaschung in die Gewässer) und die Stoffe dort zudem in vielfältiger Weise metabolisiert werden können.

Die Vielzahl von Einflußfaktoren und Problembereichen erfordert ganzheitlich orientierte Lösungsansätze im Zusammenwirken unterschiedlichster Fachdisziplinen. Natur- und Technikwissenschaften sind hierbei ebenso gefordert wie Wirtschaftswissenschaften, Sozial- und Geisteswissenschaften. Neben dem vorhandenen Verfügungswissen ist dabei auch das Orientierungswissen aus Gesellschaft und Wirtschaft in zunehmendem Maße von Bedeutung. Für die Entwicklung von Modellen und Szenarien im Kontext einer nachhaltigen Gewässerbewirtschaftung ist die genaue Kenntnis über die Eingangsgrößen und Wirkungszusammenhänge dieser komplexen Prozesse eine notwendige Voraussetzung, die bisher nicht in ausreichendem Maße gegeben ist und die bezüglich ihrer Vollständigkeit aufgrund der Komplexität natürlicher, lebender Systeme auch in absehbarer Zeit womöglich nicht vorliegen werden. Das bedeutet, um handlungsfähig zu sein, ist der gestaltete Umgang mit „Nicht-Wissen“ nach dem Vorsorgeprinzip (Busch-Lüty et al. 1994) erforderlich, mit den Schwerpunkten Kreislaufwirtschaft, Kooperation und Verantwortlichkeit (Roepenack 1993). Erforderlich – aber methodisch schwierig – ist auch die Integration nicht direkt quantifizierbarer Parameter, wie z. B. Wertevorstellungen (vgl. Tab. 2), die zudem einem mehr oder weniger raschem Wandel unterliegen können. Hier besteht gerade aus sozialwissenschaftlicher Sicht Handlungsbedarf.

4 Handlungsfelder

Die Palette von Themenfeldern ist aufgrund der Komplexität sehr breit gefächert. Auf einem Diskurs zum Problemkreis „Wasser und Nachhaltigkeit im Freistaat Sachsen“ (Protokoll 1997, S. 10ff.) wurden durch Entscheidungsträger und Akteure aus dem Wasserbereich die folgenden vier Handlungsfelder besonders hervorgehoben: Öffentliche Wasserversorgung mit Schnittstellen zur Abwasserproblematik, Gesundheit, Grundwasser- und Trinkwasserschutz sowie Strukturen der Trinkwasserversorgung.

Ein Forschungsbedarf und in diesem Zusammenhang vor allem. Umsetzungsbedarf läßt sich u. a. zu folgenden Problemstellungen ableiten:

- Entwicklung ganzheitlicher Lösungsansätze, die der Komplexität der Themenstellung in der Einheit ökologischer, ökonomischer und sozialer Fragestellungen Rechnung tragen
- Methodische Grundlagen zur Operationalisierung und Umsetzung des Leitbildes der Nachhaltigkeit
- Entwicklung und Einführung angepaßter Organisations- und Kommunikationsstrukturen
- Abschätzung und Bewertung möglicher ökologischer, ökonomischer, sozialer, infrastruktureller und rechtlicher Folgen mit Hilfe von Szenarien
- Formulierung von Handlungsempfehlungen bzw. -optionen für die regionale Umsetzung des Leitbildes der Nachhaltigkeit im Bereich der Gewässerbewirtschaftung
- Internalisierung externer Kosten beim Verursacher.

Tab. 2: Werte und Leitlinien im Zusammenhang mit einer nachhaltigen Gewässerbewirtschaftung

Werte	Leitlinien
Ökologische Werte	Ökologische Leitlinien
Ausgeglichener Wasserhaushalt	Erhalt bzw. Schaffung eines ausgeglichenen, regionalen Wasserhaushaltes.
Verbesserung der Gewässergüte	Optimale Verbesserung der Gewässergüte bezogen auf eine funktionsfähige Selbstreinigung der Gewässer und die Reduktion der Gewässerbelastung.
Naturnahe Gewässermorphologie	Bewahrung bzw. Gestaltung einer naturnahen Gewässermorphologie.
Naturnahe Gewässerökologie	Standortgerechte Wiederherstellung bzw. Sicherung einer naturnahen Gewässerökologie.
Ökonomische Werte	Ökonomische Leitlinien
Wirtschaftlichkeit	Sicherung der Wirtschaftlichkeit der Aufgabenträger.
Effizienz	Ausrichtung auf größtmögliche technische und organisatorische Effizienz.
Funktionsfähigkeit	Sicherung der Funktionsfähigkeit einer bedarfsorientierten Wasser- und Abwasserentsorgung.
Leitbildorientierte Steuerungsinstrumente	Entwicklung und Anwendung zweckdienlicher und leitbildorientierter ökonomischer Steuerungsinstrumente.
Soziale Werte	Soziale Leitlinien
Gesundheit	Schutz der Gesundheit vor chemischen, physikalischen und hygienischen Beeinträchtigungen im Roh- und Trinkwasser.
Versorgungssicherheit	Langfristige Absicherung der Verfügbarkeit der Dargebote und Minderung der Gefahrenpotentiale sowie geeignete und regionale angepasste diverse Versorgungsstrukturen zur Gewährleistung der Versorgungssicherheit.
Wasserkultur	Entwicklung einer Wasserkultur unter Beachtung der Gebote Wertschätzung des Wassers, Akzeptanz des Leitbildes und schonender Umgang mit der Ressource Wasser.
Nachhaltige Wasserpolitik	Gestaltung einer nachhaltigen Wasserpolitik und öffentlichkeitswirksame Vermittlung der Ziele und Inhalte sowie wirkungsvolle Bürgerbeteiligung.
Soziale Fairneß	Verwirklichung sozialer Fairneß mit besonderem Schwerpunkt auf Steuerung durch Solidareffekte und Kooperationen sowie Schaffung eines zukunftsfähigen Arbeitsmarktes und Sicherung sozialverträglicher Preise.
Interdisziplinäre Forschung und Entwicklung	Konsequenter Ausbau interdisziplinärer Forschung und Entwicklung als Voraussetzung für synergistische Lösungen sowie Nutzung der Möglichkeiten eines professionellen Wissens- und Technologietransfers.

Literatur

- Bruckner, G.; Gebauer, H.; Kranich, J.; Schiffer, L.; Schuh, H. (1997): Technikfolgenabschätzung zur nachhaltigen Entwicklung der Wasserversorgung und des Gewässerschutzes im Freistaat Sachsen – Zwischenbericht. Sächsische Akademie der Wissenschaften zu Leipzig, Leipzig
- Busch-Luty, C.; Jochimsen, M.; Knobloch, U.; Seidl I. (Hrsg.) (1994): Vorsorgendes Wirtschaften. Politische Ökonomie. Sonderheft 6
- Enquête-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt“ (1998): Konzept Nachhaltigkeit. Vom Leitbild zur Umsetzung, Deutscher Bundestag, Bonn
- Gebauer, H.; Dietz, J. (1999): Nachhaltigkeit – Leitbild zukunftsorientierten gesellschaftlichen Handelns (Manuskript). Dresden
- Geiler, N. (1998): Interview. Bundesverband Bürgerinitiativen Umweltschutz, AK Wasser. Freiburg
- Lehn, H.; Steiner, M.; Mohr, H. (1996): Wasser – die elementare Ressource: Leitlinien einer nachhaltigen Nutzung. Springer, Berlin et al.
- Lehn, H.; Renn, O.; Steiner, M. (1999): Nachhaltiger Umgang mit Gewässern – Ökologische, ökonomische und soziale Zieldimension der Agenda 21. In: Wasser und Abwasser gwf, 13, S. 14-20
- Perrow, C. (1992): Normale Katastrophen: Die unvermeidlichen Risiken der Großtechnik. Frankfurt
- Sächsische Akademie der Wissenschaften zu Leipzig/Arbeitsstelle Technikfolgenabschätzung (1997): Nachhaltige öffentliche Wasserversorgung im Freistaat Sachsen. In Kooperation mit der TU Dresden und der Akademie für Technikfolgenabschätzung in Baden-Württemberg. Dresden
- Renn, O. (1994): Ein regionales Konzept qualitativen Wachstums. Pilotstudie für das Land Baden-Württemberg. Arbeitsbericht Nr. 3. Akademie für Technikfolgenabschätzung in Baden-Württemberg, Stuttgart
- Roepenack A.V. (1993): Stoffkreisläufe und Ökologie am Beispiel des Autorecyclings. Erzmetall, 46(12), S. 690-695
- SRU (Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen) (1994): Umweltgutachten 1994. Für eine dauerhaft-umweltgerechte Entwicklung. Metzler-Pöschel, Stuttgart
- WBGU (Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen) (1998): Jahresgutachten 1997. Wege zu einem nachhaltigen Umgang mit Süßwasser. Berlin

Erste Erfahrungen bei Flussgebietsplanungen dargestellt am Beispiel der Pleiße

Martin Socher

Staatliches Umweltfachamt Leipzig

1 Bewirtschaftungspläne im deutschen und europäischen Wasserrecht

Das deutsche Wasserrecht legt im § 36 b WHG fest, warum und wie Bewirtschaftungspläne für Gewässer aufzustellen sind und was mit ihnen geregelt werden soll.

§ 36 b Bewirtschaftungspläne

(1) Soweit die Ordnung des Wasserhaushaltes es erfordert, stellen die Länder zur Bewirtschaftung der Gewässer (§ 1a) Pläne auf, die dem Schutz der Gewässer als Bestandteil des Naturhaushaltes, der Schonung der Grundwasservorräte, dem Abflussverhalten und den Nutzungserfordernissen Rechnung tragen (Bewirtschaftungspläne). Die Ziele der Raumordnung und Landesplanung sind zu beachten.

(2) Bewirtschaftungspläne sind aufzustellen für oberirdische Gewässer oder Gewässerteile,

- 1. die Nutzungen dienen, die eine zu erhaltende oder künftige öffentliche Wasserversorgung aus diesen Gewässern oder Gewässerteilen beeinträchtigen können,*
- 2. bei denen es zur Erfüllung bindender Beschlüsse der Europäischen Gemeinschaft oder zwischenstaatlicher Vereinbarungen erforderlich ist.*

(3) In den Bewirtschaftungsplänen für oberirdische Gewässer oder Gewässerteile werden unter Berücksichtigung der natürlichen Gegebenheiten festgelegt

- 1. die Nutzungen, denen das Gewässer dienen soll,*
- 2. die Merkmale, die das Gewässer in seinem Verlauf aufweisen soll,*
- 3. die Maßnahmen, die erforderlich sind, um die festgelegten Merkmale zu erreichen oder zu erhalten, sowie die einzuhaltenden Fristen,*
- 4. sonstige wasserwirtschaftliche Maßnahmen.*

(4) Die Bewirtschaftungspläne sind der Entwicklung fortlaufend anzupassen.

Bereits die Forderungen des WHG zeigen, dass für Bewirtschaftungspläne umfassende Vorarbeiten notwendig sind und dass die abgeleiteten rechtlich verbindlichen Feststellungen und Regelungen weitreichende Konsequenzen für Gewässerbenutzer, Anlieger, Behörden und die Öffentlichkeit nach sich ziehen.

Die nunmehr am 11. März 1999 vom Rat der Europäischen Union beschlossene „**Richtlinie des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik**“ geht mit ihren Forderungen über das hinaus, was im § 36, 36a WHG geregelt ist.

Das im Artikel 1 formulierte Hauptziel der Richtlinie stellt auf die nachhaltige Nutzung der Wasserressourcen ab und integriert unter Artikel 1(a) zudem Gewässer und direkt von ihnen abhängige Landökosysteme und Feuchtgebiete in einem geschlossenen Kontext.

Artikel 1

Ziel

Hauptziel dieser Richtlinie ist die Schaffung eines Ordnungsrahmens für den Schutz der Binnenoberflächengewässer, der Übergangsgewässer, der Küstengewässer und des Grundwassers zwecks

- a) Vermeidung einer weiteren Verschlechterung sowie Schutz und Verbesserung des Zustandes der aquatischen Ökosysteme und der direkt von ihnen abhängenden Landökosysteme und Feuchtgebiete im Hinblick auf deren Wasserhaushalt,*
- b) Förderung eines nachhaltigen Wassergebrauchs auf der Grundlage eines langfristigen Schutzes der vorhandenen Ressourcen,*
- c) Minderung der Auswirkungen von Überschwemmungen und Dürren,*
womit beigetragen werden soll zu
 - einer ausreichenden Versorgung mit Oberflächen- und Grundwasser guter Qualität, wie es für einen nachhaltigen, ausgewogenen und gerechten Wassergebrauch erforderlich ist;*
 - einem Schutz der Hoheitsgewässer und der Meeresgewässer;*
 - einer Verwirklichung der Ziele der einschlägigen internationalen Übereinkommen einschließlich derjenigen, die auf die Vermeidung und Beseitigung der Verschmutzung der Meeresumwelt abzielen, sowie*
 - einer allmählichen Verringerung der Emissionen gefährlicher Stoffe.*

Bedeutsam ist, dass nunmehr Flussgebiete als ganzheitliche Einheiten betrachtet werden [Artikel 3 (1)] und dass gemäß Artikel 3 (3a) die Mitgliedsstaaten dafür sorgen, „*dass die Anforderungen dieser Richtlinie ... und insbesondere die Maßnahmeprogramme für die ganze Flussgebietseinheit koordiniert werden*“.

Die Bewirtschaftungspläne für die Einzugsgebiete sind gemäß Artikel 16 (1) zu erstellen. Dabei gilt hinsichtlich der Informationsdichte der Anhang 7 in seiner weitgefassten Formulierung.

Dazu zählt:

- die allgemeine Beschreibung der Merkmale der Flussgebietseinheit nach Artikel 5 und Anhang II der Richtlinie;
- die Zusammenfassung aller signifikanten Belastungen und anthropogenen Einwirkungen auf den Zustand der Gewässer und des Grundwassers;
- die Darstellung der Schutzgebiete und der Überwachungsnetze;
- die Liste der Umweltziele gemäß Artikel 4;
- die Zusammenfassung der wirtschaftlichen Analyse des Wassergebrauchs gemäß Artikel 5 und Anhang IIIa;

- die Darstellung und Zusammenfassung der Maßnahmenprogramme;
- die Zusammenfassung der Maßnahmen zur Information und Anhörung der Öffentlichkeit und deren Ergebnisse.

2 Öffentlichkeitsbeteiligung als Teil des Konfliktmanagements

Da der Gegenstand des Workshops zu einem großen Teil darin besteht, sozioökonomische Aspekte des Flussgebietsmanagements zu diskutieren, soll auf diesem Teil der Richtlinie vertiefend eingegangen werden. Artikel 17 der Richtlinie legt fest, wie und in welchem Umfang die Öffentlichkeit an der Aufstellung, Überprüfung und Aktualisierung der Bewirtschaftungspläne zu beteiligen ist.

Artikel 17

Information und Anhörung der Öffentlichkeit

- (1) *Die Mitgliedsstaaten fördern die aktive Beteiligung aller interessierten Stellen an der Umsetzung dieser Richtlinie, insbesondere an der Aufstellung, Überprüfung und Aktualisierung der Bewirtschaftungspläne für die Einzugsgebiete. Die Mitgliedsstaaten sorgen dafür, dass sie für jede Flussgebietseinheit folgendes veröffentlichen und der Öffentlichkeit, einschließlich den Nutzern, zugänglich machen, damit diese Stellung nehmen kann:*
 - a) *einen Zeitplan und ein Arbeitsprogramm für die Aufstellung des Planes, einschließlich einer Erklärung über die zu treffenden Anhörungsmaßnahmen, und zwar spätestens drei Jahre vor Beginn des Zeitraumes, auf den sich der Plan bezieht;*
 - b) *einen vorläufigen Überblick über die für das Einzugsgebiet festgestellten wichtigen Wasserbewirtschaftungsfragen, und zwar spätestens zwei Jahre vor Beginn des Zeitraumes, auf den sich der Plan bezieht;*
 - c) *Entwürfe des Bewirtschaftungsplanes für die Flussgebietseinheit, und zwar spätestens ein Jahr vor Beginn des Zeitraumes, auf den sich der Bewirtschaftungsplan bezieht. Auf Antrag wird auch Zugang zu Hintergrunddokumenten und -informationen gewährt, die bei der Erstellung des Bewirtschaftungsplanentwurfes herangezogen werden.*
- (2) *Um eine aktive Einbeziehung und Anhörung zu ermöglichen, räumen die Mitgliedsstaaten für schriftliche Bemerkungen zu diesen Unterlagen eine Frist von mindestens sechs Monaten ein.*

Die Beteiligung der Öffentlichkeit ist ein wesentlicher Bestandteil der Richtlinie und wird – nach Übernahme in nationales Recht – durch die federführende Wasserbehörde umzusetzen sein. Dabei stellen sich m.E. zwei intendierte Wirkungen ein:

1. Die Öffentlichkeit bekommt im Vorfeld ein weitreichendes Beteiligungsangebot, dadurch können (allgemein) gesellschaftliche und individuelle Interessen eingebracht, Konfliktpotentiale erkannt, moderiert und entschärft werden.

2. Die Beteiligung der Öffentlichkeit an der Fortschreibung/Aktualisierung der Pläne garantiert, dass aktuelle sozioökonomische und -ökologische Aspekte auch bei der zukünftigen Arbeit an und mit Bewirtschaftungsplänen berücksichtigt werden.

Dieser Ansatz der Richtlinie trägt dazu bei, dass die Gewässer entsprechend des Grundsatzes des § 1a des WHG bewirtschaftet werden und dem Wohl der Allgemeinheit dienen. Die Umsetzung dieses Artikels in die konkrete Erarbeitung von Bewirtschaftungsplänen wird langfristig auch zu folgenden Effekten führen:

1. Die Erarbeitung des Bewirtschaftungsplanes wird zeitlich und inhaltlich umfangreicher.
2. Die Öffentlichkeit wird zunehmend fit gemacht, sich aktiv an der inhaltlichen Ausformung der Pläne zu beteiligen.

Beides setzt voraus, dass

- die Akteure identifiziert, informiert und involviert werden;
- durch die Behörden und die interessierte Öffentlichkeit entsprechende Vorleistungen erbracht werden und
- die Wirkungen ggf. kontroverser Nutzungsziele auf die Gewässer tatsächlich auch abschätzbar sind.

Gerade in diesem Kontext wird es zukünftig notwendig werden, auf wissenschaftlicher Grundlage Szenarien zu entwickeln, an Hand derer die Behörden die konkreten und akzeptierbaren Maßnahmen ableiten können.

3 Der Bewirtschaftungsplan der Pleiße – erste Erfahrungen

Die zuständigen Behörden des Regierungsbezirkes Leipzig beschäftigten sich schon seit geraumer Zeit mit der Bewirtschaftung, der Nutzung und der ökologischen Qualität der Pleiße. Dies ist nicht verwunderlich, zählte doch die Pleiße vor 1990 zu den am stärksten belasteten Fließgewässern in Europa. Braunkohlebergbau, chemische Industrie (hier insbesondere die Carbochemie), Kondensationskraftwerke, die Landwirtschaft und nicht zuletzt die Kommunen nutzten dieses eher bescheidene Gewässer als Vorfluter für ihre belasteten Abwässer. Schadstoffe, sauerstoffzehrende Stoffe, thermische Belastungen und Stauhaltungen führten zu einer weitgehenden biologischen Verödung des Gewässers und derart eingeschränkten weiteren Nutzungsmöglichkeiten, dass die Pleiße im Stadtgebiet Leipzigs von der sichtbaren Oberfläche verschwinden mußte.

Die 1990 einsetzende Umstrukturierung von Industrie, Gewerbe und Landwirtschaft brachte eine wesentliche stoffliche Entlastung der Pleiße mit sich. Mit der bereits erreichten Gewässergüteklasse II - III ist die Pleiße im Regierungsbezirk Leipzig auf einem guten Weg, das im Landesentwicklungsplan Sachsen fixierte Ziel der Gewässergüteklasse II zu erreichen.

Dieses Ziel kann jedoch nur dann als realistisch erfüllbar angesehen werden, wenn den industriellen Nutzern, der Landwirtschaft und den kommunalen Einleitern fachlich solide begründete Grenzwerte und Ziele für ihre Einleitungen und sonstigen Nutzungen durch die zuständige Wasserbehörde vorgegeben werden.

Der konkrete Anlass sich mit der Pleiße intensiver zu beschäftigen, bestand für das Regierungspräsidium Leipzig darin, den an der Pleiße gelegenen Neubau des Kondensationskraftwerkes Lippendorf der VEAG wasserrechtlich zu bescheiden. Bei der Vorbereitung des Genehmigungsverfahrens zeigte sich, dass eine Bewertung der stofflichen und thermischen Belastungen der Pleiße durch das Kraftwerk aufgrund der komplizierten wasserwirtschaftlichen Rahmenbedingungen nur dann möglich ist, wenn der Zustrom aus dem Oberlauf und der Abfluss im Unterlauf komplex untersucht und bewertet werden. Hinzu kam, dass es sich als unabdingbar herausstellte, Szenarien für die verschiedenen Punktquellen, hydrologischen Zustände und Jahreszeiten zu entwickeln und durch numerische Simulation die entsprechenden Schlußfolgerungen für die damit korrespondierende Entwicklung der Gewässergüte abzuleiten.

Für die Zustandsanalyse konnte auf aktuelles und umfangreiches Datenmaterial des Staatlichen Umweltfachamtes Leipzig, Bereich Wasser, zurückgegriffen werden.

Im Rahmen des durch das Sächsische Landesamt für Umwelt und Geologie konzipierten und von der Umweltbetriebsgesellschaft betriebenen Landesmessnetzes werden die Pleiße und ihre relevanten Nebenflüsse im Rahmen eines Grund- und eines zusätzlichen Programmes beprobt und beschrieben (vgl. Tab. 1).

Tab.1: Messnetz-Güte entlang der Pleiße und ihrer Nebenflüsse (1997)

Gewässer	Anzahl Pegel	Grundmessprogramm	Zusatzmessprogramm
Pleiße	4	+	Organik.Schwermetalle, Uranbergbau
Eula	8	+	Tenside (AAT)
Gösel	2	+	Uranbergbau
Wyhra	6	+	Tenside (AAT)

Als „prioritäre“ Stoffe für das Zusatzmessprogramm „organische Spurenstoffe“ wurden folgende Substanzen festgelegt: PSM (5 Stoffgruppen), LHKW, BETX, Chlorbenzene, Chlorphenole, Hexachlorbutadien, PCB, PAK, AAT, NIT, EDTA, NTA, Nitroaromaten.

Bei den Metallen zählen dazu: Al, As, B, Ba, Be, Bi, Co, Hg, U.

Zur Bewertung wurden ferner relevante hydrologische und Beschaffenheitsdaten der Talsperrren Schömbach, Windischleuba und des Speichers Borna genutzt.

Eine numerische Simulation mit dem ATV-Fließgewässermodell diente dazu, verschiedene wasserwirtschaftliche Szenarien abzubilden. Dazu wurde ein detailliertes Gewässerbenutzungsschema aufgestellt und verifiziert.

Die Arbeiten am und zum Gutachten stellen eine wesentliche Voraussetzung für die Erstellung eines Bewirtschaftungsplanes dar. Tabelle 2 zeigt die bereits vorhandenen Elemente einer Flussgebietsbeschreibung und die zukünftig noch zu leistende Arbeit.

Tab. 2: Übersicht über Ziele, Methodik und Ergebnisse der WRR und des Gutachtens

	WRR	Gutachten/Dokumentation
Ziel	gutes ökologisches Potential, guter chemischer Zustand (Artikel 4)	Gewässergüteklasse II bei weiterer Gewässerbenutzung
Zustandsbeschreibung	Merkmale der Flußgebietseinheit, Umweltverträglichkeit der Nutzun- gen, wirtschaftliche Analyse des Wassergebrauchs (Artikel 5)	Untersuchung eines Teilein- zugsgebietes, Beschreibung der gewässerökologischen Effekte der Gewässerbenutzung, was- serwirtschaftliche Analyse des Wassergebrauchs
Messnetz	Überwachung des ökologischen und des chemischen Zustandes (Artikel 10, Anhang V, 1-3) Emissionskontrolle (Artikel 12a, Anhang X)	Nutzung des Messnetzes Ober- flächenwasser (Beschaffenheit) des Freistaates Sachsen, Güte, Grund- u. Zusatzmessprogramm, operative Überwachung Gewäs- sergüte und Leitparameter, zu- sätzliche Parameter im Landes- messnetz
Maßnahmeprogramm	grundlegende Maßnahmen zum Erreichen der Ziele nach Artikel 4 (Artikel 13)	konkrete Festlegung von Ziel- werten für kommunale und in- dustrielle Einleiter und für die wasserwirtschaftliche Steuerung
Bewirtschaftungsplan	Bewirtschaftungspläne - allgemeine Beschreibung, - Belastungen , - Überwachungsnetze, - Umweltziele - wirtschaftliche Analyse des Wassergebrauchs, - detaillierte Programme etc. und Sonderprogramme, - Informationen und Anhörung der Öffentlichkeit, - zuständige Behörden, - Procedere (Artikel 16, Anhang 7)	
Strategien gegen Wasserverschmutzung	Festlegung und Bewertung prioritärer Stoffe, Emissionskontrolle (Artikel 21, Abs. 1, 2, 3, 5, 6)	gewässerökologisch relevante und regionalspezifische Stoffe aus dem Landesmessnetz, Emissionskontrolle durch Fach- behörde

Für die Erarbeitung eines Bewirtschaftungsplanes sind folgende Elemente zu beachten:

1. Die zuständige Behörde (das Regierungspräsidium Leipzig) beteiligt frühzeitig
 - weitere Behörden und
 - Gewässerunterhaltungspflichtige.
2. Der Bestand an fachlichen Dokumentationen ist zielgerichtet für den Bewirtschaftungsplan zu entwickeln.
3. Der behördeninterne Prozess ist zeitnah durch die Beteiligung der Akteure zu komplementieren und ggf. zu vertiefen.
4. Konfliktpotentiale, Wissenslücken und ggf. Forschungsbedarf sind bereits am Anfang zu identifizieren, um ggf. Werkverträge oder Forschungsleistungen aktivieren zu können.
5. Beteiligungsverfahren sollten insbesondere der Gewinnung weitergehender Informationen und der Konfliktbewältigung dienen.

Die aktuellen Arbeiten am Bewirtschaftungsplan der Pleiße zeigen, dass die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie einhergeht mit umfangreichen Vorleistungen, Beteiligungsverfahren und der Öffnung der Verfahren für neue Akteure/Interessengruppen. In den kommenden Monaten wird an der Pleiße (erstmalig) beispielhaft gezeigt werden, wie und in welchem Umfang wesentliche Elemente der Wasserrahmenrichtlinie umzusetzen sind und welche Wirkung ein Bewirtschaftungsplan auf die Gestaltung der wasserwirtschaftlichen Situation in der Region entfalten wird.

Anforderungen an ein integriertes Flußgebietsmanagement

Michael Rode

UFZ, Projektbereich Fluß- und Seenlandschaften

1 Einführung

Das ökologische Gefüge der Flußsysteme wurde im Verlauf der letzten Jahrhunderte und insbesondere der letzten drei bis vier Jahrzehnte durch den Menschen nachhaltig verändert. Die Gewässer werden durch Abwässer und intensive Landwirtschaft belastet, die Ufer und Niederungen sind häufig strukturell verarmt und ihrer natürlichen Lebensgemeinschaften infolge gestörter Standortbedingungen weitgehend beraubt. Trotz deutlicher Verminderungen der Abwassereinleitungen ist die Gesamtbelastung immer noch zu hoch. Die vielfältigen Ansprüche an die Gewässer und ihre Auen durch Schifffahrt, Trinkwassernutzung, Rohstoffgewinnung, Flächenansprüche von Siedlung, Gewerbe und Verkehr sowie Freizeit und Erholung führen zu Nutzungskonflikten und zu weiteren Beeinträchtigungen der ökologischen Funktionsfähigkeit der Flußlandschaften. Für die Verbesserung oder Wiederherstellung der natürlichen Lebensraumbedingungen unter Einbeziehung der Nutzungsansprüche ist eine entsprechende Gesamtplanung für ein Flußsystem erforderlich.

Die Europäische Gemeinschaft hat die Notwendigkeit eines integrierten Flußgebietsmanagements erkannt und möchte die bisher auf über 30 EU-Richtlinien verteilten Vorgaben für den Wasserbereich bündeln. Sie hat daher einen Entwurf für eine einheitliche europäische Wasserrahmenrichtlinie vorgestellt. Ein wesentlicher und neuer Grundsatz der Richtlinie ist die ganzheitliche Betrachtung eines Gewässersystems, das neben dem Flußlauf und seinen Auen auch die Qualität des Grundwassers im gesamten Einzugsgebiet mit einbezieht. Darüber hinaus werden erstmals auch sozioökonomische Aspekte bei der Gewässerplanung integriert (Rat der Europäischen Union 1999). Die Wasserrahmenrichtlinie wird voraussichtlich im kommenden Jahr verabschiedet und ist danach in der Frist von drei Jahren in nationales Recht umzusetzen.

2 Ökologische Aspekte der Flußgebietsplanung

Die Flußlandschaft ist ein dynamischer Lebensraum, in dem das Fließgewässer eng mit den Auen und dem Einzugsgebiet verflochten ist. Fließgewässer bilden von der Quelle bis zur Mündung in das Meer innerhalb der durchflossenen Landschaft einen zusammenhängenden Korridor. Innerhalb dieser verschiedenartigen Lebensräume entsteht so ein enges Verknüpfungsgefüge, das sowohl den abiotischen als auch den biotischen Bereich umfaßt. Das Fließgewässer ist mit seinem gesamten Einzugsgebiet vernetzt. Das Abflußgeschehen, der abiotische Stofftransport, die Ausbildung von Lebensgemeinschaften und deren Stoffumsatzdynamik werden durch die Bedingungen im Einzugsgebiet geprägt. Die Lebensraumbedingungen im Fließgewässer werden durch den Stoff- und Energietransport flußabwärts sowie durch die hydrographischen und nahrungsbedingten Veränderungen entlang des Gewässers bestimmt. Diese Zusammenhänge charakterisieren die Fließgewässer als verbundene Systeme.

Die Lebensgemeinschaften der Ufer und Auen werden durch die wechselnden Wasserstände des Flusses, den Wechsel von Überflutung und Trockenfallen sowie die hiermit verbundenen Stoffeinträge geprägt. Insbesondere die Ufervegetation steht in starker Wechselwirkung mit dem Hauptstrom, beispielsweise durch Beschattung oder Eintrag von organischer Substanz durch Laubfall.

Neben diesen Interaktionen besteht auch eine enge Vernetzung zwischen den Auen und dem angrenzenden Umland. Neben der Tier- und Pflanzenwelt betrifft dies auch den Wasser- und Stoffhaushalt der Auen. Die Aufrechterhaltung und Optimierung dieser unterschiedlichen Vernetzungsfunktionen muß künftig einen Schwerpunkt der gewässerökologischen Planung und Gestaltung bilden und kann nur durch eine ganzheitliche Betrachtung des Gewässersystems erreicht werden.

3 Nutzungsansprüche und bestehende Konflikte

Die Nutzung der großen Flüsse durch Wasserwirtschaft und Schifffahrt hat tiefe Spuren in der Landschaft hinterlassen. Neben dem besonders gravierenden Verlust der Durchgängigkeit äußert sich dies in Defiziten der Geschiebeführung, der Morphodynamik und der Eintiefung von Flußsohlen mit vielfach einhergehender Absenkung von Auengrundwasserständen.

Die seit etwa 1960 verstärkt einsetzende Technisierung der Landwirtschaft verbunden mit einem hohen Einsatz von Betriebsmitteln (Düngung, Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmitteln [PSM], Melioration) führte zu einer starken Reduzierung und Destabilisierung der Arten- und Biotopvielfalt der Auenbiozöosen und einer verstärkten Nährstoff- und PSM-Belastung der Bäche und Flüsse. Des Weiteren werden Grund- bzw. Trinkwasservorkommen insbesondere mit Nitrat und PSM belastet. Die derzeitige EU-Agrarpolitik wird zu einer weiteren Intensivierung der Landwirtschaft in Vorranggebieten und zur Nutzungsaufgabe in benachteiligten Gebieten führen. Beide Entwicklungen sind aus Sicht des Gewässer- und Naturschutzes nachteilig zu bewerten.

Durch die Abgrabung von Sanden und Kiesen werden Auenlandschaften in ihren ökologischen Funktionen beeinträchtigt, da die entstehenden Hohlformen häufig nicht die Funktion von autotypischen Ersatzbiotopen erfüllen können. Zur ökologischen Bewertung einzelner Kiesabgrabungen liegen zahlreiche Untersuchungen vor. Über die Wirkung des großräumigen Kiesabbaus auf Auenbiozöosen und weitere Nutzungen wie der Trinkwassergewinnung ist dagegen bisher nur wenig bekannt.

Die Wechselwirkungen zwischen Siedlung und Gewerbegebieten und den Gewässern sind sehr komplex und gehen über die reine Flächenbeanspruchung beispielsweise in einer Flußaue weit hinaus. Durch ihre hohe Abflußbereitschaft (Versiegelung) führen urbane Bereiche den Gewässern neben Abwassern auch Niederschlagswasser i.d.R. belastet zu, was insbesondere für kleinere Flüsse und Bäche gravierende nachteilige Auswirkungen haben kann. Ballungszentren entwickeln punktuell, aber auch großflächig einen erheblichen Erholungs- und Freizeitdruck, der wiederum zu einem hohen Flächenbedarf führt (Parkplätze, Campingplätze etc.).

Die Bewirtschaftung der Gewässer konzentrierte sich bisher wesentlich auf die Sicherung der für die Entwicklung der Lebens- und Wirtschaftsverhältnisse notwendigen wasserwirt-

schaftlichen Voraussetzungen. Wesentliche Aufgabe der Wasserwirtschaft ist die Sanierung der Gewässer und die Ordnung der Benutzungen an ihnen. Die Aufgaben sind in erster Linie auf den Gewässerzustand ausgerichtet (Immissionsbetrachtung) und berücksichtigen Wassermengen und Wassergütwirtschaft für die gesamte wasserwirtschaftliche Ordnung. Diese Aufgaben können beispielsweise in Bewirtschaftungsplänen umgesetzt werden. Bisher bleiben diese Tätigkeiten jedoch auf das Gewässer selbst bzw. auf Akteure des traditionellen Gewässerschutzes beschränkt. Der bisherige Gewässerschutz läßt somit Wechselwirkungen zwischen dem Einzugsgebiet und dem Gewässer außer Acht.

4 Ziele integrierter Planungen

Ziel eines integrierten Flußgebietsmanagement ist es, die natürlichen Ressourcen der Flußlandschaften zu sichern und zu entwickeln und eine nachhaltige Nutzung dieser Ressourcen zu ermöglichen. Sie sind in der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie wie folgt definiert:

- Vermeidung einer weiteren Verschlechterung sowie Schutz und Verbesserung des Zustandes der aquatischen Ökosysteme und der direkt von ihnen abhängigen Landökosysteme und Feuchtgebiete im Hinblick auf den Wasserhaushalt
- Förderung eines nachhaltigen Wassergebrauchs auf der Grundlage eines langfristigen Schutzes der vorhandenen Ressourcen
- Minderung der Auswirkungen von Überschwemmungen und Dürren

Dies schließt den Schutz der Grundwässer und der Meeresgewässer mit ein. Die regionale nachhaltige Entwicklung verlangt eine integrierte, antizipatorische Systembetrachtung im Bereich der wasserwirtschaftlichen Planung. Konventionelle sektorale Ansätze müssen miteinander verknüpft und um sozioökonomische und naturräumliche Einflußgrößen, die für eine nachhaltige Nutzung der Gewässer wichtig sind, ergänzt werden.

5 Voraussetzungen und Perspektiven für die Umsetzung

Für die Umsetzung der Ziele eines integrierten Flußgebietsmanagements steht eine große Instrumentenvielfalt zur Verfügung. Sie reichen vom Ordnungsrecht über informatorische Instrumente bis hin zu organisatorischen und ökonomischen Instrumenten. Letztere sind häufig übergreifend und nicht auf eng definierte Problemlagen zugeschnitten. Insgesamt wird deutlich, dass der Gewässerschutz stark durch Multi-Akteurskonstellationen gekennzeichnet ist, bei dessen Umsetzung auch Akteure gefordert sind, die nicht für die Initiierung der Ziele und Maßnahmen verantwortlich sind.

Für die Umsetzung einer nachhaltigen Wasserwirtschaft müssen unterschiedliche Gesellschafts- und Politikbereiche einbezogen werden (Haushalte, Kommunen, Industrie [Emissionen und Produktentwicklung], Landwirtschaft, Verkehr, Landschaftsplanung und Raumordnung). Wichtig ist zudem, dass die Umsetzung von Maßnahmen eher mittelfristig zu sehen ist und diese stetig diskutiert werden und weiter zu entwickeln sind.

Seitens der Forschung sind Instrumente zu entwickeln, die eine integrierte Flußgebietsplanung ermöglichen. Bisher wurden mathematische Modellierungen für ein Einzugsgebiet stets sektoral durchgeführt und für jede Modellanwendung spezielle Daten aufgenommen und aus-

gewertet, Karten erstellt und Modellergebnisse interpretiert. Dies führte i.d.R. zur aufwendigen und parallelen Durchführung der jeweiligen Arbeitsschritte. Durch die gezielte zentrale Verwaltung von Schlüsseldaten (u. a. GIS-gestützt) und den zentralen Einsatz von mathematischen Modellen und Auswertungs-Tools kann die einzugsgebietsbezogene Planung wesentlich beschleunigt und effektiver gestaltet werden, was besonders für größere Flußgebiete gilt. Nutzbare Modelle sind z. B. hydrologische Modelle, Gewässergütemodelle, diffuse Stoffeintragsmodelle, Grundwassermodelle (i. d. R. nur für besonders interessierende Flächenausschnitte), Expositionsmodelle, Habitatmodelle (i.d.R. nur für besonders interessierende Flächenausschnitte). Des weiteren sind Möglichkeiten der Modellkopplung durch objektorientierte Modellierungsverfahren zu eröffnen. Regionale Sonderprobleme wie z. B. die Sanierung und Bewirtschaftung von Braunkohletagebauegebiete sind in die Gebietsplanungen zu integrieren.

Neben der Weiterentwicklung und Kopplung naturwissenschaftlicher Instrumente ist eine weitere wesentliche Forschungsaufgabe in der Integration von ökonomischen und sozialen Faktoren zu sehen. Es sind integrierte ökologisch-sozioökonomische Bewertungsverfahren zu entwickeln, die eine entsprechende Partizipation von Interessengruppen ermöglichen und somit eine gesellschaftlich abgestimmte Prioritätensetzung von Maßnahmen in einem Einzugsgebiet erlauben. Diese Aspekte der integrierten Flußgebietsplanung bildeten den Schwerpunkt des Workshops.

Literatur

Rat der Europäischen Union (1999): Geänderter Vorschlag für eine Richtlinie des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. 64 04/99. ENV 68 PRO-COOP 46 vom 2.3.99. Brüssel

Die Weiße Elster: Flußeinzugsgebiet im Umbruch – Erscheinungsbild und naturwissenschaftlicher Forschungsbedarf

Wilfried Richter und Walter Gläßer

UFZ, Sektion Hydrogeologie

ZUSAMMENFASSUNG: Die Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Union setzt neue Maßstäbe im Management der lebenswichtigen Ressource Wasser. Eine besondere Bewertung müssen die Einflußbereiche der Braunkohlentagebaue erfahren. Erhebliche Versäumnisse bei der Gestaltung einer nutzungsfähigen Bergbaufolgelandschaft wurden im Osten Deutschlands in den neunziger Jahren mit hohen finanziellen Aufwendungen weitgehend beseitigt. Die Konzepte der Landschaftsgestaltung lassen die Entstehung neuer Regionen mit besonderen sozio-ökonomischen und physisch-geographischen Merkmalen erkennen. Am Beispiel des Südraumes Leipzig wird erläutert, welche Ausmaße der Landschaftsverbrauch angenommen hat und welche Neuorientierungen die Sanierung der Bergbaulandschaft bietet. Neben den sichtbaren Erfolgen bleibt eine Reihe von gravierenden Problemen für den Stoffhaushalt der neuen Landschaft. Das betrifft vor allem Fragen der Neubildung von Grundwasser in den verbliebenen Aquiferen, in und unter Kippen, dessen Dynamik, Hydraulik und Wechselbeziehung mit künftigen Bergbauseen. Darüber hinaus kommt den chemischen Prozessen durch die Pyrit-/Markasitoxidation, den davon ausgehenden Gefahren der Gewässerversauerung und der Reversibilität dieses Prozeßgeschehens und Fragen der Altlasten Bedeutung zu. Auch auf den Gebieten des Hochwasserschutzes, der Wiedervernässung von Auenregionen und der Wiederherstellung von Auenökosystemen sowie ihrem Verbund besteht Forschungsbedarf hinsichtlich der geowissenschaftlichen Relevanz wie der Auswirkung auf sozioökonomische Fragestellungen innerhalb des Managements von Flußeinzugsgebieten.

1 Einleitung

In dem umfangreichen Handbuch „Braunkohlentagebau und Rekultivierung“ (Pflug 1998) wird einführend dessen Auswirkung auf die Landschaft wie folgt beschrieben: *„Gewinnung von Braunkohle im Tagebau bedeutet den Verlust der über den abzubauenen Lagerstätten in Jahrhunderten gewachsenen Kulturlandschaft. Nicht nur die gewohnte Oberflächengestalt und die Kulturböden, auch das in geologischen Zeiträumen entstandene Gestein wird bis in größere Tiefen abgebagert. Die Grundwasserverhältnisse werden gestört oder verändern sich vollkommen. Die für die Landschaft des Abbaugbietes typischen Pflanzen und Pflanzengemeinschaften verlieren ihre Lebensgrundlagen, ebenso die wild lebenden Tiere, soweit sie nicht ausweichen können“* (S. 1). Damit wird, wenn auch nicht annähernd erschöpfend, auf den durch den Bergbau ausgelösten Landschaftsverbrauch hingewiesen. Der negative Anstrich dieser Aussage läßt sich andererseits mit einem Zitat von R. Heusohn (1929), im Umkehrschluß in ein modernes Verständnis umwandeln (wenn auch die Aussage erst in abgeleiteter Form stimmt, denn Bergbau dieser Art vernichtet sehr wohl erst einmal gewachsene Landschaft): *„Der Bergbau vernichtet im Durchschnitt nichts, sondern schafft neue Kulturwerte.“* Mit anderen Worten: *„...daß auch menschlich geprägte Landschaften Natur sind, auch Bergbaufolgelandschaften...“* (Eissmann 1999), die als neu zu gestaltende und nutzbare Elemente inmitten von in säkularen Zeiträumen gewachsenen Räumen liegen.

Dem Wasser kommt in diesen Landschaften neuen Typs sowohl in der Phase des aktiven Bergbaus wie in seiner Folge ober- und unterirdisch eine besondere Bedeutung zu, nicht nur, weil es mit am stärksten von den Landschaftsumbrüchen betroffen ist. Es besitzt als Ausgangspunkt und Grundlage des Lebens, Lösungs-, Stofftransport- und Produktionsmittel so-

wie als wichtiger Energieüberträger eine globale und nicht ersetzbare Bedeutung (Miller 1996). Die Bewahrung der Gewässer der Erde nach Menge und Güte, die Verbesserung ihrer Qualität, die Erhaltung und Förderung ihrer Ökosysteme sowie der weitreichende Schutz vor gefahrbringendem Überfluß und Mangel sind Anliegen, die wesentliche Grundlagen für die Zukunft der Menschheit bilden und eine länderübergreifende Behandlung erfordern.

Die Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Union (WRR, vgl. Rat der Europäischen Union 1999) hat für ihren Einflußbereich als erstes Vorhaben dieser Art entsprechende Regeln vorgelegt. Im festländischen Bereich orientiert sie sich auf die natürlichen Einheiten der Flußeinzugsgebiete, die gleichzeitig wesentliche Teilen des festländischen Wasserkreislaufes darstellen. Sie löst sich damit von politischen und wirtschaftlichen Länderstrukturen und strebt naturraumbezogenes wasserwirtschaftliches Management für die Bearbeitung der anstehenden Fragen an.

Die Flußeinzugsgebiete sind als Komponenten der Natur in vielfältiger Weise mit der Kulturlandschaft verknüpft und in mehr oder weniger großen Teilen auch erheblich beeinflußt oder verändert. Art und Umfang der anthropogenen Einflüsse hängen ganz wesentlich vom Charakter und der Dauer der Einwirkungen ab. In großen Maßstab gilt das in der Bundesrepublik Deutschland vor allem für die durch den Braunkohlenbergbau betroffenen 5 Regionen. In ihnen hat der Bergmann im 20. Jahrhundert vor allem im Rheinischen, Mitteldeutschen und Lausitzer Revier Landschaftsumbrüche in geologischer Dimension bewirkt, die auch mit erheblichen raumzeitlichen Einflüssen auf die Gewässer nach Menge, Güte und Ökologie verbunden sind. Für die Wasserbewirtschaftung und Sozioökonomie derartiger Gebiete räumt die EU-Richtlinie wegen der vielen Besonderheiten, die sich vor allem in den drastischen Abweichungen von der gewachsenen Natur- und Kulturlandschaft ausdrücken, einen Sonderstatus ein. Da die bergmännischen Eingriffe anhalten und die Sanierung der Bergbaufolgelandschaft noch nicht abgeschlossen ist, gibt es eine erhebliche Anzahl offener Fragen zur Geo- und Hydrodynamik der bergbaulich beanspruchten und beeinflußten Gebiete. Das betrifft insbesondere die veränderten Bedingungen bei der Wiederauffüllung der Grundwasserleiter und Kippen, das im weitesten Sinne geochemische Prozeßgeschehen (Versauerung von Kippböden, Sedimenten und Gewässern) und dessen Reversibilität sowie die Hydrologie der Fließ- und Standgewässer (künstliche Abflußgerinne, neue Flußbetten, Bergbaurestseen) in ihrer komplexen Wechselbeziehung und Wechselwirkung. Für das näher zu charakterisierende Weißelsterbecken im Südraum von Leipzig sind in der gegenwärtigen Umbruchphase schließlich noch Fragen der Landschafts- und Gewässerökologie von allgemeiner Relevanz.

Für alle Komplexe gibt es neben den erfolgreich gelösten Aufgaben oder solchen, für die sich Lösungen in naher Zukunft abzeichnen, erheblichen Forschungsbedarf, wenn auch in unterschiedlicher Weise. Der noch laufende Prozeß des Umbruchs von in Jahrmillionen gewachsenen Naturräumen, die weitgehende Vernichtung ausgedehnter, überwiegend agrarisch genutzter Kulturlandschaft und die völlig neue Qualität der geo- und hydrosphärischen Kompartimente in der Bergbaufolgelandschaft erfordern eine Reihe von Untersuchungen, die neben den neuen Nutzungskonzepten letztlich auch die Basis zum Verständnis der Region und

ihren besonderen Merkmalen im Sinne der EU-Wasserrahmenrichtlinie und dem damit verknüpften Einzugsgebietsmanagement bildet.

2 Wasserrahmenrichtlinie und Bergbaufolgelandschaft

Der Entwurf der Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Union verfolgt gemäß Artikel 1 als „Hauptziel...die Schaffung eines Ordnungsrahmens für den Schutz der Binnenoberflächengewässer, der Küstengewässer und des Grundwassers“ zwecks

- a) Vermeidung einer weiteren Verschlechterung sowie Schutz und Verbesserung des Zustandes der aquatischen Ökosysteme und der direkt von ihnen abhängigen Landökosysteme und Feuchtgebiete in Hinblick auf deren Wasserhaushalt,
- b) Förderung eines nachhaltigen Wassergebrauchs auf der Grundlage eines langfristigen Schutzes der vorhandenen Ressourcen,
- c) Minderung der Auswirkungen von Überschwemmungen und Dürren.“

Die Handhabung der WRR soll einen Beitrag liefern zu „einer ausreichenden Versorgung mit Oberflächen- und Grundwasser guter Qualität“, zum „Schutz der Hohheits- ... und Meeresgewässer“ sowie zur Durchsetzung einschlägiger internationaler Übereinkommen zur Vermeidung und Beseitigung von Gewässerverschmutzungen.

Die Richtlinie orientiert sich im Bereich des Festlandes auf naturräumlich vorgegebene, in ihrer Hydrologie und Ökologie zusammenhängende Flußgebietseinheiten. Sie löst sich damit in ihrem Programm von den in der Gegenwart verbreiteten rein politischen Aufsichts- und Managementstrukturen der Bewirtschaftung und Nutzung der Gewässer, die den terrestrischen Kompartimenten des Wasserkreislaufes als einem globalen Stoff- und Transportsystem wegen der spezifischen Verteilung in Raum und Zeit nicht optimal angepaßt sind.

Zur Realisierung der vorgegebenen umfassenden Aufgaben dient eine Reihe anspruchsvoller Umweltziele (siehe Art. 4 der WRR), die, ausgehend von der Aufgabe der Vermeidung der Güteverschlechterung in Oberflächen- und Grundwässern, ein gutes ökologisches Potential und guten chemischen Zustand zum Ziel hat.

3 Deutschlands Braunkohlenbergbau: Landschaftsverbrauch und -gestaltung

Das Tertiär ist außerhalb der Gebirgszone Deutschlands mit Sedimenten verschiedenster Fazies weit verbreitet. In fünf produktiven Regionen (Rheinisches, Wetterauer, Helmstedter, Mitteldeutsches und Lausitzer Braunkohlenrevier, siehe Atlas Bundesrepublik Deutschland, Pilotband 1997, S. 66-69; Pflug 1998, Abb. 1, S. 7) entwickelten sich mehr oder weniger ausgedehnte Tagebaulandschaften. Neben dem Ziel der Ausbeutung des gewünschten Energieträgers (und untergeordnet begehrten organischen wie mineralischen Begleitrohstoffen, z. B. Torf, Steine und Erden der Hangendsedimente und Zwischenmittel der Flöze) führte das auf Tausenden Quadratkilometern zu einem einmaligen Verlust gewachsener Strukturen in der Geologie, zur Landschaftsvernichtung und negativen Beeinflussung tangierender Räume. Die in der Bergbaufolge hinterlassenen Gebiete sind hinsichtlich ihrer Größe, Ausstattung und

Nachnutzungsmöglichkeit genauso unikal wie die vorangegangenen bergmännischen Eingriffe, die in weniger als einem Jahrhundert geologische Dimensionen erreicht haben, vergleichbar etwa mit den Massentransporten und Aufschüttungen der letzten Eiszeit.

In Tabelle 1 sind die wichtigsten Daten aus der Sicht der Rekultivierung zusammengestellt. Lediglich zweidimensional, liefern sie allerdings keine unmittelbaren Angaben über die bewegten Massen, die gewonnene Kohle, das Ausmaß der zerstörten und gestörten Grundwasserleiter sowie die durch Grundwasserhebung dem Wasserkreislauf entzogenen Mengen, die Vernichtung kulturfähiger Böden und den unwiederbringlichen Ressourcenverlust an lagerstättenbegleitenden mineralischen Rohstoffen. Darüber hinaus eignen sich die weit verbreiteten Angaben zum Bergbaugeschehen im allgemeinen auch nicht zur Bewertung geogenen, hydrodynamischen, hydrostatischen und hydrochemischen Prozeßgeschehens, das in erheblichem Maße zum nutzungsbeeinflussenden Problempotential in der Bergbaufolgelandschaft gehört, speziell hinsichtlich seiner Wirkungen auf Bodenfruchtbarkeit und Grundwassergüte. Hierfür fehlen im allgemeinen noch detaillierte Angaben z. B. zum Versauerungspotential in Kippen, Halden und belüftetem, unverritztem Sediment und Kohle, zum Anteil an oxidierbarer kohligter Substanz als CO₂-Klimafaktor, dem komplexen Prozeßgeschehen bei der Aufsättigung der Kippböden mit Dominanz bindiger Korngrößen etc.

Tab. 1: Landinanspruchnahme und Wiedernutzbarmachung in den deutschen Braunkohlenrevieren, alle Flächenangaben in km² (Stand: 31.12.1996)

Revier	Landinanspruchnahme	Wiedernutzbarmachung					Betriebsfläche
		Gesamt	Landnutzung	FN	WN	Sonstiges	
Rheinland	264,664	173,733	82,651	71,603	8,066	11,413	90,931
Lausitz	775,578	406,604	87,077	246,645	31,831	41,051	368,974
Mitteldeutschland	500,221	261,391	104,997	105,065	25,756	25,573	238,830
Helmstedt	24,915	14,557	5,945	5,329	0,555	2,728	10,358
Hessen/Bayern	53,116	51,314	20,088	17,217	13,400	1,519	1,802
Gesamt	1618,494	907,599	299,758	445,859	79,708	82,274	710,895

Anmerkungen: Landinanspruchnahme: Verritztes (Tagebaue) und unverritztes (im wesentlichen durch die Grundwasserabsenkungen von Bergbau betroffenes) Land ; Wiedernutzbarmachung: LN – landwirtschaftlich nutzbare Flächen, FN – aufgeforstete Flächen, WN – Flächen mit wasserwirtschaftlicher Nutzung, Sonstiges: Wohnsiedlungen, Gewerbeflächen, Mülldeponien, Verkehrswege etc. , Betriebsfläche: durch den Bergbau direkt betroffene Flächen, d. h. Areale, gewöhnlich mit intensiver Lagerungsstörung (Kippen, Halden) sowie Resthohlformen (Pflug 1998).

Quelle: Deutscher Braunkohlen-Industrieverein e. V. 1997; in: Pflug 1998, S. 8

Darüber hinaus sind die Auswirkungen der Braunkohlegewinnung im Tagebaubetrieb für die Folgelandschaft in Abhängigkeit von den vorgefundenen geologischen Bedingungen von Revier zu Revier verschieden. Das gilt nicht nur für die Geometrie der Schüttkörper (Kippen

und Halden) und Hohlformen (Tagebaurestlöcher und Seen), sondern auch für deren unterschiedliche bodenchemische, -physikalische und hydrologische Bedingungen, die ihrerseits die natürliche biologische Besiedlung, Gestaltung und Nutzung der Bergbaufolgelandschaft, und damit sozioökonomische Belange, nachhaltig beeinflussen. Umfangreiche Literatur zu Fragestellungen der Kippböden und ihrer Kulturfähigkeit, der Kippenmelioration und Wiedernutzbarmachung ausgekohelter Tagebaulandschaften, ihre Erholungsnutzung und die vielfältigen Probleme und Herausforderungen für den Naturschutz vermitteln eine scheinbare Sicherheit hinsichtlich der Beherrschbarkeit bei der Gestaltung und der Nutzung dieser „Landschaften vom Reißbrett“, für die es keine Parallelen in der gewachsenen Erdoberfläche Mitteleuropas gibt. Am Beispiel des Weißelsterbeckens im Süden von Leipzig soll versucht werden, die Einflüsse raumgreifenden Braunkohlenbergbaus auf die Ressource Wasser eingehender zu beleuchten, die Auswirkungen hinsichtlich der Ziele der WRR hervorzuheben und daraus ableitbaren geowissenschaftlichen Forschungsbedarf zu umreißen.

4 Die Weiße Elster: Flußeinzugsgebiet im Umbruch

Die Quellregion der Weißen Elster befindet sich im Vogtland im äußersten Südwesten Sachsens. Als wichtigstem rechtsseitigen Zufluß der Saale umfaßt ihr Einzugsgebiet 5384 km². Davon entfallen bis Leipzig inklusive Pleiße 4915 km². Die mittleren Abflüsse liegen bei 18 m³/s. Der Schutz vor Wassergefahren ist weit entwickelt und Hochwässer können mit einem HQ bis 550 m³/s, insbesondere durch die durchgehende Eindeichung (speziell der Hochflutanlagen) des Flusses zwischen Zwenkau und dem mündungsnahen Raum zwischen Döllnitz und Burgliebenau schadlos für Leipzig abgeführt werden.

Nordwest-Sachsen, in dem wesentliche Teile des Einzugsgebietes der Weißen Elster liegen, wurde im 20. Jahrhundert zu einer Region intensivster Nutzung der Braunkohlevorräte zur Energiegewinnung und karbochemischen Veredlung. Allein im Südraum Leipzig haben die bergbaubedingten Devastierungen zu folgenden Auswirkungen geführt: Gesamtflächenentzug von 250 km² zur Gewinnung von mehr als 3,3*10⁹ t Braunkohle und über 12 km³ Abraumbewegung. Ca. 50 % der beanspruchten Fläche sind rekultiviert und unterschiedlichen Nachnutzungsformen zugänglich (Satellitenbildkarte Leipzig-Halle, Banzhaff & Kindler 1997, Banzhaf & Kasperidus 1998, Braunkohlenplanung in Westsachsen 1998, a), dito: Karte Südraum Leipzig 1998, b) etc.). Im Ergebnis der mehr als 70 Jahre umgehenden Großtagebaue entstanden erhebliche Massendefizite. Als Tagebaurestlöcher nehmen sie ein Gesamtvolumen von 3 km³ ein mit Flächen von 2-10 km², Volumina zwischen 20 und 350*10⁶ m³ und Tiefen zwischen 30 und mehr als 100 m. Die bergmännischen Eingriffe haben das Relief der Altmoränenlandschaft mit Übertiefungen auf 40...70 m NN und Bergbauhalden bis 228 m NN entscheidend neu geprägt.

Neben der Zerstörung des Ertragspotentials ehemals fruchtbarer Ackerflächen, der Vernichtung von Wald und weiten Auengebieten im Raum Zwenkau-Leipzig sowie 70 Siedlungen mit etwa 24.000 Einwohnern führten die anthropogenen Eingriffe auch zu schweren Beeinträchtigungen der Stand- und Fließgewässer und einer weiträumigen Grundwasserabsen-

kung auf einer Fläche von insgesamt 500 km^2 . Auf dem Höhepunkt der Bergbautätigkeit im Jahre 1989 belief sich die Gesamtwasserhebung in Mitteldeutschland auf etwa $500 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ pro Jahr (davon rund 60 % in Westsachsen), also fast 5 m^3 pro Tonne Rohbraunkohle. Dem Grundwasser wurden damit über Jahrzehnte viele Milliarden Kubikmeter Wasser entzogen, das sich nach der Stilllegung in den unverritzten Gebieten nur allmählich und unter weitgehender Verschlechterung seiner Güte regenerieren wird.

Parallel zur unwiederbringlichen Zerstörung ehemals ausgedehnter Grundwasserleiter im Bereich der aktiven Tagebaue hat die Belastung von Luft, Boden und Wasser in der Vergangenheit zu schwerwiegenden Folgen für die Kulturlandschaft geführt. So emittierten z. B. im Jahre 1989 im Landkreis Borna (364 km^2) 134.000 t Staub und 691.000 t SO_2 . Die Gesamt-Abwasserbelastung belief sich im selben Gebiet auf 1,5 Millionen Einwohnergleichwerte.

Der Südraum von Leipzig unterlag damit in weniger als einem Jahrhundert einem grundlegenden Wandel in Landschaft und Hydrologie. Diese veränderten Bedingungen erfordern ein komplexes neues wasserwirtschaftliches Management unter Einbeziehung der vielfältigen neuen sozioökonomischen Belange, der Landschaftsgestaltung und des Naturschutzes. Das betrifft neben der Renaturierung von Fließgewässerstrecken vor allem die Flutung und Integration der künftig 70 km^2 Fläche umfassenden Seen der Bergbauhohlformen, für die es seitens der Lausitzer und Mitteldeutschen Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH bereits umfangreiche Vorarbeiten gibt, dokumentiert bei Haferkorn et al. (1999). Mit einem Verdunstungsverlust von $20 \cdot 10^6 \text{ m}^3/\text{a}$ verschärft sich zwar die angespannte Wasserhaushaltsbilanz des Einzugsgebietes der Weißen Elster im Mittel- und Unterlauf, durch geschickten Gewässerverbund und die Möglichkeiten der Hochwasserspeicherung bieten sich sie aber auch prinzipiell neue Aspekte der wasserwirtschaftlichen Nutzung der Folgelandschaft mit prinzipiell neuen Möglichkeiten des Hochwasserschutzes und der Wiedervernässung der biologisch besonders wertvollen Auenregion bei Leipzig und die Beeinflussung anthropogen überprägter Stoffflüsse.

5 Geowissenschaftliche Forschungsaufgaben

Mit milliardenschweren Sanierungsleistungen und großer Intensität wurden seit der politischen Wende in Deutschland in den neunziger Jahren die gravierenden Versäumnisse in Sicherungs-, Gestaltungs- und Nachnutzungsfragen der Folgelandschaften des ostdeutschen Braunkohlenbergbaus weitgehend behoben. Daß dem freien Spiel der Selbstheilungskräfte der Natur wenig Chancen eingeräumt wurden und ungewöhnliche Landschaftsformen als Bergbaudokumente den rigiden Egalisierungsmaßnahmen zum Opfer fielen (Eissmann 1999), berührt die Anliegen und Aufgaben der Wasserrahmenrichtlinie allenfalls untergeordnet. Umfangreiche Forschungen in den laufenden Tagebauen und umgebagerten Landschaften liefen parallel zur Arbeit der Planiermaschinen. Schon frühzeitig war erkennbar, daß die Sanierungsleistungen in wenigen Legislaturperioden politischer Arbeit Visionen neuer Landschaften zur Realisierung verhelfen können. Aber diese Aktivitäten bilden sich in erster Linie nur als öf-

fentlichkeitswirksame Gestaltungen ab (siehe z. B. LAUBAG/LBV 1995, Regionaler Planungsverband Westsachsen 1998, Haferkorn et al. 1999). Die diffizilen Verhältnisse im Kompartiment Wasser des Landschaftshaushaltes, und da besonders im unterirdischen Bereich, entziehen sich dem Blick bzw. sind nur den Fachleuten als Problem und Umweltbelastung erkennbar. Wasserwirtschaftlich-ökologische Forderungen für den Braunkohlenabbau sind z. B. im Positionspapier DVWK Materialien 2/1999 niedergelegt.

Wissensdefizite über Geodynamik und Prozeßgeschehen in den Folgelandschaften des mitteldeutschen Braunkohlebergbaus zeichneten sich im Ergebnis der parallel zur Sanierung laufenden Forschung relativ früh ab. Auf wesentliche Untersuchungsfelder hat schon vor Jahren Gläßer (1995) hingewiesen. Die dort formulierten Aufgaben lassen sich aus dem heutigen Kenntnisstand wie folgt formulieren.

1. Hydrologische Verhältnisse nach dem Braunkohleabbau

1.1 Großraumverhalten im Grundwasser

Für die großen ostdeutschen Braunkohlenreviere wird das Wiederanstiegsverhalten des Grundwassers auf der Basis von hydrologischen Großraummodellen mit der Möglichkeit von Lupenvergrößerungen untersucht. Die Modellierungen und Aktualisierungen sind ein wesentlicher Bestandteil der Nachsorgebeobachtungen stillgelegter und sanierter Tagebaugebiete. Jahrelange Erfahrungen und regelmäßige Ergänzungen ermöglichen eine den Anforderungen entsprechende Prognose für die in Auffüllung befindlichen, nicht lagerungsgestörten Grundwasserleiter. Forschungsbedarf besteht hinsichtlich der Wechselbeziehungen tiefliegender Grundwasserleiter und deren bergbaubedingten Veränderung in der Altersstruktur und Hydrochemie der Wässer sowie dem Anstiegsverhalten in den nicht zerstörten, durch die bergmännische Wasserhaltung tief abgesenkten Grundwasserleiter.

1.2 Aufsättigung und Grundwasserneubildung in Kippböden

Durch die Abbautechnologie bedingt sind die meisten Kippen und Halden im Weißelsterbecken hochgradig gestörte Ablagerungen der beim Kohleabbau anfallenden quartären und tertiären Sedimente. Der gemischte Versturz und das Vorherrschen stärker schluffiger und toniger Korngrößen führt zu erheblichen Verzögerungen bei der natürlichen Aufsättigung der Kippkörper und der unter Kippen stattfindenden Grundwasserneubildung. Es besteht erheblicher Forschungsbedarf bei der Beobachtung bzw. Fortführung von Beobachtungen sowie der Modellierung des komplexen hydrologischen Prozeßgeschehens.

1.3 Hydraulische Kurzschlüsse und ihre Folgen

Die Großtagebaue der Braunkohle haben die Möglichkeiten für umfangreiche hydraulische Kurzschlüsse ehemals gut voneinander getrennte Grundwasserleiter geschaffen. Ungenügend bekannt bzw. völlig unklar sind die mit vollendeter Flutung eintretenden Beziehungen zwischen Ihnen und den Restlochseen sowie die Ausbreitung von Schadstoffen aus Altlasten

(siehe Pkt. 2). An die hydraulischen Verbindungen sind stoffliche Transport- und Umsetzungsprozesse gebunden, über deren Einfluß auf die Ressource Wasser bisher kaum Kenntnisse vorliegen. Forschungsbedarf besteht auch im Sinne der WRR der EU hinsichtlich der Charakterisierung, der Art und des Umfangs dieser Beziehungen sowie ihrer Modellierung.

1.4 Restlochfüllung, Abflußmanagement

Das Aufgehen der ausgekohlten Tagebaurestlöcher im Grundwasser ist ein langsamer natürlicher Prozeß. Aus Gründen der öffentlichkeitsgefährdenden Probleme bei der Böschungs- und Uferstandsicherheit, der angestrebten Wasserqualität, der Restlochgestaltung und nicht zuletzt wegen des dringenden Bedarfs für die Erholungsnutzung wird die Füllung entsprechend den Möglichkeiten mit qualitativ geeignetem Oberflächen- und Grundwasser an ausgewählten Objekten beschleunigt. Andere Restlöcher sind in die Maßnahmenpläne der Hochwasserspeicherung eingebunden. Insgesamt bietet sich das System der künftigen Seen für eine dynamische Bewirtschaftung und ein neues Konzept des Hochwasserschutzes für die Stadt Leipzig an (etwa durch Kappung der Hochwasserscheitel in einer entsprechend aufzubauenden Speicherkaskade des Südraumes Leipzig). Dieses könnte wiederum Möglichkeiten für gezielte Wiedervernässungen der Auenregion als Grundlage einer dringend erforderlichen Revitalisierung eröffnen.

1.5 Prozeßgeschehen im Anstehenden und Tagebaubereich

Die bergmännischen Eingriffe in das Regime des Grundwassers und die Lagerungsverhältnisse der Sedimentfolgen im Einflußbereich der Tagebaue haben neben den Auswirkungen auf Hydrologie und Hydraulik des Wassers eine Reihe von für die Bergbaufolgelandschaften folgenschwere hydrochemische und biochemische Prozesse ausgelöst. Sie können zu einer entscheidenden Einflußgröße auf die Bodenmechanik werden (z. B. durch Gefährdung der Böschungsstandsicherheit), stellen aber vor allem durch Versauerung und die Mobilisierung von Schwermetallen eine hohe, die Güte von Oberflächen- und Grundwasser belastende Gefahr dar. Forschungsbedarf besteht auf mehreren Gebieten. Neben der Ermittlung des Säurebildungspotentials durch den mikrobiologisch forcierten Abbau von Pyrit und Markasit in den belüfteten, unverritzten tertiären Sedimentfolgen sowie in den (durchweg belüfteten und mehr oder weniger bergfeuchten) Versturzmassen der Kippen und Halden sind vor allem Untersuchungen und Modellierungen zur Reversibilität des oxidativen Prozeßgeschehens notwendig. Damit ist im Zuge der Wiederauffüllung bei gegenwärtig unbekanntem Zeitmaßstab in den unverritzten Grundwasserleitern, der Seenfüllung und Kippenaufsättigung zu rechnen.

Diese Prozesse werden am Rande berührt von Aufgaben zur Untersuchung der Gasumsetzungen in den Kippen, vor allem hinsichtlich der Voraussetzungen und Grenzen mikrobiologischer Oxidation disperser kohligler Substanz, die in der Größenordnung der bereits für energetische Zwecke abgebauten Braunkohle in den Kippen vorliegt und einen unerwünschten Beitrag zur CO₂-Erhöhung in der Erdatmosphäre leistet.

2. Altlasten in Tagebauen

Wie jede durch Abgrabungstätigkeit entstandene Hohlform sind Tagebaue zur Braunkohलगewinnung in ausgedehntem Maße auch als Orte für die Ablage unterschiedlichster Altlasten lukrativ gewesen. Darüber hinaus können derartige geotechnische Anlagen durch künstliche hydraulische Fenster zur Mobilisierung von in den tieferen Untergrund versenkten Altlasten, wie Prozeßabwässern der karbochemischen Industrie, beitragen. Bei erheblichen Einflüssen kann Sanierungsbedarf zur Gefahrenabwendung für die Ressource Wasser und die Öffentlichkeit bestehen. Aufgaben für die Forschung leiten sich generell aus der Untersuchung der Gefährdungspotentiale, vor allem hinsichtlich der spezifischen Stoffbestände, ihrer Wandlung und Ausbreitung ab. Darüber hinaus erlangen der Stoffbestand und das Auslaugungsverhalten potentiell subhydrischer Deponien in Zukunft zunehmende Bedeutung.

3. Restaurierung und Verbund von Auenökosystemen

Die Wasserrahmenrichtlinie räumt dem Schutz der wassergebundenen Lebensräume neben den allgemeinen Schutz der Ressource Wasser nach Menge und Güte einen besonderen Stellenwert ein. Der Braunkohlenbergbau hat durch seine ausgedehnten Tagebaue unter dem Zwang der vollständigen Entwässerung ganze Flußauen durchschnitten, ihre Biosphäre vernichtet und zur weiteren Biotopverinselung beigetragen. Besondere Forschungsaufgaben leiten sich aus der an den Umweltfaktor Wasser orientierten Biozönoseforschung aus dem Studium der Auswirkungen von Grundwasserabsenkungen in Auenökosystemen ab. Darüber hinaus gibt es erhebliche Wissensdefizite bei der Wiederherstellung von Auenökosystemen und der Biotopvernetzung in der konstruierten Landschaft der Bergbaufolge.

Literatur

- Banzhaf, E.; Kindler, A. (1997): Satellitenbildkarte Raum Leipzig-Halle-Bitterfeld mit einem Maßstab von 1:100.000 (Aufnahme: Landsat-5-TM vom 21.07.1994, Spot panchromatisch vom 16.05.1994). UFZ Leipzig-Halle. Sektion Angewandte Landschaftsökologie. AG Geoinformation. Siehe auch: Banzhaf, Kasperidus (1998)
- Banzhaf, E.; Kasperidus, H. D. (1998): Erfassung und Auswertung der Landnutzung und ihrer Veränderungen mit Methoden der Fernerkundung und geographischen Informationssystemen im Raum Leipzig-Halle-Bitterfeld. UFZ Leipzig-Halle GmbH. Sektion Angewandte Landschaftsökologie. AG Regionale Zukunftsmodelle. UFZ-Bericht Nr. 2/1998
- DVWK (1999): Wasserwirtschaftlich-ökologische Forderungen für den Braunkohlenabbau. Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e. V. (DVWK). Materialien 2/1999
- Eissmann, L. (1999): Rekultivierung läßt Geologie-Professor Eissmann frösteln. Wissenschaftskritik. In: Leipziger Volkszeitung vom 09.04.99; Leipzig
- Gläßer, W. (1995): Der Einfluß des Braunkohlenbergbaus auf Grund- und Oberflächenwasser. Geowissenschaften 13 (H. 8-9), S. 291-296
- Haferkorn, B. et al. (1999): Schaffung von Tagebauseen im mitteldeutschen Bergbaurevier. Die Wiederherstellung eines sich selbst regulierenden Wasserhaushaltes in den Braunkohleabbaugebieten des Freistaates Sachsen (Nordwestsachsen), des Landes Sachsen-Anhalt und des Freistaates Thüringen. LMBV – Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH (Auftragnehmer) – DGFZ e. V. und IBGW GmbH (Auftragnehmer). Berlin/Dresden/Leipzig, Mai 1999
- Heusohn, R. (1929): Praktische Kulturvorschläge für Kippen, Bruchfelder, Dünen und Ödländereien. Verlag von J. Neumann-Neudamm. Siehe auch: Faksimile-Druck durch Lausitzer Braunkohlenwerke (Hrsg.), Senftenberg
- Miller, G. T., Jr. (1996): Living in the environment: principles, connections, and solutions. 9th ed. Wadsworth Pub. Comp., Belmont, Albany, Bonn et al.

- Institut für Länderkunde Leipzig (Hrsg.) (1997): Stein- und Braunkohlenbergbau. In: Atlas Bundesrepublik Deutschland, Pilotband; Leipzig
- LAUBAG/LBV (1995): Lausitzer Braunkohlerevier. Bergbaufolgelandschaften im Lausitzer Revier. Lausitzer Braunkohle Aktiengesellschaft (LAUBAG), Lausitzer Bergbau- Verwaltungsgesellschaft mbH (LBV). Senftenberg/Brieske
- Pflug, W. (Hrsg.) (1998): Braunkohlentagebau und Rekultivierung. Landschaftsökologie-Folgenutzung-Naturschutz. Springer. Berlin, Heidelberg
- Rat der Europäischen Union (1999): Geänderter Vorschlag für eine Richtlinie des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik - gemeinsamer Standpunkt. Dokument 6404/99 ENV 68 PRO-COOP vom 2.3.99, Brüssel
- Regionaler Planungsverband Westsachsen (Hrsg.) (1998a): Karte Südraum Leipzig – Realnutzung unter besonderer Berücksichtigung von bergbaulicher Flächeninanspruchnahme und Wiedernutzbarmachung. Maßstab 1:50 000, 2. Aufl., Leipzig
- Regionaler Planungsverband Westsachsen (Hrsg.) (1998b): Braunkohlenplanung in Westsachsen. Leipzig
- Satellitenbildkarte Raum Leipzig-Halle. Landnutzung und Landschaftsverbrauch in einem hochbelasteten Ballungsraum (Aufnahmestand: 1989). 1:100 000. M. Seger, Inst. f. Geographie der Universität Klagenfurt, Österreich, in Kooperation mit der Sektion für Angewandte Landschaftsökologie des UFZ Leipzig-Halle GmbH. Klagenfurt 1993

Themenschwerpunkt 2:

**Nachhaltige Wasserwirtschaft und Landnutzung:
Modelle und integrierte Bewertungsverfahren**

Anwendungsperspektiven eines integrierten Bewertungsverfahrens im Kontext der EU-Wasserrahmenrichtlinie

Frank Messner ^a, Helga Horsch ^a, Martin Drechsler ^c, Stefan Geyler ^a, Felix Herzog ^b,
Bernd Klauer ^a, Annegret Kindler ^b

^a UFZ, Abteilung Ökologische Ökonomie und Umweltsoziologie

^b UFZ, Sektion Angewandte Landschaftsökologie

^c UFZ, Sektion Ökosystemanalyse

1 Einführung: Relevanz des Themas im Rahmen der Wasserrahmenrichtlinie

Die EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRR, vgl. Rat der Europäischen Union 1999) sieht in Artikel 13 vor, daß jeder Mitgliedsstaat Maßnahmenprogramme für Flußgebiete erstellt, deren Umsetzung sicherstellen soll, daß die Ziele der WRR gemäß Artikel 4 erreicht werden. Bei der Erstellung derartiger Maßnahmenprogramme kommt der ökologischen und ökonomischen Modellierung und Bewertung der Maßnahmeneffekte eine besondere Bedeutung zu, da aus einer größeren Anzahl relevanter Einzelmaßnahmen das beste Maßnahmenprogramm zusammengestellt werden muß.

Eine solche Entscheidung ist in keiner Weise trivial, da sie zumeist auf Grundlage von unterschiedlichen konfligierenden Zielen und Bewertungskriterien getroffen wird und daher ein Multikriterienproblem darstellt. Zudem sind dynamische Wirkungen in den sozioökonomischen und ökologischen Systemen zu berücksichtigen, die sich in Folge der Umsetzung einzelner Maßnahmen einstellen. Diese komplexen Wirkungen können nur unter Einsatz von kompatiblen ökonomischen und ökologischen Modellen angemessen simuliert werden. Außerdem sind bei den Entscheidungen stets die Unsicherheiten einzubeziehen, die für jedes Maßnahmenprogramm in bezug auf seine ökologische Zielerreichung bestehen. Diese Ausführungen deuten an, mit welchen komplexen Problemen die Auswahl des am besten geeigneten Maßnahmenprogrammes für ein Flußeinzugsgebiet verbunden ist. Ein problemspezifischer und wissenschaftlich fundierter Entscheidungs- und Bewertungsansatz, der die Entscheidungsfindung erleichtert, wäre in diesem Zusammenhang sehr hilfreich.

2 Integriertes Verfahren zur Bewertung von Konflikten zwischen Ressourcenschutz und wirtschaftlicher Entwicklung

Im Rahmen des UFZ-Verbundprojektes „Nachhaltige Wasserwirtschaft und Landnutzung im Elbeeinzugsgebiet“ wurde ein partizipationsorientiertes, integriertes ökologisch-ökonomisches Bewertungsverfahren entwickelt, das insbesondere auf die Bewertung von konfligierenden Landnutzungsalternativen im Altkreis Torgau abzielt (vgl. Horsch und Ring (Hg.) 1999 und Klauer et al. 1999). Im Mittelpunkt steht dabei der Trinkwasserschutz und die von ihm ausgehenden Landnutzungsrestriktionen für andere Landnutzer. Gegenstand der Bewertung sind verschiedene Muster der regionalen Landnutzung, wie sie im politischen Prozeß zur Diskussion stehen. Durch Anwendung des Bewertungsverfahrens soll eine Hilfestellung für den politischen Entscheidungsprozeß gegeben werden. Das integrierte Bewertungsverfahren umfaßt vier Phasen und ist zur Veranschaulichung in Abbildung 1 graphisch dargestellt.

1. Phase: Szenarienableitung

Zu Beginn der wissenschaftlichen Untersuchungen steht die Analyse der vorherrschenden Landnutzungskonflikte im Untersuchungsgebiet. Anschließend werden in einem partizipativen Prozeß mit wesentlichen Stakeholdern mögliche Handlungsoptionen und -alternativen erörtert, die zur Reduzierung bzw. Abwendung der Konflikte geeignet sind. Da die konkreten zukünftigen Rahmenbedingungen und Entwicklungstrends in sozioökonomischen und ökologischen Systemen unbekannt sind, sind aufgrund dieser Unsicherheitskonstellation verschiedene Entwicklungsrahmen zu definieren, die die unterschiedlichen Entwicklungspfade der Zukunft berücksichtigen. Auf der Grundlage dieser Überlegungen werden Szenarien zur Landnutzung durch Kombination der alternativen Handlungsoptionen mit den möglichen Entwicklungsrahmen abgeleitet.

2. Phase: Auswahl von problemspezifischen Indikatoren

Auf Grundlage des Leitbildes der Nachhaltigkeit werden in interdisziplinären Arbeitsgruppen unter Einbeziehung der Stakeholder problemspezifische ökonomische, ökologische und soziale Indikatoren bestimmt, mit deren Hilfe die zu erwartenden realen Effekte der verschiedenen Szenarien möglichst weitgehend erfaßt werden können. In diesem Zusammenhang sind sowohl Zustands- als auch Trendindikatoren von Bedeutung. Werden die Indikatoren in den Spalten und die Szenarien in den Zeilen einer Matrix abgetragen, so ergibt sich eine Multi-Indikatoren-Matrix, die als Basis für den Entscheidungsprozeß betrachtet werden kann.

3. Phase: Modellierung und Abschätzung der Szenarieneffekte

Mit Hilfe von sozioökonomischen und ökologischen Modellen und Prognoseverfahren werden die Effekte der einzelnen Szenarien über den gewählten Zeithorizont für die jeweiligen Indikatoren modelliert und bestimmt. Im Mittelpunkt der sozioökonomischen Analyse steht ein dynamisches Input-Output-Modell, das sowohl monetäre als auch materielle Verflechtungen zwischen den verschiedenen Wirtschaftssektoren abzubilden vermag. Mit diesem Modell können die direkten und indirekten Effekte von Landnutzungsänderungen auf Wirtschaft und Gesellschaft (z. B. Bruttowertschöpfung, Zahl der Beschäftigten) und die Rückwirkungen auf die Umwelt (z. B. Stickstoffemissionen) abgeschätzt werden. Die hydrologischen Effekte, die sich als Feedbacks zu den verschiedenen Landnutzungsänderungen einstellen, werden im UFZ-Projekt durch ein hydrologisch-ökologisches Abflußbildungsmodell (ABIMO) simuliert, mit dem Daten zur Grundwasserneubildung modelliert werden. Darauf aufbauend und unter Einbeziehung von flächenbezogenen Nährstoffbilanzen wird der Stickstoffaustrag abgeschätzt. Weiterhin kommen ökologische Prognoseverfahren zum Einsatz, um ökologische Wirkungen der Landnutzungsänderungen abzuschätzen. Am Ende der Phase 3 steht die mit den Daten aus den ökologischen und ökonomischen Modellierungs- und Prognoseverfahren ausgefüllte Multi-Indikatoren-Matrix.

4. Phase: Integrierte Bewertung

Die szenariobezogenen Ergebnisse der Modellierungs- und Prognoseverfahren sind Grundlage der Bewertung. Im Zentrum der ökonomischen Bewertung steht die Nutzen-Kosten-Analyse (NKA), mittels derer alle monetarisierbaren Wohlfahrtswirkungen der simulierten Szenarioeffekte in monetären Einheiten erfaßt werden. Aufgrund der methodisch bedingten Einschränkungen der NKA und hinsichtlich der Anforderungen des Leitbildes der Nachhaltigkeit ist die Aussagekraft der Ergebnisse der NKA begrenzt (vgl. Hampicke 1998, Elsasser 1998, Geyley 1999 und Messner 1999). Auf der alleinigen Grundlage einer NKA ist eine umfassende Bewertung somit nicht möglich. Daher werden, ausgehend von den in Phase 2 definierten Nachhaltigkeitsindikatoren, zusätzliche ökonomische, soziale und ökologische Bewertungskriterien entwickelt, die aus Sicht der Nachhaltigkeit besonders bedeutsam sind, wie z. B. Kriterien zu Wasserqualität, zum Wasserdargebot und zur regionalen Beschäftigungslage. Im Gegensatz zu den Indikatoren, die als reine Meßwerte zu betrachten sind, ermöglichen die Kriterien, daß die modellierten Effekte jeweils in bezug auf ein Kriterium einem *wertenden Vergleich* unterzogen werden können. Nachdem die Multikriterienmatrix ausgefüllt ist, gehen die entsprechenden Daten in eine multikriterielle Entscheidungsanalyse (MKA) nach einem Outrankingverfahren ein, das Unsicherheiten der modellierten Datenwerte berücksichtigt (vgl. Drechsler 1999). Das Outrankingverfahren erfordert, wie auch andere MKA-Verfahren, eine Gewichtung der Kriterien. Diese Gewichte werden in enger Zusammenarbeit mit den Stakeholdern festgelegt. Danach kann mit Hilfe eines multikriteriellen Outrankingverfahrens (PROMETHEE-Verfahren) eine Rangfolge der Szenarien bestimmt werden, auf deren Grundlage Entscheidungen zur zukünftigen Landnutzung gefällt werden können.

Als Resultat der wissenschaftlichen Untersuchungen können in den Phasen drei und vier Ergebnisse zu Tage treten, die das Wissen über den Forschungsgegenstand dermaßen verändern, daß Modifikationen in den vorhergehenden Phasen notwendig werden. Für derartige Fälle sind Feedbackschleifen vorgesehen, die eine Rückkehr in eine frühere Phase des Bewertungsverfahrens ermöglichen und Gelegenheit zur Präzisierung der Analyse bieten.

Das gesamte integrierte Bewertungsverfahren ist partizipationsorientiert. Wichtige Stakeholder werden in wesentlichen Phasen der Szenarienentwicklung und ihrer multikriteriellen Bewertung in den wissenschaftlichen Prozeß eingebunden. Auf diese Weise können einerseits die ersten wissenschaftlichen Ergebnisse – besonders die möglichen Naturveränderungen der Zukunft und die daraus wahrscheinlich resultierenden Landnutzungskonflikte – Teilen der Öffentlichkeit vermittelt werden. Andererseits eröffnet der partizipative Prozeß die Möglichkeit, wichtige regionale Aspekte, Wertungen und Interessenlagen der regionalen Stakeholder frühzeitig zu berücksichtigen. Auf diese Weise entsteht ein kommunikativer Prozeß zwischen Wissenschaft, lokalen Behörden, Wirtschaftsvertretern, Politikern und anderen Repräsentanten der Öffentlichkeit, der es ermöglicht, daß praxisrelevante und umsetzbare Projektergebnisse entstehen.

Das Ziel des integrierten ökonomisch-ökologischen Bewertungsverfahrens besteht grundsätzlich darin, die Entscheidungsfindung über eine zukünftige Landnutzungspolitik wissenschaftlich zu unterstützen.

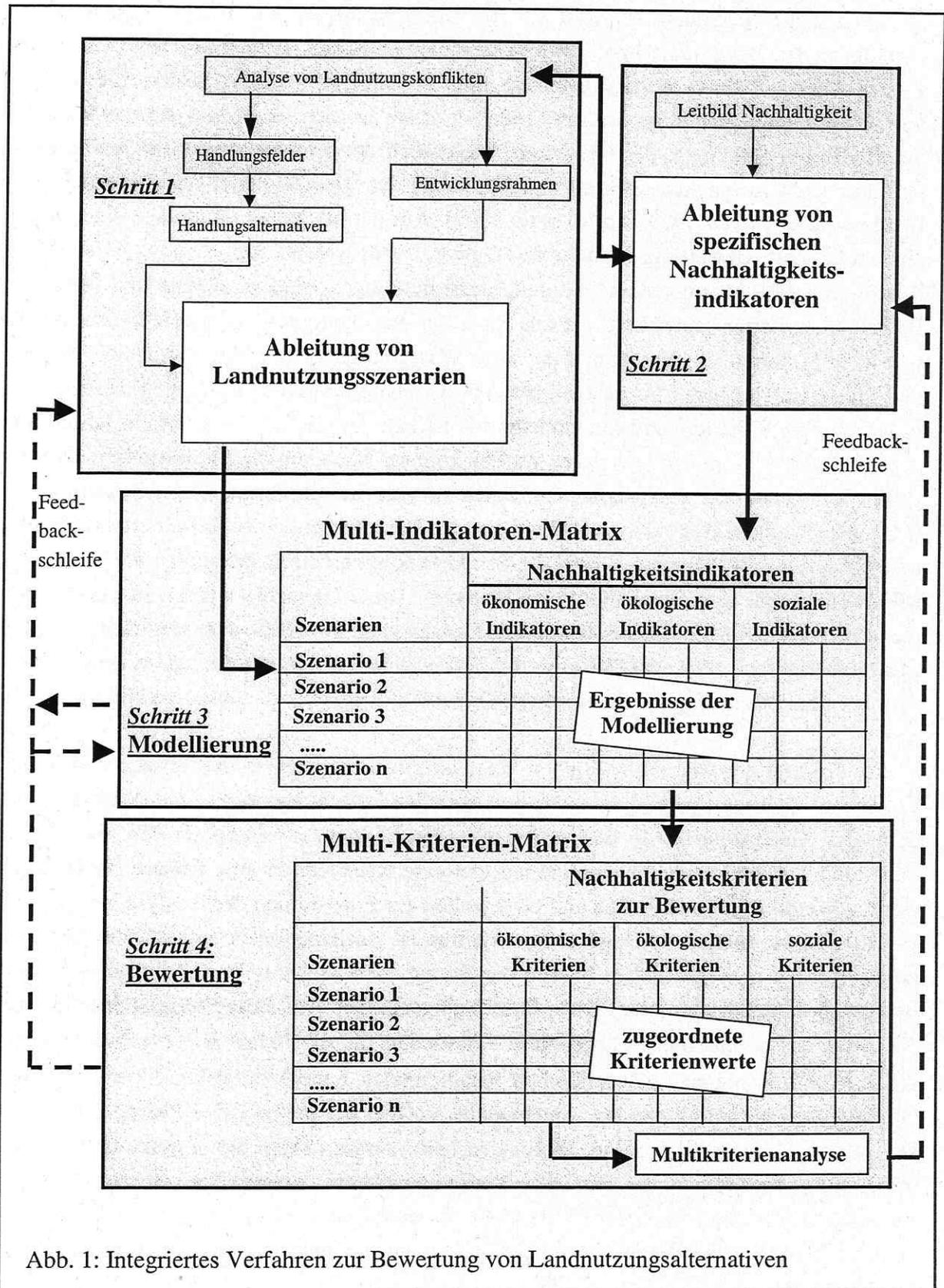


Abb. 1: Integriertes Verfahren zur Bewertung von Landnutzungsalternativen

3 Sozioökonomischer Forschungsbedarf zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie hinsichtlich Bewertung und Modellierung

Das hier nur kurz skizzierte Bewertungsverfahren eignet sich mit Bezug auf die EU-Wasserrahmenrichtlinie insbesondere dazu, alternative Maßnahmenprogramme bzw. Programmpakete für Flußeinzugsgebiete unter Einbeziehung der relevanten Entscheidungsträger und Stakeholder zu bewerten und eine Prioritätsliste zu erstellen, die als Grundlage für die Entscheidung bei der Wahl des besten Programmes verwendet werden kann. Die Übertragung dieser Methode auf den Kontext der WRR erfordert allerdings für jede der beschriebenen vier Phasen des Bewertungsverfahrens einige vorbereitende Forschungsleistungen. Die entsprechenden Forschungsschwerpunkte werden nachfolgend für die einzelnen Phasen diskutiert.

3.1 Forschungsbedarf für Phase 1: Szenarienableitung

Für die Ableitung von Szenarien sind diverse Forschungsaktivitäten notwendig. Zu Anfang besteht die Aufgabe darin, eine Bestandsaufnahme grundlegender ökonomischer, ökologischer und sozialer Daten für das gewählte Flußeinzugsgebiet vorzunehmen. Auf dieser Datengrundlage ist dann eine Analyse der bestehenden und sich in Zukunft abzeichnenden Landnutzungskonflikte möglich. Angesichts der Heterogenität eines Flußeinzugsgebiets in bezug auf seine ökologische Naturraumausstattung, die Muster der Landnutzung und die sozialen Beziehungen, ist es in einem nächsten Schritt erforderlich, den Untersuchungsraum gemäß seiner ökologischen, ökonomischen und sozialen Merkmale in Teilgebietskategorien zu gliedern. Basierend auf diesen Vorarbeiten kann schließlich dazu übergegangen werden, repräsentative Teilgebiete aus den einzelnen Kategorien auszuwählen. Die Arbeit mit repräsentativen Gebieten ist notwendig, da die Anwendung des Entscheidungsverfahrens sehr zeit- und arbeitsintensiv ist und eine Durchführung für jedes Teilgebiet nicht realisiert werden kann. Sind geeignete repräsentative Gebiete bestimmbar und wird das Bewertungsverfahren für die entsprechenden Untersuchungsgebiete durchgeführt, dann können die Ergebnisse auch auf andere Teilgebiete der Kategorie übertragen werden oder mindestens als Ausgangspunkt einer Entscheidungsanalyse für größere Raumskalen (Upscaling) Verwendung finden.

Ein weiterer wesentlicher Forschungsschwerpunkt der Phase 1 betrifft die Vorauswahl der alternativen Maßnahmenprogramme. Hier gilt es, in Absprache zwischen verantwortlichen Politikern, Behördenvertretern und Wissenschaftlern verschiedener Disziplinen zu klären, welche Arten und/oder Bündel von Maßnahmen und Landnutzungsänderungen für ein bestimmtes Teilgebiet überhaupt erforderlich sind, um die weitreichenden Ziele der Wasserrahmenrichtlinie zu erreichen. Erst im Anschluß daran sind die Handlungsfelder und die Handlungsoptionen zu ermitteln, die bestehen, um entsprechende Maßnahmen auch durchsetzen zu können. Die Frage der Implementation von Maßnahmen zur Erreichung der Gewässerschutzziele, die in den Ausführungen der Beiträge im Themenschwerpunkt 3 dieses Berichtes noch ausführlich behandelt wird, wird hier bereits in der frühen Phase zur Ableitung der Szenarien berücksichtigt. Denn letztlich macht es nur Sinn, Maßnahmen und Landnutzungsalternativen zu untersuchen, die auch umsetzbar sind.

Nach der Einigung über die Handlungsalternativen fehlt zur Bestimmung von Szenarien letztlich noch die Festlegung von wesentlichen Rahmendaten. Diesbezüglich sind verschiedene mögliche Entwicklungsrahmen für die zukünftige Entwicklung in dem betrachteten Gebiet auszuwählen, wobei für diverse exogene Parameter Annahmen getroffen werden müssen. So mag ein optimistischer Entwicklungsrahmen dermaßen aussehen, daß eine günstige ökonomische Entwicklung mit hohem Wirtschaftswachstum und hoher Rohstoffnachfrage unterstellt wird sowie von einer stabilen Bevölkerungsentwicklung und von gleichbleibenden Naturraumfunktionen bzgl. Boden-, Luft- und Wasserökosystemen ausgegangen wird. Im Kontrast dazu mögen für andere Entwicklungsrahmen weniger optimistische Annahmen über die Rahmenbedingungen der Zukunft definiert werden. Letztlich ist die Betrachtung verschiedener Entwicklungsrahmen essentiell, um die Wirkungen der zu untersuchenden Maßnahmen unter verschiedenen Rahmenbedingungen in die Analyse einzubeziehen. Durch Kombination der gewählten Handlungsalternativen und der auszuwählenden Entwicklungsrahmen können schließlich Szenarien abgeleitet werden (vgl. Klauer et al. 1999).

Weiterer Forschungsbedarf für die Phase 1 besteht darin, die möglichen und erfolgversprechenden institutionellen Formen der Partizipation im Prozeß der Szenarienableitung zu ergründen, die im Kontext der Wasserrahmenrichtlinie angemessen und erfolgversprechend sind.

3.2 Forschungsbedarf für Phase 2: Auswahl von Indikatoren

Eine wesentliche Voraussetzung für die Abschätzung von Szenarioeffekten und deren Bewertung ist die Bestimmung von Indikatoren. In Anbetracht der zunehmenden Bedeutung des Leitbildes der Nachhaltigkeit sind sowohl ökonomische als auch ökologische und soziale Indikatoren festzulegen bzw. in Hinblick auf den Anspruch des Nachhaltigkeitszieles weiterzuentwickeln bzw. neu zu konzipieren. So mögen ökologische Indikatoren zur Wasserquantität und -qualität vorliegen, um Effekte auf den Wasserhaushalt darzustellen. Aus einer ganzheitlichen Nachhaltigkeitsperspektive mögen diese Indikatoren jedoch nicht ausreichend sein, da sie keine Aussagen über Effekte auf das aquatische System als Ganzes beinhalten. Weiterhin ist die Auswahl von Indikatoren bei jeder neuen Forschungsfrage stets eine neue und spezifische Aufgabe und sollte aufgrund der Vielfalt der zu berücksichtigenden Effekte in interdisziplinären wissenschaftlichen Teams unter Einbeziehung der Entscheidungsträger und lokalen Stakeholder stattfinden. Im Kontext der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie könnten z. B. als Reaktion auf die Implementation eines nahezu identischen Maßnahmenprogrammes aufgrund verschiedener naturräumlicher Ausstattungen und Problemlagen völlig unterschiedliche Effekte auftreten. Um alle wesentlichen Effekte in den Analysen zu berücksichtigen, sind daher Indikatoren für alle zu wählenden Untersuchungsgebiete von Fall zu Fall neu und unter Beachtung der naturräumlichen und sozioökonomischen Spezifika zu bestimmen.

3.3 Forschungsbedarf für Phase 3: Modellierung

In der Phase drei folgt schließlich die Simulierung und Abschätzung der Szenarioeffekte mittels sozioökonomischer und ökologischer Modelle und Prognoseverfahren. Ein wesentlicher

Forschungsbedarf für diese Phase besteht darin, die geeigneten Modelle und Verfahren auszuwählen bzw. zu entwickeln, mittels derer für den entsprechenden Untersuchungskontext möglichst gute Datenwerte für die Nachhaltigkeitsindikatoren aus Phase zwei abgeschätzt und simuliert werden können. Wünschenswert wäre diesbezüglich, wenn sozioökonomische und ökologische Modellverfahren ausgewählt würden, die verknüpfbar sind, so daß wesentliche Interaktionen zwischen den ökologischen und sozioökonomischen Systemen einbezogen werden können. Auf diese Weise ließe sich die Realitätsnähe und die Exaktheit der simulierten Maßnahmeneffekte deutlich erhöhen.

Häufig bestehen jedoch aufgrund unterschiedlicher zeitlicher und/oder räumlicher Skalen in den sozioökonomischen und ökologischen Modell- und Prognosekonzepten Schwierigkeiten, eine Kompatibilität zwischen den Modell- und Prognoseverfahren herzustellen. So kann ein ökologisches Modell, das biologische Interaktionen in einem kleinräumigen Biotop simuliert, nicht mit einem ökonomischen Input-Output-Modell für einen deutlich größeren Bezugsraum verknüpft werden. Ähnliches gilt bei deutlichen Abweichungen in den Zeitskalen der Untersuchungen. Bei der Auswahl der Modell- und Prognoseverfahren ist also auf die Vereinbarkeit der Skalen zu achten, um die grundlegende Voraussetzung für eine Verknüpfung der Modelle zu gewährleisten. Ein weiterer Forschungsschritt besteht dann darin, die Modellverfahren für den spezifischen Fall aufeinander abzustimmen und die sozioökonomisch-ökologische Verknüpfung der Modelle und Prognoseverfahren vorzunehmen.

Ein weiterer essentieller Forschungsbedarf für die Phase drei besteht darin, die Verfügbarkeit der naturraumbezogenen Daten für die Modellierungen herzustellen. Hier stellt sich insbesondere aus sozioökonomischer Sicht das Problem, daß sozioökonomische Daten üblicherweise in bezug auf administrative Einheiten erfaßt werden und daher keine Daten für naturräumliche Gebiete vorliegen. Hier sind einheitliche statistische Verfahren für entsprechende naturräumliche Umrechnungen der vorliegenden Daten zu entwickeln. Weiterhin wäre zu prüfen, inwieweit bestehende Datenbestände und Verfahren der Datenerhebung ergänzt oder verändert werden müßten, um zumindestens in Zukunft eine verbesserte sozioökonomische Datenverfügbarkeit für Flußeinzugsgebiete und andere Naturraumeinheiten zu gewährleisten.

3.4 Forschungsbedarf für Phase 4: Integrierte Bewertung

Ein beachtliches Ausmaß an Forschungsbedarf ist schließlich hinsichtlich der Phase vier zu konstatieren, die die Bewertung aus ökonomischer, ökologischer und sozialer Perspektive umfaßt. Für die rein ökonomische Bewertung aus einer volkswirtschaftlichen Effizienzperspektive im Rahmen der Nutzen-Kosten-Analyse ist es erforderlich, einen einheitlichen methodischen Rahmen der Bewertung festzulegen sowie sämtliche Daten zu den monetären Nutzen und Kosten der zu untersuchenden Handlungsalternativen zu erheben. Besonderer Forschungsbedarf ist diesbezüglich für die Ermittlung des volkswirtschaftlichen Wertes von öffentlichen Wasserressourcen inklusive all ihrer ökologischen Funktionen notwendig, da für sie keine Marktpreise oder Herstellungskosten existieren. Hier besteht grundsätzlicher Forschungsbedarf in der empirischen Ermittlung von Schattenpreisen für Wasserressourcen und ökologische Funktionen von aquatischen Ökosystemen für verschiedene Bezugsräume mit unterschiedlicher Naturraumausstattung unter Anwendung vorhandener Methoden wie Zah-

lungsbereitschaftsanalyse, Transportkostenansatz und andere (vgl. zu den Methoden Hanley/Spash 1993, Kapitel 3-5, Johansson 1993, Kapitel 4 und Elsasser 1998). Für den Kontext der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie wären entsprechende Daten mit Bezug auf die Flußeinzugsgebietskategorien aus Phase 1 eine wesentliche Basis für die ökonomische Bewertung.

Weiterer Forschungsbedarf besteht in der Ableitung von zusätzlichen ökonomischen, ökologischen und sozialen Bewertungskriterien auf Grundlage der in Phase 2 definierten Nachhaltigkeitsindikatoren. Hierbei besteht die Aufgabe darin, daß interdisziplinäre Wissenschaftsgruppen und betroffene Stakeholder nachvollziehbare Bewertungsmaßstäbe entwickeln, die dann als Ausgangspunkt für die MKA verwendet werden können. Im Kontext der Multikriterienanalyse ist dann die Gewichtung der Kriterien eine bedeutsame Voraussetzung für die nachfolgenden Berechnungen. Da die Ergebnisse der Multikriterienanalyse als Basis für die Entscheidungsträger vor Ort dienen sollen, ist gerade bei der Kriteriengewichtung eine Befragung und Einbeziehung der entsprechenden Akteure notwendig. Hier gilt es, partizipative Methoden zur Ermittlung der Kriteriengewichtung weiterzuentwickeln.

Eine zusätzliche Forschungsaufgabe in der Bewertungsphase besteht darin, methodische Grundlagen zur einheitlichen Einbeziehung langer Zeitskalen zu erforschen. In diesem Zusammenhang geht es u. a. darum, nicht nur Zustände in bestimmten Jahren zu bewerten, sondern Entwicklungstrends in die Bewertung einzubeziehen. So wäre beispielsweise eine knappe Unterschreitung eines Immissionsgrenzwertes in einem Jahr in Abhängigkeit von dem Tatbestand unterschiedlich zu bewerten, ob der zeitliche Trend des gemessenen bzw. prognostizierten Immissionswertes ansteigend oder sinkend ist. Ferner wären für den Rahmen des integrativen Bewertungsansatzes methodische Alternativen zur Diskontierung zukünftiger Werte insbesondere für solche Fälle zu erörtern, wenn eine große Zeitspanne zwischen gesellschaftlichem Nutzen und den dafür anfallenden Kosten besteht. Wissenschaftliche Möglichkeiten zur Einbeziehung dieser Problematik bestehen u. a. darin, schon bei der Ableitung der Bewertungskriterien zu versuchen, Langzeiteffekte in den zu entwickelnden Kriterien mit zu erfassen.

Die methodische Berücksichtigung von Unsicherheit, Risiko und Unwissenheit im Kontext der multikriteriellen Bewertung stellt ein zusätzliches Forschungsfeld dar, in dem methodische Weiterentwicklungen notwendig sind. Von wenigen Ausnahmen abgesehen (vgl. z. B. Drechsler 1999) ist dieser Themenbereich noch sehr wenig erschlossen.

Abschließend ist für den gesamten Bereich der Phase vier zu konstatieren, daß nach einer anfänglichen Zeit der Entwicklung und Erprobung der geeigneten Methoden in bezug auf spezifische Problemlagen und/oder naturräumliche Charakteristika ein institutioneller Rahmen notwendig ist, um eine einheitliche Verwendung von Bewertungsmethoden im Kontext der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie zu gewährleisten. Hier wären von einer geeigneten Institution entsprechende Richtlinien zu erlassen und ihre Einhaltung zu überwachen. Die Formulierung dieser Richtlinien, ihre Anpassung an den Stand der Forschung sowie die Konzipierung der Struktur und der Aufgaben der geeigneten Institution bilden eine eigene Forschungsleistung.

4 Ausblick

Die Ausführungen in diesem Beitrag haben verdeutlicht, daß sich das im Rahmen des UFZ-Projektes „Nachhaltige Wasserwirtschaft und Landnutzung im Elbeinzugsgebiet“ entwickelte integrative Bewertungsverfahren grundsätzlich eignet, um als methodisches Verfahren im Rahmen der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie zur Auswahl angemessener Maßnahmenprogramme angewendet zu werden. Die Anwendung des Verfahrens im Kontext der EU-Wasserrahmenrichtlinie erfordert allerdings eine methodische Zurichtung und Anpassung des Verfahrens sowie die Verfügbarkeit einer fundierten Datenbasis.

Literatur

- Drechsler, M. (1999): Verfahren zur multikriteriellen Entscheidungsanalyse bei Unsicherheit. In: Horsch, H.; Ring, I. (Hrsg.): S. 187–214
- Elsasser, P. (1998): Die Contingent Valuation Method: Stand der Forschung, Anwendungsmöglichkeiten im Rahmen der (Elbe-)Ökologie und Grenzen der Methodik. In: Bundesanstalt für Gewässerkunde (Hrsg.) 1998: Umwelt-/Sozio-Ökonomie im Forschungsprogramm Elbe-Ökologie. Mitteilung des BfG Nr. 2, zusammengestellt von Dirk Bornhöft und Jürgen Meyerhoff, Koblenz und Berlin, S. 22-32
- Geyler, S. (1999): Ökologisch-ökonomische Bewertung von Optionen des regionalen Trinkwasserschutzes im Kontext von Nachhaltigkeit. In: Horsch, H.; Ring, I. (Hrsg.): S. 129–156
- Hampicke, U. (1998): Möglichkeiten und Grenzen der Monetarisierung der Natur. In: Bundesanstalt für Gewässerkunde (Hrsg.): Umwelt-/Sozio-Ökonomie im Forschungsprogramm Elbe-Ökologie. Mitteilung des BfG Nr. 2. Zusammengestellt von Dirk Bornhöft und Jürgen Meyerhoff. Koblenz und Berlin, S. 9-21
- Hanley, N.; Spash, C.L. (1993): Cost-Benefit Analysis and the Environment. Edward Elgar, Brookfield
- Horsch, H.; Ring, I. (Hrsg.) (1999): Naturs Ressourcenschutz und wirtschaftliche Entwicklung – Nachhaltige Wasserbewirtschaftung und Landnutzung im Elbeinzugsgebiet. UFZ-Bericht Nr. 16/1999. Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle, Leipzig
- Johansson, P.-O. (1993): Cost-Benefit Analysis of Environmental Change. Cambridge University Press, Cambridge
- Klauer, B.; Messner, F.; Herzog, F. (1999): Evaluating Land-use Management Strategies – An Integrated Ecological-economic Decision Making Approach. Proceedings of the Conference „Sustainable Landuse Management“ in Salza, 28.9.-1.10.1999
- Messner, F. (1999): Ökologisch-ökonomische Bewertung von nicht-erneuerbaren Ressourcen einer Region – dargestellt am Beispiel des Kiesabbaus im Altkreis Torgau. In: Horsch, H.; Ring, I. (Hrsg.): S. 157–186
- Rat der Europäischen Union (1999): Geänderter Vorschlag für eine Richtlinie des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik – gemeinsamer Standpunkt. Dokument 6404/99 ENV 68 PRO-COOP vom 2.3.99, Brüssel

Ein integrativer Algorithmus zur Unterstützung regionaler Landnutzungsentscheidungen

Volker Wenzel

Potsdamer Institut für Klimafolgenforschung, Abteilung Integrierte Systemanalyse

1 Einleitung

Die regionalen Erscheinungen des Globalen Wandels erweisen sich bei genauerer Analyse in der Regel als komplexe und synergistische Überlagerungen von Veränderungen auf unterschiedlichen Maßstabsebenen. Und weil für die meisten betroffenen Prozesse das Wasser eine dominierende oder auch limitierende Rolle spielt, sind Flußbeinzugsgebiete als natürlich definierbare räumliche Bezugsrahmen für die wissenschaftliche Untersuchung solcher Erscheinungen am besten geeignet.

Im Einzugsgebiet der Elbe sind z. B. die Prozesse auf lokaler und regionaler Ebene seit 1990 durch einen umfassenden Strukturwandel geprägt. Dem überlagern sich im kontinentalen Maßstab schon jetzt die bevorstehenden EU-Reformen wie die Agenda 2000 und die zu verabschiedende Wasserrahmenrichtlinie. Auf der globalen Ebene kommt schließlich das Postulat eines wahrscheinlichen Klimawandels als weitere Dimension noch hinzu.

Alle diese Prozesse haben starke Auswirkungen auf Gebrauch und Erhalt bzw. Verlust der natürlichen Ressourcen und werden in nicht geringem Umfang erzwungene wie auch erwünschte Landnutzungsänderungen nach sich ziehen. Der damit unausweichlich verbundene Bedarf an Bewertung, Vergleich und Entscheidung zugunsten einer mit den Veränderungen und den natürlichen Potentialen verträglichen Flächennutzung erfordert systematische Unterstützung; dies vor allem wegen der oft nicht ohne weiteres zu beherrschenden Komplexität der damit verbundenen Probleme, aber auch wegen der häufig widersprüchlichen Ziele bzw. Optionen betroffener Interessengruppen.

Als integrierende Rahmenstruktur wird in Paragraph 2 ein Algorithmus entwickelt, der die verfügbaren Informationen auf die Sequenz dreier computergestützter Analysen fokussiert: Impaktanalyse (realisiert durch zahlreiche Partialmodelle), Multikriterielle Analyse (SYMCA, Fiala & Fabry 1993; NAIADE, Munda 1994, Menegolo 1996) und Equity-Analyse (NAIADE).

Paragraph 3 liefert weiterführende Strukturen für eine systematische Unterstützung der Impaktanalyse mit Bezug auf die regionalen Ressourcen, für die auf der Ebene des Rahmenalgorithmus noch keine den beiden anderen Analysen vergleichbar geschlossene Darstellung möglich ist. Dabei kann man sich auf die Ergebnisse früherer Forschungsvorhaben stützen (Umweltbundesamt 1993, Schulzke et al. 1998), die das Detailwissen über die Ressourcen, ihre Bewertung und Nutzung zusammengetragen und vermehrt haben. Insbesondere liegen als Ergebnis Kartenwerke über räumlich verteilte Bewertungen bestimmter biotischer und abiotischer Merkmale in digitalisierter Form vor. Diese sind um weitere landnutzungsspezifische Problemfelder und Bewertungsmaßstäbe zu ergänzen und sollen danach als geschlossenes und integrierendes Instrument angewendet werden.

Die Anwendung zielt auf Entscheidungshilfe zugunsten einer nachhaltigen Nutzung und stützt sich auf Methoden der multikriteriellen Analyse sowie der Analyse der Koalitionsfähigkeit unterschiedlich betroffener Interessengruppen im Spannungsfeld zwischen Ökonomie und Ökologie. Im Ergebnis dieser Systematisierung können relevante Landnutzungsprobleme zu ihrem besseren Verständnis im Sinne von Vergleichbarkeit und Transparenz möglicher Lösungen in das Kalkül der entwickelten Strukturen transformiert und akzeptable Kompromißlösungen abgeleitet werden. Ein Katalog zu behandelnder Fragen findet sich im abschließenden Paragraphen 4 des vorliegenden Artikels.

2 Algorithmus vom Problem bis zur Kompromißlösung

Die Wissensgrundlage für Entscheidungen im Zusammenhang von Landnutzung und Landnutzungsänderung ist oft nur lückenhaft und unzusammenhängend. Ein möglichst stringenter, problemorientierter Algorithmus soll helfen, Lücken zu schließen und nötige Zusammenhänge herzustellen. Die Bestimmung des hier vorgestellten Algorithmus (Abb. 1) ist es, die Konsequenzen möglicher Vorgehensweisen oder alternativer Handlungsoptionen zur Lösung von Problemen oder Aufgaben für eine bestimmte Region transparent zu machen. Die Handlungsalternativen sollen verglichen werden können, um die Auswahl einer „besten“ Lösungsvariante zu erleichtern.

Den Kern der Gesamtstruktur bildet die Sequenz aus drei computergestützten Analysen, deren Ergebnisse die angestrebte Wissensgrundlage für Entscheidungen bilden. Die Informationsgrundlage für die Analysen kann nun ihrerseits *ad hoc* aus den vorhandenen Kenntnissen aufgebaut oder zielgerichtet erarbeitet und ergänzt werden. Zentral für die Struktur des Algorithmus ist die Impaktmatrix (siehe Beispiel in Abb. 2) als Voraussetzung für die Durchführung einer Multikriteriellen Analyse.

2.1 Die Stationen des Algorithmus im einzelnen

- *Studienobjekte* sind Flußeinzugsgebiete, Einzugsgebiete von Nebenflüssen, Verwaltungseinheiten oder durch andere Bestimmungsmerkmale (klimatische, edaphische oder topographische) abgegrenzte Gebiete.
- Das Problem oder die themenspezifische Aufgabe muß zu Beginn festgelegt werden, weil alle nachfolgenden Aktivitäten davon abhängig sind. In diesem Sinne kann man von einem *Masterszenario* sprechen, einem übergeordneten Szenario für die Anwendung des ganzen Algorithmus. Die möglichen Anwendungsfälle bilden also schließlich einen Katalog von Masterszenarien. Dieser Katalog enthält zunächst elementare themenspezifische Aufgaben wie Extensivierung, Aufforstung, Konversion etc. gefolgt von deren Überlagerung bei komplexeren Problemen wie der Renaturierung oder den Fragen der Raumordnung, z. B. einer nachhaltigen Erweiterung der Infrastruktur als Anpassung an demographische Entwicklungen.
- Nun kann die Frage erörtert werden, wo die Eingriffsmöglichkeiten liegen, welche *Handlungsspielräume* bestehen und welche Maßnahmen prinzipiell für die Lösung des Problems ergriffen werden können.

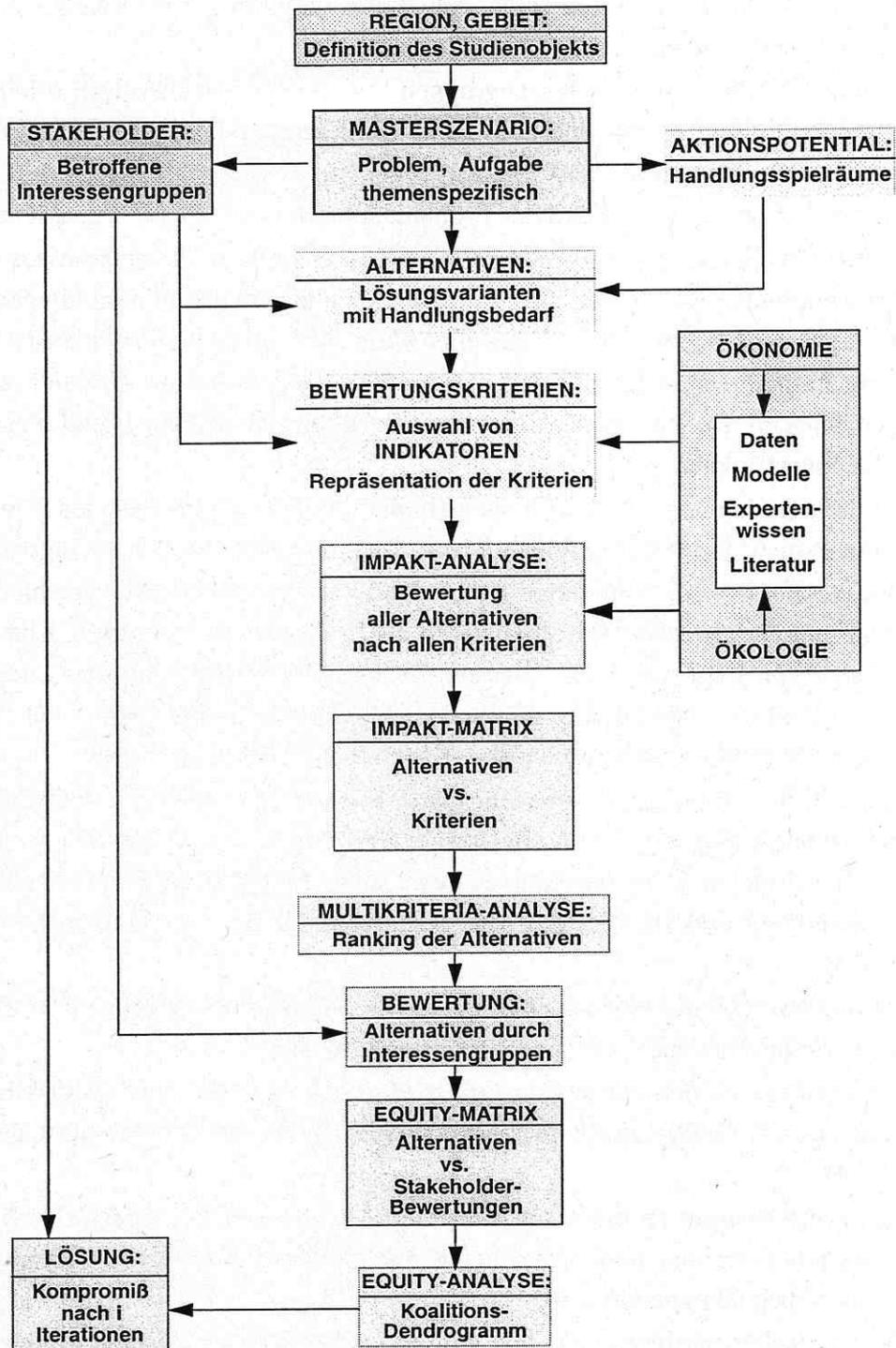


Abb. 1: Rahmen-Algorithmus

- Mit dem Problem liegen aber auch die *betroffenen Interessengruppen* („Stakeholder“) und potentiellen Entscheidungsträger fest, für die entweder ökonomischer Gewinn, optimale Arbeitsmarktbedingungen, bestimmte soziale Werte oder die Umweltqualität Vorrang haben. Sie sind in den folgenden Arbeitsschritten unverzichtbar und sofort in die Prozedur einzubinden.
- Konkrete Vertreter der Interessengruppen mit ihren sektoralen, territorialen oder institutionellen Zuständigkeiten sind z. B. zu konsultieren, um konkrete, realistische Handlungsabläufe definieren zu können. Das Ergebnis ist ein *Ensemble von Alternativen*, die zum Vergleich zugelassen sind und das Problem auf unterschiedliche Weise lösen.
- Im nächsten Schritt werden - ebenfalls im Konsens mit den Interessenvertretern - die *Kriterien* erarbeitet, nach denen die Alternativen zu bewerten sind. Grundlage für diese Kriterien sind meist Bilanzgrößen, Schwellenwerte für bestimmte Systemzustände oder *aggregierte Indikatoren*, die möglichst aussagefähig sein sollen im Hinblick auf den Nutzen oder Schaden, der bei der Realisierung der zu vergleichenden Handlungsalternativen jeweils eintreten kann.
- Mit der *Impaktanalyse* folgt nun die erste der drei genannten Analysen. Sie ist methodisch zunächst nicht festgelegt und Erfolg bzw. Qualität hängt von den verfügbaren Hilfsmitteln ab. Sie kann durch Computermodelle unterstützt werden, um die verschiedenen Entwicklungs- und Bewirtschaftungsalternativen als Szenarien zu berechnen. Ebenso können Ergebnisse von Beobachtungen, Messungen, Expertenbefragungen und Literaturrecherchen dabei verwendet werden. Die mögliche Verwendung dieser Quellen hat übrigens bereits bei der Auswahl der Indikatoren bzw. Kriterien eine Rolle zu spielen.
- Input für die zentrale *Multikriterielle Analyse* ist die im vorhergehenden Schritt erarbeitete Impaktmatrix. Sie wird durch ein Computerprogrammsystem unterstützt, das die Eingabe der Bewertungen aller Alternativen nach allen Kriterien in hinreichend differenzierter Weise erlaubt und als Ergebnis eine Rangfolge für die Alternativen liefert (Beispiel in Abb. 3).
- Der hier erreichte Kenntnisstand bildet die Grundlage für eine *Bewertung der Alternativen durch die Interessengruppen* aus ihrer jeweiligen Sicht.
- Das Ergebnis ist die sogenannte *Equity-Matrix* bestehend aus den ausschließlich fuzzy-linguistischen Bewertungen der Alternativen durch die Interessengruppen (Beispiel in Abb. 4).
- Die *Equity-Analyse* als dritte der genannten Analysen wird ebenfalls durch ein Computerprogrammsystem unterstützt und liefert ein *skaliertes Koalitionsdendrogramm* der Interessengruppen (Beispiel in Abb. 5).
- Die Rangfolgeanordnung der Alternativen und das Koalitionsdendrogramm der Interessengruppen bilden die Grundlage für eine kollektive Bewertung zur Abstimmung einer zu *realisierenden Handlungsstrategie als Kompromißlösung*. Dabei kann es zur Vereinbarung neuer, bisher unberücksichtigter Handlungsalternativen kommen, so daß die Prozedur zuvor iterativ zu wiederholen ist.

NAIADE						
File Edit Columns Row Analysis Show						
Matrix Type	Impact		Case study demo			
Alternatives / Criteria	Szenario1	Szenario2	Szenario3	Szenario4	Szenario5	Szenario6
Kriterium A	597	728	1102	652	843	318
Kriterium B	Perfect	Very Good	Good	Rather Good	Moderate	Bad
Kriterium C	warm	eisig	lau	warm	frisch	kühl
Kriterium D	dick	dünn	mittel	eher dick	sehr dünn	sehr dick
Kriterium E	0.95	0.8	0.3	0.3	0.7	0.2

Abb. 2: Impaktmatrix

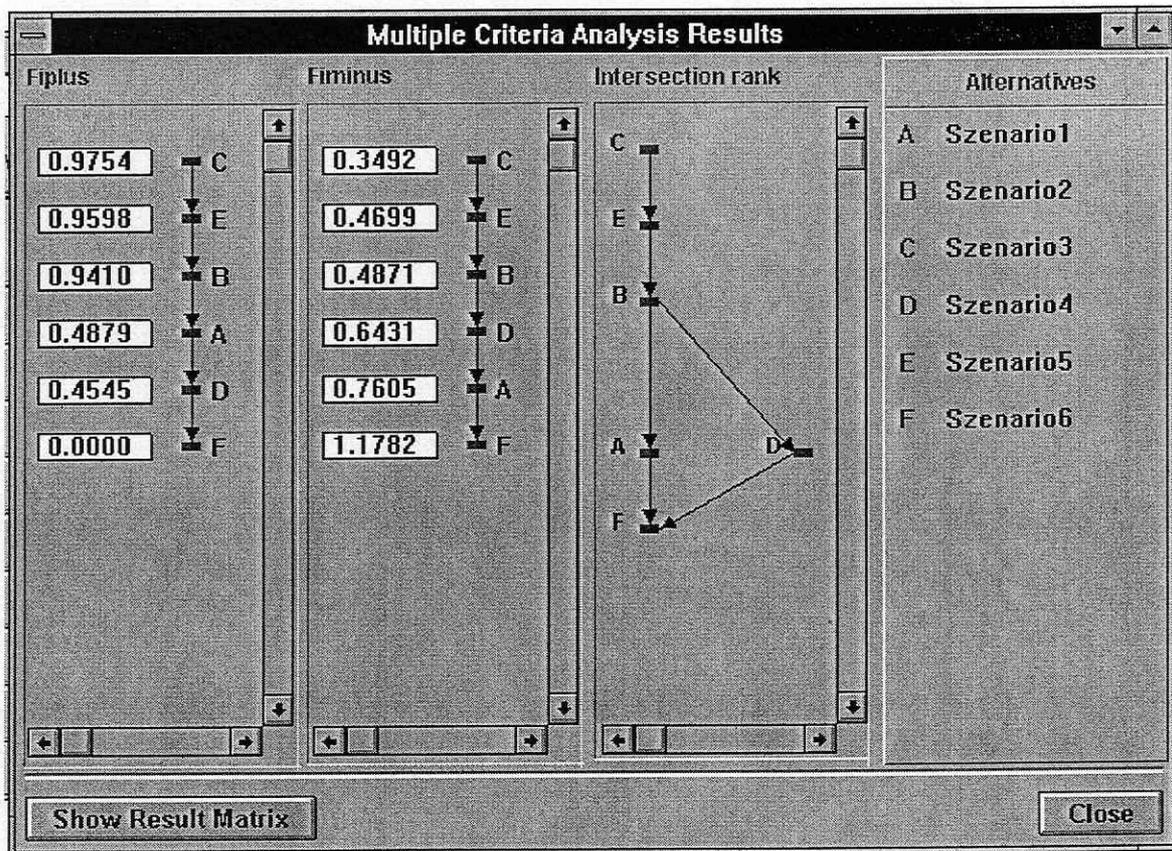


Abb. 3: Ranking der Alternativen

NAIADE								
File Edit Columns Row Analysis Show								
Matrix Type		Equity		Case study			demo	
Alternatives	Szenario1	Szenario2	Szenario3	Szenario4	Szenario5	Szenario6		
Groups								
Lobby1	re or Less E	e or Less G	Very Bad	Very Good	Bad	re or Less E		
Lobby2	Good	xtremely Ba	Perfect	Moderate	Good	e or Less G		
Lobby3	xtremely Ba	Very Good	Good	Bad	Moderate	Very Good		
Lobby4	Moderate	Bad	Very Good	Good	Very Bad	Moderate		
Lobby5	Bad	Very Good	Very Bad	Moderate	Very Good	xtremely Ba		

Abb. 4: Equity-Matrix

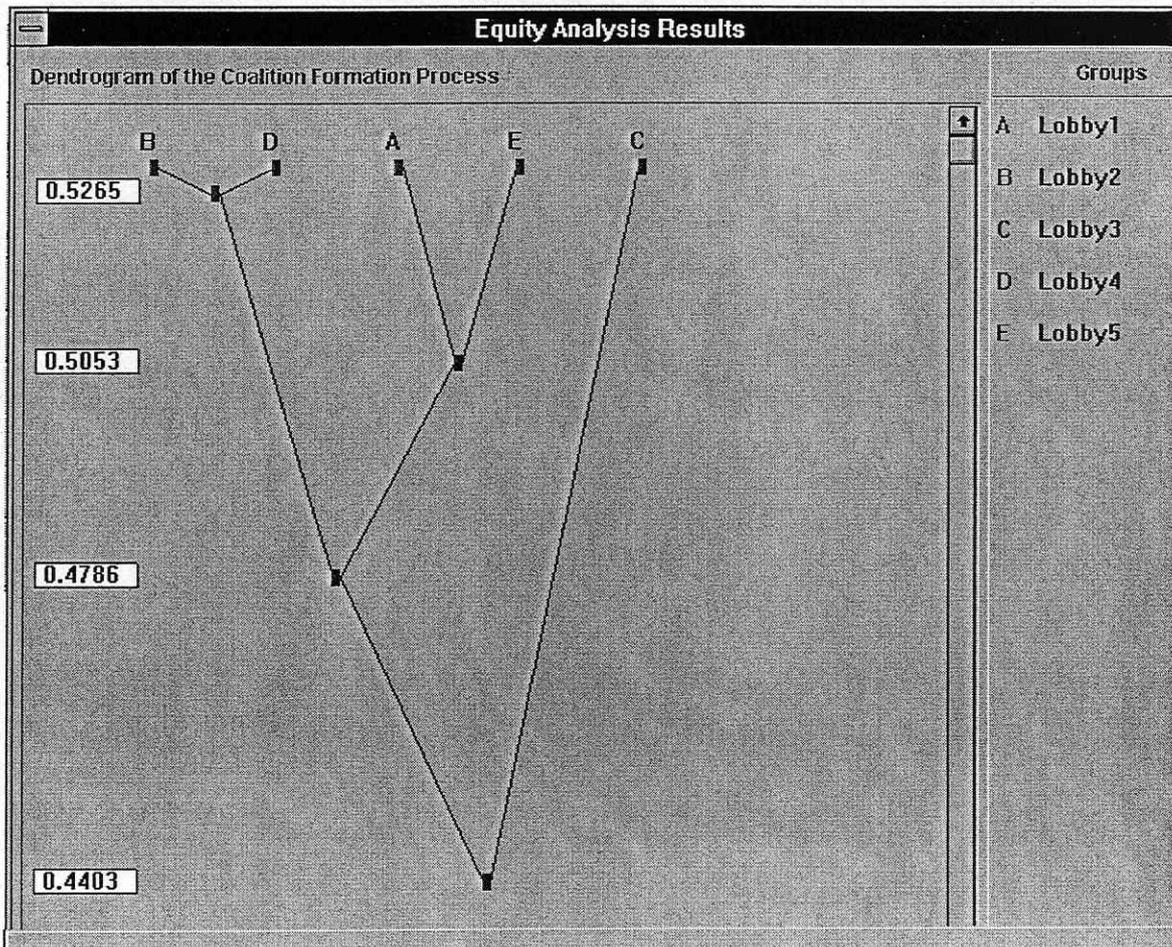


Abb. 5: Skaliertes Koalitionsdendrogramm

3 Systematische Unterstützung der Impaktanalyse

Während alle anderen Arbeitsschritte des Basisalgorithmus hinreichend klar begrenzte Aktivitäten mit ausreichender Softwareunterstützung repräsentieren, empfiehlt es sich, für die vergleichsweise umfangreiche und vielschichtige Impaktanalyse weitere systematische Hilfsmittel anzubieten. Im Hinblick auf die Datengrundlage beschränken wir uns hier zunächst auf die Region Brandenburg-Berlin. Auf folgenden Ergebnisse früherer Studien kann dabei vorrangig aufgebaut werden:

- Ökologische Ressourcenplanung Berlin und Umland (UBA 1993), eine Bestandsaufnahme der naturräumlichen Potentiale aus ca. 40 digitalisierten Karten über die Themenbereiche Boden, Wasser, Biotop, Flächennutzung und Luftbelastung.
- EU-Projekt AIR3 CT94-1296: „Regional guidelines to support sustainable landuse“ (Schulzke et al. 1998), enthält u. a. Karten mit wesentlich differenzierteren Bewertungsgrundlagen für die Landwirtschaft (Schutz- und Nutzungsansprüche sowie witterungsabhängige Ertragspotentiale für Flächen).

Beide Datenbasen ergeben zusammen eine ausreichende Startposition für die Bewertung sowohl von landwirtschaftlichen als auch forstlichen Arealen, Feuchtgebieten, Schutzgebieten und naturnahen Biotopen.

3.1 Kategorien von Indikatoren der Landnutzung

Weil für Landnutzungsentscheidungen die Kategorien *Eignung* und *Topologie* (räumliche Muster) grundsätzlich in die Bewertungen einzubeziehen sind, ergeben sich für die Impaktanalyse im so erweiterten Sinne vier entscheidungsrelevante Kategorien:

1. Spezifische Eignung von Biotopen für die jeweilige Landnutzungsform
2. Nachbarschaftsbeziehungen und räumliche Muster
3. Direkter Gewinn und mittelbarer Nutzen einer spezifischen Landnutzung
4. Schaden oder Nachhaltigkeitsdefizit infolge einer spezifische Landnutzung

Die Eignungsfunktionen von Biotopen je Nutzungstyp stellen das wichtigste Bindeglied zwischen den vorgefundenen Ressourcen und Potentialen einerseits und der Landnutzung andererseits dar. Sie werden i.a. als fuzzy-linguistische Bewertungen wesentlicher Eigenschaften definiert (Schulzke et al. 1998, Cassel-Gintz et al. 1997). Die Eigenschaften werden durch geeignete Deskriptoren für die naturräumlichen Potentiale ausgedrückt. Dazu wird eine Verknüpfungsfunktion entwickelt, die über Gewichtsparameter hinreichend flexibel an spezifische Bedingungen angepaßt werden kann (Wenzel 1987).

Nachdem die Eignungen von Biotopen beschrieben sind, muß der Istzustand der gegenwärtigen Verteilung der Landnutzungsformen analysiert werden. Dabei werden die Nachbarschaftsbeziehungen wichtig und somit der räumliche Zusammenhang. Das Problem ist durch die Entwicklung eines adäquaten Regelwerkes und eines regelbasierten Algorithmus zu lösen. Die computergestützte Anwendung des Algorithmus gestattet eine abgestufte Bewertung potentieller Zielzustände mit unterschiedlichen Raummustern.

Die zur differenzierten Beschreibung von Eignung und räumlichen Mustern genutzten Modelle und Algorithmen sind durch Computerprogramme zu realisieren, die direkt, d.h. on-line

eingebunden werden können (Veldkamp & Fresco 1996, Verburg et al. 1999)

Die Bewertungen der Folgen spezifischer Landnutzungen gemäß den Kategorien 3. und 4. gestalten sich indessen wesentlich vielschichtiger und ambivalenter. Sie sind nur durch off-line Kopplung angemessen zu realisieren. Es werden in großem Umfang Simulationsrechnungen mit spezialisierten und detaillierten Prozeß- und Bilanzmodellen durchgeführt, deren Ergebnisse für den Rahmenalgorithmus paßfähig zu machen sind und deshalb auch weitergehende Anforderungen an die aufzubauende Datenbasis stellen.

3.2 Biophysikalische Prozeß- und betriebswirtschaftliche Bilanzmodelle

Die biophysikalischen Prozeßmodelle sind zuständig für ökologisch orientierte Schäden, Risiken und Nachhaltigkeitsdefizite, aber auch für Feldfrucht- und Holzerträge und die Landschaftspflege-Effekte einiger Landnutzungsformen. Zum Fundus gehören Wasser- und Stoffbilanz-Modelle, Pestizid-, ökotoxikologische und Eutrophierungsmodelle, landwirtschaftliche Ertrags- und forstliche Sukzessionsmodelle, auf die hier nicht näher eingegangen wird, die aber an anderer Stelle ausführlicher beschrieben wurden (Lahmer et al. 1997, Becker et al. Im Druck, Jarvis 1994, Kartschall et al. 1990, Gutsche und Roßberg 1997, Lindner et al. 1997, Wenkel und Mirschel 1995). Gezielte Mehrfach-Szenarienrechnungen mit diesen Modellen auf der Grundlage geographisch expliziter Informationen bilden die Grundlage. Durch statistische und räumliche Aggregationen der notwendigen aber zu umfangreichen Simulationsergebnisse können aussagefähige Indikatoren oder Deskriptoren zur Realisierung der genannten off-line Kopplung abgeleitet werden (siehe Beispiel in 3.4).

Die ökonomischen Modelle oder Kalkulationsprogramme ermitteln soziale, ökonomische und wohlfahrtsorientierte Kenngrößen vorwiegend auf betriebswirtschaftlicher Ebene (Neubert 1996) wie Betriebsgewinne, Arbeitskräftebedarf, Wertschöpfung je Hektar, Produktionskosten, Produktivität, Erholungspotential, Mobilitätsindex, Wohn- und Siedlungsqualität etc.

Die Indikatoren sind entweder numerisch bestimmbar (z. B. für den Arbeitskräftebedarf, den erwirtschafteten Gewinn, aber auch für lokale oder durchschnittliche Schadstoff- und Nährstoff-Konzentrationen) oder werden als Werte auf einer durch Zugehörigkeitsfunktionen realisierten verbalen Bewertungsskala angegeben (z. B. für Aussagen zur Biodiversität oder ökologischen Stabilität und zu anderen nicht immer numerisch bestimmbar Potentialen und Risiken).

Die Vorgehensweise bei der Abschätzung der toxikologischen und eutrophierenden Wirkung von Nährstoffen wie N, P und K stützt sich auf Betriebsbilanzen. Dabei kann die gleiche Struktur benutzt werden, die von Bach und Frede (1998) bei der Bestimmung der Bilanzen für Deutschland angegeben wurde. Insbesondere die dort abgeleiteten Surplus-Bilanzen sind wichtige Indikatoren in unserem Sinne. Weitere Indikatoren sind bei Giupponi (1997) definiert.

Der Modellfundus ist durch Akquisition und Adaptation bedarfsgemäß ständig zu erweitern.

3.3 Datenorganisation

3.3.1 Datenbasis für die Präferenz bzgl. Eignung und räumlicher Muster

Die vorliegenden Karten der Ökologischen Ressourcenplanung und des o. g. EU-Projektes bilden eine adäquate Datenbasis zur Bewertung von Eignung. Sie liefern einen Grundstock an räumlich verteilten ökologischen Zustandsvariablen, Indikatoren und spezifischen Deskriptoren wie z. B. klimatische Parameter, Wasserversorgungsstatus, Humusgehalt, Erosionsverlust, Nährstoffbilanz, Altlastenlevel, Netto-Primär-Produktion (NPP) oder CO₂-Bindung, Biotopdiversität, Biotop-, Ertrags- oder Gefährdungspotentiale. Auch das Regelwerk für die Selektion räumlicher Muster bezieht sich zu einem guten Teil auf diesen "fixen" Anteil des Istzustandes.

3.3.2 Datenbasis für landnutzungsspezifische Bewertungskategorien

Der Anspruch, mit dem zu entwickelnden System Landnutzung und Landnutzungsänderung studieren und dies andererseits durch off-line Kopplung mit kausal detaillierteren und flächenspezifischen Modellen realisieren zu wollen, stellt besondere Anforderungen an die Datenorganisation. Insbesondere müssen:

- mit diesen Modellen ad hoc Szenarien gerechnet werden, die alle interessierenden Variationsmöglichkeiten im Zusammenhang mit der Landnutzung ausloten
- die Ergebnisse so aggregiert werden, daß nur sensitive und für die Bewertung von Nutzen oder Schaden aussagekräftige Indikatoren übrigbleiben, die beim Vergleich von Alternativ-Szenarien als Kriterien genutzt werden können
- für jeden Indikator genügend "Stützstellen" vorhanden sein, daß Alternativ-Szenarien für unterschiedliche Landnutzungsformen bzw. unterschiedliche Managementregime in ihren Auswirkungen verglichen werden können.

Die wichtigste Konsequenz ist, daß flächen-spezifische Faktoren eine nutzungsabhängige Tiefendimension erhalten. Die Datenbasis bleibt zwar faktor- und flächenspezifisch. Sie enthält aber für die wesentlichen Faktoren zur Beschreibung positiver und negativer Wirkungen jeder Landnutzungsform einschließlich der Variation des eingesetzten Managements komprimierte Mosaiksteine, aus denen die Bewertung jeder Landnutzungsstruktur für die Region (einschließlich der jeweils zugeordneten Managementregime) zusammengesetzt werden kann.

3.4 Beispiel: Ökotoxikologisches Risikopotential bei PSM-Einsatz

Die Variationsmöglichkeiten für die mit dem biophysikalischen Prozeßmodell MACRO_DB (Jarvis 1994) durchzurechnenden Szenarien ergibt sich aus:

- Spektrum der in der Region zu unterscheidenden Hydrotopklassen (bestimmt durch Bodentyp, Hangneigung etc.)
 - Vielfalt der zugelassenen Fruchtarten
 - Unterschiedliche PSM-Applikationsregime (Wirkstoff, Dosierung, Zeitregime)
 - Spektrum typischer Witterungsverläufe (dominant sind Starkniederschlagsereignisse)
- Ergebnis der Rechnungen sind Raten und Wirkstoff-Konzentrationen in Boden, Grundwas-

ser und Oberflächenabfluß. Zu letzterem sind Anteile aus der Abdrift während der Applikation und aus Hofabflüssen zu ergänzen. Aus diesen Informationen bestimmt das Modell SYNOPS (Gutsche und Roßberg 1997) für die Hydrotopklassen eines Referenzgebietes ein akutes und ein chronisches ökotoxikologisches Risiko für den Menschen und für bestimmte Zeigerspezies.

Sind diese Ergebnisse in der Datenbasis verfügbar, können regionale Alternativszenarien definiert und realisiert werden, um sie betreffs ihrer Auswirkungen miteinander zu vergleichen. Ein Szenario ist definiert durch Flächenzuweisungen für landwirtschaftliche Betriebe unterschiedlichen Typs, die ihrerseits typabhängige interne Flächenzuweisungen für Fruchtfolgen und Weiden vornehmen. Die Risiken aus der Datenbasis werden für die Gesamtbewertungen dann durch ihre Flächenanteile gewichtet.

4 Behandelbare Fragestellungen – ein Masterszenarien-Katalog

In Abhängigkeit von Umfang und Qualität der bis dahin erarbeiteten Datenbasis kann das entwickelte System für eine Reihe von charakteristischen, in der Regel kontrovers diskutierten Problemen im Zusammenhang mit der Landnutzung Lösungen und Kompromisse anbieten bzw. deren Auffinden unterstützen. Jede der nachfolgenden Fragen erscheint grundsätzlich, klar und eindimensional. Bei der unumgänglichen präziseren Beschreibung durch explizite Angabe aller zu berücksichtigenden Kriterien, der betroffenen Interessengruppen und der Spielräume für die Aktivitäten treten jeweils eine Vielzahl von weiteren Dimensionen hinzu. Dies wird durch die Matrix-Darstellung für die in den Algorithmus eingebundenen Analysen transparent gemacht und schließlich auch behandelbar. Damit wird die Frage zum Szenario, d.h. zum Masterszenario.

1. Welcher ist der optimale Verwendungszweck für disponible Standorte? (z. B. bei Konversion)
2. Welche Standorte sind für eine Landnutzungsänderung bestimmten Umfangs favorisiert? (z. B. bei Aufforstung oder Flächenstilllegung)
3. Wie sind bestimmte Relationen/Proportionen zwischen Landnutzungsformen einer Region am günstigsten zu etablieren? (z. B. Vermehrung/Vergrößerung der naturnahen Flächenanteile)
4. Welches räumliche Muster von Landnutzungsformen bzw. welche Maßnahmen sind für die Veränderung einer Zielgröße am geeignetsten? (z. B. zur Verminderung des Überschwemmungsrisikos)
5. Welches Managementregime für eine Landnutzungsform ist optimal, wenn sich ihr Flächenanteil und die Flächenstruktur insgesamt nicht ändern? (z. B. Intensivierung oder Extensivierung)
6. Wo liegen die Areale, für die eine Landnutzungsform bei bestimmter Förderstrategie unwirtschaftlich / wirtschaftlich / optimal ist? (z. B. Adaptation an Agenda 2000)
7. Welche Förderstrategien sind in ihren Auswirkungen für die Region als besser oder schlechter zu bewerten? (zur Argumentationshilfe in Verhandlungen)

Und schließlich eine kaum abzugrenzende Menge von Fragen des Typs:

8. Welches sind die angemessensten / günstigsten Reaktionen auf potentiell veränderte Bedingungen? (Klima, Markt, Förderrichtlinien, Technologie etc.)

Das Instrument bietet die Möglichkeit, diese und andere relevante Probleme im Zusammenhang mit Landnutzung und Landnutzungsänderungen ins angegebene Kalkül zu übersetzen und gemäß dem hier entwickelten Algorithmus „beste Kompromißlösungen“ zu erarbeiten. Die Qualität der Lösungen selbst hängt wie erwähnt vom bis dahin erarbeiteten Stand der Datenbasis ab. Für jeweils aktuelle Probleme kann man sich dann aber zielgerichtet der Erarbeitung der gegebenenfalls noch nicht vorhandenen Voraussetzungen widmen.

Literatur

- Alcamo, J. (Hg.) (1994): IMAGE 2.0: Integrated modelling of global climate change. p. 321. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht
- Bach, M.; Frede, H.-G. (1998): Agricultural nitrogen, phosphorus and potassium balances in Germany – Methodology and trends 1970 to 1995. *Z. Pflanzenern. Bodenk.*, 161, S. 385-393
- Becker, A.; Lahmer, W. (1997): Abschlußbericht zum Forschungsvorhaben "Großskalige Hydrologische Modellierung" im Rahmen des Schwerpunktprogramms der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG) "Regionalisierung in der Hydrologie"
- Becker, A.; Wenzel, V.; Krysanova, V.; Lahmer, W. (1999): Regional Analysis of global Change impacts: Concepts, tools and first results. *Environmental Modelling and Assessment*. Im Druck
- Bronstert, A.; Brovkin, V.; Krol, M.; Lüdecke, M.; Petschel-Held, G.; Svirezhev, Y.; Wenzel, V. (1997): Integrated Systems Analysis: A Brief Epistemology. PIK Report, 27. PIK. Potsdam. S. 23
- Burrough, P.A. (1981): Fractal dimensions of landscapes and other environmental data. *Nature* 294, S. 240-242
- Cassel-Gintz, M.A. et al. (1997): Fuzzy logic based global assessment of the marginality of agricultural land use. *Climate Research* 8, S. 135-150
- Fiala, P.; Fabry, J. (1993): SYMCA - System for Multicriteria Analysis. *Central European Journal for Operations Research and Economics* 2(2), S. 177-183
- Folke, C.; Kaberger, T. (Eds.) (1991): Linking the Natural Environment and the Economy: Essay from the Eco-Eco Group. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 307 S.
- Giupponi, C. (1998): Environmental evaluation of alternative cropping systems with impact indices of pollution. *European Journal of Agronomy* 8(1-2), S. 71-82
- Gutsche, V.; Roßberg, D. (1997): Die Anwendung des Modells SYNOPSIS 1.2 zur synoptischen Bewertung des Risikopotentials von Pflanzenschutzmittelwirkstoffgruppen für den Naturhaushalt. *Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutzd.* 49, S. 273-285
- Haber, W.; Duhme, F. (1990): Naturraumspezifische Entwicklungsziele als Kriterium zur Lösung regionalplanerischer Zielkonflikte. *Raumforschung und Raumplanung*, H.2-3, S. 84-91
- Haber, W.; Riedel, B.; Theurer, R. (1991): Ökologische Bilanzierung in der ländlichen Neuordnung. *Materialien zur Ländlichen Neuordnung*, H. 23. Schr.R. des Bayer. Staatsminist. f. Ernährung, Landw. u. Forsten. München
- Heidt, E.; Plachter, H. (1996): Bewerten Im Naturschutz: Probleme und Wege zu ihrer Lösung. *Beiträge Akademie für Natur- und Umweltschutz Baden-Württemberg* 23, S. 193-252
- Jarvis, N.J. (1994): The MACRO model. Technical description and sample simulations. Reports and Dissert. 19. Dept. Soil Sci. Swedish Univ. Agric. Sci. Uppsala. Sweden. 51 S.
- Kartschall, T., Matthäus, E., Asseng, S. (1990): Simulation Experiments with the Agroecosystem Model DEMETER using SONCHES. *Systems Analysis, Modelling and Simulation* 7, S. 429-438
- Kaule, G. (1991): Arten- und Biotopschutz. Ulmer, Stuttgart
- Kopp, D. et al. (1982): Naturräumliche Grundlagen der Landnutzung. Akademie-Verlag, Berlin
- Lahmer, W.; Müller-Wohlfeil, D.-I., Pfützner, B.; Becker, A. (1997): A GIS-based Approach for regional hydrological Modelling. Submitted to the International Conference on Regionalization in Hydrology. Braunschweig. FRG, 10 -14 March 1997. For IAHS publication.
- Lindner, M.; Bugmann, H.; Lasch, P.; Flechsig, M.; Cramer, W. (1997): Regional Impacts of Climate Change on Forests in the State Brandenburg. Germany. *Agricultural and Forest Meteorology* 84, S. 123-135
- Menegolo, L. (1996): NAIADÉ - Manual & Tutorial. Joint Research Centre – ECONOMIC. Ispra (Italy)

- Munda, G. (1994): Fuzzy Information in Multicriteria Environmental Evaluation Models. JRC-Report EUR 15602 EN., ECSC-EEC-EAEC. Brussels
- Neubert, G. (1996): Betriebswirtschaftliche Bewertung verschiedener Verfahren der Futterernte. KTBL-Arbeitspapier 228. "Futterernte in Großbetrieben"
- Neubert, G. (1996): Naturschutz und Landschaft - Teil II - Ermittlung der Erwerbsverluste. Merkblatt LVGF Paulinenaue
- Ott, W. (1978): Environment indices: theory and practice. Ann Arbor Science, Ann Arbor
- Pfützner, B.; Lahmer, W.; Becker, A. (1997): ARC/EGMO - Programmsystem zur GIS-gestützten hydrologischen Modellierung. Kurzdokumentation zur Version 2.0
- Rosenberg, N. J. (1992): A methodology for assessing regional agricultural consequences of climate change: Application to the Missouri-Iowa-Nebraska-Kansas (MINK) region. Agricultural and Forest Meteorology (Special Issue) 59, 127 S.
- Schellnhuber, H.-J.; Wenzel, V. (Hg.) (1998): Earth System Analysis: Integrated Science for Sustainability. Springer, Heidelberg, 530 S.
- Schulzke, D.; Hillmann, A.; Lorenz, S. (1998): Regional Guidelines to Support Sustainable Landuse. EU-Project AIR3 CR94-1296. Final Report 1998. Part 3 - Regional Scale. Brandenburg
- Seibert, P. (1980): Ökologische Bewertung von homogenen Landschaftsteilen, Ökosystemen und Pflanzengesellschaften. Ber. ANL H. 4, S. 10-23.
- Statist. Bundesamt (Hrsg.) (1993): UGR-Materialien. Beiträge zur Umweltökonomischen Gesamtrechnung, Heft 2. Stat. Bundesamt, Wiesbaden
- Stock, M.; Toth, F. (Hrsg.) (1996): Mögliche Auswirkungen von Klimaänderungen auf das Land Brandenburg. Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung. Bericht des PIK an das Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg
- Umweltbundesamt (Hrsg.) (1993): Ökologische Ressourcenplanung Berlin & Umland - Planungsgrundlagen. UBA, Berlin
- Veldkamp, A.; Fresco, L.O. (1996): CLUE: a conceptual model to study land use change and its effects. Ecological Modelling 85, S. 253-270
- Verburg, P.H.; Koning, G.H.J. de; Kok, K.; Veldkamp, A.; Bouma, J. (1999): A spatial explicit allocation procedure for modelling the pattern of land use change based upon actual land use. Ecological Modelling 116, S. 45-61
- Weingarten, P. (1995): Das "Regionalisierte Agrar- und Umweltinformationssystem für die Bundesrepublik Deutschland" (RAUMIS). Berichte über Landwirtschaft 73, S. 202-302
- Wenkel, K.-O.; Mirschel, W. (1995): Agroökosystemmodellierung - Grundlagen für die Abschätzung von Auswirkungen möglicher Landnutzungs- und Klimaänderungen. ZALF-Bericht 24, 187
- Wenzel, V. (1987): Problemlösungen bei Entwurf und Realisierung eines fachgebietsorientierten Simulationssystems. Akad. d. Wiss., Berlin
- Wenzel, V. (1996): Blueprint for a regional assessment model of land use change. Proceedings of the NATUR-EXPO '96 Conference. Budapest. Aug. 1996

Die ökonomische Bewertung ökologischer Leistungen und ihre mögliche Rolle im Rahmen der EU-Wasserrahmenrichtlinie

Jürgen Meyerhoff

TU Berlin, Institut für Management in der Umweltplanung

1 Einleitung

Die diesen Ausführungen zugrundeliegende These ist, daß der ökonomischen Bewertung im Rahmen der Wasserrahmenrichtlinie eine größere und systematischere Rolle zukommen sollte als dies bisher darin angelegt ist. Dies nicht aus dem Grund, weil es sich bei diesem Bewertungsverfahren um ein „allmächtiges“ Instrument handelt¹, sondern weil durch den Verzicht auf ihren Einsatz gleichzeitig auf Informationen verzichtet wird, die für die Erreichung der Richtlinienziele *einen* wichtigen Beitrag liefern können.² Darüber hinaus wird die ökonomische Analyse bisher vor allem in Verbindung mit der Gewässergüte gesehen und ihr vor allem ein Beitrag zur Bestimmung entsprechender Wasserpreise zugesprochen.³ Doch dürfte gerade die *Gewässerstruktur* einen ebenso entscheidenden Beitrag für die Erreichung der ökologischen Ziele haben. Mit ihrer Erhaltung sind aber zum Teil andere Nutzungskonflikte verbunden als mit der Bereitstellung bestimmter Wassermengen und -qualitäten. Entsprechend ergeben sich daraus Implikationen für die ökonomische Bewertung, die hier im Mittelpunkt stehen sollen.

Im folgenden wird zunächst die Bedeutung der Gewässerstruktur angesprochen. Auf die Rolle der ökonomischen Bewertung im Rahmen der umweltpolitischen Zielfindung wird anschließend im Zusammenhang mit der Förderung einer nachhaltigen Entwicklung in der Stromlandschaft Elbe eingegangen, wie sie auch Gegenstand des BMBF-Forschungsprogramms Elbe-Ökologie ist. Das Konzept des Total Economic Value und die Contingent Valuation Method werden dann als Werkzeuge vorgestellt, bevor ein Fazit gezogen und Forschungsfragen im Zusammenhang von ökonomischer Bewertung und der Wasserrahmenrichtlinie aufgeführt werden.

2 Strukturgüte als Auslöser von Nutzungskonflikten

Nachdem lange Zeit die stofflichen Fragen zur Gewässergüte im Mittelpunkt der umweltpolitischen Bemühungen standen, wird zunehmend die Bedeutung der Gewässerstruktur deutlich.⁴

¹ Vgl. zu den Grenzen der monetären Bewertung Meyerhoff (1999) und die dort angegebene Literatur. An dieser Stelle sei allerdings noch darauf hingewiesen, daß eine alleinige Betrachtung der Grenzen der monetären Bewertung nicht sinnvoll ist. Grenzen dieser Bewertungsmethode zu diskutieren macht nur Sinn, wenn dies im Vergleich mit anderen Bewertungsmethoden geschieht. Erst dann kann entschieden werden, welche Bewertungsmethode für welche Fragestellung geeignet ist (Vgl. auch Ankele, Meyerhoff 1997).

² Vgl. hierzu Pearce (1998), der sich mit der Bedeutung der ökonomischen Bewertung im Rahmen der EU-Umweltpolitik und den hierdurch vermeidbaren Kosten beschäftigt.

³ Zu den Einsatzmöglichkeiten der ökonomischen Bewertung im Rahmen der Gewässergüte siehe jüngst Kreuzburg (1999).

⁴ Vgl. hierzu Kapitel 2 in Meyerhoff und Petschow (1998) sowie die dort angegebene Literatur.

„Die Struktur der Fließgewässer bestimmt in hohem Maße ihren ökologischen Wert für den Landschaftshaushalt und ihre Qualität als Lebensraum für Pflanzen und Tiere. (...) Insbesondere das Vermögen des Gewässers, Einflüsse von Einleitungen schädlicher Stoffe zu puffern bzw. selbstreinigend abzubauen, der Erhalt eines stabilen Grundwasserbestandes, die Retention von Niederschlags- und Abflußspitzen (Milderung von Hochwassergefahren), der Reichtum an Lebensraumnischen, die Vernetzung von Lebensräumen sind unersetzliche Funktionen nicht zuletzt für die menschliche Existenz in der Landschaft.“ (LfU Baden-Württemberg 1995, S. 6).

Die anthropogen bedingten Stoffeinträge, die zur Verschmutzung der Fließgewässer und damit zu einer Beeinträchtigung von Nutzungen und Schädigungen des Gewässersystems führen können, wurden in Deutschland verstärkt in den siebziger Jahren thematisiert. Seit Mitte der siebziger Jahre, dem Zeitpunkt der größten stofflichen Belastung der Fließgewässer in Deutschland, haben sich die seither durchgeführten Gewässerschutzmaßnahmen, insbesondere der Bau von Kläranlagen, äußerst positiv ausgewirkt. Wie die biologische Gewässergütekarte von 1995 zeigt, ist das umweltpolitische Ziel der siebziger Jahre, die Gewässergütekategorie II, heute überwiegend erreicht. Die Beeinflussung des Lebensraumes Fließgewässer erfolgt jedoch nicht nur über stoffliche, sondern auch über die Veränderung struktureller Merkmale. *„Bei dem heute erreichten Standard des Gewässerschutzes in der Bundesrepublik Deutschland ist davon auszugehen, daß Eingriffe in die natürlichen oder noch vorhandenen naturnahen Strukturen der Gewässer und die sie begleitenden Talauen noch wesentlich nachhaltigere Folgen haben können als die Stoffeinträge“ (LAWA 1996, S. 8).*

Dabei stehen beide Merkmale – biologische Gewässergüte und Gewässerstruktur – zudem in einem sich wechselseitig beeinflussenden Zusammenhang. Die *Gewässerstruktur* hat darüber hinaus nicht nur mittelbaren Einfluß auf die Gewässergüte, sie spielt auch direkt eine entscheidende Rolle für die Funktionsfähigkeit des Ökosystems eines Fließgewässers. So wird deutlich, daß der Schutz der Funktionalität und damit der Biodiversität entscheidend nur über den Standort- und Lebensraumschutz der naturraumtypischen Lebensgemeinschaften zu erreichen ist. Die stoffliche Entlastung sowie eine am potentiell natürlichen Zustand orientierte Gewässerstruktur bilden somit zum Schutz des Lebensraumes Fließgewässer eine Einheit.

Während die Gewässergüte sich durch Maßnahmen im Einzugsgebiet eines Flusses wie z. B. durch die Verminderung von Stoffeinträgen oder durch technische Maßnahmen wie Kläranlagen verbessern läßt, erfordert die Erhaltung der Strukturgüte häufiger den Verzicht auf bestimmte Nutzungen direkt im Gewässerlauf. Klassische Beispiele sind z. B. die Nutzung von Flüssen für die Binnenschifffahrt oder zur Gewinnung von Wasserkraft. Beide Nutzungen sind in der Regel mit deutlichen Eingriffen in die Gewässerstruktur verbunden und führen damit zu entscheidenden Beeinträchtigungen der entsprechenden Biotope (Vgl. die Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen, Riecken et al. 1994). Sollen somit für Flußlandschaften typische Biotope erhalten werden, dann wird dies auch den Verzicht auf andere Nutzungen mit implizieren. Damit aber stellt sich die Frage, wie derartige Nutzungskonflikte zu beurteilen und letztlich zu lösen sind.

3 Ökonomische Bewertung als Beitrag zur umweltpolitischen Zielfindung

Der Konzeption für die „Ökologische Forschung in der Stromlandschaft Elbe“ folgend ist es Ziel dieses Forschungsprogramms⁵, für eine nachhaltige Entwicklung in dieser Stromlandschaft Entscheidungsgrundlagen zur Auswahl von Maßnahmen zur Lösung von Nutzungskonflikten unter Berücksichtigung sozioökonomischer Rahmenbedingungen und ökosystemarer Zusammenhänge zu schaffen (BMBF 1995). Die in der Forschungskonzeption genannten Kriterien für eine nachhaltige Entwicklung zielen insbesondere auf die Gewässerstruktur:

- Naturnähe der Strukturen, der Dynamik und der biologischen Ausstattung,
- möglichst naturnahe Ökosysteme mit entsprechender Artenvielfalt und
- Erweiterung der Retentionsräume (Stichwort ökologischer Hochwasserschutz) und damit auch der Auenflächen.

Nach Ansicht der Internationalen Kommission zum Schutz der Elbe (ISKE) treten immer dann Konflikte zwischen Ökologie und Ökonomie besonders hervor, wenn die anthropogene Nutzung zur Gefährdung und Vernichtung unersetzbarer Ökosysteme und Kulturlandschaften führt. In der Konsequenz führe dies dazu, daß gegensätzliche Standpunkte über die künftige Nutzung der Elbe nicht harmonisiert, sondern nur einander gegenübergestellt werden könnten (ISKE 1994, S. 96). Genau an dieser Stelle setzt aber die Ökonomie an, wenn es darum geht, einen Beitrag zur (umwelt-) politischen Zielfindung zu leisten. Es soll nicht nur eine Gegenüberstellung der verschiedenen Nutzungsmöglichkeiten erfolgen, sondern eine Abwägung - und damit letztlich auch eine Harmonisierung - zwischen ihnen erreicht werden. Für eine nachhaltige Entwicklung der Stromlandschaft Elbe sind derartige Konflikte z. B. mit der Landwirtschaft zu erwarten, wenn sich aufgrund der Anforderungen einer nachhaltigen Entwicklung die Möglichkeiten der Flächennutzung, d.h. der möglichen Bewirtschaftungsformen, verändern und die Landwirtschaft ihre Wirtschaftsweise entsprechend anpassen müßte (z. B extensive Bewirtschaftung der Grünflächen in den Auen, Verzicht auf Einsatz von Dünger- und Pflanzenschutzmitteln). Aber auch Konflikte mit der Schifffahrt sind je nach ökologischem Leitbild und Anforderungen der Schifffahrt, insbesondere an den Wasserstand, zu nennen.

Um diese Konflikte einer „Lösung“ zuführen zu können, sind Informationen darüber notwendig, welche der verschiedenen Nutzungen den größeren positiven Beitrag zur gesellschaftlichen Wohlfahrt beitragen, d.h. individuellen Nutzen stiften. Aus ökonomischer Sicht lassen sich Preise als Meßgröße für diese individuellen Nutzen heranziehen: Im Idealfall reflektieren sie die Knappheit der jeweiligen Güter und ermöglichen dadurch Rückschlüsse auf die Bedeutung der Güter für die gesellschaftliche Wohlfahrt. Produkte der Landwirtschaft und Transportleistungen der Binnenschifffahrt haben dabei den Vorteil, daß beide marktfähige Güter sind. Dadurch wird auf den entsprechenden Märkten „automatisch“ der Indikator *Marktpreis* erzeugt, der Rückschlüsse auf die Wertschätzung für die produzierten Güter erlaubt. Da aber für ökologische Dinge Märkte in der Regel nicht spontan entstehen, wird auch für das „Gut“ nachhaltige Entwicklung der Stromlandschaft Elbe der Indikator *Marktpreis*

⁵ Für Informationen zur Elbe-Ökologie siehe im Internet <http://elise.bafg.server.de/index.html>.

nicht analog, d.h. nicht automatisch, erzeugt. Damit aber fehlen Informationen über die Wertschätzung für dieses Gut. Dies führt in der Entscheidungspraxis dann häufig dazu, daß sich im Falle von Nutzungskonflikten eher die mit der Produktion privater Güter verbundenen Interessen durchsetzen können und den anderen möglichen Nutzungen implizit häufig ein Wert von Null zugewiesen wird (vgl. hierzu die Diskussion um die Berücksichtigung von Natur und Landschaft in der Kosten-Nutzen-Analyse der Bundesverkehrswegeplanung, Meyerhoff und Petschow 1995).

Vor diesem Hintergrund kommt der ökonomischen Bewertung von Natur und Landschaft eine wichtige Rolle zu, denn durch sie sollen Informationen darüber gewonnen werden, in welchem Maße von den betroffenen Individuen die Bereitstellung des „öffentlichen Gutes“ Stromlandschaft Elbe entsprechend den Kriterien einer nachhaltigen Entwicklung „bevorzugt“ wird. Als betroffene Individuen werden hierbei nicht nur diejenigen verstanden, die z. B. in der Region wohnen und dadurch als „Nutzer“ betroffen wären, sondern zu dieser Gruppe werden auch die sog. Nicht-Nutzer gezählt. Unter der Hinzuziehung dieser Informationen in Form monetärer Beträge sind dann „vollständige“ Kosten-Nutzen-Analysen möglich, in die auch die Auswirkungen auf Natur und Landschaft angemessen einfließen. Derartige Analysen sind z. B. dann von Bedeutung, wenn darüber zu entscheiden ist, in welchem Umfang durch Rückverlegung von Deichen Retentionsflächen und damit an die Flußdynamik angeschlossene Auen wieder zurückgewonnen werden sollen und die Vorhaben in Konkurrenz zu anderen Flächennutzungen stehen. Nach Angaben von Jährling (1997) gibt es allein in Sachsen-Anhalt ein Potential von rd. 20.000 ha Fläche, das theoretisch für die Erweiterung der Retentionsflächen genutzt werden könnte. Somit muß entschieden werden, in welchem Umfang konkurrierende Nutzungen verdrängt werden sollen, wenn eine nachhaltige Entwicklung in der Stromlandschaft Elbe erreicht werden soll.

Die durch die Monetarisierung gewonnenen Informationen würden daher *einen* wichtigen Beitrag zur umweltpolitischen Zielfindung leisten, denn es kann nicht davon ausgegangen werden, daß umweltpolitische Entscheidungen mit dem Ziel einer nachhaltigen Entwicklung in dieser Stromlandschaft jenseits ökonomischer Abwägungen getroffen werden können. Derartige Entscheidungen ziehen immer allokativen und distributiven Auswirkungen nach sich und können sich letztlich nicht dem Phänomen der Knappheit und dem daraus abzuleitenden Postulat der Effizienz entziehen.⁶ Einen Vorschlag für die Integration der ökonomischen Bewertung legen Jabukowski ET AL. (1997) vor, der folgendermaßen skizziert werden kann: Ausgehend von definierten Schutzobjekten sei es zunächst die Aufgabe von Naturwissenschaftlern, Indikatoren zu ermitteln, die die Belastung der Schutzobjekte hinreichend beschreiben. In einem weiteren Schritt würden dann Naturwissenschaftler und Mediziner Zielbandbreiten, d.h. aus ihrer Sicht jeweils tolerierbare Werte der Indikatoren, vorschlagen. Für diese würden dann jeweils Kosten-Nutzen-Analysen erstellt. Nach einer Diskussion der Zielbandbreiten im politischen Raum werden die Entscheidungsalternativen schließlich in einer allgemeinen Abstimmung den Stimmbürgern zur Wahl vorgelegt. Der Monetarisierung und

⁶ Vgl. hierzu die Ausführungen zur Rolle der ökonomischen Bewertung im Rahmen der umweltpolitischen Zielbestimmung in FROMM (1997) und KREUZBURG (1998).

der Kosten-Nutzen-Analyse kommt somit in diesem Verfahren die Aufgabe zu, den Bereich abzustecken, in dem eine optimale Lösung (vor dem Hintergrund der Knappheit) liegen könnte. Sie schränkt damit den Suchraum ein und verbessert die Informationsgrundlagen für die Entscheidung (vgl. Jabukowski et al. 1997).

Bisherige Arbeiten belegen zum Teil sehr deutlich, welchen Einfluß die Nachfrage bei Berücksichtigung im (umwelt-)politischen Zielfindungsprozeß haben würde: Sowohl für die Nutzung von Flüssen für die Schifffahrt (Meyerhoff et al. 1995, Meyerhoff und Petschow 1997) als auch für die Erzeugung von Wasserkraft an kleinen Fließgewässern (Meyerhoff und Petschow 1998) zeigen ökonomische Bewertungen dieses Nutzungskonfliktes, daß bei Berücksichtigung der von Natur und Landschaft ausgehenden Nutzen in den Wirtschaftlichkeitsberechnungen der Erhalt der Fließgewässer oftmals die aus ökonomischer Sicht (!) vorzuziehende Alternative ist. In Schönböck ET AL. (1997) wurden verschiedene Varianten eines Nationalparks Donauauen bewertet. Der Untersuchung lag die Annahme zugrunde, daß zwischen der Erhaltung der Donau-Auen in diesem Abschnitt und der Errichtung einer Staustufe mit Kraftwerk zur Stromerzeugung ein Konflikt besteht. U. a. wurde zur Bewertung auch eine Contingent Valuation durchgeführt. Mit ihrer Hilfe sollten die Non-use Values eines Donau-Auenparks ermittelt werden. Das Ergebnis zeigt, daß vor allem der Existenzwert mit rund 50 Prozent einen bedeutenden Teil des ökonomischen Wertes darstellt. Insgesamt zeigte sich, daß bereits bei Heranziehung von 20 Prozent der geäußerten Zahlungsbereitschaft der absolute wirtschaftliche Vorteil eines Laufkraftwerkes durch die Wertschätzungen für die Natur aufgewogen wird. Sanders, Walsh UND Loomis (1990) untersuchten die Wertschätzung für den Schutz ausgesuchter Flüsse in Colorado, USA. Die zugrundeliegende Frage war, welche Wertschätzung für die Erhaltung bzw. Schaffung dieser Flüsse als freifließend bestand. Auch hier zeigte sich, daß insbesondere die Non-use Values einen bedeutenden Anteil an der Wertschätzung haben. Loomis (1996) untersuchte, wie hoch die Wertschätzung für den Abbau zweier Dämme am Fluß Elwha (Bundesstaat Washington, USA) ist. Durch den Abbau sollte wieder ein naturnaher Zustand des Flusses erreicht werden. Befragt wurden nicht nur Haushalte aus der betroffenen Region und dem Bundesstaat, sondern auch den übrigen USA. Die für die Haushalte in den übrigen USA ermittelte durchschnittliche Zahlungsbereitschaft von 68\$ deutet auch hier an, daß den Non-use Values ein maßgeblicher Anteil am gesamten Wert zukommt. Gonzáles-Cabin und Loomis (1997) untersuchten schließlich die Wertschätzung der Bevölkerung in Puerto Rico für die Unterlassung eines Dammbaus im Rio Mameyes. Es zeigte sich eine deutliche Wertschätzung für die Erhaltung des Flusses als freifließend und mit ausreichender Wassermenge, um seine ökologische Integrität zu erhalten.

4 Total Economic Value und Contingent Valuation Method

4.1 Total Economic Value von Natur und Landschaft

Ein umfassendes Konzept zur Ermittlung des ökonomischen Wertes von Natur und Landschaften stellt der *Total Economic Value* (TEV) dar (Pearce 1993, S. 15). Grundgedanke ist, daß der gesamte ökonomische Wert aus mehreren Wertkategorien besteht. Die Zusammensetzung läßt sich wie folgt beschreiben:

Tabelle 1: Total Economic Value

Total Economic Value (TEV)			
nutzungsabhängige Werte +			nicht-nutzungsabhängige Werte Existenzwert
Direkte Werte +	Indirekte Werte +	Optionswert +	
ökonomische Bewertungsverfahren			
<ul style="list-style-type: none"> • Marktanalyse • Reisekostenansatz • Hedonischer Preisansatz • direkte Zahlungsbereitschaftsanalyse (CVM) 	<ul style="list-style-type: none"> • Vermiedene Schadenskosten • Ausgaben für präventive Maßnahmen • Bewertung von Veränderungen der Produktivität • Wiederherstellungskosten 	<ul style="list-style-type: none"> • direkte Zahlungsbereitschaftsanalyse (CVM) 	<ul style="list-style-type: none"> • direkte Zahlungsbereitschaftsanalyse (CVM)

Während direkte, indirekte und Optionswerte im Zusammenhang mit der Nutzung bzw. einer möglichen zukünftigen Nutzung stehen, wird der von Krutilla (1967) eingeführte Existenzwert als unabhängig von einer – sowohl tatsächlichen als auch potentiellen – Nutzung angesehen. Er beruht lediglich auf dem Wissen um die Existenz einer Ressource.⁷ Als Beleg dafür, daß es für die Existenz von Umweltgütern eine Wertschätzung gibt, werden in der Literatur mindestens zwei Faktoren immer wieder angeführt (z. B. Blöchliger 1992, S. 20): Zum einen seien Individuen bereit, für den Erhalt von Tierarten, wie z. B. Walen, Geld zu spenden, ohne daß sie jemals eine Nutzung im Sinne der Use-Values beabsichtigen. Zum anderen wird der Einsatz und die Unterstützung für die Errichtung von Kernzonen in Naturschutzgebieten, die nicht betreten werden dürfen, als ein Anzeichen hierfür gesehen.

Studien, in denen explizit auch Non-use Values ermittelt wurden, zeigen, daß diese einen erheblichen Anteil am gesamten ökonomischen Wert natürlicher Ressourcen ausmachen können. Je nach dem, wie groß der Kreis der von Veränderungen der Umweltqualität betroffenen ist, können sich für die Non-use Values Werte ergeben, die aggregiert ein Vielfaches über den Use-Values liegen (vgl. Garrod und Willis 1996 sowie Bateman und Langford 1997). Damit kommt den Non-use Values eine bedeutende Rolle zu: Ihre Einbeziehung in Kosten-Nutzen-Analysen kann den Ausschlag dafür geben, ob der Erhalt oder die Nutzung natürlicher Ressourcen aus ökonomischer Sicht die vorzuziehende Alternative ist.

4.2 Contingent Valuation Method als adäquate Bewertungsmethode

Sollen auch die Non-use Values ermittelt werden, dann ist die Contingent Valuation Method (CVM) die derzeit wichtigste Bewertungsmethode. Sie hat darüber hinaus den weiteren Vorteil, daß mit ihr zukünftige Zustände bewertet werden können. Bei der CVM wird mit Hilfe strukturierter Interviews direkt danach gefragt, wie hoch die Wertschätzung der Individuen,

⁷ Vgl. zur Definition und Bewertung von Non-use Values siehe CROWARDS (1995) und CARSON ET AL. (1999).

ausgedrückt in ihrer Zahlungsbereitschaft, für die Verhinderung oder die Erreichung bestimmter Umweltveränderungen ist.

Generell kann der Aufbau einer CVM-Studie in drei Stufen unterteilt werden (vgl. Ahlheim 1995). In der ersten Stufe wird, nach einigen allgemeineren einleitenden Fragen, den Befragten das zu bewertende Gut beschrieben, welches ihnen auf dem hypothetischen Markt angeboten werden soll. In der zweiten Stufe werden dann die Zahlungsmodalitäten vermittelt. Hierzu gehören einerseits die Angabe eines Zahlungsinstrumentes sowie der Verweis auf die Budgetrestriktion des Befragten (Geld fehlt für den Erwerb anderer Güter), andererseits die Bereitstellung von Informationen über den Zusammenhang zwischen eigener Zahlungsbereitschaft und der späteren Versorgung mit dem zu bewertenden öffentlichen Gut. Schließlich wird in der dritten Stufe die Frage nach der eigentlichen Zahlungsbereitschaft gestellt. Zur dritten Stufe gehören weiterhin Fragen nach dem sozioökonomischen Hintergrund des Befragten (Einkommen, Alter, Bildungsstand, Mitgliedschaft in Umweltorganisationen etc.). Anschließend erfolgt die Auswertung der Befragungsergebnisse, u. a. mit Hilfe statistischer und ökonometrischer Verfahren, sowie darauf aufbauend die ökonomische Interpretation.

Die Zuverlässigkeit der mit der CVM ermittelten Werte für die individuellen Wertschätzungen wird kontrovers erörtert. Elsasser (1996, S. 75) folgend läßt sich die Kritik zwei Gruppen zuordnen: Ein Teil der Kritiker geht davon aus, daß die geäußerte Zahlungsbereitschaft zwar auch von den wahren Präferenzen der Nutzer geprägt, darüber hinaus aber von anderen, situationsspezifischen Einflüssen verfälscht würde. Diese Position bezeichnet Elsasser als Hypothese schwacher „Verzerrungen“. Darüber hinaus gibt es die Gruppe von Kritikern, die dem Ansatz der „starken Verzerrung“ zuzuordnen sind. Ihnen folgend wäre die geäußerte Zahlungsbereitschaft von der wahren Zahlungsbereitschaft der Befragten völlig unabhängig. Sie stelle lediglich eine Funktion anderer Einflüsse dar. Würden die Individuen aber von ihrer „wahren“ Zahlungsbereitschaft systematisch und deutlich abweichende Werte nennen, dann wären die mit CVM gewonnen Informationen u. a. als Beitrag zur umweltpolitischen Zielfindung, wie er auch mit der hier beantragten Studie beabsichtigt wird, nicht verwendbar.

Insbesondere im Anschluß an das Unglück der Öltankers Exxon Valdes nahm die Debatte um die Zuverlässigkeit der Methode an Schärfe zu. Grund hierfür war, daß in den USA die Non-use Values mittlerweile zur Bewertung von Schäden vor Gericht anerkannt waren (vgl. Endres und Holm-Müller 1998). Entsprechend höher lagen daher auch die Summen, die Exxon für die durch den Tankerunfall entstandenen Schäden zahlen sollte: Die von Carson et al. ermittelte Wertschätzung für die betroffenen Gebiete resultierte zum großen Teil aus Non-use Values. Exxon gab daraufhin einige Studien in Auftrag, mit denen die Zuverlässigkeit der CVM als Bewertungsmethode geprüft werden sollte. Das Ergebnis war mehrheitlich, daß die Zuverlässigkeit der CVM nicht hinreichend sei, um die Ergebnisse als Grundlage insbesondere zur monetären Bewertung von Schäden heranzuziehen. Die auf einer Konferenz vorgestellten Ergebnisse (vgl. Hausman 1993) haben auf der Seite der Befürworter zu entsprechen-

den Reaktionen und Forschungsanstrengungen geführt.⁸ In der Diskussion spielen vor allem die folgenden Verzerrungsmöglichkeiten eine Rolle: Strategisches Verhalten (*Strategic Bias*), Hypothetischer Charakter (*Hypothetical Bias*), Zuordnungsfehler (*Part-Whole-Bias* bzw. *Embedding*), Beeinflussung durch Informationen (*Information Bias*).⁹

Die Forschung der letzten Jahre hat zum einen gezeigt, daß einige dieser Fehlerquellen nicht den verzerrenden Einfluß haben, den die theoretische Betrachtung nahelegte. Beispiel hierfür ist der Anreiz zu strategischem Verhalten: Während die theoretische Betrachtung nahelegt, daß strategisches Verhalten in hohem Maße rational wäre, zeigen die Ergebnisse von Umfragen und Experimenten ein viel geringeres strategisches Verhalten zum Teil selbst dann, wenn die Rahmenbedingungen der Untersuchung dies nahelegten (vgl. Weimann 1996). Carson (1997) kommt bei der Analyse des Embedding-Effektes zu der Einschätzung, daß ein verzerrender Einfluß dieses Effektes für die überwiegende Zahl der Studien zurückgewiesen werden kann. Insbesondere weist er darauf hin, daß in 19 der Studien auch Non-use Values ermittelt wurden und trotzdem kein signifikanter Einfluß festgestellt werden konnte.

Richtlinien für die Durchführung der CVM hat das NOAA-Panel (Arrow et al. 1993) aufgestellt. Das Panel wurde als Reaktion auf die durch das Tankerunglück der Exxon Valdes ausgelöste Debatte um die Zuverlässigkeit der kontingenten Bewertung eingerichtet und sollte die Verlässlichkeit der CVM für die Erfassung von Non-use Values bei der Bewertung von Schäden für die Verwendung in Gerichtsverfahren überprüfen. Das NOAA-Panel kam insgesamt zu dem Ergebnis, daß die Methode zur Messung auch der Non-use Values geeignet sei; allerdings nur unter der Bedingung, daß bestimmte Richtlinien bei Entwurf und Durchführung der Studien berücksichtigt werden. Darüber hinaus kann die Messung sog. Einstellungen (*Attitudes*) im Rahmen der CVM als ein wichtiger Ansatz zur Einschätzung der geäußerten Zahlungsbereitschaften angesehen werden. Nach *Stade* sind soziale Einstellungen „*erlernte, relative überdauernde Wahrnehmungsorientierungen und Reaktions- bzw. Handlungsbereitschaften; sie sind verhaltenswirksam und dabei explizit evaluativ, d.h. bewertend auf eine Klasse sozialer Objekte bezogen*“ (zitiert nach Spada 1990). In den Befragungen wird daher nicht nur nach der Zahlungsbereitschaft gefragt, sondern es wird versucht, Einstellungen der Befragten gegenüber dem Bewertungsobjekt zu messen. Die so gewonnenen Informationen über die Einstellungen der Betroffenen werden dazu genutzt, zu prüfen, ob die geäußerten Zahlungsbereitschaften eher von ökonomischen Größen (z. B. Einkommen) oder eher von den Einstellungen (z. B. zum Naturschutz allgemein) bestimmt werden (vgl. Wierstra 1996 und Spash 1998).

5 Fazit und Forschungsfragen

Soll den ökologischen Zielen der EU-Wasserrahmenrichtlinie näher gekommen werden, dann, so die hier vertretene Auffassung, kann die ökonomische Bewertung hierzu einen wichtigen Beitrag leisten. Er wird darin gesehen, daß sie über die mit Hilfe der Bewertungsverfahren

⁸ Zum Stand der Diskussion siehe Bateman und Willis (1999) sowie die Beiträge in Bjornstad und Kahn (1996) und in Kopp, Pommerehne und Schwarz (1997).

⁹ Für einen Überblick über die Diskussion vgl. Meyerhoff (1999) und die dort angegebene Literatur.

gewonnenen Informationen zur umweltpolitischen Zielfindung beiträgt. Dies ist vor allem vor dem Hintergrund bedeutend, daß die Verfolgung der ökologischen Ziele wie die hier vor allem in den Vordergrund gestellte Erhaltung oder Verbesserung der Gewässerstruktur (Abbau von Querverbauungen wie Dämmen, Rückbau von längsseitigen Deichen zur Rückgewinnung von Retentionsflächen) mit Nutzungskonflikten verbunden sein werden. Damit stellt sich dann aber die Frage, welcher der jeweils möglichen Nutzungen der Vorzug gegeben werden soll. Um sie beantworten zu können, ist die Bewertung der verschiedenen Nutzungsalternativen *eine* notwendige Voraussetzung (vgl. Bingham et al. 1995, Spash 1997).

Da die Verbesserungen als öffentliches Gut anzusehen sind, werden diese Informationen nicht automatisch über die Institution Markt zur Verfügung gestellt. Sie können aber durch die Ermittlung der Zahlungsbereitschaft insbesondere mit Hilfe der CVM ermittelt werden. Auf dieser Grundlage ließe sich entscheiden, welche Entwicklungsalternative – Schützen oder Nutzen - aus gesellschaftlicher Sicht vorzuziehen ist. Der CVM kommt besondere Bedeutung zu, da zum einen mit ihrer Hilfe die sogenannten Non-use Values ermittelt werden können. Ihnen dürfte im Rahmen des Total Economic Value von Flußlandschaften bei entsprechenden Konflikten bei der Realisierung ökologischer Ziele eine größere Bedeutung zukommen. Andere Studien, in denen der gesamte ökonomische Wert – nicht nur für Feuchtgebiete – ermittelt wurde, legen diese Vermutung nahe. Und in diesem Fall sind Methoden wie die Kosten-Nutzen-Analyse und die Contingent Valuation Method als Verfahren zur Bewertung öffentlicher Güter wichtige Werkzeuge, um die Nutzungskonflikte sichtbar zu machen, ihre Größenordnung aufzuzeigen und um sie auch einer Abwägung und damit einer Lösung zuzuführen zu können.

Zum Abschluß seien vor dem Hintergrund der obigen Ausführungen noch einige Forschungsaufgaben im Zusammenhang von ökonomischer Bewertung und Wasserrahmenrichtlinie der EU aufgeführt:

- Systematische Strukturierung der ökologischen Leistungen, die die verschiedenen Ökosysteme innerhalb von Flußeinzugsgebieten leisten können und die aufgrund dessen potentiell „ökonomischen Wert“ haben (Vgl. Daily 1997, Simpson und Christensen 1997).
- Die Berücksichtigung insbesondere von Non-use Values und der sog. indirekten Werte, d.h. von Ökosystemleistungen, die nur schwer über individuelle Präferenzen zu erfassen sind.
- Untersuchung der Akzeptanz und der Verarbeitungsfähigkeit der durch die ökonomische Bewertung gewonnenen Informationen durch die an den umweltpolitischen Zielformulierungen beteiligten Institutionen.
- Die Berücksichtigung der späteren Möglichkeit von Benefit-Transfer (vgl. hierzu Willis und Garrod 1995) bei der Durchführung zukünftiger Bewertungsstudien.

Literatur

- Ahlheim, M. (1995): Nutzen-Kosten-Analyse und kontingente Evaluierung bei der Bewertung von Umweltprojekten. *Staatswissenschaften und Staatspraxis* 6(3), S. 317-358
- Ankele, K.; Meyerhoff, J. (1997): Ökonomisch-ökologische Bewertung. Verfahren zur Bewertung und ihre Grundannahmen. Informationsdienst Ökologisches Wirtschaften 3/4, S. 8-11
- Arrow, K. et al. (1993): Report to the NOAA-Panel on Contingent Valuation. In U.S. Federal Register 58(10), S. 4602-4614
- Bateman, I.J.; Willis, K.G. (1999): Valuing Environmental Preferences. Theory and Practice of the Contingent Valuation Method in the US, EG and Developing Countries. Oxford University Press, Oxford
- Bateman, I.J.; Langford, I.H. (1997): Non-users' Willingness to Pay for a National Park: An Application and Critique of the Contingent Valuation Method. *Regional Studies* 31(6), S. 571-582
- Bingham, G.; Bishop, R. et al. (1995): Issues in ecosystem valuation: improving information for decision making. *Ecological Economics* 14(2), S. 73 - 90
- Blöchliger, H. (1992): Der Preis des Bewahrens. Eine Ökonomie des Natur- und Landschaftsschutzes. Ruediger, Chur
- BMBF (1995): Forschungskonzeption ökologische Forschung in der Stromlandschaft Elbe (Elbe-Ökologie). Bonn
- Bornhöft, D.; Meyerhoff, J. (Hg.) (1997): Umwelt-/Sozio-Ökonomie im Forschungsprogramm Elbe-Ökologie. Institut für ökologische Wirtschaftsforschung, Berlin
- Bjornstad, D.J.; Kahn, J.R. (Hg.) (1996): The Contingent Valuation of Environmental Resources. Methodological Issues and Research Needs. Edward Elgar, Cheltenham, 305 S.
- Carson, R.T.; Flores, N.E.; Mitchell, R.C. (1999): The Theory and Measurement of Passive-Use Value. In: Bateman, I.J.; Willis, K.G. (Hg.): Valuing Environmental Preferences. Theory and Practice of the Contingent Valuation Method in the US, EU, and Developing Countries. Oxford University Press, Oxford, S. 97 - 130.
- Crowards, T. (1995): Nonuse Values and Economic Valuation of the Environment: A Review. Working Paper 25. CSERGE, London, S. 45 ff.
- Daily, G. (1997) (Hg.): Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems. Island Press, London
- Elsasser, P. (1996): Der Erholungswert des Waldes. Monetäre Bewertung der Erholungsleistung ausgewählter Wälder Deutschlands. J. D. Sauerländer, Frankfurt/M.
- Endres, A.; Holm-Müller, K. (1998): Die Bewertung von Umweltschäden. Theorie und Praxis sozioökonomischer Verfahren. Kohlhammer, Stuttgart
- Garrod, G. D.; Willis, K. G. (1996): Estimating the Benefits of Environmental Enhancement: A case study of the River Darent. *Journal of Environmental Planning and Management* 39(2), S. 189-203
- Hausman, J. A. (Hg.) (1993): Contingent Valuation. A Critical Assessment. Elsevier, Amsterdam
- Internationale Kommission zum Schutz der Elbe (ISKE) (1994): Ökologische Studie zum Schutz und zur Gestaltung der Gewässerstrukturen und der Uferandregionen der Elbe. Magdeburg
- Jährling (1997): Mündliche Mitteilung während eines Statusseminars im Rahmen des Forschungsprogramms Elbe-Ökologie in Rühstedt, Juni 1997
- Jakubowski, P.; Tegner, H.; Kotte, S. (1997): Strategien umweltpolitischer Zielfindung. Eine ökonomische Perspektive. Lit, Münster
- Kopp, R.J.; Pommerehne, W.W.; Schwarz, N. (Hg.) (1997): Determining the Value of Non-Marketed Goods. Kluwer Academic Publishers, Boston, Dordrecht
- Krutilla, J.V. (1967): Conservation Reconsidered. *American Economic Review* 57, S. 777-786
- Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) (1996): Nationale Gewässerschutzkonzeption. Aktuelle Schwerpunkte. Beschluß der 107. LAWA-Vollversammlung
- Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (LfU B-W) (1995): Morphologischer Zustand der Fließgewässer in Baden-Württemberg (Handbuch Wasser 2)
- Loomis, J. (1996): Measuring the economic benefits of removing dams and restoring the Elwha River: Results of a contingent valuation survey. *Water Resources Research* 2, S. 441-447
- Meyerhoff, J.; Petschow, U. (1995): Natur und Umwelt in der Kosten-Nutzen-Analyse der Bundesverkehrswegeplanung. *Zeitschrift für angewandte Umweltforschung* 8 (4), S. 544 - 556
- Meyerhoff, J.; Petschow, U. (1998): Umweltverträglichkeit kleiner Wasserkraftwerke. Texte des Umweltbundesamtes 13/98, Berlin
- Meyerhoff, J.; Petschow, U.; Soete, B. (1995): Die Wirtschaftlichkeit des Verkehrsprojektes Deutsche Einheit Nr. 17. Berlin, IÖW.
- Pearce, D. W. (1998): Environmental Appraisal and Environmental Policy in the European Union. *Environmental and Resource Economics* 11(3-4), S. 489-501
- Pearce, D.W. (1993): Economic values and the natural world. Island Press, London

- Riecken, U.; Ries, U.; Ssymank, A. (1994): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen der Bundesrepublik Deutschland. Greven
- Sanders, L.D., Walsh, R.G., Loomis, J.B. (1990): Towards Empirical Estimation of the Total Value of Protecting Rivers. *Water Resources Research* 7, S. 1345–1357
- Simpson, R.D.; Christensen, N.L.J. (1997): Ecosystem Function and Human Activities. Chapman & Hall, New York
- Spada, H. (1990): Umweltbewußtsein: Einstellungen und Verhalten. In: Kruse, L.; Graumann, C.-F.; Lankmann, E.-D. (Hg.): Ökologische Psychologie. Ein Handbuch in Schlüsselbegriffen. Psychologie Verlags-Union, München, pp. 623 - 631
- Spash, C. (1997): Environmental Management without Environmental Valuation? In: J. Foster. (Hg.): Valuing Nature? Economics, Ethics and Environment. Routledge, London et al., S. 170-186.
- Spash, C. (1998): Environmental Values and Wetland Ecosystems: CVM, Ethics and Attitudes. In: O'Connor, M. (Hg.): The Valse Project: Full Final Report. Chapter 6-B., Paris
- Wierstra, E. (1996): On the domain of contingent valuation. Twente University Press, Enschede, 328 S.
- Willis, K., Garrod, G. (1995): Transferability of Benefit Estimates. In: Willis, K., Corkindale, J. (Hg.): Environmental Valuation. New Perspectives. Oxon. Cab International, S. 191 - 212

Social Objectives in the Model-Based Evaluation of Natural Resource Management Options

Marion Glaser & Uta Berger

Zentrum für Marine Tropenökologie (ZMT), Bremen

ABSTRACT: The paper attempts, at the conceptual level and to prepare future model implementation, the inclusion of non-economic social factors into natural resource management decision modelling. Our presentation is based on three years of research in a mangrove area in North Brazil.¹ The first objective is to construct a model of the social implications of mangrove resource management options. A second envisioned stage of the work would be the identification of intersections/interfaces between the social and the economic and ecological models for the studied mangrove region in order to obtain a complex "multi-systemic" model which offers a comprehensive range of evaluation parameters for the policy options under consideration. Economic and ecological models are here only explained to the extent necessary for the social model.

Our point of departure is the resource management policy. An economic impact, namely the income change resulting at the household level from any one of a range of possible alternative natural resource management policy options is the primary and most easily detectable policy effect. As a follow-on "secondary"² effect, social change, for example for the variable "distributional equity" is then presented for different income classes of affected households.

1 Introduction

Modelling has increasingly become an instrument for the analysis and evaluation of natural resource management options. The more integrated interdisciplinary models (Meadows et al. 1992, Turner et al. 1998) usually take into account *ecological*, *economic* and often also *demographic* processes. *Societal* changes, on the other hand, tend to be excluded.

Modelling has been a pursuit of the natural sciences and of economics but considerably less frequently used in the non-economic social sciences such as sociology, anthropology, political and administrative sciences and law. One outcome of this in natural resources management is that interdisciplinary modelling work between the natural and socio-economic sciences has tended to consist of co-operations between the natural sciences and economics³, leaving out social science components that reach into the non-economic areas of institutional, cultural and social change. Although with the construction of various types of composite poverty indicators⁴, the international discussion has long advanced beyond defining development merely in income terms, the inclusion of social, cultural and institutional variables into natural resource management decision-making remains, as yet, largely to be achieved. As a result, the currently emerging "new generation" of "model-focussed" natural resource management

¹ The mangrove fringes of the estuary of the Caeté river, municipality of Braganca, State of Pará, north Brazil, location for the Mangrove Dynamics and Management Programme (MADAM).

² In the sense of order of occurrence not order of importance

³ Examples here are bio-economic modelling, the economic valuation of natural resources and Leontieff-type input-output models (Turner et al. 1998).

⁴ See UNDP poverty indicators UNDP Human Development Reports 1994 onwards which experiment with the inclusion of a range of social and institutional indicators into a poverty indicator to serve as an alternative to the traditional GDP index.

policy advice⁵ is in danger of either reducing social policy objectives such as social peace, equity or human rights to effective irrelevance, or, if despite their conspicuous absence in current models, social sustainability objectives are nonetheless recognised as important by decision-makers, of consigning its own aspirations to design utilised policy decision support instruments to failure.

There are certainly good reasons for the exclusion of the non-economic social sciences from modelling approaches so far. There is the common assumption that information relating to social processes is largely unquantifiable as well as the view that the behaviour of social actors and systems is more complex and unpredictable than that of the components of natural systems⁶ and that it is therefore less possible to explain social system dynamics via scientific "laws" and rules than is the case for purely ecological or economic dynamics. In contrast to economics with its mathematical and reductionist approach, the non-economic social sciences thus offer no obvious methodological parallels or clear interfaces with ecology and related natural sciences.⁷

This paper attempts, at the conceptual level and as a preparation for future data collection and model construction, the first conceptual steps towards the inclusion of non-economic social factors into natural resource management decision modelling. We use a mangrove area in North Brazil⁸ as our example and as the area for proposed future fieldwork. Our point of departure is the range of resource management options. The income change resulting at the household level from any one of a range of possible alternative natural resource management policies is the primary and most easily detectable policy effect. As a follow-on effect, *social* change for different income classes of affected households is then outlined.

This conceptual framework of social change is then, as a second step, integrated into a more comprehensive policy evaluation model of ecological, economic and social change. This interdisciplinary "multisystemic" model aims to include the range of relevant criteria of sustainability (see Table 1) originating with various disciplines and other stakeholder groups. The resolution of target conflicts between sustainability criteria will include strong elements of participatory research and modelling with non-expert stakeholders (see Costanza and Ruth 1996) and is expected to result in the possibility⁹ of better-informed resource management decisions.¹⁰

⁵ Examples of which are LOICZ projects (Turner et al. 1998), the Elbe-project (Horsch and Ring 1999) and also the initial proposal for the MADAM modelling approach (MADAM, 1995).

⁶ Funtowics et al. (1997 p. 76) refer to „subsystems possessing consciousness, purposes and ethical judgements“; see also Clayton & Radcliffe 1996.

⁷ See also Mitchell Waldrop (1992).

⁸ The mangroves fringes the estuary of the Caeté river, municipality of Braganca, State of Pará, north Brazil, location for the Mangrove Dynamics and Management Programme (MADAM).

⁹ Decision-making itself is beyond the tasks of the research project.

¹⁰ The research is conducted under the Brazilian-German Scientific Cooperation Agreement and financed by the German Federal Ministry for Education, Science, Research and Technology (BMBF) as part of the programme „Research Focus on the Ecology of Tropical Coastal Areas: Mangrove Management and Dynamics“ (No. 03F0154A). This is MADAM publication No **

Table 1: Elements of a Composite Sustainability Definition for Natural Resource Management Policies

Social Resilience or Sustainability	Economic Efficiency	Ecological Resilience
Cultural Identity and Diversity	Consumption of only capital flows but not stocks ;i. e. maintenance of equal capital at beginning and end of a consumption period	Maintenance of the productive capacity for renewable natural resources (i. e. consumption no higher than production)
Social peace maintenance/ conflict reduction		Maintenance of systemic sink functions (i. e. waste emissions no higher than absorptive capacities)
Distributional Equity	Achievement of objectives with the least possible consumption of resources	Protection of unique and/or non-renewable natural resources
Educational, health and nutritional minimum standards		
Adherence to accepted moral values (e. g. human rights, democracy, tolerance, racial and sexual non-discrimination)		
Demographic Dynamics		

2 Social Modelling

Our main goal is the analysis of the social effects of alternative policy options in the area of mangrove management. Modelling human behavioural choices involves the assumption of a certain constancy of motives and behaviour. This is controversial since „human system components“ do not necessarily repeat behaviour patterns under the same circumstances, as is more generally held to be the case with natural systems and also - somewhat controversially - assumed by economics via the *ceteris paribus* condition. However, human values, motivations and activities are dynamic and may also be manipulated. As a consequence, human reactions to an introduced policy change may, under otherwise the same circumstances, vary over time and space to a degree unheard of in positivist modelling practices (Rotmans and van Asselt 1996). The time horizon of social, - and economic - models is therefore likely to be far shorter than that of models of natural resource dynamics. By the time social models have been developed the danger is thus that their contextual parameters have changed therefore consigning the respective model to irrelevance.¹¹ It is also doubtful that all alterations in motivations and values can be taken into account even with short time-horizons. The phenomenon, well-known in economics and social science of only being able to explain (“model”) socially

¹¹ Compare forest sustainability modelling which employs time horizons of decades or, for some species, centuries with value-dependent human activity modelling.

and economically caused phenomena “after the fact” arises out of this¹². It is clear then that fast and adaptive modelling approaches are required to represent social dynamics.

Notwithstanding the above caveats, natural resource decision-making needs to include social variables. If modelling is becoming a main instrument of decision-support for natural resources management, as appears to be the case, social variables need to become an integral part of such modelling. Even if it can not always be assumed that the task of natural resource management is perceived to also include social and economic targets, we argue that politically feasible natural resource management *at least* needs to aim at keeping within *social and economic minimum requirements*. In other words the “creation” of for example violent conflict or the deepening of poverty via *ecologically* sustainable resource management options needs to be evident in integrated multidisciplinary models if these are to become an effective decision-making aid.

There is a wide range of possible social and economic effects of natural resource management decisions. Particularly in the poorer and generally more populated tropical latitudes, classic resource management instruments such as use prohibitions, protected zones or closed seasons can have far-reaching social and economic implications. Possible consequences of natural resource management policies are land loss, increased unemployment, migration or other demographic changes and/or loss of incomes. The possibility and likely degree of secondary effects such as increases in child labour, rising illiteracy rates and gender inequality indicators, effects on the health situation, as well as the increasing incidence of violent resource conflicts have to be examined. The likelihood of various combinations of negative consequences of different natural resource management options as well as the probability and strength of the conceivable positive socio-economic potentials of different ecosystem management approaches have to be assessed and included into the planning of holistically sustainable management concepts. This can only be done within the specific cultural, social and institutional-political context of each management situation. The optimal scale for social and economic modelling is thus not necessarily the same as that for the modelling of the natural resource dynamics of any particular ecosystem/economy/society complex. However, irrespective of the scale problematic which also appears in the combination of ecological with economic models, the major difference between ecology/economics on the one hand, and social sciences on the other is the modelling technique itself: For social modelling a reliance on participatory techniques is likely while economic/ecological modelling is rule and functions-oriented. The combination of these different types of models is a major challenge for the future.

On the “social side” participatory forms of investigation and stakeholder analysis (Schönhuth and Kievelitz 1993, Grimble and Wellard 1996) are a main vehicle to overcome „the inconstancy of the human factor“. In line with the flexible character of human objectives and value judgements, participatory techniques are becoming a central instrument in a continuous

¹² Currency exchange rate alterations and stock market changes are economic examples; the alteration of attitudes and actions concerning the environment in Western Europe in recent decades is one such sociological phenomenon for which explanatory models typically develop „after-the-fact“.

process which feeds into a comprehensive and dynamic model. Models for natural resource management need therefore to be regarded as temporary and flexible decision-making aids, responsive to the outcomes of participatory modelling exercises which would ideally form part of a continuous and increasingly democratic resource or ecosystem management process.

Experience in recent decades with management plans later confined to mere shelf existences has shown that the inclusion of affected parties and other interest groups ("stakeholders") and effective communication between system users and political decision-makers are essential if management plans are not merely to remain unimplemented theoretical constructs or controversial bones of contention among conflicting interest groups.

In order to increase the likelihood of economically and socially desirable natural resource management approaches, our social and economic modelling intends:

- to develop, evaluate and compare alternative natural resource management scenarios in terms of the spectrum of their respective economic and social consequences for different groups of affected stakeholders,
- to serve as an instrument of communication between interest groups affected by the assessed natural resource policy options, and decision-makers and also between researchers of different scientific disciplines,
- to increase the scope for comprehensive interdisciplinary approaches to natural resource management,
- to improve the implementation feasibility and increase the degree of democratic consent to the developed resource management approaches through the participatory research and planning elements.

The above stands somewhat in contrast to what is typically expected of the social sciences in natural resource management, in particular in natural science-led NRM¹³-projects, namely to define and quantify the predatory role of humanity in ecosystems otherwise considered „natural“ (ZMT 1995).

We are here then here *not* attempting to gauge the human impact on mangrove ecosystem dynamics¹⁴, but, on the contrary, we intend to contribute to the construction of interdisciplinary, holistic and therefore policy-relevant evaluations of alternative ecosystem management approaches via the elaboration of social (and also economic) sustainability indicators and their subsequent application to policy options designed to create ecological sustainability conditions

Figure 1 is our first attempt to construct a conceptual model which delineates some¹⁵ main components of social policy requirements. The general objective of the social system model is the achievement or maintenance of at least minimum social sustainability or social resilience

¹³ Natural Resources Management

¹⁴ Other ongoing research in the MADAM programme is undertaking this with the involvement of the authors of this paper.

¹⁵ Additional stakeholder and participatory analysis will check and further develop these criteria.

conditions.¹⁶ Social Resilience, and its limits are initially defined by the following variables: Cultural Identity and Diversity, Social Peace and Conflict, Distributional Equity and Institutional Effectiveness. Via an open box (???) Figure 1 leaves room for the inclusion of further components, to become evident in participatory modelling exercises. One possibility here is the direction and stability of demographic change (i. e. impacts on birth rates, mortality and migration patterns). Institutional Effectiveness is here understood as the effectiveness and degree of autonomy of important social institutions such as education, health, food security, the family unit, existing resource management regimes and the realised degree of co-operation in society.

The inclusion of *equity* criteria allows for an element of social justice, or at least for the incorporation of some minimum conditions for social stability and peace into the comparison of alternative outcomes of natural resource management options. It becomes possible to devise natural resource management scenarios in which undesirable social and economic policy outcomes such as socio-economic polarisation processes or resource conflicts are identified, and prevented or mitigated. The early inclusion of direct users into the modelling and management planning process and the option of compensation to those most burdened by policy outcomes as part of a natural resources policy proposal are central advantages over conventional modelling approaches. In order to avail ourselves of those advantages, we intend to employ a higher weighting of the costs and benefits of poorer ecosystem stakeholders via an „inequality coefficient“ (see Adger 1997 and Figure 2 below).

The rationale for such an inequality coefficient can be explained via the theory of decreasing marginal utility¹⁷ as the additional (or lost) utility of every additional unit of income for the respective income groups among the population affected by the management decision in question. Despite these theoretical underpinnings, it is, however, not possible to derive the weighting for an inequality coefficient from empirical data. On the contrary, such weighting is in the final analysis a political decision about the degree of desired equity - or acceptable inequality. Assigning the weighting to such an inequality coefficient is thus best achieved via some form of democratic, consensual process. This again underlines the significance of stakeholder participation and conflict management techniques for the management modelling process. Via a continuous and comprehensive information exchange among stakeholder populations (including system users, decision-makers and researchers) value judgements and target conflict solutions need to be found consensually. Recent developments in the social sciences such as conflict management analysis (Rijsberman et al. 1998) point the way. Moreover, it is more likely that a consensus on management objectives and user compliance even with unpopular decisions is achieved when management objectives have been agreed among major stakeholders. Box 1 illustrates an initial attempt at how the social modelling concept may be applied to the management of a major resource of the Caeté mangrove ecosystem, the mangrove crab (*ucides cordatus*).

¹⁶ The terms social sustainability and social resilience are here used interchangeably.

¹⁷ Classical economic theorem which postulates that each additional unit of consumption creates less additional utility than the previous one.

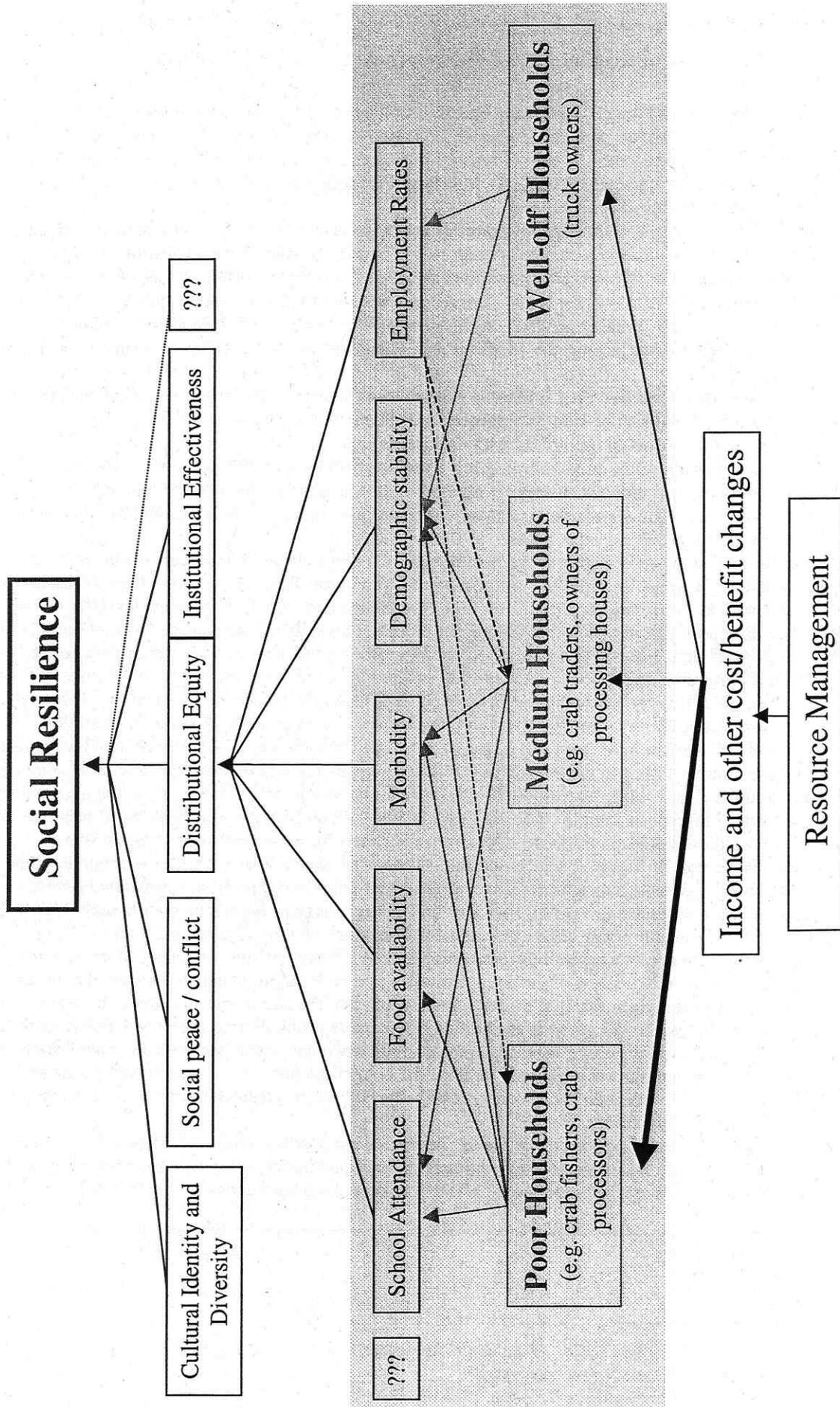


Figure 1

Box 1: Social Resilience and the mangrove crab (*ucides cordatus*)

The driver of the model in Figure 1 can be any one, or combination of the possible **Resource Management Policies**¹⁸ for the “mangrove crab”, (*ucides cordatus*). Policies under discussion for *ucides cordatus* are:

1) Absolute prohibition of capture, 2) Closed seasons (between 1 & 6 months), 3) Capture prohibitions for certain geographical areas (protected zones), 4) Minimum capture size, 5) The creation of “extractive reserves” with capture rights for crab fishers only.

Most affected by mangrove crab management policies are those sections of the human population which, in various ways, depend on the mangrove crab. In order to distinguish the **Distributional Equity** effects of the available policy options, the research area population is divided into three income groups: **Poor, Medium and Well-off Households**. Each income group disposes of a variety of mangrove-dependent as well as other income forms. The income forms dependent on the mangrove crab are *Crabfishers* and *Crabprocessors* among the **Poor**, *Crab traders* among the **Medium** and *Truck owners* (for product transport) among the **Well-off Households**.

The **Income and other Cost/Benefit Changes** in Figure 1 then show how many households of each household type gain or lose how much of their total income and which other changes accrue for the respective affected income groups as a result of each of the various possible policy options¹⁹.

The secondary effects above the **Income and other Cost/Benefit changes** indicate some of the highly dissimilar socio-economic dynamics which may be implied in income changes for the various income groups. The equity part of Figure 1 thus shows the – unequal - distribution of policy-related costs and benefits and the resulting income-group specific social changes.

Data exists for the lower part of Figure 1. Approximately 1000 of the about 2500 households in our research area are commercially engaged in mangrove crab fishing. Most of these, who belong to the **Poor Households** are multi-occupational but derive an average of 65% of their income from crab fishing; for 10% of rural households in the coastal research area crab fishing is practically the only income source (94% of household income)²⁰. A third of rural households in the major crab processing villages of the research area derive income from crab processing and for 5% of households in these locations crab processing is the only income source. It is clear then that the major impact of restrictions on mangrove crab capture would fall onto the shoulders of the direct producers who belong to the category of the rural poorest. **Medium Households** (of a determined “medium” income level) make up a smaller proportion of rural households than **Poor Households** and their income sources linked to the mangrove crab are in processing (entrepreneurial) and trade. Among the smallest group of rural households, the **Well-off Households**, income dependence on the mangrove crab exists in the form of investments in the transport sector (trucks) which have been undertaken in response to the expansion of improved roads in response to high urban demands for *ucides cordatus* in recent years.

The shaded middle part of Figure 1 depicts the follow-on social changes for each socio-economic group. Social science knowledge on common socio-economic dynamics (such as the positive correlation between income loss, reduced primary school attendance for girls and teenage pregnancies among poor households), and hypotheses based on local knowledge and/or theoretical deliberations on the social implications of changes in household incomes were used to generate income-group-specific “trees” of social change. More systematic empirical research on the implications of income gains and losses with sample populations from the three income groups is in the planning stage. It is evident now though, that the social impacts which the drastic income reductions implicated in policies such as absolute crab capture prohibition or prolonged closed seasons (policies 1 & 2 above) have for poor producer households could endanger social peace via the polarisation of rural socio-economic structures and could also threaten the cultural identity of the crab fisher population in the research region. If, in line with biodiversity, social diversity is an essential element of sustainability (Gadgil 1987), this is highly relevant.

Explanatory paths for other components of **Social Resilience** are needed. The establishment of extractive reserves for *ucides cordatus* for example affects cultural and occupational diversity, it may create social conflict and chances for success are dependent on the effectiveness of co-operative institutions in society.

¹⁸ Bold typescript indicates a state variable of the model in Figures 1 or 2, italics represents a variable

¹⁹ Such changes are to be evaluated in monetary terms.

²⁰ Grasso, personal communication about field data from Ph. D. in progress

Although, clearly, much remains to be done in the modelling of social sustainability, we believe this work to be a currently missing component of comprehensive decision-support models.

3 A Comprehensive Conceptual Model

Figure 2 outlines a structure to integrate the requirements of economic efficiency, social resilience and ecological resilience into a single model to inform mangrove management decision-making. For the purposes of systemic understanding for management planning, ecological, social and economic dynamics are clearly complementary and interdependent. In order to link our separate systemic models which in the first instance are being developed independently, the links, interfaces and areas of integration²¹ between ecological, economic and social models need to be identified.

Figure 2 shows the three major modelling areas of MADAM (ecological, economic and social) and the model interfaces and areas of integration we have identified so far. One major interface is between biological *Net Production* and the (human) resource *Harvest Effort*, i. e. between the ecological and the economic model complexes. Human resource use is the crucial link between the economic and ecological systems and it is, at the same time, usually the main target of natural resource management policy approaches.

An area of integration between ecological, economic and social models is the variable *Resource Management Practices*. Thus, a change from, for example, open access management to (closed) group management of crab resources has implications in all three systemic models. The juxtaposition of *Resource Management Policies* and *Resource Management Practices* in Figure 2 reflects the discrepancies between policy intentions and achieved implementation and is as such centrally important for the representation of "unintended effects" and linkages between systemic models.

4 Final Observation

The composite set of sustainability criteria introduced in this paper clearly possesses a large potential for target conflicts and incompatibilities. There is, for example, a possible target conflict between equity and ecological sustainability objectives in the planning of mangrove crab (*ucides cordatus*) management. The resolution of such a conflict which involves the income of major sections of the poor population in coastal North Brazil is unlikely without the consensus and co-operation of that population. Solutions to problems of unsustainable resource use which also need to ensure sustainable livelihoods will need imaginative inputs from a wide range of stakeholders, including most centrally the resource users themselves.

A further argument for the participatory planning and modelling advocated here is that the human and financial resource requirements for successful implementation of non-consensual

²¹ While...processes are linked (own emphasis) via input-output construction (sequential), integration allows processes, interaction and feedbacks to be taken into account simultaneously (Rotmans & van Asselt 1996 p.333)

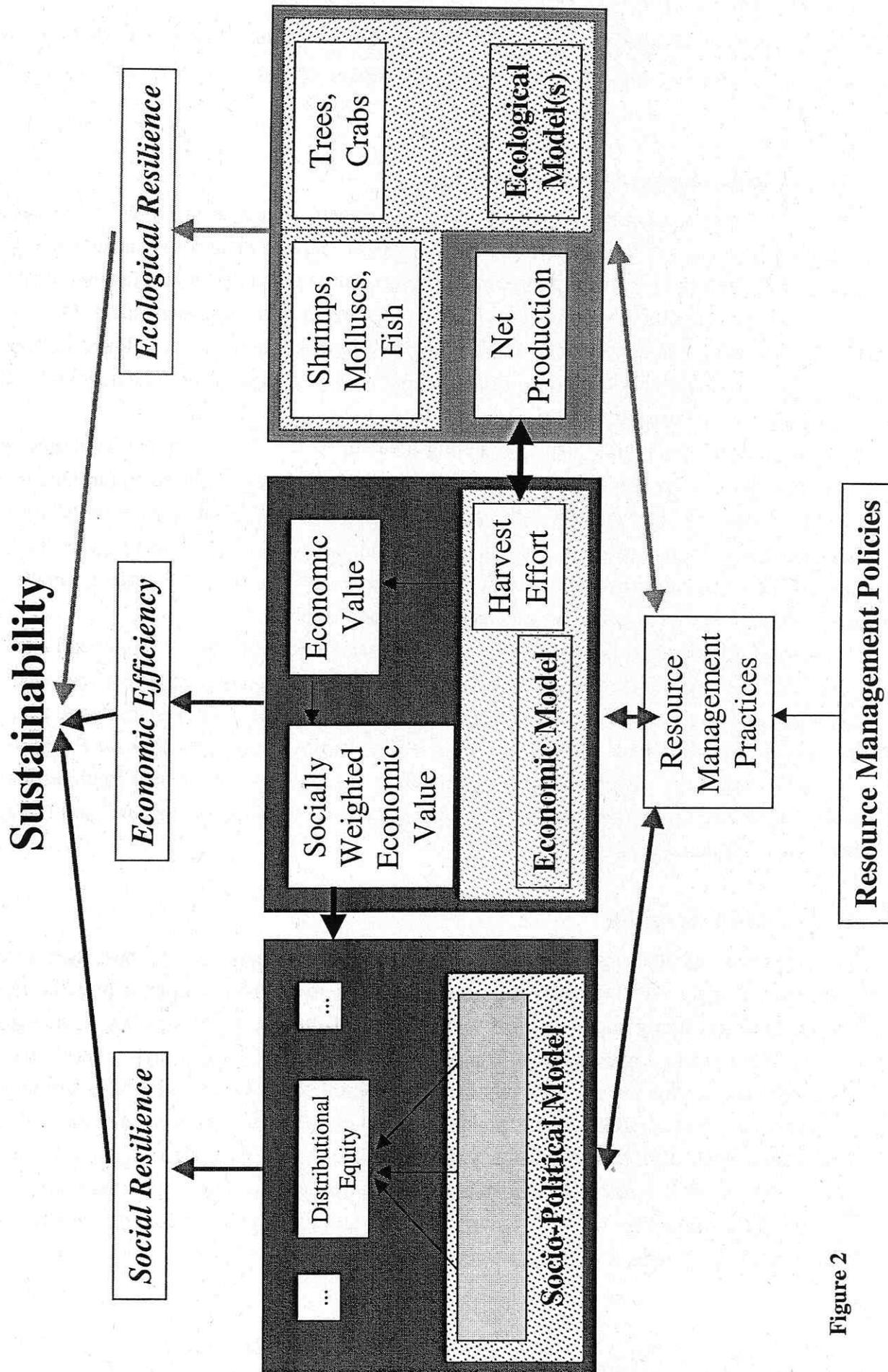


Figure 2

resource management practices usually surpass availability, even in wealthier industrialised states. Resource management policies based on stakeholder consensus, on the other hand, can utilise local social sanction and monitoring mechanisms and thus reduce the level of external monitoring and implementation inputs. For this reason also²² the emphasis on participatory research and modelling is maintained here even at the cost of a lesser degree of conceptual uniformity in the sustainability definition and in the structures and techniques of the models to be combined.

„The social model“ is to be an interactive and periodically changing instrument. In order to remain an up-to-date decision-support tool, the process of improving and further developing the model eventually has to come to rest with users and political decision-makers. Future fieldwork will show in how far this can also apply to the ecological and economic elements of a holistic multi-systemic model.

REFERENCES

- Adger, N. (1997): Modelling the Incidence and Implications of Economic Values of Coastal Resources. LOICZ Open Science Meeting. Amsterdam 10-13 October 1997
- Costanza, R.; Ruth, M. (1996): Dynamic Systems Modeling for Scoping and Consensus Building. Presentation at the Inaugural Conference of the European Chapter of the International Society for Ecological Economics. Paris. France. 23-25 May 1996
- Clayton, A.M.H.; Radcliffe, N. J. (1996): Sustainability A Systems Approach. Earthscan WWF & Institute for Policy Analysis and Development. Newcastle
- Farrington, J.; Carney, D.; Ashley, C.; Turton, C. (1999): Sustainable Livelihoods in Practice: Early Applications of Concepts in Rural Areas. ODI Natural Resource Perspectives 42
- Funtowics, S.; O'Connor, M.; Ravetz, J. (1997): Emergent Complexity and Ecological Economics. In: Van den Bergh & van der Straaten, a.a.O.
- Gadgil, M. (1987): Diversity: Cultural and Biological. In: TREE 2(12)
- Glaser, M.; Grasso, M. (1999 in press): Multiple Assessment Methodologies for the Economic Valuation of an Ecosystem and Implications for Management: The Example of Caeté Bay Mangroves, Pará State, North Brazil. In: INTERCOAST. University of Rhode Island
- Goodland, R. (1995): The Concept of Environmental Stability. Annual Review of Ecological Systems 26, pp. 1-24
- Grimble, R.; Wellard, K. (1996): Stakeholder Methodologies in Natural Resource Management: A Review of Principles, Contexts, Experiences and Opportunities. Agricultural Systems 55(2), pp. 173-193
- Horsch, H.; Ring, I. (Hrsg.) (1999): Naturressourcenschutz und wirtschaftliche Entwicklung – Nachhaltige Wasserbewirtschaftung und Landnutzung im Elbeinzugsgebiet. UFZ-Bericht Nr. 16/1999. Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle. Leipzig
- Jordan, A.; O'Riordan, T. (1995): The Precautionary Principle in Contemporary Environmental Politics. Environmental Values 4, pp. 191-213
- Mitchell, W. M. (1993): Complexity: The Emerging Science at the Edge of Order and Chaos. Penguin Books, London
- Prugh, T (1995): Natural Capital and Human Economic Survival. International Society for Ecological Economics. ISWW Press, Solomons, MD
- Rijsberman, F.; Hirsch, D.; Werners, S. (1998): Conflict Resolution and Consensus Building for Integrated Coastal Management: An Overview and Recommendations. An Interim Report for the Inter-American Development Bank
- Rotmans, J.; van Asselt, M. (1996): Integrated Assessment: A Growing Child on its Way to Maturity. Climatic Change 34, pp. 327-336

²² For other reasons see Introduction.

- Ruddle, K. (1994): Local Knowledge in the Folk Management of Fisheries and Coastal Marine Environments. In: Dyer; Goodwin (1994): Folk Management in the World's Fisheries. University Press of Colorado
- Schönhuth, M.; Kievelitz, U. (1993): Partizipative Erhebungs- und Planungsmethoden in der Entwicklungszusammenarbeit – Rapid Rural Appraisal, Participatory Appraisal. GTZ Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit, Eschborn
- Turner, K.; Adger, W. N.; Lorenzoni, I. (1998): Towards Integrated Modelling and Analysis in Coastal Zones: Principles and Practice. Centre for Social and Economic Research on the Global Environment (CSERGE). University of East Anglia and University College London. LOICZ Reports & Studies No. 11
- Van den Belt, M. (1996): STELLA modelling of coastal management in Patagonia. Presentation at the inaugural Conference of the European Chapter of the International Society for Ecological Economics. Paris, France. 23-25 May 1996
- Van den Bergh, C. J. M.; Van der Straaten, J. (1997): Economy and Ecosystems in Change. Edward Elgar, Cheltenham, UK
- Wade, R. (1994): Village Republics: Economic Conditions for Collective Action in South India. Institute for Contemporary Studies. International Centre for Self Governance. San Francisco. California (first published 1988 by Cambridge University Press)
- ZMT (Zentrum für Marine Tropenökologie) (1995): Förderantrag zum Aufbau des Forschungsschwerpunktes Ökologie Tropischer Küstenregionen. Verbundprojekt "Mangrove Dynamics and Management – MADAM. Bremen

Themenschwerpunkt 3:

**Umweltpolitische Instrumente einer integrierten
Flußgebietsbewirtschaftung und ihre Implementation aus
ökonomischer, soziologischer und rechtlicher Sicht**

Aktuelle Entwicklung ökonomischer Steuerungsinstrumente einer integrierten Gewässerbewirtschaftung

Bernd Hansjürgens

UFZ, Abteilung Ökologische Ökonomie und Umweltsoziologie

1 Fragestellung

Nach Artikel 12 der geplanten Wasserrahmenrichtlinie der EU (EU-WRR, vgl. Rat der Europäischen Union 1999) sollen von den Wassernutzern Preise erhoben werden, die auch Umwelt- und Ressourcenkosten widerspiegeln, die die Gewässer-„Dienstleistungen“ hervorrufen. Dieser in der EU-WRR enthaltene Ansatz steht in Einklang mit der ökonomischen Forderung, daß die Nutzer von Umweltressourcen – in diesem Fall: die Nutzer von Gewässer-„Dienstleistungen“ – gemäß ihrem Nutzen bzw. gemäß den von ihnen verursachten Kosten der Ressourceninanspruchnahme einen Finanzierungsbeitrag leisten sollen, damit es zu einer bestmöglichen Allokation von Ressourcen kommt. Damit wird der von Ökonomen erhobene Forderung nach einer Bepreisung von Umweltnutzungen (*getting the prices right*) entsprochen.

Auf den ersten Blick scheint sich damit anzudeuten, daß die Grundlagen für die Anwendung ökonomischer Steuerungsinstrumente durch die EU-WRR verbessert worden sind und in der Gewässerbewirtschaftung eine instrumentelle Umorientierung möglich ist. Bisher erfolgt die Gewässerbewirtschaftung – nicht nur in Deutschland – überwiegend durch *ordnungsrechtliche Vorgaben*. Dabei wird der Spielraum für gewässerbezogene Nutzungen dadurch begrenzt, daß bestimmte Handlungen untersagt oder vorgeschrieben werden. Der Handlungsspielraum der Wassernutzer wird somit bipolar (in erlaubte und nichterlaubte Handlungen) unterteilt (Gawel 1999). Dies geschieht im Bereich der Gewässerbewirtschaftung z. B. durch die Ausweisung von Wasserschutzgebieten, die mit spezifischen Nutzungsbeschränkungen für die Wassernutzer (z. B. die Landwirtschaft) einhergehen, denen insofern Opportunitätskosten entstehen.

Bei den als Alternative anzusehenden *ökonomischen Steuerungsinstrumenten* wird demgegenüber versucht, durch das Setzen preislicher Anreize bei den Wassernutzern einen Lenkungseffekt zu bewirken. Der im Vergleich zum bestehenden Ordnungsrecht entscheidende Vorteil, der hierdurch bewirkt werden soll, liegt in der größeren *Kosteneffizienz*: Bei ökonomischen Steuerungsinstrumenten können sich die Wassernutzer entscheiden, ob sie dem ökonomischen Steuerungsimpuls folgen und eine Reduzierung ihrer Wassernutzung (Nutzung des Wassers als Ressource oder als Aufnahmemedium für Schadstoffe) vornehmen, oder ob sie ihre Gewässerinanspruchnahme fortsetzen, für die sie dann aber einen entsprechenden (Knappheits-)Preis entrichten müssen. Dieser Mechanismus bewirkt, daß die Wassernutzer ihre Entscheidung je nach Dringlichkeit ihrer Nutzung fällen. Sie machen die Entscheidung damit von einer Kosten-Nutzen-Abwägung abhängig. Dies führt dazu, daß im Ergebnis diejenigen Wassernutzer eine Reduktion ihrer Wasserinanspruchnahme vornehmen, bei denen dies am kostengünstigsten möglich ist. Dies hat zur Folge, daß Gewässerschutz zu minimalen

volkswirtschaftlichen Kosten betrieben wird. Dieser Tatbestand ist gemeint, wenn Ökonomen von Kosteneffizienz sprechen.

Zu den ökonomischen Steuerungsinstrumenten zählen vor allem *Abgaben* auf die Wassernutzung, *Zertifikate*, die einen Handel mit Verschmutzungsrechten beinhalten, sowie *Kompensationen*. Letztere erfolgen zumeist zur Honorierung ökologischer Leistungen. Sie nehmen im Spektrum der ökonomischen Steuerungsinstrumente insofern eine Sonderrolle ein, als sie in aller Regel nicht auf einen eigenständigen Anreiz – und damit einen Steuerungseffekt – setzen, sondern als Ausgleich für ein Unterlassen, das mit Opportunitätskosten einhergeht, gewährt werden (SRU 1996; Bizer et al. 1998, S. 52). Eine Sonderrolle kommt im Gewässerschutz schließlich auch *Verhandlungslösungen* zu, bei denen rivalisierende Wassernutzer unmittelbar die Zuteilung von Nutzungsrechten aushandeln.

Im vorliegenden Beitrag sollen einige Probleme bei der Anwendung und Umsetzung ökonomischer Steuerungsinstrumente in der Gewässerbewirtschaftung aufgezeigt werden. Zugleich soll der Forschungsbedarf skizziert werden, der sich bei der Analyse der Einsatzmöglichkeiten ökonomischer Steuerungsinstrumente in der Gewässerbewirtschaftung im Kontext der Umsetzung der EU-WRR ergibt.

Fragt man aus einer instrumentenspezifischen Perspektive nach den Möglichkeiten und Problemen einer Einführung ökonomischer Steuerungsinstrumente im Bereich der Gewässerbewirtschaftung, so kann man drei Ebenen ausmachen, die für die weiteren Überlegungen als Strukturierung zugrundegelegt werden:

- die umweltbezogene Zielformulierung,
- instrumentenspezifische Besonderheiten, die generell, d.h. für alle ökonomischen Steuerungsinstrumente gleichermaßen, und unabhängig von den Besonderheiten des Gewässerschutzes gelten,
- instrumentenspezifische Besonderheiten bezogen auf einzelne Instrumente im Gewässerschutz.

2 Zielformulierung und Bewertung im Gewässerschutz aus instrumentenbezogener Perspektive

2.1 Ermittlung regionaler mengen- und qualitätsbezogener Knappheiten

Der Einsatz ökonomischer Steuerungsinstrumente setzt voraus, daß die Ziele eines integrierten Gewässerschutzes bezogen auf einzelne Flußeinzugsgebiete klar definiert und vorgegeben sind. Dazu müssen *flußeinzugsgebietsbezogene Knappheiten* ermittelt werden. Diese Knappheiten müssen zudem regional abgestuft sein. Die gewässerbezogenen Zielsetzungen am Unterlauf eines Flusses können (und werden in aller Regel) von denen am Oberlauf differieren. Die festgestellten Knappheiten sind Grundlage für die Bepreisung der Umweltnutzung. Wo keine Knappheit vorliegt, ist ein Preis von Null festzulegen. Die Nutzer sollen ihre Nutzungsentscheidung an den Knappheitspreisen ausrichten. Sie sollen z. B. prüfen, ob sie auf andere Wasserdarangebote ausweichen (Wasserbezug aus einem anderen Gebiet; Ausweichen von tieferliegendem Grundwasser auf Oberflächenwasser oder auf Uferfiltrate usw.) oder nicht.

Mit der Frage der Erfassung von gewässerbezogenen Knappheiten, die sich aus den Gewässerfunktionen ergibt, ist die Frage nach der *Bewertung* dieser Knappheiten aufs engste verknüpft. „*Multifunktionalität und Bewertungsvielfalt sind ... untrennbar miteinander verbunden ...*“ (WBGU 1998, S. 308). An dieser Stelle ist auf die gesamte Bewertungsproblematik, die in der ökonomischen Literatur ausgiebig behandelt wird, zu verweisen (s. beispielhaft den Beitrag von Meyerhoff in diesem Band). Diese Fragen zur Bewertung sowie der damit zusammenhängende Forschungsbedarf sind somit integraler Bestandteil der umweltbezogenen Zielformulierung im Gewässerschutz, und sie bilden auch die Grundlage und gleichzeitig die Voraussetzung für den Einsatz ökonomischer Steuerungsinstrumente.

Die Festlegung von flüßeneinzugsgebietsbezogenen Knappheiten und ihre Bewertung sind keinesfalls eine triviale Aufgabe. Insbesondere die Erfassung der ökologischen Funktionen von Gewässern ist unterentwickelt und findet in den Preisen bisher nur unzureichend Ausdruck (SRU 1998). Sie ist neben den anderen nutzungsbezogenen Funktionen der Gewässer (als Brauchwasser oder Trinkwasser) zu berücksichtigen, wenn gewässerbezogene Knappheiten ermittelt werden. Gerade für die ökologische Funktion von Gewässern und ihre „Übersetzung“ in Knappheitspreise besteht ein Forschungsbedarf. Es gilt, für die verschiedenen Inanspruchnahmen von Wasser (für industrielle Zwecke, für landwirtschaftliche Zwecke, als Trinkwasser usw.) geeignete Knappheitsindikatoren – und damit Preise – festzulegen.

2.2 Trennung in mengen- und qualitätsbezogene Zielsetzungen

Aus instrumentenspezifischer Sicht ist zudem eine Trennung in *mengen- und qualitätsbezogene Zielsetzungen* sinnvoll. Diese Trennung ist auch in der EU-WRR angelegt. Der Grund liegt darin, daß ein Instrument in aller Regel nicht verschiedene Zielsetzungen gleichzeitig erfüllen kann. Unterschiedliche Zielsetzungen erfordern vielmehr unterschiedliche Instrumente. Wenn also über die Einsatzmöglichkeiten eines spezifischen Instruments nachgedacht wird, ist eine Zuordnung dieses Instruments zu einer Zielsetzung erforderlich. Wasserknappheit in quantitativer Hinsicht erfordert in einigen Mitgliedsstaaten der EU (etwa in den Mittelmeerländern) andere Instrumente als die Wahrung oder Herstellung eines qualitativ guten Gewässerzustandes bei ausreichenden Quantitäten. Im ersten Fall geht es um die Reduktion der nachgefragten Menge, im letzteren Fall um die Reduktion schadstoffbezogener Einträge. Mengen- und Qualitätssteuerung erfordern also unterschiedliche Instrumente bzw. eine unterschiedliche Ausgestaltung eines Instruments (s. auch Bizer et al. 1998, S. 51 f.).

Diese aus instrumentenspezifischer Sicht bestehende Anforderung ist bisweilen schwierig zu erfüllen, weil Mengen- und Qualitätsanforderungen sich überlagern. Als Beispiel kann der Grundwasserschutz genannt werden: Hier gehen von einer quantitativen Bewirtschaftung durch Knappheitspreise *gleichzeitig* qualitative Wirkungen aus. So ist der Qualitätszustand des Grundwassers auch von der Größe des Grundwasservorkommens abhängig. Grundwasserkörper mit großem Dargebot weisen in der Regel eine bessere Qualität auf, da Schadstofffrachten dort besser verdünnt werden können als in Grundwasservorkommen mit kleinem

Dargebot. Als spezieller *Forschungsbedarf* kann in diesem Zusammenhang die Erfassung der Wechselwirkungen zwischen mengen- und qualitätsbezogenen Zielen angeführt werden.

2.3 Aufschlüsselung nach Verursacherbereichen

Bei den qualitätsbezogenen Zielen ist aus instrumentenspezifischer Sicht schließlich eine *Aufschlüsselung der Schadstoffeinträge nach Verursacherbereichen* erforderlich. Eine solche Aufschlüsselung ist deshalb sinnvoll, weil ökonomische Steuerungsinstrumente auf spezifische Verursacher als Akteure abzielen, deren Verhalten einer Lenkung unterworfen werden soll. Anhand der Erfassung der Hauptverschmutzer und ihrem jeweiligen Beitrag zum Problem der Gewässerverschmutzung ist zu fragen, wo die akteursbezogenen Anknüpfungspunkte für instrumentelles Eingreifen liegen.

Die Verunreinigung der Gewässer erfolgt nicht allein durch punktbezogene Einträge, sondern zunehmend auch durch flächenbezogene sowie diffuse Stoffeinträge (SRU 1998). Diese Emissionen stellen ein besonderes Problem dar, das bisher im Rahmen des Gewässerschutzes nur unzureichend berücksichtigt wird. Zwar fordert die EU-WRR in Artikel 6 die Erfassung von Einträgen aus diffusen Quellen. Jedoch sind in der EU-WRR keine *Strategien* gegen die Verschmutzung aus diffusen Quellen erkennbar (SRU 1998, Tz. 319). Die in der WRR angeordneten Strategien beziehen sich vielmehr lediglich auf das Medium Wasser. Gerade eine integrierte Betrachtung der Gewässerbewirtschaftung erfordert hier die Einbeziehung von Strategien, die aufzeigen, wie mit den Einträgen aus diffusen Quellen umzugehen ist. Diese Aspekte stellen einen spezifischen *Forschungsbedarf* dar, der zum gegenwärtigen Zeitpunkt nicht gedeckt ist (s. auch WBGU 1998, S. 102).

3 Instrumentenspezifische Besonderheiten I: Allgemeine Einsatzbedingungen ökonomischer Steuerungsinstrumente

3.1 Spezifische gutsbezogene Voraussetzungen

Nicht alle Emissionen sind in gleicher Weise für eine marktsteuernde Lösung geeignet. Ökonomische Steuerungsinstrumente sind dann gut geeignet, wenn es sich um homogene Güter handelt, die einer Bepreisung unterworfen werden. Besonders gut läßt sich dies am Beispiel der *Zertifikate* verdeutlichen. Der Handel mit Umweltnutzungsrechten, wie er mit Zertifikaten angestrebt wird, erfordert eine hohe Fungibilität der Zertifikate. Das bedeutet z. B., daß bei Zertifikaten, die auf eine bestimmte Wassermenge (ohne Berücksichtigung der Qualitätseigenschaften) ausgestellt sind, ein solcher Handel möglich erscheint, da die Zertifikate als Äquivalent für eine homogene Einheit „Wasser“ angesehen werden. Wenn jedoch in einem Flußgebietsabschnitt unterschiedliche Anforderungen an das Wasser gestellt werden, bedeutet dies, daß die Zertifikate einen unterschiedlichen Wert aufweisen müßten, der diese Anforderungen widerspiegelt. Die Zertifikate, die aus Gründen der Kosteneffizienz gehandelt werden sollen, sind dann nicht mehr homogen und entsprechend nur begrenzt tauschbar (Sorrell und Skea 1999).

Ähnlich können Anwendungsbedingungen für *Abgabenlösungen* untersucht werden. So ist der Lenkungseffekt mittels einer Abgabe nicht zu erreichen, wenn die Allokationsentscheidung bereits gefällt ist (Hansjürgens 1993). Auch sind punktförmige Schadstoffeinträge, etwa aus Altlasten oder Kanalisation oder Bergbaufolgeprobleme, einer ökonomischen Steuerung wenig zugänglich (Bizer et al. 1998, S. 53). Abgaben sind auch dann ungeeignet, wenn es das erklärte Ziel der Gewässerschutzpolitik ist, eine konkrete Verhaltensweise – und nur diese – bei den Normadressaten zuzulassen. Es ist im Gegensatz dazu gerade das Kennzeichen von Abgabenlösungen wie ökonomischen Steuerungsinstrumenten allgemein, die Verhaltensoption der Normadressaten offenzulassen. Für einen instrumentellen Zugriff über Abgabenlösungen besser geeignet erscheinen demgegenüber großflächige Schadstoffeinträge aus der Landwirtschaft, insbesondere der Stickstoffeintrag (SRU 1985).

3.2 Möglichkeiten der räumlichen Differenzierung

Ein weiteres Problem ökonomischer Steuerungsinstrumente ist darin zu sehen, daß eine räumliche Differenzierung zumeist schwierig umsetzbar ist. Dies dürfte für den Gewässerschutz besondere Relevanz haben, weil hier zu erwarten ist, daß in einem Flußeinzugsgebiet in den einzelnen Flußabschnitten unterschiedliche Knappheiten bestehen. Unterschiedliche Zielsetzungen erfordern jedoch – wie gezeigt – differenzierte Instrumente. Zwar ist weder bei Umweltzertifikaten noch bei -abgaben eine regionale Differenzierung unmöglich. Es gibt hierzu in der Literatur für beide Instrumententypen Überlegungen. So kann beispielsweise für Umweltzertifikate durch Handelsrestriktionen dafür gesorgt werden, daß sie in eine bestimmte Region nicht verkauft werden. Oder für jedes Unternehmen an einem Flußabschnitt oder für eine bestimmte Region kann eine Höchstmenge an Emissionen zugestanden werden (Tietenberg 1985, S. 22-27). Derartige Regelungen führen aber zu einer Verkomplizierung des Zertifikatsystems und zu einer Beeinträchtigung der Marktfunktionen. Im Ergebnis dürfte daher die Forderung nach räumlicher Differenzierung eine weitere Restriktion für den Einsatz ökonomischer Steuerungsinstrumente darstellen.

3.3 Ökonomische Steuerungsinstrumente im Policy Mix

Zur Analyse der generellen Einsatzfelder für ökonomische Steuerungsinstrumente gehört auch die Frage, ob und inwieweit hier eine Funktionsteilung zwischen dem bestehenden Ordnungsrecht und den marktsteuernden Instrumenten sinnvoll und möglich ist (Gawel 1999). Für eine Beeinflussung der Wassernachfrage dürfte ein einzelnes Instrument häufig unzureichend sein. Gerade bei der Steuerung der Wassernachfrage ist vielmehr eine sorgsame Abstimmung mehrerer Instrumente erforderlich (WBGU 1998, S. 296 ff.). Für die konkrete institutionelle Abstimmung zwischen Instrumententypen besteht hier ein grundsätzlicher Forschungsbedarf, und zwar sowohl für die Abgabenlösung als auch für die Zertifikatelösung. Bisherige Arbeiten dazu (z. B. Gawel 1991; Zimmermann und Hansjürgens 1993; Hansjürgens 1999) können lediglich als erste Ansätze gewertet werden.

3.4 Analyse der Rahmenbedingungen in anderen EU-Ländern

Zur Erfassung der Rahmenbedingungen für ökonomische Steuerungsinstrumente gehört auch eine Analyse der umweltbezogenen sowie institutionellen Voraussetzungen in anderen Ländern. So dürften in der EU viele Probleme im Gewässerschutz in den Mittelmeerländern von anderer Natur sein als etwa in Deutschland (Wasserknappheitsprobleme versus Wasserqualitätsprobleme). Ebenso sind die institutionellen Voraussetzungen anders. Dies kann sich etwa in der Kompetenzverteilung für gewässerschutzbezogene Maßnahmen, in prozeduralen Regelungen bei der Lösung von Gewässerschutzproblemen zeigen. In diesem Bereich ist ein erheblicher Forschungsbedarf gegeben, allein schon um zu einer systematischen Auswertung von Erfahrungen zu gelangen, die auch für die eigene nationale Vorgehensweise wichtige Anhaltspunkte liefern kann.

4 Instrumentenspezifische Besonderheiten II: Voraussetzungen ökonomischer Steuerungsinstrumente im Gewässerschutz

Erst im Anschluß an die gewässerschutzbezogene Zieldefinition (einschließlich der Bewertungsfrage) sowie die Erfassung der allgemeinen Einsatzbedingungen für ökonomische Steuerungsinstrumente kann in einem dritten Schritt geprüft werden, ob und inwieweit einzelne ökonomische Steuerungsinstrumente einen adäquaten Beitrag zur Lösung der Probleme des quantitativen und qualitativen Gewässerschutzes leisten können. Vor diesem Hintergrund kommen als Instrumente in Frage:

- (1) die Abwasserabgabe,
- (2) das Wasserentnahmeentgelt (einschließlich Grundwasserabgabe),
- (3) Abgaben auf mineralischen Dünger und/oder Wirtschaftsdünger („Gülleabgabe“),
- (4) Subventionen zur Honorierung ökologischer Leistungen,
- (5) Kompensationslösungen sowie
- (6) Verhandlungslösungen.

Grundsätzlich ist bei allen genannten Instrumenten ein *Forschungsbedarf* vorhanden. Da jedoch die Abwasserabgabe in der Literatur bereits sehr intensiv erörtert worden ist und auch Vorschläge und Analysen zu Abgaben auf mineralischen Dünger und/oder Wirtschaftsdünger (Bizer et al. 1998; Wätzold 1998) sowie zu Kompensationslösungen (van Mark/Gawel/Ewringmann 1992) bestehen, sollen sich die folgenden Anmerkungen zum Forschungsbedarf auf das Wasserentnahmeentgelt, Subventionen zur Honorierung ökologischer Leistungen sowie Verhandlungslösungen beziehen.

4.1 Wasserentnahmeentgelt (Grundwasserabgabe)

Im Bereich des Wasserentnahmeentgeltes tauchen Fragen auf, die zuvor im Zusammenhang mit der umweltbezogenen Zielformulierung bereits angesprochen worden sind. So ist eine Frage, für welche Problembereiche das Wasserentnahmeentgelt überhaupt einen Beitrag leisten kann? Für welche Gewässerfunktionen ist der Preis zu erheben (Horsch 1999, S. 221)?

Inwieweit spiegelt der Preis für die Wasserentnahme die Knappheiten wider? Ist eine regionale Differenzierung der Abgabensätze nach den Nutzungskonkurrenzen vor Ort sinnvoll und möglich? Soll eine Differenzierung nach der Belastungsempfindlichkeit des Gewässerabschnittes erfolgen? Weitere Fragen zur konkreten Ausgestaltung der *Bemessungsgrundlage* und des *Tarifs* der Abgabe schließen sich hier an.

Desweiteren sind auch Fragen zu berücksichtigen, die auf andere institutionelle Aspekte der möglichen Ausgestaltung eines solchen Wasserentnahmeentgeltes abzielen. So ist beispielsweise zu prüfen, welche Ebene das Entgelt erheben soll und darf? Hier steht man vor dem Problem, daß die administrativen Abgrenzungen der Gebietskörperschaften bzw. der zuständigen Wasserwirtschaftsverbände zumeist nicht mit den entsprechenden Flußeinzugsgebieten übereinstimmen. Die meisten Flußeinzugsgebiete betreffen nicht nur einzelne Kommunen oder Bundesländer, sondern gehen darüber hinaus. Oft wird sogar die nationale Kompetenz überschritten, so daß eine Abstimmung zwischen verschiedenen Nationalstaaten erforderlich ist (siehe zum Problem am Beispiel der Elbe den Beitrag von Reincke in diesem Bericht). In diesem Zusammenhang stellt sich auch die Frage, wem das Aufkommen aus dem Wasserentnahmeentgelt zufließt und für welche Zwecke es zu verwenden ist.

4.2 Subventionen (Honorierung ökologischer Leistungen)

Subventionen werden im Gewässerschutz zumeist zur Honorierung ökologischer Leistungen eingesetzt. Solche Leistungen werden z. B. von Landwirten erbracht, wenn sie besondere Maßnahmen zugunsten des Gewässerschutzes unternehmen. Oft liegt die „Leistung“ jedoch in einem Verzicht auf landwirtschaftliche Intensivdüngung oder den Einsatz von Pflanzenschutzmitteln. In diesem Zusammenhang stellt sich insbesondere die Frage, welche spezifischen Leistungen überhaupt zu honorieren sind. Nach welchen Kriterien soll die Honorierung erfolgen? Welche Abstufungen sind sinnvoll usw. (SRU 1996, S. 88 ff.; Horsch 1999, S. 220 ff.)? Diese Frage ist nicht allein aus der Perspektive des Gewässerschutzes zu beantworten, sondern sie betrifft den größeren Zusammenhang der Ausrichtung der Landwirtschaft in einem Europäischen Agrarmarkt, der Sicherung der Einkommenssituation von Landwirten usw.

4.3 Verhandlungslösungen

Ein weiteres Instrument in der Gewässerschutzpolitik kann in Verhandlungslösungen gesehen werden. Sie dürften prinzipiell nur für spezifische Konstellationen der Umweltproblematik in Frage kommen. Dies ergibt sich daraus, daß es sich bei Verhandlungslösungen um einen überaus voraussetzungsvollen Prozeß handelt. So darf es sich nur um eine geringe Zahl von beteiligten Nutzern handeln, die in einer Nutzungskonkurrenz stehen, die Transaktionskosten des Verhandlungsprozesses müssen gering sein, es darf keine machtpolitische Einflußnahme einzelner Interessengruppen (auf Kosten jeweils anderer Interessengruppen) vorhanden sein usw. Die meisten dieser Voraussetzungen sind im Zusammenhang mit dem Coase-Theorem in der ökonomischen Literatur ausführlich erarbeitet worden.

In der Gewässerschutzpolitik sind die Erfahrungen mit Verhandlungslösungen jedoch bisher noch nicht systematisch ausgewertet worden. Dies betrifft zum einen die Kooperation zwischen der Wasserwirtschaft und der Landwirtschaft in Nordrhein-Westfalen (Bizer et al. 1998, S. 58), zum anderen aber auch die Erfahrungen in anderen Ländern, so etwa in Frankreich (WBGU 1998, S. 318). In diesem spezifischen Bereich ist ein Forschungsbedarf zu den spezifischen Erfolgsaussichten von Verhandlungslösungen unter Einbeziehung der konkreten institutionellen Bedingungen im Gewässerschutz gegeben.

5 Schlußbemerkung: Zur Rolle ökonomischer Steuerungsinstrumente in der Gewässerbewirtschaftung

Die genannten Probleme bei der Anwendung ökonomischer Steuerungsinstrumente, die sich zum Teil aus ökologischen Zusammenhängen, zum Teil aber auch aus institutionellen Bedingungen ergeben, dürften für ihre Anwendungsmöglichkeiten ein großes Hindernis darstellen. Entgegen den in der EU-WRR bekundeten Forderungen nach einer stärkeren Bepreisung von Gewässer-„Dienstleitungen“ dürften sich die tatsächlichen Einsatzmöglichkeiten ökonomischer Steuerungsinstrumente daher auch in Zukunft in engen Grenzen halten. Die beschriebenen Probleme dürfen jedoch nicht zum Anlaß genommen werden, auf den Einsatz ökonomischer Steuerungsinstrumente von vornherein zu verzichten und (weiterhin) nahezu ausschließlich auf das bestehende ordnungsrechtliche Instrumentarium zu setzen. Dies würde nichts anderes bedeuten, als daß die mit ökonomischen Steuerungsinstrumenten verbundenen Kosteneffizienzpotentiale leichtfertig verschenkt würden. Es geht vielmehr um eine sorgfältige Analyse der Möglichkeiten und Grenzen derartiger Instrumente im Rahmen einer integrierten Gewässerbewirtschaftung. Hierbei kommt begleitender wissenschaftlicher Forschung angesichts der Neuartigkeit der Fragestellung und angesichts der mangelnden bisherigen Erfahrungen im Umgang mit diesen Instrumenten eine überragende Rolle zu.

Literatur

- Bizer, K.; Linscheidt, B.; Ewringmann, D. (1998): Umweltabgaben in Nordrhein-Westfalen. Berlin
- Gawel, E. (1991): Umweltpolitik durch gemischten Instrumenteneinsatz. Berlin
- Gawel, E. (1999): Umweltordnungsrecht - ökonomisch rational? In: Gawel, E., Lübke-Wolff, G. (Hg.): Rationale Umweltpolitik - Rationales Umweltrecht. Konzepte, Kriterien und Grenzen rationaler Steuerung im Umweltschutz. Baden-Baden, im Erscheinen
- Hansjürgens, B. (1993): Affinität zwischen Umweltabgaben und Typen von Umweltproblemen. In: Zimmermann, H. (Hg.): Umweltabgaben - Grundsatzfragen und abfallwirtschaftliche Anwendung. Bonn, S. 35-71
- Hansjürgens, B. (1999): Effizienz durch Policy Mix: Umweltzertifikate und Ordnungsrecht. In: Gawel, E. (Hg.): Effizienz im Umweltrecht. Baden-Baden, in Vorbereitung
- Horsch, H. (1999): Ökonomische Instrumente zur Förderung eines nachhaltigen Gewässerschutzes. In: Horsch, H.; Ring, I. (Hg.): Naturressourcenschutz und wirtschaftliche Entwicklung. Nachhaltige Wasserbewirtschaftung und Landnutzung im Elbeinzugsgebiet. UFZ-Bericht 16/1999, S. 217-244
- Mark, M. van; Gawel, E.; Ewringmann, D. (1992): Kompensationslösungen im Gewässerschutz. Heidelberg
- Rat der Europäischen Union (1999): Geänderter Vorschlag für eine Richtlinie des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik - gemeinsamer Standpunkt. Dokument 6404/99 ENV 68 PRO-COOP vom 2.3.99, Brüssel
- Sorrell, S.; Skea, J. (1999): Introduction. In: Sorrell, S.; Skea, J. (Hg.): Pollution for Sale. Emissions Trading and Joint Implementation. Edward Elgar, Cheltenham, S. 1-24

- SRU (Sachverständigenrat für Umweltfragen) (1985): Umweltprobleme der Landwirtschaft. Sondergutachten. Metzler-Poeschel, Stuttgart
- SRU (Sachverständigenrat für Umweltfragen)(1996): Konzepte einer dauerhaft-umweltgerechten Nutzung ländlicher Räume. Metzler-Poeschel, Stuttgart
- SRU (Sachverständigenrat für Umweltfragen)(1998): Flächendeckend wirksamer Grundwasserschutz. Ein Schritt zur dauerhaft umweltgerechten Entwicklung. Metzler-Poeschel, Stuttgart
- Tietenberg, T. (1985): Emissions Trading. An Exercise in Reforming Pollution Policy. Washington, D.C.
- Wätzold, F. (1998): Konzeption und Wirkungsweise einer Abgabe auf Wirtschaftsdünger. In: Zeitschrift für Angewandte Umweltforschung 11(1), S. 104-114
- WBGU (Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen)(1998): Wege zu einem nachhaltigen Umgang mit Süßwasser. Jahresgutachten 1997. Berlin u. a.
- Zimmermann, H.; Hansjürgens, B. (1993): Umweltpolitische Einordnung verschiedener Typen von Umweltabgaben. In: Zimmermann, H. (Hg.): Umweltabgaben - Grundsatzfragen und abfallwirtschaftliche Anwendung. Bonn, S. 1-34

Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie im Einzugsgebiet der Elbe

Heinrich Reincke

Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe (ARGE ELBE)

Mit der Verwaltungsvereinbarung zwischen der Freien und Hansestadt Hamburg, dem Land Niedersachsen und dem Land Schleswig-Holstein vom Mai 1977 wurde die „Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe“ (ARGE ELBE) gegründet. Ziel dieser Arbeitsgemeinschaft ist es, wasserwirtschaftliche Maßnahmen und wasserrechtliche Entscheidungen von grundsätzlicher Bedeutung insbesondere zur Reinhaltung der Elbe untereinander abzustimmen. Dies bedeutet, dass sich die Länder bei wasserwirtschaftlich bedeutsamen, den Gütezustand der Elbe beeinflussenden Nutzungen rechtzeitig in der ARGE ELBE unterrichten. Außerdem wird in der ARGE ELBE die Zusammenarbeit mit dem Bund zur Erfüllung internationaler und supranationaler Aufgaben der Bundesrepublik Deutschland koordiniert, soweit Belange der ARGE-Mitglieder berührt werden. Am 01.07.1993 hat sich die ARGE ELBE um die vier Bundesländer Mecklenburg-Vorpommern, Brandenburg, Sachsen-Anhalt und Sachsen erweitert. Beim Senat der Freien und Hansestadt Hamburg wurde die „Wassergütestelle Elbe“ als Geschäftsstelle der ARGE ELBE eingerichtet. Daneben gab es seinerzeit noch einen sogenannten „Technischen Ausschuss“, der zu den wasserwirtschaftlich bedeutsamen Nutzungen in Zusammenarbeit mit der Wassergütestelle Stellungnahmen erarbeitet hat. Weitere Einzelheiten zu den Zielen der „Arbeitsgemeinschaft zur Reinhaltung der Elbe“ sind der Verwaltungsvereinbarung zu entnehmen.

Die Europäische Wasserrahmenrichtlinie (WRR) steht ins Haus und ist natürlich auch Gegenstand ausführlicher Diskussionen in der ARGE ELBE. Ohne dem Ergebnis dieser Diskussion vorgreifen zu wollen, denn es steht mit der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie auch eine Erweiterung um die Bundesländer Bayern, Berlin und Thüringen an, wird nachstehend ein Ausblick zur künftigen Struktur gewagt, der innerhalb der ARGE nicht abgestimmt ist und somit noch keine Verbindlichkeit besitzt.

Entsprechend Artikel 1 der Wasserrahmenrichtlinie (WRR) zur Zielsetzung werden in einer noch zu gründenden Institution, z. B. einer Flussgebietsgemeinschaft Elbe (FG Elbe)

- der Schutz und die Verbesserung des aquatischen Ökosystems,
- die Förderung einer nachhaltigen Nutzung der Wasserressourcen sowie die
- Minderung der Auswirkung von Überschwemmungen

im Vordergrund stehen.

Die Institution (FG Elbe) wird durch die Länder des deutschen Einzugsgebietes gebildet, die auch das Einzugsgebiet bestimmen. Dies entspricht den organisatorischen Anforderungen der Bewirtschaftung von Gewässern nach Einzugsgebieten entsprechend Art. 3, Abs. 1 sowie Art. 3, Abs. 2 und Art. 3, Abs. 3a der WRR. Dabei wird durch die FG Elbe sichergestellt, dass die Koordinierung der Anwendung der Vorgaben der WRR für Oberflächen- und Grundwasser innerhalb des deutschen Einzugsgebietes geregelt ist. Gegebenenfalls wäre zu prüfen, ob im Falle internationaler Flussgebietseinheiten, wie an der Elbe vorhanden, die Länder mit

Zustimmung der Bundesregierung Verträge mit anderen Staaten entsprechend Art. 32, Abs. 3 in Verbindung mit Art. 75 GG schließen können. Für die Koordinationspflicht und Organisationsform entsprechend Art. 13 (Maßnahmenprogramm) und Art. 16, Abs. 1 (Bewirtschaftungsplan) der WRR bietet es sich an, die Planungen für Flusseinzugsgebiete innerhalb bestehender Länder zu koordinieren. Deshalb wird für die Zusammenarbeit der deutschen Länder innerhalb der FG Elbe das Koordinationsmodell auf der Grundlage einer Verwaltungsvereinbarung vorgeschlagen. Die erforderlichen Bestandsaufnahmen, Planungen, Maßnahmen, Programme usw. werden von jedem Mitgliedsland der Flussgebietsgemeinschaft Elbe aufgestellt und in die Bewirtschaftungsplanung für das gesamte Flusseinzugsgebiet eingebracht und abgestimmt. Diese Vorgehensweise wird bereits vom Grundsatz her im Rahmen der ARGE ELBE mit Erfolg praktiziert.

Insofern wird vorgeschlagen, dass in der Flussgebietsgemeinschaft Elbe zwei Gremien zum Zwecke der Zusammenarbeit gebildet werden:

Gremium auf der Ministerebene (z. B. ELBE-KONZIL)

- Entscheidungen der Flussgebietsgemeinschaft Elbe, die übergeordnete Ziele betreffen und politische Festlegungen erfordern, werden durch ein Elbekonzil auf Ministerebene (bisher Elbeministerkonferenz) getroffen.

Gremium auf der Fachebene (z. B. Flussgebietsplanungsrat)

- Entscheidungen zu administrativen Angelegenheiten werden durch einen fachverantwortlichen Verwaltungsrat als Flussgebietsplanungsrat (bisher ARGE ELBE/Abteilungsleiter der Mitgliedsländer), der durch die Beauftragten der Länder gebildet wird, herbeigeführt.
 - Zur fachlichen Unterstützung der genannten Gremien wird eine Gewässergütestelle Elbe eingerichtet (wie bisher die Wassergütestelle Elbe),
 - die Aufgabenverteilung im Einzelnen wird durch eine Geschäftsordnung geregelt.

Die Geschäftsordnung der FG Elbe regelt, welche Institution die Informationen nach Anhang 1 WRR zusammenstellt und dafür Sorge trägt, dass diese Informationen rechtzeitig dem Bund übermittelt werden, um Art. 3, Abs. 6 und 7 sowie Art. 20 der WRR (Berichtspflicht/Berichterstattung) zu erfüllen.

Die Umsetzung des Fristenkonzeptes der Richtlinie gemäß Art. 4, Abs. 1 WRR, die Festsetzung der Umweltqualitätsziele sowie mögliche Ausnahmeregelungen und weitere Aktivitäten gemäß Art. 5 WRR werden innerhalb der Flussgebietsgemeinschaft Elbe koordiniert. Dazu gehört im Einzelnen, dass die Länder sich verpflichten, die fachlichen Zuarbeiten nach abgestimmten Verfahren, Methoden und Zeitplänen gemäß den Vorgaben der WRR zu leisten und die Berichtspflicht gegenüber der FG Elbe einzuhalten.

Das Elbekonzil erarbeitet die Vorgaben zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie, insbesondere zur Aufstellung des Bewirtschaftungsplanes und des Maßnahmenprogramms zur Erreichung der Umweltziele. Bei den Aufgaben des Flussgebietsplanungsrates stehen vorrangig das Beschlusswesen über Vorkehrungen, die einer weiteren Verschlechterung des Zustandes der Elbe vorbeugen und zum Erreichen der Umweltziele erforderlich sind sowie

Messprogramme, Arbeitspläne und Wirtschaftsplanentwürfe der Gewässergütestelle, Besetzung von noch zu gründenden Ausschüssen und Beiträge zur Internationalen Kommission zum Schutz der Elbe im Vordergrund.

Die Aufgaben der künftigen Gewässergütestelle Elbe als Koordinierungsstelle liegen im Wesentlichen darin, die Koordination zur Erarbeitung des Bewirtschaftungsplanes und zur Aufstellung des Maßnahmenprogramms im deutschen Einzugsgebiet durchzuführen, die Einhaltung der Berichtspflichten zu überwachen und in internationalen und nationalen Arbeitsgruppen, soweit Angelegenheiten der Flussgebietsgemeinschaft Elbe betroffen sind, mitzuarbeiten. Des Weiteren werden die Erarbeitung von Programmen zur Erreichung der Umweltziele sowie die Erarbeitung und Vorgaben für den Datentransfer, eine gezielte Auswertung von Daten und Untersuchungen, die Aufstellung von Güteberichten, die Erarbeitung von Grundlagen für gemeinsame Regelungen über Belastungsgrenzen, ökologische Gewässergüteziele und Einleitungsnormen zu den wesentlichen Arbeitsfeldern der Gewässergütestelle gehören. Die Bewirtschaftung der Teileinzugsgebiete auf nationaler Ebene erstreckt sich auf die Schwarze Elster, die Mulde, die Saale, die Havel, die untere Mittlere Elbe von der Mündung der Saale bis zum Wehr Geesthacht sowie die Tideelbe. Das Einzugsgebiet der Elbe oberhalb der Saalemündung könnte der Flussgebietseinheit Schwarze Elster oder Mulde zugeordnet werden. Im Interesse der Überschaubarkeit der Flussgebietsplanungen sollten die einzelnen Teileinzugsgebiete nicht zu klein gewählt werden. In Abhängigkeit von den örtlichen Bedingungen sollten die Einzugsgebiete in der Größe zwischen 2.000 und 6.000 km² liegen. Dabei darf nicht unerwähnt bleiben, dass es im Einzugsgebiet der Elbe kein Flusseinzugsgebiet über 5.000 km² gibt, das nicht auf dem Gebiet mehrerer Bundesländer liegt.

Forschungsbedarf unter sozioökonomischen Gesichtspunkten besteht für folgende Bereiche:

- Erarbeitung und Umsetzung von Bewirtschaftungsplänen unter Berücksichtigung der daran beteiligten Institutionen
- Kostenprognose der Umsetzung
- Entwicklung eines GIS-Systems
- Vergleichbarkeit der Überwachungssysteme im internationalen Bereich durch ökologische Qualitätsquotienten.

Vom Bewirtschaftungsplan zum Flußgebietsmanagement – eine institutionenökonomische Perspektive

Kilian Bizer^a und Georg Cichorowski^b

^a *Sonderforschung juristische und ökonomische Institutionenanalyse (SOFIA), Darmstadt*

^b *Cooperative Darmstadt*

1 Problemstellung

Die Institutionenökonomik betrachtet Anreizsituationen der Normadressaten und analysiert, inwieweit die Anreize ausreichen, ein bestimmtes Verhalten zu erreichen. Im Kontext der folgenden Betrachtung wird auf die Akteursgruppe abgehoben, die einen entsprechenden Anreizmechanismus schaffen muß, damit die Nachfrager sich zielkonform verhalten. Im Mittelpunkt der Fragestellung stehen zudem die ökonomischen Instrumente, die gegenüber dem klassischen Ordnungsrecht den Vorzug haben, unter bestimmten Bedingungen kosteneffiziente Lösungen hervorbringen zu können.

Da nach der Wasserrahmenrichtlinie (WRR) zukünftig die Flußeinzugsgebiete als der natürliche Funktionsraum für die Bildung administrativer Funktionsräume maßgeblich sein sollen, stellt sich gleichzeitig die Frage, wie die aus den natürlichen Gegebenheiten entwickelten Vorgaben politisch umgesetzt werden sollen. Um diese Umsetzung im Ansatz zu veranschaulichen, greifen wir auf die Erfahrungen zurück, die im Hessischen Ried mit verschiedenen Bewirtschaftungsplänen für Oberflächengewässer sowie seit neuestem einem Grundwasserbewirtschaftungsplan gesammelt wurden. Wir beziehen diese Erfahrungen auf die in der Diskussion befindlichen Umsetzungskonzepte der WRR und leiten daraus Schlußfolgerungen für die Funktionsfähigkeit ab.

2 Grundwasserbewirtschaftungsplan Hessisches Ried

Die drei Bewirtschaftungspläne (gem. §36b WHG) für Fließgewässer im Hessischen Ried (RP Darmstadt, 1993, 1995) hatten zum Ziel, die Gewässergüteklasse II und einen naturnahen Gewässerzustand zu erreichen. Ausschlaggebend für die mangelhafte Wasserqualität (Gewässergüteklasse III und schlechter) war der hohe Anteil an geklärtem Abwasser am Gesamtabfluß. Mittels Messungen und Gütemodellrechnungen wurde festgestellt, welche Kläranlagen in welchem Maß auszubauen sind, um das Güteziel zu erreichen. Die Maßnahmen zum Kläranlagenausbau wurden konkret formuliert (einzuhaltende Betriebsmittelwerte) und ordnungsrechtlich (Sanierungsbescheide) umgesetzt. Zur Verbesserung der Gewässerstruktur wurde (mangels direkter Eingriffsmöglichkeiten) ein Rahmenkonzept erarbeitet, das auf der Ebene der Regionalplanung rechtswirksam ist.

Im Gegensatz zu diesen relativ eng gefaßten Fließgewässer-Bewirtschaftungen wird die Bewirtschaftung des Grundwassers im Hessischen Ried umfassender angegangen. Anlaß zur Aufstellung war eine Reihe von Konflikten, die sich in dem durch Siedlungen, industriellen

und landwirtschaftlichen Aktivitäten immer stärker beanspruchten Raum verschärften und sich mit Einzelmaßnahmen nicht lösen ließen.

Das Hessische Ried liegt im nördlichen Oberrheingraben, zwischen Rhein und Odenwald, südlich des Mains. Der Raum wird landwirtschaftlich, industriell und durch Siedlungen intensiv genutzt, im Untergrund befindet sich das für die Trinkwasserversorgung Südhessens bedeutsamste Grundwasservorkommen.

Die Abflußregulierung des Rheins, flächenhafte Entwässerungen, großräumige Versiegelung und ständig steigende Grundwasserentnahmen zur Trinkwasserversorgung und zur landwirtschaftlichen Beregnung führten zu starken Absenkungen des Grundwasserspiegels. Zwischen 1960 und 1990 hat sich die Grundwasserentnahme im Hessischen Ried vervierfacht. Noch 1995 standen einer natürlichen Grundwasserneubildung von 136 Mio. m³ in Normaljahren Entnahmerechte in Höhe von 173 Mio. m³/a gegenüber. Durch Trockenjahre und die großen Entnahmemengen bedingt traten Geländesetzungen und Gebäudeschäden auf, grundwasserabhängige Vegetation wurde geschädigt, weitere landwirtschaftliche Flächen müssen beregnet werden, landwirtschaftliche Beregnungsbrunnen fielen trocken.

Das Hauptziel der Bewirtschaftung ist die rationelle Nutzung der Grundwasserressource. Dazu sollen die Grundwasserentnahmen zur Wasserversorgung und andere Eingriffe in den Grundwasserhaushalt so gesteuert werden, „daß

- *grundwasserabhängige Vegetationsstandorte nicht weiter gefährdet,*
- *durch Grundwasserabsenkung bereits geschädigte Waldbereiche und Feuchtgebiete nach Möglichkeit saniert,*
- *künftige grundwasserbedingte Nachteile für die Land- und Forstwirtschaft vermieden,*
- *setzungsempfindliche Bauwerke und Einrichtungen nicht geschädigt und*
- *Gebäudevernässungen sowie unzulässig hohe Grundwasserstände z. B. unter Abfalldeponien vermieden werden.“* (RP Darmstadt 1999, S. II/3)

Die Vorgehensweise basierte zunächst darauf, daß die Ansprüche an die Entnahmemengen bzw. die Grundwasserstände von den verschiedenen Nutzungsbereichen

- öffentliche, industrielle und landwirtschaftliche Wasserversorgung,
- Naturschutz (Wald, Feuchtbiotope),
- Land- und Forstwirtschaft sowie
- Siedlungen, einzelne Bauwerke und Infrastruktur

getrennt und räumlich differenziert formuliert wurden. In kartografischen Übersichten und Bilanzen wurden die Konfliktbereiche der Nutzungskonkurrenten räumlich identifiziert und über Modellrechnungen quantifiziert. Vor allem der Schutz vor flächendeckenden Vernässungen in Siedlungsgebieten bzw. von kontaminationsgefährdeten Standorten (Deponien, Altlasten) verbietet in weiten Teilen eine Aufspiegelung des Grundwassers, die aus ökologischer Sicht wünschenswert wäre und weitere Schäden in setzungsgefährdeten Bereichen ausschließen würde.

Für ausgewählte Referenzmeßstellen wurden Richtwerte mittlerer Grundwasserstände festgelegt. Sie berücksichtigen die fachspezifisch formulierten naturräumlichen und nutzungsspezifischen Anforderungen an den Grundwasserflurabstand. Neben diesen Richtwerten wurden zulässige Abweichungen für Trocken- bzw. Naßjahre als obere und untere Grenz-Grundwasserstände festgelegt.

Aus den Festlegungen ergeben sich erhebliche Zielkonflikte, die sich regional und kleinräumig in Art und Intensität deutlich unterscheiden:

- *„Verringerung des nutzbaren Wasserdargebotes bei Anhebung der angestrebten Grundwasserstände (Richtwerte);*
- *Zunahme der ökologischen Schäden und Gefährdungspotentiale sowie von Setzungsschäden an Bauwerken bei niedrigem Grundwasserstand;*
- *Zunahme von Vernässungspotentialen an Bauwerken und von landwirtschaftlichen Nutzflächen bei hohem Grundwasserstand;*
- *Verringerung des regionalen Standortpotentials für die Siedlungs- und Wirtschaftsentwicklung bei hohem Grundwasserstand.“* (RP Darmstadt 1999, S. 85)

Die Konflikte wurden teilweise bei der Bestimmung der Richtwerte verhandelt und im Detail auf die Maßnahmenebene verschoben.

Die zur Erreichung und Sicherung der Zielgrundwasserstände notwendigen Eingriffe bzw. deren Auswirkungen wurden mit Hilfe eines mehrdimensionalen Schemas bewertet. Das sogenannte 4-Kontenmodell in Anlehnung an die „Grundzüge der Nutzen-Kosten-Untersuchungen“ der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) umfaßt die Zielaspekte:

- Gesamtwirtschaftliche Effizienz,
- Umweltqualität,
- Regionalentwicklung und
- soziales Wohlbefinden (vgl. Binder et al. 1999, S. 23).

Für die Umsetzung des Bewirtschaftungsplanes steht folgendes Instrumentarium zur Verfügung:

- Anpassungen im RROP und kommunaler Bauleitplanung in setzungsgefährdeten Bereichen.
- Wasserrechtsverfahren: Berücksichtigung der Festlegung bei Neuvergabe und Verlängerungen, Überprüfung explizit genannter bestehender Wasserrechte; obligatorische Wasserversorgungskonzepte unter Berücksichtigung von Rationeller Wasserverwendung, Trinkwassersubstitution und Nachweis der Auswirkungen auf das Grundwasser.
- Naturräumliches und nutzungsspezifisches Monitoring (Jahresberichte).
- Zur Sicherung der Wasserqualität: Ausweisung von Wasserschutzgebieten, Anwendungsverbot von mineralischem Stickstoffdünger und Pflanzenbehandlungsmitteln in Uferstrandstreifen (5m). Die Orientierungswerte für die Sanierung von Kontaminationen in Boden und Grundwasser werden für den Geltungsraum des Bewirtschaftungsplans für verbindlich erklärt.

- Zeitraum und Umfang der Grundwasseranreicherungen mit aufbereitetem Rheinwasser müssen teilträumig den Richtwerten (Zielgrundwasserständen) gerecht werden.

Die genannten Bewirtschaftungspläne wurden vom Regierungspräsidium Darmstadt aufgestellt und sind für die in dieser Mittelbehörde zusammengefaßten Institutionen und untergeordneten Behörden verbindlich. Diese Selbstbindung der Behörden gilt für Teile ihres Zuständigkeitsbereichs. Die Umsetzungsmaßnahmen beschränken sich auf vorhandene Kompetenzen. Somit müssen einige Problemstellungen ungelöst bleiben, z. B. ist nicht geklärt, wie die Überschreitung von oberen Grenzgrundwasserständen in einer Reihe von Naßjahren verhindert werden könnte. Darüber hinaus konnten nur ordnungsrechtliche Instrumentarien eingesetzt werden.

In Richtung Flußgebietsmanagement wurde hier ein entscheidender Schritt unternommen: Statt der einseitigen Vorrangstellung der Versorgungsansprüche wurden ökologische, ökonomische und räumliche Ansprüche in einem gleichrangigen Management zusammengefaßt.

Hinsichtlich der Flußgebietsbewirtschaftung nach EU-WRR stellt sich aus dieser praktischen Sicht die für die Anfangsphase entscheidende Frage nach der Art und der Kompetenzausstattung der noch zu benennenden „zuständigen Behörde“. Mit der Ausfüllung dieses Begriffs wird implizit determiniert, für wen die Festlegungen der Bewirtschaftungspläne verbindlich sind und welche Instrumentarien zur Umsetzung impliziert bzw. ausgeschlossen werden. Darüber hinaus wird damit Einfluß genommen, wie bzw. wie zentral konkret auftretende Konflikte gelöst werden.

3 Konsequenzen für die WRR

Aus den herkömmlichen Bewirtschaftungsplänen für Fließgewässer und auch aus dem Grundwasserbewirtschaftungsplan Hessisches Ried wurden Maßnahmen abgeleitet, die punktuell und diskretionär Regulierungen vornehmen. Auf diese Weise erfüllen die Bewirtschaftungspläne die Funktion, daß für ein konkretes Knappheitsproblem die Verursacher lokalisiert, entsprechende Grenzwerte hergeleitet und diese implementiert werden. Der Bewirtschaftungsplan ist einerseits ein planerisches Instrument, weil über ihn das Knappheitsproblem mittelfristig gelöst werden kann, andererseits auch ein Umsetzungsinstrument, weil über ihn die Vorgaben für die Einleitungs- oder Entnahmebescheide transparent gemacht werden. Dabei haben die Bewirtschaftungspläne den Vorteil, daß sie in der Regel einen Raum abdecken, der kleiner ist als der zuständige politische Funktionsraum, die Regierungspräsidien bzw. Bezirksregierungen.

Für die Flußeinzugsgebietspläne gilt das Gegenteil: Sie werden größer sein als die bisherigen administrativen und die - auch zukünftigen - politischen Funktionsräume der „Arbeitsebene“. In ihnen müssen sich diverse Regierungspräsidien bzw. Bezirksregierungen und Landesministerien auf gemeinsame Grundlagen einigen, die dann politisch über die Landesregierungen, die Bundesregierung und eventuell auch einige Mitgliedsstaaten der EU anhand geeigneter Maßnahmen umgesetzt werden. In der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA)

werden Anfang dieses Jahres noch zwei Modelle für die zu schaffenden Institutionen diskutiert: Das Koordinationsmodell und das Planungsverbandsmodell.

Das Koordinationsmodell „*knüpft an die Strukturen der Bundesländer an. Die für den EU-Bewirtschaftungsplan erforderlichen Bestandsaufnahmen, Planungen und Maßnahmenprogramme werden von jedem Bundesland aufgestellt und in die Bewirtschaftungsplanung für das Flussgebiet innerstaatlich eingebracht und abgestimmt.*“ Das Planungsverbandsmodell schafft hingegen eine rechtlich eigenständige Einheit, „*die verbindliche Entscheidungen für die Konkretisierung der in der Wasserrahmenrichtlinie vorgegebenen Qualitätsziele treffen kann, die dann in die von ihr aufzustellenden Maßnahmenprogramme [...] aufzunehmen sind.*“ (1. Zwischenbericht an die 23. ACK vom 27.01.1999, S. 4) Das Planungsverbandsmodell kommt der Forderung des *perfect mapping* deutlich näher als das Koordinationsmodell, da es eine politische Einheit schafft, die eigene Entscheidungskompetenzen innehat. Ein weiterer Vorteil des Planungsverbandsmodells liegt bei der leichteren Vereinheitlichung der Einzelpläne zum Gesamtplan. Auf der anderen Seite geben die Länder - ähnlich wie die Kommunen bei den kommunalen Zweckverbänden - recht viel Kompetenzen ab, die sie auch nicht ohne weiteres zurückerhalten können. Denn wenn der Planungsverband sinnvolle Arbeit leisten soll, muß ein Ausstieg einzelner unzufriedener Gebietskörperschaften kurz- und mittelfristig verhindert werden.

Zur Zeit erscheint es unwahrscheinlich, daß die Länder innerhalb der Bundesrepublik ausreichend Kompetenzen abgeben wollen. Folglich wird es zu einer Struktur wie dem Koordinationsmodell kommen. Auch wenn in diesem Modell bereits einige Ansätze als erprobte Vorläufer existieren, wie z. B. die ARGE Rhein, ARGE Elbe und die ARGE Weser, wird eine einheitliche Planerstellung und Umsetzung nicht ohne Schwierigkeiten sein, da diese Arbeitsgemeinschaften, Kommissionen oder Konvente eben keine Möglichkeiten haben, verbindliche Zielkonkretisierungen vorzunehmen.

Mangelt es aber an gemeinsamen konkreten Zielen innerhalb eines Flußeinzugsgebietes, werden auch die Umsetzungsinstrumente entsprechend vielfältig und damit uneinheitlich sein. Das erschwert die gegenseitige Kontrolle, ob die politischen Funktionsräume sich gleichermaßen anstrengen, die gesetzten Ziele zu erreichen. In der Perspektive einer effizienten Wasserschutzpolitik, die von denen Zielbeiträge verlangt, die die geringsten Kosten dafür in Kauf nehmen müssen, ist diese Form der institutionellen Umsetzung unbefriedigend. Es reicht eben nicht aus, administrative Räume und Umweltproblemräume in Übereinstimmung zu bringen, sondern die politischen Funktionsräume müssen auch mit entsprechenden Kompetenzen ausgestattet sein, effiziente Umsetzungsinstrumente zu implementieren.

Am Beispiel des Hessischen Rieds läßt sich dieses Problem veranschaulichen. Im Grundwasserbewirtschaftungsplan sind drei wesentliche Probleme im Hessischen Ried aufgeführt: Erstens zu hohe Grundwasserstände, die zu Vernässungen im Siedlungsbereich und bei Depo-nien oder Altlasten führen. Zweitens zu niedrige Grundwasserstände, die zu Schäden bei der Vegetation, der Landwirtschaft und an Gebäuden sowie zur Gefährdung der Versorgungssicherheit führen. Und drittens zuviel Versiegelungen, die zu Hochwasserständen andernorts führen. Während sich das erste Problem der zu hohen Grundwasserpegel durch einen Zertifi-

katsmarkt regeln läßt, der zeitlich und räumlich differenziert ist, können die letztgenannten Probleme auch durch spezielle Abgaben gelöst werden. Auch diese müssen räumlich differenziert werden (siehe Tab. 1).

Tab. 1: Steuerungspotential ökonomischer Instrumente für drei Umweltprobleme des Grundwasserbewirtschaftungsplans Hessisches Ried

	Grundwasserstand punktuell zu hoch	Grundwasserstand generell zu niedrig	Versiegelung
Sachlich und räumlich differenzierter Zertifikatsmarkt für Grundwasserentnahmerechte	hoch	hoch	-
Räumlich diff. Grundwasserentnahmeabgabe	-	langfristig hoch	-
Einheitliche Versiegelungsabgabe im Flußeinzugsgebiet	-	-	langfristig hoch

Quelle: eigene Darstellung

Wie Tabelle 1 zeigt, ist das Steuerungspotential ökonomischer Instrumente für spezifische Umweltprobleme relativ hoch. Dennoch kommt es nicht zu einer Entwicklung ökonomischer Instrumente aus den Vorgaben des Grundwasserbewirtschaftungsplans. Der Grund besteht in erster Linie darin, daß für das Hessische Ried keine kongruente Umsetzungsebene existiert. Die Grundwasserabgabe müßte räumlich differenziert werden, d. h. das Ried müßte einen eigenen Abgabesatz erhalten, um nicht in anderen Landesteilen wie Nordhessen zu einer Übersteuerung zu führen. Ein derartiges Instrument müßte auf Landesebene eingerichtet werden; dem Regierungspräsident fehlt dafür die Kompetenz.¹

Eine räumlich differenzierte Grundwasserabgabe rechtfertigt sich aus den ökologischen Knappheiten. Sie wäre insofern sachlich geboten und dürfte deshalb auch verfassungsrechtlich unproblematisch sein. Verwaltungstechnisch wäre eine Differenzierung ebenfalls unproblematisch, soweit die hydrologischen Zusammenhänge ausreichend bekannt sind. Die räumlich differenzierte Grundwasserabgabe wäre eine der Möglichkeiten, soziale Kosten zumindest ansatzweise im Hinblick auf die bei der Förderung entstandenen sozialen Kosten der Umweltinanspruchnahme einzubeziehen.²

Für Versiegelungsabgaben gilt, daß sie auf viel höherer Ebene als dem Regierungspräsidenten einzurichten wären, wenn sie das Hochwasserproblem adressieren soll. Geht es nämlich um die Unterlaufprobleme beispielsweise am Rhein, dann müssen versiegelte Flächen im

¹ Ohnehin steht die Grundwasserabgabe in Hessen vor der Abschaffung. Die derzeit gültigen Abgabesätze von 0,50 bzw. 0,90 DM/m³ werden ab dem 1.1.2001 halbiert, ab 2003 soll die Abgabe gänzlich abgeschafft werden. Der sofortigen Abschaffung stand interessanterweise nur im Weg, daß ein Großteil des Aufkommens nun durch allgemeine Haushaltsmittel ersetzt werden muß, die nicht kurzfristig zur Verfügung stehen.

² Vgl. die Diskussion über den sinnvollen Einsatzbereich von Grundwasserabgaben bei Bizer/Linscheid/Ewringmann 1998, 51 ff.

gesamten Flußeinzugsgebiet reduziert werden, d.h. nicht nur in allen Anrainer-Bundesländern, sondern auch z. B. der Schweiz und eventuell Frankreich. Wenn die höhere Ebene aber nur Koordinationsbefugnisse innehat, kann sie nur die Einführung einer Versiegelungsabgabe empfehlen, sie kann diese nicht verbindlich vorschreiben. Daran zeigt sich die eigentliche Schwäche des Koordinationsmodells hinsichtlich ökonomischer Instrumente: Diese schmerzen die politischen Funktionsträger vor Ort, weil diese mit ihren Wählern konfrontiert werden. Folglich werden sie nur dann zusätzliche Instrumente einführen, wenn sie es nicht vermeiden können. Besteht aber keine eigene Kompetenz auf höherer Ebene, wie dies bei der WRR der Fall ist, ist jeder Widerstand erfolgreich. Ein förmliches Vertragsverletzungsverfahren der EU-Kommission würde zunächst einmal auf die enormen Implementationshürden der föderalen Kompetenzen stoßen.

Der dritte der genannten instrumentellen Ansätze sind räumlich differenzierte Zertifikate für Grundwasserentnahmerechte. Diese Rechte knüpfen an das bestehende wasserrechtliche Genehmigungsverfahren an, d. h. die bisherige Genehmigungspraxis wird weitgehend beibehalten. Allerdings werden sie flexibler gehandhabt, um die Grundwasserstände sowohl in Trocken- wie auch in Nässeperioden innerhalb bestimmter Bandbreiten zu halten. Als Ausgleich für die daraus entstehenden Härten im Einzelfall, die daraus resultieren, daß einzelne Förderanlagen ihre Mengen drastisch reduzieren müssen, werden die Entnahmerechte auf einer regionalen Börse auktioniert. Für die zur Förderung notwendigen Anlagen, die sogenannten *essential facilities*, werden Durchleitungsrechte geschaffen.

Die Zertifikate könnten aus der Region heraus entwickelt werden, wenn der Regierungspräsident sie als ein Instrument der flexiblen Ausgestaltung von Wasserrechten implementieren wollte. Allerdings ist dafür sowohl die Rechtslage als auch die Wirkungsweise noch weitgehend ungeklärt. Die kurzfristigen Einschränkungen, die aus einem solchen Markt für die öffentlichen Wasserversorger resultieren können, sowie die generelle Bepreisung der Wasserrechte dürfte auf Widerstände stoßen, die auch aus dem räumlich und zeitlich differenzierten Wasserzertifikatsmarkt ein Projekt wenigstens auf Landesebene machen würden. Hier besteht konkreter Forschungsbedarf.³

Im Ergebnis ist jedoch festzustellen, daß der Grundwasserbewirtschaftungsplan „Hessisches Ried“ ökonomische Anreizinstrumente nicht entwickelt. Genau dies wäre in Zukunft eine Aufgabe derartiger Pläne, um die Vorgabe der WRR umzusetzen, alle Kosten der Wassernutzung in die Preisbildung aufzunehmen.

4 Die Anreizsituation der politisch-administrativen Akteure unter der WRR

Auch wenn die eigentliche Frage auf die Anreizsituation „unter“ dem WRR abzielt, lohnt sich ein Blick auf die Anreizsituation der EU-Kommission. Die Kommission hat mit Art. 12 WRR

³ Besonders wichtig ist es, die Frage der Rückverteilung der Mittel aus den Einnahmen zu klären. Möglich wäre es z. B., die Mittel nach einem einheitlichen Schlüssel vollständig an die Wasserförderer zurückzuverteilen. Es wäre aber auch denkbar, die Mittel in den Landeshaushalt einfließen zu lassen. Allerdings ergäbe sich dann die rechtliche Frage, ob aus Gründen der Gleichbehandlung nicht alle Wasserförderer landesweit gleich zu behandeln wären, auch wenn sachlogisch eine Ungleichbehandlung aufgrund der lokalen Knappheiten geboten ist.

beschlossen, das Prinzip der kostendeckenden Preise für die Wassernutzung einzuführen, sie hat aber gleichzeitig eine Vielzahl von Ausnahmen zugelassen, die das Prinzip - kaum aufgestellt - auch schon wieder aufweichen. So gelten soziale und ökonomische Auswirkungen ebenso wie klimatische und geografische Bedingungen als Ausnahmetatbestände. Offenbar reichte der Anreiz, ein einheitliches europäisches Wasserrahmenrecht zu schaffen nicht aus, um das umweltpolitisch gebotene Kostendeckungsprinzip stringent zu verankern. Oder anders formuliert: Die mit kostendeckenden Ressourcengebühren einhergehenden sozialen Verteilungswirkungen wurden von vornherein so eingeschätzt, daß nur ein weiches Kostendeckungsprinzip überhaupt eine Chance auf Umsetzung hat. Insofern wird auch in der Umsetzung des Kostendeckungsprinzips von der Kommission keine größere Strenge erwartet werden können.

Die Anreizsituation für den Bund, ökonomische Instrumente einzuführen, wird durch die WRR kaum geändert. Die bisherigen ökonomischen Instrumente auf Bundesebene beschränken sich auf die Abwasserabgabe, die in ihren zahlreichen Novellen durchaus zwischen Bedeutungszuwächsen wie auch -verlusten schwankte. Aufgrund seiner übergeordneten Zuständigkeit wird der Bund jedoch keine flußeinzugsgebietspezifischen Ziele zum Anlaß nehmen, neue ökonomische Instrumente einzuführen. Er wird vielmehr auf die Zuständigkeit der jeweiligen Organisationseinheit verweisen und das bestehende Instrumentarium weiter „verwässern“. Dasselbe gilt für die Länder: Auch sie werden sich aufgrund ihrer anderen räumlichen Zuständigkeit nicht für landesweite Anreizinstrumente aussprechen. Es kommt ja gerade darauf an, spezifisch in den Einzugsgebieten zu steuern und nicht über deren Grenzen hinaus einzugreifen. Die Kommunen werden ohnehin kein Interesse daran haben, überörtliche Ziele uneigennützig zu unterstützen. Sie werden deshalb nur insoweit Umweltgebührenbestandteile aufnehmen, wie sie es nicht vermeiden können.

Ökonomische Instrumente haben im Wasserbereich in Zukunft nur dann eine Chance, wenn sie regional differenziert werden können. Das ist umweltpolitisch sinnvoll. Gleichzeitig müssen aber damit die Grenzen der politischen Funktionsräume überschritten werden. Das wiederum dürfte Widerstände induzieren, wenn andere politische Funktionsräume die Lasten tragen als von der Umsetzung profitieren. Daran ändert die WRR nichts.

Das in Art. 12 WRR vorgeschlagene Instrument der Ressourcengebühren läßt sich zwar auf vielfältige Weise politisch umsetzen (Aufschläge auf die bestehenden Abwassergebühren oder Frischwasserentgelte, eigenständige Abgaben; Zertifikate, deren Kosten überwältzt werden etc.); keines dieser Umsetzungsinstrumente löst jedoch den beschriebenen Kompetenzkonflikt auf, der in den Flußeinzugsgebieten besteht. Die Anreize für die jeweilige politische Ebene, das Umweltproblem möglichst kostengünstig zu lösen, reichen nicht aus.

5 **Schlußfolgerungen**

1. Das *perfect mapping* verlangt nach einer Kongruenz von Umweltproblemraum und politischem Entscheidungsraum. Die WRR erfüllt eine wesentliche Bedingung dafür, indem sie adäquate Umweltproblemräume als Planungsgrundlage einrichtet und diesen administrati-

ve und ansatzweise politische Entscheidungsgremien zuordnen will. Sie läßt aber die Frage der Kompetenzen der „zuständigen Behörde“ ungeklärt und stellt keine klaren Regeln für die politischen Entscheidungen auf. Wenigstens für die administrativen Einheiten sind entsprechende Kompetenzregeln aufzustellen.

2. Die Entscheidungsräume der nach der WRR „zuständigen Behörde“ sind aber nicht räumlich deckungsgleich mit den bestehenden politischen Entscheidungsräumen: Wenn also ein uniformer fiskalischer Anreiz geschaffen werden soll, wie er etwa durch die Abwasserabgabe bundesweit oder durch die Grundwasserabgabe hessenweit existiert, dann ist die Bemessung des Anreizes zwangsläufig in einigen Regionen gemessen an der Knappheit zu hoch, an anderen Stellen vielleicht noch immer zu niedrig. Die Lösung dieses Problems liegt in einer räumlichen Differenzierung von ökonomischen Anreizinstrumenten nach Flußeinzugsgebieten.
3. Wenn jedoch Konflikte zwischen verschiedenen politischen Räumen auftreten, wer die Last z. B. der Emissionsreduzierung tragen soll, ist von zentraler Bedeutung, wer dann die letzte Entscheidungsgewalt innehat. Die WRR weist die Rolle der Superinstanz im wesentlichen der EU-Kommission zu, die über die Einhaltung der Ziele der Richtlinie zu wachen hat. Doch die Kommission müßte dann z. B. für das Maineeinzugsgebiet eine Obergrenze für versiegelte Flächen festlegen, um die Kölner Innenstadt vor Hochwasser zu schützen oder die Einrichtung von Versiegelungsabgaben vorschreiben. Nach der WRR sind derartige Schritte von der Kommission nicht zu erwarten und widersprechen auch der föderalen Kompetenzordnung nach Art 75 und 72 GG. Ohne eine Superinstanz, die für kosteneffiziente Umsetzungsinstrumente eintritt, wird das Ergebnis ökonomisch kaum zufriedenstellend ausfallen.

Literatur

- Binder, Klaus Georg; Fuchs, Rainer; Heinzlmann-Ekoos, Thomas; Klaus, Joachim; Michel, Bernhard; Quadflieg, Arnold; Solveen, Dirk; Wurster, Hansjörg (1999): Mehrdimensionale Bewertung der Grundwasserbewirtschaftung am Beispiel des Grundwasserbewirtschaftungsplanes Hessisches Ried. Wasser und Boden 51(3), S. 19-28. Blackwell Wissenschaftsverlag, Berlin
- Bizer, Kilian; Bodo Linscheidt; Dieter Ewringmann (1998): Umweltabgaben in Nordrhein-Westfalen, Berlin
- Regierungspräsidium Darmstadt (1993, 1995): Bewirtschaftungsplan Gewässersystem Schwarzbach/Ried, Darmstadt 1993. Bewirtschaftungsplan Gewässersysteme Modau und Winkelbach, Darmstadt 1993. Bewirtschaftungsplan Gewässersystem Weschnitz, Darmstadt 1995. Landschaftspflegerischer Teil, Wiesbaden 1995
- Regierungspräsidium Darmstadt (1999): Grundwasserbewirtschaftungsplan Hessisches Ried. Staatsanzeiger für das Land Hessen 21, S. 1659-1747

Die EU-Wasserrahmenrichtlinie als Beispiel eines Institutionenwandels: Forschungsbedarf und Erklärungsansätze aus politik- und raumwissenschaftlicher Sicht

Timothy Moss

Institut für Regionalentwicklung und Strukturplanung, Erkner

1 Einleitung: Ein Institutionenwandel von oben

1999 wird eine grundlegende Änderung der räumlichen Organisation der Wasserwirtschaft in Europa eingeleitet: Nach der EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRR) soll die Wasserbewirtschaftung in allen Mitgliedstaaten künftig verstärkt an Flußeinzugsgebieten ausgerichtet werden. Wenn Wasserressourcen stärker nach natürlichen Raumeinheiten, statt nach politischen Verwaltungsgebieten, bewirtschaftet werden - so die dahinter stehende Logik - verbessern sich die organisatorischen Rahmenbedingungen für einen umfassenden, integrierten Gewässerschutz.

Aus Sicht der politikwissenschaftlichen Umweltforschung stellt dieser Vorstoß der EU den Versuch dar, einen institutionellen Wandel zum Schutz von Wasserressourcen einzuleiten. Hier ist der Begriff „Institution“ nicht - wie im allgemeinen Sprachgebrauch - gleichbedeutend mit „Organisation“ zu verstehen. Institutionen im politologischen Sinne sind Regel und Regelsysteme, welche die Basis von verlässlichen Verhaltensmustern einzelner oder korporativer Akteure bilden (Dietl 1993, Göhler 1997), deren Modifikation intendierte (und nicht-intendierte) Verhaltensveränderungen bewirkt. So umfassen Institutionen gesellschaftliche Normen, rechtliche Regelungen, etablierte Verfahren und Beziehungsmuster (Mayntz und Scharpf 1995; von Prittwitz 1994). North (1992) unterscheidet zwischen formgebundenen Institutionen (z. B. Verfassungen, Gesetze, Verordnungen) und formlosen Institutionen (z. B. Traditionen, kulturell vermittelte Werte, nicht kodifizierte Normen).

So gesehen wird die WRR durchaus zu Veränderungen wasserwirtschaftlicher Institutionen beitragen, auch wenn die Verpflichtung zur Errichtung von Flußgebietsbehörden - wie im Entwurf vom 4.12.1996 vorgesehen - inzwischen gestrichen worden ist (Artikel 3). Wie unten näher erläutert, wird die WRR weitreichende Auswirkungen auf die Raumbezüge, Akteurskonstellationen, Kooperationsformen und Planungsverfahren der Wasserwirtschaft haben. Besonders in Deutschland stößt die WRR u.a. deshalb auf die erhebliche Kritik einiger Wasserwirtschaftler und Rechtswissenschaftler, die einen Eingriff in die Zuständigkeiten der Mitgliedsstaaten, in die staatliche Hoheit der Bundesländer und in die kommunale Selbstverwaltung befürchten (SRU 1998; Breuer 1997, 1998). Nach Meinung eines Kommentators läuft die WRR nach wie vor „auf ein zentralistisch konzipiertes Organisations-, Planungs-, Ausführungs- und Kontrollsystem“ hinaus (Breuer, zitiert in Lang 1998, S. 29). Andere Fachleute wiederum scheinen die institutionellen Implikationen der WRR herunterzuspielen, nachdem die Bestimmung zur Errichtung von Flußgebietsbehörden erfolgreich abgewehrt wurde (vgl. Newson 1996).

Es herrscht also Unklarheit darüber, wie sich die WRR auf bestehende Institutionen der Wasserwirtschaft auswirken wird. Der folgende Beitrag dient zur Klärung dieser Frage sowie zur Bestimmung des weiteren Forschungsbedarfs auf diesem Feld.¹ Zunächst wird ein Überblick über die bisherige Forschung zur institutionellen Regelung von Flußgebietsmanagement geboten, einschließlich der Forschungsdesiderata. Wie sich die Einzelbestimmungen der WRR auf Institutionen der Wasserwirtschaft auswirken werden bzw. können, wird im folgenden Abschnitt analysiert. Abschließend werden Erklärungsansätze aus der politikwissenschaftlichen Umweltforschung herangezogen, um drei bedeutende Problemfelder bei der Einführung flußgebietsbezogener Institutionen zu erläutern.

2 Institutionelle Regelung von Flußgebietsmanagement: Forschungsstand und -desiderata

In der internationalen Literatur über Flußgebietsmanagement wird der Institutionenbegriff - wie in der politikwissenschaftlichen Umweltforschung - durchaus weit gefaßt. Institutionelle Arrangements für ein integriertes Wassermanagement bestehen nach Mitchell (1996) aus einer Kombination von 1) Gesetzen und Verordnungen, 2) Politikmaßnahmen und Richtlinien, 3) administrativen Strukturen, 4) ökonomischen und finanziellen Arrangements, 5) politischen Strukturen und Verfahren, 6) historischen und kulturellen Werten sowie 7) Schlüsselakteuren.

Die Erforschung solcher institutioneller Arrangements verläuft bisher aber eher deskriptiv als analytisch; sie geht oft nicht über die Auflistung von Organisationen, Gesetzen, Verfahren usw. hinaus. Es herrschen erhebliche Wissensdefizite über die Bedeutung lokaler Rahmenbedingungen, über Fragen der politischen Legitimität, über die Handlungsspielräume einzelner Akteursgruppen, über regionale Organisationskulturen sowie über die Rolle kommunikativer Planungsverfahren - Merkmale, die schon vor 10 Jahren in einer vielbeachteten Studie als maßgeblich für ein starkes Flußgebietsmanagement bezeichnet wurden (OECD 1989). Inzwischen wächst in der Forschung die Erkenntnis, daß modellhafte Institutionen von Flußgebietsmanagement, wie die legendäre Tennessee Valley Authority in den USA, nicht ohne weiteres auf andere Regionen übertragen werden können; dafür müssen der lokale Kontext und Anlaß für Flußgebietsmanagement genauer verstanden werden.

Von besonderer Erkenntnis in diesem Zusammenhang sind Versuche, die unterschiedlichen institutionellen Ausprägungen von Flußgebietsmanagement weltweit zu typisieren. Downs et al. unterscheiden zwischen umfassenden („comprehensive“), integrierten („integrated“) und ganzheitlichen („holistic“) Formen von River Basin Management (RBM) (zitiert in Newson 1996). Beim umfassenden RBM liegt der Schwerpunkt auf den funktionalen Verflechtungen aller Bereiche der Wasserwirtschaft (Gewässerschutz, Wasserversorgung usw.), beim integrierten RBM auf dem Zusammenspiel dieser Funktionen und anderer menschlicher Tätigkeiten (z. B. Landnutzung), und beim ganzheitlichen RBM auf der Berücksichtigung weitge-

¹ Der Beitrag basiert auf dem Forschungsprojekt „Institutionenwandel zum Schutz von Wasserressourcen: das Beispiel der räumlichen Orientierung der Wasserwirtschaft an Flußeinzugsgebieten“, gefördert von der DFG im Rahmen des Schwerpunktprogramms „Globale Umweltveränderungen: sozial- und verhaltenswissenschaftliche Dimensionen“.

steckter ökosystemarer Ziele für Flußeinzugsgebiete. Solche Kategorisierungen bilden eine wichtige Grundlage für dringend erforderliche vergleichende Analysen der bisherigen Erfahrungen von EU-Mitgliedstaaten mit unterschiedlichen Formen des Flußgebietsmanagements.

Schließlich besteht erheblicher Forschungsbedarf über den Institutionenwandel. Bis auf einzelne Fallstudien zur historischen Entwicklung von Flußgebietsmanagement (z. B. Swynedouw, in Druck) ist relativ wenig darüber bekannt, wie Institutionen entstehen, die die Interaktionen zwischen Menschen und Wassersystemen regeln, wie solche Institutionen sich veränderten Rahmenbedingungen anpassen, inwieweit es möglich ist, Institutionen für definierte Ziele zu entwerfen und welche intendierte und nicht-intendierte Wirkungen und Folgen Institutionen für Mensch/Wasser-Interaktionen haben können (vgl. Young 1999).

3 Institutionelle Veränderungen im Zuge der EU-Wasserrahmenrichtlinie

Wie wird die WRR die institutionelle Regelung der Wasserwirtschaft speziell in Deutschland verändern? Seit der Abschwächung von Artikel 3 Absatz 2 werden zwar keine neuen Behörden mit Zuständigkeiten für ganze Flußgebiete mehr vorgeschrieben, lediglich die Einführung innerhalb jeden Mitgliedstaats von „geeigneten Verwaltungsmaßnahmen, einschließlich der Bestimmung der geeigneten zuständigen Behörde,“ zur Anwendung der Richtlinie innerhalb jeder Flußgebietseinheit seines Hoheitsgebiets wird festgelegt. Trotzdem werden mehrere Einzelbestimmungen der WRR eine starke Veränderung bisheriger Verfahren und - teilweise auch - Strukturen verursachen, auch wenn das Ausmaß noch unklar bzw. umstritten ist.

3.1 Neue Raumbezüge der Wasserwirtschaft

Wesentliche Veränderungen erfolgen aus der räumlichen Orientierung der Wasserwirtschaft nach „Flußgebietseinheiten“ (Art. 3, Abs. 1). Diese sind gemäß Artikel 2, Absatz 11 ein „als Haupteinheit für die Bewirtschaftung von Einzugsgebieten festgelegtes Land- oder Meeresgebiet, das aus einem oder mehreren benachbarten Einzugsgebieten und den ihnen zugeordneten Grundwässern und Küstengewässern besteht.“ Vorgesehen ist ein räumlich hierarchisches Planungssystem für internationale Flußgebietseinheiten, nationale Flußgebietseinheiten und Teileinzugsgebiete (UBA 1998). Diese Raumeinheiten stellen den Raumbezug dar für die inhaltlichen Vorgaben der WRR, d. h. für die Bewirtschaftungspläne nach Art. 16, für die Maßnahmenprogramme nach Art. 13 sowie für die Analyse, Überwachung bzw. Berichterstattung über die Merkmale der Flußgebietseinheit, die Überprüfung der Umweltverträglichkeit menschlicher Tätigkeiten und die Wirtschaftlichkeit der Wassernutzung (Art. 5, 6 und 7).

Da die Flußgebietseinheiten über Verwaltungsgrenzen hinweggehen und die Einrichtung von Flußgebietsbehörden ausdrücklich abgelehnt wurde, bedeutet dies zumindest für Deutschland, daß mehrere Verwaltungseinheiten (z. B. oberste oder obere Wasserbehörden) für eine Flußgebietseinheit zuständig sein werden und umgekehrt, daß größere Verwaltungseinheiten durchaus für Teilgebiete mehrerer Flußgebietseinheiten zuständig sein können. Hieraus ergibt sich künftig ein hoher Koordinierungsbedarf der zuständigen Behörden, besonders auf Länderebene. Es geht beispielsweise darum, „gemeinsam geeignete Verwaltungsvor-

schriften“ für internationale Flußgebietseinheiten zu erlassen (Art. 3, Abs. 3) oder Maßnahmen zwischen Oberlieger- und Unterlieger-Verwaltungseinheiten abzusprechen. Neue Verfahren und eventuell auch Organisationsstrukturen werden erforderlich sein, um den erhöhten Koordinierungsansprüchen gerecht zu werden. Dazu gehören z. B. die Gründung neuer Arbeitsgemeinschaften zwischen Wasserbehörden, wie für die Elbe (siehe Reincke in diesem Bericht), oder der Ausbau etablierter Strukturen des Flußgebietsmanagements in Deutschland, wie die sondergesetzlichen Wasserverbände an der Ruhr oder die Wasser- und Bodenverbände.

Umstritten bleibt, ob allein eine bessere Koordinierung bestehender Verwaltungseinheiten für die wirksame Anwendung der WRR ausreichen wird. Einige Kommentatoren halten deshalb die Schaffung neuer politischer Strukturen für Flußeinzugsgebiete für erforderlich (siehe Bizer und Cichorowski in diesem Bericht). Weitere Bedenken bestehen hinsichtlich Legitimationsproblemen, die sich durch die Entflechtung der künftigen Bezugsräume der Wasserwirtschaft von den Raumeinheiten der demokratisch gewählten Gebietskörperschaften ergeben könnten (Breuer 1997, 1998). Befürchtet wird vor allem eine Verschiebung des Machtverhältnisses in Deutschland zugunsten der Ministerialbürokratie auf Kosten der kommunalen Selbstverwaltung (siehe Petersen in diesem Bericht).

3.2 Anspruch auf integriertes Flußgebietsmanagement

Ein wesentliches Ziel der WRR - wie der EU-Wasserpolitik insgesamt - ist die bessere Integration und Abwägung ökologischer, ökonomischer und sozialer Ansprüche an Wasserressourcen unter Berücksichtigung lokaler und regionaler Besonderheiten (CEC 1996). Zum Ausdruck kommt dieses Ziel in den Bestimmungen der WRR beispielsweise in der Abwägung zwischen Umweltzielen und menschlichen Tätigkeiten (Art. 4, Abs. 4) sowie über die Einführung kostendeckender Preise für die Wassernutzung (Art. 12). Hieraus entsteht ein erhöhter Bedarf an Abstimmung zwischen wasserwirtschaftlichen und anderen Institutionen, vor allem der Raumplanung, der Landnutzung und der Umweltplanung. Die erforderliche Koordinierung erfolgt zwar zwischen den gleichen Behörden mit den gleichen Zuständigkeiten wie bisher, aber der Bezugsraum für die wasserwirtschaftliche Planung hält sich nicht mehr wie zur Zeit in Deutschland an Ländergrenzen, sondern an länderübergreifende Flußgebietseinheiten, und neben Planungsaufgaben schreibt die WRR auch flußgebietsbezogene Maßnahmenprogramme, wirtschaftliche Analysen, Überwachungen und Informationsdienstleitungen vor.

Wie eine intensivere Abstimmung zwischen Wasserwirtschaft und Raumordnung in Deutschland unter den neuen Bedingungen erfolgen soll, ist noch unklar. Schon heute wird die ungenügende Berücksichtigung der Wasservorsorge in der Praxis innerhalb der raumwissenschaftlichen Diskussion u.a. auf eine mangelhafte Verknüpfung zwischen räumlicher Gesamtplanung und wasserwirtschaftlicher Fachplanung zurückgeführt (Jacobitz 1994; SRU 1998). Das Hauptproblem wird nicht in den ausreichenden gesetzlichen Regelungen, sondern in Koordinierungsdefiziten zwischen den Ressorts der Raum- und Wasserwirtschaftsplanung gesehen (Hübler et al. 1996; Jacobitz 1994; Holst et al. 1991). Wenn Flußgebietsmanagement

zu einem wirksamen Abwägungsinstrument einer integrierten Wasserpolitik werden soll, wie die WRR es wünscht, scheinen neue Formen der Zusammenarbeit zwischen Trägern raumordnerischer und wasserwirtschaftlicher Institutionen unvermeidbar zu sein.

3.3 Erweiterte Beteiligungsformen

Eine weitreichende Beteiligung der Öffentlichkeit am Management von Flußeinzugsgebieten stellt eine weitere institutionelle Neuheit der WRR dar, denn in Deutschland waren bisher wenn überhaupt nur Träger öffentlicher Belange an der wasserwirtschaftlichen Planung beteiligt. Artikel 17 ruft die Mitgliedstaaten zur Förderung der „aktiven Beteiligung aller interessierten Stellen an der Umsetzung der Richtlinie“ auf. Zum einen soll die Effektivität der WRR durch Stärkung partizipativer Formen der Meinungsbildung und Entscheidungsfindung erhöht werden, wie in wissenschaftlichen Studien von internationalen Erfahrungen mit Flußgebietsmanagement dargestellt wurde (z. B. OECD 1989). Zum anderen soll die verstärkte Bürgerbeteiligung eine notwendige demokratische Legitimation für die neue institutionelle Regelung der Wasserwirtschaft liefern, die - wenn auch unausgesprochen - als Ersatz für die räumliche Entflechtung zwischen Flußgebietsmanagement und kommunaler Selbstverwaltung dienen soll.

Konkret schreibt die WRR für jede Flußgebietseinheit die Veröffentlichung eines Zeitplans und Arbeitsprogramms für die Aufstellung des Bewirtschaftungsplans, eines Überblicks über wasserwirtschaftliche Fragen der Flußgebietseinheit sowie aller Entwürfe des Bewirtschaftungsplans vor (Art. 17, Abs. 1). Darüber hinaus wird der Öffentlichkeit Zugang zu relevanten Hintergrunddokumenten und -informationen gewährt. Welche Formen der öffentlichen Anhörung bzw. Konsultation angewandt werden, bleibt den Mitgliedstaaten überlassen. Es wird mit sehr unterschiedlichen Strukturen und Verfahren gerechnet - von Netzwerken der Wassernutzer bis hin zu sog. Wasserparlamenten (vgl. Carman und Keith, zitiert in Watson 1996). Zu erwarten sind räumlich gestufte Beteiligungsstrategien, die die Mitwirkung einzelner Betroffenen auf lokaler Ebene und die Beteiligung von Verbänden auf regionaler oder überregionaler Ebene ermöglichen.

Die Erweiterung des Kreises der Beteiligten wird eine Umstellung der institutionellen Kulturen mancher Wasserbehörden erforderlich machen (Watson 1996). Behörden, die sich in der Vergangenheit lediglich für die Bestimmung und Umsetzung wasserpolitischer Vorschriften zuständig fühlten, werden sich verstärkt interaktiven Politikformen öffnen müssen. Dies bedeutet z. B. die Entwicklung von Maßnahmen zur Förderung der Partizipation, den Aufbau von Verfahren für die bürgernahe Konsens- und Entscheidungsfindung sowie die Weiterbildung des Personals in Vorbereitung auf ihre erweiterte Rolle.

3.4 Neue Planungs-, Umsetzungs- und Kontrollverfahren

Die WRR bewirkt in Deutschland schließlich die Änderung institutionalisierter Verfahren der wasserwirtschaftlichen Planung durch die Erweiterung bzw. Neuaufnahme planerischer Aufgaben. Im Vergleich zur bisherigen Praxis werden Ist-Analysen des Zustands von Gewässern

um die flächenhafte Ermittlung von diffusen Einträgen erweitert werden müssen (Art. 6, Abs. 1). Neu ist die Einführung einer wirtschaftlichen Analyse der Wassernutzung. Hierzu gehört nach Artikel 7 neben der Ermittlung der Kosten und Preise für die Wassernutzung (einschließlich „umwelt- und ressourcenrelevanter Kosten und Vorteile“) sowie der Infrastrukturinvestitionen auch die Darstellung bisheriger Preis- und Kostenentwicklungen und die Aufstellung von Preis- und Investitionsszenarien für Zukunftsprojekte. Hierfür müssen neue Bewertungsverfahren erst entwickelt werden (siehe Beiträge Messner und Hansjürgens). Ähnliches gilt für die Sicherstellung kostendeckender Preise für alle Dienstleistungen - nicht nur für die Gesamtheit aller Wassernutzer einer Flußgebietseinheit, sondern auch für einzelne wirtschaftliche Bereiche wie Haushalte, Industrie und Landwirtschaft (Art. 12, Abs. 1).

Die Bewirtschaftungspläne nach Artikel 16 und Anhang VII der WRR unterscheiden sich inhaltlich erheblich von bisherigen Flußgebietsplanungen nach §36 WHG, was auch zu veränderten Verfahren und Instrumenten bei der Aufstellung, Umsetzung und Aktualisierung der Pläne führen wird (UBA 1998). Erstmals in Deutschland werden Bewirtschaftungspläne flächendeckend und zeitgleich für alle Flußeinzugsgebiete aufgestellt. Gegenstand der Pläne und Maßnahmenprogramme sind gesamte Flußeinzugsgebiete bzw. Flußgebietseinheiten und nicht nur ausgewählte Flußabschnitte wie bei bisherigen Bewirtschaftungsplänen oder länderbezogene Flußgebiete wie bei heutigen wasserwirtschaftlichen Rahmenplänen. Künftig werden das Zusammenspiel von Grund- und Oberflächenwasser sowie die Verbesserung der Gewässerstruktur Einzug in Bewirtschaftungspläne finden müssen. Darüber hinaus sollen die Bewirtschaftungspläne einen Überblick bieten über die Ergebnisse der Überwachungsprogramme nach Artikel 10, der wirtschaftlichen Analyse nach Artikel 7 sowie der Maßnahmen zur Information und Anhörung der Öffentlichkeit (Art. 17).

Besonders in Deutschland wird befürchtet, daß die inhaltliche und räumliche Ausweitung der wasserwirtschaftlichen Planung nach der WRR einen überhöhten Verwaltungsaufwand verursachen wird. Wenn künftige Bewirtschaftungspläne mit der gleichen Gründlichkeit und Ausführlichkeit wie bei bisherigen wasserwirtschaftlichen Planungen in Deutschland aufgestellt werden, erscheinen in der Tat sowohl die enge Terminplanung wie auch die angepriesene Kostenneutralität der WRR fraglich. Eine mögliche Lösungsvariante wäre eine weniger ausführliche Interpretation des Bewirtschaftungsplans, wie von einigen Kommentatoren gefordert (Holtmeier, zitiert in Lang 1998). Alternativ könnte die Chance dazu genutzt werden, Verwaltungsmechanismen zu vereinfachen und Zuständigkeitsgrenzen abzubauen. Damit wäre aber die Frage nach der Orientierung von Verwaltungseinheiten nach Flußeinzugsgebieten neu aufgerollt. Hier besteht Forschungsbedarf über geeignete institutionelle Regelungen.

4 Erklärungsansätze aus der politikwissenschaftlichen Umweltforschung

Im folgenden Abschnitt wird aufgezeigt, wie ein bestimmter analytischer Zugang aus der politikwissenschaftlichen Umweltforschung zum besseren Verständnis des Institutionenwandels im Falle der WRR beitragen kann. Im Rahmen des „International Human Dimensions Programme“ (IHDP) ist 1999 ein „Science Plan“ für das Leitprojekt „Institutional Dimensions of

Global Environmental Change“ aufgestellt worden (Young 1999). Richtungsweisend für die internationale Forschung werden hier Erklärungsansätze über die Effektivität von umweltpolitischen Institutionen entwickelt. Drei Problemfelder werden als Schlüsselfaktoren bestimmt - „problems of fit“, „problems of interplay“ und „problems of scale“ -, die für die Entwicklung institutioneller Strukturen und Verfahren des Flußgebietsmanagements aufschlußreich sind (siehe Abb. 1 im Anschluß an die Literaturangaben).

4.1 „Problems of fit“

„Problems of fit“ sind Probleme der Inkompatibilität zwischen institutionellen Arrangements und biophysischen Systemen. Die räumliche Orientierung der Wasserwirtschaft nach Flußeinzugsgebieten ist ein gutes Beispiel für den Versuch, solche institutionellen „misfits“ - in diesem Fall zwischen den unterschiedlichen Raumbezügen von Wasserbehörden und Wassersystemen - zu überwinden. Sie basiert auf folgendem Grundprinzip: je genauer die Übereinstimmung zwischen einer Institution und ihrem räumlichen Gegenstand, desto wirksamer die Institution. Hieraus entsteht das Bestreben nach „perfect mapping“, d. h. einer maximalen Kongruenz zwischen dem ökologischen (Problem-)Raum und dem politischen Entscheidungsraum (siehe Beitrag Bizer und Cichorowski).

Problematisch wird dieser Ansatz bei der Konzeptionalisierung des räumlichen Gegenstands. Biophysische Systeme bilden keine Einheit, denn sie sind groß, komplex und interdependent, wie die ökosystemare Forschung lehrt. Die Einzugsgebiete von Oberflächengewässern und Grundwasserleitern beispielsweise können sehr unterschiedlich sein. Betrachtet man die verschiedenen Subsysteme der Wasserbewirtschaftung - wie etwa Abwasserentsorgung, Wassertransport oder Gewässerschutz - so werden weitere Raumbezüge in Abhängigkeit von deren Leitungsnetzen oder Flußläufen deutlich. Über physische Systeme hinaus hat die soziale Organisation der Wasserwirtschaft wiederum einen anderen räumlichen Gegenstand, der eher von offenen Grenzen und mehrschichtigen Beziehungsräumen gekennzeichnet ist.

Deshalb gibt es keine einfache Formel zur Bestimmung von Systemgrenzen noch Patentrezepte für die Überwindung institutioneller „misfits“ dieser Art (Mitchell 1990). „Fit“ bedeutet eher die Strukturierung von Institutionen dergestalt, daß die Kompatibilität zwischen institutionellen und biophysischen Merkmalen optimiert wird.

4.2 „Problems of interplay“

„Problems of interplay“ sind Interaktionsprobleme zwischen unterschiedlichen Institutionen, wie zwischen Institutionen der Wasserwirtschaft und der Raumplanung. Diese Problemstellung geht vom Grundgedanken aus, daß die Effektivität einer Institution nicht nur von ihren inneren Eigenschaften, sondern auch vom Zusammenspiel mit anderen Institutionen abhängt. Umweltinstitutionen beispielsweise können die Wirksamkeit anderer institutioneller Regelungen beeinflussen, wie auch umgekehrt. Unterschieden wird zwischen funktionellen Verflechtungen, die zwangsläufig und ungesteuert aus Überschneidungen verschiedener menschlicher Aktivitäten entstehen, und politischen Verflechtungen, die eine Folge der politischen Steue-

nung von zwei oder mehreren institutionellen Arrangements zur Erreichung eines gemeinsamen Ziels sind. Interaktionsprobleme können aber auch durch Störungen horizontaler Verflechtungen auf einer Ebene der sozialen Organisation (z. B. unterschiedliche Institutionen innerhalb eines Landkreises) oder vertikaler Verflechtungen zwischen verschiedenen Ebenen (z. B. Institutionen des Gewässerschutzes auf EU-, Landes- und Kommunalebene) hervorgerufen werden.

Bezogen auf Institutionen der Wasserwirtschaft und Raumplanung könnte man für Deutschland annehmen, daß die weitgehende Überlappung der räumlichen Zuständigkeitsbereiche von Wasser- und Raumplanungsbehörden auf Landes-, Landkreis- und Kommunalebene bei der bisherigen Regelung zu horizontalen Verflechtungen zugunsten beider Institutionen geführt hat. Auch wenn diese Verflechtungen in der Vergangenheit den Erwartungen nicht voll entsprachen (siehe oben), wird die verstärkte Orientierung der Wasserwirtschaft nach Flußeinzugsgebieten im Zuge der WRR zumindest die räumlichen Voraussetzungen für horizontale „linkages“ zwischen Wasserwirtschaft und Raumplanung eher verschlechtern.

4.3 „Problems of scale“

Bei „problems of scale“ geht es um Probleme der Übertragbarkeit von Erkenntnissen über die Wirkung von Institutionen auf andere räumliche oder zeitliche Ebenen. Wirken die Kausalmechanismen, die beispielsweise bei einem internationalen Umweltabkommen festgestellt worden sind, ähnlich bei einer interkommunalen Vereinbarung zum gleichen Gegenstand? Bisher ist in der sozialwissenschaftlichen – im Gegensatz zur naturwissenschaftlichen – Umweltforschung relativ wenig über Probleme des „scaling up“ bzw. „scaling down“ bekannt. Es ist aber anzunehmen, daß ein Institutionenwandel von oben - wie von der WRR eingeleitet - nur dann sein Ziel effektiv erreichen kann, wenn die besondere Funktionsweise und Legitimität lokaler und regionaler Institutionen ausreichend berücksichtigt werden.

Es stellt sich deshalb die Frage, ob es nicht verschiedene Institutionentypen gibt, die für bestimmte räumliche Ebenen der Wasserwirtschaft charakteristisch und funktional sind. In der Literatur zu integriertem Wassermanagement unterscheidet man beispielsweise zwischen der strategischen Ebene, die sich für einen umfassenden („comprehensive“) Ansatz eignet, und der operativen Ebene, wo eine problemorientierte, sektorübergreifende („integrated“) Herangehensweise sinnvoller scheint (Mitchell 1990).

5 Zusammenfassung

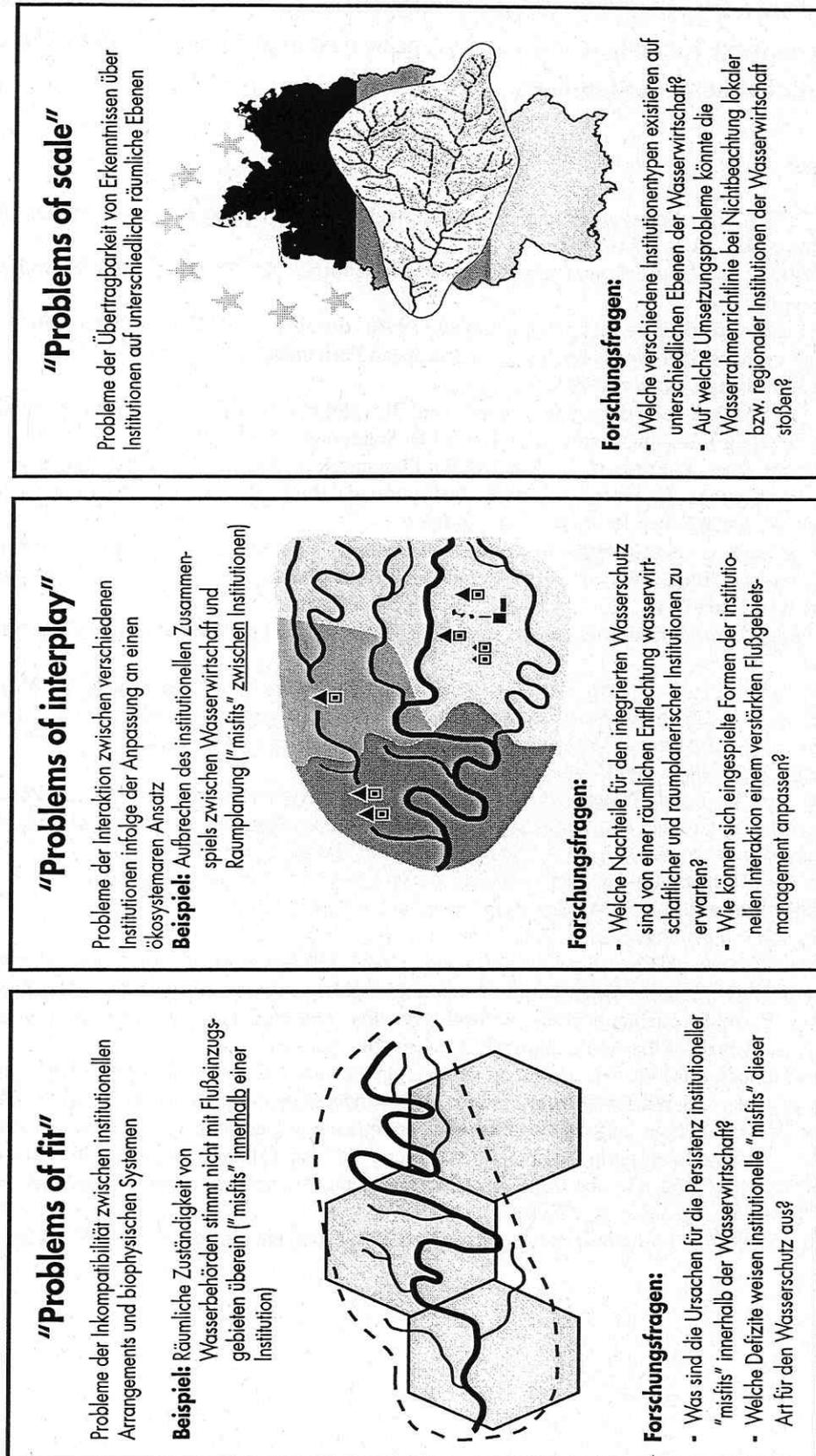
Die schwierige Geburt der WRR deutet darauf hin, daß der Schlüsselbegriff „Flußeinzugsgebietsmanagement“ sehr unterschiedlich interpretiert wird. Wie die internationale Literatur zeigt, existieren verschiedene Modelle von Flußeinzugsgebietsmanagement, die aus den spezifischen physischen, sozioökonomischen und kulturellen Bedingungen eines Landes oder einer Region entstanden sind. Auch innerhalb der EU sind sehr unterschiedliche Ansätze der Flußgebietsplanung zu finden, von internationalen „Flußgebietskommissionen“ für den Rhein und die Donau, über das zentral strukturierte „Catchment Management Planning“ in England und

Wales bis hin zu den kommunal ausgerichteten Wasserverbänden in Deutschland. Von diesen bestehenden Institutionen muß die WRR ausgehen, wenn der institutionelle Wandel hin zu einem umfassenden, integrierten Gewässerschutz Erfolg haben soll. Voraussetzung dafür sind allerdings bessere Kenntnisse über die Anpassungsfähigkeit und Steuerbarkeit vorhandener wasserwirtschaftlicher Institutionen.

Literatur

- Breuer, R. (1997): Die Fortentwicklung des Wasserrechts auf europäischer und deutscher Ebene. Deutsches Verwaltungsblatt 20, S.1211-1223
- Breuer, R. (1998): Der Entwurf einer EG-Wasserrahmenrichtlinie. Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht 17(10), S. 1001-1010
- CEC (Commission of the European Communities) (1996): European Community Water Policy. Communication from the Commission to the Council and the European Parliament, 21.03.1996
- Dietl, H. (1993): Institutionen und Zeit. Tübingen
- Göhler, G. (1997): Wie verändern sich Institutionen? Revolutionärer und schleichender Institutionenwandel. In: Göhler, G. (Hrsg.): Institutionenwandel. Leviathan Sonderheft 16. Opladen, S.21-56
- Holst, M.; Hoffmeister, J.; Potthoff, U. et al. (1991): Planungsverfahren für Umweltfachpläne. Berlin
- Hübler, K.-H.; Kaether, J.; Pletz, C. (1996): Institutionelle Ressourcen und Restriktionen bei der Erreichung einer umweltverträglichen Raumnutzung. Stuttgart
- Jacobitz, K. (1994): Wassergütewirtschaft und Raumplanung - Einführung. In: Akademie für Raumforschung und Landesplanung (Hrsg.): Wassergütewirtschaft und Raumplanung. Probleme der Zusammenarbeit und Lösungsansätze. Hannover
- Lang, R. (1998): Umweltschutz in Europa sowie auf Bundes- und Landesebene. Deutsches Verwaltungsblatt 1, S. 28-34
- Mayntz, R.; Scharpf, F.W. (1995): Der Ansatz des akteurzentrierten Institutionalismus. In: Mayntz, R.; Scharpf, F.W. (Hrsg.): Gesellschaftliche Selbstregelung und politische Steuerung. Frankfurt a.M., S.39-72
- Mitchell, B. (1996): Integrated water management. In: Mitchell, B. (Hrsg.): Integrated Water Management: International Experiences and Perspectives. London, New York
- Newson, M. (1996): Land, Water and Development: Key Themes Driving International Policy on Catchment Management. In: Cresser, M., Pugh, K. (Hrsg.): Multiple Land Use and Catchment Management. Proceedings of an international conference, 11-13 September 1996. Aberdeen, S.11-21
- North, D.C. (1992): Institutionen, institutioneller Wandel und Wirtschaftsleistung. Tübingen
- OECD (1989): Water Resource Management: Integrated Policies. Paris
- Prittitz, V. von (1994): Politikanalyse. Opladen
- SRU (Rat der Sachverständigen für Umweltfragen) (1998): Flächendeckend wirksamer Grundwasserschutz. Ein Schritt zur dauerhaft umweltgerechten Entwicklung. Sondergutachten. Metzler-Poeschel, Stuttgart
- Swyngedouw, E. (im Erscheinen): Modernity and Hybridity. The Production of Nature: Water and Modernisation in Spain. In: Annals of the Association of American Geographers
- UBA (Umweltbundesamt) (1998): Studie zu den Möglichkeiten und Problemen der praktischen Umsetzung der vorgeschlagenen EG-Wasserrahmenrichtlinie, insbesondere der dort vorgesehenen River Basin Management Plans, auf der Grundlage ausgewählter Planungsinstrumente in Deutschland. Abschlußbericht. Karlsruhe
- Watson, R.D. (1996): Integrating Catchment Management: The Human Dimension. In: Cresser, M.; Pugh, K. (Hrsg.): Multiple Land Use and Catchment Management. Proceedings of an international conference, 11-13 September 1996. Aberdeen, S. 125-137
- Young, O.R. (1999): Institutional Dimensions of Global Environmental Change (IDGEC) Science Plan. Bonn

Abb. 1: "Problems of fit", "problems of interplay", "problems of scale"



Grafik: IRS

Wasser- und Bodenverbände und die EU-Wasserrahmenrichtlinie

Jan Monsees

TU Berlin, Institut für Stadt- und Regionalplanung

Dieser Aufsatz geht in vier Kapiteln der Frage nach, ob die auf der Grundlage des Wasserverbandsgesetzes errichteten Wasser- und Bodenverbände einen Beitrag zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie leisten können, und welche offenen Forschungsfragen aus sozioökonomischer Sicht in diesem Zusammenhang zu bearbeiten wären. Die Eingangshypothese lautet, daß ein auf Nachhaltigkeit orientiertes Flußeinzugsgebietsmanagement auf die aktive Mitarbeit dieser Organisationen, aufgrund ihres Wirkens an der Schnittstelle der Ressourcen Wasser und Boden, ihrer langjährigen praktischen Bewährung als Selbstverwaltungskörperschaft und ihrer festen sozialen Verankerung in ländlichen Regionen, nicht verzichten kann. Die folgenden Ausführungen beziehen sich schwerpunktmäßig auf die Gewässerunterhaltungsverbände.

1 Die Institution Wasser- und Bodenverband

Wasser- und Bodenverbände sind in mehreren deutschen Bundesländern seit Jahrzehnten existierende, z.T. auf jahrhundertealte Traditionen zurückgehende Selbstverwaltungsorganisationen zur Durchführung gemeinschaftlicher Aufgaben bei der Wasser- und Bodenbewirtschaftung in ländlichen Räumen. Sie können durch Mehrheitsbeschluß der Beteiligten oder von Amts wegen als Körperschaft des öffentlichen Rechts errichtet werden.

Das 1991 novellierte Gesetz über Wasser- und Bodenverbände (Wasserverbandsgesetz - WVG) umreißt als Rahmengesetzgebung des Bundes einen Katalog zulässiger Aufgaben für Wasser- und Bodenverbände. Dieser umfaßt die Unterhaltung und den Aus- und Rückbau von Gewässern, den Hochwasserschutz, den Bau und die Unterhaltung von Be- und Entwässerungsanlagen, gemeinschaftlich genutzten Anlagen zur Landbewirtschaftung und ländlichen Wegen und Straßen, die Regelung des Bodenwasser- und Bodenlufthaushalts zur Verbesserung landwirtschaftlicher Flächen, die Wasserbewirtschaftung und die Abwasserbeseitigung. Das novellierte WVG nennt als weitere Aufgaben erstmalig auch den Schutz des Naturhaushalts, die Landschaftspflege und die Förderung der Zusammenarbeit zwischen Landwirtschaft, Wasserwirtschaft und Naturschutz.

Bei aller Verschiedenheit der möglichen Aufgaben ist es aber *„immer ... eine wirtschaftliche Zwecksetzung, die - an Wasser und Boden gebunden - einer gemeinschaftlichen Erfüllung der gemeinsamen Arbeit, Verwaltung und Nutzung unterliegt. Es handelt sich dabei immer um Gemeinschaftsaufgaben ... die über die Möglichkeiten des einzelnen ... hinausgehen.“* (Steinaecker 1997, S. 11f.) In Verfolgung dieser Zwecksetzung sind die Wasser- und Bodenverbände sowohl dem Wohl ihrer Mitglieder als auch dem Allgemeinwohl verpflichtet.

Im Unterschied zu den kommunalen Zweckverbänden der Trinkwasserversorgung und der Abwasserbeseitigung sind die Mitglieder der landwirtschaftlich geprägten Wasser- und Bodenverbände (nach dem Realprinzip) zumeist natürliche Personen als Eigentümer von Grund-

stücken, Anlagen und Bergwerken (dingliche Mitgliedschaft) und Personen, denen der Verband im Rahmen seiner Aufgaben Pflichten abnimmt oder erleichtert. Das Gesetz erlaubt es sogar, Personen auch gegen ihren Willen zur Mitgliedschaft heranzuziehen, wenn sie als Beteiligte Vorteile von den Maßnahmen des Verbandes haben, oder von ihren Grundstücken oder Anlagen nachteilige Einwirkungen auf das Verbandsunternehmen ausgehen (Pflichtmitgliedschaft). Nach ihrem Rechtscharakter stellt die Mitgliedschaft ein öffentlich-rechtliches Sonderrechtsverhältnis dar. (Rapsch 1993, S. 67)

Die wichtigsten Mitgliedsrechte sind der Anspruch auf Benutzung der Verbandsanlagen und die Mitwirkung an der Willensbildung des Verbandes (Stimmrecht). Das Stimmrecht (Höhe der Stimmzahl) richtet sich nach dem zu erwartenden individuellen Vorteil des Mitglieds, der wiederum bei dinglichen Mitgliedern (Grundstückseigentümern) ungeachtet des Ertrages an die Größe der Grundstücksfläche gekoppelt ist. Die Hauptpflichten der Verbandsmitglieder sind die Beitragspflicht und die Duldungspflicht. Die Duldungspflicht umfaßt die Erduldung der vom Verband zur Durchführung seines Unternehmens beschlossenen satzungskonformen Maßnahmen auf den Mitgliedsgrundstücken (Rapsch 1993, S. 51 u. 70f.).

Die Höhe des zu zahlenden Beitrages richtet sich nach dem individuellen, materiellen Vorteil, d. h. nach den effektiven betriebswirtschaftlichen Mehreinnahmen oder Ersparnissen, die das Mitglied aus der Verbandstätigkeit zieht. Dazu zählt auch die Verhütung bzw. der Ausgleich von Schäden, z. B. im Falle von Erschwerungen der Gewässerunterhaltung durch den Beitragspflichtigen. In Ermangelung einer hinreichend genauen Vorteilermittlung kann für die Beitragsberechnung der Flächenmaßstab herangezogen werden. (Rapsch 1993, S. 134ff.) Ein Individualvorteil kann auch bereits darin bestehen, daß *„der Verband mit Hilfe der Ergebnisse seiner Tätigkeit (dem Mitglied, d.V.) die Grenzen der Belastbarkeit des Wasserhaushalts aufzeigt und ihm damit zu einer Optimierung seines Betriebsergebnisses im Rahmen des rechtlich Zulässigen verhilft.“* (Rapsch 1993, S. 136)

Daß Wasser- und Bodenverbände für die in § 2 WVG aufgezählten Aufgaben herangezogen werden bedeutet keineswegs, daß die damit verbundenen wasserwirtschaftlichen Probleme nicht auch auf andere Weise gelöst werden können. Auch unter Geltung des WVG stellt der Wasser- und Bodenverband als Körperschaft des öffentlichen Rechts insofern nur ein Angebot seitens des Bundesgesetzgebers dar, von dem die Landesgesetzgeber Gebrauch machen können oder auch nicht. Als konkurrierende Organisationsformen kommen z. B. kommunale Arbeitsgemeinschaften, kommunale Zweckverbände oder öffentlich-rechtliche Vereinbarungen in Betracht, wobei die Wahl der Organisationsform grundsätzlich dem Subsidiaritätsprinzip Rechnung zu tragen hat. (Rapsch 1993, S. 19f.)

Laut Selbsteinschätzung der Wasser- und Bodenverbände handelt es sich um *„Organisationsformen, in denen die Prinzipien der Kooperation und der Verursachungsverantwortung in übersichtlichen Relationen verbunden sind. Sie aktivieren ein jeweils spezielles - der jeweiligen satzungsmäßigen Aufgabenstellung des Verbandes entsprechendes - Sach- und Betroffenheitsinteresse.“* (Wasserverbandstag 1990, S. 16) Der besondere Vorteil der Wasser- und Bodenverbände gegenüber konkurrierenden Formen liegt nach Ansicht ihrer Vertreter darin, daß bei ihnen *„eine Identität zwischen den Einzel- und den Allgemeininteressen“* gegeben ist und

„die Eigeninteressen des Mitglieds Motor des Ganzen sind“, was letztlich auch „das ganze 'Geheimnis' des Funktionierens des Verbandswesens“ ausmacht. (Steinaecker 1997, S. 5f.) Die starke Einbindung der Grundeigentümer ist zudem positiv zu bewerten vor dem Hintergrund des Partizipationsgedankens und des Informationsvorsprungs über die wasser- und bodenwirtschaftlichen Verhältnisse im Gewässereinzugsgebiet, den sie gegenüber staatlichen Behörden haben.

Das heutige Wasser- und Bodenverbandswesen ist geprägt durch eine große Vielfalt und sehr heterogene Formen hinsichtlich Mitgliederzahl, Mitgliederstruktur und Aufgabenprofil. Die Anzahl der Wasser- und Bodenverbände in der gesamten Bundesrepublik wird auf rund 12.000 geschätzt, deren institutionelle Ausformung an die jeweiligen lokalen und regionalen Gegebenheiten angepaßt ist. In einigen Bundesländern existieren nur örtliche, ehrenamtlich geführte Verbände, in anderen daneben auch überörtliche Unter- und regionale Dachverbände mit bis zu einem Dutzend und mehr hauptamtlich Beschäftigten. Ihre räumliche Ausdehnung richtet sich aber in jedem Fall nicht nach den Verwaltungsgrenzen von Gebietskörperschaften sondern nach Gewässereinzugsgebieten. Die meisten der kleineren Verbände führen als Unterhaltungs-, Beregnungs-, Meliorations- oder Deichverband nur eine einzige Aufgabe durch.

Während in den ersten Nachkriegsjahrzehnten noch die landwirtschaftlichen Meliorationsverbände überwogen, hat deren Bedeutung mit dem Abschluß zahlreicher agrarstruktureller Maßnahmen sukzessive abgenommen. Unverändert hoch ist dagegen die Bedeutung der Hochwasserschutz- und Deichverbände. In ihrer Bedeutung noch zunehmend sind die Unterhaltungsverbände und die Verbandsaufgaben im Bereich der gewässerbezogenen Natur- und Landschaftspflege und der Renaturierung von Gewässern (Wasserverbandstag 1990, S. 20).

2 Veränderte Anforderungen an die Gewässerunterhaltung

Die Pflicht zur Gewässerunterhaltung ist geregelt im Wasserhaushaltsgesetz (WHG) und in den Wassergesetzen der Bundesländer. Gemäß § 29 Abs. 2 WHG ist den Ländern freigestellt, „in Fällen der Nicht- oder Schlechterfüllung dieser Pflicht durch die im übrigen unterhaltungspflichtigen Anlieger und Grundeigentümer stellvertretend für diese Wasserverbände mit der Übernahme der Unterhaltungslast zu betrauen (sog. Unterhaltungsverbände).“ (Rapsch 1993, S. 13) Die Tätigkeit der Wasser- und Bodenverbände in diesem Bereich beschränkt sich dabei i.d.R. auf die Gewässer II. und III. Ordnung. Das Ziel der Unterhaltung besteht bei diesen, weniger oder gar nicht der Schifffahrt dienenden Gewässern, im wesentlichen in der Erhaltung eines ordnungsgemäßen Zustandes für den Wasserabfluß unter Berücksichtigung der Belange des Naturhaushalts und des Bildes und Erholungswertes der Gewässerlandschaft.

Insbesondere in den norddeutschen Niederungen, die eine sehr große Gewässernetzdichte und nur sehr wenig natürliches Gefälle aufweisen, spielen Unterhaltungsverbände seit je her eine große Rolle. Die Zahlen der untenstehenden Tabelle belegen diese Bedeutung, denn die Gesamtlänge der Gewässer II. Ordnung in Norddeutschland übertrifft diejenige der Gewässer I. Ordnung um ein Vielfaches. Hinzu kommen allein in Niedersachsen noch einmal rund

120.000 km Wasserläufe III. Ordnung. Die Länge des gesamten norddeutschen Gewässernetzes beläuft sich auf weit über eine Million Kilometer. (Bostelmann et al. 1999, S. 1)

Tab. 1: Gesamtlänge der Flüsse I. und II. Ordnung in Norddeutschland

Unterhaltungspflichtige Gewässer in Norddeutschland	I. Ordnung	II. Ordnung
Brandenburg	2.000 km	30.000 km
Mecklenburg-Vorpommern	1.900 km	28.000 km
Niedersachsen	500 km	30.000 km
Sachsen-Anhalt	2.900 km	22.000 km
Schleswig-Holstein	180 km	20.000 km
Summe	7.480 km	130.000 km

Quelle: Bostelmann et al. 1999, S. 1

Die Unterhaltung der Gewässer II. und III. Ordnung diente bis Mitte der 70er Jahre noch fast ausschließlich dem Erhalt der Vorflut, da ein möglichst kontinuierlicher, hindernisfreier Wasserabfluß die Grundvoraussetzung zur Vermeidung von Vernässungsschäden landwirtschaftlich genutzter Flächen und zur Vermeidung von Überschwemmungen in den Siedlungsbereichen ist. Die fließenden Oberflächengewässer erfüllen ihre hydraulische Funktion als Vorfluter aber nur dann, wenn die von Zeit zu Zeit auftretenden Abflußhindernisse wie Kraut und Gebüsch wieder beseitigt werden (Cornelius 1991, S. 121f.). Problemverschärfend wirkt sich hier auch die zunehmende Bodenversiegelung aus, die zu einem beschleunigten Wasserabfluß aus den Siedlungsbereichen geführt hat und die Unterhaltungsträger zu umfangreicheren Unterhaltungs- bzw. Ausbaumaßnahmen zwingt.

Die wesentlichen Maßnahmen zur Erhaltung des für den Wasserabfluß erforderlichen Gewässerprofils umfassen das Ausmähen von Gräben, das Entkrauten der größeren Gewässer, das Mähen der Böschungen, das Reinigen von Sielen, Schleusen und Schöpfwerken und die Freihaltung des Durchflusses unter Brücken. Diese Arbeiten werden sowohl maschinell mit speziell ausgerüsteten Räumgeräten wie Mähbooten, Baggern und Traktoren, als auch noch, vor allem bei sehr schmalen Gewässern, in Handarbeit mit Sensen, Messern und Haken ausgeführt. Dabei kommt es häufig zu Konflikten mit dem Natur- und Artenschutz (Heitsch 1991, S. 237), da der Lebensraum von Gewässerorganismen stark beeinträchtigt oder gar zerstört wird (Akkermann 1993, S. 166f.).

Aufgrund begrenzter finanzieller Mittel und geringer Flächenverfügbarkeit sind zudem in der Nachkriegszeit viele Gewässer gradlinig und ohne Randstreifen, allein nach hydraulischen Erwägungen ausgebaut bzw. neu erstellt worden. (Cornelius 1991, S. 121f.) Obwohl die Verbände für Weidezäune und andere bauliche Anlagen Abstände zwischen 1 und 10 Meter ab Böschungsoberkante festgesetzt haben, halten sich viele landwirtschaftliche Gewässeranlieger nicht an diese Vorgaben und stellen ihre Weidezäune direkt an die Böschungskante bzw.

pflügen bis dahin. Zahlreiche Gewässerrandstreifen stehen deshalb seit Jahren unter landwirtschaftlicher Intensivnutzung. Dies kann Erosionen und Uferabbrüche verursachen und verhindert das Aufkommen einer Ufervegetation. (Akkermann 1993, S. 167)

Untersuchungen im norddeutschen Flachland haben denn auch ergeben, „daß die regelmäßig durchgeführten Unterhaltungsarbeiten zu schwerwiegenden Beeinträchtigungen der Gewässerlebensgemeinschaften führen“. Der unbefriedigende ökologische Zustand vieler Bäche und Flüsse ist also nicht allein dem naturfernen Ausbau der Gewässer geschuldet, sondern auch ihrer üblichen, turnusmäßigen Unterhaltung. Dementsprechend werden Forderungen nach einer modifizierten, naturgemäßerer Gewässerunterhaltung erhoben. (Bostelmann et al. 1999, S. 1f.)

Seit Hinzutreten der Rücksichtnahme auf ökologische und landespflegerische Belange in den Pflichtenkatalog der Gewässerunterhaltung kommt es deshalb auch vermehrt zu größeren Konflikten zwischen den Verbänden der Wasser- und Landwirtschaft einerseits und des Umwelt- und Naturschutzes andererseits. So erstreckt sich beispielsweise die fachliche und rechtliche Beratungs- und Informationstätigkeit des Wasserverbandstages Niedersachsen (Dachverband) für seine Mitgliedsverbände zunehmend auf diesen Bereich, ebenso wie seine Öffentlichkeitsarbeit und seine Lobbyaktivitäten im politischen Raum. (Wasserverbandstag 1990, S. 7ff.)

Auch bei der Novellierung des WVG 1991 hat der Gesetzgeber auf die neuen Problemkonstellationen reagiert, indem er in § 2 WVG die „Herrichtung, Erhaltung und Pflege von Flächen, Anlagen und Gewässern zum Schutz des Naturhaushalts, des Bodens und für die Landschaftspflege“ sowie die „Förderung der Zusammenarbeit zwischen Landwirtschaft und Wasserwirtschaft und Fortentwicklung von Gewässer-, Boden- und Naturschutz“ neu in die Aufzählung zulässiger Aufgaben für Wasser- und Bodenverbände aufgenommen hat. Damit können Wasser- und Bodenverbände nun auch im Zusammenhang mit Ausgleichsmaßnahmen nach den Wassergesetzen der Länder tätig werden. D. h. es könnten diejenigen Vorhabenträger zu Mitgliedern solcher Verbände gemacht werden, deren Projekte aufgrund nachteiliger Veränderungen des Wasserabflusses Ausgleichsverpflichtungen zur Folge haben. (Rapsch 1993, S. 10)

Ungeachtet dieser neuen Einsatzmöglichkeiten der Organisationsform Wasser- und Bodenverband werfen die veränderten Anforderungen an die Gewässerunterhaltung aus Sicht der Unterhaltungsverbände grundsätzliche, strukturelle und betriebswirtschaftliche Probleme auf, die bis an den Kern ihres auf dem Vorteilsprinzip beruhenden Selbstverständnisses rühren. Denn jede Unterhaltungsmaßnahme ist nunmehr so zu wählen, daß sie „den Wasserabfluß so weit wie möglich garantiert und den 'ökologischen Eingriff' so weit wie möglich minimiert. Dabei ist nach dem geltenden Recht ausschließlich eine Abwägung zwischen Ökologie und Wasserwirtschaft geboten, nicht aber eine Abwägung zwischen Ökologie und Ökonomie. Dem Unterhaltungspflichtigen mutet das Gesetz daher zu, eine teurere Unterhaltungsmaßnahme zu wählen, wenn diese naturschonender ist und aus wasserwirtschaftlicher Sicht die gleiche Wirkung hat.“ Die Unterhaltungskosten sind dadurch erheblich gestiegen. (Wasserverbandstag 1990, S. 22)

Nach dem herrschenden Vorteilsprinzip muß derjenige einen Beitrag an den Verband entrichten, der einen Vorteil von den Verbandsmaßnahmen hat. Dieser Vorteil liegt bei Unterhaltungsverbänden für die Grundeigentümer in erster Linie in der Vermeidung von Vernäsungs- und Überschwemmungsschäden. Die neu hinzugekommenen ökologischen und landespflegerischen Belange „entsprechen aber nicht mehr einer Gewässerunterhaltung zum Vorteil für die Fläche, sondern ... darüber hinaus dem Vorteil der Allgemeinheit.“ (Cornelius 1991, S. 125) Seitens der Verbandsvertreter wird daraus die Forderung abgeleitet, 'die Allgemeinheit' bzw. 'den Bürger' (der zudem durch sein „umweltschädliches Wohlstandsverhalten“ als partiell die Gewässerunterhaltung erschwerend identifiziert wird) direkt oder indirekt an den Unterhaltungskosten zu beteiligen (Cornelius 1991, S. 125; Wasserverbandstag 1990, S. 22f.). Selbst wenn man diese Forderung nicht uneingeschränkt teilt, so wird hier doch ein Problem artikuliert, daß eine kritische Überprüfung bisheriger Regelungen angezeigt erscheinen läßt.

3 Der Bezug zur geplanten EU-Wasserrahmenrichtlinie

Bezüge zwischen der vorstehend entwickelten Problematik und der geplanten Wasserrahmenrichtlinie der EU ergeben sich m.E. zunächst in folgenden drei Punkten, die anschließend noch etwas weiter ausgeführt werden:

- a. das angestrebte Umweltziel der Erreichung einer guten ökologischen Qualität für oberirdische Gewässer umfaßt als Komponente auch die hydromorphologische Qualität bzw. Gewässerstrukturgüte, die ihrerseits stark mit der Gewässerunterhaltung korreliert ist.
- b. die Rechtsform Wasser- und Bodenverband ist eine organisatorische Alternative für das Flußgebietsmanagement, wobei die geforderte Orientierung an Flußeinzugsgebieten über trennende Verwaltungsgrenzen hinweg von den Wasser- und Bodenverbänden seit je her praktiziert wird (wenn auch in sehr viel kleinerem Maßstab).
- c. die vorgeschriebene aktive Einbeziehung aller interessierten Parteien, insbesondere bei der Aufstellung der Flußgebietsmanagementpläne macht auch die Beteiligung der Wasser- und Bodenverbände als etablierten Wassernutzerorganisationen erforderlich.

Ad a.: Die geplante EU-Wasserrahmenrichtlinie schreibt den Mitgliedsstaaten vor, innerhalb eines relativ engen Zeitrahmens eine „gute ökologische Qualität“ aller oberirdischen Gewässer zu erreichen. Dabei werden zur Ermittlung, Bewertung und Klassifizierung der Gewässerzustände biologische, physikalische, chemische, hydrologische und morphologische Kriterien herangezogen. Zu beachten ist, daß zwischen diesen Elementen wechselseitige Beziehungen bestehen können. So ist der Artenreichtum eines Gewässers eng mit seiner morphologischen Qualität verknüpft. „In gleichem Maße, in dem ein Gewässer strukturverarmt ist, ist selbst bei bester Wasserqualität sein gesamtes Ökosystem beeinträchtigt.“ (DVWK 1996, S. 75)

In Deutschland stellen sich die Verhältnisse so dar, daß im Vergleich zu den großen Fortschritten die in den letzten Jahren bei der Abwasserproblematik erzielt werden konnten, die

hydromorphologische Qualität noch weit hinterherhinkt. „Bezüglich der Verbesserung der Gewässerstrukturen stehen wir an einem Punkt wie bei der Abwasserbehandlung vor 25 Jahren.“ (Barth 1997, S. 8) Zur Verbesserung der Gewässerstrukturgüte wird die Renaturierung bzw. biologische Revitalisierung durch „natürliche morphologische Regeneration“ vorgeschlagen. (DVWK 1996; Linnenweber 1996) Die bei diesem Prozeß wichtigsten Parameter der Fließgewässermorphologie sind die Laufkrümmung, das Längsprofil (insbesondere Längsgliederung durch Querbänke), das Querprofil (Breiten-/Tiefenverhältnis), die Sohlenstruktur (insbesondere Körnung und Kornverteilung) und die Uferstruktur (Bewuchs, Gehölze, Erosions- und Akkumulationsprodukte). (DVWK 1996, S. 75f.)

All diese Parameter sind aber auch Ansatzpunkte regulärer Gewässerausbau- und -unterhaltungsmaßnahmen, z. B. zum Erhalt der Vorflut. D. h., daß die natürliche morphologische Regeneration vor allem durch den Gewässerausbau und die laufende Gewässerunterhaltung beeinträchtigt oder sogar gänzlich behindert wird (z. B. durch Uferverbau, Totholzentfernung, Entkrautung, Sohlenvertiefung etc.). Folgerichtig wird die Gewässerunterhaltung als „das entscheidende Instrument zur Gewässerentwicklung“ identifiziert, deren große Bedeutung gerade für kleine und mittlere Gewässer darin liegt, daß sie „die für das Gewässer günstige Eigendynamik .. unterstützen“ kann. (DVWK 1996, S. 77ff.) Den Unterhaltungsträgern und somit auch den Unterhaltungsverbänden kommt also letztlich eine mitentscheidende Bedeutung bei der Erreichung des Zieles einer „guten ökologischen Qualität“ oberirdischer Fließgewässer zu.

Ad b.: Die EU-Wasserrahmenrichtlinie zwingt die für die Wasserpolitik Verantwortlichen zukünftig mehr in den naturräumlich, wasserhaushaltsbezogen definierten Grenzen von Flußeinzugsgebieten zu denken und weniger in den politisch definierten Grenzen von Gebietskörperschaften. Für den *administrativen Vollzug* der Richtlinie, das Flußgebietsmanagement und die Aufstellung der dazu erforderlichen Pläne werden deshalb neue Behördenstrukturen, möglicherweise quer zu bestehenden Gebietskörperschaften und über deren Grenzen hinweg gebraucht, was zunächst nicht unerhebliche Abstimmungsschwierigkeiten mit sich bringen dürfte. Andererseits wird damit aber auch eine begrüßenswerte Deckungsgleichheit hergestellt zwischen der physischen Realität der Ressource Wasser und dem institutionellen Arrangement zu ihrer Bewirtschaftung. Dies entspricht auch dem jahrhundertalten, bewährten Vorgehen bei der Errichtung von Wasser- und Bodenverbänden ebenso wie den sondergesetzlichen Wasserverbänden in Nordrhein-Westfalen (z. B. Ruhrverband), hat also insoweit in Deutschland eine Tradition, an die man anknüpfen kann.

Auch wenn sich die Ausdehnung der gemäß WVG errichteten Wasser- und Bodenverbände zumeist nur auf die Einzugsgebiete kleinerer Gewässer beschränkt, läßt es das WVG durchaus zu, diese Organisationsform auch für überregionale, bundesländerübergreifende Aufgaben, wie z. B. das Flußgebietsmanagement, zu wählen. (Rapsch, S. 10) Folgt man der vorgeschlagenen Einteilung in drei verschiedene, für das Flußgebietsmanagement relevante Planungsebenen (die überregionale Planung mit den großen, meist internationalen Flußgebieten; die regionale Planung mit den großen Nebenflüssen; die lokale Planung mit den kleinen Nebenflüssen und Einzugsgebieten von bis zu 1000 km²) könnten verbandliche Lösungen gemäß

WVG vor allem für die beiden unteren Ebenen sinnvolle Organisationsalternativen sein. Insofern ist, wie der Deutsche Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. (DVWK) feststellt, „... die Einführung der Europäischen Rahmenrichtlinie als Chance zu verstehen, Verwaltungsmechanismen abzubauen, staatliche Aufsichtspflichten zu entlasten und Verantwortungen in nichtstaatliche Einrichtungen zu übertragen.“ (DVWK 1999, S. 200)

Ad c.: Der DVWK stellt in einer Stellungnahme zur EU-Wasserrahmenrichtlinie fest, daß die geforderte *Mitwirkung der Öffentlichkeit* „um einiges über die deutsche Planungspraxis hinaus“ geht und damit die Möglichkeit bietet, „bereits im frühen Stadium der Gewässerentwicklungsplanung die breite Zustimmung der Betroffenen herbeizuführen“. (DVWK 1999, S. 201) Der DVWK plädiert deshalb dafür, die Größe der mit Flußgebietsplänen auszustattenden Flußgebietseinheiten so zu wählen, „daß die Auswirkungen der Maßnahmen in den betroffenen Flußgebieten überschaubar“ bleiben „und wasserwirtschaftliche Zusammenhänge auch hinsichtlich der Kostenminimierung berücksichtigt“ werden können (DVWK 1999, S. 200).

Es liegt auf der Hand, daß Wasser- und Bodenverbände als mit dem Wasser wirtschaftende personale Zusammenschlüsse, sei es als Unterhaltungs-, Beregnungs-, Entwässerungs- oder Deichverband zum Kreis der von Flußgebietsplänen unmittelbar Betroffenen gehören, auf deren Zustimmung die EU-Wasserrahmenrichtlinie so viel Wert legt und die deshalb unbedingt an der Planung zu beteiligen sind. Zudem sind sie es, die das nötige Insiderwissen über kleinräumige wasserwirtschaftliche und kostenwirksame Zusammenhänge auf der lokalen Ebene der kleineren Nebenflüsse in den Planungsprozeß einbringen können, wie es der DVWK fordert.

4 Perspektiven für die weitere Forschung

Das Wasser- und Bodenverbandswesen in Deutschland ist aus ökonomischer Sicht noch wenig erforscht. Vorliegende, umfangreichere wissenschaftliche Untersuchungen sind zumeist aus juristischer, agrartechnischer oder genossenschaftlicher Perspektive geschrieben (z. B. Weller 1991 oder Bareiß und Dengler 1994). Soweit sich Ökonomen mit dem Thema befaßt haben, stammen die Arbeiten aus der Zeit vor der Novellierung des WVG und beschränken sich auf Fragen der Gewässerreinigung am Beispiel der (z.T. sondergesetzlichen) nordrhein-westfälischen Wasserverbände (z. B. Holm 1988 oder Kibat 1988).

Mit Blick auf die geplante EU-Wasserrahmenrichtlinie lassen sich aus dem bisher Gesagten vor allem zwei Entwicklungslinien für die weitere Forschung herauschälen, die eng miteinander verbunden sind. Zum einen müßte erforscht werden, inwieweit und unter welchen Voraussetzungen sich die vom Bundesgesetzgeber mit dem WVG angebotene Organisationsform Wasser- und Bodenverband tatsächlich als institutioneller Rahmen für das Flußgebietsmanagement auf regionaler und lokaler Ebene eignet, und welche ökonomischen Argumente dafür oder dagegen sprechen.

Zum anderen wäre zu erforschen, inwieweit die gegenwärtigen, von Bundesland zu Bundesland unterschiedlich geregelten Zuständigkeiten für die Unterhaltung der Gewässer II. und

III. Ordnung auch unter den veränderten Vorzeichen nach Inkrafttreten der EU-Wasserrahmenrichtlinie noch die geeigneten institutionellen Arrangements darstellen, um die anspruchsvolleren ökologischen, hier insbesondere die hydromorphologischen Ziele zu erreichen, welcher der von den einzelnen Bundesländern favorisierten Lösungen gegebenenfalls der Vorzug zu geben wäre (z. B. „verbandliches niedersächsisches Modell“ oder „hoheitliches bayerisches Modell“ oder „gemischtes brandenburgisches Modell“) und anhand welches ökonomischen Optimalitätskriteriums sich das entscheiden ließe.

Ein wichtiger Aspekt müßte dabei die Analyse des Potentials verschiedener institutioneller Arrangements zur Entschärfung bzw. Regelung des Zielkonflikts zwischen Verbesserung der Gewässerstrukturgüte und Erhalt der Vorflut sein. Dazu würde auch ein Vergleich alternativer Regelungen zur Erreichung der umwelt- und naturschutzbezogenen Ziele der Gewässerunterhaltung gehören (direkte Subventionierung, Verträge zur Abgeltung ökologischer Leistungen, Wasser- und Bodenverbände, konkurrierende/komplementäre Landschaftspflegeverbände).

Soweit Unterhaltungsverbände mit Grundeigentümern als Mitgliedern (niedersächsisches Modell) betroffen sind, wäre zu untersuchen ob es durch die veränderten Anforderungen an die Gewässerunterhaltung (siehe 2.) zu einer Aushöhlung des individuellen Vorteilsprinzips kommt und welche institutionellen Konsequenzen daraus zu ziehen wären, z. B. im Hinblick auf die Finanzierung der Verbandstätigkeit, die Beitragsgerechtigkeit, und das Institut der Pflichtmitgliedschaft. Ferner wäre zu prüfen ob sich diese Verbände für potentielle Mitglieder aus anderen interessierten Kreisen (z. B. Umwelt- und Naturschutzverbände, Tourismusorganisationen, Kommunen, interessierte Privatpersonen usw.) öffnen sollten und welche Folgen das wiederum für die Beitragsbemessung hätte.

Mit den zuletzt angerissenen Fragen werden auch innerverbandliche Entscheidungsstrukturen und Machtverhältnisse ins Blickfeld gerückt, die in engem Zusammenhang mit dem durch das WVG gesteckten zulässigen rechtlichen Rahmen stehen. Weitere, nicht mehr unmittelbar mit der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Verbindung stehende Forschungsfragen in diesem Bereich betreffen die Anreizstrukturen und die Verhältnisse der ehrenamtlich Mitwirkenden zu den hauptamtlich Tätigen, der Verbandsorgane zueinander sowie der verschiedenen Verbandsebenen bei mehrstufigen Verbandskonstruktionen (Unter-, Zwischen- und Dachverbände) zueinander. Neben den hier im Mittelpunkt stehenden Unterhaltungsverbänden wäre analog dazu zu untersuchen, in welcher Weise Wasser- und Bodenverbände mit anderen Verbandszwecken (z. B. Beregnungsverbände, Meliorationsverbände, Deichverbände und Verbände mit mehr als einer Aufgabe) von der EU-Wasserrahmenrichtlinie tangiert werden und über welches Potential zur Mitwirkung an der Umsetzung der Richtlinie sie verfügen.

Als Forschungsansatz zu allen aufgeworfenen Fragen bietet sich, und damit würde im Vergleich zu den bisher vorliegenden Studien über das Wasser- und Bodenverbandswesen ein neuer Weg beschritten, ein organisationstheoretischer und institutionenökonomischer Zugang an. Anknüpfungsmöglichkeiten bieten hier der Transaktionskostenansatz, die Theorie der Verfügungsrechte, die Vertragstheorie, die Theorie externer Effekte, die Theorie öffentlicher Güter, die Clubtheorie, die Infrastrukturtheorie, die Spieltheorie, die Neue Politische Ökonomie, die Föderalismustheorie und die Ökonomische Analyse des Rechts Insgesamt stellen sich so-

mit die Wasser- und Bodenverbände mit Blick auf die kommende EU-Wasserrahmenrichtlinie als ein interessantes Betätigungsfeld für die sozioökonomische Forschung dar.

Literatur

- Akkermann, R. (1993): Veränderungen der Gewässer und Uferstrandstreifen durch die Landwirtschaft im westlichen Norddeutschland. In: Arbeitsgemeinschaft beruflicher und ehrenamtlicher Naturschutz e.V. (ABN) (Hrsg.): Wasser und Naturschutz - Jahrbuch für Naturschutz und Landschaftspflege 48. Bonn, S. 161-170
- Bareiß, R.; Dengler, M. (1994): Das Wasser- und Bodenverbandswesen in Deutschland. Ein Beispiel für die Organisation und das Management von Wassernutzergruppen. Universität GH Kassel, Fachgebiet Kulturtechnik und Ressourcenschutz (Hrsg.): Arbeiten und Berichte, 34. Witzenhausen
- Barth, F. (1997): Die neue Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Union - Chance oder bürokratisches Hemmnis für die Europäische Wasserpolitik? *Wasser & Boden*, 49(5), S. 7-9
- Bostelmann, R.; Fuchs, U.; Hoffmann, M.; Nadolny, I. (1999): Ökologische Aspekte bei der maschinellen Gewässerunterhaltung. Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. (DVWK) (Hrsg.): DVWK-Materialien 4/1999
- Cornelius, L. (1991): Landes-Kultur: Das Gewässer in der Landschaft aus der Perspektive der Wasserwirtschaft. In: Striegnitz, M. (Hrsg.): Wasserwirtschaft und Naturhaushalt. Loccumer Protokolle. 8/88. Rehburg-Loccum, S. 118-125
- Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. (DVWK) (Hrsg.) (1996): Fluß und Landschaft - ökologische Entwicklungskonzepte. DVWK-Merkblätter zur Wasserwirtschaft 240. Bonn
- Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. (DVWK) (1999): Wasserwirtschaft im Zeichen der EU-Wasserrahmenrichtlinie. *Wasserwirtschaft* 89(4), S. 200-201
- European Union The Council (1999): Amended proposal for Council Directive establishing a framework for Community Action in the field of water policy - common position. Interinstitutional File No. 97/0067 (SYN). 6173/99. Brussels
- Heitsch, R. (1991): Hochwasserschutz und Gewässerunterhaltung in tidebeeinflussten Gebieten. In: Striegnitz, M. (Hrsg.): Wasserwirtschaft und Naturhaushalt. Loccumer Protokolle. 8/88. Rehburg-Loccum, S. 233-241
- Holm, K. (1988): Wasserverbände im internationalen Vergleich - Eine ökonomische Analyse der französischen Agences Financières des Bassin und der deutschen Wasserverbände im Ruhrgebiet. Diss. TU Berlin. Ifo-Studien zur Umweltökonomie. 3. München
- Kibat, K.-D. (1988): Wasserverbände als Träger der Gewässergütepolitik. Ifo-Studien zur Umweltökonomie. 7. München
- Linnenweber, C. (1996): Voraussetzungen für die natürliche Entwicklung von Fließgewässern. *Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung*. 37(4), S.159-164
- Rapsch, A. (1993): Wasserverbandsrecht. München
- Steinaecker, H.-C. v. (1997): Wasser- und Bodenverbände - historischer Rückblick, heutige Situation. Unveröffentlichtes Manuskript. Deutscher Bund der verbandlichen Wasserwirtschaft und Wasserverbandstag e.V. Bremen, Niedersachsen, Sachsen-Anhalt. Hannover.
- Wasserverbandstag Niedersachsen e.V. (1990): Wasserverbandstag Niedersachsen - Interessen- und Dienstleistungsverband, Aufgaben- und Organisationsstrukturen der Mitgliedsverbände. Unveröffentlichtes Manuskript. Hannover
- Weller, C. (1991): Aufgaben, Organisation und Finanzierung der Wasser- und Bodenverbände. Grundprobleme öffentlich-rechtlicher Genossenschaften. Kooperations- und genossenschaftswissenschaftliche Beiträge. 28. zugl. Diss. Univ. Münster

Eigentumsrechte, nachhaltige Umweltpolitik und die Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Union

Thomas Petersen

Ruprecht-Karls-Universität Heidelberg, Alfred-Weber-Institut für Sozial- und Staatswissenschaften

1 Einleitung

Gegenwärtig wird in den Gremien der Europäischen Union eine Richtlinie „zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik“ beraten. Zu den Zielen dieser Richtlinie gehört die Förderung eines „nachhaltigen Wassergebrauchs“ (Art. 1). Dieser nachhaltige Wassergebrauch soll gesichert werden, indem die Mitgliedsstaaten auf die Erreichung bestimmter, konkreter Umweltziele hinwirken: Oberflächengewässer und Grundwasser sollen in einer genau bestimmten Frist von 16 Jahren einen ebenso genau bestimmten, ökologisch zufriedenstellenden Zustand erreichen (Art. 4, Abs. 1, vgl. Anhang V). Von diesen strengen Anforderungen sind zwar nach dem Text der Wasserrahmenrichtlinie zahlreiche Ausnahmen vorgesehen, in denen „die Mitgliedstaaten [...] sich für bestimmte Wasserkörper die Verwirklichung weniger strenger Umweltziele [...] vornehmen“ können (Art. 4, Abs.4); in jedem Falle aber müssen sie ein *Umweltziel* anstreben.

Durch den zentralen Begriff des Umweltziels unterscheidet sich die Wasserrahmenrichtlinie u.a. von zahlreichen deutschen Gesetzes- und Verordnungstexten, die Umweltziele zwar nicht unverbindlich, jedoch unbestimmt formulieren. Das deutsche Wasserhaushaltsgesetz verlangt zwar, „die Gewässer [...] als Bestandteil des Naturhaushaltes und als Lebensraum für Tiere zu sichern“, „vermeidbare Beeinträchtigungen ihrer ökologischen Funktionen“ haben zu „unterbleiben“ (Art. 1a Abs. 1 WHG). Zwar verfolgt nun auch die Bundesregierung ein konkretes Umweltziel: nämlich die Gewässergüteklasse II (mäßig belastet) für alle Gewässer zu erreichen. Doch dieses Ziel ist nicht verbindlich aus dem Wasserhaushaltsgesetz herzuleiten. Wann es erreicht sein wird, ist gegenwärtig schwer zu sagen; 1995 war es immerhin für 48 % der Flußkilometer erfüllt (UBA 1998, S. 35).

Die rechtsverbindliche Formulierung und Festschreibung von Umweltzielen scheint gerade im Interesse eines wirksamen Schutzes der Umwelt und einer nachhaltigen Umweltnutzung ein bedeutender Fortschritt zu sein. Sie vermag offenbar am ehesten eine „dauerhaft umweltgerechte Entwicklung“ der Wassernutzung zu gewährleisten, oder jenen nicht nur nachhaltigen, sondern auch „ausgewogenen und gerechten Wassergebrauch“, von dem die Wasserrahmenrichtlinie spricht. Umweltziele sind also Instrumente einer nachhaltigen Entwicklung und Politik.

2 Maßnahmen zur Erreichung von Umweltzielen

Umweltziele wie das eines guten ökologischen Zustandes von Oberflächengewässern lassen sich durch unterschiedliche Maßnahmen verfolgen. Im wesentlichen kann man dabei zwei Typen unterscheiden.

1. Staat und öffentliche Hand ergreifen konkrete Maßnahmen, die der Reinhaltung von Gewässern dienen. Sie können Einrichtungen bereitstellen, die die Gewässerqualität verbessern. Dies ist in Deutschland in den vergangenen 20 Jahren insbesondere durch den staatlich subventionierten Bau kommunaler Kläranlagen geschehen. Staat und öffentliche Hand stellen in diesem Falle öffentliche Güter bereit.
2. Maßnahmen zur Erhaltung der natürlichen Lebensgrundlagen werden indes in der Regel nur erfolgreich sein, wenn die Nutzung der Umweltmedien Wasser, Boden, Luft reguliert und eingeschränkt wird. Es werden so Nutzungsrechte an diesen Umweltmedien festgelegt. In der modernen Institutionenökonomik werden derartige Nutzungsrechte auch als *Verfügungsrechte* beziehungsweise als *Property Rights*, als *Eigentumsrechte*, bezeichnet.

Derartige Eigentumsrechte spielen in der Umweltpolitik moderner Staaten, wie ich zeigen will, eine Schlüsselrolle. Ihre Definition ist Voraussetzung nicht nur einer effizienten Umweltpolitik, einer Umweltpolitik also, die ihre Ziele mit den geringstmöglichen Kosten erreicht. Eine Definition von Eigentumsrechten an Umweltmedien scheint auch in modernen demokratischen Rechtsstaaten Grundlage der Umweltpolitik sein zu müssen. Im folgenden will ich mich also auf die Frage konzentrieren, ob sich in einer auf der Definition von Eigentumsrechten beruhenden Umweltpolitik konkrete Umweltziele rechtsverbindlich festschreiben lassen. Man kann diese Frage auch so formulieren: Inwieweit können Umweltziele Instrumente einer nachhaltigen Umweltpolitik sein? Bei der Untersuchung dieser Frage soll es allenfalls am Rande darum gehen, inwieweit sich derartige Umweltziele in der Praxis auch erreichen lassen.

3 Nachhaltige Umweltpolitik und der moderne Staat

Beginnen will ich mit einigen kursorischen Bemerkungen zum Begriff nachhaltiger Umweltpolitik. Nachhaltige Umweltpolitik reagiert auf ein Problem. Dieses Problem ist die Gefährdung der natürlichen Lebensgrundlagen durch die Lebens- und Produktionsweise des Menschen. Nachhaltige Umweltpolitik will diese natürlichen Lebensgrundlagen nicht unbedingt unverändert erhalten, sie aber doch in einem Zustand bewahren, in dem sie auch künftigen Generationen ein menschliches und menschenwürdiges Leben gestatten.

Nachhaltige Umweltpolitik soll aber nicht nur die natürlichen Lebensgrundlagen erhalten, sie darf auch die politischen, rechtlichen und sozialen Grundlagen des menschlichen Lebens nicht gefährden. Zu den elementaren Prinzipien dieser Grundlagen gehören - zumindest in der immer noch so genannten westlichen Welt - das Prinzip individueller Freiheit, das Prinzip sozialer Gerechtigkeit, das Rechtsstaats- und das Demokratieprinzip. Daß gerade die Umweltpolitik mit diesen Prinzipien in Konflikt geraten kann, ist deutlich geworden, seit Forderungen nach massiven Freiheitsbegrenzungen im Interesse eines effektiveren Umweltschutzes oder im Extremfall nach einer Umweltdiktatur erhoben wurden.¹

¹ Vgl. Faber et. al. 1997.

Die politischen und rechtlichen Prinzipien moderner Staaten lassen sich insgesamt darauf zurückführen, daß moderne Staaten zuerst die Rechte ihrer Mitglieder zu sichern haben, seien es nun individuelle Freiheitsrechte, soziale und politische Teilhaberechte oder eben auch Verfügungs- oder Eigentumsrechte an Umweltgütern und -medien.

Derartige individuelle Rechte können wir allgemein verstehen als die Möglichkeit, in einer bestimmten Weise zu handeln oder über eine bestimmte Sache, ein Gut, zu verfügen. Als Recht bezeichnen wir eine solche Möglichkeit, wenn zwei Bedingungen gegeben sind: i) Das entsprechende Handeln oder die Verfügung über eine Sache sind in der Beziehung zu anderen in irgendeiner Weise problematisch, weil sie deren eigene Freiheit und deren eigene Handlungsmöglichkeiten einschränkt oder eine bestimmte Leistung voraussetzt, die sie erbringen müssen, damit ich überhaupt in dieser bestimmten Weise handeln oder über ein Gut verfügen kann. Deshalb können die anderen ein Interesse haben, mich an der Wahrnehmung der Handlungs- oder Verfügungsmöglichkeit aktiv oder im zweiten Falle durch Nichtleistung zu hindern. ii) Eine solche Handlungs- oder Verfügungsmöglichkeit ist nun ein Recht, wenn ich auf sie einen Anspruch habe und von allen anderen verlangen kann, daß sie mir diesen Anspruch erfüllen.

Die vorrangige Aufgabe des modernen demokratischen und sozialen Rechtsstaates ist es nun, solche individuellen Rechte zu gewährleisten und zwischen konfligierenden Ansprüchen einen Ausgleich herzustellen; dies ist der Inhalt *politischer Gerechtigkeit*. Insofern aber der Staat seinen Mitgliedern Pflichten auferlegt, müssen sich diese Pflichten direkt oder indirekt auf individuelle Rechte zurückführen lassen: Alle Pflichten sind so entweder Pflichten gegen andere oder gegen die Rechtsgemeinschaft, die Rechte aller ihrer Mitglieder schützt und gewährleistet. Dies ist der vorherrschende Konsens in der modernen Staatsauffassung; in der politischen Philosophie gibt es zu ihm keine Alternative.²

Eine gerade in unserem Zusammenhang aufschlußreiche Auffassung des Verhältnisses von Staat und individuellen Rechten entwickelt Immanuel Kant in der „Rechtslehre“ seiner „Metaphysik der Sitten“ das Verhältnis von Staat und Rechten begriffen. Kant unterscheidet ein angeborenes Recht des Einzelnen auf Freiheit von seinen erworbenen Rechten an Sachen (Kant 1960, S. 345f.), die aus ursprünglicher Aneignung, Arbeit oder Tausch hervorgehen. Der Staat, die „*Vereinigung einer Menge von Menschen unter Rechtsgesetzen*“ (1960, S. 431), verbürgt den Einzelnen ihre angeborenen wie ihre erworbenen Rechte, ohne indes die Verteilung der erworbenen Rechte selbst zu bestimmen. Von besonderer Bedeutung ist Kants Überlegung, daß eine Gewährleistung der erworbenen Rechte durch die Rechtsgemeinschaft ihrerseits voraussetzt, daß sich die Rechtsgemeinschaft zunächst in einen „*ursprünglichen Gesamtbesitz des Bodens*“ (1960, S. 378) gesetzt hat. Denn der Boden ist für Kant der Inbegriff aller äußeren Sachen, die man überhaupt im Besitz haben kann.

² Das gilt gerade auch hinsichtlich eines der gewichtigsten deutschen Beiträge zur politischen Philosophie, nämlich der Rechtsphilosophie Hegels, die eher im Ruf einer antiliberalen Staatsverklärung steht. Auch Hegel denkt Staat und Gesellschaft ganz von individuellen Rechten her. Wenn sich bei ihm Differenzen zur klassisch liberalen Staatsauffassung ergeben, dann, weil Hegel der Auffassung ist, daß der Liberalismus die Rechte des einzelnen nicht etwa zu stark, sondern vielmehr zu schwach bestimmt.

4 Eigentumsrechte und Umweltpolitik

Ich möchte diese Überlegungen Kants nun für unser Problem der Eigentumsrechte in der Umweltpolitik fruchtbar machen. Kant geht nämlich davon aus, daß der Staat einen sogenannten *Naturzustand* beendet, in dem es zwar schon Rechte und Rechtsansprüche gibt, aber keine Macht, die diese Rechte durchsetzt und garantiert und Rechtsstreitigkeiten entscheidet (1960, S. 366f. sowie S. 424f. und S. 430f.). Ich möchte nun zeigen, daß es die Eigenart von Umweltproblemen ist, daß sie einen ebensolchen Naturzustand in einem bestimmten Bereich wieder herbeiführen, den Kant in seiner Rechtsphilosophie vor Augen hatte.

Umweltprobleme, insofern man sie als anthropogene Gefährdung der natürlichen Lebensgrundlagen versteht, ergeben sich aus einer zunächst unproblematischen Nutzung der Umwelt. Diese Nutzung wird problematisch, wenn sie die natürliche Umwelt verändert und damit die Interessen anderer und möglicherweise die Interessen der ganzen politischen Gemeinschaft berührt. Umweltprobleme entstehen also aus einem Handeln des Menschen, das andere einzuschränken oder zu verbieten ein Interesse und möglicherweise auch die Macht haben. Hiermit ist im Ansatz ein Rechtskonflikt gegeben. Es stellt sich die Frage, wer in welcher Weise die natürliche Umwelt als Rohstofflieferant und Schadstoffempfänger nutzen darf oder nicht. So wurde schon im ausgehenden 19. Jahrhundert, als es zu einer großen Verschmutzung der Flüsse durch die chemische Industrie kam, von deren Vertretern ein Recht zur Einleitung von Produktionsrückständen in die Flüsse beansprucht. Ein 1890 vom Verein zur Wahrung der Interessen der Chemischen Industrie in Auftrag gegebenes Gutachten macht geltend, „*die Fischerei [habe] auf ein Flußgebiet, an dem gewerbliche und industrielle Anlagen errichtet worden sind oder werden, keinen Anspruch auf alleinige Berechtigung*“ (zit. nach Rommelspacher 1987, S. 51).

Inwiefern es dabei tatsächlich um ein Eigentumsrecht an einer Sache ging, kann der ökonomische Begriff der Eigentumsrechte (Property Rights), in der Institutionenökonomik als „Verfügungsrechte“ bezeichnet, verdeutlichen. Dieser Begriff nimmt am Eigentumsrecht an einer Sache Differenzierungen vor und zerlegt diese Rechte in einzelne Verfügungsrechte (vgl. hierzu Richter und Furubotn 1996, S. 79ff.). Deren wichtigste bei Umweltproblemen sind i) das Recht, ein Gut zu nutzen und ii) das Recht, dieses Gut in seiner Nutzung zu verändern. Umweltprobleme resultieren aus einer übermäßigen Nutzung von Umweltgütern oder aus deren problematischer Veränderung etwa durch Verschmutzung.

In politischer Hinsicht sind Umweltprobleme daher Probleme ungeklärter Eigentumsrechte an Umweltgütern. Umweltprobleme bestehen zunächst darin, daß Umweltgüter in problematischer Weise genutzt werden und Ungewißheit herrscht, wer in welchem Ausmaß zu einer solchen Nutzung berechtigt ist. Man kann in Anlehnung an die vorhin vorgetragenen Überlegungen Kants dies als einen *umweltrechtlichen Naturzustand* bezeichnen. Der Staat muß diesen Naturzustand beenden, indem er die Eigentumsrechte oder Nutzungsrechte an den verschiedenen Umweltgütern bestimmt und durchsetzt. Dies hat zur Voraussetzung, daß die Rechtsgemeinschaft oder der Staat sich nicht nur in einen ursprünglichen Gesamtbesitz des Bodens, sondern auch der Umweltmedien Wasser und Luft setzt.

In einer ähnlichen Weise hat der Mitbegründer der Konstitutionellen Politischen Ökonomie, James Buchanan, die politische Lösung von Umweltproblemen konzipiert. Buchanan entwirft eine ökonomische Theorie des modernen Staates, die zu Kants Ansatz Parallelen aufweist. Nach Buchanan ist es die basale Funktion der Staatskonstitution, individuelle Rechte festzulegen, zu gewährleisten und durchzusetzen. Umweltprobleme sind für Buchanan die Folge eines „*incomplete constitutional agreement*“ (Buchanan 1975, S. 179), gelöst werden sie durch eine „*creation of newly defined rights in areas where none now exist, at least none that can offer a basis for predictability and exchange*“.

Wie aber können nun neue Rechte an Umweltgütern festgelegt werden, zumal wenn sie noch Grundlage für Tauschaktivitäten, also Handel, sein sollen? Umweltgüter unterscheiden sich in einer wesentlichen Hinsicht von Gütern in unserem privaten Besitz. Luft, Grundwasser und Flüsse, ja auch der Boden hinsichtlich seiner ökologischen Qualität sind unteilbare Güter. Der Staat kann daher nicht einfach eine ohne sein Zutun entstandene Verteilung von Eigentumsrechten an Umweltgütern anerkennen. Die chemische Industrie etwa kann sich nicht darauf berufen, durch einen einseitigen Akt, nämlich durch die Einleitung von Schadstoffen in Flüsse, ein ursprüngliches Recht zur Verschmutzung dieser Gewässer erworben zu haben, das der Staat anerkennen müßte. Der Staat muß Nutzungsrechte an den unteilbaren Umweltgütern zuteilen, und diese Zuteilung von Nutzungs- oder Eigentumsrechten an Umweltgütern ist die Grundlage der Umweltpolitik.

Deshalb ist Umweltpolitik in demokratischen Rechtsstaaten zunächst einmal, wenn auch keinesfalls ausschließlich, Verteilung von Eigentumsrechten an Umweltgütern.

Diese Verteilung von Eigentumsrechten an Umweltgütern geschieht in der Regel nicht explizit. Sie ist aber der eigentliche Gehalt der meisten Umweltgesetze und -verordnungen. Eine Zuteilung kann in unterschiedlicher Weise erfolgen. Der Staat kann i) durch das *Ordnungsrecht* eine Nutzung und Veränderung von Umweltgütern verbieten oder in bestimmten Grenzen erlauben. Er kann ii) ein Recht zur Nutzung und Veränderung von Umweltgütern verkaufen, indem er für die Nutzung und Veränderung ein Entgelt, eine *Abgabe* fordert oder eine Steuer erhebt. Der Staat kann schließlich iii) Rechtstitel zur Nutzung und Veränderung von Umweltgütern ausgeben und einen Handel damit gestatten. Dies sind sogenannte *Zertifikate*, die beispielsweise zu Emissionen oder zur Nutzung einer Ressource wie dem Grundwasser in bestimmtem Ausmaß berechtigen. Denkbar ist auch, daß der Staat derartige Rechtstitel versteigert (vgl. SRU 1998, S. 129).

Denkbar ist schließlich iv) noch eine weitere Möglichkeit, die vor allem in der Wirtschaftswissenschaft diskutiert wird. Sind Eigentumsrechte definiert, so kann bei lokal begrenzten Umweltproblemen deren Lösung durch *Verhandlungen* zwischen den Emittenten von Schadstoffen und den von den jeweiligen Emissionen Betroffenen erreicht werden. Je nach der Verteilung der Eigentumsrechte kann der Emittent den Betroffenen ein Recht zu Umweltemissionen erkaufen, oder umgekehrt können die Betroffenen durch Kompensationszahlungen an den Emittenten bewirken, daß eine bestimmte Beeinträchtigung der Umwelt durch Schadstoffemissionen unterbleibt oder wenigstens gemindert wird.

In der umweltpolitischen Praxis dürfte neben dem Ordnungsrecht (i) vor allem die Erhebung eines Entgelts oder von Abgaben und Steuern von Bedeutung sein.

Eine derartige Definition und Zuteilung von Eigentumsrechten an Umweltgütern ist im übrigen auch die notwendige Bedingung der Anwendung des Verursacherprinzips, die von der Wasserrahmenrichtlinie selbst vorgesehen ist, und zwar zur „Deckung der Kosten der Wassernutzung einschließlich umwelt- und ressourcenbezogener Kosten“ (Art. 12, Abs. 1). Nach diesem Prinzip soll der Verursacher eines Umweltproblems für die Kosten aufkommen, die das Umweltproblem verursacht oder die bei seiner Behebung anfallen. Das kann vom Verursacher aber nur verlangt werden, wenn dieser kein ursprüngliches Recht auf das betreffende umweltschädigende Verhalten geltend machen kann.³

Eine auf der Zuteilung von Eigentumsrechten beruhende Umweltpolitik hat indessen auch Grenzen. Sie erlaubt zunächst nur die direkte Verfolgung von Emissionszielen, also die Begrenzung der in die Umwelt abgegebenen Schadstoffmengen. Diese Begrenzung ist bei ordnungsrechtlichen Maßnahmen und bei Emissionszertifikaten genau, während die Erreichung eines Emissionszieles bei Abgaben, Steuern und Entgelten von einer zutreffenden Einschätzung der sogenannten Vermeidungskosten abhängt, derjenigen Kosten also, die den Emittenten durch eine Verringerung ihrer Schadstoffemissionen beziehungsweise der Nutzung eines Umweltgutes entstehen. Dagegen sind mittels der Definition von Eigentumsrechten an Umweltgütern Umweltqualitätsziele im Sinne der Wasserrahmenrichtlinie, die nicht Emissions- sondern Immissionsgrenzen festlegen, nur indirekt zu erreichen.

5 Probleme und Forschungsbedarf

Die rechtsverbindliche Festlegung von Umweltqualitätszielen, wie sie die Wasserrahmenrichtlinie vorsieht, wirft daher einige Probleme auf, die gerade die Bedingungen nachhaltiger Umweltpolitik betreffen und die auch einen spezifischen Forschungsbedarf erkennen lassen. Auf zwei dieser Probleme will ich näher eingehen. Sie betreffen i) die zur Erreichung von Umweltqualitätszielen erforderlichen Maßnahmen und deren Konsequenzen für die Stabilität einmal festgelegter Eigentumsrechte und ii) die Rolle, die bei diesen Maßnahmen die Ministerialverwaltung spielt.

i) Soll ein Umweltqualitätsziel innerhalb eines bestimmten Zeitraumes erreicht werden, verlangt dies eine ständige Überprüfung und eventuelle Anpassung der Maßnahmen, die zur Erreichung des Ziels ergriffen werden. Das schließt eine ständige Neudefinition und Korrektur der Eigentumsrechte an Umweltgütern mit ein, so daß hier eine große Unsicherheit entsteht, was die Geltung dieser Rechte in der Zukunft betrifft. Hiermit geht eine Steigerung der staatlichen Macht auf der einen Seite und die Entstehung neuartiger, oft nicht vorherzusehender Konflikte einher. Deutlicher als an der Wasserpolitik ist dies in Deutschland an der Entwick-

³ Dieses Problem stand im Mittelpunkt einer innerökonomischen Debatte um den „Wasserpfeinig“ in Baden-Württemberg, der auf die Grundwasserentnahme erhoben wird und dessen Aufkommen für die Verbesserung der Grundwasserqualität verwendet wird. Der Wasserpfeinig belastet die Wasserverbraucher, jedoch nicht die Landwirtschaft, die das Grundwasser durch Nitratdüngung gefährdet und damit Verursacher eines Umweltproblems ist (Vgl. Hansmeyer/Ewringmann 1987).

lung der Abfallpolitik und der Abfallwirtschaft zu sehen. Hier werden bislang Umweltqualitätsziele konsequenter verfolgt, mit einschneidenden Konsequenzen für die Eigentumsrechte und Verfügungsrechte der Einzelnen. Durch den neuen, aus Vorgaben der Europäischen Gemeinschaft übernommenen Abfallbegriff des *Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes* sind die Verfügungsrechte der Abfallbesitzer insbesondere im Bereich der Abfallverwertung erheblich eingeschränkt worden, und die Abfallwirtschaft wird inzwischen von scharfen Interessensgegensätzen zwischen privater Wirtschaft und öffentlich-rechtlichen Abfallentsorgern bestimmt (vgl. Petersen et. al. 1999). Stehen ähnliche Konflikte auch in der Wasserwirtschaft bevor? ii) Die Überprüfung und Anpassung von Maßnahmen hinsichtlich ihrer Wirksamkeit ist vor allem Sache der Umweltverwaltung. Aufgrund der Komplexität der Umweltpolitik hat die Umweltverwaltung, insbesondere die Ministerialverwaltung, durch ihre Sachkenntnis schon heute große Macht und beträchtlichen Einfluß auf die Umweltgesetzgebung. Der ehemalige Präsident des Umweltbundesamts, Freiherr von Lersner, verweist auf die zentrale Bedeutung von „*Verordnungen und Verwaltungsvorschriften, die meist von der Bundesregierung mit Zustimmung des Bundesrates verabschiedet werden, praktisch also von den Bürokratien des Bundes und der Länder*“ in der Umweltpolitik (Lersner 1991, S. 52) und erkennt darin eine Verstärkung des „Machtanteils der Bürokratie zu Lasten der Parlamente“. Eine verbindliche Festschreibung von Umweltqualitätszielen würde diese Macht und diesen Einfluß erheblich steigern und zu einer weiteren Verschiebung im Gleichgewicht der Gewalten zugunsten der Exekutive führen.

In Deutschland werden Macht und Einfluß der Ministerialverwaltung zusätzlich dadurch gesteigert, daß in der föderalen Struktur der Bundesrepublik Kompetenzen oftmals nicht klar getrennt, sondern eine Kompetenz mehreren politischen Entscheidungen gleichzeitig zukommt. In der Politikwissenschaft wird diese Struktur als *Politikverflechtung* bezeichnet. Derartige Strukturen von Politikverflechtung würden durch die Wasserrahmenrichtlinie auch auf europäischer Ebene entstehen, nämlich bei „internationalen Flußgebietseinheiten“ (Art. 3 Abs. 3). In Strukturen der Politikverflechtung ist der Einfluß der Ministerialverwaltung auf die Politik besonders groß, weil sie es ist, die zwischen den einzelnen Entscheidungseinheiten vermittelt und gemeinsame Entscheidungen wirkungsvoll vorstrukturieren kann (vgl. Petersen, Faber 1999/2000)

Man muß kein Anhänger bürokratieskeptischer Theorien sein, wie etwa der ökonomischen Theorie der Bürokratie, die der modernen Verwaltung ein Streben nach stetigem Wachstum von Budget und Kompetenzen unterstellt, um in dieser Entwicklung ein Problem für die moderne Demokratie zu sehen. Die deutsche Umweltverwaltung verfolgt, so weit ich sehe, nahezu durchweg eine sachorientierte und kompetente Umweltpolitik. Doch die Ministerialverwaltung ist längst nicht mehr nur vollziehendes Organ der gewählten Regierung. Sie ist zusehends zur „planenden Ministerialverwaltung“ geworden, die Politik nicht nur vollzieht, sondern vielmehr auch aktiv und initiativ gestaltet. Diese Tendenz ist offenbar in der Umweltpolitik mit am weitesten fortgeschritten, und die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie dürfte sie weiter befördern. Eine Erforschung der Rolle der Umweltverwaltung und besonders der

Ministerialverwaltung in der Umweltpolitik scheint mir deshalb eine vordringliche Aufgabe zu sein (hierzu auch Gawel 1995).

Literatur

- Buchanan, James M. (1975): *The Limits of Liberty. Between Anarchy and Leviathan*. The University of Chicago Press, Chicago, London 1975 (deutsch: *Die Grenzen der Freiheit*. Tübingen 1984)
- Gawel, Erik (1995): Bürokratietheorie und Umweltverwaltung – Ökonomische Einsichten in verwaltungsrechtliches Handeln im Umweltschutz. *Zeitschrift für angewandte Umweltforschung* 8, S. 79-89
- Hansmeyer, Karl-Heinrich; Ewringmann, Dieter (1987): *Der Wasserpfeffig*. Finanzwissenschaftliche Anmerkungen zum baden-württembergischen Regierungsentwurf. Berlin
- Kant, Immanuel (1960): *Werke in sechs Bänden*. Herausgegeben von Wilhelm Weischedel. Band IV. Darmstadt
- Lersner, Heinrich von (1991): *Die ökologische Wende*. Siedler, Berlin
- Petersen, Thomas; Faber, Malte; Herrmann, Beate (1999): Vom „Müllnotstand“ zum „Müllmangel – die neuere Entwicklung in der deutschen Abfallwirtschaft. Erscheint in: *Müll und Abfall* 10/1999
- Petersen, Thomas; Faber, Malte (1999/2000): Bedingungen erfolgreicher Umweltpolitik im deutschen Föderalismus. Der Ministerialbeamte als Homo politicus. Erscheint in: *Zeitschrift für Politikwissenschaft*
- Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (SRU) (1998): *Flächendeckend wirksamer Grundwasserschutz – ein Schritt zur dauerhaft umweltgerechten Entwicklung*. Sondergutachten, Metzler-Poeschel, Stuttgart
- Richter, Rudolf; Furubotn, Eirik (1996): *Neue Institutionenökonomik - Eine Einführung und kritische Würdigung*. Mohr Siebeck, Tübingen
- Rommelspacher, Thomas (1987): *Das natürliche Recht auf Wasserverschmutzung. Geschichte des Wassers im 19. und 20. Jahrhundert*. In: Brüggemeier, Franz-Josef; Rommelspacher, Thomas (Hg.): *Besiegte Natur: Geschichte der Umwelt im 19. und 20. Jahrhundert*. Beck, München
- Umweltbundesamt und Statistisches Bundesamt (UBA) (1998): *Umweltdaten Deutschland 1998*. Berlin

Zur sozioökonomischen Relevanz der Nutzung von Bergbaurestseen

Sigrun Kabisch und Sabine Linke

UFZ, Abteilung Ökologische Ökonomie und Umweltsoziologie

1 Zum Stellenwert sozioökonomischer Problemstellungen in der EU-Wasserrahmenrichtlinie

Die neue Wasserrahmenrichtlinie dient der Schaffung eines modernen, kohärenten europäischen Wasserrechts und der Behebung der Defizite und Inkonsistenzen der bisher bestehenden unterschiedlichen und auf Länder bezogenen Wasserrichtlinien. Zu den Hauptanliegen der neuen Wasserrahmenrichtlinie gehört die Förderung eines nachhaltigen Wassergebrauchs unter Absicherung des langfristigen Schutzes der vorhandenen Ressourcen. Damit wird die Notwendigkeit der integrierten Beachtung sowohl natürlicher als auch wirtschaftlicher und sozialer Zielorientierungen betont. Gerade letztere erfahren eine Aufwertung, da die Belange der Öffentlichkeit nunmehr in wesentlich stärkerem Maße Berücksichtigung finden sollen. Dies ist dezidiert in Artikel 17 festgehalten, der eine aktive Beteiligung aller interessierten Stellen einfordert, um bei der Erstellung von Wasserbewirtschaftungsplänen möglichst weitreichende Akzeptanz zu erzielen. Deshalb sind Zeitplan und Arbeitsprogramm sowie ein Überblick über Wasserbewirtschaftungsfragen und Entwürfe des Bewirtschaftungsplanes für die jeweilige Flußgebietseinheit schon sehr zeitig der Öffentlichkeit zugänglich zu machen. Des weiteren wird in diesem Artikel ausdrücklich hervorgehoben, daß auf Antrag auch der Zugang zu Hintergrundinformationen gewährleistet werden muß (siehe Beitrag von Socher in diesem Band).

2 Zur regionalen und lokalen Verortung der aus der Wasserrahmenrichtlinie abgeleiteten Anforderungen

Die im EU-Kontext abgestimmte Wasserrahmenrichtlinie erfährt regional und lokal entsprechend den jeweiligen Gegebenheiten eine Ausformung und Umsetzung. Die natürlichen und sozioökonomischen Voraussetzungen und Zielorientierungen und beabsichtigten Bewirtschaftungsformen für Objekte im konkreten Flußeinzugsgebiet sind zu benennen, um mögliche Widersprüche frühzeitig zu erkennen und aufzulösen.

Zu den Flußeinzugsgebieten gehören auch die Restseen in den Bergbaufolgelandschaften, die aufgrund ihrer Charakteristik als Sondergebiete bezeichnet werden könnten. Die folgenden Ausführungen beziehen sich auf das Braunkohlenrevier Südraum Leipzig. In diesem Untersuchungsfeld ist das durch den aktiven Bergbau abgepumpte Grundwasser von entscheidender Bedeutung für die Flutung der verbliebenen Hohlformen. Damit greift der Artikel 13 der Wasserrahmenrichtlinie, in dem ausdrücklich auf die Wiedereinleitung des aus Bergwerken und somit auch des abgepumpten Grundwassers in Vorbereitung des Tagebaubetriebes verwiesen wird. Des weiteren muß der Artikel 16, Absatz 4, ergänzt durch Anhang 7, Punkt 8, Beachtung finden, in dem auf Bewirtschaftungspläne für Gewässertypen mit besonderen Aspekten der Wasserwirtschaft verwiesen wird.

Die Nutzung von Sumpfungswässern zur Tagebaufüllung ist deshalb so entscheidend, weil das Wasserdargebot aus den im Gebiet befindlichen Flüssen Weiße Elster, Pleiße und Gösel gemessen am Bedarf viel zu gering ist. Des weiteren wäre deren Wasserqualität für die vorgesehenen Nutzungen nicht hinreichend. Eine Anbindung an die Flußläufe erfolgt dennoch, um mit Hilfe der Ablaufmöglichkeit Wasserspiegelschwankungen und damit verbundenen Sicherheitsproblemen zu begegnen.

Ein Grundwasserwiederanstieg allein als Form der Restlochfüllung würde einen zeitlich sehr langen Zeitraum einnehmen, in dem Standsicherheitsfragen in den einzelnen Hohlformen nicht beherrschbar wären und Nutzungsabsichten langfristig nicht realisiert werden könnten. Ein Variantenvergleich des Anstiegs des Restlochwasserspiegels mit und ohne Flutungswasser weist eine Differenz von ca. 40 Jahren auf (Lehmann 1997, S. 8).

Im Untersuchungsgebiet Südraum Leipzig, das sich südlich der Stadt über eine Fläche von etwa 500 km² erstreckt, werden mittelfristig aufgrund der Stilllegung und Flutung von ehemaligen Braunkohlentagebauen 14 Seen entstehen. Damit wird die Wasserfläche in dieser Region um etwa 57 km² vergrößert. Die gesamte Region erfährt dadurch eine erhebliche Veränderung ihrer Struktur der Flächennutzung. Vom ehemals eher wasserarmen Gebiet vollzieht sich ein Wandel hin zu einer Seenlandschaft. Allein am südlichen Stadtrand Leipzigs werden drei Seen für die Bevölkerung nutzbar sein. Der Cospudener See, der sich sogar weitgehend auf Leipziger Territorium befindet, wird eine Flächenausdehnung von 4,2 km² besitzen. Der Zwenkauer See und der Markkleeberger See in unmittelbarer Stadtnähe mit 9,7 km² bzw. 2,5 km² werden weitere Möglichkeiten der Wassernutzung bieten. Während die Flutung des Cospudener Sees bereits im Jahr 2000 abgeschlossen sein wird, werden die beiden anderen Gewässer im Zeitraum der nächsten 5-10 Jahre für eine Nutzung zur Verfügung stehen.

Die Bewirtschaftungsplanung dieser Seen geht von einer Präferenz der Erholungsnutzung aus. Damit wären deutliche Fortschritte hinsichtlich der Verbesserung der Lebensqualität in diesem Raum verbunden. Letztlich würden dadurch die weichen Standortfaktoren im Großraum Leipzig gestärkt, die wiederum für die Standortattraktivität bei Gewerbeansiedlungen von Bedeutung sind.

Insgesamt wird sich aufgrund der Entstehung einer Wald- und Seenlandschaft (vgl. Tab. 1) der Charakter des ehemals durch Braunkohlentagebau und damit Landschaftszerstörung geprägten Raumes gravierend verändern. Eine erhebliche Verschiebung der Flächenrelation von Land und Wasser ist absehbar, Gewässer werden zu einem landschaftsprägenden Element.

Tab. 1: Verteilung der Flächennutzungsarten im Südraum Leipzig zu verschiedenen Zeitpunkten (Angaben in km²)

Nutzungsart	1956	1997	2050
Betriebsflächen (offene Gruben, Teilverkipfung)	50,4	94,5	0
Ackerland	30,7	51,2	44,0
<i>Waldflächen</i>	<i>12,9</i>	<i>33,4</i>	<i>94,6</i>
<i>Wasserflächen</i>	<i>4,0</i>	<i>7,9</i>	<i>66,0</i>
sonstige Flächen	1,0	9,8	15,4
Gesamtflächen	99,0	196,8	220,0

Quelle: „Braunkohlenplanung in Westsachsen“, Herausgeber: Regionaler Planungsverband Westsachsen, bearbeitet von der Regionalen Planungsstelle, Leipzig 1998, S. 18

An die bereits entstandenen und die künftig entstehenden Seen in der Bergbaufolgelandschaft im Südraum Leipzig richten sich diverse Interessen unterschiedlicher Nutzergruppen. Auf der lokalen Ebene lassen sich vier verschiedene Akteursgruppen unterscheiden.

2.1 Der Bürger und seine Interessenvertretungen

In Zentrum des Interesses stehen Erholungs- und Sportmöglichkeiten. Erholungsangebote sollen ein Spektrum abdecken, das von naturnaher, stiller Erholung bis hin zu freizeitparkähnlichen Vergnügungen reicht. Auch die Nachfrage nach Sportmöglichkeiten ist differenziert und reicht von einfachen Aktivitäten wie Baden oder Radfahren bis hin zur Ausübung von Intensiv- und Trendsportarten wie Motorbootfahren, Rafting oder Jetski.

Um einen Einblick in die unterschiedlichen Erwartungen der Bürger hinsichtlich der künftigen Nutzung der Bergbaufolgelandschaft zu erhalten, wurden Anfang 1998 Einwohner von 14 Anliegerkommunen des Tagebaus Espenhain befragt. Diese empirische Erhebung diente dem Ziel, Potentiale für eine mögliche Revitalisierung dieser Kommunen zu erkunden.¹ Die nachfolgende Abbildung 1 zeigt das Ergebnis.

¹ Die Untersuchungen erfolgten im Rahmen des vom BMBF geförderten Forschungsprojektes "Revitalisierung von Tagebaurandgemeinden im Braunkohlenrevier Südraum Leipzig - Bewertung sozioökonomischer Folgen und Zukunftschancen der Randlage von Anliegerkommunen des Tagebaus Espenhain", Laufzeit: 7/96 - 8/99.

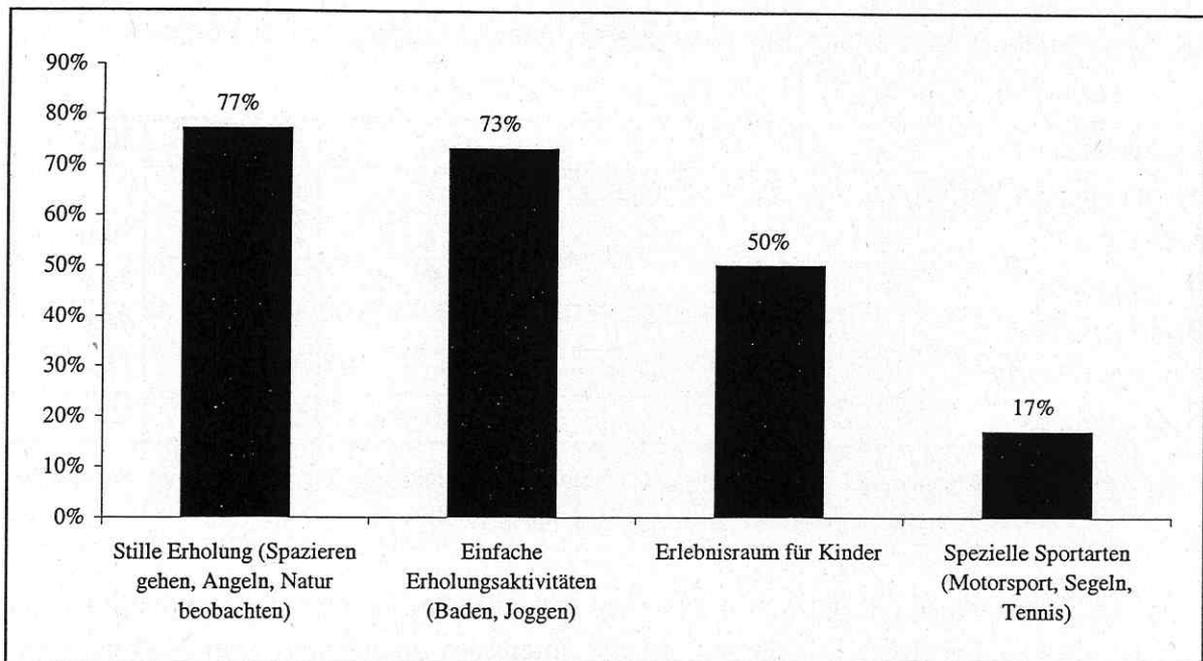


Abb. 1: Wie wollen Sie voraussichtlich die zukünftige Tagebaulandschaft nutzen?
(n=1.583, mehrere Antworten möglich)

Die Erwartungen der Bewohner der unmittelbaren Seeanliegergemeinden unterscheiden sich von den Erwartungen der Tagesgäste, für die nur das Erholungsangebot zählt. Während die Anwohner die Lagegunst als eine Aufwertung der Wohnqualität sehen und somit den nahegelegenen See als Bestandteil ihrer räumlichen Umgebung in das Alltagsleben einordnen, suchen die Auswärtigen den Erholungsort nur sporadisch auf und verlassen ihn nach einem relativ kurzen Aufenthalt wieder. Für sie ist dieser Ort frei wählbar und damit auch durch andere Orte ersetzbar, sobald sich Präferenzen ändern.

2.2 Die Wirtschaft

Die Bemühungen zur Nutzbarmachung der Tagebaurestseen müssen u. a. das Anliegen verfolgen, einen entwicklungsfähigen regionalen Wirtschaftsfaktor zu etablieren und das Spektrum an Erwerbsarbeitsmöglichkeiten in der Region zu erweitern. So sind bereits in der Planungsphase geeignete Objekte für die Fischereiwirtschaft und die Wasserwirtschaft auszuweisen. Weiterhin sind infrastrukturelle Versorgungsangebote zu errichten und zu betreiben, die den Erholungsuchenden zugute kommen. Auch hier muß der Aspekt der wirtschaftlichen Tragfähigkeit berücksichtigt werden, wozu zwischen den Kommunen abgestimmte Angebote erforderlich sind. Schließlich ist auch zu prüfen, inwieweit die Pflege naturbelassener Flächen unter wirtschaftlichen und Arbeitsmarktaspekten betrieben werden kann. Da das Arbeitsplatzdefizit aktuell das größte soziale Problem in der Region darstellt, ist jede Möglichkeit zur Schaffung von Arbeitsplätzen zu nutzen und als ein Beitrag zur Sicherung der sozialen Stabilität zu betrachten.

2.3 Die Kommunen

Aus kommunaler Sicht verbindet sich mit der Nähe der Siedlungsbereiche zu Seen und Wäldern die Erhöhung ihrer Wohnattraktivität. Die mittelfristig damit verbundenen positiven Effekte für die Bewohner werden von der Bevölkerung erkannt. Dies kann gegenwärtig durch das Wachstum der Einwohnerzahlen infolge von Zuzügen belegt werden.

Kritische Überlegungen betreffen die mit der künftigen Seennutzung befürchteten Verkehrsströme. Die damit voraussichtlich einhergehenden Belastungen sind bisher allerdings schwer abzuschätzen. Diesbezüglich sind rechtzeitig Konzepte zu entwickeln, die entsprechende Belastungen von vornherein minimieren bzw. möglichst verhindern helfen. Dabei ist die Flächennutzungsplanung ein wichtiges Instrument kommunaler Hoheitsausübung.

Eine neue Aufgabe steht den Kommunen im Zusammenhang mit der beabsichtigten Einordnung der Gewässer in die Kategorie 2. Ordnung bevor. Denn damit würden die Gewässer in die Unterhaltungspflichten der Kommunen fallen. Ehe die endgültige Entscheidung getroffen wird, muß allerdings die jeweilige kommunale Leistungsfähigkeit dahingehend geprüft werden, ob und in welchem Umfang die einzelnen Kommunen überhaupt in der Lage sind, allen damit verbundenen Anforderungen entsprechen zu können. In diesem Zusammenhang wird es nötig sein, neue Management- und Finanzierungsmodelle zu erarbeiten.

Insgesamt ist eine abgestimmte planerische Vorgehensweise aller Seeanrainerkommunen erforderlich, um langfristig wirtschaftlich tragfähige Konzepte hinsichtlich der Vermarktung der Standortqualitäten abzusichern.

2.4 Die Region

Regionale Interessen betreffen die Aufwertung des Raumes insgesamt und die Begründung eines neuen Images weg von der Bergbaulandschaft hin zur Wald- und Seenlandschaft. Zugleich ist die Etablierung entwicklungsfähiger Wirtschaftskomponenten erforderlich, die sowohl Gewerbe und Industrie als auch die Erholungswirtschaft umfassen. Von regionaler Bedeutung ist die Schaffung von Arbeitsplätzen in diesem Raum möglichst auf einer wirtschaftlich sehr diversifizierten Grundlage.

3 Zu den Beteiligungsoptionen der Öffentlichkeit

Die einzelnen Akteursgruppen verfolgen unterschiedliche und auch sich überlagernde Ziele. Diese Zielorientierungen sind hinsichtlich ihrer Kombinationsfähigkeit und notwendiger Separierung zu prüfen. Zunächst ist eine möglichst genaue Kenntnis der gruppenspezifischen Präferenzen und Nutzungsabsichten erforderlich. Deshalb ist eine frühzeitige Einbeziehung der Öffentlichkeit in die Diskussion um mögliche Standortnutzungen sinnvoll und notwendig. Eine gewinnbringende Partizipation im Sinne eines zielorientierten diskursiven Prozesses ist aber nur zu erwarten, wenn ein entsprechendes themenbezogenes Wissen bei allen beteiligten Seiten vorhanden ist. Deshalb gewinnt die im Artikel 17 der EU-Wasserrahmenrichtlinie verankerte Pflicht zur Offenlegung von Hintergrundwissen besondere Bedeutung. Der kommunikative Prozeß erfordert aber auch eine freiwillige Informationsbereitstellung seitens der verantwortlichen Ämter und Entscheidungsträger. Themenrelevantes Wissen ist allen Beteiligten

zur Verfügung zu stellen, um eine zielführende Diskussion zu gewährleisten und unnötige und zeitaufwendige Abschweifungen zu vermeiden.

Aus vorliegenden Untersuchungen ist bekannt, daß seitens der Bürger ein großer Informationsbedarf bezüglich der Vorhaben in der Bergbaufolgelandschaft und speziell der Nutzung der künftigen Seen existiert. In der bereits erwähnten Untersuchung bestätigten nur 13% der Befragten, daß sie sich gut informiert fühlen. Die zweifellos vorhandenen Informationsangebote sind offensichtlich nicht ausreichend und ansprechend genug, so daß neue und einander ergänzende Formen gefunden sowie bereits vorhandene effektiver gestaltet werden müssen. Weiterhin muß die Vermittlung von fortgeschriebenem, themenbezogenem Wissen permanent erfolgen und auch partiell wiederholt werden. Von entscheidender Bedeutung ist die Art und Weise der Informationsvermittlung. Sollen Informationen eine möglichst große Öffentlichkeit erreichen, dann müssen verschiedene Medien zur Anwendung gelangen. So sind Orte mit einem möglichst großen und ständig wechselnden Besucherverkehr wie z. B. Einkaufszentren gut für die Präsentation von Modellen zu Gestaltungsvorhaben in der Bergbaufolgelandschaft geeignet. Auch Wanderausstellungen, in denen die Pläne zeitversetzt an verschiedenen Standorten gezeigt werden, eröffnen einer großen Anzahl an Interessenten Informationsmöglichkeiten.

Ein weiteres effektives Medium zur Vermittlung des aktuellen Planungsstandes ist die Lokalpresse. Hier ist insbesondere auf Amtsblätter und Ortsnachrichten zu verweisen. Sie werden jedem Haushalt kostenlos zugestellt und widmen sich gezielt lokalen Fragestellungen. Sie können maßgeblich dazu beitragen, daß die Leser ihr unmittelbares Umfeld wieder erkennen und Beziehungen dazu herstellen, d. h. sich damit auseinandersetzen. Nachweisbar wird mit dieser Art von Zeitungen eine sehr große Anzahl an Lesern erreicht. Ergänzend dazu ist auch die regionale Presse zu nutzen. Eine Streuung der Informationen auf gestaffeltem Niveau entspricht der Intention der 2. Stellungnahme des Deutschen Verbandes für Wasserwirtschaft und Kulturbau e. V., in der u. a. für die Phase der Anhörung der Öffentlichkeit zum Flußgebietsmanagement betont wird, daß die jeweiligen Maßnahmen hinsichtlich ihrer Vor- und Nachteile "*in für die betroffene Öffentlichkeit verständlicher Weise charakterisiert*" werden sollen (DVWK 1998, S. 4).

Aus bisherigen Untersuchungen und aus Alltagsbeobachtungen ist bekannt, daß die Intensität der Partizipation mit dem Grad der Betroffenheit wächst, wobei zu berücksichtigen ist, daß je nach Problemlage angemessene Partizipationsformen zur Anwendung gelangen. Inwieweit eine Verallgemeinerung dieses Zusammenhanges zulässig ist, muß noch geklärt werden. Im hier betrachteten Kontext kann anhand von Beispielen belegt werden, daß sich die Bürger mit zunehmender Betroffenheit ihrer unmittelbaren Belange um so mehr engagierten. So ist im Fall der Vernässungsproblematik von Grundstücken im Zuge des Wiederanstiegs des Grundwassers festzustellen, daß davon betroffene Bürger ihre Sorgen sehr deutlich gegenüber den zuständigen Ämtern artikulierten und von den entsprechenden Vertretern sachkundige Antworten und Hinweise verlangten. Eine andere Form der Partizipation ergibt sich im Zusammenhang mit Aushandlungsprozessen hinsichtlich der Etablierung konkreter Nutzungsformen an den Seen. Der Wunsch nach lärmintensiven Wassersportarten wie Motorboot- oder Jetskifahren kollidiert mit dem Bedürfnis nach ruhiger, naturnaher Erholung. Um

die sich hier ankündigenden Konflikte zu entschärfen und letztlich Akzeptanz bezüglich der Entscheidung zu erreichen, müssen moderierte Formen eines diskursiven Prozesses entwickelt werden. In diesem Prozeß ist auch eine Abwägung der Interessen vorzunehmen. Schließlich muß eine konsensuale Lösung gefunden werden. Verschiedene Formen partizipativer Ansätze zur Vermeidung bzw. Lösung von Widersprüchen und Konflikten in Bezug auf die Nutzung von Bergbaurestseen, darunter Runde Tische, Workshops, öffentliche Foren, Zukunftswerkstätten u. a. Varianten, sind anwendbar.

Mit der Forderung nach verstärkter Einbeziehung der Öffentlichkeit wird das Ziel verfolgt, für langfristige und dauerhafte Landschaftsveränderungen und deren bedürfnisadäquate Nutzung weitgehend konsensgetragene Angebote zu unterbreiten. Dazu gehört zum einen die Heraushebung von unikaten Standortqualitäten, um Eigenheiten und spezifische Nutzungsattraktivitäten zu betonen und damit identitätsstiftende Unverwechselbarkeiten zu schaffen. Zum anderen bedürfen die einzelnen Gruppeninteressen der Einordnung in einen ganzheitlichen, seenübergreifenden Meinungsbildungs- und Entscheidungsansatz, der die regionale Aufwertung in das Zentrum der Bemühungen stellt.

Die völlige Neugestaltung einer durch Bergbau zerstörten Landschaft hin zu einer Seen- und Waldlandschaft unter weitgehender Beteiligung der Öffentlichkeit ist eine weltweit neuartige Herausforderung. Aus soziologischer Perspektive ergeben sich diesbezüglich eine Reihe von interessanten Problemstellungen. Nachfolgend werden ausgewählte Forschungsfragen aufgelistet.

4 Forschungsfragen

- Welche akteursgruppenbezogenen Präferenzen hinsichtlich der Nutzung von Bergbaurestseen existieren?
- Wie können wahrscheinliche Widersprüche und Konflikte infolge einer gleichzeitigen Realisierung unterschiedlicher Nutzungsarten identifiziert und entschärft werden?
- Welche Entscheidungskriterien sind zugrunde zu legen, um eine möglichst hohe Vereinbarkeit zwischen Nutzungsabsichten und naturräumlichen Voraussetzungen zu gewährleisten?
- Welche integrierten Nutzungskonzepte können entwickelt werden, um kommunale Hoheitsinteressen (Arbeitsplätze, Infrastruktur, Steueraufkommen und dessen Verteilung) zu wahren?
- Welche Instrumente können zur Erhöhung der Partizipation bei der Vorbereitung von Nutzungsentscheidungen beitragen?

Die hier aufgegriffenen Forschungsfragen sind Bestandteil eines beabsichtigten Forschungsprojektes, welches sich aus soziologischer Perspektive mit dem Thema "Lebensqualität in der Bergbaufolgelandschaft - Nutzungspräferenzen von Bergbaurestseen" beschäftigen soll.

Literatur

- Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e. V. (DVWK) (1998): 2. Stellungnahme zum Entwurf "Richtlinie des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik" (<http://www.dvwk.de/A-EU2.HTM>)
- Lehmann, R. (1997): Das Engagement der LMBV für die Revitalisierung. In: ARGOS. Sonderheft Braunkohle. Wirtschafts- und Regionalmagazin Sachsen, Sachsen-Anhalt, Thüringen, S. 6-10
- Rat der Europäischen Union (1999): Geänderter Vorschlag für eine Richtlinie des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik - gemeinsamer Standpunkt (Wasserrahmenrichtlinie), Dokument 6404/99 ENV 68 PRO-COOP vom 2.3.99. Brüssel
- Regionaler Planungsverband Westsachsen (Hrsg.) (1998): Braunkohlenplanung in Westsachsen. Leipzig

Akzeptanz - Konzeptionelle und methodische Annäherungen an einen schwierigen Begriff

Georg Kneer

UFZ, Abteilung Ökologische Ökonomie und Umweltsociologie

1 Einleitung

Meinem Beitrag zum Akzeptanzbegriff stelle ich, zum besseren Verständnis des Folgenden, drei Vorbemerkungen voran. *Erstes*: Die weiteren Ausführungen sind nicht das Ergebnis eines abgeschlossenen empirischen Projekts zu Fragen des Flußeinzugsgebietsmanagements, sondern zunächst einmal genereller Natur. Sie zielen darauf ab, konzeptionelle und methodische Fragen, die sich im Zusammenhang mit einer empirischen Untersuchung im genannten Forschungsfeld ergeben, einer systematischen begrifflichen Klärung zuzuführen. Insofern erfordert die weitere Forschungsarbeit eine genauere Zuschneidung der Akzeptanzthematik auf das Thema der Landnutzung in Flußeinzugsgebieten.

Zweitens: Die weiteren Ausführungen sind aus einer fachsoziologischen Perspektive formuliert. Damit verkenne ich nicht, daß das Forschungsfeld *Flußeinzugsgebietsmanagement und Sozioökonomie* von vornherein eine interdisziplinäre Herangehensweise verlangt. Interdisziplinäre Forschung erfordert als Vorbedingung jedoch die Explikation und Weiterentwicklung disziplinspezifischer Kenntnisse; gute interdisziplinäre Forschung setzt allemal disziplinäre Forschung notwendig voraus. Oder anders formuliert: Man kann nicht in interdisziplinäre Forschung einsteigen, wenn nicht zuvor die disziplinen-eigenen Hausaufgaben erledigt worden sind. Ferner verkenne ich nicht, daß die Akzeptanzforschung nicht nur der Soziologie, sondern daneben zahlreichen weiteren Wissenschaftsdisziplinen wichtige Anregungen verdankt. Zu denken ist etwa an die Ökonomie, aber auch an die Politikwissenschaften, an die Pädagogik oder die Jurisprudenz. Der im Weiteren vorgenommene fachsoziologische Zugriff auf die Akzeptanzthematik leugnet nicht die Erkenntnisse benachbarter Disziplinen, sondern begreift die Konzentration auf disziplinen-eigene Erkenntnisse zugleich als Angebot an andere Disziplinen, über Fragen der Akzeptanz, der Akzeptanzverweigerung und des Akzeptanzmanagements miteinander ins Gespräch zu kommen.

Drittens: Meine letzte Vorbemerkung betrifft die im Weiteren praktizierte Vorgehensweise einer Explikation des Akzeptanzbegriffs aus einer soziologischen Perspektive. Wer mit dem Anspruch auf Wissenschaftlichkeit Sachverhalte beobachten und beschreiben will, muß (möglichst exakte) Begriffe definieren. Begriffe bzw. Bezeichnungen basieren auf *Unterscheidungen*. Es gibt kein unterscheidungsfreies Bezeichnen; wenn man etwas bezeichnen oder auf den Begriff bringen will, muß man es zugleich von etwas anderem unterscheiden. In alltagsweltlichen Situationen helfen wir uns meist mit der Verwendung der Unterscheidung zwischen dem zu Bezeichnendem und Allem-anderen-auf-der-Welt. Eine Bezeichnung gewinnt an Genauigkeit, wenn auch die andere Seite der Unterscheidung bezeichnet wird, wenn also angegeben wird, von was das Bezeichnete eindeutig unterschieden wird. An dieser Stelle

dürfte es nicht erforderlich sein, die epistemologischen Konsequenzen einer differenztheoretischen Beobachtungs- und Bedeutungstheorie im einzelnen zu entfalten (vgl. hierzu Luhmann 1990). Für alles Weitere genügt es, das Gesagte mit einem kurzen Beispiel zu erläutern. Was mit dem Terminus „Mann“ gemeint ist, scheint sich vom Wort her selbst zu ergeben und keiner näheren Erläuterung zu bedürfen. Sieht man genauer hin, kann man sehen, daß der Begriff durchaus unterschiedliche Bedeutungen enthält. Je nachdem, wie der Begriff unterschieden wird, ergeben sich unterschiedliche Verwendungsweisen. Der Satz „Manfred ist ein Mann, Petra eine Frau“ verwendet das Wort offensichtlich in einer anderen Weise als der Satz „Hermann ist ein Mann, Gerd dagegen ist ein Softie“. In der ersten Aussage wird das Wort Mann zur Bezeichnung des Geschlechts, in der zweiten Aussage zur Beschreibung bestimmter - als männlich titulierter - Eigenschaften herangezogen. Das Beispiel soll illustrieren, daß die exakte Wortbedeutung von der verwendeten Begriffsunterscheidung abhängig ist. Daraus ergibt sich die Konsequenz, daß wissenschaftliche Definitionen, die auf Exaktheit angewiesen sind, auf die Angabe der verwendeten Unterscheidung nicht verzichten können. Aus diesem Grunde werde ich mich im folgenden einer Explikation des Akzeptanzbegriffs mittels der Entfaltung von drei Unterscheidungen nähern. Damit ist, wie auch der gewählte Titel dieses Beitrags ausdrücken soll, nur ein erster Zugang zum Akzeptanzbegriff eröffnet. Eine detailliertere Begriffsexplikation hätte weitere Unterscheidungen zu berücksichtigen, müßte zusätzliche Differenzierungen vornehmen. Insofern verstehe ich die folgenden Ausführungen als einen kurzen Werkstattbericht, der keine fertigen Ergebnisse referiert, sondern einen *work in progress* referiert.

2 Kommunikativer versus psychischer Akzeptanzbegriff

Von soziologischer Akzeptanzforschung ist seit den 1970er Jahren die Rede. Mit Blick auf die Konstitution dieser neuen Forschungsrichtung läßt sich sagen, daß die Beschäftigung mit Akzeptanzfragen sich zunächst außerhalb des vorherrschenden Mainstreams an den Hochschulen entwickelte. An den Universitäten dagegen hatte die Beschäftigung mit Akzeptanzfragen, wenn man so sagen will, zunächst mit eigenen Akzeptanzproblemen zu kämpfen. Hier dominierte eine offensichtlich thematische Vorliebe für Phänomene der Nichtakzeptanz, für Ablehnung und Protest; die konfliktsoziologische Ausrichtung der sich als kritisch definierenden Disziplin verhinderte eine allzu rasche Öffnung gegenüber der Akzeptanzthematik. Vielmehr waren es zunächst einmal außeruniversitäre, in der Regel kommerziell betriebene Meinungs- und Marktforschungsinstitute, die Fragen der Akzeptanz mit dem methodischen Instrumentarium der Umfrage- und Einstellungsforschung nachgingen. Das hatte zur Folge, daß die an den Universitäten sitzenden Meinungsführer des Faches sich noch deutlicher von der Thematik abgrenzten. Akzeptanzforschung ging der wenig schmeichelhafte Ruf voraus, primär Auftrags- und Verwendungsforschung zu sein, die unmittelbar an der Akzeptanzsteigerung interessiert sei und damit einem letztlich konservativem Interesse diene. Akzeptanz blieb in dieser Zeit, zumindest in der stärker theoretisch ausgerichteten Soziologie, ein unbeliebtes Phänomen.

Diese Ausgangssituation hat sich mittlerweile grundlegend gewandelt. Soziologische Akzeptanzforschung gilt als ein wichtiges und anerkanntes Forschungsfeld (vgl. Lucke 1995, 1996). Ausgehend von der Techniksoziologie, die sich schon relativ früh für Fragen der Zustimmung zu und Befürwortung von einer neuen Technologie interessierte, hat die soziologische Akzeptanzforschung mittlerweile die unterschiedlichsten Kontexte erobert. Mit Blick auf diese Situation dürfte es nicht übertrieben sein, heutzutage von einem geradezu „inflationären Gebrauch“ (Lucke 1996, S. 233) des Akzeptanzbegriffes zu sprechen. Sieht man genauer hin, so fällt freilich die wenig problemorientierte Verwendung des Begriffs auf. Zumeist wird der Akzeptanzbegriff nicht näher definiert, sondern schlicht als bekannt vorausgesetzt. Theoriegeleitete Beiträge, die sich um eine präzise Begriffsbestimmung bemühen, sind die Ausnahme geblieben. Vielmehr überwiegen empirisch orientierte Forschungsarbeiten, die sich bei der Ermittlung von Zustimmungs- und Nutzungsraten umstandslos der Akzeptanzterminologie bedienen. Grund für die fehlende soziologische Begriffsarbeit dürfte u.a. sein, daß Akzeptanz weithin als psychisches bzw. mentales Phänomen, nicht aber als sozialer Tatbestand begriffen wird. Konzeptionelle beziehungsweise definitorische Aufgaben werden entsprechend an die Psychologie oder Sozialpsychologie abgewiesen, die Akzeptanz in Einstellungskategorien beschreiben. Entsprechend begnügen sich die fachsoziologischen Arbeiten in der Regel damit, der Verbreitung entsprechender Einstellungsmuster oder aber den Korrelationen zwischen mentaler Akzeptanz und ‚harten‘ sozialstrukturellen Daten nachzugehen.

Die weiteren Ausführungen, die an einer detaillierten Bestimmung des Akzeptanzbegriffes interessiert sind, folgen der vorherrschenden Auffassung *nicht*. Akzeptanz wird im weiteren nicht als psychisches Phänomen, sondern als sozialer Sachverhalt, als soziale Tatsache im Sinne Durkheims begriffen. Mit Akzeptanz sind also keine subjektiven Einstellungen oder Auffassungsweisen, überhaupt keine mentalen Zustände gemeint - über die wir, strenggenommen, außer anhand von Unterstellungen bzw. Fiktionen, keine Aussagen treffen können, da wir keinen unmittelbaren, direkten Zugang zu fremden Bewußtseinsvorstellungen besitzen. Akzeptanz wird vielmehr öffentlich zum Ausdruck gebracht, wird kommunikativ geäußert und besitzt daher von vornherein eine direkte soziale Sichtbarkeit. Kurz gesagt: Bei Akzeptanz geht es nicht um ein innerpsychisches, sondern um ein kommunikatives Sinngeschehen, das sich - etwa in mündlichen oder schriftlichen Texten - verobjektiviert. Dementsprechend gelten die Bestimmungen des Akzeptanzbegriffs und die Analyse der konkreten Akzeptanzmechanismen als genuin soziologische Aufgabenbereiche.

Die Unterscheidung zwischen kommunikativem und psychischem Sinngeschehen, mit der sich die Ausführungen einem Begriff sozialer Akzeptanz annähern, erinnert nicht von ungefähr an die systemtheoretische Unterscheidung zwischen sozialen und psychischen Systemen. Gerade die Theorie sozialer Systeme von Niklas Luhmann (1984) bietet m.E. eine Reihe von Ansatzpunkten, an denen eine am Akzeptanzbegriff interessierte Studie unmittelbar anknüpfen kann. Im weiteren wird es deshalb darum gehen, die relevanten, z.T. verstreuten Ausführungen der Theorie sozialer Systeme zusammenzutragen, zu systematisieren und in Richtung der hier im Mittelpunkt stehenden Thematik weiter auszubauen.

Hält man sich an die systemtheoretische Unterscheidung von Kommunikation und Bewußtsein, so läßt sich in einer ersten Annäherung Akzeptanz als Kommunikationskomponente, also als Bestandteil des kommunikativen Geschehens bestimmen (vgl. Luhmann 1984, S. 203ff.). Was immer im Bewußtsein der an Kommunikation beteiligten Akteure auch vor sich gehen mag, von Akzeptanz läßt sich dann sprechen, wenn die *Annahme* einer Kommunikation *kommuniziert* wird. Für den hier verwendeten Akzeptanzbegriff sind zwei Eigenschaften des kommunikativen Geschehens von besonderer Bedeutung. Gemeint sind die *Rekursivität* und die *binäre Codierung* der (sprachlichen) Kommunikation. Kommunikation erfolgt typischerweise im Vorgriff und Rückgriff auf andere Operationen. Jede Einzelkommunikation ist somit in einen Zusammenhang vorhergehender und nachfolgender Kommunikationen rekursiv eingebettet. Dabei wird jede (Nachfolge-)Kommunikation mit der Frage konfrontiert, ob sie die vorhergehende Kommunikation annimmt, also akzeptiert oder aber ablehnt (bzw. sich vorläufig neutral zu der angebotenen Sinnofferte enthält). Insofern konstituiert jede Kommunikation eine soziale Situation, die kommunikative Anschlußakte erwartbar macht; damit wird zugleich die Möglichkeit eröffnet, der Kommunikation entweder zuzustimmen oder sie abzulehnen. Die Anschlußkommunikation hat stets eine Auswahl vorzunehmen, von ihr wird stets eine Selektionsentscheidung bezüglich der Differenz von Akzeptanz und Ablehnung verlangt. Das Gesagte hängt unmittelbar mit der Ja/Nein-Codierung der Sprache zusammen (vgl. Luhmann 1997, S. 226ff.). Sprache stellt die Möglichkeit der Negation bereit. Jeder Satz kann negiert, verneint werden. Kommunikationstheoretisch folgt daraus, daß – dank der Codierung der Sprache – die prinzipielle Möglichkeit existiert, jede Kommunikation abzulehnen, wobei die Ablehnung eben die Negativfassung realisiert.

Mit jeder (Nachfolge-)Kommunikation wird, wie gesehen, über die Akzeptanz oder die Ablehnung des zuvor mitgeteilten Sinnangebots entschieden. Mit Akzeptanz ist also kein zeitloses Phänomen, keine Stimmung, die sich über einen ungewissen (längeren) Zeitraum hinzieht, gemeint. Vielmehr wird die Zustimmung mit einer aktuellen Operation zum Ausdruck gebracht, erfolgt also stets systemrelativ und ist strikt an den jeweiligen Zeitpunkt und Kontext gebunden. Nicht ausgeschlossen ist damit, daß die Akzeptanz zu einem späteren Zeitpunkt erneuert oder aber zurückgenommen und in eine Ablehnung transformiert wird. Entscheidend ist, daß die Akzeptanz (oder Ablehnung) operativ realisiert wird, also in eine je gegenwärtige Kommunikation einfließt. Dabei ist es nicht zwingend notwendig, daß die Zustimmung explizit mit dem Wort „Ja“ beginnt. Die Sprache stellt eine Vielzahl von Möglichkeiten bereit, Zustimmung (oder Ablehnung) zu der vorhergehenden Kommunikation zu signalisieren. Es kann aber nicht ausgeschlossen werden, daß aus der gewählten Formulierung nicht eindeutig hervorgeht, ob die vorhergehende Kommunikation nun angenommen oder abgelehnt wird. In diesem Fall besteht die Möglichkeit, die Selektionsentscheidung zum expliziten Kommunikationsthema zu machen. Begreift man Kommunikation als autopoietisches Geschehen, so gilt, daß im Kommunikationsprozeß selbst souverän darüber entschieden wird, ob überhaupt Klärungsbedarf hinsichtlich der Frage Annahme oder Ablehnung existiert, wie ausführlich klärende Zwischenkommunikation zugelassen und wann zum ursprünglichen bzw. zu einem neuen Kommunikationsthema gewechselt wird.

An die kommunikationstheoretische Ausrichtung des Begriffsvorschlags ist eine Einschränkung und zugleich Ausweitung des Akzeptanzbegriffs geknüpft. Mit Akzeptanz ist ausschließlich die Annahme von Kommunikation gemeint, nicht aber, zumindest nicht unmittelbar, die Akzeptanz von Autos, Bäumen oder Menschen. Das zunächst Ausgeschlossene wird mittels systemeigener Operationen dann aber doch noch hereingeholt. Kommunikation bezieht sich nicht nur auf sich selbst (Selbstreferenz), sondern sie kann letztlich *über* alles kommunizieren (Fremdreferenz). Insofern ist Geschlossenheit nicht Gegensatz, sondern Bedingung von Offenheit (vgl. Luhmann 1984, S. 606). Jede Systemoperation hat die Differenz von Selbstverweisung und Fremdverweisung zu handhaben und dies gilt eben auch für die vierte Selektionskomponente, also die Unterscheidung zwischen Annahme und Ablehnung. An die Annahme einer Kommunikation (Selbstreferenz) ist zugleich die Akzeptanz einer Aussage über etwas geknüpft (Fremdreferenz); bei der Entscheidung über die Annahme oder Ablehnung einer Kommunikation geht es zugleich darum, etwa den Kaufvorschlag eines Autos, einen Aufruf von Naturschützern zur Rettung der Bäume oder die beantragte Aufnahme eines neuen Organisationsmitglieds zu akzeptieren oder eben abzulehnen.

Die Annahme oder Akzeptanz einer Kommunikation ist nicht mit der Erzielung eines Konsenses gleichzusetzen. Umgekehrt sollte die Ablehnung einer Kommunikation auch nicht mit Dissens oder einem Konflikt verwechselt werden (vgl. Würtenberger 1991, S. 258). Von Konsens läßt sich sprechen, wenn die Einigung bzw. das Einverständnis kommunikativ bestätigt wird. Im Anschluß an die Annahme einer Kommunikation ist dafür zumindest eine zusätzliche Folgekommunikation notwendig, die die (konsensuelle) Einigung bekräftigt. Damit sich Kommunikation zu einem Dissens bzw. einem Konflikt verdichtet, ist ebenso eine doppelte Ablehnung erforderlich (vgl. Schneider 1994, S. 199ff.). An jede (Nachfolge-)Kommunikation ist zugleich eine Entscheidung geknüpft, ob die vorhergehende Kommunikation angenommen oder abgelehnt wird; aber es bedarf (zumindest) einer weiteren Anschlußkommunikation für die kommunikative Bestätigung einer Übereinstimmung oder eines Widerspruchs. Kurz gesagt: Mit jeder Nachfolgekommunikation fällt eine Entscheidung über die Annahme oder Ablehnung der vorhergehenden Kommunikation, aber frühestens an der dritten Sequenzposition kann die Annahme in einen Konsens bzw. die Ablehnung zu einen Dissens münden. Wenngleich also Annahme und Konsens bzw. Ablehnung und Dissens nicht einfach gleichgesetzt werden dürfen, so wird im Alltag doch nicht immer sorgfältig zwischen ihnen unterschieden. Die Akzeptanz einer Kommunikation wird etwa von den Nachfolgekommunikationen als konsensuelle Bestätigung behandelt, obwohl es sich nicht um eine wechselseitige Zustimmung handelt. Akzeptanz fungiert dabei als Konsensunterstellung bzw. Konsensfiktion, verleugnet zugleich aber den konstruktiven Anteil bei der Konsensherstellung.

Aus dem Gesagten ergeben sich unmittelbar *methodologische* und *methodische* Konsequenzen für eine empirische Akzeptanzermittlung. Akzeptanzforschung verwendet üblicherweise das methodische Instrumentarium der Umfrageforschung, das nach *subjektiven Einstellungen* fragt. Einstellungen gelten dabei als relativ situationsunabhängige Phänomene, die mit Fragen wie „Würden Sie der Aussage x zustimmen?“ oder „Würden Sie eher die Aussage a oder die Aussage b akzeptieren?“ erfragt werden können. Eine solche Vorgehensweise be-

kommt es nicht nur mit dem Problem der Antwortautomatismen bzw. Antwortstereotypen zu tun, sie übersieht auch, daß sie streng genommen, allein die *Akzeptanzbereitschaft* ermittelt, nicht aber die tatsächliche, *faktische Akzeptanz* einer Kommunikation, Sachlage oder technologischen Innovation, *da Zustimmung an (kommunikativ strukturierte) Kontexte gebunden ist und nicht von einem Kontext (künstliche Interviewsituation) auf einen anderen Kontext (soziale Realität, die im Interview angesprochen wird) einfach übertragen werden kann*. Geht man dagegen von dem zuvor explizierten Akzeptanzbegriff aus, dann ergibt sich eine davon abweichende methodische Aufgabe. Verlangt wird die Ermittlung, Beobachtung und Analyse kommunikativ geäußelter Zustimmung in jeweils spezifischen soziokulturellen Kontexten. Statt mittels des Interviews eine künstliche Situation herbeizuführen, in der dann Einstellungsbekundungen ermittelt werden, hat die Akzeptanzforschung kontextuiertes Sozialgeschehen auf die faktische Annahme (bzw. Ablehnung) von Kommunikationen hin zu beobachten. Dabei ist nicht nur einfach an eine quantitative Zählung der Ja-Stimmen bzw. Zustimmungen zu denken. Vielmehr gehört dazu eine rekonstruktive Sinnanalyse mit Hilfe von qualitativen Methoden, die den sozialen Konstruktions- und Begründungsformen kommunikativer Zustimmung nachgeht. Als Methode dürfte sich dabei in erster Linie das sequenzanalytische Verfahren der objektiven Hermeneutik anbieten, das auf den systemtheoretischen Kommunikations- und Akzeptanzbegriff hin zugeschnitten ist (vgl. Schneider 1995).

3 Normativer versus nicht-normativer Akzeptanzbegriff

Der kurze Rekurs auf die Geschichte der soziologischen Akzeptanzforschung, der den vorhergehenden Abschnitt eingeleitet hat, ist noch in einer anderen Hinsicht lehrreich. Die anfängliche Ablehnung von bzw. Reserviertheit gegenüber einer Erforschung sozialer Akzeptanz begründet sich häufig mit der Annahme, daß Akzeptanzforschung zumeist Auftragsarbeit sei, die auf eine Ausweitung oder Stärkung von Zustimmung, Bejahung, Unterstützung etc. abziele. Unterstellt wird damit ein *normativer* Akzeptanzbegriff, der die Annahme einer Kommunikation höher bewertet als deren Ablehnung. Die nachträgliche (und gegenwärtige) Ausweitung der Akzeptanzforschung hat an diesem Vorurteil zumeist wenig geändert. Akzeptanzforschung gilt weithin als wissenschaftliche Methode der Akzeptanzbeschaffung. Zugrunde gelegt wird dabei ein emphatischer, normativer Akzeptanzbegriff, der Akzeptanz stärker honoriert als Ablehnung.

Im Gegensatz zu einer solchen Vorstellung sind die weiteren Überlegungen an der Explikation eines *nicht-normativen* Akzeptanzbegriffs interessiert. Ein solcher behandelt Annahme und Ablehnung von Kommunikation als gleichberechtigte Phänomene. Akzeptanz wird nicht präferiert, wird für das Zustandekommen von sozialer Ordnung also nicht wichtiger, aber eben auch nicht unwichtiger eingeschätzt als Ablehnung. Entscheidend für die Reproduktion sozialer Systeme ist die Fortsetzung der Autopoiesis, ist die fortlaufende Erzeugung von Anschlußkommunikationen – und dies zunächst einmal unabhängig davon, ob die einzelnen Anschlußkommunikationen Zustimmung oder Ablehnung ausdrücken. Die Codierung der Sprache eröffnet stets eine Ja-Fassung *und* eine Nein-Fassung, aber sie bevorzugt keine der beiden

Möglichkeiten. Ebenso wenig präferiert der Sprachcode eine Akzeptanz der Kommunikation gegenüber einer Ablehnung. Das schon deshalb nicht, weil die Ablehnung einer Kommunikation den gleichen Sinngehalt besitzt wie die Akzeptanz der Negativfassung der Kommunikation. Damit ist nicht ausgeschlossen, daß soziale Konditionierungen Kommunikationsablehnungen erschweren und Kommunikationsangebote daher häufig in eine Form gebracht werden, die eine Zustimmung erwarten läßt. Sinnlogisch existiert jedoch kein Unterschied zwischen einer Kommunikationsablehnung und der Zustimmung zum negierten Kommunikationsangebot, zumindest dann nicht, wenn die Positiv-Fassung und die Negativ-Fassung einer Kommunikation – bis auf die Negationskomponente – vollständig sinnidentisch gehalten werden.

Ausgehend von der Ja/Nein-Codierung der Sprache gelangt man zu einem Akzeptanzbegriff, der Zustimmung nicht höher bewertet als Ablehnung. Beides, sowohl die Annahme einer kommunizierten Sinnselektion wie deren Ablehnung, dient der Weiterführung der Kommunikation; Akzeptanz und Ablehnung stellen somit zwei funktional äquivalente Lösungen des Problems der Fortsetzung der Autopoiesis sozialer Systeme dar. Ferner meint ein nicht-normativer Akzeptanzbegriff, daß es nicht Ziel der Theorie ist, Akzeptanz zu verbessern, also die Zustimmung zu bestimmten Kommunikationsinhalten zu erhöhen. Insofern geht Akzeptanzforschung auch nicht mit einem systemstabilisierenden oder reaktionären Interesse einher. Vielmehr ist es Aufgabe von Akzeptanzforschung, eine Deskription und Analyse der Mechanismen vorzunehmen, mit denen Zustimmung erzeugt wird - und dies unabhängig davon, ob es sich dabei um die Akzeptanz von linken oder rechten Parolen, frauenfeindlichen oder feministischen Aussagen, positiven oder negativen Werturteilen, konservativen oder revolutionären Programmen handelt.

Wiederum sind kurz die methodologischen und methodischen Konsequenzen zu diskutieren. Die sequenzanalytische Beschreibung des autopoietischen Kommunikationsgeschehens hat sich jeder wertenden Stellungnahme bezüglich sozialer Akzeptanzkonstruktionen zu enthalten. Insbesondere kann es nicht darum gehen, Akzeptanz höher als Ablehnung oder umgekehrt Protest höher als Konformität zu gewichten. Die qualitativ ansetzende Analyse zustimmender Kommunikation hat sich, anders formuliert, streng an die Perspektive eines *Beobachters zweiter Ordnung* zu halten. Ein Beobachter zweiter Ordnung beobachtet einen anderen Beobachter daraufhin, wie dieser Zustimmungen oder Ablehnungen formuliert. Während der beobachtete Beobachter, also der Beobachter erster Ordnung, in der Regel seine Zustimmungen bzw. Ablehnungen wertend vorträgt, also normativ verstärkt oder abschwächt, nimmt der Beobachter zweiter Ordnung eine neutrale Haltung ein. Er untersucht im Rahmen der sequenzanalytischen Beschreibung des kommunikativen Geschehens die Werthaltungen des Beobachters erster Ordnung, ohne diese selbst wiederum in Richtung besser/schlechter zu bewerten.

4 Medien versus Verfahren als akzeptanzsteigernde Institutionen

Ein nicht-normativer Akzeptanzbegriff behandelt Annahme und Ablehnung einer Kommunikation als gleichwertige Phänomene. Mit diesem „neutralen“ Akzeptanzbegriff ist selbstverständlich nichts darüber ausgesagt, ob und inwieweit in sozialen Systemen Akzeptanz dann nicht doch höher bewertet wird als Ablehnung. Vor allem ist nichts über die empirische Verteilung von Akzeptanz und Ablehnung ausgesagt. Zwar muß betont werden, daß sowohl Annahme wie Ablehnung ubiquitäre Phänomene sind, also jederzeit und überall vorkommen (können). Vieles spricht jedoch dafür, daß die Ablehnungschancen im Laufe der sozialen Evolution beträchtlich gestiegen sind (vgl. Luhmann 1988, S. 6). Vor allem die Erfindung der Schrift dürfte hierzu beigetragen haben. Denn sobald die Kommunikation über den Kreis der unmittelbar Anwesenden hinausgeht, schwinden soziale Zwänge, das Gesagte zu akzeptieren und Ablehnung zu unterdrücken; die mit der Ausweitung der Kommunikationsräume verknüpfte Auflösung lebensweltlich-gemeinsamer Weltbilder und Auffassungsmuster dürfte den Trend zunehmender Ablehnungschancen verstärkt haben. Damit geht freilich ein spezifischer Entmutigungseffekt der Kommunikation einher. Warum sollte Kommunikation überhaupt noch realisiert werden, wenn doch eine Ablehnung wahrscheinlich ist bzw. immer wahrscheinlicher wird? Die Gesellschaft bedarf deshalb, will sie denn ein bestimmtes Komplexitätsniveau erreichen bzw. reproduzieren, spezieller Zusatzeinrichtungen, die Kommunikation ermutigen, indem sie die Akzeptanzchancen erhöhen. Im weiteren unterscheidet ich zwei institutionelle Grundformen der Akzeptanzsteigerung, nämlich (symbolisch generalisierte) *Medien* und *Verfahren*.

Medien erleichtern bzw. erweitern Kommunikationsmöglichkeiten, setzen also unmittelbar am Problem der Unwahrscheinlichkeit der Kommunikation an. Verbreitungsmedien wie etwa Zeitungen, Radio und Fernsehen erweitern den Kreis der (potentiellen) Kommunikationsempfänger. Bei symbolisch generalisierten Kommunikationsmedien handelt es sich nicht um Verbreitungsmedien, sondern um *Erfolgsmedien* (vgl. Luhmann 1997, S. 202f.). Erfolgsmedien erhöhen die Erwartbarkeit der Kommunikationsakzeptanz, transformieren Ablehnungswahrscheinlichkeiten in Annahmewahrscheinlichkeiten. Am einfachsten läßt sich die Funktionsweise der Erfolgsmedien am Beispiel des Geldmediums illustrieren. Die Wahrscheinlichkeit, daß dem (kommunikativ vorgetragenen) Wunsch, eine bestimmte Ware oder Dienstleistung zu erhalten, zugestimmt wird, dürfte zunächst einmal äußerst gering sein; mittels einer Geldzahlung wird das zunächst wenig Wahrscheinliche dann doch möglich gemacht. Wer zahlt, bekommt (in der Regel) das, was er haben möchte, wer nicht zahlen kann, bekommt es nicht. Geld stattet die Kommunikation mit erhöhten Akzeptanzchancen aus, steigert die Erwartbarkeit einer positiven Annahme in beträchtlichem Maße. Zugleich werden damit neue Kommunikationsmöglichkeiten geschaffen, ermutigt und gesteigert; eine Vielzahl wirtschaftlicher Transaktionen würde überhaupt nicht zustande kommen, wenn es nicht das Geldmedium gäbe. Das moderne, hochkomplexe Wirtschaftssystem jedenfalls setzt die Existenz des Geldmediums als notwendige Bedingung voraus.

Neben Geld lassen sich mit Macht, Wahrheit und Liebe drei weitere Kommunikationsmedien benennen (vgl. Luhmann 1997, S. 316ff.). Etwas ausführlicher möchte ich noch auf das Machtmedium eingehen, da im Rahmen der hier im Mittelpunkt stehenden Thematik machtvormittelte Kommunikationen von besonderer Bedeutung sind. Das Machtmedium übernimmt im Rahmen politischer Prozesse, also bei der Herstellung und Durchführung kollektiv bindender Entscheidungen, eine zentrale Funktion. Untersuchungen zum Flußeinzugsgebietsmanagement, überhaupt Untersuchungen zu umweltpolitischen Entscheidungen sind auf Analysen des Machtgeschehens angewiesen, da Macht das wichtigste Medium zur Durchsetzung folgenreichen politischer Entscheidungen darstellt.

Macht steigert, wie alle symbolisch generalisierten Kommunikationsmedien, die Annahmehancen zunächst wenig attraktiver Kommunikationen. Die spezifische Funktion des Machtmediums liegt darin, die Akzeptanz von *Handlungsaufforderungen* wenn nicht sicherzustellen, so doch in einem gewissen Rahmen erwartbar zu machen. Bei Handlungsaufforderungen, man denke etwa an Befehle, Imperative oder Anweisungen, ist die Akzeptanz bzw. Befolgung keineswegs gesichert, in vielen Fällen zunächst sogar hochunwahrscheinlich. Durch den Einsatz von Macht wird die Zustimmungschance erhöht, der Kommunikationserfolg also wahrscheinlicher. Dies geschieht dadurch, daß an die Nichtbefolgung bestimmte negative Sanktionen geknüpft werden. Für den Fall der Ablehnung der Kommunikation wird mit der Realisierung bestimmter, für den Kommunikationsadressaten wenig attraktiver Möglichkeiten gedroht. Macht nimmt, kurz gesagt, eine konditionale Verknüpfung von Handlungsaufforderungen und der Androhung von Vermeidungsalternativen vor: „Wenn a nicht akzeptiert bzw. befolgt wird, wird b realisiert“ - wobei unterstellt wird, daß für den Kommunikationsadressaten die Akzeptanz von a günstiger erscheint als die Realisierung von b.

Bei den Vermeidungsalternativen muß es sich nicht unbedingt um die Anwendung physischer Gewalt handeln. Ebenso kann für den Fall der Annahmeverweigerung mit Liebesentzug oder dem Arbeitsplatzverlust gedroht werden. Die Unbestimmtheit möglicher Vermeidungsalternativen erklärt die Formbarkeit und Plastizität des Machtmediums. Aus diesem Grunde läßt sich der Einsatz von Macht auch in den unterschiedlichsten Zusammenhängen, in Liebesbeziehungen, Familien, Schulklassen, Betrieben usw. beobachten. Im Vergleich zu anderen Vermeidungsalternativen verfügt physische Gewalt jedoch über spezifische Vorteile: Die Möglichkeit der Gewaltanwendung läßt sich nicht nur relativ einfach organisieren und zentralisieren, sondern auch eindrucksvoll darstellen; zudem kann physische Gewalt im Gegensatz zu anderen Vermeidungsalternativen fast universell, d.h. zur Deckung mehr oder weniger beliebiger Ziele verwendet werden. Diese Vorteile erklären, daß *politische Macht* in erster Linie auf physische Gewalt zurückgreift. Charakteristisches Merkmal des modernen (Territorial-)Staates ist nicht von ungefähr die Durchsetzung des Monopols physischer Gewaltanwendung. Daran ist nicht geknüpft, daß der Staat jederzeit Gewaltmittel, etwa durch Polizei oder Militär, zum Einsatz bringt. Staatliche Macht wird durch physische Gewalt gedeckt, d.h. der Staat benutzt physische Gewalt als (letztes) Drohmittel, ohne daß es stets zur Verwirklichung dieser Vermeidungsalternative kommt. Im Falle der unmittelbaren Gewaltanwendung liegt, streng genommen, überhaupt keine medienvermittelte Kommunikation mehr

vor. Von Macht als Erfolgsmedium läßt sich nur sprechen, solange der Einsatz von physischer Gewalt angedroht, nicht aber faktisch realisiert wird. Der tatsächliche Einsatz der Vermeidungsalternative folgt bereits nicht mehr der Struktur der medienvermittelten Kommunikation – (gewaltfundierte) Macht geht in (reine) Gewaltanwendung über.

Staatliche Macht droht für den Fall der Akzeptanzverweigerung mit Sanktionen, ohne ständig von physischer Gewaltanwendung Gebrauch zu machen. Zudem erfolgt auch die Androhung der Realisierung der Vermeidungsalternativen häufig nur indirekt. Es ist z.B. nicht notwendig, daß staatliche Handlungsaufforderungen stets von bewaffneten Polizisten überbracht und durchgesetzt werden. Zumeist genügt ein Hinweis darauf, wie staatliche Anweisungen gegebenenfalls erzwungen werden können. In der Regel geschieht dies durch die rechtliche Überformung staatlicher Weisungen. Für den Fall der Nichtbefolgung greifen bestimmte rechtliche Regulierungen, die ihrerseits dann mit den Mitteln physischer Gewalt durchgesetzt werden können. Insofern verweisen staatliche Macht und Rechtsformen wechselseitig aufeinander: Staatliche Macht streift sich ein Set rechtlicher Handlungsformen über und rechtliche Regulierungen sind umgekehrt durch die staatliche Kontrolle physischer Gewalt abgesichert.

Dem Gesagten zufolge ist Macht, wie indirekt auch immer, stets Drohmacht, stets an die (direkte oder indirekte) Androhung der Realisierung von Vermeidungsalternativen gebunden. Eine derartige Auffassung sieht sich dem – zumeist mit Hinweis auf Weber vorgebrachten – Einwand ausgesetzt, daß Macht, die sich allein auf physische Gewalt, Zwang und Unterdrückung stützt, nicht dauerhaft institutionalisiert werden könne. Für die fortlaufende Reproduktion sei vielmehr notwendig, daß die Machtunterworfenen dem Machtanspruch aufgrund von innerer Einsicht Folge leisten, sei notwendig, daß Macht zur *legitimen* Macht werde. Der Einwand trifft freilich nicht den Kern des zuvor Gesagten. Begreift man in der angegebenen Weise Macht als symbolisch generalisiertes Kommunikationsmedium, so wird damit gerade *keine* Aussage darüber getroffen, warum im jeweiligen Einzelfall eine Zustimmung zur Handlungsaufforderung erfolgt. Es wird also nicht ausgeschlossen, daß der Handlungsanweisung aufgrund der (Überzeugung in die) Legitimität der Entscheidung gefolgt wird, ebenso wenig wird ausgeschlossen, daß dies aufgrund der Gewaltandrohung geschieht. Der Begriffsvorschlag hält die Antwort auf die Frage nach den Annahmegründen offen. Behauptet wird, daß die *Annahmewahrscheinlichkeit* zunimmt, sobald ein Imperativ, eine Aufforderung oder Anweisung medial verstärkt, also mit dem Hinweis auf die Realisierung einer Vermeidungsalternative im Falle der Ablehnung versehen wird. Der Bescheid des Finanzamtes an den Einkommensempfänger, eine Steuernachzahlung vorzunehmen, mag auch aus Einsicht befolgt werden; offensichtlich ist die Administration aber gut beraten, die Annahmehancen mittels des Machtmediums zu erhöhen, also für den Fall der Nichtbefolgung bestimmte Rechtsfolgen vorzusehen, die gegebenenfalls erzwungen werden können.

Kommunikationsmedien wie Macht oder Geld erhöhen die Annahmewahrscheinlichkeit einer Kommunikation, aber sie stellen *keine* Akzeptanzgarantie dar. Auch medienvermittelte Kommunikation kann abgelehnt werden. Bereits sprichwörtlich ist die Erkenntnis, daß man mit Geld nicht alles kaufen kann, daß also geldvermittelte Angebote auch negiert werden kön-

nen. Nicht anders verhält es sich beim Machtmedium. Die Nicht-Akzeptanz bzw. Ablehnung einer Machtkommunikation ist selbstverständlich nicht ausgeschlossen. In diesem Fall sind mehrere mögliche Anschlüsse denkbar. Die (medial verstärkte) Handlungsaufforderung kann fallengelassen, also von den Nachfolgekommunikationen nicht wieder aufgegriffen werden, sie kann aber auch erneuert und mittels einer Veränderung bzw. Drohmittel bekräftigt werden und schließlich kann, wie gesehen, die Machtkommunikation durch die Realisierung der Vermeidungsalternative etwa in eine gewalttätige Auseinandersetzung transformiert werden. Sobald und solange das Kommunikationsmedium Macht zur Anwendung gelangt, erhöhen sich die Annahmehancen der Kommunikation, ohne daß Macht Akzeptanz garantieren könnte.

Die vorstehenden Bemerkungen bezogen sich ausschließlich auf symbolisch generalisierte Medien als soziale Einrichtungen der Erhöhung der Annahmewahrscheinlichkeit. Davon zu unterscheiden sind *Verfahren* als zweite Form der Akzeptanzsteigerung. Unter Verfahren werden hier institutionelle Arrangements, insbesondere diskursive Verhandlungsgremien verstanden, in denen die Entscheidungsbetroffenen unmittelbar an der Entscheidung beteiligt werden. Politische Wahlen lassen sich als ein Beispiel für ein politische Verfahren anführen. Davon lassen sich „modernere“ Formen der diskursiven, interaktiven Beteiligung der Entscheidungsbetroffenen unterscheiden. Insbesondere im Bereich der Umweltpolitik spielen diskursive oder kooperative Verfahren eine wichtige Rolle. Politik- und Rechtswissenschaftler zählen nicht von ungefähr das Kooperationsprinzip zu den tragenden Säulen des Umweltschutzes in Deutschland (vgl. Rengeling 1988; Grüter 1990). Als Beispiel für die Institutionalisierung diskursiver Verfahren kann etwa die im Bundesimmissionsschutzgesetz vorgesehene *organisierte Anhörung der beteiligten Kreise* angeführt werden. Ferner lassen sich die im Naturschutzrecht verankerte Beteiligung der (anerkannten) Naturschutzverbände, überhaupt die im allgemeinen Verwaltungsrecht formulierten Mitwirkungs- und Beteiligungsmöglichkeiten nennen. Darüber hinaus ist auf (privatrechtlich organisierte) *Ausschüsse zur technischen Regelung* zu verweisen, deren Regelwerke von der staatlichen Verwaltung – zwecks Verfahrensvereinfachung und Vereinheitlichung – zumeist übernommen bzw. anerkannt werden. Schließlich lassen sich auch alle Formen (formeller und informeller) Absprachen zwischen staatlichen und nicht-staatlichen, insbesondere wirtschaftlichen Akteuren hinzu rechnen.

Verfahren als institutionalisierte Formen der Entscheidungsbeteiligung der Entscheidungsbetroffenen können, wie vielfach notiert worden ist, die Akzeptanz bzw. Annahmewahrscheinlichkeit von kollektiv bindenden Entscheidungen erhöhen. Dies gelingt Verfahren durch eine (mehr oder weniger weitgehende) Partizipation. Dadurch, daß die Entscheidungsbetroffenen die Entscheidung direkt oder indirekt beeinflussen, also ihre Forderungen, Vorschläge und Wünsche einbringen können, sind sie häufig auch eher bereit, dem endgültigen Entscheidungsergebnis zuzustimmen. Im Falle von diskursiven Verfahren meint Partizipation nicht allein Entscheidungsbeteiligung, sondern zugleich Berücksichtigung einer Mehrzahl von Interpretationen des Entscheidungsproblems. Partizipation kann Lernprozesse in Richtung einer intersubjektiven Problemfassung, ja, in Richtung einer konsensuellen Lösung des Entschei-

dungsproblems auslösen (vgl. Vollmer 1997). Die Ausdifferenzierung und (relative) Autonomie institutionalisierter Verfahren stellt dabei eine Voraussetzung der Akzeptanzerzeugung dar. Zur Erhöhung der Annahmewahrscheinlichkeit einer Entscheidung tragen Verfahren vor allem durch die sukzessive Kondensation einer Entscheidung bei (vgl. Luhmann 1969, S. 27ff.). Verfahren entwickeln eine eigene Verfahrensgeschichte, wobei jede Äußerung oder Aktivität einen Beitrag zum endgültigen Verfahrensergebnis leistet. Das Verfahrensergebnis ist am Ende das scheinbar logische Resultat vieler Teilentscheidungen und damit Produkt der Handlungen aller Beteiligten. „Die Kunst der Verfahrensführung besteht darin, schlicht solange mit einer Entscheidung zu warten, bis genügend Festlegungen erfolgt sind, um eine Entscheidung als logische Konsequenz erscheinen zu lassen.“ (Vollmer 1996, 150)

Partizipation darf allerdings nicht mit Akzeptanz gleichgesetzt werden. Partizipation meint Beteiligung an Entscheidungsverfahren, Akzeptanz dagegen Zustimmung zu Entscheidungsergebnissen. Partizipation kann Akzeptanz befördern oder auslösen, kann aber auch das Gegenteil bewirken – die diskursive Berücksichtigung abweichender Meinungen und Auffassungen kann auch zu Verhärtung der Konfliktfronten führen. Ebenso wie Medien können somit auch Verfahren Akzeptanz nicht garantieren, sondern allenfalls befördern. Definiert man Verfahren als institutionalisierte Einrichtungen der Akzeptanzbeschaffung, so ist das Scheitern eines Verfahrens, also das Herbeiführen und Verdichten von Dissens, Streit und Konflikt, niemals auszuschließen. Vieles spricht dafür, daß die Wahrscheinlichkeit eines gelingenden Akzeptanzmanagements sich durch eine *faire* Ausgestaltung des Verfahrens erhöhen läßt.

Abschließend ist, wie bereits zuvor, auf einige methodologische und methodische Schlußfolgerungen hinzuweisen, die aus der Unterscheidung Medien/Verfahren resultieren. Eine Analyse des Akzeptanzgeschehens wird u.a. darauf zu achten haben, ob und welche akzeptanzfördernden Mechanismen zum Einsatz gebracht werden. Vor allem wird sie den Fragen nachzugehen haben, wie die Gewichtung zwischen den einzelnen Akzeptanzmechanismen ist und ob einzelne Akzeptanzmittel dominieren bzw. überhaupt nicht verwendet werden. Die medienanalytische Beschreibung, die sich für den Einsatz des Geld- und des Machtmediums interessiert, wird dabei weitgehend (bekannten) instrumententheoretischen Überlegungen folgen können. Beschreibungen der diskursiven Verfahren sind wiederum auf eine sequenzanalytische Vorgehensweise angewiesen, die die unterschiedlichen Formen einer sukzessiven Kondensation bzw. Verdichtung des Entscheidungsgeschehens analysiert.

5 Ausblick

Die wissenschaftliche Forschung zum Flußeinzugsgebietsmanagement wird gegenwärtig von naturwissenschaftlichen und (umwelt-)ökonomischen Arbeiten geprägt. Ohne die Erkenntnisse dieser Forschungsbeiträge schmälern zu wollen, bleiben doch aufgrund des disziplinspezifischen Zugriffs Fragen der Akzeptanz und der Partizipation bislang weitgehend unbearbeitet. Im Rahmen der Programm Vorbereitung, Programmformulierung und Implementation politischer Programme zum Schutz des Wassers und der Flüsse kommt diesen Fragen jedoch eine weitreichende Bedeutung zu (vgl. auch den Beitrag von Kabisch/Linke in diesem Bericht).

Um hier zu klareren Aussagen zu gelangen, gilt es in einem ersten Schritt, konzeptionelle Unklarheiten bzw. Unschärfen des Akzeptanz- und des Partizipationsbegriffs zu beseitigen und methodologisch-methodische Schritte für eine analytische Bestimmung faktischen Akzeptanzverhaltens zu erarbeiten. Der vorliegende Beitrag hofft, hierzu einige Überlegungen beitragen zu können. Damit ist der Forschungsbedarf zur genannten Thematik freilich noch nicht gedeckt. Im einem nächsten Schritt wäre das Gesagte auf bestimmte Anwendungsfelder zu übertragen und zu konkretisieren. Forschungspraktisch von besonderer Bedeutung sind dabei Analysen zur Umsetzung der *Wasserrahmenrichtlinie* (Rat der Europäischen Union 1999). Zu fragen wäre u.a. nach den Mechanismen und Managementformen, mit denen bei der Implementation der Richtlinie Akzeptanz befördert bzw. behindert wird, ferner danach, ob und inwieweit beim Vollzug der Richtlinie die vorgesehenen Informations- und Anhörungsmöglichkeiten der Öffentlichkeit (Artikel 17) faktisch auch realisiert werden. Weitergehende Analysen könnten in einem nächsten Schritt mit Hilfe vergleichender Untersuchungen *funktionale Äquivalente* der Akzeptanzherstellung und der Öffentlichkeitsbeteiligung aufzeigen, insbesondere Mechanismen eines umfassenden Akzeptanzmanagements und weitergehende, insbesondere diskursive Partizipationsmöglichkeiten.

Literatur

- Grüter, Manfred (1990): Umweltrecht und Kooperationsprinzip in der Bundesrepublik Deutschland. Düsseldorf
- Lucke, Doris (1995): Akzeptanz. Legitimität in der „Abstimmungsgesellschaft“. Opladen
- Lucke, Doris (1996): Legitimation durch Akzeptanz. Zur Subjektorientierung einer „systemischen“ Debatte. Zeitschrift für Rechtssoziologie 17, S. 221-248
- Luhmann, Niklas (1969): Legitimation durch Verfahren. Frankfurt/M.
- Luhmann, Niklas (1984): Soziale Systeme. Grundriß einer allgemeinen Theorie. Frankfurt/M.
- Luhmann, Niklas (1988): Macht. Stuttgart
- Luhmann, Niklas (1990): Die Wissenschaft der Gesellschaft. Frankfurt/M.
- Luhmann, Niklas (1997): Die Gesellschaft der Gesellschaft. Zwei Bände. Frankfurt/M.
- Rat der Europäischen Union (1999): Geänderter Vorschlag für eine Richtlinie des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik - gemeinsamer Standpunkt. Dokument 6404/99 ENV 68 PRO-COOP vom 2.3.99. Brüssel
- Rengeling, Hans-Werner (1988): Das Kooperationsprinzip im Umweltrecht. Köln u.a.
- Schneider, Wolfgang Ludwig (1994): Die Beobachtung von Kommunikation. Zur kommunikativen Konstruktion sozialen Handelns. Opladen
- Schneider, Wolfgang Ludwig (1995): Objektive Hermeneutik als Forschungsmethode der Systemtheorie. Soziale Systeme 1, S. 129-152
- Vollmer, Hendrik (1996): Akzeptanzbeschaffung: Verfahren und Verhandlungen. Zeitschrift für Soziologie 25, S. 147-164
- Vollmer, Hendrik (1997): Zur Akzeptanzorientierung des Verwaltungshandelns in Risikokonflikten. In: Hiller, Petra; Georg Krücken (Hg.): Risiko und Regulierung. Soziologische Beiträge zu Technikkontrolle und präventiver Umweltpolitik. Frankfurt/M., S. 11-38

Paradigmenwechsel in der Gewässerbewirtschaftung

Martin Oldiges

Institut für Umwelt- und Planungsrecht der Universität Leipzig

1 Einführung

Im April 1997 hat die Europäische Kommission einen Vorschlag für eine Richtlinie zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik – Wasserrahmenrichtlinie (WRR) – vorgelegt, der inzwischen als geänderter Vorschlag für eine Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates vom 17. Juni 1999 vorliegt; ein baldiges Inkrafttreten der Richtlinie ist zu erwarten. Mit dieser Richtlinie erfährt das geltende Gewässerrecht der Europäischen Gemeinschaft eine wesentliche Änderung. Während sich die bisherigen Richtlinien stets nur mit Einzelaspekten des Gewässerschutzes und der Wasserwirtschaft befaßten, legt die WRR in einem einheitlichen Handlungsrahmen die grundlegenden Prinzipien für eine Gewässerpolitik in der Gemeinschaft fest. Auf der Grundlage der WRR wird in den nächsten Jahren ein europaweit einheitliches Wasserbewirtschaftungssystem entstehen, das sich von dem gegenwärtig geltenden deutschen Wasserhaushaltsrecht nicht unerheblich unterscheidet (Holtmeier 1999). Im Vergleich mit dem deutschen Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts – Wasserhaushaltsgesetz (WHG) – in seiner jetzigen Fassung verfolgt die WRR einen in wesentlichen Teilen neuartigen konzeptionellen Ansatz, der bei seiner anstehenden Umsetzung in die nationale Rechtsordnung tiefgreifende Veränderungen bewirken und damit in mehrfacher Hinsicht zu einem Paradigmenwechsel führen wird.

Die WRR läßt nicht nur legislatorischen Anpassungsbedarf entstehen, sondern verlangt auch der Rechtswissenschaft begleitende Kommentierung und gutachterliche Unterstützung ab; das bezieht sich sowohl auf die anstehenden Gesetzgebungs- wie auch auf die nachfolgenden Vollzugsprozesse. Insbesondere dort, wo sich aufgrund der gemeinschaftsrechtlichen Vorgaben ein Systemwechsel im deutschen Wasserhaushaltsrecht abzeichnet, bedarf es rechtswissenschaftlicher Untersuchungen zu dessen Umfang, zu dessen Realisierungsbedingungen und zu dessen Konsequenzen. Die nachfolgend darzustellenden Paradigmenwechsel markieren darum zugleich auch rechtswissenschaftlichen Forschungsbedarf. Wegen des Einbezuges des Forschungsgegenstandes in hydrologische und sozioökonomische Zusammenhänge empfiehlt sich ein interdisziplinär vernetzter Forschungsansatz.

Ein rechtswissenschaftlicher Forschungsbedarf erwächst – thesenhaft vorab formuliert – im Zusammenhang mit folgenden Regelungsbereichen der WRR:

- (1) Die sachlich räumliche *Ausrichtung der künftigen Gewässerbewirtschaftung an Flußeinzugsgebieten und Flußgebietseinheiten* erfordert ein neues Konzept der wasserrechtlichen Verwaltungsorganisation.
- (2) Der sogenannte *kombinierte Ansatz* der WRR im Gewässerschutz läßt gleichwohl eine verstärkte *Tendenz zum Immissionskonzept* erkennen und greift das deutsche Konzept der Emissionsorientierung nur begrenzt auf.

- (3) Die in der WRR vorgesehene *Bewirtschaftungsplanung* ist mit den ebenfalls geforderten *Maßnahmenprogrammen* verzahnt; sie richtet sich auf eine sukzessive Erreichung von *Qualitätszielen* und dient nicht wie nach deutschem Recht als Basis für ein Bewirtschaftungsermessen.
- (4) Das Konzept *kostendeckender Belastung der Wassernutzung* erfordert wegen seiner Einbeziehung externer ökologischer Kosten neue methodische Ansätze zu einer erschöpfenden Kostenfeststellung und -bewertung.
- (5) Die *Einbeziehung der Öffentlichkeit in die Bewirtschaftungsplanung* bedarf der Entwicklung neuer Verfahren der Information und Kommunikation.

Dies soll nachfolgend verdeutlicht werden.

2 Einzelbereiche des Paradigmenwechsels

2.1 Gewässerbewirtschaftung in Flußgebietseinheiten

Als wohl auffälligste Änderung des gegenwärtigen Systems nimmt die WRR eine räumlich-hydrographische Strukturierung der künftigen Gewässerbewirtschaftung vor. Sie orientiert sich mit ihrem Schutz- und Bewirtschaftungsinstrumentarium an sogenannten *Einzugsgebieten*, die nach ihrer Definition in Art. 2 Nr. 9 WRR als Gebiete bestimmt sind, aus welchen über Ströme, Flüsse und möglicherweise Seen der gesamte Oberflächenabfluß an einer einzigen Flußmündung, einem Ästuar oder Delta ins Meer gelangt. Die Mitgliedsstaaten der EU bestimmen nach Art. 3 Abs. 1 Satz 1 WRR die einzelnen Einzugsgebiete innerhalb ihres jeweiligen Hoheitsgebietes; weiterhin ordnen sie diese Einzugsgebiete zum Zwecke der Bewirtschaftung jeweils einer *Flußgebietseinheit* zu. Diese Flußgebietseinheiten geben die organisatorische Struktur vor, in der Gewässerschutz und Gewässerbewirtschaftung – das Flußgebietsmanagement – stattfinden. Nach ihrer Definition in Art. 2 Nr. 11 WRR stellen Flußgebietseinheiten diejenigen Land- oder Meeresgebiete dar, die aus einem oder mehreren benachbarten Einzugsgebieten und den ihnen zugeordneten Grundwässern bestehen und die als Haupteinheiten für die Bewirtschaftung von Einzugsgebieten dienen.

Mit dem Begriff „Flußgebietseinheit“ wird also der auf hydrographische Weise bestimmte Wirtschaftsraum bezeichnet, auf den die zum Gewässerschutz erforderlichen Bewirtschaftungsmaßnahmen bezogen sind. Ob damit zugleich auch eine Aussage über Verwaltungsstrukturen und über den räumlich-kompetenziellen Umgriff von Verwaltungseinheiten getroffen wird, ist strittig. Nach Art. 3 Abs. 2 WRR sorgen die Mitgliedsstaaten für *geeignete Verwaltungsmaßnahmen* einschließlich der Bestimmung der jeweils zuständigen Behörde, um die Anwendung der Richtlinie für alle in ihrem Hoheitsgebiet liegenden Flußgebietseinheiten sicherzustellen. Diese Formulierung wird verschiedentlich – zumal noch unter Heranziehung ihrer Entstehungsgeschichte und des englischen und französischen Paralleltextes – als eine verfassungsrechtlich fragwürdige Verpflichtung zur Schaffung von Verwaltungsstrukturen verstanden, die sich unabhängig von kommunalen und bundesstaatlichen Kompetenzbereichen allein an hydrographischen Gegebenheiten auszurichten hätten (Breuer 1997, 1998). Richtiger erscheint indes die Ansicht, die in den Flußgebietseinheiten lediglich den sachlich-

räumlichen, also materiellrechtlichen Ordnungsrahmen für Bewirtschaftungsmaßnahmen erblickt, während die Bestimmung von Behörden und Kompetenzen Sache der einzelnen Mitgliedsstaaten ist (Seidel 1998). Sie sind lediglich gehalten „durch geeignete Verwaltungsmaßnahmen“ eine auf die jeweilige Flußgebietseinheit bezogene Gewässerbewirtschaftung sicherzustellen. Inhaltliche Vorgaben zur Etablierung einer neu strukturierten, in ihrer räumlichen Gliederung hydrographischen Gegebenheiten folgenden Organisation staatlicher Gewässerverwaltung folgen hieraus nicht (vgl. auch Bosenius 1998).

Gleichwohl bilden die zu schaffenden Flußgebietseinheiten das *organisatorische Raster*, das die WRR über die künftige Gewässerbewirtschaftung legt. Die Mitgliedsstaaten sind nach Art. 3 Abs. 1 WRR zur Bildung der Flußgebietseinheiten verpflichtet; weiterhin haben sie nach Art. 5 Abs. 1 WRR i. V. m. den Anlagen II und IIIa für jede Flußgebietseinheit in ihrem Hoheitsgebiet nach einheitlichen Merkmalen eine Zustandsbeschreibung zu erstellen, die anthropogenen Belastungen von Oberflächengewässern und Grundwasser zu bestimmen und ihre Auswirkungen zu würdigen sowie eine wirtschaftliche Analyse des Wassergebrauchs im jeweiligen Einzugsgebiet vorzunehmen. Auf der Basis dieser Erkenntnisse sowie der weiterhin zu erstellenden Verzeichnisse der Schutzgebiete (Art. 5a WRR) und der Gewässer zur Entnahme von Trinkwasser (Art. 6 WRR) werden für jede Flußgebietseinheit nach Art. 13 WRR Maßnahmenprogramme festgelegt und nach Art. 16 WRR Bewirtschaftungspläne (Flußgebietspläne) erstellt. Art. 3 Abs. 3a WRR schließlich fordert, daß alle Maßnahmenprogramme sowie die sonstigen Anforderungen zur Erreichung der Umweltziele nach Art. 4 WRR in bezug auf die jeweilige Flußgebietseinheit koordiniert werden.

Art. 3 Abs. 2 WRR verlangt nun von den Mitgliedsstaaten, durch geeignete Verwaltungsmaßnahmen eine sachlich auf Flußgebietseinheiten bezogene Gewässerbewirtschaftung sicherzustellen. Auch und gerade wenn dieses Gebot nicht die Etablierung einer ausschließlich hydrographisch bestimmten und alle sonstigen strukturellen Vorgaben negierenden Organisation der aquatischen Fachverwaltung verlangt, muß doch eine Kompatibilität zwischen dem angestrebten Flußgebietsmanagement und den vorfindlichen kommunalen und staatlichen Verwaltungsstrukturen hergestellt werden. Die Problematik dieser Aufgabe ergibt sich dabei aus dem Umstand, daß die administrativen Kompetenzbereiche von Ländern und Gemeinden teilweise unverrückbar verfassungsrechtlich festgeschrieben sind. Die Verwaltungskompetenz der Länder ergibt sich – nicht nur in ihrem Verhältnis zum Bund, sondern auch gegeneinander – aus ihrer je eigenen Staatlichkeit und aus den Art. 83 ff. GG; die Gemeinden können sich gegenüber dem Land auf ihr in Art. 28 Abs. 2 GG sowie landesverfassungsrechtlich garantiertes Selbstverwaltungsrecht berufen. Diese Abgrenzungen kommen grundsätzlich auch bei der Wasserhaushaltsverwaltung und bei der Bewirtschaftung aquatischer Räume zum Tragen.

In den ausdifferenzierten Kompetenz- und Verwaltungsbereichen artikulieren sich in aller Regel auch unterschiedliche Bewirtschaftungsinteressen. Eine künftige Flußgebietsplanung hat darum vor allem lokale und regionale Koordinations- und Priorisierungsaufgaben zu erfüllen (Gerlinger und Ludwig 1999). Das wird erleichtert, wenn die hydrographisch geprägten Strukturen von Flußeinzugsgebieten und die staatlich-kommunalen Verwaltungsstrukturen wechselseitig einander angenähert werden.

Was die *Flußgebietsplanung* betrifft, läßt sich in Deutschland jetzt schon in Ansätzen eine räumlich-hierarchische Stufung in der Planung und Bewirtschaftung aquatischer Räume erkennen; sie erstreckt sich von Aktionsprogrammen für gesamte Stromsysteme über wasserwirtschaftliche Rahmenpläne (§ 36 WHG) für große Einzugsgebiete bis zu Bewirtschaftungsplänen (§ 36b WHG) für einzelne Gewässer. Hieran anknüpfend kann auch die Flußgebietsplanung mehrstufig gegliedert werden (Gerlinger und Ludwig 1999; Holtmeier 1999). Die WRR erlaubt neben der auf weiträumige Einzugsgebiete bezogenen Flußgebietsplanung auch Teilgebietsplanungen, die sich an dem hierarchischen System der Teilgewässer orientieren können. Die Planungen auf den unteren Stufen der Planungshierarchie können die lokalen und regionalen Bewirtschaftungsinteressen besser aufgreifen, artikulieren und sie prioritär koordinieren, während die höherstufige, überregionale Planung der übergeordneten Integration dient.

Ein solchermaßen gegliedertes System der Flußgebietsplanung fügt sich – jedenfalls auf seiner unteren Stufe – in den *staatlich-kommunalen Verwaltungsaufbau* leichter ein (Gerlinger und Ludwig 1999). Im einzelnen haben die Länder die Zuständigkeiten bei der Flußgebietsplanung festzulegen. Dabei kommt eine rein staatliche Lösung in Betracht, bei der auch die Aufstellung kleinräumiger Bewirtschaftungspläne in die ausschließliche Kompetenz staatlicher oder unter staatlicher Weisung stehender kommunaler Behörden fällt. Weiterhin können auch Wasserwirtschaftsverbände herangezogen werden, wie sie etwa in Nordrhein-Westfalen auf jeweils eigener gesetzlicher Grundlage schon seit langem bestehen (Breuer 1998). In Frage kommt schließlich noch die Bildung spezieller, einzugsgebietsbezogener Wasserverbände, insbesondere auf der Grundlage des Gesetzes über Wasser- und Bodenverbände – Wasserverbandsgesetz (WVG) – i. V. m. entsprechenden landesrechtlichen Ergänzungen. Bei dieser Lösung könnten über Staat und Gemeinden hinaus auch sonstige Beteiligte, soweit sie an der Durchführung wasserwirtschaftlicher Maßnahmen teilhaben, als Verbandsmitglieder (vgl. § 4 WVG) einbezogen werden (Holtmeier 1999). Wasserverbände auf der Grundlage des WVG können auch über Ländergrenzen hinweg gebildet werden (Rapsch 1993, S. 10). Im übrigen bedarf eine grenzübergreifende Flußgebietsplanung jedoch in aller Regel einer durch Staatsvertrag oder Verwaltungsabkommen der beteiligten Länder gestützten Kooperation.

Weitere Aussagen über geeignete Organisations- und Trägerstrukturen für die künftige Flußgebietsplanung können gegenwärtig noch nicht gemacht werden. Hier hängt viel davon ab, in welcher Weise die Aufgabennormen der Art. 13 und 16 WRR – Maßnahmenprogramme und Bewirtschaftspläne – vom Bundesgesetzgeber und den einzelnen Landesgesetzgebern in nationales Recht umgesetzt werden. Hier müssen dann detailliertere rechtswissenschaftliche Untersuchungen ansetzen.

2.2 Gemeinschaftsrechtliches Bewirtschaftungskonzept

Ein weiterer rechtswissenschaftlicher Forschungsbedarf ergibt sich aus dem Umstand, daß die WRR ein Bewirtschaftungskonzept verfolgt, das jedenfalls tendenziell von dem deutschen abweicht. Das deutsche Wasserrecht basiert, was die Bewirtschaftung von Oberflächengewässern betrifft, auf einem System von *Emissionsgrenzwerten*, die flächendeckende Geltung

beanspruchen. Die verantwortlichen Behörden sind verpflichtet, diesen Emissionsstandard bei der Gestattung von Benutzungen, insbesondere bei der Erlaubnis von Einleitungen, durchzusetzen. Dieser schadstoffbezogene Ansatz realisiert zugleich das *Verursacherprinzip*, denn er richtet sich mit seiner restriktiven Zielsetzung an den jeweiligen Urheber der Wasserverschmutzung. Weiterhin ermöglicht er eine vorsorgeorientierte Regelung, indem er, wie es denn § 7a WHG auch ausdrücklich tut, die Möglichkeit schafft, der Bestimmung der Emissionsgrenzwerte den Stand der Technik zugrunde zu legen. Insgesamt dominiert im Bewirtschaftungskonzept des deutschen Wasserhaushaltsrechts also das Emissionsprinzip, während das Immissionsprinzip demgegenüber eher als einzelfallbezogenes Korrektiv wirkt: Es beruht auf dem Bewirtschaftungsermessen, das den zuständigen Behörden bei der Entscheidung über wasserrechtliche Gestattungen eingeräumt ist. Es erlaubt, im Bedarfsfall bei einzelnen Gewässern – insbesondere nach Maßgabe von Bewirtschaftungsplänen nach § 36b WHG – zur Erzielung besonderer Gewässerqualitäten auch höhere Anforderungen an Einleitungen zu stellen.

Demgegenüber dominiert beim Bewirtschaftungskonzept der WRR das *Immissionsprinzip*. Die WRR stellt mit ihrem Art. 4 nicht Emissionsstandards, sondern Umweltziele in den Mittelpunkt ihrer Regelung; sie sollen durch eine schrittweise Durchführung von Maßnahmen nach Art. 13 WRR, also durch die sukzessive Realisierung flußgebietsbezogener Maßnahmenprogramme verwirklicht werden. Umweltziele im Sinne des Art. 4 WRR sind bei Oberflächengewässern die Vermeidung einer Verschlechterung ihres Zustandes und ihrer Sanierung mit dem Sanierungsziel eines „guten Zustandes“; entsprechendes gilt für das Grundwasser. Was als „guter Zustand“ zu gelten hat, wird in Art. 2 Nr. 14 und 16 WRR definiert und im Anhang V nach verschiedenen Parametern detailliert aufgeschlüsselt. Das jeweilige Etappenziel auf dem Weg zu einem „guten Zustand“ wird in Maßnahmenprogrammen nach Art. 13 WRR festgeschrieben und in den Bewirtschaftungsplänen nach Art. 16 WRR ausgewiesen. Insgesamt ist das gemeinschaftsrechtliche Bewirtschaftungskonzept also durch das Zusammenspiel von flußgebietsbezogener Zielvorgabe und Maßnahmenprogramm geprägt; generelle Emissionsstandards, die normativ das Geschehen bei Einleitungen in Gewässer steuern, kommen hierbei nicht vor. Insoweit wird auch das Verursacherprinzip nicht aktiviert.

Die in Art. 4 WRR erkennbare Distanzierung des gemeinschaftsrechtlichen Bewirtschaftungskonzepts von Emissionsstandards hat auch – gegenwärtig noch nicht ganz überschaubare – Konsequenzen für die Umsetzung des *Vorsorgeprinzips*. Zwar enthält auch die Qualitätszielvorgabe des „guten Zustandes“ der Gewässer durchaus Elemente der Vorsorge, indem sie durch Postulierung eines relativ hohen Qualitätsniveaus den Gemeinden einen Renaturierungsstandard sichert, der über das vom Schutzprinzip Gebotene hinausgeht. Andererseits wirken zustandsbezogene Zielvorgaben – zumal dann, wenn sie flächendeckend einheitlich postuliert werden – eher statisch; ihnen fehlt die Schutzdynamik der an den sich entwickelnden Stand der Technik anknüpfenden Emissionsgrenzwerte. Wieweit mit dem gemeinschaftsrechtlichen Ansatz letztlich bisherige Qualitätsniveaus unterschritten werden, bedarf künftiger Untersuchungen.

Andererseits zieht sich die WRR nicht vollständig aus dem Emissionsprinzip zurück; nach Art. 12 a verfolgt sie vielmehr einen „kombinierten Ansatz“ (vgl. Seidel 1998, Breuer 1998; Bosenius 1998). Er bedeutet, daß neben den verbindlich festgeschriebenen Umweltzielen auch Emissionsgrenzwerte gelten und Emissionskontrollen auf der Grundlage der besten verfügbaren Techniken durchgeführt werden sollen; dabei wird auf verschiedene vorhandene Richtlinien, darunter die IVU-Richtlinie, sowie auf spätere, nach Art. 21 WRR noch zu erlassende Richtlinien verwiesen. Damit wird die Gewässerbewirtschaftung indes noch nicht signifikant auf den Boden eines Emissionskonzepts gestellt. Soweit auf Schadstoffregelungen der Gemeinschaft verwiesen wird, handelt es sich lediglich um eine enge sektorale Heranziehung. Das Regelungssystem der IVU-Richtlinie gilt nur für Großanlagen, und die Festlegung gemeinschaftlicher Emissionsgrenzwerte steht nach Art. 18 IVU-Richtlinie unter dem Vorbehalt, daß ein Bedürfnis zu gemeinschaftlichem Handeln besteht. Maßnahmen nach Art. 21 WRR schließlich sind an eine Prioritätenliste gefährlicher Stoffe geknüpft und werden nach Art. 21 Abs. 5 WRR durch die Gesichtspunkte der Kostenwirksamkeit und Verhältnismäßigkeit sowie durch sektorale, insbesondere branchenabhängige Modifikationen relativiert (Breuer 1998, Seidel 1998, Holtmeier 1999).

2.3 Flußgebietsplanung und Maßnahmenprogramme

Das gemeinschaftsrechtliche Konzept der Gewässerbewirtschaftung soll nach Art. 16 WRR auf einzugsgebietsbezogenen Bewirtschaftungsplänen beruhen. Diese neue *Flußgebietsplanung* unterscheidet sich von den bisher in Deutschland üblichen Formen der wasserwirtschaftlichen Planung (§§ 36 ff. WHG) mitsamt den ebenfalls einschlägigen Reinhalteordnungen (§ 27 WHG) und den Abwasserbeseitigungsplänen (§ 18 a Abs. 3 WHG) nicht unerheblich. Zwar kann insoweit durchaus auf Erfahrungen zurückgegriffen werden, doch wird mit der Flußgebietsplanung auch Neuland betreten; dem wird das rechtswissenschaftliche Interesse Rechnung zu tragen haben (Holtmeier 1999).

Reinhalteordnungen haben das Ziel, den Schadstoffeintrag in Oberflächengewässer zu steuern und stehen damit ebenso wie die eher standort- als maßnahmebezogenen Abwasserbeseitigungspläne hinter den anspruchsvollen Flußgebietsplänen durchaus zurück. Dem wasserwirtschaftlichen Rahmenplan (§ 36 WHG) mangelt es demgegenüber an Detailbezug; er ist auf die Gesamtheit der menschlichen Lebensbedürfnisse ausgerichtet und schließt auch die Bedürfnisse der Erholung, der Landschaftspflege und des Städtebaus ein; im übrigen besitzt er als bloße Richtlinie nicht einmal behördeninterne Verbindlichkeit.

Am weitesten kommen die Bewirtschaftungspläne nach § 36 b WHG den gemeinschaftsrechtlichen Flußgebietsplänen entgegen. Allerdings werden sie nicht einzugsgebietsbezogen, sondern lediglich im wasserwirtschaftlichen Bedarfs- oder Gefährdungsfall aufgestellt; der flächendeckende Charakter der künftigen Flußgebietsplanung geht ihnen ab. Auch halten sie sich räumlich an die Verwaltungsgrenzen der jeweils für sie zuständigen Instanzen und können schon deshalb die künftig gewünschte Einzugsgebietsorientierung nicht leisten. Als Verwaltungsvorschriften entfalten sie zwar behördeninterne Rechtsverbindlichkeit (Kloepfer 1998, S. 875), doch reicht das nicht aus, um die gemeinschaftsrechtlich gewünschte Außenwirksamkeit zu gewährleisten (Holtmeier 1999). Das gravierendste Defizit der

gegenwärtigen Bewirtschaftungsplanung liegt in ihrer Beschränkung auf einen jeweiligen Gewässergütestandard, auf dessen Erreichung die erforderlichen wasserwirtschaftlichen Maßnahmen bezogen werden. Die WRR setzt dieser schadstofforientierten Bewirtschaftung ein *System integrierter Flußgebietsplanung* entgegen, die als Qualitätskomponenten für die Einstufung des ökologischen Zustandes nicht allein die Schadstofffracht heranzieht, sondern integrativ neben biologischen, chemischen und physikalisch-chemischen auch hydromorphologische Komponenten heranzieht (vgl. Anhang V der Richtlinie; weiterhin Seidel 1998).

Noch ein weiterer Unterschied ist zwischen herkömmlicher Bewirtschaftungsplanung und künftiger Flußgebietsplanung zu beobachten. Der Bewirtschaftungsplan nach § 36b WHG bestimmt behördenintern verbindlich für den jeweiligen Planbereich einen Gewässergütestandard, der als Manifestation des behördlichen *Bewirtschaftungsermessens* nach § 36b Abs. 5 WHG den weiteren behördlichen Entscheidungen zugrunde gelegt wird. Im Flußgebietsplan werden nach Art. 16 Abs. 3 WRR i. V. m. Anlage VII die Umweltziele gemäß Art. 4 WRR sowie die Maßnahmenprogramme nach Art. 13 WRR ausgewiesen, mit denen den Vorgaben des Art. 4 Abs. 1 WRR entsprechend stufenweise die Umweltziele verwirklicht werden sollen. Die Flußgebietspläne sind also inhaltlich mit den Maßnahmenprogrammen und deren Stufenplan zur Verwirklichung des Umweltqualitätsziels eines „guten Zustandes“ der Gewässer verzahnt, unterliegen also letztlich dem von der WRR selbst vorgegebenen Gütestandard. Ein eigenes Bewirtschaftungsermessen der Planungsbehörden manifestiert sich in den Flußgebietsplänen nicht (Holtmeier 1999).

2.4 Kostendeckende Belastung der Wassernutzung

Im Umweltrecht wird seit längerem über die Ergänzung oder gar Ersetzung des ordnungsrechtlichen Instrumentariums durch *ökonomische Steuerungsmechanismen* diskutiert. Im Wasserrecht sind mit der Abwasserabgabe und dem Wasserentnahmeentgelt, weiterhin auch durch Abgaben auf bestimmte Düngemittel Ansätze zu einer ökonomischen Steuerung vorhanden. Auch das gemeinschaftsrechtliche Bewirtschaftungskonzept der WRR schließt eine abgabenrechtliche Belastung und Steuerung der Wassernutzung ein. Art. 12 WRR verpflichtet die Mitgliedsstaaten, ihre Abgabenregelungen unter Zugrundelegung des Verursacherprinzips nach dem Grundsatz der Deckung der Kosten für Wassernutzung zu gestalten. Ergänzend wird in Art. 5 Abs. 1 WRR i. V. m. Anlage III a für jede Flußgebietseinheit eine wirtschaftliche Analyse des Wassergebrauchs angeordnet; sie soll die Grundlage für die Berechnung der umzulegenden Kosten abgeben. „Wassernutzung“ im Sinne dieser Bestimmungen ist nach der Definition des Art. 2 Nr. 32 WRR die Entnahme, die Verteilung und der Verbrauch sowie die sonstige wirtschaftliche Nutzung von Oberflächen- oder Grundwasser, weiterhin auch die Emission von Schadstoffen in Oberflächengewässer. „Wassergebrauch“ bedeutet nach Art. 2 Nr. 32a WRR jede Handlung mit signifikanter Auswirkung auf den Wasserzustand.

Diese Regelungen stellen die wasserwirtschaftliche Praxis in den Mitgliedsstaaten allgemein wie auch in Deutschland im besonderen vor schwierige neue Aufgaben. Die Besonderheit des neuen Ansatzes besteht darin, daß erstmalig neben den wasserwirtschaftlichen auch die volkswirtschaftlichen und ökologischen Kosten erfaßt und den betrieblichen Kalkulatio-

nen der Wassernutzer internalisiert werden sollen (Seidel 1998). Art. 12 Abs. 1 WRR macht dies deutlich, indem er ausdrücklich auch auf die *umwelt- und ressourcenbezogenen Kosten* abstellt. Dieser erweiterte Ansatz bereitet nun insofern Schwierigkeiten, als ein ausgereiftes System zur Erfassung und Bewertung der Kosten wasserwirtschaftlicher Vorgänge und ihrer gesamtökologischen Wirkungen bisher kaum existiert (Bosenius 1998). Auch ist jedenfalls dem deutschen Umweltrecht das Instrument der Kosten-Nutzen-Analyse, die einer verursachergerechten Abgabelösung zugrunde zu legen wäre, noch weitgehend unbekannt. Weiterhin muß noch geklärt werden, wie die Belastungen aus diffusen Quellen in das Berechnungssystem eingebracht werden können. Da aus solchen Quellen stammende Beeinträchtigungen der Wasserqualität nicht stets – wie etwa im Hinblick auf Düngemittel – bestimmten Verursachern zugerechnet werden können, treffen Reinigungskosten ggf. kostenpflichtige, die sie nicht verursacht haben. Insgesamt bleibt auch zu klären, welchen methodischen Standards die Kostenberechnung zu folgen hat und welchen Beurteilungsspielraum die zuständigen Behörden besitzen sollen.

2.5 Einbeziehung der Öffentlichkeit

Die gemeinschaftsrechtliche Flußgebietsplanung soll nach Maßgabe des Art. 17 WRR unter umfassender aktiver Einbeziehung der Öffentlichkeit einschließlich der Nutzer vonstatten gehen. Damit wird den Mitgliedsstaaten die Etablierung eines entsprechenden Systems der *Information und Kommunikation* aufgegeben, das in die jeweilige nationale Verfahrensrechtsordnung einzufügen ist (Gerlinger und Ludwig 1999). Die Richtlinie gibt, was die Information der interessierten Stellen betrifft, in wesentlichen Teilen bereits selbst vor, was öffentlich zugänglich gemacht werden soll und welche Auslegungs- und Stellungnahmefristen gelten sollen. Doch auch insoweit ist noch nicht alles geregelt, insbesondere bedarf es noch der Klärung, in welchem Umfang der vorgesehene Zugang zu Hintergrunddokumenten und Hintergrundinformationen zu gewähren ist.

Die interessierte Öffentlichkeit ist als Partner der planenden Verwaltung zunächst einmal amorph. Für einen praktikablen Umgang mit der Öffentlichkeit müssen *Strukturen* entwickelt werden; hierzu sollte an die ebenfalls schon vorgeschlagene räumlich-hierarchische Gliederung der Flußgebietsplanung selbst angeknüpft werden. So liegt es nahe, eine Öffentlichkeitsbeteiligung vor allem für lokale Flußgebietspläne vorzusehen (Gerlinger und Ludwig 1999); im übrigen wäre eine Beteiligung von Verbänden zu erwägen. Weiterhin bedarf es noch der Klärung, was unter der „aktiven Beteiligung“ der interessierten Stellen zu verstehen ist. Jedenfalls das nationale Recht muß Aussagen darüber treffen, ob Einwendungen und Anregungen nur eine verfahrensrechtliche oder auch eine materielle Wirkung besitzen sollen (Seidel 1998).

3 Umsetzungsprobleme

Die Umsetzung der gemeinschaftsrechtlichen Richtlinie in das deutsche Recht muß Rücksicht auf die grundgesetzlich vorgegebene Verteilung der *Gesetzgebungskompetenzen* nehmen. Nach Art. 75 Abs. 1 S. 1 Nr. 4 GG besitzt der Bund im Bereich des Wasserhaushalts nur die

Befugnis zum Erlaß von Rahmengesetzen. Diese Befugnis steht nach Art. 75 Abs. 1 S. 1 i. V. m. Art. 72 Abs. 2 GG nur dann und nur insoweit, wenn und wie für eine bundesgesetzliche Regelung zum Zwecke der Herstellung gleichwertiger Lebensverhältnisse im Bundesgebiet oder zur Wahrung der Rechts- oder Wirtschaftseinheit im gesamtstaatlichen Interesse ein Bedürfnis besteht; das wird für jede in Frage kommende Anpassungsregelung im WHG zu prüfen sein. Überdies dürfen Rahmenvorschriften nach Art. 75 Abs. 2 GG nur in Ausnahmefällen in Einzelheiten gehende oder unmittelbar geltende Regelungen enthalten. Letztlich wird also ein abgestimmtes Vorgehen des Bundes- und der Landesgesetzgeber erforderlich sein (Gerlinger und Ludwig 1999; Holtmeier 1999).

Der neu in das WHG eingefügte § 6a ermöglicht zwar der Bundesregierung, mit Zustimmung des Bundesrates bindende Beschlüsse der Europäischen Gemeinschaft über die Bewirtschaftung von Gewässern nach den Grundsätzen des § 1a Abs. 1 WHG *durch Rechtsverordnung* in das deutsche Recht umzusetzen. Dieser Weg ist verfassungsrechtlich indes überaus bedenklich (Holtmeier 1999). Einerseits bestehen ernsthafte Zweifel an der nach Art. 80 Abs. 1 GG gebotenen Bestimmtheit der Verordnungsermächtigung des § 6a WHG. Im übrigen kann diese Vorschrift dem Bund nicht mehr an Regelungskompetenz verschaffen, als ihm nach der Verteilung der Gesetzgebungskompetenzen zusteht (Oldiges 1998, S. 60). Der mühselige Weg der koordinierten Bund-Länder-Gesetzgebung bleibt der Bundesrepublik Deutschland darum wohl nicht erspart.

Literatur:

- Bosenius, K. (1998): Der Entwurf einer EG-Wasserrahmenrichtlinie – Die Sicht der Beratungen auf europäischer Ebene. NVwZ 1998, S. 1039.
- Breuer, R. (1997): Die Fortentwicklung des Wasserrechts auf europäischer und deutscher Ebene. DVBl. 1997, S. 1211
- Breuer, R. (1998): Der Entwurf einer EG-Wasserrahmenrichtlinie. NVwZ 1998, S. 1001
- Gerlinger, K.; Ludwig, K. (1999): Aspekte der Flußgebietsplanung gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie. Wasser und Abfall 1999, S. 22
- Holtmeier, E.L. (1999): Umsetzung der EG-Wasser-Rahmen-Richtlinie (WRR). ZfW 1999, S. 69
- Kloepfer, M. (1998): Umweltrecht. 2. Auflage
- Oldiges, M. (1998): Gesetzgebungskompetenzen im Wasserwirtschaftsrecht – Zur Frage der Reformbedürftigkeit. In: Oldiges (Hrsg.): Aktuelle Probleme des Gewässerschutz- und Abwasserrechts
- Rapsch, A. (1993): Wasserverbandsrecht
- Seidel, W. (1998): Die geplante Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Gemeinschaft. UPR 1998, S. 436

Rechtliche Grundlagen für eine nachhaltige Wasserwirtschaft: Gewässerschutz und Wasserkraft als Zielkonflikt ?

Philipp Strohmeier

Fließgewässer gehören heute in Mitteleuropa zu den gefährdetsten Lebensräumen. Nach der deutlichen Verbesserung der saprobiellen Belastung der Fließgewässer in den vergangenen zwei Jahrzehnten rückt heute immer mehr die strukturelle Degradation und Beeinträchtigung der Gewässer in den Blickpunkt von Forschung und Politik. Neben der Zerstörung von Lebensräumen durch Begradigung und Ausbau von ca. 90% der Fließgewässer ist die Anlage von Staubauwerken mit der Zerstörung der horizontalen und lateralen Vernetzung als einem wesentlichen Element der Gewässerökologie ein Kernproblem des heutigen Fließgewässer-managements.

In Oberfranken, dem nördlichen Teil Bayerns, wurden verschiedene Fließgewässer auf der Ebene von Einzugsgebieten auf ihre biologische Durchgängigkeit hin untersucht und bewertet. In die Erhebung mit einbezogen wurde die Nutzungsform und die rechtliche Situation der jeweiligen Anlagen. Für die Einzugsgebiete wurde ein Maßnahmenkonzept mit ökologischer Prioritätenabstufung und Beurteilung der technischen und rechtlichen Machbarkeit erarbeitet.

Mit dem Wasserhaushaltsgesetz, dem Bayerischen Wassergesetz, dem Bayerischen Fischereigesetz, dem Bundesnaturschutzgesetz, dem Bayerischen Naturschutzgesetz sowie den dazugehörigen Verordnungen liegt eine Reihe von einschlägigen Rechtsvorschriften vor, auf die im Prinzip die Realisierung von Maßnahmen zum Ausgleich oder Aufhebung der schwerwiegenden Beeinträchtigungen gestützt werden könnte. Daneben ist die Wiederherstellung des Biotopverbundes (der vielleicht nirgendwo so grundlegende Bedeutung hat, wie im Falle von Fließgewässern) in Bayern wiederholtes politisches Bekenntnis (z.B. Wasserwirtschaftlicher Rahmenplan, Landesentwicklungsprogramm).

Die tiefgehende Analyse der einschlägigen Rechtsvorschriften sowie deren Auslegungspraxis deckt nicht nur erhebliche Vollzugsdefizite und Widersprüche auf, sondern weist auch auf deutliche Zielkonflikte innerhalb des Naturschutzes sowie zwischen unterschiedlichen gesellschaftlichen Interessen hin. Ohne eine Reform bzw. Anpassung einiger, aus älterer Zeit stammender, Rechtsvorschriften oder aber einer Änderung der Auslegungspraxis wird das Ziel eines flächendeckenden aquatischen Biotopverbundes eine Utopie bleiben. Die Auslegungspraxis spiegelt aber – möglicherweise mit einiger „Inkubationszeit“ – einen gesellschaftlichen Wertekonsens wieder, was die sozioökonomische Bedeutung der Problematik verdeutlicht.

Die gegenwärtigen Probleme für die Gewässerökologie unter morphologischen und faunistischen Aspekten liegen in erster Linie in

- Nicht ausreichenden Rechtsvorschriften im Hinblick auf den Ausgleich von Beeinträchtigungen durch Gewässerverbau und Stauwerke
- Vollzugsdefiziten bestehender Rechtsnormen
- Widersprüchen zwischen politischen Bekenntnissen und den entsprechenden Rechtsvorschriften
- Widersprüche zwischen verschiedenen einschlägigen Gesetzen und
- Einander widersprechenden unterschiedlichen gesellschaftlichen Ansprüchen begründet.

Nach meiner Einschätzung werden diese grundlegenden Schwierigkeiten mit Inkrafttreten der EU-Wasserrahmenrichtlinie nicht geklärt oder ausgeräumt, sondern in gleicher Weise fortgeführt. Darauf deuten m. E. vor allem die Artikel 4.3 (Fristverlängerung), 4.4 (Herabstufung der Umweltziele), 4.5 (außergewöhnliche oder unvorhergesehene Umstände) und 4.6 (Aufgabe der Umweltziele wegen überwiegendem öffentlichen Interesse) hin. Ich möchte dies an einem Beispiel etwas überspitzt formuliert verdeutlichen:

Heute sind nahezu alle deutschen (und die meisten mitteleuropäischen) mittleren und größeren Fließgewässer durch Begradigungen, Stauwehre, Schiffsverkehr u.a. Ausbaumaßnahmen tiefgreifend verändert. Dies geht sogar so weit, daß es inzwischen schwierig sein dürfte, überhaupt natürliche Referenzgewässer zu finden. Hierdurch sind sie gegenwärtig weit von dem geforderten „guten ökologischen Zustand“ entfernt.

Dies wird m. E. zur Folge haben, daß die allermeisten Gewässer das anvisierte Umweltqualitätsziel („guter Zustand“) nicht erreichen werden (Art. 4.4) bzw. vernünftigerweise nicht erreichen dürften. Da die Ursache der Beeinträchtigung v. a. in der Wasserkraftnutzung, der Hochwasserfreilegung und dem Schiffsverkehr liegen, wird die Verbesserung des Zustandes als unmöglich bzw. unverhältnismäßig teuer eingestuft werden (meine Hypothese).

Dies führt möglicherweise dann dazu, daß die Umweltziele herabgestuft werden (Art. 4.4) oder aber der Zustand in Kauf genommen wird (Art. 4.6), falls der Staat beschließt, daß dies aus Gründen des überwiegenden öffentlichen Interesses nötig ist. Zur Zeit werden die oben angesprochenen Nutzungen als vor dem intakten ökologischen Zustand des Gewässers vorrangiges öffentliches Interesse angesehen, zumindest legt die gegenwärtige Auslegungspraxis der wasserrechtlichen Normen diesen Schluß nahe.

Eine andere Version wäre, daß die meisten Fließgewässer – konsequenterweise – als erheblich veränderte Gewässer eingestuft werden. Doch auch hier ist wenig Besserung zu erwarten, selbst wenn den Gewässern ein ‚gutes ökologisches Potential‘ zugesprochen werden würde, wird dieses Potential vermutlich kaum umgesetzt werden. In Anhang II Absatz 1.5 ist zwar im Falle eines Nichterreichens der Umweltziele vorgesehen, Überwachungs- und Maßnahmenprogramme zu optimieren, aber es ist m.E. nicht erkennbar, daß hierdurch die gegenwärtigen Tendenzen der Abwägung der Belange zwischen Nutzung und Gewässerschutz verbessert würden.

Zusammenfassend würde ich den wesentlichen Forschungsbedarf im sozioökonomischen Bereich sehen:

- Was ist vorrangiges öffentliches Interesse ?
- Wie können die Nutzungsansprüche auf alternative Art und Weise befriedigt werden (z. B. umweltfreundliche Energiegewinnung)

Und vor allem im Hinblick auf die ‚Kostenwirksamkeit und Verhältnismäßigkeit‘:

- Wie lassen sich die externen Kosten der jeweiligen Wirtschafts- und Handlungsweisen internalisieren und somit die Interessenabwägung von ihrer chronischen Schieflage befreien ?

Möglicherweise besteht auch noch Forschungsbedarf in der Klärung wissenschaftlicher Detailfragen (z. B. Bewertung von Eingriffen und ihren Auswirkungen), was im Vergleich zur vorgenannten Problematik jedoch von eher untergeordneter Bedeutung ist.

Zusammenfassung der Workshop-Ergebnisse

Sozioökonomischer Forschungsbedarf im Ergebnis des Workshops „Flußeinzugsgebietsmanagement und Sozioökonomie“

Helga Horsch und Frank Messner

UFZ, Abteilung Ökologische Ökonomie und Umweltsoziologie (ÖKUS)

Im folgenden Beitrag werden die Ergebnisse der Workshopbeiträge und der daran anschließenden Diskussionen zum sozioökonomischen Forschungsbedarf für ein integriertes Flußeinzugsgebietsmanagement zusammenfassend dargestellt. Der Forschungsbedarf bezieht sich zum einen auf Aufgaben, die in Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRR, vgl. Rat der Europäischen Union 1999) zu lösen sind, und zum anderen auf weitergehende Forschungsaufgaben für ein integriertes Flußeinzugsgebietsmanagement. Die auf dem Workshop herausgearbeiteten und im folgenden skizzierten Forschungsschwerpunkte, die in den Beiträgen dieses UFZ-Berichts ausführlicher diskutiert werden, sind nach den Forschungsfeldern gegliedert, die bereits in der Einführung dargestellt wurden.

1 Ziele

Die in der EU-Wasserrahmenrichtlinie formulierten Ziele (vgl. Art. 1 WRR) bestehen in der

- Vermeidung einer weiteren Verschlechterung sowie Schutz und Verbesserung des Zustands der aquatischen Ökosysteme und der direkt von ihnen abhängigen Landökosysteme und Feuchtgebiete im Hinblick auf deren Wasserhaushalt,
- Förderung eines nachhaltigen Wassergebrauchs¹ auf der Grundlage eines langfristigen Schutzes der vorhandenen Ressourcen und
- Minderung der Auswirkungen von Überschwemmungen und Dürren.

Der bereits mit diesen Zielen zum Ausdruck kommende, in den Kommentaren zur WRR betonte ganzheitliche Ansatz betrifft lediglich den Gewässerzustand (BMU 1999). Er bezieht sich dabei zum einen auf die Gesamtheit des Gewässersystems und zum anderen – wie bereits in der Einführung dargelegt – auf die Multifunktionalität dieses Systems. Die in diesem Zusammenhang definierten bzw. zu definierenden Umweltqualitätsziele, die in einer mit der WRR vorgegebenen Frist von 16 Jahren umzusetzen sind und sich für Oberflächenwasser auf physikalisch-chemische, biologische und hydromorphologische Parameter und für Grundwasser auf das Dargebot und die physikalisch-chemischen Parameter beziehen, können nicht als restriktive Vorgaben einer Kostenwirksamkeitsanalyse mit dem Optimierungsziel, Maßnahmen mit den geringsten Kosten zur Umsetzung der Gewässerzustandsziele auszuwählen, betrachtet werden. In Kommentaren zur WRR ist diese Auslegung durchaus anzutreffen. In der

¹ Unter Wassergebrauch im Sinne der WRR wird die Wassernutzung sowie jede andere Handlung im Sinne von Artikel 5 und Anhang II mit signifikanten Auswirkungen auf den Wasserzustand verstanden. Die Wassernutzung bezieht sich dabei auf die Entnahme, Verteilung und den Verbrauch oder die wirtschaftliche Nutzung von Oberflächen- und Grundwasser sowie auf die Emission von Schadstoffen in Oberflächengewässer oder in Anlagen für die Sammlung von Abwasser, die diese Schadstoffe anschließend in Oberflächengewässer einleiten.

Diskussion auf dem Workshop kristallisierten sich diesbezüglich folgende, zum Teil erst in Ansätzen gelöste Probleme heraus.

Erstens ist unbedingt davon auszugehen, daß die Multifunktionalität der Wasserressourcen mit konfligierenden Nutzungen verbunden ist. *Kahl* sowie auch *Bruckner und Schiffer* verweisen auf eine Vielzahl von Nutzungsmöglichkeiten, die sich sehr gegensätzlich auf den mit qualitativ verschiedenen Parametern zu beschreibenden Gewässerzustand auswirken. Somit kann nicht von einer a priori durch die WRR vorgegebenen Summe von Zielvorgaben ausgegangen werden, für deren Umsetzung lediglich noch die kostengünstigsten Maßnahmen zu ermitteln sind. Es handelt sich vielmehr um einen Zielfindungsprozeß, für den entsprechende methodische Verfahren zu entwickeln sind. Wird in diesem Zusammenhang dem Paradigma der Nachhaltigkeit gefolgt, kann der Zielfindungsprozeß nicht allein auf den Gewässerzustand reduziert werden. Insofern ist *Bruckner und Schiffer* zuzustimmen, daß ganzheitliche Lösungsansätze erforderlich sind, die der Komplexität des Gewässerschutzes in der Einheit ökologischer, ökonomischer und sozialer Ziele Rechnung tragen.

Zweitens ist zu konstatieren – wie insbesondere *Rode* in seinem Beitrag weiter ausführt –, daß mit den in der WRR definierten Zielen auch Landökosysteme und Feuchtgebiete im Hinblick auf ihren Wasserhaushalt einzubeziehen sind, daß aber hydromorphologische Aspekte im Zielkatalog der WRR noch fehlen. Hierzu bestehen allerdings noch erhebliche Unsicherheiten bezüglich der Vernetzungsfunktionen zwischen Fluß, Ufer und Auen sowie angrenzendem Umland, die eine Bewertung der hydromorphologischen Situationen in Flußlandschaften erschweren. Die Einbeziehung der Gewässerhydromorphologie ist jedoch eine Voraussetzung dafür, daß die Aufrechterhaltung und Optimierung der unterschiedlichen Vernetzungsfunktionen künftig ein Schwerpunkt der gewässerökologischen Planung und Gestaltung werden kann. Insbesondere kommt es in diesem Zusammenhang darauf an, ökologische Qualitätsquotienten zu entwickeln, um letztlich auch im internationalen Bereich die Vergleichbarkeit der Überwachungssysteme zu sichern.

Drittens ergeben sich vor allem aus der Sicht des kombinierten, auf der Verknüpfung von Immissionszielen und Emissionsgrenzwerten basierenden Zielansatzes im Gewässerschutz eine Reihe zu lösender Probleme bzw. auch unterschiedliche Wertungen im Hinblick auf eine nachhaltige Wasserwirtschaft. Grundsätzlich ist bezüglich der Verknüpfung von Immissionszielen und Emissionsgrenzwerten festzustellen, daß es sich dabei um Abbildungen von Ursache-Wirkungs-Beziehungen handelt, deren Kenntnis eine wichtige Voraussetzung für die Umsetzung von Vorsorge- und Verursacherprinzip ist. Der in der WRR geregelte kombinierte Zielansatz sieht ein zweistufiges System vor. Es bezieht sich auf die Ableitung gefährlicher Stoffe in Gewässer, für die eine Prioritätenliste erarbeitet wird und die europaweit geltende Emissionsgrenzwerte und Umweltstandards für die gefährlichen Stoffe enthalten soll. Nach Art. 12a sind grundsätzlich die Emissionsgrenzwerte, die sich auf punktuelle und diffuse Quellen beziehen, einzuhalten. Wird der Umweltstandard oder das festgelegte Umweltqualitätsziel nicht erreicht, so sind nach Art. 12a Abs. 2 strengere Emissionsbegrenzungen festzulegen. Damit wird zwar – wie *Oldiges* zurecht betont – das Immissionskonzept verstärkt, aber eine Distanzierung zum bisher im deutschen Wasserrecht dominierenden Emissionskonzept ist nicht erkennbar. Bezüglich der Emissionen bestehen jedoch Unklarheiten darüber, wie sich

künftig das Zusammenspiel von IVU-RL und von in der WRR festgelegten Emissionsgrenzwerte entwickeln wird.

Sowohl im Kontext des Art. 12a als auch des Art. 4 der WRR, in dem die Umweltqualitätsziele formuliert sind, ist trotz verbesserter und auch zukünftig zu erwartender vervollkommener Verfahren für Voraussagen davon auszugehen, daß mit Unsicherheiten bezüglich des kausalen Zusammenhanges von Emissionen und Immissionen, der zeitlichen Dimension von positiven oder auch negativen Umwelteffekten und des Entstehens neuer umweltbelastender Stoffe sowie ihrer Summenwirkungen durch künftige wirtschaftliche Prozesse zu rechnen ist. Dies bedeutet, daß Unsicherheiten nicht ausgeschlossen werden können, sondern sie sind in den Zielfindungsprozeß und in die Ableitung von Maßnahmenprogramme einzubeziehen. Daher sind sowohl adäquate Bewertungsverfahren als auch entsprechende rechtliche Rahmenbedingungen erforderlich, die Raum für die Einbeziehung von Unsicherheit geben, anstatt eindeutige Kausalitätsbeziehungen zu verlangen.

Strohmeier macht weiterhin darauf aufmerksam, daß eine Spezifizierung der Ausnahmeregelungen hinsichtlich der Einhaltung und Umsetzung der Umweltziele notwendig ist. Das betrifft die Bedingungen zur Verlängerung der Zielumsetzung nach Art. 4.3, die Herabstufung der Ziele nach Art. 4.4, die außergewöhnlichen Umstände nach Art. 4.5 als auch die Aufgabe der Umweltziele aus Gründen des überwiegenden öffentlichen Interesses. Es gilt also zu klären, welche Kriterien für Ausnahmeregelungen maßgebend sein sollen.

Insgesamt bleibt zu untersuchen, inwieweit die rechtlichen Voraussetzungen für die Umsetzung der in Art. 4 WRR formulierten Qualitätsziele für Gewässer überhaupt und in dem vorgegebenen Zeitraum greifen. Des weiteren belegen die bisherigen Argumente, daß die sozioökonomische Aufgabe im Zusammenhang mit der Umsetzung des geforderten ganzheitlichen Zielansatzes nicht darauf beschränkt sein kann, Kostenwirksamkeitsanalysen für definierte Gewässerzustandsziele zu erstellen. Es müssen vielmehr integrierte Bewertungsverfahren entwickelt und angewendet werden, die der Multifunktionalität, den damit verbundenen Nutzungskonflikten, der Langfristigkeit und Unsicherheit anthropogen bedingter Auswirkungen auf die Wasserquantität und -qualität sowie auf die durch den Gewässerzustand beeinflussten Landökosysteme Rechnung tragen.

2 Fachliche Inhalte, Institutionen² und Organisationen sowie Instrumente zur Erarbeitung und Umsetzung von Flußeinzugsgebietsplänen

Mit der räumlichen Orientierung der Wasserwirtschaft an Flußeinzugsgebieten ist ein hierarchisches Planungssystem für internationale und nationale Flußeinzugsgebiete sowie Teileinzugsgebiete umzusetzen. Dabei stellen Flußeinzugsgebietspläne ein zentrales Instrument zur Umsetzung der europaweit einheitlichen Zielvorgaben zum Gewässerzustand dar. Das Neue gegenüber der bisher nach deutschem Wasserrecht zu vollziehenden wasserwirtschaftlichen Planung besteht in der ganzheitlichen Betrachtung eines Gewässersystems und der Berück-

² Institutionen werden sehr unterschiedlich definiert. In diesen Ausführungen erfolgt die Begriffsanwendung in Anlehnung an Mitchel (1990), der darunter administrative Strukturen, politische Strukturen und Verfahren, sowie Akteure aber auch Gesetze und Verordnungen, Politikmaßnahmen und Richtlinien, ökonomische und finanzielle Arrangements sowie historische und kulturelle Werte versteht.

sichtigung der Wechselbeziehungen zwischen Gewässer und Einzugsgebiet und der damit zwangsläufig notwendigen Einbeziehung sozioökonomischer Aspekte. Mit Art. 13 und 16 der WRR sowie dem Anhang VII sind die Bezugssysteme, die Verbindlichkeit und die Inhalte der Bewirtschaftungspläne geregelt. In der Diskussion konnte zwar darauf verwiesen werden, daß bei der Erarbeitung von Bewirtschaftungsplänen an bisherigen Erfahrungen der wasserwirtschaftlichen Planung angeknüpft werden kann, daß aber in bezug auf fachliche Inhalte, Institutionen und Organisationen sowie auf Instrumente zur Erarbeitung und Umsetzung der Pläne durchaus noch Forschungsbedarf besteht.

2.1 Flußgebietsplanung: fachliche Inhalte eines Flußgebiets- und Maßnahmenplans

Die Flußgebietsplanung gemäß WRR unterscheidet sich von bisherigen Formen der wasserwirtschaftlichen Planung in Deutschland (§36 WHG) erheblich. Das betrifft ihre sektorale Herangehensweise, die Verbindlichkeit sowie die räumliche Orientierung an Verwaltungsgrenzen. Der Gebietsplanung am nächsten kommen die Bewirtschaftungspläne nach §36b WHG. Sie sind allerdings nur im Bedarfs- und Gefährdungsfall und nach Bewirtschaftungsermessen der Planungsbehörde zu erstellen und beschränken sich auf Teilaspekte des Gewässergütezustandes.

Erfahrungen, Ergebnisse und zukünftig noch zu lösende Aufgaben wurden von *Socher* am Beispiel der Erarbeitung des Bewirtschaftungsplanes für das Einzugsgebiet der Pleiße dargestellt. Er zeigte auf, welche Voraussetzungen bezüglich der inhaltlichen Anforderungen an die Erarbeitung flußgebietsbezogener Pläne bereits gegeben und welche noch zu entwickeln sind.

Künftige Arbeiten sind zu fokussieren auf:

- eine zielgerichtete Entwicklung fachlicher Dokumentationen für den Bewirtschaftungsplan,
- gebietsbezogene Modellkopplungen für Grund- und Oberflächenwasser,
- Methodenentwicklung zur Verknüpfung konventioneller sektoraler Ansätze mit dem Ziel, Aussagen zu naturräumlichen und sozioökonomischen Einflußgrößen zu gewinnen,
- die Entwicklung geeigneter Methoden für wirtschaftliche Analysen wie z. B. für Kostenprognosen zu Maßnahmenprogrammen und
- auf die Schaffung von Voraussetzungen zur Integration regionaler Sonderprobleme wie z. B. die Sanierung und Bewirtschaftung von Braunkohletagebaue in die Gebietsplanung (vgl. *Socher, Rode sowie Richter und Gläßer* in diesem Bericht).

2.2 Institutionen und Organisationen

Mit der Erarbeitung und Umsetzung der Flußgebietspläne sind zugleich entscheidende Fragen nach adäquaten flußgebietsbezogenen Strukturen und Organisationen, ihrer Kompetenzausstattung und überhaupt nach den rechtlichen Voraussetzungen der Umsetzung der EU-WRR in deutsches Recht verbunden. Im folgenden wird dargelegt, inwieweit sich Lösungsansätze aber auch Probleme abzeichnen und einer weiteren Untersuchung bedürfen.

Künftige Strukturen zur Umsetzung der WRR

Einerseits verbessern sich mit flußgebietsbezogenen Planungen der Wasserwirtschaft die Rahmenbedingungen für einen integrierten Gewässerschutz. Andererseits sind die naturräumlichen Bezüge und die räumlichen Zuständigkeiten von Institutionen in Abhängigkeit von der Flußeinzugsgebietezebene nicht a priori kompatibel. Entsprechende institutionelle Strukturen sind also in Abhängigkeit von den jeweiligen Stufen der Einzugsgebietsplanung zu entwickeln. *Reincke* stellte einen institutionellen Ansatz vor, der auf dem Koordinierungsmodell beruht und an den Erfahrungen der Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe (ARGE ELBE) anknüpft. Entsprechend Art. 1 WRR ist eine Flußgemeinschaft Elbe (FG Elbe) denkbar, die durch die Bundesländer des deutschen Einzugsgebietes gebildet wird. Ihre Zusammenarbeit würde auf einer Verwaltungsvereinbarung basieren, die die Zusammenarbeit auf Ministerebene (z. B. Elbe-Konzil) und Fachebene (in Form eines Verwaltungsrates) regelt. Im Falle einer internationalen Einzugsgebietseinheit wären mit Zustimmung der Regierung Verträge zwischen den Staaten abzuschließen, um die Aufgaben gemäß Art. 13 WRR koordinieren und organisieren zu können. *Bizer und Cichorowski* machen jedoch auf Probleme von Koordinierungsmodellen aufmerksam und verweisen auf das Planungsverbandsmodell, das im Unterschied zum Koordinierungsmodell eine rechtlich eigenständige Einheit mit Entscheidungskompetenzen garantiert. Für geeignete institutionelle Lösungen ist es zum einen erforderlich, die Anpassungsfähigkeit und Steuerbarkeit vorhandener wasserwirtschaftlicher Institutionen zu untersuchen, zum anderen sind die innerhalb der EU bereits existierenden Ansätze einer Flußgebietsplanung wie die „Internationale Flußgebietskommission“ für den Rhein und die Donau oder das zentral strukturierte „Catchment Management Planning“ in England bezüglich ihrer Übertragbarkeit zu prüfen (vgl. *Moss* in diesem Bericht). Als organisatorische Alternative für das Flußgebietsmanagement können hingegen die Boden- und Wasserverbände angesehen werden, die seit Jahrzehnten in Deutschland existieren und in Selbstverwaltung gemeinschaftliche Aufgaben bei der Boden- und Wasserbewirtschaftung in ländlichen Räumen erfüllen. Aus ökonomischer Sicht ist jedoch noch zu untersuchen, inwieweit diese Organisationsform als institutioneller Rahmen für das Flußgebietsmanagement auf regionaler und lokaler Ebene geeignet ist und welche in den einzelnen Bundesländern unterschiedlich anzutreffenden Formen die effizientesten sind (vgl. *Monsees* in diesem Bericht). Weitere Probleme leiten sich aus institutionenökonomischer Sicht infolge der rechtsverbindlichen Formulierung und Festschreibung von Umweltqualitätszielen, wie sie die WRR mit dem dominierenden Immissionsprinzip vorsieht, ab. Zum einen stellt sich die Frage, inwieweit die für die Umsetzung der Umweltqualitätsziele erforderlichen Maßnahmen die Stabilität festgelegter Eigentumsrechte beeinträchtigen. Zum anderen stellt sich die Frage nach der Rolle der Ministerial- und Umweltverwaltungen im Prozeß der Umsetzung dieser Maßnahmen. Nach *Petersen* ist die Ministerial- und Umweltverwaltung längst nicht mehr nur vollziehendes Organ der Regierung. Sie ist zunehmend zu einer planenden, das heißt einer aktiv und gestaltenden Verwaltung geworden. Inwieweit sich mit der WRR das Gleichgewicht der Gewalten zugunsten der Exekutive bewegt, bleibt eine Forschungsaufgabe.

Erarbeitung und Umsetzung von Bewirtschaftungsplänen unter Berücksichtigung der daran beteiligten Institutionen

Die WRR schafft eine Grundlage dafür, daß Umweltproblemräume als Planungsgrundlage gelten, denen dann administrative und politische Entscheidungsgremien zuzuordnen sind. Die Kompetenzen der zuständigen Behörden sind allerdings nicht geklärt. Ebenfalls besteht Klärungsbedarf im Falle von Konflikten zwischen verschiedenen politischen Räumen. Das geht nicht ohne entsprechende Superinstanzen. Allerdings sind die rechtlichen Voraussetzungen dafür erst noch zu schaffen. Nach Meinung von *Bizer und Cichorowski* müssen sich die Kompetenzregeln auch auf kosteneffiziente Umsetzungsinstrumente beziehen. Bisher ist jedoch nicht gesichert, daß mit den Bewirtschaftungsplänen ökonomische Anreizinstrumente entwickelt und umgesetzt werden.

Umsetzung der WRR in deutsches Recht

Rechtswissenschaftlicher Forschungsbedarf ergibt sich auch dadurch, daß die Ausrichtung der künftigen Gewässerbewirtschaftung an Flußeinzugsgebieten – wie zuvor bereits deutlich wurde – ein neues Konzept der wasserrechtlichen Verwaltungsorganisation erfordert (vgl. *Oldiges* in diesem Bericht). Wie dieses Konzept künftig zu gestalten ist, hängt maßgeblich davon ab, wie die in Art. 13 und 16 WRR formulierten Aufgabennormen vom Bundes- und den Landesgesetzgebern in nationales Recht umgesetzt werden.

2.3 Instrumente zur Erarbeitung und Umsetzung von Flußeinzugsgebietsplänen

Die flächendeckende, flußeinzugsgebietsbezogene Planung stellt die Frage nach ihrer effektiven Gestaltung. Nur so kann der Forderung nachgekommen werden, die EU-Wasserrahmenrichtlinie möglichst kostenneutral umzusetzen. Ein Weg kann darin bestehen, eine gezielte zentrale Verwaltung von Schlüsseldaten sowie einen zentralen Einsatz von mathematischen Modellen und Auswertungs-Tools zu ermöglichen. Es ist in diesem Zusammenhang auch zu prüfen, inwieweit und wofür GIS-Systeme zu entwickeln und wie sie zu verwalten sind.

3 Modellierung und Bewertung

Der Artikel 13 der EU-Wasserrahmenrichtlinie sieht die Erstellung von Maßnahmenprogrammen für Flußeinzugsgebiete vor, die zur Erreichung der Richtlinienziele gemäß Artikel 4 formuliert und umgesetzt werden sollen. Ein wesentliches Problem bei der Ausformulierung derartiger Programme besteht darin, daß wesentliche ökologische und sozioökonomische Effekte, die durch die entsprechenden Maßnahmen ausgelöst werden, nicht bekannt sind und daher im Vorfeld der Entscheidung zu ermitteln bzw. abzuschätzen sind. Weiterhin muß bei der konkreten Auswahl zwischen alternativen möglichen Maßnahmenprogrammen gewählt werden, wofür angemessene Entscheidungs- und Bewertungsverfahren notwendig sind. In diesem Zusammenhang besteht Forschungsbedarf in drei verschiedenen Bereichen: im Bereich der sozioökonomischen Modellierung der Wechselbeziehungen zwischen flußgebietsbezogenen Wassersystemen und sozioökonomischen Systemen, im Bereich der Instrumentarien zur multikriteriellen Bewertung sowie im Forschungsbereich der monetären Bewertung multi-

funktioneller Wasserressourcen. Diese drei Bereiche und ihr sozioökonomischer Forschungsbedarf zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie werden nachfolgend thematisiert.

3.1 Modellierung der Wechselbeziehungen zwischen flußgebietsbezogenen Wassersystemen und sozioökonomischen Systemen

Bei der Modellierung der Effekte von Maßnahmenprogrammen für eine nachhaltige Landnutzung innerhalb von Flußeinzugsgebieten gilt es in der Anfangsphase, diejenigen Modelle und Prognoseverfahren auszuwählen, die am besten geeignet sind, um Datenwerte für ökonomische, ökologische und soziale Indikatoren zu modellieren bzw. zu prognostizieren. Während derartige Modelle in der Ökonomie und in den Naturwissenschaften bereits vorhanden sind und lediglich der Weiterentwicklung bedürfen, betonen *Glaser und Berger* den Bedarf an Grundlagenforschung für die Entwicklung von Prognoseverfahren für soziale Effekte. Die gewählten Modelle sind nach ihrer Auswahl in bezug auf räumliche und zeitliche Skalen aufeinander abzustimmen, um letztlich Ergebnisse zu erhalten, die eine relevante Aussagekraft für die gleichen Bezugsräume und –zeithorizonte besitzen. Im Optimalfall wäre eine Verknüpfung der verschiedenen Modelle anzustreben, so daß die Interaktionen zwischen den ökonomischen, sozialen und ökologischen Systemen einbezogen werden können. Eine derartige interdisziplinäre Integration der Modelle ist zweifellos die größte Forschungsaufgabe, wobei insbesondere die Datenabstimmung für die Modellschnittstellen besondere Entwicklungsarbeit erfordert (vgl. den Beitrag von *Messner et al.* in diesem Bericht).

Für den Fall der sozioökonomischen Modelle und Prognoseverfahren ist schließlich als grundlegender Forschungsbedarf die Herstellung der Verfügbarkeit sozioökonomischer Daten für Flußeinzugsgebiete zu nennen. *Messner et al.* betonen, daß angesichts der üblichen Vorgehensweise, sozioökonomische Daten nach administrativen und nicht nach naturräumlichen Grenzen zu erfassen, statistische Methoden der Datenanpassung zu entwickeln und zu standardisieren sind.

3.2 Multikriterielle Bewertungsmethoden

Bewertungsmethoden, die verschiedene Bewertungskriterien berücksichtigen, sind immer dann besonders hilfreich, wenn verschiedenartige Effekte und Konstellationen zu bewerten sind, die nicht mittels *einer* Maßzahl erfaßt werden können. Eine solche Konstellation ist angesichts der Vielzahl der Ziele der Wasserrahmenrichtlinie bei der Auswahl und Formulierung von Maßnahmenprogrammen gemäß Artikel 13 anzutreffen.

Als Grundlage für jede multikriterielle Bewertungsanalyse (MKA) ist als erster Schritt der Gegenstand der Bewertung genau zu analysieren und die zu bewertenden Handlungsalternativen zu definieren. Um diese Voraussetzungen zu erfüllen, müssen für den Kontext der Wasserrahmenrichtlinie nach *Messner et al.* einige Forschungsleistungen erbracht werden. Anfangs müssen eine Bestandsaufnahme der ökologischen und sozioökonomischen Daten und eine Analyse der raumbezogenen Landnutzungskonflikte durchgeführt werden. Auf dieser Basis sind dann Klassifizierungen für Teilgebiete gemäß ihrer sozioökonomischen und ökologischen Merkmale vorzunehmen, um dann repräsentative Teilgebiete auszuwählen, für die die

Bewertungsverfahren stellvertretend durchgeführt werden. Schließlich sind mögliche und relevante Maßnahmenprogramme in Form von Szenarien unter Zusammenarbeit von Wissenschaftlern unterschiedlicher Disziplinen und Stakeholdern der betroffenen Untersuchungsgebiete zu erarbeiten.

Für die Durchführung des eigentlichen Bewertungsverfahrens sind im Anschluß an die genannten Vorarbeiten erneut unter Einbeziehung der lokalen Stakeholder soziale, ökonomische und ökologische Nachhaltigkeitsindikatoren und Bewertungskriterien zu definieren. In diesem Zusammenhang ist zu beachten, daß die gewählten Kriterien nicht nur Zustandskriterien sind, sondern auch Zeittrends berücksichtigen, einen konkreten Raumbezug aufweisen und eine gute Widerspiegelung des zielführenden Leitbildes der Nachhaltigkeit darstellen. Wesentlich für eine partizipationsorientierte MKA ist weiterhin die Entwicklung einer Methode, mittels derer eine partizipativ ausgerichtete Gewichtung der Kriterien ermittelt werden kann, die sowohl die Interessen des Gesetzgebers als auch diejenigen der lokalen Stakeholder vor Ort reflektiert. Ferner ist zusätzlicher Forschungsbedarf für den Bereich der Bewertung unter Unsicherheit notwendig, um die stets vorhandenen unterschiedlichen Unsicherheitsgrade bei der Modellierung von Indikatorwerten und beim Entwerfen von Zukunftsszenarien konstruktiv in die Bewertung einzubeziehen. Schließlich ist es für die Verwendung eines einheitlichen Bewertungsverfahrens für die Auswahl von flußgebietsbezogenen Maßnahmenprogrammen unerläßlich, eine Standardisierung des Verfahrens vorzunehmen. Hierfür sollte eine Institution neu geschaffen oder ausgewählt werden, die diese Standardisierung vornimmt, methodische Vorgaben für die Auswahl von Maßnahmenprogramme erteilt und die Bewertungsmethoden bei Bedarf auf Grundlage wissenschaftlicher Erkenntnisse aktualisiert bzw. modifiziert (vgl. *Messner et al.*, *Wenzel* sowie *Bruckner und Schiffer* in diesem Bericht).

3.3 Methodische Grundlagen der monetären Bewertung multifunktionaler Wasserressourcen

Es kann sehr hilfreich sein, die Ergebnisse von monetären Bewertungen als Entscheidungsgrundlage zu berücksichtigen. Für diesen Forschungsbereich ist besonders die Ermittlung des monetären Wertes der ökologischen Leistungen verschiedenartiger Ökosysteme und anderer öffentlicher Güter, für die keine Marktpreise verfügbar sind, notwendig. Hierbei ist in einem ersten Schritt eine Bestandsaufnahme und Strukturierung aller ökologischen Leistungen von Wasserressourcen, aquatischen und terrestrischen Ökosystemen und anderen öffentlichen Gütern, die im Zusammenhang mit dem Flußeinzugsgebietsmanagement von Bedeutung sind, vorzunehmen, um für diese Non-Use-Values eine monetäre Bewertung nach den gängigen Methoden der Zahlungsbereitschaftsanalyse, der Transportkostenanalyse oder anderer Verfahren durchzuführen. Auf Basis solcher Daten kann eine kosteneffiziente Auswahl von Maßnahmen erfolgen. Angesichts der bisher nur sehr begrenzt vorliegenden Anzahl von Studien über den monetären Wert öffentlicher Umweltgüter ist es weiterhin empfehlenswert, nicht nur spezifische Bewertungsstudien mit einem konkreten Raum- und Zeitbezug für Flußeinzugsgebiete erstellen zu lassen, sondern darüber hinaus Studien in Auftrag zu geben, die generelle Aussagen zu dem monetären Wert öffentlicher Umweltgüter treffen. Auf Grundlage solcher Studien könnte in Zukunft ein gewisser Teil der Ermittlung monetärer Nutzen durch Übertra-

gung repräsentativer Ergebnisse (Benefit-Transfer) realisiert werden (vgl. *Meyerhoff* und *Messner et al.* in diesem Bericht).

Die monetäre Bewertung spielt im Zusammenhang mit der Wasserrahmenrichtlinie insbesondere für die Auswahl von Maßnahmenprogrammen und für die Ermittlung kostendeckender Wasserpreise eine wichtige Rolle. *Meyerhoff* betont, daß die monetäre Bewertung im Kontext der umweltpolitischen Zielfindung zu wenig Beachtung findet. Da aber gerade z. B. im Problemfeld der Gewässermorphologie immer eine ökonomische Konfliktsituation der Gewässernutzung (ökonomische Nutzung versus Gewässerschutz, Hochwasserschutz etc.) anzutreffen ist, wäre es in Forschungsvorhaben zu prüfen, ob und inwieweit die monetäre Bewertung im Rahmen einer Nutzen-Kosten-Analyse einen Beitrag für die umweltpolitische Zielfindung leisten kann.

4 Ökonomische Instrumente

Die Hauptbegründung für den Einsatz von ökonomischen Instrumenten in der Umweltpolitik besteht darin, daß die Einbeziehung von externen Umwelt- und Ressourcenkosten in die Güterpreise eine bestmögliche Allokation von Ressourcen bewirkt. Im Gegensatz zum überwiegend in der Umweltpolitik zum Einsatz kommenden Ordnungsrecht via Umweltvorschriften wird ökonomischen Instrumenten der Vorteil nachgesagt, daß sie eine kosteneffektivere Erreichung von umweltpolitischen Zielen gewährleisten können. Aus diesen Gründen ist es erwägenswert, zu erforschen, ob und inwieweit der Einsatz von ökonomischen Instrumenten für die Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie sinnvoll und erfolgversprechend ist. Diesbezüglicher Forschungsbedarf erstreckt sich auf die Bereiche der Zielformulierung und der Einsatzmöglichkeiten der einzelnen ökonomischen Instrumente im Kontext der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. Die relevanten Themen dieser Forschungsfelder werden nachfolgend dargestellt.

4.1 Zielformulierung

Die Zielformulierung ist nach *Hansjürgens* eine grundlegende Voraussetzung für den Einsatz umweltpolitischer Instrumente, um eine definitive Klarheit darüber zu erlangen, welche Ziele mit welchen Mitteln unter Einbeziehung welcher Adressaten erreicht werden sollen. Zur Ermittlung der Ziele für den Einsatz von ökonomischen Instrumenten sind im Zusammenhang mit der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in einem ersten Schritt flußgebietsbezogene Knappheiten zu ermitteln. Auf dieser Basis kann eine differenzierte Bewertung und Bepreisung der Leistungen der Wasserressourcen bzw. der aquatischen Systeme in ihrem naturräumlichen Kontext vorgenommen werden, um letztlich die Inanspruchnahme der ökologischen Leistungen der aquatischen Systeme verursachergerecht und kontextbezogen mittels ökonomischer Instrumente zu bepreisen. Bei der umweltpolitischen Zieldefinition ist weiterhin auf Zielkonflikte und –interdependenzen zu achten, was für den Fall der Wasserressourcen impliziert, daß insbesondere alle Arten von quantitativen und qualitativen Wasserschutzzielen entsprechend analysiert werden, um eindeutige Unterscheidungen von Zielsetzungen zu erhalten. Diese Unterscheidungen sind unabdingbar, da für jedes Politikziel ein eigenes In-

strument erforderlich ist, so daß ein geeigneter Instrumentenmix zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie nur auf Grundlage einer präzisen Zielunterscheidung erfolgen kann. Schließlich sind bei Zielformulierungen auch die Akteure zu berücksichtigen, die die ökologischen Leistungen der Gewässer durch Wasserentnahme bzw. durch punktuelle oder diffuse Schadstoffeinträge in Anspruch nehmen und dafür verursachergerechte Zahlungen tätigen sollen. Eine akteursbezogene Zieldefinition ermöglicht letztlich eine optimale Zuschneidung der ökonomischen Instrumente auf die Adressaten der Politikeingriffe.

4.2 Einsatzmöglichkeiten für ökonomische Instrumente

Als ökonomische Instrumente werden insbesondere kostendeckende Preise, Zertifikate, Honorierungen ökologischer Leistungen und Verhandlungslösungen betrachtet. Da der Einsatz von ökonomischen Instrumenten nur unter sehr spezifischen Voraussetzungen möglich bzw. sinnvoll ist – so müssen z. B. grundsätzlich mehrere alternative Lösungswege für die umweltpolitische Zielerreichung vorliegen, für einen Zertifikathandel ist ein homogenes Gut erforderlich, das unter einheitlichen Bedingungen gehandelt werden kann, für eine Abgabe muß eine gute Besteuerungsgrundlage existieren usw. – besteht nach *Hansjürgens* grundsätzlicher Forschungsbedarf hinsichtlich der Erfassung aller relevanten Einsatzfelder für alle genannten ökonomischen Instrumente im Gewässerschutz. In diesem Zusammenhang ist es hilfreich, die bisherigen Erfahrungen mit den jeweiligen Instrumenten zu untersuchen und die Bedingungen zu erarbeiten, unter denen ihr Einsatz erfolgreich war. Auf dieser Basis könnten dann Einschätzungen erfolgen, ob, inwieweit und in welchen Einsatzfeldern einzelne Instrumente zur Erreichung der Ziele der Wasserrahmenrichtlinie beitragen können. In diesem Zusammenhang wären alle Instrumente u. a. daraufhin zu untersuchen, ob sie die räumlich-differenzierten Konstellationen hinsichtlich Wasserdargebot, Wasserbeschaffenheit und ökologischer Funktionen der aquatischen Systeme in Flußeinzugsgebieten berücksichtigen können. Soweit das der Fall ist, wäre zu ergründen, wie eine konkrete räumlich-differenzierte Ausgestaltung der Instrumente auszusehen hätte (vgl. *Bizer und Cichorowski* sowie *Hansjürgens* in diesem Bericht). Weiterhin wäre zu erörtern, ob der Einsatz einzelner Instrumente eine Zielerreichung gewährleisten kann, oder ob eine zusätzliche Flankierung durch andere Maßnahmen notwendig wäre. Ferner sind Forschungsanstrengungen notwendig, um die Kombinationswirkungen von ökonomischen Instrumenten untereinander und in Verbindung mit ordnungsrechtlichen Instrumenten zu eruieren, da die Zielvielfalt der Wasserrahmenrichtlinie einen Policy Mix erfordert. Schließlich besteht Forschungsbedarf hinsichtlich der Frage, inwieweit die Erfolgshaftigkeit der Anwendung von ökonomischen Instrumenten oder Instrumentenmixe von institutionellen, sozioökonomischen und naturräumlichen Rahmenbedingungen abhängt, die bekanntermaßen in den einzelnen EU-Staaten sehr verschieden sind.

Während die bisher genannten Forschungsaufgaben für alle ökonomischen Instrumententypen zu bearbeiten sind, besteht für jeden einzelnen Instrumententyp aufgrund individueller Merkmale noch zusätzlicher Forschungsbedarf. So ist für den Einsatz von Umweltabgaben, z. B. in Form eines Wasserentnahmeentgeltes, zu prüfen, auf welche Gewässerfunktionen das Entgelt zu beziehen ist und wie die Aufkommensverwendung zu gestalten ist. Im Fall der Ho-

norierung ökologischer Leistungen ist zu klären, welche Leistungen von welchen Akteuren honoriert werden sollen, nach welchen Kriterien die Honorierung erfolgt und welche Abstufungen sinnvoll sind. Für den Einsatz der Verhandlungslösung wäre schließlich zu ergründen, in welchen konkreten Akteurskonstellationen ihr Einsatz sinnvoll ist und welche institutionellen Einbindungen notwendig sind (vgl. *Hansjürgens* in diesem Bericht).

5 Partizipation und Akzeptanz

Artikel 17 der EU-Wasserrahmenrichtlinie sieht vor, daß die EU-Mitgliedstaaten eine aktive Beteiligung der Öffentlichkeit an der Umsetzung der Richtlinie fördern. Angesichts der verschiedenen in einzelnen EU-Staaten bereits angewandten Mechanismen, die Bevölkerung vor Ort aktiv an der politischen Umsetzung von Gesetzen zu beteiligen, und angesichts der unterschiedlichen Ergebnisse der Anwendung von Partizipationsformen, stellt sich die Frage, ob die vorgesehenen Partizipationsmaßnahmen der Wasserrahmenrichtlinie – frühzeitige Information der Öffentlichkeit über Bewirtschaftungspläne und Einräumung von öffentlichen Stellungnahmen – dem Kontext angemessene und sinnvolle Formen der Partizipation sind.

Aus soziologischer Perspektive besteht nach *Kabisch und Linke* sowie *Kneer* für diesen Themenbereich eindeutiger Forschungsbedarf. Da das Ziel der Anwendung von Partizipationsmechanismen darin besteht, eine breite Akzeptanz für die vorgesehenen gesetzlichen Vorhaben zu erreichen, wäre zu Beginn auf der Grundlage bestehender Erfahrungen mit verschiedenen Partizipationsformen zu erforschen, inwieweit bzw. unter welchen Umständen verschiedene Partizipationsformen öffentliche Akzeptanz befördern oder gar hemmen.

Ausgehend von derartigen Informationen können dann partizipative Formen für den konkreten Kontext der Wasserrahmenrichtlinie vorgeschlagen oder entwickelt werden, mit deren Hilfe Konflikte frühzeitig erkannt und berücksichtigt werden können. Da ein frühzeitiges Wissen über sich abzeichnende Konflikte eine Grundvoraussetzung für ein erfolgreiches Konfliktmanagement ist, sind außerdem Methoden zur Ermittlung von Präferenzen unterschiedlicher Interessengruppen für den Sachzusammenhang eines Flußeinzugsgebietsmanagements auf ihre Anwendbarkeit hin zu überprüfen. Angesichts der häufig zu beobachtenden geringen Öffentlichkeitsbeteiligung trotz der Anwendung von Partizipationsmechanismen, läge es außerdem nahe, die Gründe für Beteiligung bzw. Nichtbeteiligung an partizipativen Ansätzen zu untersuchen und Anreize für die Erhöhung von öffentlichem Engagement zu erforschen und in die Überlegungen zur Ausgestaltung von partizipativen Ansätzen einzubeziehen. Schließlich wäre bei der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie soziologische Begleitforschung notwendig, um die partizipativen Mechanismen hinsichtlich ihrer Wirkungsweisen zu analysieren und gegebenenfalls Korrekturen und Verbesserungen vornehmen zu können (vgl. *Kabisch und Linke*, *Kneer* sowie *Socher* in diesem Bericht).

6 Ausblick

Durch die engagierten Beiträge und Diskussionen auf dem Workshop „Fluß Einzugsgebietsmanagement und Sozioökonomie“ im Juli 1999 in Leipzig wurde aufgezeigt, daß zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in ihrer Entwurfsfassung vom März 1999 ein sehr großer sozioökonomischer Forschungsbedarf besteht. Weiterhin wurde auch deutlich, daß über die Wasserrahmenrichtlinie hinausgehende sozioökonomische Forschungsaufgaben anstehen, die in einer später fortzuschreibenden WRR berücksichtigt werden müßten.

Literatur

- BMU (1999): EU-Wasserrahmenrichtlinie-Überblick. In: Umwelt Nr. 5/99. Bonn, S. 229-231
- Mitchell, B. (1990): Integrated water management. In: Mitchell, B. (Hrsg.): Integrated Water Management. In: International Experiences and Perspectives. London. New York
- Rat der Europäischen Union (1999): Geänderter Vorschlag für eine Richtlinie des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik – gemeinsamer Standpunkt. Dokument 6404/99 ENV 68 PRO-COOP vom 2.3.99, Brüssel

Anhang

Liste der Autoren und Workshopteilnehmer

Die **fett gedruckten Namen** kennzeichnen die Autoren in diesem Ergebnisbericht zum Workshop „Fluß Einzugsgebietsmanagement und Sozioökonomie“, die sonstigen Personen waren Workshopteilnehmer

Armbrüster, Doris, Juristenfakultät der Universität Leipzig

Ashauer, Volker, Diplom-Ingenieur, Universität Gesamthochschule Kassel, Fachbereich Bauingenieurwesen, Fachgebiet Wasserbau und Wasserwirtschaft

Bartel, Frau, Regierungspräsidium Leipzig

Becker, Dr. Alfred, Postdamer Institut für Klimafolgenforschung (PIK), Abteilung Globaler Wandel und natürliche Systeme

Beckmann, Dr. Thomas, Postdamer Institut für Klimafolgenforschung (PIK), Department Natural Systems

Berger, Dr. Uta, Zentrum für Marine Tropenökologie (ZMT), Bremen

Bizer, Dr. Kilian, Fachhochschule Darmstadt, Sonderforschung juristische und ökonomische Institutionenanalyse (SOFIA)

Bruckner, Dr. Gabriele, Arbeitsstelle Technikfolgenabschätzung Sachsen an der Sächsischen Akademie der Wissenschaften (TAS), Chemnitz

Cichorowski, Dr.-Ing. Georg, COOPERATIVE Infrastruktur und Umwelt, Darmstadt

Dehnhardt, Alexandra, Diplom-Ingenieurin, Institut für Ökologische Wirtschaftsforschung (IÖW), Berlin

· **Drechsler, Dr. Martin**, UFZ, Sektion Ökosystemanalyse, Leipzig

Fitting, Dr. Ingo, Forschungszentrum Jülich

· Ortrud Funck, Diplom-Geographin, UFZ, Abteilung Ökologische Ökonomie und Umweltsoziologie (ÖKUS), Leipzig

· **Geyler, Stefan**, Diplom-Biologe, UFZ, Abteilung Ökologische Ökonomie und Umweltsoziologie (ÖKUS), Leipzig

Glaser, Dr. Marion, Zentrum für Marine Tropenökologie (ZMT), Bremen

· **Gläßer, Dr. Walter**, UFZ, Sektion Hydrogeologie, Halle

Graw, Prof. Dr. Kai-Uwe, Universität Leipzig, Wirtschaftswissenschaftliche Fakultät, Bereich Bauwesen

Grobosch, Michael, Diplom-Volkswirt, Universität Tübingen, Wirtschaftswissenschaftliche Fakultät

Gruber, Bettina, Projektgruppe Elbe-Ökologie

Haase, Dagmar, Diplom-Geographin, Universität Leipzig, Institut für Geographie

Häfner, Klaus, Diplom-Ingenieur, Staatliches Umweltfachamt Leipzig (STUFA)

· **Hansjürgens, PD Dr. Bernd**, UFZ, Abteilung Ökologische Ökonomie und Umweltsoziologie (ÖKUS), Leipzig

· **Herzog, Dr. Felix**, UFZ, Sektion Angewandte Landschaftsökologie (ALOE), Leipzig

· **Horsch, Prof. Dr. Helga**, UFZ, Abteilung Ökologische Ökonomie und Umweltsoziologie (ÖKUS), Leipzig

· **Kabisch, Dr. Sigrun**, UFZ, Abteilung Ökologische Ökonomie und Umweltsoziologie (ÖKUS), Leipzig

- Kahl, Rolf**, Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Leiter des Referates 21:
Wasserversorgung, Abwasserbeseitigung, Wasserbau
- Kindler, Dr. Annegret**, UFZ, Sektion Angewandte Landschaftsökologie (ALOE), Leipzig
- Kirschten, Dr. Uta**, UFZ, Abteilung Ökologische Ökonomie und Umweltsoziologie (ÖKUS), Leipzig
- Klauer, Dr. Bernd**, UFZ, Abteilung Ökologische Ökonomie und Umweltsoziologie (ÖKUS), Leipzig
- Kneer, Dr. Georg**, UFZ, Abteilung Ökologische Ökonomie und Umweltsoziologie (ÖKUS), Leipzig
- Knogge, Thomas**, Diplom-Volkswirt, Universität Bremen, Fachbereich Wirtschaftswissenschaften
- Krönert, Prof. Dr. Rudolf**, UFZ, Sektion Angewandte Landschaftsökologie (ALOE)
- Lindenschmidt, Karl-Erich**, UFZ, Sektion Gewässerforschung, Magdeburg
- Linke, Sabine**, Diplom-Soziologin, UFZ, Abteilung Ökologische Ökonomie und Umweltsoziologie (ÖKUS), Leipzig
- Meißner, Prof. Dr. Ralph**, UFZ, Sektion Bodenforschung
- Messner, Dr. Frank**, UFZ, Abteilung Ökologische Ökonomie und Umweltsoziologie (ÖKUS),
Leipzig
- Metz, Dr. Aino-Marjetta**, UFZ, Geschäftsführung, Leipzig
- Meyerhoff, Jürgen**, Diplom-Volkswirt, TU Berlin, Institut für Management in der Umweltplanung
- Monsees, Jan**, Diplom-Volkswirt, Technische Universität Berlin, Institut für Stadt- und
Regionalplanung
- Moss, Dr. Timothy**, Institut für Regionalentwicklung und Strukturplanung (IRS), Erkner
- Oldiges, Prof. Dr. Martin**, Universität Leipzig, Juristenfakultät, Institut für Umwelt- und
Planungsrecht
- Petersen, PD Dr. Thomas**, Ruprecht-Karls-Universität Heidelberg, Alfred-Weber-Institut für Sozial-
und Staatswissenschaften
- Reincke, Prof. Dr. Heinrich**, Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe der Länder
Brandenburg, Hamburg, Meckl.-Vorpommern, Niedersachsen, Sachsen, Sachsen-Anhalt
und Schleswig Holstein (ARGE Elbe)
- Richter, Dr. Wilfried**, UFZ, Sektion Hydrogeologie, Halle
- Ring, Dr. Irene**, UFZ, Abteilung Ökologische Ökonomie und Umweltsoziologie (ÖKUS), Leipzig
- Rode, Dr. Michael**, UFZ, Projektbereich Fluß- und Seenlandschaften, Magdeburg
- Schiffer, Dr.-Ing. Lutz**, Arbeitsstelle Technikfolgenabschätzung Sachsen an der Sächsischen
Akademie der Wissenschaften (TAS), Chemnitz
- Socher, Dr. Martin**, Staatliches Umweltfachamt Leipzig (STUFA)
- Strohmeier, Dr. Phillip**, Bayreuth
- Tönsmann, Prof. Dr. Frank**, Universität Gesamthochschule Kassel, Fachbereich Bauingenieurwesen,
Fachgebiet Wasserbau und Wasserwirtschaft
- Unnerstall, Dr. Herwig**, Universität Leipzig, Juristenfakultät, Institut für Umwelt- und Planungsrecht
- Wätzold, Dr. Frank**, UFZ, Abteilung Ökologische Ökonomie und Umweltsoziologie (ÖKUS), Leipzig
- Weiß, Dr. Holger**, UFZ, Projektbereich Industrie- und Bergbaufolgelandschaften, Leipzig
- Wenzel, Dr. Volker**, Postdamer Institut für Klimafolgenforschung (PIK), Abteilung Integrierte
Systemanalyse

Leipzig, 2. Juli 1999

Beschluß zum Netzwerk "Integriertes Flußeinzugsgebietsmanagement und Sozioökonomie"

1. Nachhaltige Wasserbewirtschaftung aus einer ökologischen, ökonomischen und sozialen Perspektive erfordert ein integriertes Flußeinzugsgebietsmanagement. Dieser Anspruch soll mit der zu verabschiedenden EU-Wasserrahmenrichtlinie umgesetzt werden.
2. Die EU-Wasserrahmenrichtlinie schließt zwangsläufig sozioökonomische Aspekte ein. Diese betreffen die Erarbeitung und Umsetzung von Flußeinzugsgebietsplänen, die ökonomische Analyse als Grundlage der Ableitung kostendeckender Preise und der Beurteilung der Kosteneffektivität von Wasserschutzmaßnahmen sowie die Einbeziehung der Öffentlichkeit. Während die sozioökonomischen Schwerpunkte für ein integriertes Flußeinzugsgebietsmanagement durchaus formuliert sind, gibt es noch keine hinreichenden Antworten und Lösungen.
3. Sozioökonomische Forschungsfelder für ein integriertes Flußeinzugsgebietsmanagement sind:
 - Ganzheitlicher, auf die Multifunktionalität der Wasserressource bezogener Zielansatz und Zielfindungsprozeß
 - Voraussetzungen zur Anwendung des kombinierten (immissions- und emissionsbezogenen) Zielansatzes unter Bedingungen von Unsicherheit aus einer rechtlichen Perspektive
 - Untersuchung zur Erarbeitung und Umsetzung von Flußgebietsplänen unter Berücksichtigung der räumlichen und zeitlichen Variabilität der Wasserressource unter Einbeziehung der verantwortlichen Institutionen.
 - Modellierung der Wechselbeziehungen zwischen den flußgebietsbezogenen Wassersystemen sowie ökonomischen und sozialen Systemen.
 - Methodische Instrumentarien der Konfliktbewertung und -lösung in Umsetzung der Umweltqualitätsziele unter besonderer Berücksichtigung von Langzeitkalkülen, Unsicherheit sowie existenter wirtschafts- und sozialpolitischer Zielsetzungen.
 - Methodische Grundlagen der Ressourcenbewertung sowie der Ableitung entsprechender distributiver Formen
 - Möglichkeiten und Entwicklung partizipativer Ansätze und Formen zur Konfliktvermeidung und -lösung im Rahmen eines integrierten Flußeinzugsgebietsmanagements

- Sozioökonomische Rahmenbedingungen zur Implementation neuer Instrumente eines integrierten Flußeinzugsgebietsmanagements aus ökonomischer, rechtlicher und soziologischer Perspektive sowie in Abhängigkeit von verschiedenen Verwaltungsebenen (lokal bis international).
4. Die Forschung zu ökonomischen, sozialen und rechtlichen Fragen eines integrierten Flußeinzugsgebietsmanagements soll in Form eines Netzwerkes organisiert werden.
Das Netzwerk soll dienen:
 - als Diskussionsforum für disziplinübergreifende Forschungsfragen zum Wasserressourcenmanagement,
 - als Basis eines sozioökonomischen Informationsaustausches sowie
 - der Initiierung von Verbundprojekten, in denen sozioökonomischen Fragestellungen eine zentrale Bedeutung zukommt.
 5. Im Ergebnis des Workshops wird ein Thesenpapier erarbeitet, das allen Interessenten am Netzwerk als Diskussionsgrundlage für die weiteren Arbeitsschritte zugesandt wird.
 6. Die Aufgabe des Netzwerkmanagers wird Dr. Frank Messner übertragen.

Der Beschluß wurde einstimmig von den Teilnehmern des Workshops "Integriertes Flußeinzugsgebietsmanagement und Sozioökonomie" am 2. Juli in Leipzig verabschiedet.

Initiatoren des Netzwerkes:

Herr Kahl	Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Dresden
Dr. Socher	Staatliches Umweltfachamt, Leipzig
Prof. Dr. Oldiges	Juristenfakultät der Universität Leipzig
Dr. Rode	UFZ, Projektbereich Fluß- und Seenlandschaften; Leipzig
Dr. Kabisch	UFZ, Abt. Ökologische Ökonomie und Umweltsoziologie; Leipzig
Dr. Messner	UFZ, Abt. Ökologische Ökonomie und Umweltsoziologie; Leipzig
Prof. Dr. Horsch	UFZ, Abt. Ökologische Ökonomie und Umweltsoziologie; Leipzig

Kontaktadresse zum Netzwerk

Dr. Frank Messner
 UFZ-Umweltforschungszentrum Halle-Leipzig GmbH
 Abteilung ÖKUS
 Postfach 2
 04301 Leipzig
 Tel.: 0341 / 235-2204
 Fax: 0341 / 235-2511
 Email: messner@alok.ufz.de

UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
Abteilung Ökologische Ökonomie und Umweltsoziologie
Permoserstraße 15, 04318 Leipzig
Telefon 0341/235-2020
Telefax 0341/235-2511

Projektbereich Fluß- und Seenlandschaften
Brückstraße 3a, 39114 Magdeburg
Telefon 0391/8109-101
Telefax 0391/8109-111