

Bernd Hansjürgens und Sarah Herkle

Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis

Workshop II: Gewässer, Auen und Moore



Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis

Workshop II: Gewässer, Auen und Moore

Zweite Veranstaltung der Workshop-Reihe des Bundesamtes für
Naturschutz und des Helmholtz-Zentrums für Umweltforschung – UFZ
25.-29. April 2012, Internationale Naturschutzakademie Insel Vilm

**Bernd Hansjürgens
Sarah Herkle**



Titelfoto: Moorfrösche (A. Künzelmann, UFZ)

Redaktion und Bearbeitung:

Bernd Hansjürgens Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ
Permoserstr. 15, 04318 Leipzig
bernd.hansjuergens@ufz.de

Sarah Herkle Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ
Permoserstr. 15, 04318 Leipzig
sarah.herkle@ufz.de

Fachbetreuung im BfN:

Katharina Dietrich FG I 2.1 „Recht, Ökonomie und naturverträgliche regionale Entwicklung“

Die Beiträge der Skripten werden aufgenommen in die Literaturdatenbank „DNL-online“ (www.dnl-online.de).

BfN-Skripten sind nicht im Buchhandel erhältlich. Eine pdf-Version dieser Ausgabe kann unter <http://www.bfn.de> heruntergeladen werden.

Herausgeber: Bundesamt für Naturschutz
Konstantinstr. 110
53179 Bonn
Telefon: 0228/8491-0
Fax: 0228/8491-9999
URL: www.bfn.de

Der Herausgeber übernimmt keine Gewähr für die Richtigkeit, die Genauigkeit und Vollständigkeit der Angaben sowie für die Beachtung privater Rechte Dritter.

Die in den Beiträgen geäußerten Ansichten und Meinungen müssen nicht mit denen des Herausgebers übereinstimmen.

Nachdruck, auch in Auszügen, nur mit Genehmigung des BfN.

Druck: BMU-Druckerei

Gedruckt auf 100% Altpapier

ISBN 978-3-89624-054-5

Bonn-Bad Godesberg 2012

Vorwort

Wozu ökonomische Bewertung in der Naturschutzpraxis?

Die Leistungen von Ökosystemen und Biodiversität bilden in vielfältiger Weise die Grundlage für die Existenz unserer Gesellschaft, wobei dies auch oft erst auf den zweiten Blick zu erkennen ist. Das Konzept der „Ökosystemleistungen“ wurde entwickelt, um diese Vielzahl an Leistungen von Ökosystemen und die Bedeutung von Biodiversität systematisch zu erfassen. Es hat im Rahmen zahlreicher Handlungsvorschläge und Lösungsansätze mittlerweile Einzug in die Naturschutzpraxis gehalten, so etwa in der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt und in der Biodiversitätsstrategie der Europäischen Union für 2020.

Die „Inwertsetzung“ von Ökosystemleistungen gewinnt dabei zunehmend an Bedeutung. Unter Inwertsetzung ist jedoch nicht nur auf das in diesem Skript im Vordergrund stehende Aufzeigen von Werten durch ökonomische Bewertungsmethoden zu verstehen. Auch Instrumente, wie z.B. die Integration von Ökosystemleistungen in Produkte (z.B. naturverträglich erzeugte Lebensmittel oder Naturtourismus) oder die Schaffung neuer Märkte für Ökosystemleistungen (z.B. das Habitat Banking als Markt für Ausgleichsmaßnahmen) sind darunter zu fassen. Immer häufiger werden daher neuerdings ökonomische Argumente im Naturschutz angesprochen und verwendet. So zuletzt insbesondere in der internationalen TEEB-Studie „The Economics of Ecosystems and Biodiversity“ (2007 – 2011), die große Aufmerksamkeit erfahren hat. Von dieser Studie gehen weltweit zahlreiche Folgeaktivitäten aus. In Deutschland steht dabei das Vorhaben „Naturkapital Deutschland“ – TEEB DE“ (2012 – 2015) im Mittelpunkt. Das Projekt möchte ein stärkeres Bewusstsein für den Wert von Natur schaffen mit dem Ziel, dass dieser Wert – zusätzlich zur ethischen Verantwortung – künftig stärker in privaten, unternehmerischen und politischen Entscheidungen berücksichtigt wird. Anschauliche Beispiele sollen zeigen, wie relevante Akteure aus Politik und Wirtschaft den Schutz und die Erhaltung der Natur in Deutschland auch volkswirtschaftlich sinnvoll gestalten können, wenn sie diese schützen bzw. erhalten.

Dennoch besteht gegenüber dem ökonomischen Zugang zum Thema Natur auch Skepsis bei einigen Naturschützerinnen und Naturschützern. So wird z.T. eine „Bepreisung“ von Natur kritisiert. Auch sind Bedenken anzutreffen, dass sich Naturschutz gegenüber wirtschaftlichen Interessen nicht behaupten können, sollten ökonomische Denkmuster dabei in den Vordergrund treten. Der ökonomische Zugang, so wird befürchtet, schade eher einem angemessenen und sinnvollen Naturschutz, als dass er ihn befördere oder gar unterstütze.

Ökonomische Bewertung bedeutet aber keineswegs, dass der Natur ein Preisschild aufgedrückt wird – auch wenn diese Metapher mitunter aufgrund des Charmes der Vereinfachung verwendet wird. Doch so einfach ist es nicht. Ökonomische Bewertung von Natur kann keinen absoluten Gesamtwert angeben, sie bezieht sich im Gegenteil auf eine *Veränderung des Zustands, der Qualität* der Natur. Dies ist bei der verkürzten Bezeichnung von „Bewertung der Natur“ immer zu beachten. Somit kann ökonomische Bewertung Informationen über die tatsächlichen gesellschaftlichen Kosten und Nutzen verschiedener Alternativen der Naturnutzung liefern und dadurch bei der Entscheidungsfindung unterstützen.

Was vor diesem Hintergrund dringend geboten erscheint, ist eine Auseinandersetzung mit dem ökonomischen Ansatz einer Bewertung der Natur sowie den damit verbundenen Möglichkeiten und Grenzen. Nur wenn der ökonomische Ansatz angemessen eingeordnet und hinreichend verstanden wird, kann er auch gewinnbringend für den praktischen Naturschutz eingesetzt werden. Dabei zeigt sich immer wieder: Die Erweiterung der bisherigen Argumente für die Erhaltung und die nachhaltige Nutzung der Natur um ökonomische Begründungen kann den Naturschutz durchaus argumentativ befördern.

An dieser Stelle setzt die Workshop-Reihe „Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis“ des Helmholtz-Zentrums für Umweltforschung – UFZ und, des Bundesamts für Naturschutz (BfN) an. Durch einen Austausch zwischen Akteurinnen und Akteuren aus der Naturschutzpraxis und Wissenschaft soll die Anwendung ökonomischer Ansätze angeregt und erleichtert werden. Tagungsbände sollen die dort vorgetragenen und diskutierten Ansätze aufbereiten und festhalten. Insgesamt sind dazu vier Workshops vorgesehen:

- Workshop I (November 2011): Einführung und Grundlagen
- Workshop II (April 2012): Ansätze im Themenfeld „Gewässer, Auen und Moore“
- Workshop III (September 2012): Ansätze im Themenfeld „Wälder“
- Workshop IV (April 2013): Ansätze im Themenfeld „Landwirtschaftliche Flächen“

Der zweite Workshop ermöglichte es den Teilnehmerinnen und Teilnehmern, Grundlagen der ökonomischen Bewertung von Natur kennenzulernen sowie Fallbeispiele aus den Bereichen Gewässer, Auen und Moore zu diskutieren und sich über eigene Erfahrungen auszutauschen. Die Inhalte werden im vorliegenden Skript präsentiert.

Die Initiatoren und Veranstalter der Workshop-Reihe möchten die aus der Naturschutzpraxis kommenden Leserinnen und Leser anregen, sich mit dem ökonomischen Zugang zu Natur eingehend zu beschäftigen. Eine alleinige Berufung auf Ethik oder Ordnungspolitik zum Schutz der Natur ist nicht immer von Erfolg gekrönt. Es bedarf weiterer Argumente, auch ökonomischer. Dabei sollte immer im Blick behalten werden, dass diese *zusätzliche* Begründungen für den Naturschutz bieten und nicht für jede Situation die alleinige oder ideale Lösung aufzeigen können. Diese Reihe soll einen ersten Einblick in das umfangreiche Themenfeld der Inwertsetzung ermöglichen. Wir wünschen den Leserinnen und Lesern eine erkenntnisreiche Lektüre und viel Erfolg bei einer möglichen Anwendung ökonomischer Ansätze in der Praxis.

Bonn, Leipzig und Vilm, im August 2012

Katharina Dietrich,
Bernd Hansjürgens,
Carsten Neßhöver,
Norbert Wiersbinski

Inhaltsverzeichnis

1	Ökosystemleistungen und ökonomische Bewertung von Gewässern, Auen und Mooren – Grundlagen, rechtlicher Rahmen, Ansatzpunkte	7
1.1	Werte der Natur und ökonomische Bewertung – eine Einführung <i>Bernd Hansjürgens</i>	8
1.2	Rechtliche Rahmenbedingungen für die Anwendung des Konzeptes der Ökosystemleistungen <i>Herwig Unnerstall</i>	23
1.3	Technische Maßnahmen im Gewässerschutz zum Schutz von Ökosystemleistungen – Ansatzpunkte für ökonomische Bewertungen <i>Dietmar Mehl</i>	30
2	Ökonomische Bewertung und Inwertsetzung von Gewässern, Auen und Mooren – Bewertungsmethoden und Vorgehen	41
2.1	Der Nutzen aus der Gewinnung rezenter Auen entlang der Elbe – ein Beispiel für Zahlungsbereitschaftsanalyse und Ersatzkostenmethode <i>Jürgen Meyerhoff, Alexandra Dehnhardt</i>	42
2.2	Entscheidungshilfe durch KNA, KWA oder MCA <i>Bernd Hansjürgens</i>	58
2.3	Der TEEB-Sechs-Schritte-Ansatz zur Bewertung von Ökosystemleistungen – Eine wichtige Entscheidungshilfe <i>Sarah Herkle</i>	65
2.4	MoorFutures®: CO ₂ -Zertifikate aus Moorwiedervernässung <i>Achim Schäfer, John Couwenberg, Hans Joosten</i>	72
3	Ökosystemleistungen und ökonomische Bewertung von Gewässern, Auen und Mooren – wohin geht die Reise?.....	83
3.1	Zur Akzeptanz umweltökonomischer Bewertungsansätze in der Wasserwirtschaft <i>Alexandra Dehnhardt, Anna Schätzlein</i>	84
3.2	Was ist wichtig für die Naturschutzpraxis? – Zusammenfassung in dreizehn Thesen <i>Bernd Hansjürgens</i>	96
	Die Autoren	103

1 Ökosystemleistungen und ökonomische Bewertung von Gewässern, Auen und Mooren – Grundlagen, rechtlicher Rahmen, Ansatzpunkte

Was den Leser in diesem Kapitel erwartet

In Kapitel 1 werden wichtige Grundlagen zur ökonomischen Bewertung im Gewässerbereich vermittelt. Dabei wird neben dem ökonomischen Rahmen auch der rechtliche Rahmen beleuchtet und es werden Anknüpfungspunkte des ökonomischen Ansatzes für die Gewässerschutzpraxis erläutert.

- In Kapitel 1.1 wird der ökonomische Ansatz exemplarisch am Schutzgut Wasser dargestellt. Es wird das Konzept des ökonomischen Gesamtwerts vorgestellt und gezeigt, was „Werte“ im ökonomischen Verständnis sind. Auch wird ein Überblick über ökonomische Bewertungsmethoden gegeben und aufgezeigt, was der ökonomische Ansatz erfassen kann und was nicht.
- Kapitel 1.2 nimmt eine rechtliche Perspektive auf das Konzept der Ökosystemleistungen ein. Hier wird geschaut, inwieweit das Konzept im deutschen, naturschutzrelevanten Recht eine Rolle spielt und wo Synergien und Konflikte auftreten können.
- Das Kapitel 1.3 widmet sich der Nutzbarkeit und den Anknüpfungspunkten des ökonomischen Ansatzes für die Gewässerschutzpraxis zur Sicherstellung von Ökosystemleistungen. Dabei wird sowohl ein Überblick über Ökosystemleistungen der Gewässer als auch über technische Maßnahmen des Gewässerschutzes gegeben.

1.1 Werte der Natur und ökonomische Bewertung – eine Einführung

BERND HANSJÜRGENS
HELMHOLTZ-ZENTRUM FÜR UMWELTFORSCHUNG – UFZ

1.1.1 Was sind Werte? Zur Kontextabhängigkeit von Werten

Menschen haben „Werte“. Diese können sowohl immateriell sein, wie Freude an etwas oder Verantwortung für etwas oder jemanden, oder auch materiell, wenn Menschen bestimmte Dinge durch Zuweisung eines Geldwertes als wertvoll erachten. Alle diese Wertzuweisungen, egal ob explizit bekundet oder implizit durch entsprechendes Handeln erkennbar, reflektieren, inwieweit sich Menschen um das jeweilige materielle oder immaterielle Objekt sorgen oder kümmern, inwieweit es sie angeht, sie z.B. von der Veränderung seiner Qualität oder Quantität betroffen sind.

Dabei kann der Wert eines Objektes für verschiedene Menschen und auch für einen einzelnen Menschen auf ganz unterschiedlichen Aspekten beruhen. Menschen haben z.B. jeweils unterschiedliche materielle, moralische, spirituelle, ästhetische oder andere Interessen, die auch ihre Gedanken oder Einstellungen gegenüber der Natur prägen. Hinzu kommt, dass sie je nach ihrer Ausbildung, z.B. als Biologen, Hydrologen, Ingenieure, Juristen, Ökonomen usw. jeweils andere Wertvorstellungen bezüglich der Natur entwickelt haben. Sie assoziieren mit der Natur oft sehr verschiedene Aspekte, die sich aus ihren jeweiligen disziplinären Zugängen ergeben (EPA 2009: 13). Schließlich hängt der Wert der Natur im Einzelfall und für Einzelne bzw. eine Gruppe von Menschen in ganz besonderer Weise auch von der jeweiligen Nutzung ab.

Damit wird deutlich, wie sehr die Bewertung vom Kontext abhängig ist – es gibt nicht den einen und einzigen Wert der Natur (TEEB 2010: 149-181). Gleichwohl ist es enorm wichtig, auf den Wert der Natur hinzuweisen, damit ihr verantwortungsvoll umgegangen wird. Je konkreter sich dieser Wert ausdrücken lässt, umso bessere Chancen bestehen für den Schutz der Natur.

1.1.2 Was erfasst die ökonomische Bewertung? Das Konzept des ökonomischen Gesamtwertes

Es stellt sich die Frage, was bei einer ökonomischen Betrachtung als „Wert“ erfasst wird bzw. werden sollte, also was in diesem Wert enthalten ist/sein sollte – und was nicht. Adam Smith, der Urvater der Ökonomik, hat in seinem Buch „The Wealth of Nations“ (1776) auf den Nutzwert abgestellt, also den Wert der Nutzung (siehe Box). Für ihn ist der Nutzen eines Gutes, der einem Individuum oder einer Gesellschaft zugutekommt, die entscheidende Größe für den Wert des Gutes.

Tauschwert und Nutzwert

Der Begriff „Wert“ wird oft mit dem Tauschwert eines Gutes am Markt, also seinem Preis, gleichgesetzt. Ein Gut mit einem hohen (niedrigen) Tauschwert hat dann einen hohen (geringen) Preis. Durch eine solche Interpretation von Wert als Tauschwert hätte alles, was nicht auf Märkten gehandelt wird, keinen ökonomischen Wert.

Doch diese Sichtweise greift zu kurz und spiegelt den Stand der Ökonomik nicht richtig wider. Dies hat Adam Smith (1776) vor mehr als 200 Jahren (am Beispiel des Wassers) deutlich gemacht. Er hat zwischen „value in use“ (Nutzwert) und „value in exchange“ (Tauschwert) unterschieden, und dies an den Gütern Wasser und Diamanten verdeutlicht. Wasser hat i.d.R. einen geringen oder gar keinen Preis (Tauschwert), sobald es aber zur knappen Ressource wird, einen sehr hohen Nutzwert. Diamanten hingegen haben i. d. R. einen hohen Preis (Tauschwert), aber einen geringen Nutzwert. Der Nutzwert des Gutes Wasser weicht also offensichtlich von seinem Tauschwert (Preis) ab, er ist nicht identisch mit dem Preis. Und diese Erkenntnis gilt nicht nur für Wasser. Güter, die nicht auf Märkten gehandelt werden und daher keinen Preis haben, wie dies für die meisten Güter im Bereich der Natur gilt, weisen dennoch einen erheblichen ökonomischen Nutzwert für Einzelne und für die Gesellschaft als Ganzes auf.

Für das Verständnis der ökonomischen Denkweise ist anknüpfend hieran zentral, dass die Ökonomie davon ausgeht, dass nur das einen Wert besitzt, was dem Menschen in irgendeiner Form nützt. Es ist also ein Gebot der Klugheit, wenn Menschen die Natur schützen, weil sie sich damit letztlich Vorteile verschaffen (ESER ET AL. 2012). Der ökonomischen Bewertung liegt dabei die Auffassung zugrunde, dass eine Bewertung der Natur und ihrer Leistungen auf den Präferenzen der Menschen beruhen soll – und nicht etwa auf der fachlichen Kenntnis von Experten; es handelt sich um einen auf Präferenzen basierenden Ansatz. Die Leistungen der Natur für den Menschen (die Ökosystemleistungen) bilden dabei die Grundlage der Bewertung.

Basis für die Erfassung von umweltbezogenen Werten ist nach geltendem ökonomischem Verständnis das Konzept des „Ökonomischen Gesamtwertes“ („total economic value“). Hierbei handelt es sich um den Versuch, alle Arten von Nutzen der Natur und ihrer Leistungen für den Menschen zu erfassen und mit Werten zu belegen. Der ökonomische Gesamtwert unterteilt sich in verschiedene Einzelwerte, die in Abbildung 2 dargestellt sind (siehe TEEB 2010: 195).

Im Konzept des ökonomischen Gesamtwertes werden zunächst nutzungsabhängige und nicht-nutzungsabhängige Werte unterschieden. Die nutzungsabhängigen Werte stehen mit der Nutzung der Naturressourcen in Verbindung und werden üblicherweise in drei Wertkategorien untergliedert:

- Direkte Nutzwerte. Diese beinhalten z.B. die Nutzung der Natur und ihrer Leistungen für Konsum- und Produktionszwecke oder den Genuss einer schönen Landschaft.

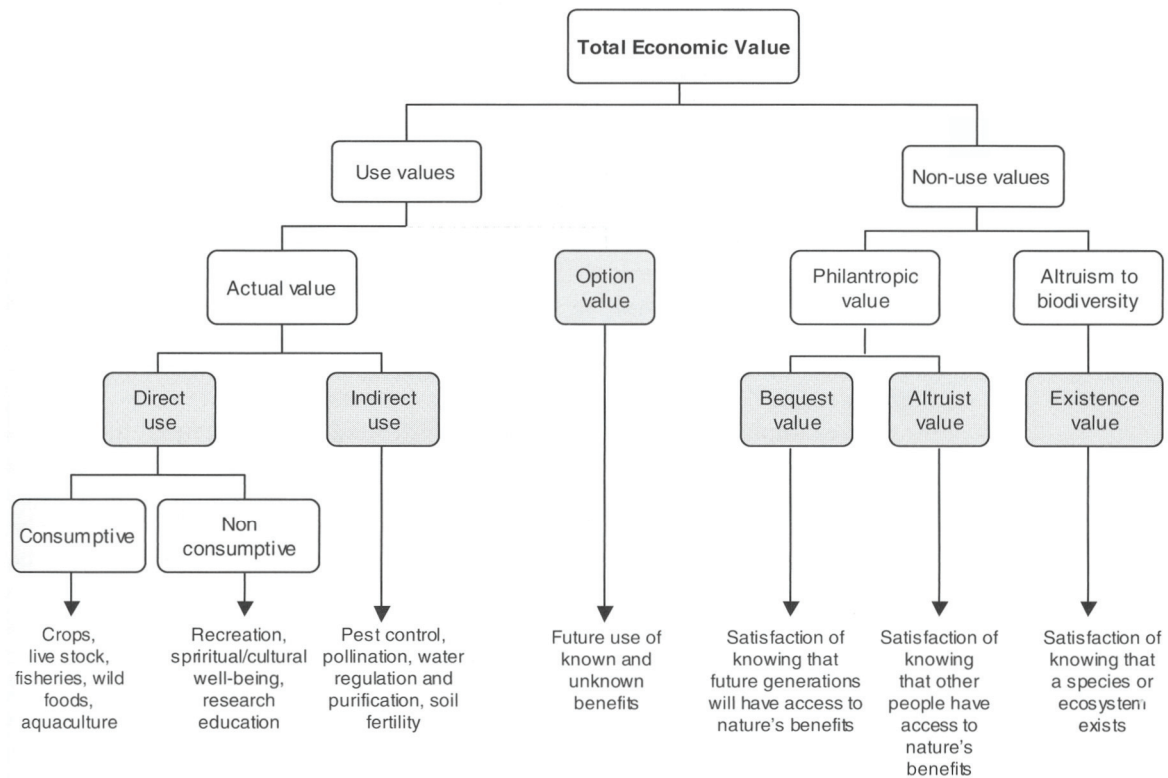


Abb. 2: Das Konzept des ökonomischen Gesamtwertes.
Quelle: TEEB (2010: 195).

- Indirekte Nutzwerte. Hier finden sich ökologische Leistungen der Natur wieder, die dem Menschen indirekt nützen, z.B. der Wert einer Aue als Retentionsfläche für Schadstoffe oder als Überschwemmungsfläche bei Hochwasser.
- Optionswert. Hierbei handelt es sich um eine Art Versicherungsprämie für die zukünftige, potenzielle Nutzung – z.B. die Option, die Natur als Genpool zu nutzen.

Die nicht-nutzungsabhängigen Werte sind von der Nutzung unabhängig. Hier werden unterschieden:

- Existenzwert. Allein die Kenntnis vom Vorhandensein einer seltenen Art sorgt für eine höhere Zufriedenheit und stiftet somit einen positiven Nutzen, stellt einen Wert dar.
- Vermächtniswert. Er entsteht aus dem Anliegen, nachfolgenden Generationen die Natur so zu hinterlassen, dass diese denselben Nutzen aus ihr ziehen können, wie die heutige Generation.
- Altruistischer Wert. Er entsteht daraus, dass Menschen mitunter einen Nutzen empfinden, wenn andere Menschen einen Zugang zu Umweltressourcen haben.

Folgende drei Aspekte zum ökonomischen Gesamtwert sind zu betonen:

- (1) Das Konzept des ökonomischen Gesamtwertes ist wesentlich breiter und erfasst deutlich mehr Werte, als dies von Nicht-Ökonomen vielleicht angenommen wird. Die Werte gehen über einen direkten Nutzen oder gar i.e.S. den Nutzen der Natur allein für die Wirtschaft (= wirtschaftlichen Nutzen) weit hinaus. Ganz wesentlich befördert dieses Konzept auch den Schutz und die nachhaltige Nutzung der Natur, indem es auch den indirekten Nutzen der Natur deutlich aufzeigt. Somit werden der Schutz und die nachhaltige Nutzung der Natur selbst auch als für die Menschen wertvoll berücksichtigt. Die alleinige Erfassung des direkten Nutzens entspräche einer engen anthropozentrischen Sicht. Durch die Erfassung der indirekten Werte hingegen wird eine gemäßigt anthropozentrische Position vertreten (WBGU 1999).
- (2) Aus welchen Motiven ein Mensch dabei bereit ist, die Natur zu schützen (z.B. Religion, Vererbung einer intakten Natur an die Kinder), ist aus ökonomischer Sicht letztlich gleichgültig. Es kommt nur darauf an zu erfassen, ob die Menschen bereit sind, für den Erhalt der Natur etwas herzugeben, ob sie also – ökonomisch ausgedrückt – eine positive Zahlungsbereitschaft aufweisen.
- (3) Der Wert der Natur „an sich“ (ihr Eigenwert) wird im ökonomischen Ansatz nicht erfasst. Manchmal wird für den Wert „an sich“ auch der Begriff „intrinsischer“ Wert verwendet, im Gegensatz zu den oben genannten instrumentellen Werten als Mittel, die auch als „extrinsisch“ bezeichnet werden (siehe etwa ROGERS ET AL. 1998, ROGERS ET AL. 2002, YOUNG 2005). Gebräuchlich sind darüber hinaus die Begriffe „anthropozentrisch“ und „bio- oder ökozentrisch“, um diese beiden unterschiedlichen Sichtweisen auf die Umwelt zu beschreiben (siehe z.B. WBGU 1999). Die anthropozentrische Sicht räumt dabei den Präferenzen der Individuen bezüglich z.B. der Wasserressourcen Priorität ein, der Bewertungsansatz ist somit ein ökonomischer, während die bio- oder ökozentrische Sicht biologische, biophysische oder auch energetische Aspekte in den Vordergrund rückt (EPA 2009: 13).

1.1.3 Von den Werten zur Bewertung: warum ökonomische Bewertung und wie geht man dabei vor?

Warum überhaupt ökonomische Bewertung?

Die Ökonomie stellt wichtige Entscheidungsgrundlagen für den Umgang mit Knappheit bereit. Knappheit bedeutet in unserem Zusammenhang, dass die Natur und die damit verbundenen Ökosystemleistungen nicht unbegrenzt zur Verfügung stehen. Bei Entscheidungen, die die Natur betreffen, gilt es also abzuwägen: Welche Effekte bzw. Veränderungen des Naturzustands sind mit einer Entscheidung verbunden und was gewinnen oder verlieren wir durch die Entscheidung? Die folgende Abbildung 3 veranschaulicht den Zusammenhang am Beispiel von Auenflächen: Bestimmte Nutzen und Kosten werden bei Entscheidungen über die Trockenlegung und anderweitige Nutzung von Auenflächen berücksichtigt, andere hingegen werden oft ausgeblendet. Fehlentscheidungen, hier der Verlust von Auenflächen, die bei einer Berücksichtigung aller Nutzen und Kosten hätten erhalten werden müssen, sind dann die Folge (siehe NATURKAPITAL DEUTSCHLAND – TEEB DE 2012).

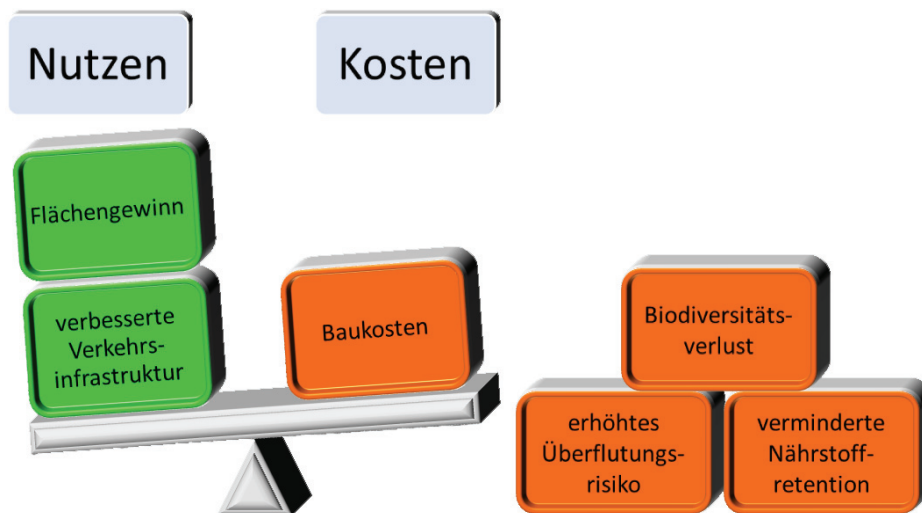


Abb. 3: Die oft schiefe Waagschale bei der Betrachtung von Nutzen und Kosten einer Nutzungsänderung von Auenflächen.

Quelle: NATURKAPITAL DEUTSCHLAND – TEEB DE (2012).

Der Grund dafür, dass Leistungen der Natur allzu oft nicht erfasst und bei Entscheidungen nicht berücksichtigt werden, liegt darin, dass es sich bei der Natur und ihren Ökosystemleistungen (siehe dazu auch die folgende Box) zumeist um sogenannte öffentliche Güter handelt: obwohl die Bürger Präferenzen für diese Güter haben, werden diese nicht offengelegt. Es gibt auch keine Märkte, auf denen diese Güter gehandelt oder gegeneinander abgewogen werden.

Ökosystemleistungen und Naturkapital

Die verschiedenen Leistungen der Natur, die „Ökosystemleistungen“, sind Voraussetzung für die Produktion zahlreicher Güter und Dienstleistungen sowie für unsere Gesundheit und unser Wohlergehen. Genauer gesagt bezeichnen Ökosystemleistungen direkte und indirekte Beiträge von Ökosystemen zum menschlichen Wohlergehen, d.h. Leistungen und Güter, die dem Menschen einen direkten oder indirekten wirtschaftlichen, materiellen oder gesundheitlichen Nutzen bringen. In Abgrenzung zum Begriff Ökosystemfunktion entsteht der Begriff Ökosystemleistung aus einer anthropozentrischen Perspektive und ist an einen Nutzen des Ökosystems für den Menschen gebunden.

Die Natur bildet damit im ökonomischen Sinne ein „Kapital“ und ihre Leistungen lassen sich als „Dividende“ auffassen, die der Gesellschaft zufließt. Die Erhaltung des natürlichen Kapitalstocks ermöglicht es, diese Dividende auch künftigen Generationen dauerhaft bereitzustellen. Das "Naturkapital" stellt zusammen mit Sachkapital (Maschinen, Produktionsanlagen etc.), Geldkapital, Arbeit und Humankapital (Wissen) die Grundlage für Wertschöpfung und Wohlergehen dar. Naturschutz und nachhaltiger Umgang mit unseren natürlichen Lebensgrundlagen sind daher ein Gebot ökonomischer Weitsicht und Verantwortung.

Genau hier setzt die ökonomische Bewertung an. Bei einer Veränderung des Zustands der Natur, z.B. einer Verknappung der Natur und ihrer Leistungen kann sie die tatsächlichen oder drohenden Nutzungseinbußen für die Gesellschaft erkennbar machen und damit solche politischen Entscheidungen unterstützen, die im Bereich des Naturschutzes dazu beitragen, sich einer möglichst großen volkswirtschaftlichen Gesamtwohlfahrt anzunähern. Die Nachteile für die Natur und somit für den Menschen, insbesondere die Gefährdung der von der Natur bereitgestellten Ökosystemleistungen, sollen durch die ökonomische Bewertung transparent gemacht werden, um eine Entscheidungshilfe zu schaffen.

Wie geht man bei der Bewertung vor?

Es kann nur das gezielt erhalten und gepflegt bzw. unterhalten werden, dessen sich der Mensch bewusst ist. Nur solche „Güter“ im weitesten Sinne werden in Entscheidungsprozesse einbezogen, die man nicht als gegeben ansieht, sondern für die man eine Achtsamkeit entwickelt hat. Bezüglich der Natur setzt Achtsamkeit und Wertschätzung Wissen voraus. Damit Naturkapital und Ökosystemleistungen überhaupt oder vielleicht sogar angemessen in Entscheidungen berücksichtigt werden, ist es also wichtig, konkrete Kenntnisse über den derzeitigen physischen Bestand, über dessen Veränderungen im Lauf der Zeit, einschließlich der jeweiligen Ursachen, sowie über die spezifischen Nutzungen und Werte zu erlangen (siehe auch TEEB 2012). Hierzu ist ein Dreiklang - bestehend aus drei Hauptschritten - erforderlich: Die Leistungen der Natur sind (i) zu identifizieren, (ii) mittels geeigneter Indikatoren und Kennziffern zu erfassen sowie (iii) mit geeigneten Methoden zu bewerten. Es ist wichtig zu betonen, dass die ökonomische Bewertung erst als dritter Schritt erfolgen kann, erst, nachdem die vorhergehenden beiden Schritte erfolgreich durchgeführt worden sind. Die folgende Abbildung 4 gibt die Zusammenhänge wieder.

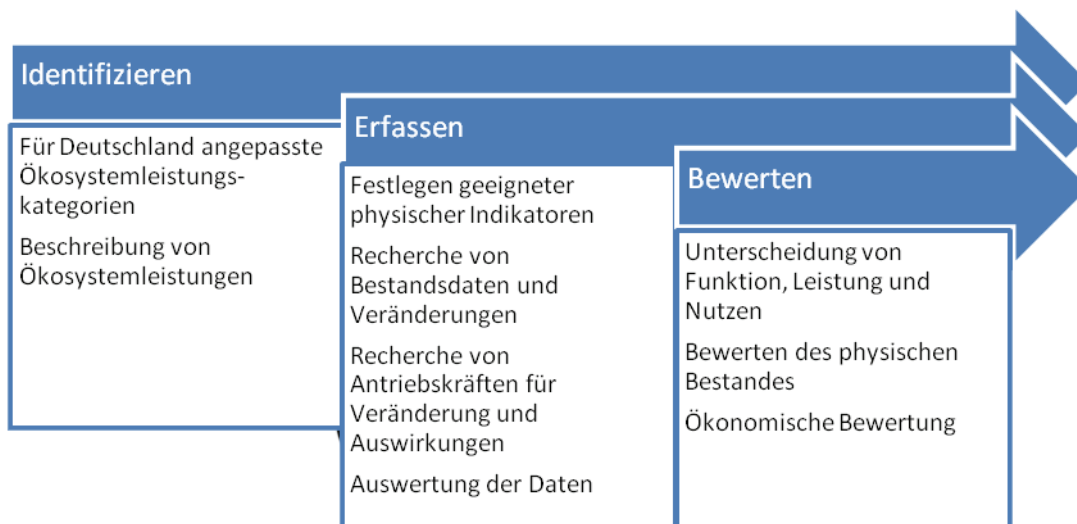


Abb. 4: Schritte ökonomischer Bewertung.
Quelle: NATURKAPITAL DEUTSCHLAND – TEEB DE (2012).

(i) Ökosystemleistungen identifizieren

Für die Identifikation von Ökosystemleistungen kann auf ihre Einteilung in Versorgungsleistungen, Regulierungsleistungen, kulturelle Leistungen und Basisleistungen zurückgegriffen werden. Internationale Studien wie zum Beispiel das Millennium Ecosystem Assessment (MA 2005) oder die TEEB-Studien (siehe dazu <http://www.teebweb.org/>) bieten auch etwas abweichende Ansätze zur Kategorisierung und Inventarisierung von Ökosystemleistungen. Wie immer diese Ansätze auch aussehen: entscheidend ist, diese bei nationaler, regionaler oder lokaler Umsetzung den speziellen naturräumlichen und gesellschaftlichen Verhältnissen anzupassen.

(ii) Ökosystemleistungen erfassen

An die Identifikation der Ökosystemleistungen schließt sich ihre Erfassung an. Die Erfassung kann anhand einer Vielzahl verschiedener Einzeldaten erfolgen. Damit sie effizient und auch wiederholbar durchgeführt wird, ist es erforderlich, geeignete Indikatoren für die physische Erfassung auszuwählen. „Geeignet“ bedeutet, dass aus den Daten Rückschlüsse auf das Untersuchungsobjekt der Erfassung gezogen werden können. (z.B. Menge des produzierten Grünfutters). Außerdem muss bei der Erfassung berücksichtigt werden, für welchen Zeitraum (z.B. im Jahr 2012) und welches Gebiet (z.B. Baden-Württemberg, Bundesrepublik Deutschland) der Indikator erhoben werden soll. Mit dem Indikator verbunden ist die Recherche nach den erforderlichen Daten, die über den Zustand (z.B. produziertes Grünfutter) bzw. die Veränderung des Indikators (Zu-/Abnahme der Produktionsmenge gegenüber dem Vorjahr) Auskunft geben. Darüber hinaus ist es hilfreich festzustellen, was den Indikator beeinflusst (z.B. Veränderung des Milchpreises, Auflagen für die Grünlandbewirtschaftung) und was die möglichen Folgen von Veränderungen solcher Einflussgrößen sind (z.B. Intensivierung der Bewirtschaftung von Extensivgrünland, Umbruch von Grünland zu Ackerland), um sich ein möglichst umfassendes Bild zu machen.

Die Erfassung von Ökosystemleistungen hat auf politischer Ebene mittlerweile eine hohe Priorität erlangt. Ziel 2 der europäischen Biodiversitätsstrategie sieht vor, dass die EU-Mitgliedsstaaten bis 2014 die Leistungen der Ökosysteme auf ihrem jeweiligen Hoheitsgebiet erfasst haben.

(iii) Ökosystemleistungen bewerten

Die Bewertung stellt den dritten Schritt des Dreiklangs „Identifizieren – Erfassen – Bewerten“ dar. Für die Bewertung selbst stehen vielfache Methoden zur Verfügung (siehe unter 1.1.4). Dabei ist darauf hinzuweisen, dass die Wahl der Bewertungsmethoden Einfluss hat auf das, was tatsächlich erfasst wird (also Rückwirkungen entfaltet), und damit auch auf das, was verborgen bleibt. Die Bewertung ökologischer Funktionen und resultierender Leistungen wirft insbesondere die Frage auf, inwieweit eine Monetarisierung (Zuordnung von Geldäquivalenzen) von Veränderungen der Naturressourcen den „wahren“ Wert des Ökosystems erfasst (siehe auch Abbildung 5).

Mit Blick auf die Monetarisierung ist folgendes zu betonen: Aus dem Gesamtbereich der Ökosystemleistungen erfasst die ökonomische Bewertung zumeist nur einen kleinen Aus-

schnitt. Es gibt viele Werte, die sich einer Monetarisierung entziehen. In diesem Fall kann allenfalls versucht werden, auftretende Schäden am Ökosystem mengenmäßig abzuschätzen, ohne den Schäden einen in Geldeinheiten ausgedrückten Wert beizumessen. Wenn auch eine quantitative Abschätzung auftretender Effekte nicht möglich ist, etwa in Folge von unzureichenden Informationen oder aufgrund von Unsicherheiten (und damit fehlenden Indikatoren und Kennziffern), bleibt nur noch eine qualitative Erfassung der auftretenden Umweltschäden in Form von Beschreibungen und Erläuterungen des mit dem Ökosystem verbundenen Nutzens. Bei all diesen Überlegungen ist schließlich zu beachten, dass wir viele Zusammenhänge bezüglich der Funktionen und Leistungen von Ökosystemen nicht kennen – es bestehen Wissenslücken, d.h. dass weder die Schadenshöhe noch die Eintrittswahrscheinlichkeit bestimmt werden kann. Und was nicht vergessen werden darf: wahrscheinlich sind sogar nur wenige dieser Wissenslücken überhaupt bekannt und wir wissen in manchen Bereichen rein gar nichts von der biologischen Vielfalt sowie ihren Funktionen und Leistungen.

All dies macht deutlich, dass durch eine Monetarisierung überhaupt nur ausgewählte Werte erfasst werden können. Dies kann dazu führen, dass ein „Eisberg-Effekt“ auftritt: nur die Spitze des Eisbergs wird sichtbar, während der weitaus größte Teil des Eisbergs verborgen bleibt. Die folgende Abbildung 5 veranschaulicht diese Aspekte schematisch.

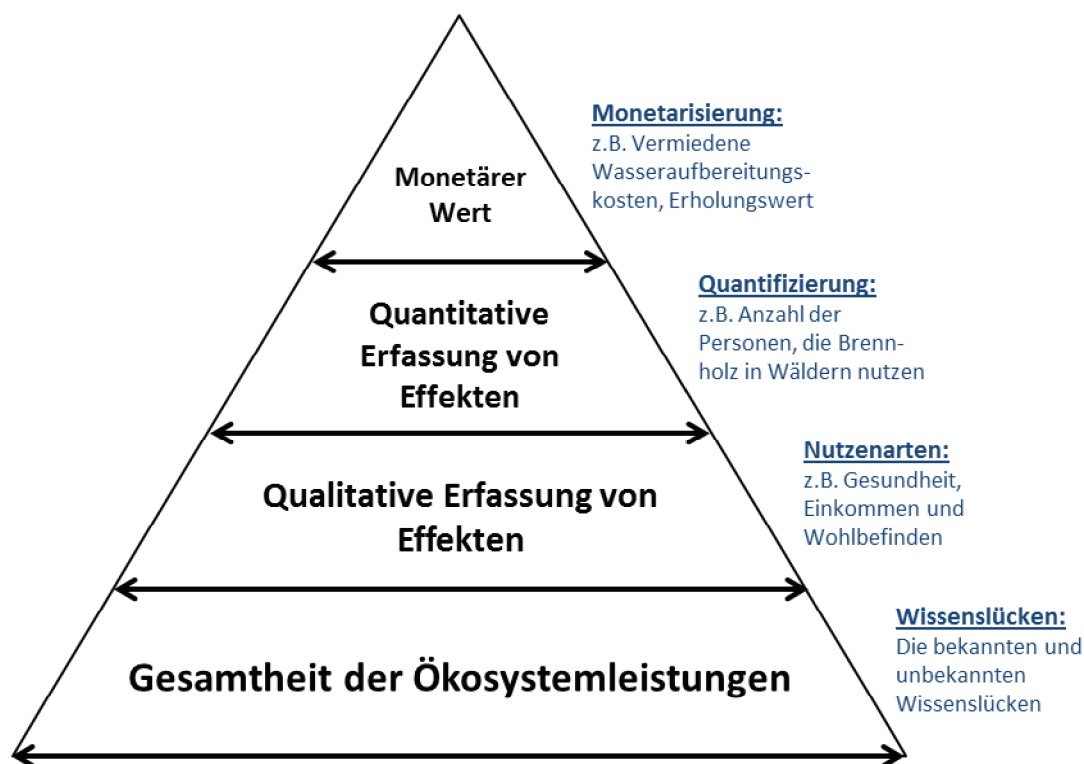


Abb. 5: Werte von Biodiversität und Ökosystemen und ihre Erfassung.
Übersetzt nach P. ten Brink in TEEB (2008: 33).

1.1.4 Welche ökonomischen Bewertungsmethoden stehen zur Verfügung?

Ökonomische Ansätze der Nutzenbewertung versuchen, den individuellen Nutzen jedes Einzelnen zu bewerten, der von einer Ökosystemleistung direkt oder indirekt profitiert. Der Wert des Nutzens wird dabei üblicher-, aber nicht notwendigerweise, in Geld ausgedrückt. Wenn der Preis (als Tauschwert) nicht zur Verfügung steht, werden andere Wege beschritten. Beispiele sind: vermiedene Schadenskosten, verringerte Bereitstellungs- oder Produktionskosten, zusätzliche Nettoerlöse (Erlös abzüglich Kosten bei marktfähigen Gütern) oder Zahlungsbereitschaften (wie viel Geld wäre man für eine Veränderung von Menge und/oder Qualität eines (Natur-)Gutes maximal bereit zu bezahlen?). Der volkswirtschaftliche Gesamtwert der Änderung eines Ökosystems und seiner Leistungen ist die Summe aller daraus resultierenden Nutzen und Kosten.

An dieser Stelle können die ökonomischen Bewertungsmethoden nicht ausführlich dargestellt werden. Dazu sei auf die einschlägige umweltökonomische Literatur verwiesen. Ein gestraffter Überblick über wichtige Bewertungsansätze ist der Box auf den folgenden beiden Seiten zu entnehmen. Sie entstammt einer ähnlichen Zusammenstellung aus DEFRA 2007, TEEB 2010 und HANSJÜRGENS 2011.

Die Frage ist, auf welche der genannten Bewertungsmethoden man im konkreten Fall zurückgreift. Die Wahl des Bewertungsverfahrens hängt sehr stark vom betrachteten Gegenstand, den zur Verfügung stehenden Daten und den zeitlichen und finanziellen Möglichkeiten ab. So sind manche Wertkategorien, z.B. Existenzwerte oder Vermächtniswerte, überhaupt nur mittels Zahlungsbereitschaftsanalysen erfassbar, die anderen Bewertungsverfahren können dies nicht leisten. Möchte man also den Wert einer seltenen Art erfassen, bei der man davon ausgeht, dass ihre Existenz den Menschen etwas bedeutet, so kann man hierfür nur entsprechende Befragungen zur Zahlungsbereitschaft durchführen.

Für bestimmte komplexe Umweltprobleme kann es auch sinnvoll sein, verschiedene Ansätze gleichzeitig heranzuziehen. Beispielsweise haben GROSSMANN ET AL. (2010) bei einer Studie zu den Wirkungen einer Auenrenaturierung mehrere Methoden angewendet:

1. die Hochwasserschutzwirkung mit der Schadenskostenmethode erfasst,
2. die Erhöhung der Selbstreinigungskraft des Gewässers mit den geringsten Kosten, die anderweitig aufzuwenden wären, um den gleichen Reinigungseffekt zu erreichen (Vermeidungskosten), und
3. die Erholungs- und Lebensraumfunktion mit direkten Befragungen zur Zahlungsbereitschaft.

Der Wert von Ökosystemleistungen:

Übersicht über häufig genutzte Bewertungsmethoden

Die folgende Übersicht stellt die am häufigsten genutzten Bewertungsmethoden (ökonomische und nicht-ökonomische) zur Einschätzung des Wertes von Ökosystemleistungen dar. Sie können (je nach Eignung) für die Bewertung von Wasser in Landschaften und andere Fragestellungen herangezogen werden.

I. Marktanalyse (Marktbewertungsmethoden)

Bei den Marktbewertungsmethoden werden drei übergeordnete Ansätze unterschieden:

1. Preisbasierte Ansätze – sie beruhen direkt auf Marktpreisen;
2. Kostenbasierte Ansätze – sie beruhen z.B. auf Schätzungen der Kosten, die entstehen würden, wenn die von Ökosystemen erbrachten Dienstleistungen auf künstliche Weise (neu) bereitgestellt werden müssten; (Ersatzkosten) oder auf Schätzungen der Kosten, die durch Umweltschäden verursacht werden (Schadenskosten);
3. Produktionsfunktionsbasierte Ansätze – sie werten die Umwelt als Produktionsfaktor.

II. Methoden der offenbarten Präferenzen

Die Methoden der offenbarten Präferenzen (revealed preferences) leiten Werte aus Daten ab, die auf wirklichem (vergangenem) Verhalten beruhen. Sie vertrauen auf die Verbindung zwischen einer gehandelten Ware und der Ökosystemleistung sowie auf die Tatsache, dass die Nachfrage nach der Ware von der Qualität der Ökosystemleistung beeinflusst wird. Menschen enthüllen ihre Präferenzen durch ihre (Auswahl-)Entscheidungen. Die zwei wichtigsten Methoden sind die Reisekostenmethode und der hedonische Preisansatz.

Die Reisekostenmethode. Die Reisekostenmethode wird vor allem für die Bestimmung des Erholungswertes verwendet, der mit Biodiversität und Ökosystemleistungen verbunden ist. So kann beispielsweise der Besuch eines Sees einen solchen Erholungswert aufweisen. Die Methode beruht auf der Grundannahme, dass Freizeitaktivitäten mit Kosten verbunden sind (direkte Ausgaben für Anreise oder Eintrittsgeld und Opportunitätskosten – als Kosten der entgangenen Gelegenheit – der aufgewendeten Reisezeit). Genutzt wird sie hauptsächlich, um den Erholungswert eines Ortes zu messen und um zu schätzen, welcher Wert auf dem Spiel stünde, wenn dieser Ort beschädigt würde.

Der hedonische Preisansatz (Immobilienpreismethode). Der hedonische Preisansatz nutzt Informationen über die implizite Nachfrage nach einem Umweltattribut, die über gehandelte Güter offenbart wird. So besitzen z.B. Häuser oder Grundbesitz im Allgemeinen verschiedene Attribute (Anzahl der Zimmer, Nähe zum Stadtzentrum), von denen einige die Umwelt betreffen (z.B. Nähe zum Wald oder der Ausblick auf einen schönen See). Der hedonische Preisansatz wird genutzt, um Preise von Häusern, die z.B. in der Nähe eines Waldes oder eines Sees stehen, den Preisen weiter entfernt liegender und in den anderen Eigenschaften vergleichbarer Häuser gegenüberzustellen. Der höhere Preis in der Nähe des Waldes oder des Sees wird als Wert des Umweltgutes angesehen.

III. Methoden der geäußerten Präferenzen

Methoden der geäußerten Präferenzen (stated preferences) basieren auf der Nachfrage nach einer bestimmten Ökosystemleistung (oder einer Änderung in ihrem Vorhandensein). Die Methode umgeht den Bedarf nach Marktdaten, in dem sie die Nachfrage mit Hilfe eines hypothetischen Marktes misst. In Befragungen werden Zahlungsbereitschaften für geschene oder geplante Umweltveränderungen erhoben, um trade-offs beurteilen oder einstufen zu können. Üblicherweise werden die Antworten mit Hilfe von standardisierten Umfrageverfahren erhoben, die eine repräsentative Auswahl der Bevölkerung einbeziehen.

Es gibt jedoch Schwierigkeiten bei der Konstruktion hypothetischer Märkte. Die Methoden der geäußerten Präferenzen sind die am häufigsten kritisierten Bewertungsmethoden, da manche Kritiker darauf verweisen, dass es oft unklar ist, was genau Menschen bewerten (eine Dienstleistung, alle Dienstleistungen etc.), und ob die Befragten nicht vielleicht strategisch geantwortet haben, also in der Realität anders handeln würden.

Die wichtigsten Methoden der geäußerten Präferenzen sind:

Kontingente Bewertungsmethode. Diese Methode nutzt Fragebögen um zu erfahren, wie viel Menschen zu zahlen bereit wären, um Ökosysteme – und die durch sie bereitgestellten Leistungen – zu schützen oder ihren Zustand zu verbessern. Alternativ wird gefragt, wie viel geboten werden müsste, damit deren Verlust oder deren Verschlechterung akzeptiert würden.

Choice Modelle. Die Befragten werden mit zwei oder mehr alternativen Situationen konfrontiert, zwischen denen sie eine Wahl treffen müssen. Die Situationen werden durch eine Vielzahl von Eigenschaften beschrieben (u.a. die Art der erwarteten Ökosystemleistungen) und unterscheiden sich durch unterschiedliche Ausprägungen dieser. Eine Eigenschaft ist der Geldbetrag, den die befragten Teilnehmer in den verschiedenen Situationen zahlen müssten.

Die Methoden der geäußerten Präferenzen können sowohl für Bewertungen vor (ex ante) als auch nach (ex post) Veränderungen von Ökosystemleistungen eingesetzt werden.

IV. Prozessbezogene Methoden – Gruppenbasierte Verfahren

Gruppenbasierte Verfahren umfassen 1) politische Befragungsprozesse, die zur Erhebung qualitativer Präferenzen oder der Konsensfindung genutzt werden, und 2) deliberative Gruppenbewertungen, die Methoden der geäußerten Präferenzen mit Elementen von Beratungsprozessen verbinden, um Werte zu erforschen, wie z.B. Wertepluralismus, Inkommensurabilität, nicht-menschliche Werte, oder soziale Gerechtigkeit.

Das unter IV genannte Verfahren gehört zwar nicht zur ökonomischen Bewertung, sollte aber immer auch in Betracht gezogen werden, da es besonders bzgl. der Akzeptanz von Maßnahmen eine wichtige Rolle spielen kann.

Der Durchführung einer kontingenten Bewertungsmethode stehen oft hohe Kosten entgegen. Solche Fragebogenaktionen bedürfen einer aufwändigen Planung, Vorbereitung, Durchführung und Auswertung, die oft nur von Spezialisten geleistet werden kann, die Erfahrung mit derartigen Befragungen haben. Aus diesem Grunde wurde zusätzlich zu den in der obigen Box genannten Verfahren der Ansatz des Benefit Transfer entwickelt. Hier versucht man, die Informationen aus bereits durchgeführten Studien auf einen neuen Sachverhalt zu übertragen, indem man die ermittelten Werte der Ausgangsstudien heranzieht, auf den neuen Sachverhalt „transferiert“ und anpasst. Ausführungen zu diesem Verfahren und Problemen bei der Anwendung finden sich in Kapitel 2.5 des ersten Tagungsbandes der Reihe „Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis“ (HANSJÜRGENS ET AL. 2012).

1.1.5 Fazit

In diesem Kapitel standen Aspekte der ökonomischen Bewertung im Vordergrund. Ökonomische Bewertung ist nicht gleichzusetzen mit dem ökonomischen Ansatz. Der ist umfassender, indem er auch Betrachtungen zu Instrumenten sowie zur adäquaten Ausgestaltung von Regeln, Normen und Verfahren – Ökonomen sprechen hier von Institutionen – beinhaltet. Der passende Begriff, der diese Aspekte einschließt und von der ökonomischen Bewertung abgrenzt, ist der Begriff der Inwertsetzung (siehe auch Box).

Ökonomische Bewertung und ökonomische Inwertsetzung

Ökonomische Bewertung der Natur zielt darauf ab, für sogenannte öffentliche Güter (für die kein Markt besteht) eine „Wertbeimessung“ (Darstellung von Werten möglichst in Geldeinheiten) vorzunehmen. Die ökonomische Bewertung versucht dazu, die Präferenzen der Bürgerinnen und Bürger, die von einer Maßnahme, einem Projekt oder einer Umweltveränderung betroffen sind, durch geeignete Bewertungsmethoden zu erfassen. Die Bewertungsmethoden beziehen sich demzufolge auf in einem bestimmten (Markt-) Verhalten offenbarte oder auf geäußerte Präferenzen.

Ökonomische Inwertsetzung von Natur beschränkt sich nicht nur auf die Methoden ökonomischer Bewertung zur Darstellung von Werten. Vielmehr werden auch Instrumente, wie die Integration von Ökosystemleistungen in Produkte (z.B. Bioprodukte) oder die Schaffung von Märkten für Ökosystemleistungen, als Inwertsetzung bezeichnet

Wichtig für das Verständnis der ökonomischen Bewertung ist, dass man sich zunächst vor Augen führt, was „Werte“ überhaupt sind. Werte sind Ergebnis einer Einschätzung durch Personen und damit immer subjektiv. Objektive Werte gibt es nicht. Hieran anknüpfend ist herauszustellen, was der ökonomische Ansatz der Bewertung erfasst – und was nicht. Es wurde deutlich gemacht, dass der ökonomische Ansatz keinesfalls alle Werte erfasst, die die Natur aufweist. Vielmehr wird immer nur ein Ausschnitt an Werten erfasst – und zwar der Ausschnitt, der dem Menschen in irgendeiner Form einen Nutzen erbringt. Dass diese

Sichtweise immerhin breiter ist, als es auf den ersten Blick erscheinen mag, wurde am Konzept des ökonomischen Gesamtwertes deutlich.

Die ökonomische Bewertung der Natur mittels ökonomischer Bewertungsmethoden ist vielleicht ebenso schwierig wie erstrebenswert. Es muss im Einzelfall aus der Fülle von Bewertungsmethoden die geeignetste ausgewählt werden, was viel Erfahrung voraussetzt. Oft wird eine Menge Pragmatismus erforderlich sein und evtl. müssen Abstriche bei methodischen Feinheiten im Sinne der Aussagefähigkeit in Kauf genommen werden. Trotzdem sollten lieber auch grobe Einschätzungen abgegeben werden, solange sie in ihrer Richtung eindeutig bestimmbar sind, als dass der Nutzen der Natur für den Menschen bei Entscheidungsfindungen überhaupt nicht berücksichtigt wird. Besser also eine unvollständige Bewertung als gar keine Bewertung. Idealerweise sollte die Erfahrung der in diesem Bereich tätigen Wissenschaftler den Naturschutzpraktikern zur Verfügung gestellt werden, um zu guten Ergebnissen zu gelangen. Gleichzeitig kann die Wissenschaft von den Kenntnissen des Naturschutzes erheblich profitieren, um die Bewertungsmethoden weiter zu verbessern. Die Güte der Bewertung wie auch der verwendeten Methoden kann letztlich nur mit Blick auf den betrachteten Einzelfall beurteilt werden.

Schließlich ist zu betonen, dass für den Erfolg einer Bewertung Prozesse sehr wichtig sind. Die Art, wie Leistungen erfasst und bewertet werden, ob und wie das Wissen von beteiligten Akteuren einbezogen wird, ob und inwieweit die Grenzen der Bewertung in einem solchen Prozess offen diskutiert werden, all dies ist oft wichtiger, als eine bestimmte Zahl (ein „Preischild“) zu erlangen. Vor diesem Hintergrund spielen Verfahren und Vorgehensweisen der Bewertung eine wichtige Rolle (siehe dazu Kapitel 2.2 und 2.3).

Literatur

Dieser Beitrag beruht in Teilen auf HANSJÜRGENS (2011) und (2012) sowie NATURKAPITAL DEUTSCHLAND – TEEB DE (2012).

Weiterführende Literatur

HANSJÜRGENS, B. (2011): Bewertung von Wasser in Landschaften – Konzepte, Ansätze und Empfehlungen. acatech Materialien – Nr. 8: Diskussionspapier für die acatech Projektgruppe „Georessource Wasser – Herausforderung Globaler Wandel“. acatech, München.

HANSJÜRGENS, B. (2012): Ökonomische Bewertung der Natur: ein Schnelldurchlauf für Einsteiger. In: Hansjürgens, B.; Nesshöver, C. & Schniewind, I. (Bearb.): Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis. Workshop I: Einführung und Grundlagen. BfN-Skripten. Bundesamt für Naturschutz. Bonn. Erscheint demnächst.

NATURKAPITAL DEUTSCHLAND – TEEB DE (2012): Der Wert der Natur für Wirtschaft und Gesellschaft – Eine Einführung. Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ, Leipzig. Erscheint demnächst.

Es gibt umfangreiche Literatur zur ökonomischen Bewertung. Eine anwendungsbezogene Zusammenfassung liefern:

DEFRA (2007): Department for the Environment, Food and Rural Affairs: Introductory Guidance for Evaluating Ecosystem Services. Defra, London.

TEEB (2010): The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations. Hrsg.: Pushpam Kumar. Earthscan, London, S.183-256.

TEEB (2012): The Economics of Ecosystems and Biodiversity in Local and Regional Policy and Management. Hrsg: Heidi Wittmer und Haripriya Gundimeda. Earthscan, London, S. 57-94.

Eine Auseinandersetzung mit den ethischen Grundlagen der ökonomischen Bewertung liefern:

WBGU (1999): Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen. Welt im Wandel: Umwelt und Ethik. Sondergutachten. Metropolis, Marburg.

ESER, U.; NEUREUTHER, A.-K.; SEYFANG, H. & MÜLLER, A. (Hrsg.) (2012): Prudence, Justice and the Good Life. A typology of ethical reasoning in selecting European National Biodiversity Strategies. Erscheint demnächst.

Weitere verwendete Literatur:

BRISCOE, J. (1996): Water as an economic good: The idea and what it means in practice. Paper presented at the World Congress of the International Commission on Irrigation and Drainage, Cairo.

EPA (2009): Environmental Protection Agency: Valuing the Protection of Ecological Systems and Services. A Report of the EPA Advisory Board, May 2009. Washington, D.C.

GROSSMANN, M.; HARTJE, V. & MEYERHOFF, J. (2010): Ökonomische Bewertung naturverträglicher Hochwasservorsorge an der Elbe. Naturschutz und biologische Vielfalt 89. Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad-Godesberg.

Hansjürgens, B.; Nesshöver, C. & Schniewind, I. (Bearb.) (2012): Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis. Workshop I: Einführung und Grundlagen. BfN-Skripten. Bundesamt für Naturschutz. Bonn. Erscheint demnächst.

ROGERS, P.; BHATIA, R. & HUBER, A. (1998): Water as a Social and Economic Good: How to Put Principle into Practice. Global Water Partnership, Swedish International Development Cooperation Agency, Stockholm.

ROGERS, P.; DE SILVA, R. & BHATIA, R. (2002): Water as an economic good: How to use prices to promote equity, efficiency and sustainability. Water Policy 4, 1-17.

SCHRÖTER-SCHLAACK, C. (2012): Das Konzept der Ökosystemleistungen. In: Hansjürgens, B.; Nesshöver, C. & Schniewind, I. (Bearb.): Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis. Workshop I: Einführung und Grundlagen. BfN-Skripten. Bundesamt für Naturschutz, Bonn. Erscheint demnächst.

- Smith, A. (1776): An Inquiry into the Nature and Causes of the Wealth of Nations in two Volumes. Idion, München, 1976.
- NATURKAPITAL DEUTSCHLAND – TEEB DE (2012): Der Wert der Natur für Wirtschaft und Gesellschaft – Eine Einführung. Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ, Leipzig. Erscheint demnächst.
- TEEB (2008): An Interim Report. European Commission, Brussels.
- TEEB (2010): The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations. Hrsg.: Pushpam Kumar. Earthscan, London.
- YOUNG, R. A. (2004): Determining the Economic Value of Water. Concepts and Methods. Resources for the Future, Washington D.C.
- YOUNG, R. A. (2005): Water as an economic good. In: BROWER, R. & PEARCE, D. (Hrsg.): Cost-Benefit Analysis and Water Resource Management. Edward Elgar, Cheltenham, 13-45.

1.2 Rechtliche Rahmenbedingungen für die Anwendung des Konzeptes der Ökosystemleistungen

HERWIG UNNERSTALL
EVANGELISCHE AKADEMIE HOFGEISMAR

1.2.1 Einleitung und Überblick

Das Konzept der Ökosystemleistungen fand vor allem durch das Millennium Ecosystem Assessment (MA) große Verbreitung. Im Folgenden wird auf Basis des MA eine kurze Einführung in das Konzept der Ökosystemleistungen gegeben. Danach werden zwei Perspektiven auf das Verhältnis von Recht und Konzept der Ökosystemleistungen eröffnet: die Perspektive der Rechtspolitik und die Perspektive der Rechtsanwendung. Dabei werden Vorschläge für die Integration des Konzeptes der Ökosystemleistungen im Zuge einer Neuinterpretation des geltenden Rechts entwickelt.

1.2.2 Einführung in das Konzept der Ökosystemleistung

Kernfragen des Millennium Ecosystem Assessments waren (MA 2005):

1. Wie haben Veränderungen bei Ökosystemleistungen das menschliche Wohlergehen beeinflusst?
2. Wie werden Veränderungen von Ökosystemen die Menschheit in den nächsten Jahrzehnten beeinflussen? und
3. Welche Typen von Reaktionen können auf lokaler, nationaler oder globaler Ebene verabschiedet werden, um das Management von Ökosystemen zu verbessern und dadurch zum menschlichen Wohlergehen und zur Armutsverringerung beizutragen?

Die Studie zur Relevanz des MA für Deutschland hat das Verständnis des MA von Ökosystemleistung wie folgt zusammengefasst: „Unter Ökosystemdienstleistungen versteht das MA Güter und Leistungen, die dem Menschen durch die Ökosysteme bereitgestellt werden, wie etwa die Produktion von Nahrung und sauberem Trinkwasser oder etwa der Regulationsleistung bei Klima und Naturgefahren.“ (BECK ET AL. 2006: 1). Dabei unterscheidet das MA Versorgungs-, Regulierungs-, Basis- und kulturelle Dienstleistungen, die jeweils in unterschiedlichem Maße Einfluss auf das menschliche Wohlergehen haben und in der Vergangenheit hatten. Das MA analysierte, welche Veränderungen von Ökosystemen zu welchen Veränderungen von Ökosystemleistungen mit welchen Folgen für das menschliche Wohlergehen führen. Ausgehend von einer Analyse von Status und gegenwärtigen Trends, werden Szenarien mit Blick auf die wichtigsten direkten und indirekten Triebkräfte für Ökosystemveränderungen und ihren Einfluss auf Ökosystemleistungen und das menschliche Wohlergehen entwickelt. Zudem werden Handlungsoptionen entworfen, um das menschliche Wohlbefinden zu erhöhen und um Ökosysteme und ihre Dienstleistungen zu bewahren bzw. nachhaltig zu nutzen. Mit dem semantischen Netz, das um den Begriff der Ökosystemleistungen herum entwickelt wird, knüpft das MA an ähnliche Konzepte an, die z.B. der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen im Gutachten von 1987 unter Rückgriff auf wiederum ältere Konzep-

te verwendet (SRU 1987: 40f.). Dieser unterscheidet als Umweltfunktionen die Produktions-, Träger-, Informations- und Regelungsfunktion. Stärker als die älteren Klassifikationsschemata hebt das Konzept der Ökosystemleistungen den direkten Bezug von physisch-quantitativen Betrachtungen (physikalisch, chemisch oder ökologische Beschreibungen) zum menschlichen Wohlergehen hervor. Der Begriff der Ökosystemleistungen bleibt dabei ein deskriptives Konzept, d.h. aus sich heraus lassen sich keine normativen Aussagen ableiten.

Bemerkenswert ist an dem Konzept auch, dass es nicht um Bestände an Ökosystemleistungen geht, sondern um die Veränderungen und ihre Dynamik mit ihren jeweiligen Ursachen. Dies ist eine Konsequenz der Anerkennung von Trade-Offs, d.h. Zielkonflikten zwischen verschiedenen Ökosystemleistungen. Dieser Fokus auf Veränderungen und Zielkonflikte macht das Konzept insbesondere für Abwägungen, die im Recht oft gefordert sind, und für ökonomische Überlegungen anschlussfähig.

1.2.3 Die Rechtsanwendungsperspektive auf das Konzept der Ökosystemleistungen

Das Konzept/der Begriff der Ökosystemleistungen wird bislang in keinem umweltrechtlichen Gesetz explizit verwendet oder erwähnt. Will man das Verhältnis dieses Konzeptes zum (Umwelt-)Recht beleuchten, dann kann man – wie auch in Hinblick auf andere umweltwissenschaftliche Konzepte – zwei Perspektiven einnehmen: die rechtspolitische Perspektive und die Rechtsanwendungsperspektive. Die rechtspolitische Perspektive fragt, wie das Konzept durch Novellierung des Rechtsrahmens, auf nationaler, europäischer oder völkerrechtlicher Ebene umgesetzt werden könnte. Die Rechtsanwendungsperspektive fragt: Wie und an welchen Stellen kann das geltende Recht unter Aufnahme des Konzeptes neu bzw. anders interpretiert werden? Beide Fragerichtungen stehen in einem Abhängigkeitsverhältnis dergestalt, dass je erfolgloser die Möglichkeit der Anwendung des Konzeptes bei der Anwendung des geltenden Rechts ist, desto eher ist das Konzept über explizite Rechtsänderungen umzusetzen. An der Grenzlinie der beiden Wege würde eine reine konzeptionelle Neuinterpretation der rechtlichen Regelungen stehen, was auch oft „Dogmatik“ genannt wird, die ihre Anwendung in der Einzelfallpraxis aber unberührt lässt.

Im Folgenden wird nun insbesondere die Rechtsanwendungsperspektive beleuchtet, mit Fokus auf das deutsche Recht. Dabei sind verschiedene Rechtsebenen zu unterscheiden (siehe Abbildung 6): (i) Verfassungsrecht, (ii) die ordnungsrechtlichen Instrumente in einem weiten Sinne und (iii) rechtliche Grundlagen ökonomischer Instrumente inklusive Förderprogramme. Beim Ordnungsrecht kann insbesondere unterschieden werden in (a) das sektorale Umweltrecht (inklusive sektoraler Planungsinstrumente), wie Wasserhaushaltsgesetz – WHG, Bundesnaturschutzgesetz – BNatSchG etc., (b) integrative Regelungen wie das Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung oder das Bundesraumordnungsgesetz und (c) Instrumenten der Umwelthaftung.

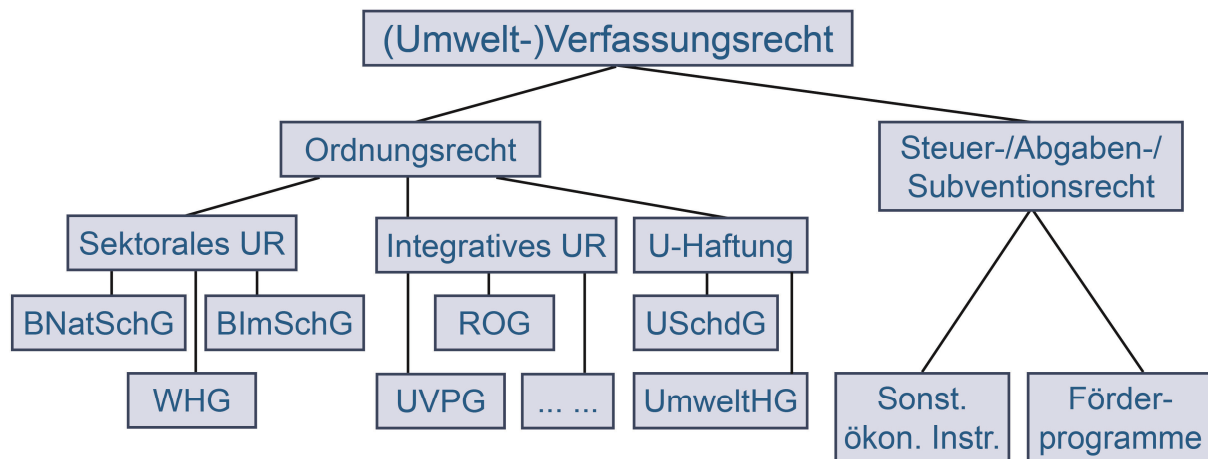


Abb. 6: Struktur des Umweltrechts.
Quelle: Eigene Darstellung.

Ökosystemleistungen auf der verfassungsrechtlichen Ebene

Auf verfassungsrechtlicher Ebene ist vor allem Art. 20a GG relevant:

„Der Staat schützt auch in Verantwortung für die künftigen Generationen die natürlichen Lebensgrundlagen und die Tiere im Rahmen der verfassungsmäßigen Ordnung durch die Gesetzgebung und nach Maßgabe von Gesetz und Recht durch die vollziehende Gewalt und die Rechtsprechung.“

Der Begriff der natürlichen Lebensgrundlagen ist hier entscheidend. In der juristischen Diskussion dominieren drei Fragen: 1.) Werden auch die Lebensgrundlagen von nicht-menschlichen Lebewesen umfasst, 2.) werden individuelle Rechte gewährt und 3.) welche Einschränkungen dieses Schutzauftrages sind zulässig? Die Frage, wie der Begriff konzeptionell zu füllen ist, wird wenig diskutiert. Es wird nur konstatiert, dass es keine verbindliche Definition gäbe und dass er ein „gestaltungsoffener Begriff“ (SCHOLZ 2012: Rz. 36) sei. Es scheint also unproblematisch, den Begriff der „natürlichen Lebensgrundlagen“ auch mit dem Konzept der Ökosystemleistungen auszufüllen und zu strukturieren. Dabei wird auch keine Vorentscheidung hinsichtlich der Frage nach einer nur anthropozentrischen Perspektive beim Begriff „natürliche Lebensgrundlagen“ getroffen.

Ökosystemleistungen auf der Ebene des sektoralen Umweltrechts

Auf der Ebene der sektoralen Umweltgesetze finden sich oft in den ersten Bestimmungen der jeweiligen Gesetze Angaben über die allgemeine Zwecksetzung des Gesetzes, so z.B. im BNatSchG in § 1:

„§ 1 Ziele des Naturschutzes und der Landschaftspflege

(1) Natur und Landschaft sind auf Grund ihres eigenen Wertes und als Grundlage für Leben und Gesundheit des Menschen ... nach Maßgabe der nachfolgenden Absätze so zu schützen, dass

1. die biologische Vielfalt,
2. die Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Naturhaushalts einschließlich der Regenerationsfähigkeit und nachhaltigen Nutzungsfähigkeit der Naturgüter sowie
3. die Vielfalt, Eigenart und Schönheit sowie der Erholungswert von Natur und Landschaft auf Dauer gesichert sind...”

In diesem Text kann man im Begriff der „Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Naturhaushalts“ Basis-, Versorgungs- und Regulationsleistungen des Ökosystemleistungsansatzes identifizieren. Entsprechend kann man die „Regenerationsfähigkeit“ vor allem mit den Basis- und Regulationsleistungen angesprochen sehen und die „Nutzungsfähigkeit“ mit den Versorgungsleistungen und schließlich die „Vielfalt, Eigenart und Schönheit“ und den „Erholungswert“ mit den kulturellen Dienstleistungen, ohne dass hier jeweils eine ausschließliche Eins-zu-Eins-Zuordnung postuliert werden muss.

Aber nicht nur solch generelle Zielsetzungen können mit den Begriffen des Konzeptes der Ökosystemleistungen (zunächst weitgehend folgenlos) ausgefüllt werden. Auch konkrete Bestimmungen wie die „Eingriffs-Ausgleichs-Regelung“ des § 15 BNatSchG kann in ihrem Lichte gelesen werden:

In § 15 Abs. 2 BNatSchG heißt es: „Der Verursacher ist verpflichtet, unvermeidbare Beeinträchtigungen durch Maßnahmen des Naturschutzes und der Landschaftspflege auszugleichen (Ausgleichsmaßnahmen) oder zu ersetzen (Ersatzmaßnahmen). Ausgeglichen ist eine Beeinträchtigung, wenn und sobald die beeinträchtigten Funktionen des Naturhaushalts in gleichartiger Weise wiederhergestellt sind und das Landschaftsbild landschaftsgerecht wiederhergestellt oder neu gestaltet ist.“

In dieser Regelung kann „Funktionen des Naturhaushalts“ umfassend im Sinne der Zielbestimmungen des § 1 Abs. 1 und 3 BNatSchG verstanden werden und damit, wie oben erläutert, im Sinne des Konzeptes der Ökosystemleistungen. Die Bestimmung der Ausgleichsmaßnahmen hat alle Beeinträchtigungen von Ökosystemleistungen zu berücksichtigen und nicht nur z.B. Beeinträchtigungen der Biodiversität. Keine Einschränkung der zu berücksichtigen Beeinträchtigungen ergibt sich aus dem Verweis auf die Maßnahmen des Naturschutzes, da diese Einschränkung nur auf der Rechtsfolgenseite relevant wird.

Weitere ordnungsrechtliche Einzelregelungen, bei deren Interpretation das Konzept der Ökosystemleistungen verwendet werden können, sind die Abwägungsvorgaben der verschiedenen Ausnahmeregelungen im Gebiets-, Biotop- und Artenschutz sowie die Befreiungsregelung des § 67 BNatSchG. So ist etwa in § 34 Abs. 3 Nr. 1 BNatSchG verankert ist:

„(3) Abweichend von Absatz 2 darf ein Projekt nur zugelassen oder durchgeführt werden, soweit es

1. aus zwingenden Gründen des überwiegenden öffentlichen Interesses, einschließlich solcher sozialer oder wirtschaftlicher Art, notwendig ist und ...“

Bei der geforderten Güterabwägung können auch alle beeinträchtigten Ökosystemleistungen berücksichtigt werden, und zwar auf Seiten der beeinträchtigten Belange des Naturschutzes und der Landschaftspflege (die ebenfalls ein öffentliches Interesse darstellen).

Eine ähnliche Analyse kann hinsichtlich des WHGs vorgenommen werden. Hinsichtlich der allgemeinen Zielbestimmung bzw. der Bewirtschaftungsgrundsätze in § 6 Abs. 1 WHG und der dort genannten zu beachtenden Aspekte gilt, dass diese auch den verschiedenen Typen von Ökosystemleistungen zugeordnet werden können. Einer der Kernbegriffe in § 6 Abs. 1 WHG und für das Bewirtschaftungsermessen in § 12 Abs. 1 in Verbindung mit § 3 Nr. 10 WHG ist der Begriff „Wohl der Allgemeinheit“ bzw. „Gewässereigenschaften, die das Wohl der Allgemeinheit beeinträchtigen“. Auch bei diesem Begriff können das Konzept der Ökosystemleistungen benutzt werden, um zu bestimmen, wann eine Beeinträchtigung der Gewässereigenschaft vorliegt. Dies ist dann der Fall, wenn die Veränderung des Gewässers zu einer Beeinträchtigung einer mit dem Gewässer verbundenen Ökosystemleistung verbunden ist.

In der Literatur wird diskutiert, inwieweit das „Wohl der Allgemeinheit“ auch Belange des Natur- und Landschaftsschutzes umfasst. Die Debatte kann hier im Einzelnen nicht nachgezeichnet werden (ausführlich zum Streitstand PAPE 2011: Rz. 13ff.). Zumindest sind alle Ökosystemleistungen aquatischer Ökosysteme berücksichtigungsfähig, aber auch alle Dienstleistungen von wasserstandsabhängigen Landökosystemen. Soweit jedoch eine Abwägung erforderlich ist, wie in § 31 Abs. 2 WHG, sind bei der Abwägung des „Nutzens der neuen Veränderung“ mit dem „Nutzen des Erreichens der Bewirtschaftungsziele“ alle Auswirkungen auf die Ökosystemleistungen zu beachten und nicht nur solche, die gewässerbezogen sind. Beeinträchtigungen anderer Ökosystemleistungen können bei der Abwägung als „negative Nutzen“ auf der Seite der neuen Veränderungen betrachtet werden.

Ökosystemleistungen im Planungsrecht

Im sektoralen Umweltrecht finden sich neben den ordnungsrechtlichen Instrumenten auch Vorschriften, die die Aufstellung von sektoralen Plänen verlangen, z.B. die Bewirtschaftungspläne im Gewässermanagement oder Landschaftspläne im Naturschutz. Daneben steht die Raumplanung, die die Aufgabe hat, alle bei der Raumentwicklung und der Nutzung des Raums betroffenen Belange integrativ zu berücksichtigen. Als Beispiel sei hier nur der Grundsatz des § 2 Abs. 2 Nr. 2 Raumordnungsgesetz erwähnt:

„Der Raum ist in seiner Bedeutung für die Funktionsfähigkeit der Böden, des Wasserhaushalts, der Tier- und Pflanzenwelt sowie des Klimas einschließlich der jeweiligen Wechselwirkungen zu entwickeln, zu sichern oder, soweit erforderlich, möglich und angemessen, wiederherzustellen. Wirtschaftliche und soziale Nutzungen des Raums sind unter Berücksichti-

gung seiner ökologischen Funktionen zu gestalten; dabei sind Naturgüter sparsam und schonend in Anspruch zu nehmen, Grundwasservorkommen sind zu schützen.“

Vor diesem Hintergrund ist das Konzept der Ökosystemleistungen in idealer Weise geeignet, dem integrativen Anspruch der Raumordnung gerecht zu werden. Wie eine Gegenüberstellung der bisher üblichen Terminologie in der Raumordnung und den Kategorien der Ökosystemleistungen zeigt, bestehen auf den ersten Blick große Ähnlichkeiten zwischen den semantischen Netzen (siehe dazu ALBERT 2012). Allerdings scheint das Konzept der Ökosystemleistungen Phänomene etwas ausdifferenzierter in den Blick zu rücken als bisherige Konzepte.

Schließlich können bei der Durchführung von Umweltverträglichkeitsprüfungen und strategischen Umweltprüfungen das Konzept der Ökosystemleistungen als Basis gewählt werden.

1.2.4 Fazit: Konzept der Ökosystemleistungen gut in deutsches Recht integrierbar

Das Konzept/der Begriff der Ökosystemleistungen wird bislang in keinem umweltrechtlichen Gesetz explizit verwendet oder erwähnt. Dennoch ist das Konzept auch für das geltende Recht nicht unerheblich oder uninteressant. Denn, wie gezeigt wurde, bildet das geltende Umwelt- und Planungsrecht vielfältige Ansatzpunkte für die Anwendung des Konzepts der Ökosystemleistungen auf unterschiedlichen Ebenen, sowohl bei den eher generellen Zielnormen, bei Abwägungsregelungen als auch bei spezifischen ordnungsrechtlichen Regelungen, wie der Eingriffs-/Ausgleichsregelung im BNatSchG. Besonders empfänglich für die Aufnahme des Konzeptes der Ökosystemleistungen ist der Bereich der (integrativen) Umwelt- und Raumordnungsplanung, die schon mit Konzepten arbeitete, die als Vorläufer der Ökosystemleistungen gelten können.

Literatur

- ALBERT, CH. & VON HAAREN, CH. (2012): Ökosystemdienstleistungen in Naturschutz und Landschaftsplanung in Deutschland, in: Hansjürgens, B., Nesshöver, C., Schniewind, I. (Bearb.) Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis, Workshop I: Einführung und Grundlagen. BfN-Skripten. Bundesamt für Naturschutz. Bonn. Erscheint demnächst.
- BECK, S.; BORN, W.; DZIOCK, S.; GÖRG, C.; HANSJÜRGENS, B.; HENLE, K.; JAX, K.; KÖCK, W.; NEßHÖVER, C.; RAUSCHMAYER, F.; RING, I.; SCHMIDT-LOSKE, K.; UNNERSTALL, H. & WITTMER, H. (2006): Das Millennium Ecosystem Assessment und seine Relevanz für Deutschland, UFZ-Berichte 2/2006.
- BNatSchG: Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege (Bundesnaturschutzgesetz - BNatSchG) vom 29. Juli 2009 (BGBl. I S. 2542), zuletzt geändert durch Artikel 2 des Gesetzes vom 6. Oktober 2011 (BGBl. I S. 1986).
- MA (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT) 2003: Ecosystems and Human Well-Being: A Framework for Assessment. Washington D.C.
- PAPE, K. A. (2011): Kommentar zu § 12 Wasserhaushaltsgesetz; in: Landmann/Rohmer: Umweltrecht Kommentar, München Beck-Online.

- SCHOLZ, R. (2012): Kommentar zu Art. 20a GG; in: Maunz/Dürig – Grundgesetzkommentar; München, Beck-Online.
- SRU (RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN) (1987): Umweltgutachten 1987, Stuttgart.
- WHG: Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts (Wasserhaushaltsgesetz – WHG) vom 31. Juli 2009 (BGBl. I S. 2585), zuletzt geändert durch Artikel 1 des Gesetzes vom 6. Oktober 2011 (BGBl. I S. 1986).

1.3 Technische Maßnahmen im Gewässerschutz zum Schutz von Ökosystemleistungen – Ansatzpunkte für ökonomische Bewertungen

DIETMAR MEHL

BIOTA – INSTITUT FÜR ÖKOLOGISCHE FORSCHUNG UND PLANUNG GMBH

1.3.1 Einführung: Gewässerschutz und Naturschutz

Alle Bestrebungen, Meeres- und Binnengewässer sowie das Grundwasser vor Beeinträchtigungen zu schützen bzw. zu bewahren, fallen unter den übergreifenden Begriff des „Gewässerschutzes“. Grundsätzlich muss der Gewässerschutz alle Teilglieder des Wasserkreislaufes und der davon berührten Ökosysteme umfassen. Gewässerschutz ist letztlich Ökosystemschutz und somit durch hochgradige Überschneidungen zu anderen Schutzkategorien gekennzeichnet, vor allem zu Klima- und Bodenschutz, aber auch zu spezifischem Ökosystemschutz wie z.B. dem Waldschutz: „Das Wasser bildet die „dynamische Komponente des Landschaftshaushalts“ (SPENGLER 1978); es „stellt eigentlich die dynamische Verbindung zwischen den stabilen Ökosystemelementen her“ (LESER 1978), da es „sich gegenüber anderen Komponenten im Geosystem durch einen hohen Grad an Mobilität und Variabilität hinsichtlich Erscheinungsform, Aggregatzustand, Zeit und Menge auszeichnet; es ist unter unseren klimatischen Bedingungen das wichtigste stofflösende, -suspendierende und -transportierende Medium“ (HUBRICH & THOMAS 1972, zit. in SPENGLER 1978) (aus MEHL 2006).

EU-weit basiert der Gewässerschutz in rechtlicher Hinsicht vor allem auf der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) sowie auf der Europäischen Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL). Der Gewässerschutz ist übergreifende und komplementäre Aufgabe von Wasserwirtschaft und Naturschutz. Je nach Aspekt muss der Gewässerschutz mehr oder minder weit auf das Einzugsgebiet der Gewässer ausgedehnt werden. Gerade bei hydrologischen Analysen und Betrachtungen zur stofflichen Belastung ist das gesamte Einzugsgebiet einzu-beziehen. Für viele Fragestellungen ist die starke Konnektivität von Gewässer und angrenzenden Feuchtgebieten, z.B. Überschwemmungsaue, von Bedeutung (WFD CIS Guidance No 12, BRUNOTTE ET AL. 2009). Die funktionalen Verknüpfungen zwischen Gewässer- und Feuchtgebietsökosystemen sind vor allem infolge hydrologischer Prozesse sehr eng und komplex (THORP ET AL. 2006, MEROT ET AL. 2006).

Nach § 1 Wasserhaushaltsgesetz (WHG) muss der Gewässerschutz auf einer nachhaltig ausgerichteten Gewässerbewirtschaftung beruhen. § 6 WHG formuliert die Ziele der Gewässerbewirtschaftung:

- (1) „Die Gewässer sind nachhaltig zu bewirtschaften, insbesondere mit dem Ziel,
 1. ihre Funktions- und Leistungsfähigkeit als Bestandteil des Naturhaushalts und als Lebensraum für Tiere und Pflanzen zu erhalten und zu verbessern, insbesondere durch Schutz vor nachteiligen Veränderungen von Gewässereigenschaften,
 2. Beeinträchtigungen auch im Hinblick auf den Wasserhaushalt der direkt von den Gewässern abhängenden Landökosysteme und Feuchtgebiete zu vermeiden und unvermeidbare, nicht nur geringfügige Beeinträchtigungen so weit wie möglich auszugleichen,

3. sie zum Wohl der Allgemeinheit und im Einklang mit ihm auch im Interesse Einzelner zu nutzen,
4. bestehende oder künftige Nutzungsmöglichkeiten insbesondere für die öffentliche Wasserversorgung zu erhalten oder zu schaffen,
5. möglichen Folgen des Klimawandels vorzubeugen,
6. an oberirdischen Gewässern so weit wie möglich natürliche und schadloze Abflussverhältnisse zu gewährleisten und insbesondere durch Rückhaltung des Wassers in der Fläche der Entstehung von nachteiligen Hochwasserfolgen vorzubeugen,
7. zum Schutz der Meeresumwelt beizutragen.

Die nachhaltige Gewässerbewirtschaftung hat ein hohes Schutzniveau für die Umwelt insgesamt zu gewährleisten; dabei sind mögliche Verlagerungen nachteiliger Auswirkungen von einem Schutzgut auf ein anderes sowie die Erfordernisse des Klimaschutzes zu berücksichtigen.

- (2) Gewässer, die sich in einem natürlichen oder naturnahen Zustand befinden, sollen in diesem Zustand erhalten bleiben und nicht naturnah ausgebaute natürliche Gewässer sollen so weit wie möglich wieder in einen naturnahen Zustand zurückgeführt werden, wenn überwiegende Gründe des Wohls der Allgemeinheit dem nicht entgegenstehen.“

Das Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) bestimmt in § 1 die Ziele des Naturschutzes und der Landschaftspflege; hiernach sind die Bestimmungen nach § 1 (3) BNatSchG für den Gewässerschutz besonders relevant: „Zur dauerhaften Sicherung der Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Naturhaushalts sind insbesondere...

3. Meeres- und Binnengewässer vor Beeinträchtigungen zu bewahren und ihre natürliche Selbstreinigungsfähigkeit und Dynamik zu erhalten; dies gilt insbesondere für natürliche und naturnahe Gewässer einschließlich ihrer Ufer, Auen und sonstigen Rückhalteflächen; Hochwasserschutz hat auch durch natürliche oder naturnahe Maßnahmen zu erfolgen; für den vorsorgenden Grundwasserschutz sowie für einen ausgeglichenen Niederschlags-Abflusshaushalt ist auch durch Maßnahmen des Naturschutzes und der Landschaftspflege Sorge zu tragen,
4. ...
5. wild lebende Tiere und Pflanzen, ihre Lebensgemeinschaften sowie ihre Biotope und Lebensstätten auch im Hinblick auf ihre jeweiligen Funktionen im Naturhaushalt zu erhalten,
6. der Entwicklung sich selbst regulierender Ökosysteme auf hierfür geeigneten Flächen Raum und Zeit zu geben.“

1.3.2 Ökosystemleistungen, -funktionen und ökonomische Bewertung

Für den Gewässerschutz spielen Ökosystemleistungen und -funktionen eine zunehmende Rolle. Ökosystemleistungen werden definiert als direkte und indirekte Beiträge von Ökosystemen zum menschlichen Wohlergehen (TEEB 2010). Der Nutzwert aus einer anthropozentrischen Perspektive steht mithin im Vordergrund. „Konkret sind ökologische Leistungen des Wassers also dann vorhanden, wenn durch die Bereitstellung von Prozessen, Gütern oder Dienstleistungen durch die Gewässerökosysteme ein Beitrag zur Befriedigung menschlicher Bedürfnisse geschaffen wird“ (HANSJÜRGENS 2011).

Ökosysteme sind in der Lage, bestimmte Funktionen zu erfüllen. Diese Ökosystemfunktionen lassen sich danach unterscheiden, ob „sie alleine zur Sicherung der Existenz der Prozesse innerhalb des Ökosystems und zu dessen Entwicklung einen Beitrag leisten – dann sind es Ökosystemfunktionen – oder ob durch diese Funktionen auch Nutzen für den Menschen generiert werden – dann handelt es sich um ökologische (Dienst-)Leistungen. Dabei ist es möglich, dass mehrere Ökosystemleistungen aus einer Ökosystemfunktion entstehen, aber auch für nur eine Ökosystemleistung können teils mehrere Ökosystemfunktionen erforderlich sein“ (HANSJÜRGENS 2011).

Nach dem Millennium Ecosystem Assessment (MA 2005a) werden vier Kategorien der Ökosystemleistungen (Ecosystem Services) unterschieden: (1) Versorgungsleistungen, (Provisioning Services), (2) Regulierungsleistungen (Regulating Services), kulturelle Leistungen (Cultural Services) sowie (4) Unterstützungs- oder Basisleistungen (Supporting Services). Letztere umfassen sämtliche Prozesse, welche die notwendigen Bedingungen für die Existenz der Ökosysteme sicherstellen. In MA (2005b) werden für diese Kategorien Ökosystemleistungen der Feuchtgebiete benannt. In Tabelle 1 werden, inhaltlich erweitert und ergänzt, die für den Gewässerschutz (bzw. eine nachhaltige Gewässerbewirtschaftung) wichtigsten Ökosystemleistungen der Meeres- und Binnengewässer sowie der Feuchtgebiete aufgeführt.

Zur Ermittlung des Wertes der Ökosystemleistungen gibt es mannigfache Ansätze, für die bei HANSJÜRGENS (2011) ein Überblick gegeben wird. Häufig genutzte Methoden sind demnach:

- Marktbewertungsmethoden, die auf realen Marktpreisen für konkrete Produkte basieren,
- Methoden der offenbarten Präferenzen, die auf Daten zum (Zahlungs-)Verhalten von Menschen beruhen,
- Methoden der geäußerten Präferenzen, die auf Daten zum hypothetischen Verhalten von Menschen beruhen; hierzu zählen u.a. Zahlungsbereitschaftsanalysen, siehe z.B. Collins ET AL. (2005) zum ökonomischen Wert einer Fließgewässersanierung,
- Prozessbezogene bzw. gruppenbasierte Verfahren, die eher qualitative Präferenzen ermitteln oder die Präferenzfassung mit Beratungsprozessen verbinden.

Tab. 1: Ökosystemleistungen der Meeres- und Binnengewässer sowie der Feuchtgebiete
Quelle: Eigene Zusammenstellung

Leistungen	Erläuterung, Beispiele
Versorgungsleistungen	
Trink- und Brauchwasser	Bereitstellung und Speicherung von Wasser für häusliche, gewerbliche und landwirtschaftliche Nutzung
Nahrung, Lebensmittel	Produktion von Fisch, Wild, Obst, Gemüse, Getreide, Tierfutter, Salz
Fossile oder sich nur bedingt erneuernde Rohstoffe	Erdöl, Erdgas, Kohle, Torf, Mineralien (Kiese, Sande, Erze) (tlw. im Untergrund)
Nachwachsende Rohstoffe	Brenn- und Nutzholz, Naturfasern, Biochemische Extrakte für Medikamente, weitere Materialien von Lebewesen
Genetische Ressourcen	Gene für Resistenz gegen Pflanzenpathogene, Zierpflanzen usw.
Strömungsenergie	Wasserkraftanlagen (Fließgewässer), Wind- und Gezeitenkraftwerke (Meere)
Transportwege	Meeres- und Binnenschifffahrt
Regulierungsleistungen	
Klimaregulierung	Quelle und Senke für Treibhausgase, Meeresgewässer sind wesentlicher Teil der globalen Wärmespeicher- und Transportmechanismen (Meeresströmungen), vor allem die Meere sind Quelle der atmosphärischen Feuchtigkeit, die über die Verdunstungswärme enorme Mengen von Energie global verfrachten (gilt im Übrigen aber auch auf regionaler und lokaler Ebene für Binnengewässer und Feuchtgebiete), damit beeinflussen die Gewässer und Feuchtgebiete Temperatur, Niederschlag und andere klimatische Prozesse in allen geographischen Dimensionen (global...lokal)
Wassererneuerung (hydrologischer Kreislauf)	Grundwasserneubildung, Abflussprozess
Minderung von Naturgefahren	Hochwasserschutz, (schadlose) Hochwasserabführung in Flüssen und Auen, Sturmsicherung
Selbstreinigung des Wassers	Speicherung, Wiederherstellung und Entfernung überschüssiger Nährstoffe und andere Schadstoffe durch mechanische, chemische und biologische/biochemische Prozesse
Minderung von Erosionsfolgen	Retention von Böden und Sedimenten
Bestäubung	Lebensraum für Bestäuber (Feuchtgebiete)
Kulturelle Leistungen	
Landschafts- und Gewässerbild	Schönheit oder ästhetischer Wert, Erholung, Tourismus, kultureller Wert
Freizeitmöglichkeiten	Vielfältige Freizeitaktivitäten wie z.B. Schwimmen, Wasserwandern, Spaziergehen, Bootsfahrten, Angelsport, Tauchsport

Leistungen	Erläuterung, Beispiele
Spiritualität und Inspiration	Quelle und Inspiration für Kultur, viele Religionen enthalten spirituelle und religiöse Werte im Zusammenhang mit Meeres- und Binnengewässern oder Feuchtgebieten
Bildungsmöglichkeiten	Bildung und Ausbildung, z.B. Geo-, Bio- und Umweltwissenschaften, aber auch populärwissenschaftliche Felder
Unterstützungs- oder Basisleistungen	
Bodenbildung	Sedimentablagerung und Akkumulation von organischer Substanz
Wasserkreislauf	Globale und regionale Wasserkreisläufe, Landschaftswasserhaushalt
Stofftransport, Stoffretention und Stoffumwandlung	Fokus Gewässerschutz: org./anorg. Nähr- und Schadstoffe, z.B. Nährstoffkreislauf: Einlagerung, Bildung, Retention, Recycling, Umwandlung und Abgabe von Nährstoffen
Ökosysteme und Biodiversität	Ökologische Funktionsfähigkeit, Resilienz, Arten und Biotope, Biologische Vielfalt, Biotopverbund

1.3.3 Technische Maßnahmen des Gewässerschutzes

Der Gewässerschutz umfasst, wie in anderen Teilgebieten des Umweltschutzes auch, verschiedene, sich inhaltlich überlappende und in Wechselwirkung stehende Handlungsebenen. Hierzu zählen vor allem:

- Politisch-administrative Vorgaben und Entscheidungen (Richtlinien, Gesetze, Verordnungen, internationale Übereinkommen, Aktionspläne etc.),
- Forschung und Wissenschaft (Aufdecken kausaler Zusammenhänge, Folgenabschätzungen, Entwicklung von Technologien und Verfahren, Lehre/wissenschaftliche Ausbildung etc.),
- Umweltqualitätsnormen und weitere normative Grundlagen sowie Monitoring/Umweltbeobachtung (Grenzwert- und Verfahrensfestsetzungen und -überwachungen, Bioindikation, Definitionen „guter fachlicher Praxis“ etc.),
- Analysen, Gutachten, Verträglichkeitsprüfungen, vorbereitende Planungen,
- Festsetzung von Schutzzonen und Schutzgebieten mit Ge- und Verboten,
- Umweltbildung und -erziehung,
- Technische Maßnahmen (einschließlich ggf. erforderlicher Planungen und Begleituntersuchungen) des vor- und nachsorgenden Gewässerschutzes.

Die technischen Maßnahmen stellen „aktiven“ Gewässerschutz dar; sie setzen wissenschaftliche Erkenntnisse sowie rechtliche und normative Vorgaben (auf gutachtlicher bzw. planerischer Grundlage) um, indem sie durch technische Mittel, Verfahren und Technologien, durch spezifische Systeme, Vorrichtungen und Methoden, schädliche Einflüsse auf Gewässer- und Feuchtgebietsökosysteme verhindern oder minimieren sowie bereits erfolgte Schädigungen

rückführen oder auf ein tolerierbares, umweltverträgliches Maß reduzieren (Abb. 7). Die Bedeutung technischer Gewässerschutzmaßnahmen steigt mit dem global zunehmenden anthropogenen Einfluss auf die Ökosysteme und vor allem auch im Hinblick auf die Gefährdungspotenziale des Klimawandels (siehe z.B. LUCAS 2011 zu Handlungsorientierungen für die regionale Wirtschaft).

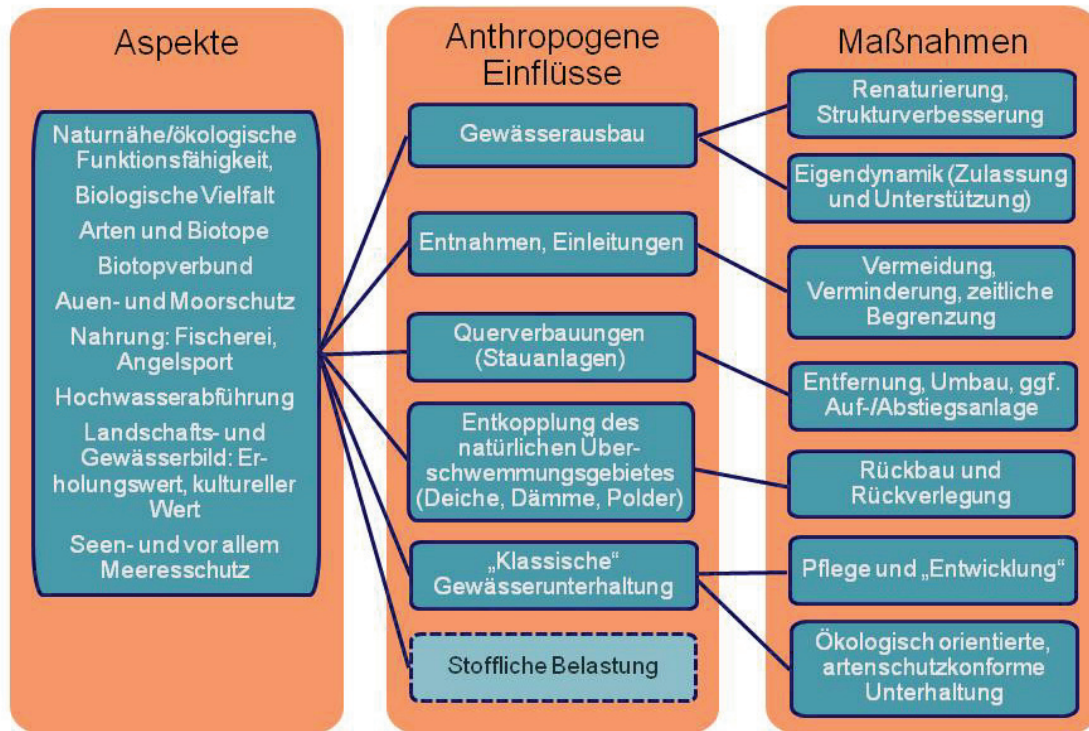


Abb. 7: Wichtige Aspekte der Ökosystemleistungen der Gewässer und Feuchtgebiete, anthropogene Beeinträchtigungen/Einflüsse und technische (Gegen-)Maßnahmen des Gewässerschutzes. Quelle: Eigene Darstellung.

1.3.4 Fallbeispiele zur Rolle von Ökosystemleistungen

In zunehmendem Maße werden die Ökosystemleistungen der Gewässer und der Feuchtgebiete durch technische Maßnahmen nicht nur geschützt (z.B. durch Kläranlagen), sondern vor allem die Regulierungsleistungen direkt gestärkt oder ausgenutzt. Dies ist meistens kostengünstiger und ermöglicht viele Synergieeffekte. So sind beispielsweise Feuchtgebiete nicht nur wichtiges Teiglied des Wasserkreislaufes und bilden hot spots der biologischen Vielfalt, sondern stellen im Regelfall auch Senken für Nährstoffe und Treibhausgase dar. Dies soll kurz an zwei Beispielen veranschaulicht werden: (1) Renaturierung/Strukturverbesserung von Fließgewässern sowie (2) Anlage von Feuchtgebieten als Nährstoffretentionslösungen.

Bei der Renaturierung von Fließgewässern werden mittlerweile viele Techniken eingesetzt (siehe Box), die darauf basieren, dass mit geringstmöglichem technischem Aufwand eigendynamische Prozesse initiiert werden. Diese regulative Ökosystemleistung wiederum führt

zur Stärkung anderer Ökosystemfunktionen und -leistungen, wie z.B. zur Erhöhung der Biodiversität und des Selbstreinigungsvermögens.

Wichtige technische Maßnahmen bei der Renaturierung/Strukturverbesserung von Fließgewässern

- Voraussetzung: Verbesserung/Stabilisierung Wasserbeschaffenheit...
- Anlage von Entwicklungskorridoren und Sekundärauen (einschl. Wasserwechselzonen und Gewässerrandstreifen) mit (Teil-)Auenfunktionen
- Zurückdrängen standortuntypischer Nutzungen
- (Teil-)Wiederherstellung einer naturnahen Auenüberflutungsdynamik
- Strukturverbesserung, z.B. Profilanpassungen, Uferabflachungen, Einbringen von Totholz, Steinen etc.
- Laufverlängerung, Altarmanschlüsse
- Deichrückverlegung, Reaktivierung von Flutrinnen
- Optimieren, ggf. Entfernen von Bauwerken
- Punktuelle oder flächenhafte Bepflanzungen, Auwaldpflanzung/-etablierung
- Anregen eigendynamischer Prozesse
- Synergie Hochwasserschutz/Renaturierung: Optimieren der hydraulischen/hydrologischen Verhältnisse: Niedrigwasseraufhöhung, Verringerung von Hochwasserspiegellagen; Anpassen an mögliche/wahrscheinliche hydroklimatische Entwicklungen
- Anpassen der technischen Entwässerungssysteme in der Nutzfläche bzw. der urbanen Systeme in den Siedlungsräumen

Auch die Nährstoffretention durch Feuchtgebiete zählt unbestritten zu den bedeutsamen Ökosystemleistungen, so dass verstärkt Feuchtgebiete reaktiviert oder ggf. auch künstlich angelegt werden (Abb. 8). Hierfür bestehen mittlerweile gute fachliche Grundlagen zur Abschätzung der Ökosystemleistungen. So gibt beispielsweise TREPEL (2008) für die Planung mit Richtwerten konkrete Empfehlungen, die für Norddeutschland gut anwendbar erscheinen:

- Neuschaffung von Feuchtgebieten: $100 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ Feuchtgebietsfläche a}^{-1}$
- Neuschaffung von Überflutungsflächen: $10 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$
- Neuschaffung von Fließgewässerflächen: $100 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ Fließgewässeroberfläche a}^{-1}$

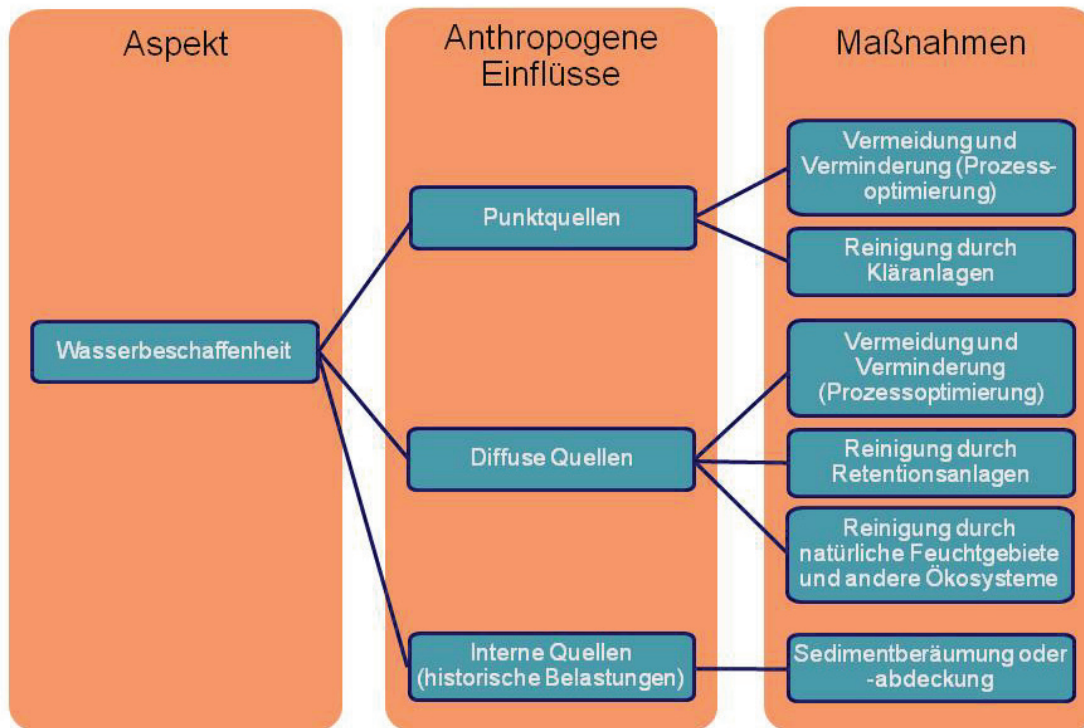


Abb. 8: Wassergüte/-beschaffenheit als Versorgungs-, Regulierungs- und Basisökosystemleistung der Gewässer und Feuchtgebiete, anthropogene Beeinträchtigungen und einige technische Maßnahmen des Gewässerschutzes. Quelle: Eigene Darstellung.

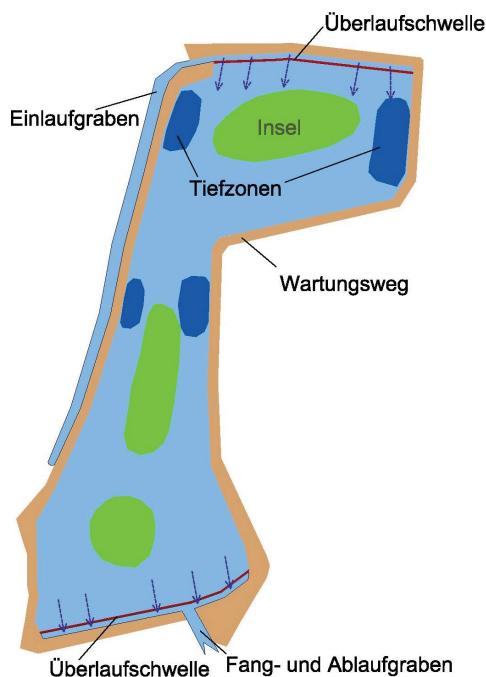


Abb. 9: Schema der funktionalen Gestaltung eines im Jahr 2011 erbauten Feuchtgebietes zur kombinierten Reinigung von Dränwasser und gereinigtem Abwasser am Neuklostersee (Mecklenburg-Vorpommern). Quelle: MEHL & KÄSTNER (2012).

Entsprechende Konzepte und Lösungen werden teilweise bereits auf der Ebene von größeren Einzugsgebieten erarbeitet (z.B. BIOTA 2010). Abbildung 9 zeigt schematisch ein konkretes Umsetzungsbeispiel für ein künstliches Feuchtgebiet.

1.3.5 Ökosystemleistungen und ökonomische Bewertung auf dem Vormarsch

Obschon das Primat im Gewässerschutz nach wie vor in der Bewertung nach Umweltqualitätsnormen (Indikatoren, Grenzwerte) liegt, rücken die Ökosystemleistungen stärker in den Fokus. Die fachlichen Grundlagen für eine Bewertung von Ökosystemleistungen wachsen, u.a. auf den Feldern „Nährstoffe“ und „Treibhausgase“ (z.B. TREPEL 2004, 2008, HÖPER 2007, COUWENBERG ET AL. 2008, BRUNOTTE ET AL. 2009, SCHÄFER 2009, SCHOLZ ET AL. 2010), so dass sich die entsprechenden Möglichkeiten grundsätzlich verbessern.

Bedarf im Gewässerschutz wird insbesondere in folgenden Feldern gesehen:

- Bestimmung von Indikatoren und Werten für bestimmte (schwer messbare, nicht direkt nutzwertbezogene) Ökosystemleistungen,
- Regionalisierte Bewertungen der Ökosystemleistungen (1. der eigentlichen Leistung: Messung... Quantifizierung... Bilanzierung, z.B. Stoffretention, 2. des ökonomischen Nutzens),
- Praktikable (regionalorientierte) Ansätze zur Abschätzung/Bilanzierung von Ökosystemleistungen (nach Entwicklungsstadien, nach Randbedingungen etc.),
- Bewertung der Bedeutung, der Gefährdung und des Wandels von Ökosystemleistungen im Zeichen und unter den Bedingungen des Klimawandels,
- Etablierung übergreifender, Ökosystemleistungen einschließender Ansätze bei Kosten-Nutzen-Analysen oder anderen monetären Bewertungsverfahren,
- Berücksichtigung der Ökosystemleistungen bei der finanziellen Förderung von Projekten zum Gewässer- und Feuchtgebietsschutz: so könnten abschätzbare Ökosystemleistungen zusätzliches Gewicht erhalten, z.B.
 - über Förderprioritäten nach Maßstäben (des Beitrages) der Ökosystemleistung,
 - durch von der Höhe der erwartbaren Ökosystemleistung abhängige Fördersätze oder
 - durch Gewährung von Boni/höheren Fördersätzen ab Erreichen von Schwellenwerten der Ökosystemleistung.

Literatur

- BIOTA (2010): Erweiterte Machbarkeitsstudie: Maßnahmen zur Umsetzung der WRRL am Panzower Bach sowie Vorbereitung von Nährstoffrückhaltemaßnahmen zum Schutz der Bachmuschel (*Unio crassus*). biota – Institut für ökologische Forschung und Planung GmbH im Auftrag des Staatlichen Amtes für Landwirtschaft und Umwelt Mittleres Mecklenburg.
- BNATSCHG: Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege (Bundesnaturschutzgesetz – BNatSchG) vom 29. Juli 2009 (BGBl. I S. 2542), zuletzt geändert durch Artikel 2 des Gesetzes vom 6. Oktober 2011 (BGBl. I S. 1986).
- BRUNOTTE, E.; DISTER, E.; GÜNTHER-DIRINGER, D.; KOENZEN, U. & MEHL, D. (Hrsg.) (2009): Flussauen in Deutschland. Erfassung und Bewertung des Auenzustandes. Schriftenr. Naturschutz und biologische Vielfalt 87.
- COLLINS, A.; ROSENBERGER, R. & FLETCHER, J. (2005): The economic value of stream restoration. *Water Resources Research* 41, W02017.
- COUWENBERG, J.; AUGUSTIN, J.; MICHAELIS, D.; WICHTMANN, W. & JOOSTEN, H. (2008): Entwicklung von Grundsätzen für eine Bewertung von Niedermooren hinsichtlich ihrer Klimarelevanz. Endbericht. Institut für Dauerhaft Umweltgerechte Entwicklung von Naturräumen der Erde (DUENE) e.V. und Institut für Botanik und Landschaftsökologie der Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald.
- HANSJÜRGENS, B. (2011): Bewertung von Wasser in Landschaften – Konzepte, Ansätze und Empfehlungen. *acatech Materialien* Nr. 8, München.
- HÖPER, H. (2007): Freisetzung von Treibhausgasen aus deutschen Mooren. *TELMA* 37, 85-116.
- LESER, H. (1978): Quantifizierungsprobleme der Landschaft und der landschaftlichen Ökosysteme. *Landschaft + Stadt* 10 (3), 107-114.
- LUCAS, R. (2011): Gefährdungen von Ökosystemleistungen durch den Klimawandel – Analyserahmen, Konzeptentwicklung und erste Handlungsorientierungen für die regionale Wirtschaft. *ynaklim-Publikation* Nr. 15, 2-27.
- MA (2005a): Millennium Ecosystem Assessment 2005. Millennium Ecosystem Assessment: General Synthesis Report. World Resources Institute, Washington, DC.
- MA (2005b): Millennium Ecosystem Assessment 2005. Ecosystems and Human Well-Being: Wetlands and Water Synthesis. World Resources Institute, Washington, DC.
- MEHL, D. (2006): Erreichtes und Probleme bei der Einfügung der Fließgewässer in das Verfahren der übergreifenden Naturraumerkundung. *Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung* 45 (3/4), 91-116.
- MEHL, D. & KÄSTNER, U. (2012): Anlage eines Feuchtgebietes zum Nährstoffrückhalt als Kombinationslösung Dränwasser/gereinigtes Abwasser am Neuklostersee (Mecklenburg-Vorpommern). *KW Korrespondenz Wasserwirtschaft*, in Druck.
- MEROT, P.; HUBERT-MOY, L.; GASCUEL-ODOUX, C.; CLEMENT, B.; DURAND, P.; BAUDRY, J. & THENAIL, C. (2006): Environmental Assessment. A method for improving the management of controversial wetland. *Environmental Management* 37 (2), 258-270.

- MSRL (Europäische Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie): Richtlinie 2008/56/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 17. Juni 2008 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Meeresumwelt. Amtsblatt der EG Nr. L 164/19 vom 25.06.2008.
- SCHÄFER, A. (2009): Moore und Euros – die vergessenen Millionen. Archiv für Forstwesen und Landschaftsökologie 43 (4), 156-160.
- SCHOLZ, M.; MEHL, D.; SCHULZ-ZUNKEL, C.; KASPERIDUS, H.; BORN, W. & HENLE, K. (2010): Bewertung von Ökosystemfunktionen in Flussauen in Deutschland. In: EPPLÉ, C.; KORN, H.; KRAUS, K. & STADLER, J. (Bearb.): Biologische Vielfalt und Klimawandel. BfN-Skripten 274, 26-28.
- SPENGLER, R. (1978): Wirkungen und Beeinflussbarkeit des Wassers in der Landschaft und Möglichkeiten seiner Einbeziehung in die Landschaftsplanung. Beiträge zur planmäßigen Gestaltung der Landschaft. Wissenschaftliche Abhandlungen d. Geogr. Gesellschaft d. DDR, Bd. 14, 181-189.
- TEEB (2010) Die Ökonomie von Ökosystemen und Biodiversität: Die ökonomische Bedeutung der Natur in Entscheidungsprozesse integrieren. Ansatz, Schlussfolgerungen und Empfehlungen von TEEB – eine Synthese.
- THORP, J. H.; THOMS, M. C. & DELONG, M. D. (2006): The riverine ecosystem synthesis: bio-complexity in river networks across space and time. River Res. Applic. 22, 123-147.
- TREPEL, M. (2004): Zur Wirkung von Niederungen im Landschaftswasser- und -stoffhaushalt. Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung 43 (1), 53-64.
- TREPEL, M. (2008): Nährstoffrückhaltung und Gewässerrenaturierung. Tagungsband, Fachtagung Nährstoffrückhaltung in Fließgewässern und Feuchtgebieten möglich? NNA – Alfred-Töpfer-Akademie für Naturschutz Schneverdingen vom 06. bis 09. April 2008.
- WFD CIS Guidance No 12 (2003): Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance document No 12. The role of wetlands in the Water Framework Directive. European Communities.
- WHG: Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts (Wasserhaushaltsgesetz – WHG) vom 31. Juli 2009 (BGBl. I S. 2585), zuletzt geändert durch Artikel 1 des Gesetzes vom 6. Oktober 2011 (BGBl. I S. 1986).
- WRRL (Europäische Wasserrahmenrichtlinie): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik, Amtsblatt der EG Nr. L 327/1 vom 22.12.2000.

2 Ökonomische Bewertung und Inwertsetzung von Gewässern, Auen und Mooren – Bewertungsmethoden und Vorgehen

Was den Leser in diesem Kapitel erwartet

In Kapitel 2 werden Möglichkeiten und Ansätze der ökonomischen Inwertsetzung sowohl theoretisch als auch anhand konkreter Praxisbeispiele dargelegt.

- Kapitel 2.1 zeigt am Beispiel der Zahlungsbereitschaftsanalyse und der Ersatzkostenmethode, wie ökonomische Methoden zur Bewertung von Flussaunen in der Praxis genutzt werden können.
- Kapitel 2.2 beschäftigt sich mit den drei gebräuchlichsten Entscheidungshilfeverfahren (Kosten-Nutzen-Analyse, Kosten-Wirksamkeits-Analyse und Multikriterienanalyse) für die Bewertung von Ökosystemleistungen. Dabei werden die einzelnen Verfahren erläutert, die Vor- und Nachteile diskutiert und es wird aufgezeigt, wann welches Verfahren sinnvoll ist.
- In Kapitel 2.3. wird der TEEB-Sechs-Schritte-Ansatz zur Bewertung von Ökosystemleistungen vorgestellt. Hier wird ein konkreter Praxisleitfaden als Orientierungshilfe für die Umsetzung eigener Bewertungsvorhaben geboten.
- Kapitel 2.4 widmet sich einem innovativen Instrument zur Inwertsetzung von Mooren auf regionaler Ebene, den MoorFutures® in Mecklenburg-Vorpommern. Neben der Vorstellung des Produkts der MoorFutures® wird die grundsätzliche Idee und Funktionsweise des Zertifikatehandels auf freiwilligen und obligatorischen Emissionsmärkten gezeigt.

2.1 Der Nutzen aus der Gewinnung rezenter Auen entlang der Elbe – ein Beispiel für Zahlungsbereitschaftsanalyse und Ersatzkostenmethode

JÜRGEN MEYERHOFF, ALEXANDRA DEHNHARDT
TECHNISCHE UNIVERSITÄT BERLIN

2.1.1 Einleitung: Situation der Auen an der Elbe

Die Stromlandschaft Elbe und insbesondere ihre noch vorhandenen Auen unterliegen insgesamt einem starken Nutzungsdruck. Anthropogene Eingriffe in den Flusslauf und wachsende Nutzungsansprüche an die Elbe und die umgebende Landschaft (bedingt im Wesentlichen durch die Schifffahrt, den Hochwasserschutz, die Nutzbarmachung von Flächen für die landwirtschaftliche Nutzung) waren mit erheblichen negativen Auswirkungen verbunden (z.B. IKSE 1994, JÄHRLING 1994). Andererseits erfordern Maßnahmen einer umweltverträglichen Entwicklung von Auen oft einen Eingriff in die bestehenden Flächennutzungen und sind daher mit Konflikten im Hinblick auf bestehende Eigentumsrechte verbunden; betroffen davon sind vor allem die Land- und Forstwirtschaft. Die dadurch entstehenden Nutzungskonflikte machen eine Abwägung und Bewertung verschiedener Handlungsoptionen notwendig. Die Ermittlung der Kosten und der Nutzen ist daher ein wichtiger Beitrag zur gesamtwirtschaftlichen Bewertung alternativer Entwicklungsoptionen und stellt wichtige Informationen für Entscheidungsträger bereit.

Die Bewertung der Nutzen aus einer ökologisch nachhaltigen Entwicklung der Elbe wird im Folgenden am Beispiel der Verwendung von zwei ökonomischen Bewertungsmethoden dargestellt. Es werden zunächst der ökonomische Bewertungsansatz selbst sowie die beiden verwendeten Bewertungsmethoden vorgestellt (Abschnitt 2.1.2). Anschließend werden die Ergebnisse getrennt nach den beiden Bewertungsmethoden vorgestellt (Abschnitte 2.1.3 und 2.1.4) und dann aggregiert (Abschnitt 2.1.5).

2.1.2 Die ökonomische Bewertung von Natur und Landschaft

Zum Verständnis der ökonomischen Bewertung sei hier auf Kapitel 1.1 verwiesen, in diesem Abschnitt werden nur kurz wesentliche Aspekte noch einmal aufgegriffen. Für einen Überblick über den Ansatz und die Methoden zur ökonomischen Bewertung von Veränderungen in Natur und Landschaft, insbesondere von Feuchtgebieten, sei hier verwiesen auf HANLEY & BARBIER (2009), NATIONAL RESEARCH COUNCIL (2005) UND TURNER ET AL. (2008).

Ausgangspunkt für die ökonomische Betrachtung ist, dass Natur und Landschaft aus ökonomischer Sicht z. T. Eigenschaften öffentlicher Güter oder Kollektivgüter aufweisen (vgl. HAMPICKE 1991). Im Fall reiner öffentlicher Güter kann niemand von ihrer Nutzung ausgeschlossen werden und es besteht auch keine Rivalität im Konsum. Aufgrund dieser Eigenschaften findet sich aber auch kein privater Anbieter, so dass der Schutz oder die Herbeiführung von Verbesserungen in Natur und Landschaft nicht auf Märkten gehandelt werden. Dadurch ist in der Regel nicht bekannt, welchen ökonomischen Wert sie haben. Die Konsequenz daraus ist, dass den Kosten von Maßnahmen zur Erhaltung oder Verbesserung von

Natur und Landschaft nicht der jeweilige Nutzen gegenüber gestellt werden kann und dadurch die Kosten überbetont werden.

Ein Ausgangspunkt für die Bewertung der Veränderungen in Natur und Landschaft ist das Konzept des gesamten ökonomischen Wertes (Total Economic Value (TEV), PEARCE & TURNER 1990). Es bietet den Rahmen für die Erfassung der individuellen Präferenzen, für die sich aufgrund fehlender Märkte die Nachfrage nicht spontan artikulieren kann. Der Grundgedanke dieses Ansatzes ist, dass sich der gesamte ökonomische Wert aus mehreren Teilen zusammensetzen kann (vgl. Tabelle 2). Die direkten Werte resultieren aus der unmittelbaren Nutzung der jeweiligen Ressource. So führen z.B. bestimmte Formen der Forst- und Landwirtschaft zu keinem Konflikt mit einer spezifischen Umweltqualität. Außerdem gehört zu den direkten Werten der Erlebnis- und Erholungswert einer Landschaft, den die Individuen durch den Aufenthalt in der Landschaft erfahren. Als indirekte Werte werden diejenigen ökologischen Leistungen bezeichnet, die nicht oder nur schwer über individuelle Präferenzen ermittelt werden können. Ein Beispiel ist die Funktion von Flussauen, als Nährstoffsenke fungieren zu können. Darüber hinaus gehören die nutzungsunabhängigen Werte (Existenzwerte) zum ökonomischen Gesamtwert. Sie gehen nicht auf eine direkte Nutzung der Natur zurück, vielmehr stiftet das Wissen über die Existenz bestimmter Naturressourcen einen positiven Nutzen. Ein Beispiel für den Existenzwert ist, dass vielen Menschen der Erhalt von Wäldern wichtig ist und sie bereit sind, entsprechende Schutzprogramme finanziell zu unterstützen, obwohl der größte Teil von ihnen diese Tiere wahrscheinlich nie selber zu Gesicht bekommen wird.

Die einzelnen Bestandteile des TEV erfordern zum Teil gesonderte Bewertungsmethoden. So können die nutzungsabhängigen Werte über direkte und indirekte Methoden erfasst werden, die nutzungsunabhängigen Werte jedoch nur über direkte Verfahren wie die Kontingente Bewertung oder die Choice Experimente (siehe Tabelle 2). Während einige Verfahren auf beobachtbares Verhalten (z.B. Ausgaben für Reisen) zurückgreifen, werden für den Einsatz von Umfrage-Verfahren hypothetische Märkte errichtet.

Für die Bewertung der Maßnahmen an der Elbe wurde die Kontingente Bewertung zur Erfassung der nutzungsabhängigen und der nutzungsunabhängigen Werte eingesetzt, für die Bewertung der ökologischen Leistung Nährstoffretention der Ansatz der Ersatzkosten verwendet. Beide Ansätze sollen hier beispielhaft vorgestellt werden. Eine ausführlichere Darstellung der beiden Methoden sowie der jeweiligen Ergebnisse findet sich in verschiedenen Beiträgen in DEHNHARDT & MEYERHOFF (2002).

Tab. 2: Gesamter ökonomischer Wert (TEV) von Natur und Landschaft

Gesamter Ökonomischer Wert		
nutzungsabhängig		nutzungsunabhängig
(1) Direkte Werte	(2) Indirekte Werte	(3) Existenzwerte
Erholung Fischerei Ökologische Land- und Forstwirtschaft	Schutz von Wasserressourcen Nährstoffsенke Einfluss auf lokales und regionales Klima	Wissen um die Existenz einer Naturressource (einmalige Naturlandschaften)
Ökonomische Bewertungsmethoden		
Marktanalyse Reisekostenansatz Hedonischer Preisansatz Kontingente Bewertung Choice Experimente	Ausgaben für präventive Maßnahmen Veränderungen der Produktivität Ersatzkostenmethode	Kontingente Bewertung Choice Experimente

Kontingente Bewertung

Ziel der Kontingenten Bewertung (Contingent Valuation) ist es, den ökonomischen Wert für ein öffentliches Gut direkt über die Befragung betroffener Personen zu ermitteln. Durch Umfragen wird ein hypothetischer Markt errichtet, d.h. die Konsumenten werden danach befragt, was sie für dieses Gut zahlen würden, wenn es auf Märkten angeboten würde. Die geäußerte Zahlungsbereitschaft gibt aus Sicht der Ökonomie die Wertschätzung für das Kollektivgut wieder. Es werden jedoch nicht einzelne Arten oder eine Landschaft selbst bewertet, sondern Veränderungen gegenüber einem gegebenen Zustand. Dies kann die Herbeiführung einer Verbesserung oder die Abwehr einer Verschlechterung sein. Ein Beispiel für die Herbeiführung einer Verbesserung ist die Rückverlegung von Deichen an der Elbe, durch die eine Renaturierung dieser Flächen erreicht werden kann. Umgekehrt kann die Rückverlegung von Deichen an der deutschen Nordseeküste der Abwehr einer Verschlechterung der Naturlandschaft Wattenmeer dienen, wenn hierdurch der Verlust von Wattflächen ausgeglichen werden kann, der als Folge des Klimawandels erwartet wird.

Durch den Einsatz der Kontingenten Bewertung ist es möglich, nicht nur die nutzungsunabhängige Wertschätzung zu ermitteln, sondern auch zukünftige Zustände zu bewerten. Diesen Vorteilen steht entgegen, dass in den Umfragen nur hypothetische Zahlungsbereitschaften erfasst werden. Die interviewten Personen werden danach befragt, ob und wie viel sie bereit wären, für die Verhinderung einer Verschlechterung der Umweltqualität oder entsprechend für die Herbeiführung einer Verbesserung zu zahlen. Es erfolgen aber keine realen Zahlungen.

Ersatzkosten

Bei der monetären Bewertung mithilfe von Ersatzkosten (Replacement Costs) wird derjenige Geldbetrag ermittelt, der aufzuwenden ist, um eine bestimmte Leistung eines Ökosystems durch technische Lösungen zu ersetzen. Referenzgröße ist hierbei in der Regel ein Qualitätsstandard wie z.B. eine festgelegte Gewässergüte: Geht der Beitrag eines Ökosystems zur Reinhaltung von Wasser verloren, soll trotzdem aber die selbe Wasserqualität bereit gestellt werden, dann sind entsprechende alternative Maßnahmen durchzuführen, wie beispielsweise der Bau einer Kläranlage. Die Kosten für diese alternativen Maßnahmen können dann zur Bewertung der ökologischen Leistung herangezogen werden. Dieser Ansatz wurde in einigen Studien zur Bewertung von Feuchtgebieten verwendet (vgl. GREN 1995A, 1995B).

Ein Vorteil dieser Methode ist, dass durch ihre Anwendung deutlich wird, welche ökologische Leistung durch das jeweilige Ökosystem bereitgestellt wird, ob diese Leistung ersetzt werden kann und welche Kosten hieraus resultieren würden. Nachteilig ist dagegen, dass viele Arten von Nutzen, vor allem die nutzungsunabhängigen, mit dieser Methode nicht zu erfassen sind. Andere Leistungen wie der Schutz der Ozonschicht vor hoher UV-Strahlung sind durch Technik praktisch nicht zu ersetzen und schon aus diesem Grund nicht mit dieser Methode bewertbar. Zudem erreicht sie ihre Grenze, wenn nicht allein eine, sondern mehrere Leistungen eines Ökosystems von zentraler Bedeutung sind (DIXON ET AL. 1994: 58f.).

2.1.3 Die Zahlungsbereitschaft für eine ökologisch nachhaltige Entwicklung der Elbe

Um die nutzungsunabhängige Wertschätzung für die Maßnahmen an der Elbe zu ermitteln, wurde die Stichprobe der befragten Personen so gezogen, dass auch Nicht-Nutzerinnen und Nicht-Nutzer der Elbe befragt werden konnten. Sie sind definiert als diejenigen Personen, die bis zum Zeitpunkt des Interviews noch nicht an der Elbe waren. Darüber hinaus sollte der Einfluss der geographischen Distanz des Wohnortes des Befragten zur Elbe untersucht werden sowie der Frage nachgegangen werden, ob Personen, die an einem anderen Fluss in Deutschland wohnen, eher für Maßnahmen an diesem Fluss als für die Elbe zahlen würden. Aus diesem Grund wurde in den Flusseinzugsgebieten von Elbe, Weser und Rhein jeweils eine Gruppe von zufällig ausgewählten Personen interviewt. Die Befragung der Personen erfolgte mündlich vor Ort (face-to-face) zwischen Mitte Mai und Ende Juni 2001. Die Interviews dauerten im Durchschnitt 30 Minuten. Insgesamt wurden 1.304 auswertbare Interviews durchgeführt. Im Elbeeinzugsgebiet wurden 704 Interviews geführt, in den Einzugsgebieten von Rhein und Weser jeweils 300. Die Ausschöpfungsquote lag bei rd. 55%, d.h. um die geplante Zahl von Interviews durchführen zu können, mussten 2.366 Haushalte angesprochen werden.

Während des Interviews wurden den Personen drei Schautafeln gezeigt. Die erste Tafel zeigte eine Karte der Elbe mit den Grenzen des Biosphärenreservates Flusslandschaft Elbe. Darüber hinaus wurde erklärt, was ein Biosphärenreservat ist und nähere Angaben zum Biosphärenreservat Flusslandschaft Elbe gemacht. Die zweite Tafel zeigte Bilder von an der Elbe vorkommenden bedrohten Habitaten und Tier- und Pflanzenarten sowie einen schematischen Querschnitt durch eine Flussaue. Die dritte Tafel präsentierte vier verschiedene Maßnahmen zum Schutz der gefährdeten Habitate und Arten, d.h. die Rückverlegung von

Hochwasserdeichen an ausgewählten Stellen, die Änderung der landwirtschaftlichen Praxis in den Flussauen (Extensivierung), den Bau von Fischtreppe in Nebenflüssen der Elbe sowie die ökologische Verbesserung von Buhnen in der Elbe.

Ausgewählte Merkmale der befragten Personen

Von den interviewten Personen waren bis zum Zeitpunkt des Interviews 66,3% (865 Personen) mindestens einmal direkt an der Elbe oder in der Nähe des Flusses. Von diesen Personen gaben 238 Personen an, dass sie direkt an der Elbe wohnen. Umgekehrt gaben 33,7% (439 Personen) an, vor dem Interview noch nicht an der Elbe gewesen zu sein. Somit sind zwei Drittel der Befragten als Nutzende zu bezeichnen, ein Drittel dagegen als Nicht-Nutzende. Diejenigen, die schon einmal an der Elbe waren, wurden u.a. gefragt, ob sie einen Ausflug oder Urlaub in der Region gemacht hätten oder ob ein anderer Grund ausschlaggebend für ihren Aufenthalt war. Tabelle 3 zeigt die Ergebnisse. Die meisten Nennungen entfielen auf die Kategorie „Tagesausflug“. Bezogen auf die Anzahl der Personen, die diese Frage beantworten haben, haben 57% mindestens einen Tagesausflug an die Elbe gemacht. Rund ein Drittel von ihnen hat zudem schon einmal einen Wochenendausflug an die Elbe gemacht. Die Kategorien „Urlaub“ wurden deutlich seltener genannt. Die Kategorie „Andere“ umfasst vor allem geschäftliche Aufenthalte in der Region.

Tab. 3: Art des Aufenthalts an der Elbe

	N	% der Antworten	% an Fällen
Tagesausflug	342	46.2	57.2
Wochenendausflug	175	23.6	29.3
Eine Woche Urlaub	80	10.8	13.4
mehr als eine Woche Urlaub	52	7.0	8.7
Andere	92	12.4	15.4
Gesamt	741	100.0	123.9

Es waren Mehrfachnennungen möglich; die Anzahl der gültigen Fälle ist 598.

Anschließend wurden die interviewten Personen gefragt, ob sie eine Reise oder einen Ausflug an die Elbe innerhalb der nächsten zwölf Monate planen. Hierauf antworteten 17,3% (226 Personen), dass sie eine Reise oder einen Ausflug in diesem Zeitraum vorhaben, während 17,5% angaben, dass sie dies nicht konkret vorhaben, aber gerne einmal an die Elbe fahren würden. Mit 65% (848 Personen) gab die Mehrheit der Befragten an, dass sie weder eine Reise noch einen Ausflug an die Elbe planen.

Um das Wissen der Befragten über die ökologische Situation an der Elbe zu ermitteln, wurden sie gebeten, sieben Aussagen mit „stimmt“, „stimmt nicht“ oder „weiß nicht“ zu bewerten. Die folgende Aufzählung enthält die verwendeten Aussagen (die richtige Antwort steht jeweils am Ende), Tabelle 4 gibt die Ergebnisse nach Flusseinzugsgebieten wieder.

- Die Wasserqualität der Elbe hat sich in den letzten 10 Jahren verschlechtert (Nein);
- In der Elbe und ihren Auen leben vom Aussterben bedrohte Tier- und Pflanzenarten (Ja);
- Seit einigen Jahren gibt es wieder Lachse in der Elbe (Ja);
- An der Elbe gibt es mehrere Feuchtgebiete, die für den Naturschutz in Europa wichtig sind (Ja);
- Der heutige Rhein ist in einem viel naturnäheren Zustand als die Elbe (Nein);
- Die größten noch vorhandenen Auenwälder in Mitteleuropa gibt es an der Mittleren-Elbe in Sachsen-Anhalt (Ja);
- Die Flussauen der Elbe haben Bedeutung als Rast- und Überwinterungsplatz für Wandervögel (Ja).

Tab. 4: Wissen über ökologische Situation an der Elbe (% richtige Antworten)

richtig bewertete Aussagen	Flusseinzugsgebiet			Gesamt
	Elbe	Weser	Rhein	
0	3,4	14,0	30,7	12,1
1	4,3	9,0	11,0	6,9
2	7,2	9,0	5,7	7,3
3	14,8	13,7	14,7	14,5
4	16,8	17,7	16,7	16,9
5	24,4	16,0	12,3	19,7
6	20,6	12,0	6,0	15,3
7	8,5	8,7	3,0	7,3
Gesamt	100,0	100,0	100,0	100,0

Zur Bildung einer einfachen Wissens-Skala wurde die Anzahl der richtigen Antworten addiert; falsche Antworten oder „weiß nicht“ wurden mit Null gewertet. Die Ergebnisse zeigen einen Zusammenhang zwischen dem Wissen und der Nähe des Wohnortes zur Elbe. So ist der Anteil derjenigen, die keine Aussage richtig bewertet haben oder „weiß nicht“ geantwortet haben, im Einzugsgebiet des Rhein erheblich höher als im Gebiet der Weser und als im Gebiet der Elbe. Umgekehrt ist der Anteil derjenigen, die fünf oder sechs Aussagen richtig bewertet haben, im Elbegebiet am höchsten.

Ergebnisse zur Zahlungsbereitschaft

Insgesamt waren 22,5% der befragten Personen (n = 294) grundsätzlich bereit, etwas für die Durchführung der genannten Maßnahmen zu zahlen. Dabei war etwa die Hälfte dieser

Gruppe (n = 146) bereit, die zunächst vorgeschlagene Abgabe an das Biosphärenreservat zu zahlen. 148 Personen waren zu einer Zahlung bereit, als sie ein anderes Zahlungsinstrument wählen konnten. Diese Personen wählten am häufigsten eine einmalige Spende an das Biosphärenreservat oder Eintrittspreise beim Besuch der Region. Bezogen auf die gesamte Stichprobe ergibt sich dadurch eine mittlere Zahlungsbereitschaft in Höhe von 11,9 € pro Jahr. Bei der Berechnung wurde davon ausgegangen, dass diejenigen Personen, die z.B. eine Spende oder Eintrittspreise als Zahlungsinstrument genannt hatten, nur einmal im Jahr zahlen. Für die anderen wurde die Zahlungsbereitschaft pro Monat gerechnet und entsprechend auf einen Wert pro Jahr hochgerechnet. Betrachtet nach Flusseinzugsgebieten ergeben sich dann folgende jährliche Zahlungsbereitschaften: Elbe 11,6 €, Weser 13,1 € und Rhein 11,2 €.

Sind die genannten Zahlungsbereitschaften rein zufällig? Um eine Aussage über die Qualität der erhobenen Zahlungsbereitschaften machen zu können, wurden verschiedene Modellierungsverfahren durchgeführt. Konkret sollte damit untersucht werden, welche Aspekte die geäußerte Zahlungsbereitschaft signifikant beeinflussen und welcher Anteil der Variation der Zahlungsbereitschaft erklärt werden kann.

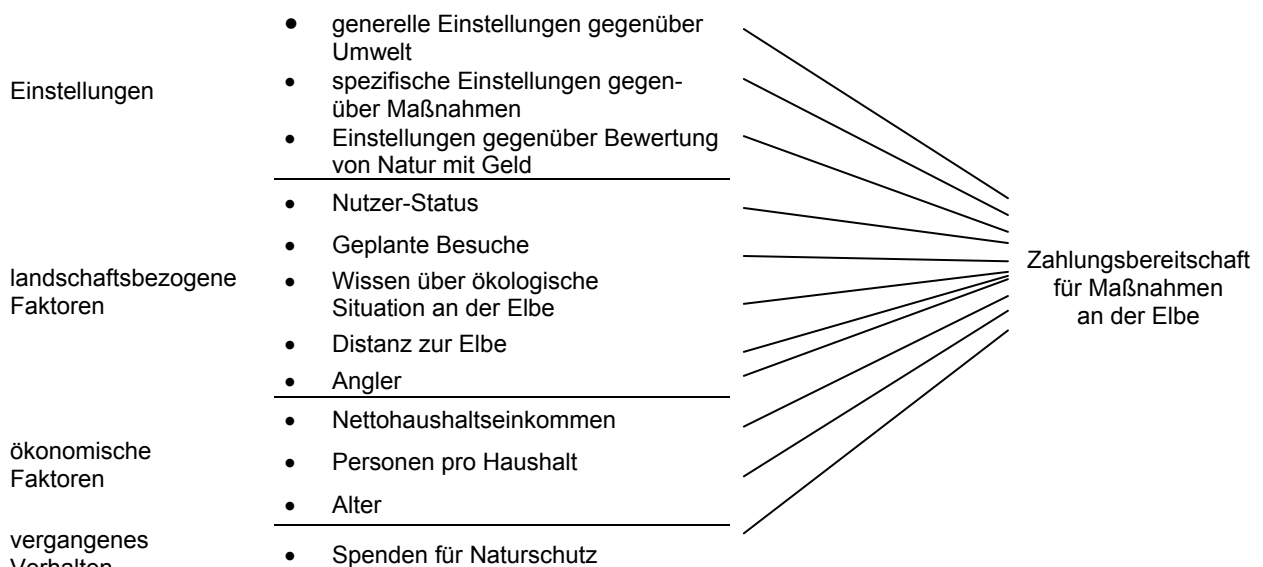


Abb. 10: Potentiell erklärende Variablen der geäußerten Zahlungsbereitschaft.
Quelle: Eigene Darstellung.

So zeigte sich ein signifikanter Einfluss auf die Höhe der geäußerten Zahlungsbereitschaft von folgenden Personenmerkmalen: Aus der Gruppe der ökonomischen Faktoren zeigen Alter und Einkommen einen Einfluss, wobei sich zunehmendes Alter negativ auf die Zahlungsbereitschaft auswirkt, steigendes Einkommen dagegen positiv. Aus der Gruppe der landschaftsbezogenen Faktoren beeinflusst allein der Nutzerstatus die Zahlungsbereitschaft. Personen, die bis zum Zeitpunkt des Interviews noch nicht an der Elbe waren, zahlen im Durchschnitt weniger als die sogenannten Nutzenden. Weiterhin haben die Einstellungen Einfluss auf die Zahlungsbereitschaft. Je positiver die Einstellungen gegenüber den vorge-

stellten Maßnahmen an der Elbe sind, desto höher ist die Zahlungsbereitschaft. Je stärker umgekehrt die Bewertung von Natur und Landschaft mit Geld abgelehnt wird, desto geringer ist die Zahlungsbereitschaft im Durchschnitt. Insgesamt konnten durch die geschätzte Nachfragefunktion rund 30 Prozent der Varianz der geäußerten Zahlungsbereitschaft erklärt werden. Verglichen mit anderen Studien ist dies ein Wert, der sich im oberen Mittelfeld bewegt. Damit zeigen die Ergebnisse, dass die von den befragten Personen geäußerten Zahlungsbereitschaften nicht rein zufällig sind, sondern durch theoretisch begründete Merkmale erklärbar sind.

Hochrechnung der Zahlungsbereitschaft

Die Hochrechnung der Zahlungsbereitschaft erfolgt durch die Multiplikation der Anzahl der Haushalte in den drei Flusseinzugsgebieten mit der ermittelten durchschnittlichen Zahlungsbereitschaft. Um einer Überschätzung entgegenzuwirken, werden zwei Korrekturen vorgenommen: Erstens wird der sogenannte Embedding-Effekt herausgefiltert, d.h. es werden nur diejenigen Zahlungsbereitschaften für die Hochrechnung herangezogen, die von den befragten Personen ausschließlich auf die Maßnahmen an der Elbe bezogen wurden. Zweitens wird der Mittelwert um Ausreißer korrigiert (2,5% getrimmter Mittelwert; vgl. BATEMAN ET AL. 1999). Damit ergibt sich für die konservativste Schätzung eine Zahlungsbereitschaft von 153 Mio. € für das erste Jahr. Da einige der zahlungsbereiten Personen nur zu einer einmaligen Zahlung bereit waren, liegt die jährliche Zahlungsbereitschaft ab dem zweiten Jahr bei 108 Mio. €. Wird allein der Embedding-Effekt korrigiert, dann ergibt sich eine Zahlungsbereitschaft von 252 Mio. € im ersten Jahr. Die jährliche Zahlungsbereitschaft ab dem zweiten Jahr liegt bei 183 Mio. €.

2.1.4 Indirekte nutzungsabhängige Werte: der Nutzen aus der Nährstoffretentionsfunktion

Flussauen zeigen in zweierlei Hinsicht Wirkungen auf die Wasserqualität von Oberflächengewässern. Erstens wirken Auen in ihrer Eigenschaft als Uferrandökosysteme durch die Transformation von Nährstoffen und Ablagerung von Sedimenten als effektive Filter für Nährstoffe im lateralen Abfluss (Oberflächenabfluss wie auch Grundwasserzufluss). So zeigten Studien, dass z.B. ein Auwald in einem landwirtschaftlich geprägten Einzugsgebiet in der Lage ist, 89% Stickstoff und 80% Phosphor aus dem lateralen Abfluss vor dem Eintritt ins Gewässer zu filtern (MITSCH & GOSSELINK 2000: 563f). Andere empirische Untersuchungen der Retentionskapazität von Uferrandstreifen ergaben, dass bei einer Breite des Streifens von 16 m bis zu 95% Phosphor zurückgehalten werden können (VOUGHT ET AL. 1994: 343). Auch Untersuchungen von JANSSON ET AL. (1994) zufolge haben Uferrandstreifen ihr größtes Potential in der Phosphorreduktion. Für den Phosphoreintrag in Gewässer ist dabei vor allem der Rückhalt im Oberflächenabfluss relevant, während beim Stickstoff in erster Linie die Prozesse der Denitrifikation im Boden und damit die Einträge durch den Grundwasserzufluss wirken. Relevant ist diese Funktion v.a. dann, wenn die Nährstoffbelastung aus diffusen Quellen bzw. entsprechende Maßnahmen zur Verminderung diffuser Belastungen im Mittelpunkt der Betrachtung stehen.

Zweitens wird die Retentionskapazität bei der Reduktion longitudinal, d.h. im Fluss transportierter Nährstoffe wirksam. Im Grunde sind die dabei ablaufenden Prozesse mit dem lateralen Wirkmechanismus vergleichbar, d.h. bei einer Überflutung der Flächen lagern sich Sedimente und entsprechend adsorbierte Nährstoffe ab oder werden denitrifiziert, das zum Hauptfluss hin abfließende Grundwasser ist entsprechend um diese Nährstofffracht reduziert. Für die Identifikation der Effekte einer Deichrückverlegung und auch die ökonomische Bewertung ist jedoch klar zu differenzieren, auf welche Prozesse und Funktionen fokussiert wird. Im vorliegenden Fall wird die Renaturierung von Auensystemen als Mittel zur Erhöhung des Selbstreinigungspotentials betrachtet. Diese wird in erster Linie durch den ständig schwankenden Grundwasserspiegel sowie vor allem durch die Herabsetzung der Fließgeschwindigkeit und damit einem insgesamt erhöhten Potenzial zur Sedimentation und Denitrifikation von Nährstoffen determiniert. In welchem Umfang die durch Deichrückverlegungen zurückzugewinnenden Retentionsflächen diese Funktion erfüllen können, hängt von der Geländegestaltung, dem Austausch zwischen Fluss und Aue, insbesondere aber auch von der Überflutungsdynamik der Elbe ab. Die Bewertung bezieht sich hier ausschließlich auf die potenzielle Stickstoffretention (N), Phosphor wird nicht betrachtet.

Zur Ermittlung des monetären Wertes der Nährstoffretentionsfunktion renaturierter Elbauen mithilfe der Ersatzkostenmethode sind zusammenfassend drei grundlegende Schritte notwendig:

- die Identifikation bzw. Quantifizierung der Reduktionseffekte,
- die Festlegung des Vergleichsmaßstabes (Substitut und Kostenkomponenten) und
- die ökonomische Bewertung.

Quantifizierung der Reduktionseffekte für renaturierte Elbauen

Die Quantifizierung des Nährstoffreduktionspotentials erfordert die Betrachtung

1. der hinzugewonnenen Retentionsfläche,
2. der Nährstofffracht und
3. der Nährstoffretention (Denitrifikation).

Spezifische Daten zu diesen Einflussgrößen waren lediglich für die beiden Fallbeispiele Sandau und Rogätz verfügbar, da für diese Gebiete verschiedene Varianten einer Rückdeichung hinsichtlich ihrer hydrologischen und hydrodynamischen Effekte in Abhängigkeit vom Geländemodell modelliert wurden und darüber hinaus detaillierte Untersuchungen über Biotop- und Bodentypen vorliegen. Aus diesem Grund wurden zunächst die Effekte für diese beiden Rückdeichungsgebiete bewertet und anschließend eine Hochrechnung der Retentionsleistung auf alle potenziellen Standorte einer Deichrückverlegung entlang der Elbe vorgenommen.

Der Umfang der Fläche, die tatsächlich für den Nährstoffabbau zur Verfügung steht, wird in erster Linie durch die Überschwemmungsdynamik, d.h. die Dauer und Häufigkeit der Über-

flutung, sowie die Geländemorphologie in den Auen bestimmt. Zur Quantifizierung der gesamten Retentionsfläche für die Elbe sind demnach folgende Informationen notwendig:

- Durchschnittliche jährliche Überflutung [Tage]: aus den durchschnittlichen Überflutungstagen je Abfluss lassen sich entsprechend dem jährlichen Abflussgeschehen der Elbe die durchschnittlichen Überflutungstage je Jahr bestimmen.
- Überflutete Fläche [ha]: die gesamte überflutete Fläche ist abhängig vom Abflussgeschehen und den Geländehöhen in den Überflutungsgebieten.

Auf Grundlage der Geländemodelle, die für die beiden in den Fallbeispielen betrachteten Gebiete vorlagen, dem dargestellten spezifischen Abflussgeschehen und den überfluteten Tagen je Flächeneinheit, kann die tatsächlich bei einem Hochwasserereignis überflutete Gesamtfläche bestimmt werden. Es zeigt sich, dass die nach einer Deichrückverlegung maximal zur Verfügung stehende Fläche an den beiden Standorten lediglich bei einem statistisch gesehen alle 100 Jahre auftretenden Hochwasserereignis überschwemmt werden würde. Aus dem langjährigen Mittel der Elbe ergibt sich ein mittlerer Abfluss von 558 m³/s. Bei diesem Abfluss hat im Gebiet Rogätz eine Deichrückverlegung keinen Einfluss auf den Umfang der überschwemmten Fläche, im Gebiet Sandau kann der Retentionsraum lediglich um 17 ha erweitert werden. Für den mittleren Hochwasserabfluss, also das arithmetische Mittel der höchsten Abflüsse gleichartiger Zeitabschnitte, von 1760 m³/s ergibt sich für Sandau eine Vergrößerung des Retentionsraumes von 737 ha, für Rogätz sind bei gleichem Abfluss die Effekte mit 171 ha entsprechend geringer. Für die Einschätzung der Retentionsleistung ist zudem zu beachten, dass diese Fläche lediglich an etwa 10 Tagen im Jahr überschwemmt wird, mit dem Abfluss transportierte Nährstoffe demnach auch nur in diesem sehr begrenzten Zeitraum in die Aue gelangen. Die Ergebnisse zeigen, in welchem Ausmaß die Effekte vom spezifischen Abflussgeschehen und der Geländegestaltung der Aue abhängen. Im Gebiet Rogätz werden daher die zu erwartenden Auswirkungen vergleichsweise marginal sein.

Auf Grundlage der berechneten Größe des Überflutungsgebietes und der Überschwemmungsdauer sowie der Nährstofffracht und -konzentration in der Elbe wurde die jährliche Retentionsleistung für die Fallbeispiele Sandau und Rogätz mit einem entsprechend modifizierten Modell zur Berechnung von Nährstoffrückhalten in Flusssystemen nach BEHRENDT ET AL. (1999) berechnet. Diese Methodik berücksichtigt als wesentliche Parameter die hydraulische Belastung als Maß für die Gewässermorphologie und die Nährstofffracht. Als Resultat ergibt sich infolge einer Deichrückverlegung für das Gebiet Sandau eine jährliche Retentionsleistung von über 650 t, während in Rogätz aufgrund der insgesamt ungünstigeren Bedingungen lediglich knapp 40 t Stickstoff der Elbe jährlich entzogen werden. Bezieht man diese Ergebnisse auf die maximal zur Verfügung stehende (aber nur partiell überflutete) zusätzliche Fläche, so ergibt sich für Sandau eine Retentionsleistung von knapp 800 kg N je ha, für Rogätz entsprechend von gut 40 kg N je ha.

Aufgrund dieser hohen Variabilität der Retentionsleistung in Abhängigkeit von den Standortbedingungen ist es schwierig, die Ergebnisse auf alle potenziellen Standorte einer Deichrückverlegung hochzurechnen. Die Retentionsraten müssten je nach Abfluss und Überflutungshäufigkeit differenziert betrachtet und anschließend zu einer Gesamtretention je Jahr

addiert werden. Da entsprechende Informationen nicht für alle Standorte zur Verfügung stehen, wurden pauschale Werte angenommen. In der folgenden Tabelle sind verschiedene Retentionsraten zugrunde gelegt, die jährliche Gesamtretention für die Elbe berechnet sowie der Nährstofffracht gegenübergestellt.

Tab. 5: Effekte der zusätzlichen Retentionsflächen auf die Stickstofffracht der Elbe

Retentionsrate [kg/ha*a]	50	100	200	350	600
Retentionsfläche [ha]	15.000	15.000	15.000	15.000	15.000
Stickstoffretention [t/a]	750	1.500	3.000	5.250	9.000
Nährstofffracht [t/a]	93.500	93.500	93.500	93.500	93.500
Stickstoffreduktion [%]	1	2	3	6	10

Infolge der potentiellen Deichrückverlegungen könnten maximal 10% der Gesamtstickstofffracht der Elbe reduziert werden. Die jährlichen Retentionseffekte würden zwischen 750 t/a und 9.000 t/a liegen. Der Wert in der rechten Spalte ist dabei als absoluter Maximalwert anzusehen, der nur unter sehr günstigen Bedingungen (d.h. bei langer Überflutungsdauer auf flachem Gelände und sehr hohen Denitrifikationsraten) auf einzelnen Flächen erreicht werden kann, jedoch nicht für den gesamten zusätzlichen Retentionsraum unterstellt werden kann.

Im Sinne einer konservativen Schätzung wird – mit Ausnahme der detailliert betrachteten Standorte – für die zusätzlichen Retentionsflächen eine mittlere Retentionsrate von 200 kg N/ha*a zugrunde gelegt. Auch wenn davon ausgegangen werden kann, dass einige Standorte günstige Bedingungen und daher hohe Retentionsraten (wie z.B. in Sandau) aufweisen können, ist im Falle der Elbe die hohe Temperaturabhängigkeit der Denitrifikation zu berücksichtigen. Hohe Raten können nur im Sommer erreicht werden, das Elbehochwasser tritt in der Regel jedoch in Jahreszeiten mit vergleichsweise niedrigen Temperaturen auf. Bei Berücksichtigung der spezifischen Retention in Sandau und Rogätz (insgesamt knapp 700 t N/a) ergibt sich mit dem gesamten zusätzlichen Retentionsraum von ca. 15.000 ha auf dieser Grundlage insgesamt ein Nährstoffrückhalt von ca. 3.350 t N/a.

Substitute und Grenzkosten alternativer Maßnahmen

Für die Bewertung des Ersatzkostenwertes der Leistung Nährstoffretention ist im nächsten Schritt die Identifikation eines technischen Substitutes und die Quantifizierung der zur Bereitstellung einer entsprechenden Leistung aufzubringenden Kosten notwendig. Dabei wird auf die zusätzlichen aufzubringenden Kosten (Grenzkosten) abgestellt. Der zu bewertende Nutzen der Elbauen bezieht sich nur auf die potenzielle Retentionsleistung bei einem Hochwasserereignis, infolgedessen wird nicht zwischen der Herkunft der Nährstoffe differenziert, also ob diese beispielsweise aus Punktquellen oder aus diffusen Quellen stammen. Dies ist insofern wichtig, als dass davon abhängt, welches Substitut für diese Leistung als geeignete Referenzgröße herangezogen werden kann.

Die Gewässerreinigung in Überschwemmungsauen erfolgt unabhängig von der Quelle, d.h. es werden im Fluss transportierte Nährstoffe aus diffusen Quellen ebenso wie Belastungen aus Punktquellen erfasst, die nicht zuvor von Kläranlagen gefiltert wurden. Kläranlagen umfassen dagegen lediglich Nährstoffe aus Punktquellen, während zur Reduzierung diffuser Belastungen in erster Linie politisch gesteuerte Maßnahmen im Bereich der landwirtschaftlichen Nutzung notwendig sind.

Insofern muss berücksichtigt werden, dass auf unterschiedliche Funktionen fokussiert wird, wenn die Kosten alternativer Optionen zur Stickstoffentfernung oder -vermeidung als Ersatzkostenwert für den Nutzen der Auenrenaturierung herangezogen werden. Im Mittelpunkt der Betrachtung steht jedoch die Verbesserung der Gewässerqualität durch eine Reduzierung der Stickstofffracht infolge einer Ausweitung von Überschwemmungsauen. Infolgedessen können verschiedene Optionen zur Erreichung dieses Zieles als alternative Substitute für die Retentionsleistung von Auen angesehen werden, da die Wirkrichtung – letztendlich damit auch die Leistung in Bezug auf die Gewässerqualität – die gleiche ist. Ein zur Stickstoffretention in den Auen analoger Prozess ist die Verfahrensstufe der Denitrifikation in Kläranlagen. Dementsprechend können auch die stoffbezogenen Kosten der kommunalen Abwasserreinigung als Referenzgröße herangezogen werden.

Zur Berechnung des Ersatzkostenwertes der zusätzlichen Überschwemmungsauen werden entsprechend zwei Referenzszenarien, die sich auf die Grenzkosten der Stickstoffvermeidung zweier alternativer Substitute beziehen, herangezogen:

- a) Szenario „Kläranlage“
- b) Szenario „Extensivierung“

Für das Szenario „Kläranlage“ werden die stoffbezogenen Kosten der Abwasserreinigung nach GRÜNEBAUM (1993) herangezogen. Die von ihm ermittelten Kosten der Abwasserbehandlung unterliegen je nach Ablaufwerten, Anschlussgröße und Struktur des Einzugsgebietes, Entsorgungspfade der Reststoffe und Zusammensetzung des Abwassers starken Schwankungen. Zur Ermittlung der stoffbezogenen Kosten wurde ein Algorithmus verwendet, der die Investitions- und Betriebskosten einzelner Verfahrensstufen und die in den einzelnen Stufen erfahrene Stoffumwandlung bzw. -elimination (Wirkungsgrade) für verschiedene Anschlussgrößen zugrunde legt. Als Resultat für mittlere kommunale Verhältnisse wurden Kosten von 10–15 DM je kg eliminierten Stickstoff ermittelt. Für Phosphor liegt der entsprechende Wert bei 25–40 DM/kg. Für die Berechnung des Ersatzkostenwertes werden maximale Grenzkosten (also Kosten für eine zusätzliche Reinigung von einem kg Nitrat) von 15 DM/kg N bzw. entsprechend 7,7 €/kg N zugrunde gelegt.

Das Szenario „Extensivierung“ bezieht sich auf Maßnahmen zur Vermeidung der diffusen Stickstoffbelastung aus der landwirtschaftlichen Nutzung. Durch beispielsweise einen verringerten Düngemiteleinsatz, extensivierte Produktionsverfahren oder umweltverträgliche Verfahren der Ausbringung von Wirtschaftsdünger lassen sich die Stickstoffausträge aus der Landwirtschaft verringern. Da diese Maßnahmen in der Regel mit Ertragseinbußen und damit mit Kosten im Sinne verringerter Erlöse verbunden sind, können diese Grenzkosten der Stickstoffvermeidung ebenso zur Berechnung des Ersatzkostenwertes herangezogen wer-

den. Auf Grundlage verschiedener Quellen wird hier ein mittlerer Wert von 5 DM/kg N bzw. 2,6 € je kg N zugrunde gelegt.

Monetärer Wert der Elbauen als Nährstoffsенke

Der volkswirtschaftliche Nutzen der zusätzlichen Retentionsflächen an der Elbe wird über die Ersatzkosten zur Bereitstellung derselben Retentionsleistung ermittelt. Als Grenzkosten werden 7,7 €/kg N (Szenario „Kläranlage“) bzw. 2,6 €/kg N (Szenario „Extensivierung“) zugrunde gelegt. Tabelle 6 zeigt die Ergebnisse für die beiden modellgestützt berechneten Gebiete Sandau und Rogätz sowie für die übrigen zusätzlich durch Deichrückverlegungen zu gewinnenden Retentionsflächen entlang der Elbe. Für sie wurde eine Retentionsrate entsprechend der konservativen Schätzung von 200 kg N/ha*a zugrunde gelegt.

Tab. 6: Wert der Stickstoffretention renaturierter Elbauen für das Referenzjahr 2000

Szenario		Sandau	Rogätz	Übrige Standorte
<i>Retentionsfläche (ges. 15.000 ha)</i>	<i>[ha]</i>	830	860	13.310
Kläranlage	[1000 €]	5.136	293	20.497
Extensivierung	[1000 €]	1.734	99	6.921
Werte je Hektar				
Kläranlage	[€/ha]	6.188	340	1.540
Extensivierung	[€/ha]	2.089	115	520

Die großen Unterschiede zwischen den beiden Fallbeispielen Sandau und Rogätz sind – wie oben erwähnt – auf die stark differierende Gesamtretentionsleistung zurückzuführen. Der im Vergleich zu dem verhältnismäßig hohen Ersatzkostenwert des Gebietes in Sandau geringere flächenbezogene Wert für die übrigen Standorte, ergibt sich aus der angenommenen mittleren Retentionsleistung von 200 kg N/ha.

Die Ergebnisse zur Bestimmung des Retentionsvermögens zeigen insgesamt eine sehr hohe Variabilität in Abhängigkeit von den spezifischen Standortfaktoren sowie der Denitrifikationsrate. Da weder Messungen noch detaillierte Untersuchungen aller für eine Deichrückverlegung infrage kommenden Standorte möglich sind, ist es notwendig, hier auf Pauschalwerte zurückzugreifen. Die Ergebnisse für die beiden Standorte Sandau und Rogätz zeigen, dass für die Retentionsleistung die Überschwemmungsdauer der wesentliche Einflussfaktor ist. Bei einer potentiellen Renaturierung von Überschwemmungsaue sollte daher im Hinblick auf die gewässerreinigende Funktion die Geländegestaltung berücksichtigt werden, um gegebenenfalls gezielt das Überflutungsregime zu beeinflussen. Relativ flaches Gelände, das dementsprechend schnell überflutet, oder mit einem Grabensystem und Altarmen zur Vergrößerung der retentionswirksamen Wasserfläche durchzogenes Gelände werden sehr viel höhere Retentionsraten aufweisen. Im Hinblick auf die Stickstoffbelastung der Elbe, d.h. die Gewässergüte, sind die quantitativen Wirkungen der betrachteten Maßnahmen vergleichsweise gering, da die Flussauen nur temporär überflutet werden. Diese Tatsache ist insbe-

sondere im Vergleich mit anderen Studien zu beachten, in denen meist Feuchtgebiete mit permanentem oder zumindest längerem Wassereinfluss im Mittelpunkt der Bewertung standen.

Die Ergebnisse des monetären Wertes der Stickstoffretention zeigen daneben auch eine hohe Abhängigkeit von den zugrunde gelegten Kosten des technischen Substitutes. Diskussionsbedarf ergibt sich mithin hinsichtlich der Wahl des technischen Substitutes bzw. den damit verbundenen Kosten und des generellen Bewertungsansatzes mit Hilfe der Ersatzkostenmethode.

Insgesamt ist eine Bewertung über Grenzkosten der Stickstoffvermeidung handhabbar und wurde als Grundlage für die Monetarisierung gewählt. Was den hier gewählten Ansatz zur Ermittlung des Ersatzkostenwertes von dem einiger vergleichbarer Studien unterscheidet, ist die Tatsache, dass der Wert direkt aus den Grenzkosten alternativer Maßnahmen abgeleitet wurde. In vergleichbaren schwedischen Untersuchungen (z.B. BYSTRÖM 2000, GREN 1995) wurde dagegen ein verhältnismäßig starkes Gewicht auf die Schätzung von Kosten für die Renaturierung, Grenzkosten der Stickstoffvermeidung und entsprechend deren Einbindung in Modelle gelegt und der ökonomische Wert erst aufgrund dieser Kostendifferenz ermittelt. Die Kostenfunktionen beruhen jedoch meist auf empirischen Daten und beziehen sich in der Regel auf Feuchtgebiete, Ansatz und Ergebnisse sind also auf die Elbauen nur bedingt übertragbar.

2.1.5 Fazit: Der ökonomische Wert zusätzlicher Auen entlang der Elbe

Dem Konzept des Gesamten Ökonomischen Wertes folgend setzt sich der ökonomische Wert für Natur und Landschaft aus verschiedenen Wertbestandteilen zusammen. Um diese möglichst umfassend ermitteln zu können, wurden zwei Methoden zur Bewertung der Maßnahmen zur Förderung einer ökologisch nachhaltigen Entwicklung in der Stromlandschaft Elbe eingesetzt: die Kontingente Bewertung und die Ersatzkostenmethode. Generell ist das Problem bei der Anwendung des Konzeptes des Gesamten Ökonomischen Wertes, dass (1) Doppelzählungen auftreten können (wenn etwa bestimmte Werte sowohl durch die eine als auch durch die andere Methode erfasst werden) und (2) im Falle des Einsatzes verschiedener Bewertungsmethoden die Ergebnisse methodisch nicht miteinander kompatibel sind. Um diesem Problem zu begegnen, wurde bei der Beschreibung des Gutes im Rahmen der Kontingenten Bewertung ausschließlich die Bedeutung der Maßnahmen, d.h. vor allem der Deichrückverlegungen und der Extensivierung, für den Schutz gefährdeter Habitate sowie von Tier- und Pflanzenarten hervorgehoben. Die Bedeutung zusätzlicher Retentionsräume für die Gewässerqualität wurde nicht in der Beschreibung der Auswirkungen dieser Maßnahmen genannt. Allerdings beruhen die beiden Werte auf methodisch unterschiedlichen Ansätzen. Während bei der Kontingenten Bewertung der Nutzen mithilfe des Nutzenmaßes "Zahlungsbereitschaft" (dies entspricht der sogenannten compensating variation) gemessen wurde, wurden die Wiederherstellungskosten anhand der Kosten für Alternativen zur Retention derselben Menge an Stickstoff bestimmt.

Aus diesem Grund werden die beiden Werte getrennt ausgewiesen. Die in Tabelle 7 genannten Werte geben den ökonomischen Wert für die Variante an, bei der die maximal möglichen

15.000 ha an Retentionsfläche hinzugewonnen werden. Die Werte in der Spalte „niedrig“ stehen im Fall der Zahlungsbereitschaft für die konservativste Schätzung, im Fall der Nährstoffreduktion für den Bewertungsansatz „Extensivierung“. Dagegen stehen die Werte in der Spalte „hoch“ im Fall der Zahlungsbereitschaft für die lediglich um den Embedding-Effekte korrigierte Wertschätzung, im Fall der Nährstoffreduktion für den Bewertungsansatz „Kläranlage“.

Wie deutlich zu sehen ist, ist der Wert der ökologischen Leistung „Nährstoffretention“ um ein Vielfaches geringer als die aggregierte Zahlungsbereitschaft. Allerdings ist bei der Bewertung der Relation zwischen diesen beiden Größen zu beachten, dass mit der Nährstoffretention nur eine einzige ökologische Leistung bewertet wurde. Andere Leistungen wie z.B. der ökologische Hochwasserschutz spielten für die Bewertung der möglichen Deichrückverlegungen keine Rolle, da die hinzukommende Überflutungsfläche aufgrund ihrer insgesamt geringen Größe zu keinem signifikanten Einfluss auf Hochwasserereignisse führen würde.

Tab. 7: Ökonomischer Wert der Auen in Mio. €

	niedrig	hoch
Zahlungsbereitschaft	153,0	252,0
Nährstoffreduktion	7,5	22,5

Die präsentierten Ergebnisse beruhen auf eher konservativen Annahmen. Es kann jedoch gefragt werden, ob nicht auch Personen außerhalb der drei Flusseinzugsgebiete, in denen die Befragung durchgeführt wurde, für die Maßnahmen an der Elbe zahlungsbereit wären. So hat die geschätzte Nachfrage keinen Hinweis auf einen negativen Zusammenhang zwischen der Distanz zur Elbe und der Höhe der Zahlungsbereitschaft gegeben. Wird die Einschätzung von Naturschutzexperten, dass es sich bei der Elbe um einen in seiner Form einzigartigen Fluss in Deutschland, ja zum Teil sogar in Europa handelt, von der Bevölkerung geteilt, dann ist davon auszugehen, dass die aggregierte Zahlungsbereitschaft insgesamt noch höher ist. Auch diese Überlegungen sprechen dafür, dass es sich bei dem hier präsentierten Wert eher um eine Unter- denn um eine Überschätzung handelt.

Insgesamt konnte an diesem Beispiel sehr anschaulich gezeigt werden, wie die ökonomische Bewertung fruchtbar für Fragen des Auenschutzes genutzt werden kann. Die ökonomischen Argumente stellen eine wichtige Argumentationshilfe dar, wenn es darum geht, Auen-schutz zu begründen und zu betreiben.

Literatur

- BATEMAN, I. J.; LANGFORD, H. D. & NISHIKAWA, N. (1999): The Aggregation of Non-User Benefits: A Case Study Illustrating Different Approaches. CSERGE, London.
- BEHRENDT, H.; KORNMILCH, M.; OPITZ, D.; SCHMOLL, O.; SCHOLZ, G. & UEBE, R. (1999): Nährstoffbilanzierung der Flussgebiete Deutschlands. Umweltbundesamt.
- BYSTRÖM, O. (2000): The replacement value of wetlands in Sweden. *Environmental and Resource Economics* 16, 347-362

- DEHNHARDT, A. & MEYERHOFF, J. (2002): Nachhaltige Entwicklung der Stromlandschaft Elbe. Nutzen und Kosten der Wiedergewinnung und Renaturierung von Überschwemmungsauen. Kiel.
- DEHNHARDT, A. & PETSCHOW, U. (2001): Rückgewinnung von Retentionsflächen und Altauenreaktivierung an der Mittleren Elbe in Sachsen-Anhalt. Abschlussbericht des Teilprojektes Sozioökonomie des BMBF-Forschungsvorhabens.
- DIXON, J. A.; SCRUA, L. F.; CARPENTER, R. A. & SHERMAN, P. B. (1994): Economic Analysis of Environmental Impacts. Earthscan, London.
- GREN, I.-M. (1995a): Costs and benefits of restoring wetlands: two Swedish case studies. Ecological Engineering 4, 153-162.
- GREN, I.-M. (1995b): The Value of Investing in Wetlands for Nitrogen Abatement. European Review of Agricultural Economics 22, 157-172.
- GRÜNEBAUM, T. (1993): Stoffbezogene Kosten der kommunalen Abwasserreinigung. Gewässerschutz Wasser Abwasser 139, 23/1-23/15.
- HANLEY, N. & BARBIER, E. B. (2009): Pricing Nature. Cost-Benefit Analysis and Environmental Policy. Cheltenham.
- HAMPICKE, U. (1991): Naturschutz-Ökonomie. Eugen Ulmer, Stuttgart.
- HÜTTE, M. (2000): Ökologie und Wasserbau. Ökologische Grundlagen von Gewässerverbauung und Wasserkraftnutzung. Parey-Buchverlag, Berlin.
- INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZ DER ELBE (IKSE) (1994): Die Elbe und ihr Einzugsgebiet. Materialien der IKSE.
- JÄHRLING, K.-H. (1994): Bereiche möglicher Deichrückverlegungen in der Elbaue im Bereich der Mittelelbe – Vorschläge aus ökologischer Sicht als Beitrag zu einer interdisziplinären Diskussion. In: GUHR, H., PRANGE, A.; PUNCOCHÁR, P.; WILKEN, R.-D. & BÜTTNER, B. (Hrsg.): Die Elbe im Spannungsfeld zwischen Ökologie und Ökonomie. 6. Magdeburger Gewässerschutzseminar. Internationale Fachtagung in Cuxhaven vom 8. bis 12. November 1994, 326-355.
- JANSSON ET AL. (1994): Wetlands and Lakes as Nitrogen Traps. Ambio 23 (6), 320-325.
- MITSCH, W. J. & GOSSELINK, J. G. (2000): Wetlands. John Wiley & Sons, New York.
- NATIONAL RESEARCH COUNCIL (2005): Valuing Ecosystem Services. Toward Better Environmental Decision-Making. Washington, DC.
- PEARCE, D. W. & TURNER, R. K. (1990): Economics of Natural Resources and the Environment. Johns Hopkins University Press, Baltimore.
- TURNER, R. K.; S. GEORGIU ET AL. (2008): Valuing Ecosystem Services. The case of Multifunctional Wetlands. Earthscan, London.
- VOUGHT, L. B.-M.; DAHL, J.; PEDARSON, C. L. & LACOURSIERE, J. O. (1994) Nutrient Retention in Riparian Ecotone. Ambio 23 (6), 342-348.

2.2 Entscheidungshilfe durch KNA, KWA oder MCA

BERND HANSJÜRGENS
HELMHOLTZ-ZENTRUM FÜR UMWELTFORSCHUNG – UFZ

2.2.1 KNA, KWA und MCA – was ist das?

KNA, KWA und MCA sind die Abkürzungen für die drei Entscheidungshilfeverfahren Kosten-Nutzen-Analyse (KNA), Kosten-Wirksamkeits-Analyse (KWA) und Multi-Kriterien-Analyse (MCA). Diese drei Verfahren haben in starkem Maße Eingang in öffentliche Entscheidungsprozesse gefunden, wo sie zum Teil sogar gesetzlich vorgeschrieben sind (z.B. bei der Planung von Wasserstraßen gemäß Bundesverkehrswegeplanung). Angewendet werden sie zurzeit in Deutschland vor allem bei Infrastrukturvorhaben, zunehmend gelangen sie aber auch im Umweltbereich zum Einsatz. Dennoch ist ihr Einsatz in Deutschland bei weitem nicht so verbreitet wie etwa im angelsächsischen Raum, wo sie sehr breite Verwendung finden und sogar in der Regel gesetzlich vorgeschrieben sind.

2.2.2 Kosten-Nutzen-Analyse (KNA)

Den Kern der Entscheidungsunterstützung mit Hilfe ökonomischer Bewertung stellt die Kosten-Nutzen-Analyse (KNA) dar – oft wird sie mit der ökonomischen Bewertung sogar gleichgesetzt. In der KNA werden die (mit Hilfe der in Kapitel 1.1 oder 2.1 erwähnten ökonomischen Bewertungsmethoden ermittelten) Nutzen der Ökosystemleistungen von Gewässern, Auen oder Mooren den Kosten für Maßnahmen zu deren Schutz oder Wiedergewinnung in Geldeinheiten gegenübergestellt (bei der KNA wird also nur ein Kriterium berücksichtigt, unter 2.2.4 wird mit der Multi-Kriterien-Analyse auch noch ein multi-kriterielles Verfahren vorgestellt). Hierbei geht es um die Vorteilhaftigkeit der in Frage stehenden Maßnahme aus volkswirtschaftlicher Sicht, die Durchführung der Maßnahme mit dem höchsten Nettonutzen (verstanden als Differenz zwischen Nutzen und Kosten) wird dann als konkrete Politikempfehlung formuliert.

Wichtig bei der Erstellung einer KNA ist die möglichst vollständige Erfassung aller Effekte, die es weitestgehend in Geldeinheiten zu quantifizieren gilt. Die KNA soll mit der monetären Erfassung aufsummierter Nutzen und Kosten herausfinden, ob mit einer politischen Maßnahme ein sich lohnender Beitrag zur gesellschaftlichen Wohlfahrt erzielt werden kann. Es werden also im Prinzip unternehmerische Investitionsentscheidungsregeln auf öffentliche Projekte angewendet, jedoch werden hier die Nutzen und Kosten deutlich weiter gefasst, da die ökonomischen Gesamtwirkungen (und nicht unternehmerische Nutzen und Kosten) im Fokus der Untersuchung stehen.

In der folgenden Box sind die Schritte einer KNA wiedergegeben (siehe AUCH HANLEY UND SPASH 1993; HANUSCH 2011). Die Beachtung dieser Schrittfolge ist wichtig – aus ihrer Darstellung wird deutlich, dass die Erstellung einer KNA einen Prozess darstellt, bei dem systematisch die zu berücksichtigenden Maßnahmen, die von einer Maßnahme Betroffenen und die auftretenden Effekte erfasst werden müssen. Der KNA liegt also der in Abschnitt 1.1.4 dargelegte Dreiklang *Identifizieren – Erfassen – Bewerten* zugrunde. Die KNA geht somit

über die enge Monetarisierung von Nutzen und Kosten weit hinaus, diese stellt nur einen Schritt in dem Gesamtprozess der Erstellung einer KNA dar. Dennoch wird die Monetarisierung oft als „Herzstück“ der KNA gesehen (FROMM 1997).

Schritte der Kosten-Nutzen-Analyse

Schritt 1: Abgrenzung des Untersuchungsraumes sowie der Stakeholder.

In einem ersten Schritt sind der Untersuchungsraum und die betroffenen Stakeholder einer konkreten politischen Maßnahme abzugrenzen. Diese Erfassung liefert erste Anhaltspunkte dafür, bei welchen Personenkreisen Nutzen und Kosten auftreten können. Zu den Stakeholdern ökologischer Leistungen des Wassers z.B. gehören alle, die direkte und indirekte Nutzen oder Kosten aus einer Maßnahme ziehen.

Schritt 2: Identifizierung der von einem Ökosystem ausgehenden Nutzenstiftungen, d.h. der ökonomisch relevanten Ökosystemleistungen („Mengengerüst“).

Inhaltlich kann hier auf die Erfassung der verschiedenen Ökosystemfunktionen und -leistungen verwiesen werden. Methodisch kann auf das Konzept des ökonomischen Gesamtwertes hingewiesen werden. Es ist zu betonen, dass die Erfassung eines Mengengerüsts Voraussetzung ist, um ökonomische Werte zu bestimmen. Erst wenn die Menge eines Gutes erfasst ist, kann eine Bewertung dieser Menge erfolgen. In vielen Fällen muss sich die ökonomische Bewertung mit einer Erfassung des Mengengerüsts begnügen, da keine adäquaten Verfahren der Wertbestimmung (Monetarisierung) zur Verfügung stehen; dann endet der Versuch einer KNA hier und es können nur quantitative und qualitative Empfehlungen gegeben werden.

Schritt 3: Monetäre Bewertung der relevanten Wirkungen.

Die Bewertung von Nutzen und Kosten in Geldeinheiten besagt nicht, dass in Geldeinheiten bewertete Wirkungen besonders wichtig sind. Es sind vielmehr Praktikabilitätsüberlegungen, die zu diesem Schritt führen, weil hierdurch die Vergleichbarkeit unterschiedlicher Schäden, bzw. bei anders gearteten Fragestellungen von Nutzen und Kosten besser realisiert werden kann. Sofern möglich sollte auf Marktpreise zurückgegriffen werden. Sind keine Marktpreise vorhanden, etwa aufgrund unvollständigen Wettbewerbs oder der Abwesenheit eines Marktes (wie bei öffentlichen Gütern), muss die Bewertung über direkte und indirekte Verfahren der Präferenzdeckung erfolgen (siehe Kap. 1.1.4).

Schritt 4: Abdiskontierung zukünftiger Nutzen und Kosten.

Sofern die Nutzen und Kosten einer Regulierungsmaßnahme in zukünftigen Perioden anfallen, müssen diese auf den Gegenwartszeitpunkt abdiskontiert (abgezinst) werden. Es muss also der heutige Wert der zukünftigen Nutzen und Kosten ermittelt werden. Dies ergibt sich daraus, dass in der Zukunft verfügbare Vorteile herkömmlich eine geringere individuelle Wertschätzung in der Gegenwart aufweisen als gegenwärtig verfügbare Vorteile. Im Rahmen der KNA stellt dabei die Festlegung eines geeigneten Diskontierungsfaktors ein zentrales Problem dar.

Schritt 5: Ermittlung des Nettonutzens.

Aus der Gegenüberstellung der abdiskontierten Nutzen und abdiskontierten Kosten ergibt sich der Gegenwartswert einer bestimmten Maßnahme. Bei mehreren Alternativen stellt aus ökonomischer Sicht die Maßnahme mit dem höchsten Gegenwartswert die effizienteste Lösung dar, verspricht den größten Wohlfahrtsgewinn.

Schritt 6: Sensitivitätsanalysen

In einem letzten Schritt wird eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt, die aufzeigen soll, wie sensibel das Gesamtergebnis auf die Veränderungen einzelner Parameterwerte reagiert. Dieser Schritt ist insbesondere erforderlich, um das Ausmaß an Unsicherheit transparent zu machen.

Bei der praktischen Anwendung der KNA gibt es verschiedene Probleme. Die Monetarisierung von Nutzen und Kosten stellt eine erhebliche Herausforderung dar. Während die Kosten einer bestimmten Maßnahme oder einer Umweltveränderung sich oft vergleichsweise leicht in Geldeinheiten beziffern lassen, ist es oft sehr schwierig, den Nutzen derselben Maßnahme oder Umweltveränderung in Geldeinheiten zu erfassen. Diese vielfältigen Nutzen sind schwer vorhersagbar, also mit großer Unsicherheit behaftet, sie sind i. d. R. zwischen einer Vielzahl von Vorteilsempfängern breit gestreut, und sie ragen mitunter sehr weit in die Zukunft. Ihre Erfassung ist somit aus verschiedenen, z.T. auch technischen Gründen (Erhebungsaufwand; Datenverfügbarkeit usw.) sehr schwierig. Auch die ökonomischen Bewertungsmethoden, die an dieser Stelle eingesetzt werden, um den Bewertungsschwierigkeiten zu begegnen, sind nicht frei von Schwierigkeiten. Ein weiteres großes Problem der KNA liegt in der Langfristigkeit der zu erfassenden Nutzen und Kosten. Dies gilt insbesondere für den Klimaschutz oder den Biodiversitätsschutz, da hier ja Zeiträume von Jahrzehnten oder Jahrhunderten betrachtet werden müssen. Um heute eine „sinnvolle“ Entscheidung zu treffen, müssen die zukünftigen Nutzen und Kosten auf ihren Gegenwartswert abdiskontiert werden, also ihr heutige Wert ermittelt werden. Die Frage nach einer angemessenen Diskontrate ist in der Literatur in höchstem Maße umstritten. Eine einfache Übertragung der Vorgehensweise bei Infrastrukturvorhaben auf Bereiche des Klima- und Biodiversitätsschutzes ist nicht möglich. Letztlich ist eine gesellschaftliche Entscheidung darüber erforderlich, wie Gegenwarts- und Zukunftsnutzen und -kosten gegeneinander abzuwägen sind. Eine erstklassige Diskussion zu dieser schwierigen Problematik findet sich in STERN (2008) bezüglich der Klimaproblematik und bei GOWDY ET AL. (2010) in Bezug auf die biologische Vielfalt.

Oft geht die Kritik an der KNA und damit an der ökonomischen Bewertung sogar noch weiter: Manche Arten von Nutzen überhaupt in Geldeinheiten ausdrücken zu wollen, sei aus ethischen Gründen inakzeptabel, etwa wenn es um die Bewertung eines menschlichen Lebens geht. Eine ausführliche Diskussion zu den Möglichkeiten und Grenzen der KNA, insbesondere eine Auseinandersetzung mit den geäußerten Kritikpunkten, findet sich in HANSJÜRGENS (2003).

2.2.3 Kosten-Wirksamkeits-Analyse (KWA)

Für den Fall, dass verschiedene politische Maßnahmen zu einem vergleichbaren Nutzen führen, kann auch eine Kosten-Effizienz- oder Kosten-Wirksamkeits-Analyse (KWA) durchgeführt werden. Hierbei wird der Fokus auf die Nachteile (Kosten) einer Maßnahme gelegt, die Vorteile (Nutzen) werden hingegen annahmegemäß als gleichwertig betrachtet. Dies erlaubt es, die Nutzenseite aus der Betrachtung auszublenden, was dieses Verfahren im Vergleich zur KNA enorm erleichtert. Es gilt demnach, die Maßnahme durchzuführen, bei der im Vergleich zu den anderen Handlungsalternativen die Nachteile am geringsten ausfallen. Diese Maßnahme wird als effizient angesehen, da sie bei gegebenem Nutzen die geringsten Kosten verursacht.

Es ist aber darauf zu verweisen, dass eine KWA aus methodischer Sicht nur dann anzuwenden ist, wenn die Nutzen verschiedener alternativer Maßnahmen tatsächlich identisch sind oder zumindest nahe beieinander liegen. Wenn dies nicht der Fall ist, also größere Unterschiede in den Nutzen alternativer Maßnahmen bestehen, verbietet sich die KWA eigentlich. Oft wird die KWA in der Praxis durchgeführt, wenn alternative Maßnahmen zur Erfüllung ein und derselben gesetzlichen Vorgabe in Erwägung gezogen werden. Man geht dann davon aus, dass alle Maßnahmen, die zum Erreichen der Vorgabe geeignet sind, verglichen werden sollten und führt eine KWA durch. Dabei wird jedoch leider manchmal nicht berücksichtigt, dass die alternativen Maßnahmen unterschiedliche Zielerfüllungsgrade aufweisen, eigentlich also die KNA das Mittel der Wahl wäre. Zumeist ist vor der Umsetzung verschiedener Maßnahmen nicht klar, inwieweit die aus diesen erwachsenden Nutzen identisch sind.

2.2.4 Multi-Kriterien-Analyse (MCA)

Es gibt Situationen, in denen eine Entscheidung aufgrund mono-kriterieller Indikatoren unangebracht erscheint; die Bewertung von Vor- und Nachteilen ausschließlich in Form von Geldeinheiten würde der Komplexität nicht gerecht werden. Dies ist gegeben, wenn ein mehrdimensionales Problem vorliegt und verschiedene Lösungsansätze existieren. In diesem Fall kann eine Multi-Kriterien-Analyse (MCA) eingesetzt werden, um eine systematische Entscheidungsvorbereitung bei einer gegebenen Auswahl von Alternativen zu ermöglichen. Diese Alternativen werden mit Bezug auf ein mehrdimensionales Zielsystem strukturiert, bewertet und geordnet. Die MCA ist ein Werkzeug, welches ex ante als Entscheidungshilfe fungiert und gleichzeitig als Evaluierungsmethode einer Ex post-Betrachtung dient. Sie kann als integriertes Instrument in Entscheidungsprozessen vorkommen, externen Entscheidungsvorbereitungen dienen oder als zielübergreifende Bewertungsmethode eingesetzt werden. Entsprechend unterschiedlich wird sie in der Praxis verwendet: Entweder zur umfassenden Bewertung von diversen Fördermaßnahmen, als zusammenfassende Beurteilung eines Maßnahmenprogramms oder als Bewertungsschablone in einfachen Modellen. Das Vorgehen bei einer MCA ist der folgenden Box zu entnehmen.

Vorgehensweise bei der MCA

Schritt 1: Bestimmung der zu bewertenden Aktionen.

Projekte, Maßnahmen, Richtlinien und gegebenenfalls Politikfelder sind hierbei zu erfassen, möglichst in verschiedenen Kategorien.

Schritt 2: Identifizierung der Ziele.

Es sollten dabei sowohl Politikziele als auch Qualitätskriterien berücksichtigt werden.

Schritt 3: Ableitung von Bewertungskriterien.

Durch diesen Schritt erfolgt die Operationalisierung der ausgewählten Ziele, d.h. die Zielinhalte müssen eindeutig wiedergegeben, die Wirkungen der Maßnahmen vollständig erfasst, Unabhängigkeit gewährleistet und quantitative Messbarkeit sichergestellt werden.

Schritt 4: Gewichtung der Kriterien.

Die Ziele bekommen eine Rangordnung, entweder durch politische Entscheidungen oder durch Evaluation. Hierdurch werden Präferenzen und Interessen offengelegt. Subjektive Wertungen und Interessen werden dadurch ausgewiesen und diskutiert und somit die Transparenz erhöht.

Schritt 5: Bewertung des Beitrags jeder Maßnahme zu jedem Ziel.

Es wird ein Wirkungsmodell erstellt, wobei quantitative Daten und Schätzungen, qualitativ geordnete und allgemeine qualitative Beschreibungen und „ratings“ einfließen können. Die Bewertung erfolgt schließlich durch externe Experten. Optional können zudem Programm- oder Richtlinienverantwortliche und andere Entscheidungsträger mit einbezogen werden. Wichtig ist jedoch vor allem die Entwicklung eines eindeutigen „rankings“ der Ziele in Schritt 4, wozu auch gegebenenfalls qualitative Bewertungen in kardinale Werte übersetzt werden müssen. Letztendlich entsteht eine multikriterielle Bewertungsmatrix.

Schritt 6: Aggregation der Bewertungen und Erstellung einer Rangordnung der Maßnahmen.

Die Gewichtungen und die numerischen Bewertungen ergeben zusammen einen Gesamt-„score“ (Punktestand). Somit wird eine vergleichende Bewertung unterschiedlicher Maßnahmen in verschiedenen Dimensionen möglich. Dissensbereiche werden abgegrenzt und auch bei nicht existierender optimaler Lösung können gemeinsame Empfehlungen formuliert werden.

Der Nachteil der KNA, der darin liegt, dass eine Monetarisierung verschiedenartiger Wirkungen vorgenommen werden muss, wird bei der MCA zwar vermieden, dafür müssen aber bei einer Aggregation der einzelnen Kriterien diese gewichtet werden, um zu einer Gesamtbeurteilung zu gelangen. Die Bestimmung dieser Gewichtung ist aber schwierig. So wird der Naturschützer vermutlich dem Naturschutz ein höheres Gewicht beimessen, während der Wirtschaftsförderer eher den Auswirkungen auf das regionale Bruttoinlandsprodukt ein höheres

Gewicht beimisst. Hierfür gibt es verschiedene Möglichkeiten, die im Einzelnen in der Literatur beschrieben sind, die aber das Problem alle nicht gänzlich befriedigend lösen können.

Die MCA als Instrument zur Entscheidungsfindung bei Prozessen mit verschiedenen Interessensgruppen dient vor allem der Entscheidungsvorbereitung. Leider kommt es bei der Verdichtung und Interpretation der Ergebnisse jedoch auch zu Informationsverlusten, dies gilt es zu beachten. Des Weiteren sind ein umfassendes Expertenwissen und eine große Erfahrung mit Evaluierungen Voraussetzungen für einen erfolgreichen Einsatz dieses Verfahrens. Ebenso sind entsprechende Kompetenzen bei Politik und Verwaltung für einen sinnvollen Umgang mit der MCA unabdingbar.

2.2.5 Fazit: Welches Verfahren ist wann heranzuziehen?

Nach dem Gesagten kann mit Blick auf die Wahl zwischen KNA und KWA eine Handlungsanleitung gegeben werden: Wenn es bei einer Maßnahme oder einer Umweltveränderung um unterschiedliche Nutzen geht, ist die KNA anzuwenden, wenn hingegen eine Maßnahme einen identischen (oder nahezu identischen) Nutzen stiftet, kann die unterschiedliche Kostenwirksamkeit der Maßnahme in den Vordergrund gerückt und eine KWA angewendet werden.

Mit Blick auf die Wahl zwischen KNA und MCA ist es schwieriger, eine Empfehlung abzugeben. Beide Verfahren haben Vor- und Nachteile. Die Monetarisierung von Nutzen und Kosten bei der KNA stellt gleichzeitig einen Vorteil und einen Nachteil dar: Ein Vorteil ist darin zu sehen, dass die verschiedenartigen Nutzen in Geldeinheiten ausgedrückt und damit „gleichnamig“ gemacht werden, nachteilig ist die identische Tatsache insofern, als es häufig als schwierig oder sogar unangemessen angesehen wird, eine solche „Gleichnamigkeit“ überhaupt herbeizuführen. Diesen Mangel der KNA scheint die MCA zu umgehen, jedoch müssen bei ihr Gewichte für die unterschiedlichen Kriterien gefunden werden, um eine Maßnahme empfehlen zu können. Immerhin scheint die MCA besser in der Lage zu sein, die Multi-Dimensionalität der Wirkungen zahlreicher Maßnahmen oder Umweltveränderungen zu verdeutlichen. Dies kann für die Prozesse der Entscheidungsfindung wichtig sein. Auch können die zunächst gewählten Gewichtungen durch die Entscheidungstragenden verändert werden, so dass sie anschaulich erkennen können, ob und inwieweit eine Veränderung des Gewichts für ein Kriterium zu einer geänderten Rangfolge der verschiedenen betrachteten Alternativen führt.

Alle drei Entscheidungshilfeverfahren können eine große Hilfe sein, um eine zu treffende Entscheidung genauer zu analysieren und somit die bestmögliche Entscheidung zu empfehlen, sie sind jedoch sehr sorgfältig zu handhaben und es muss auf die jeweiligen Annahmen bzw. Unklarheiten und Unsicherheiten sehr deutlich hingewiesen werden. In jedem Fall bieten sie also eine große Hilfe, um komplexe Situationen besser zu verstehen, und es lohnt sich im Sinne des Umweltschutzes, den ihnen anhaftenden Problemen mit immer mehr Erfahrung und gebündelter Kompetenz zu begegnen, um diese Instrumente noch aussagefähiger zu machen.

Verwendete und weiterführende Literatur

Teile dieses Beitrags basieren auf HANSJÜRGENS (2012).

FROMM, O. (1997): Möglichkeiten und Grenzen einer ökonomischen Bewertung des Ökosystems Boden. Peter Lang, Frankfurt/M.

GOWDY, J., HOWARTH, R.B. & TISDELL, C. (2010): Discounting, Ethics and Options for Maintaining Biodiversity and Ecosystem Integrity. In: TEEB (2010): The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations. Hrsg.: Pushpam Kumar. Earthscan, London. S. 257-283.

HANUSCH, H. (2011): Nutzen-Kosten-Analyse. 4. Aufl. Verlag Vahlen, München.

HANLEY, N. & SPASH, C. L. (1993): Cost-Benefit Analysis and the Environment. Edward Elgar, Cheltenham.

HANSJÜRGENS, B. (2003): Economic Valuation through cost-benefit analysis – possibilities and limitations. Toxicology 205, 241-151.

HANSJÜRGENS, B. (2012): Ökonomische Bewertung der Natur: ein Schnelldurchlauf für Einsteiger, in: Hansjürgens, B.; Nesshöver, C. & Schniewind, I. (Bearb.): Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis. Workshop I: Einführung und Grundlagen. BfN-Skripten. Bundesamt für Naturschutz. Bonn. Erscheint demnächst.

STERN, N. (2008): The Economics of Climate Change. American Economic Review. Papers & Proceedings 2008, 98/2. S.1-37.

2.3 Der TEEB-Sechs-Schritte-Ansatz zur Bewertung von Ökosystemleistungen – Eine wichtige Entscheidungshilfe

SARAH HERKLE

HELMHOLTZ-ZENTRUM FÜR UMWELTFORSCHUNG – UFZ

2.3.1 Ökosystemleistungen greifbar machen – Wo setzt TEEB an?

Ökosystemleistungen sind all jene Nutzwerte, welche durch Ökosysteme für uns Menschen bereitgestellt werden (TEEB 2008). Dabei wird zwischen *Versorgungsleistungen*, *Regulierungsleistungen*, *kulturellen Leistungen* und *Basisleistungen* (unterstützende Leistungen) unterschieden (MA 2003). Die internationale TEEB-Studie „*The Economics of Ecosystems and Biodiversity*“ zeigt den Wert dieser Ökosystemleistungen auf und macht deutlich, dass uns der Verlust dieser Leistungen wesentlich teurer zu stehen kommt, als die zu erbringenden Kosten zum Schutz dieser Leistungen (TEEB 2008). So schätzen beispielsweise BALMFORD ET AL. (2002) das Kosten-Nutzen-Verhältnis von Schutzgebieten auf mindestens 1:100 (vgl. auch TEEB 2008). Doch dabei geht es gar nicht primär um die „große Zahl“, sondern vielmehr darum, das Bewusstsein für die Werthaftigkeit unserer Ökosysteme zu schärfen und die Kosten der Naturzerstörung greifbar zu machen. Der Schutz unserer Ökosysteme wird somit zum ökonomischen Kalkül – und genau hier setzt TEEB an. Ökonomische Werte hören nicht dort auf, wo Marktpreise nicht mehr verfügbar sind. Ökonomische Werte sind, um auf das Konzept des *Total Economic Value* (TEV) zurückzugreifen (PEARCE & MORAN 1994), auch all die nicht-marktfähigen (teils nutzungsabhängigen, teils nicht-nutzungsabhängigen) Beiträge der Ökosysteme zu unserem Wohlergehen (siehe auch Kapitel 1.1.2 in diesem Skript). Der Anteil an Ökosystemleistungen mit einem expliziten Preis ist gemessen an dem gesamten Spektrum an Ökosystemleistungen vergleichsweise gering und in der Regel beschränkt auf die direkten Nutzwerte aus den Versorgungsleistungen der Agrar-, Forst-, Fischerei- oder Energiewirtschaft (TEEB 2010a).

Die nicht-marktintegrierten bzw. nicht über den Markt konsumierbaren Werte finden sich insbesondere bei den regulierenden bzw. stabilisierenden Leistungen der Ökosysteme, wie zum Beispiel dem Schutz vor Hochwasser oder Bodenerosion sowie auch bei den kulturellen Leistungen, wie zum Beispiel der Erholung oder der Inspiration durch die Natur. Darüber hinaus generiert die Natur aber auch nicht-marktfähige Werte im Sinne so genannter Existenz- und Vermächtniswerte. So können wir auch Wohlergehen erfahren allein aus dem Wissen um die Existenz einer Spezies oder aus dem Erhalt von Ökosystemleistungen für nachfolgende Generationen (PEARCE & MORAN 1994). All diese Werte gilt es beispielsweise bei Fragen der Flächennutzung, bei der Ausweisung von Schutzgebieten oder bei der Renaturierung von Gewässern, vor dem Hintergrund des ganzheitlichen Wohlfahrtgedankens, zu berücksichtigen.

Doch auch wenn wir um die Bedeutung der Natur für unser menschliches Wohl wissen und auch wissen, dass Ökosysteme neben den direkten Versorgungsleistungen (Trinkwasser, Nahrung, Holz, Energie) noch eine Vielzahl an weiteren wertvollen Leistungen für uns Menschen erbringen (Regulierungsleistungen, kulturelle Leistungen), so bleibt in der Praxis die explizite Einbindung dieser Werte in Entscheidungsprozessen oftmals außen vor. Warum ist

das so? Eine Einbindung dieser nicht über Marktdaten erfassbaren Werte, beispielsweise in handlungsentscheidende Kosten-Nutzen-Analysen, setzt eine Bewertung dieser Leistungen voraus – und eine solche Bewertung stellt für die Praxis meist eine große Herausforderung dar.

Hier setzt die TEEB-Initiative mit ihrem Bericht „*TEEB für lokale und regionale Entscheidungsträger*“ an (TEEB 2010b). Der Bericht sowie das aktuell dazu erschienene Buch (TEEB 2012) geben einen umfassenden Überblick über die methodischen Möglichkeiten und Herangehensweisen bei der Bewertung von Ökosystemleistungen und sind dabei speziell an die Entscheidungsträger auf lokaler und regionaler Ebene adressiert. So soll der Zugang zu einer ökonomischen Bewertung von Ökosystemleistungen speziell auch auf dieser Entscheidungsebene erleichtert und die ökonomische Perspektive in der Naturschutzpraxis forciert werden.

Ökonomische Bewertung ist ein Prozess, der verschiedene Schritte umfasst, unterschiedliche Fragen aufwirft und dabei eine Reihe an Entscheidungen verlangt. TEEB hält hierzu einen Leitfaden mit sechs Schritten bereit, der Entscheidungsträgern bei der praktischen Umsetzung konkreter Bewertungsvorhaben eine Orientierungshilfe geben soll. Wichtig ist hier zu betonen, dass es nicht *den einen richtigen Weg* oder ein *Allgemeinrezept* für eine ökonomische Bewertung von Ökosystemleistungen gibt. Was es aber gibt, ist eine Reihe an Fragen, welche im Zuge eines jeden Bewertungsprozesses zu stellen und zu klären sind, sowie Indikatoren, anhand derer die passende Methode entsprechend der Zielstellung und den Rahmenbedingungen eruiert werden kann. Der *TEEB Sechs-Schritte-Ansatz* kann hier helfen, den eigenen Bewertungsprozess systematisch und zielführend zu gestalten und Orientierung für den Entwurf eigener Prozesse geben.

2.3.2 Sechs Schritte zur Anwendung von TEEB auf regionaler Ebene

Im Folgenden sollen nun die von TEEB empfohlenen sechs Schritte zur Anwendung des TEEB-Ansatzes erläutert werden (vgl. TEEB 2010b, Kapitel 2.1, angelehnt an WRI 2008):

Der TEEB Sechs-Schritte-Ansatz im Überblick:

1. Bewertungskontext erörtern (Ursache und Reichweite des Problems erfassen)
2. Relevante Ökosystemleistungen identifizieren
3. Informationsbedarf erfassen und geeignete Methode auswählen
4. Ökosystemleistungen bewerten und analysieren
5. Ergebnisse evaluieren, Politikoptionen erörtern und Maßnahmen festlegen
6. Verteilungswirkungen analysieren

Schritt 1: Bewertungskontext erörtern (Ursache und Reichweite des Problems erfassen)

Im ersten Schritt gilt es, den Kontext der Bewertung zu beleuchten, d.h. die Ursache und die Reichweite der Problemstellung zu erfassen, die relevanten Akteure (Stakeholder) und ihre Interessen zu identifizieren sowie die Möglichkeiten der aktiven Einbindung dieser Akteure auszuloten. Relevante Akteure finden sich in der Land- und Forstwirtschaft, in den Kommunen, der Wirtschaft, der Verkehrsplanung, dem Naturschutz, dem Gesundheits- oder Bildungsbereich; auch und v.a. Anwohnerinnen und Anwohner können dazu zählen. Um Konflikten vorzubeugen, ist es wichtig, die Anliegen der jeweiligen Akteure zu erkennen, mit den Akteuren zu kommunizieren, sie aktiv einzubinden und Verständnis und Akzeptanz für das Vorhaben zu schaffen.

Checkliste Schritt 1:

- Was ist der Bewertungsanlass?
→ Problemstellung konkretisieren!
- Wie wird die Problemstellung seitens der Entscheidungstragenden und wie seitens einzelner Stakeholder gesehen?
→ Anliegen identifizieren!
- Sind die Problemzusammenhänge für die Stakeholder nachvollziehbar?
→ Informations- und Kommunikationsbedarf identifizieren!
- Wie können die Stakeholder in den Bewertungsprozess eingebunden werden?
→ Konfliktpotenzial minimieren!

Schritt 2: Relevante Ökosystemleistungen identifizieren

Im zweiten Schritt gilt es zunächst zu klären, welche Ökosystemleistungen konkret von dem Vorhaben betroffen sind und wie sich die geplanten Maßnahmen auf diese auswirken werden. Hier kann es hilfreich sein, auf die Ökosystemleistungs-Klassifikation des *Millennium Ecosystem Assessment* (MA 2003) zurückzugreifen und sich an diesen Kategorien zu orientieren. Bei der Identifikation der Auswirkungen auf die Ökosystemleistungen ist es wichtig, auch zukünftige Wirkungen und Unsicherheiten (potenzielle Gefahr nicht intendierter Folgen) mit in den Blick zu nehmen. In diesem Schritt werden sowohl die Synergien als auch die Zielkonflikte zwischen den Ökosystemleistungen sichtbar und so gilt es hier außerdem, mögliche Konsequenzen für die jeweiligen Nutzer zu beleuchten und gegeneinander abzuwägen. Dies bedeutet, Ökosystemleistungen zu priorisieren und letztlich zu entscheiden, welche Ökosystemleistungen in die Analyse eingehen sollen.

Checkliste Schritt 2:

- Welche Ökosystemleistungen sind von dem Vorhaben betroffen?
→ Relevante Ökosystemleistungen identifizieren!
- Wie werden sich die Maßnahmen auf die Ökosystemleistungen auswirken?
→ Wirkungsannahmen aufstellen!
- Wer ist am meisten auf die Ökosystemleistungen angewiesen?
→ Abhängigkeit der Nutzer von den Ökosystemleistungen erfassen!
- Welche Ökosystemleistungen sollen in die Analyse eingehen?
→ Ökosystemleistungen priorisieren!

Schritt 3: Informationsbedarf erfassen und geeignete Methode auswählen

Der dritte Schritt verlangt die Erfassung des Informationsbedarfs und die Bestimmung der geeigneten Methode für die Bewertung der Ökosystemleistungen. Je nachdem, ob die Ökosystemleistungen nur qualitativ beschrieben oder aber biophysikalisch quantifiziert oder gar monetarisiert werden sollen, variiert die Aussagekraft und werden unterschiedliche Ansprüche an die Datenlage gestellt. Es muss somit an dieser Stelle zunächst festgelegt werden, welche Aussagen am Ende getroffen werden wollen und welchen Zweck die Bewertung erfüllen soll. Will man nur die Wahrnehmung von Ökosystemleistungen in der Gesellschaft erhöhen, so kann eine qualitative Beschreibung ausreichend sein. Will man hingegen eine Kosten-Nutzen-Analyse durchführen, so ist eine monetäre Bewertung erforderlich (mehr dazu in TEEB 2010b, Kapitel 3). Der Verwendungszweck der Ergebnisse entscheidet also letztlich über die Methode. Am Ende dieses Schrittes gilt es zu prüfen, welche Informationen für die Bewertung bereits zur Verfügung stehen und welche noch erhoben werden müssen.

An dieser Stelle ist es wichtig zu betonen, dass es nicht immer auf eine monetäre Bewertung hinauslaufen muss. Neben den monetären Ansätzen (ein Überblick findet sich z.B. in Kap. 1.1.4 und in HANSJÜRGENS 2011) gibt es auch alternative Verfahren, die eine Bewertung und damit eine Einbindung von Ökosystemleistungen in Entscheidungen möglich machen. Hier sei insbesondere die Multikriterienanalyse zu nennen (mehr dazu in Kap. 2.2 und in TEEB 2010b, Kapitel 3.4).

Checkliste Schritt 3:

- Welchen Zweck soll die Bewertung erfüllen?
→ Ziel definieren!
- Welche Methode ist geeignet?
→ Methode auswählen!
- Wie ist die Datenlage und welche Informationen müssen noch erfasst werden?
→ Datengrundlage für die Bewertung bestimmen!

Schritt 4: Ökosystemleistungen bewerten und analysieren

In diesem Schritt geht es nun um die Erhebung der noch fehlenden Daten (mithilfe empirischer Methoden) und das Zusammentragen und Analysieren der Informationen hin zur Bewertung. Je nachdem, welche Methode zur Bewertung der Ökosystemleistungen in Schritt 3 ausgewählt wurde, gilt es nun in diesem Schritt die Ökosystemleistungen entweder qualitativ zu beschreiben oder biophysikalisch zu quantifizieren und ggf. außerdem ihren monetären Wert zu ermitteln (entweder durch Rückgriff auf Marktdaten oder unter Zuhilfenahme hypothetischer Zahlungsbereitschaften). Wichtig ist hier, dass bei der Bewertung die Folgen für die jeweiligen Stakeholder (Grad der Abhängigkeit) sowie auch Aspekte wie beispielsweise die Grenzen der Substituierbarkeit von Ökosystemleistungen und Unsicherheiten (sowohl in Bezug auf die Methode als auch in Bezug auf unkalkulierbare ökosystemare Risiken) mit in den Blick genommen werden.

Checkliste Schritt 4:

- Wie können die Daten erhoben werden?
→ Studiendesign festlegen und Daten erheben!
- Was sind die Ergebnisse?
→ Daten analysieren und Ergebnisse ableiten!
- Wie lassen sich die Ergebnisse interpretieren?
→ Ergebnisse in den Problemkontext stellen und analysieren!

Schritt 5: Ergebnisse evaluieren, Politikoptionen erörtern und Maßnahmen festlegen

In Schritt 5 werden nun die Ergebnisse der Bewertung evaluiert und Handlungsoptionen erörtert. Es gilt die konkreten Politikoptionen zu beleuchten, gegeneinander abzuwägen und Maßnahmen festzulegen. In diesem Schritt sollte außerdem geprüft werden, inwiefern die Erkenntnisse auch bei anderen Entscheidungsprozessen genutzt werden können. So können die Ergebnisse beispielsweise Anlass zur Neuverteilung der öffentlichen Mittel geben oder neue Projekte anschieben.

Checkliste Schritt 5:

- Welche Politikoptionen sind gegeben?
→ Maßnahmen identifizieren!
- Welche Politikoption ist geeignet?
→ Stärken und Schwächen abgleichen und Maßnahmen festlegen!
- In welche Entscheidungsprozesse können die Ergebnisse noch einfließen?
→ weitere Verwendungszwecke identifizieren!

Schritt 6: Verteilungswirkungen analysieren

In diesem letzten Schritt gilt es nun die Verteilungswirkung der geplanten Politikmaßnahmen zu analysieren und Wohlfahrtseffekte abzuschätzen. Hierzu muss geprüft werden, welche Stakeholder von den geplanten Maßnahmen profitieren und welche verlieren. Darüber hinaus ist zu analysieren, wie stark die betroffenen Akteure tangiert werden, welche Alternativen ggf. gegeben sind und inwiefern die Verlierer kompensiert werden können. Hier gilt es nach ethischen Kriterien einen Maßstab zur Beurteilung der Wohlfahrtswirkung zu setzen und Möglichkeiten zum Ausgleich von Verlusten und Gewinnen zu erörtern.

Checkliste Schritt 6:

- Wer profitiert und wer verliert durch die geplanten Maßnahmen?
→ Gewinner und Verlierer identifizieren!
- Wie stark wiegen die Verluste in Relation zu den Gewinnen?
→ Gewinne und Verluste qualitativ bewerten!
- Gibt es mögliche Ausgleichsmaßnahmen und Unterstützungsmöglichkeiten für die Verlierer?
→ Kompensationsmöglichkeiten erörtern!
- Inwieweit dürfen Verlierer überhaupt in Kauf genommen werden?
→ Ethischen Maßstab setzen!

2.3.3 Fazit: Der TEEB-Sechs-Schritte-Ansatz – eine wichtige Heuristik

Der TEEB-Sechs-Schritte-Ansatz kann dazu beitragen, Bewertungsprozesse zu optimieren und Fehleinschätzungen sowie Fehlentscheidungen zu reduzieren. Auch macht er deutlich, wie wichtig die aktive Einbindung der Stakeholder und die Kenntnis ihrer Interessen und Bedürfnisse sind. Nur so lassen sich Konflikte vorbeugen und nur so sind die Maßnahmen langfristig durchsetzbar. Hierbei spielt insbesondere der Umgang mit den *Verlierern* eine wichtige Rolle, und so sollte auf die Analyse der Verteilungswirkung ein besonderes Augenmerk gelegt werden. Um die Akzeptanz *aller* Stakeholder (sowohl *Verlierer* als auch *Gewinner*) für die geplanten Maßnahmen zu erhöhen und damit die Durchsetzbarkeit im politischen Ent-

scheidungsprozess zu gewähren, ist es besonders wichtig, die Verteilungswirkung genau zu untersuchen und sich um die Kompensation der Verlierer zu bemühen.

Wichtig ist außerdem, dass man in naturschutzrelevante Entscheidungsprozesse immer auch Unsicherheiten und Gefahren nicht-intendierter Folgen im Blick behält. Die Güter und Leistungen, die durch die Ökosysteme bereitgestellt werden, sind für uns Menschen in vielen Bereichen essentiell, sie sind oftmals nicht substituierbar und Ökosysteme reagieren auf Eingriffe in einer nicht-linearen Weise. Auch die Interdependenzen und Wirkungsketten zwischen den Ökosystemleistungen sind noch lange nicht vollständig erforscht und die Folgen daher kaum absehbar. Diese Aspekte sollten bei der Bewertung von Ökosystemleistungen und der Ableitung von Politikmaßnahmen in besonderem Maße berücksichtigt werden.

Literatur

- BALMFORD, A.; BRUNER, A.; COOPER, P.; COSTANZA, R.; FARBER, S.; GREEN, R. E.; JEKINS, M.; JEFFERISS, P.; JESSAMY, V.; MADDEN, J.; MUNRO, K.; MYERS, N.; NAEEM, S.; PAAVOLA, J.; RAYMENT, M.; ROSENDO, S.; ROUGHGARDEN, J.; TRUMPER, K. & TURNER, R. K. (2002): Economic Reasons for Conserving Wild Nature. *Science*, Vol. 297, S.950-953.
- HANSJÜRGENS, B. (2011): Bewertung von Wasser in Landschaften – Konzepte, Ansätze und Empfehlungen. *acatech Materialien Nr. 8*, München. http://www.acatech.de/fileadmin/user_upload/Baumstruktur_nach_Website/Acatech/root/de/Publikationen/Materialienbaende/acatech_Materialband_Nr8_WEB.pdf.
- MA – MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (2003): *Ecosystems and Human Well-being. A Framework for Assessment*. Island Press, Washington, D.C. http://pdf.wri.org/ecosystems_human_wellbeing.pdf.
- PEARCE, D. & MORAN, D. (1994): *The Economic Value of Biodiversity*. Earthscan, London.
- TEEB (2008): *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: An Interim Report*. URL: <http://www.teebweb.org/Portals/25/Documents/TEEB-InterimReport-English.pdf>.
- TEEB (2010a): *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the Economics of Nature: A Synthesis of the Approach, Conclusions and Recommendations of TEEB*. http://www.teebweb.org/Portals/25/TEEB%20Synthesis/TEEB_SynthReport_09_2010_online.pdf.
- TEEB (2010b): *The Economics of Ecosystems and Biodiversity for local and regional Policy Makers*. <http://www.teebweb.org/ForLocalandRegionalPolicy/LocalandRegionalPolicyMakersChapterDrafts/tabid/29433/Default.aspx>.
- TEEB (2012): *The Economics of Ecosystems and Biodiversity in Local and Regional Policy and Management*. Earthscan, London.
- WRI – WORLD RESOURCE INSTITUTE (2008): *Ecosystem Services: A Guide for Decision Makers*. http://pdf.wri.org/ecosystem_services_guide_for_decisionmakers.pdf.

2.4 MoorFutures®: CO₂-Zertifikate aus Moorwiedervernässung

ACHIM SCHÄFER, JOHN COUWENBERG, HANS JOOSTEN
ERNST-MORITZ-ARNDT-UNIVERSITÄT GREIFSWALD

2.4.1 Einleitung: Die Bedeutung von Mooren wird zunehmend erkannt

Die Wiedervernässung von Mooren erbringt wohlfahrtsrelevante Ökosystemleistungen, die einen Nutzen stiften und Knappheit mildern. Die Bedeutung intakter Moore für die Biodiversität und die Bereitstellung von wichtigen Ökosystemleistungen für den Klimaschutz, den Wasser- und Nährstoffhaushalt und auch für Erholungsnutzung ist in den letzten Jahren zunehmend auf internationaler Ebene (z.B. Ramsar Konvention, Konvention für Biologische Vielfalt und die Klimarahmenkonvention) und auf nationaler Ebene erkannt worden. In der Nationalen Biodiversitätsstrategie (NBS) werden allgemeine Qualitäts- und Handlungsziele für Moore formuliert (BMU 2007). Für die Umsetzung der Zielvorgaben der NBS sind umfangreiche Maßnahmen erforderlich. In mehreren moorreichen Bundesländern wurden entsprechende Moorschutzprogramme auf den Weg gebracht und bereits Maßnahmen umgesetzt (KOWATSCH 2007). Gleichzeitig belegen internationale Studien den hohen gesellschaftlichen Nutzen der Ökosystemleistungen für das menschliche Wohlergehen (z.B. Millennium Ecosystem Assessment – MA 2005, COPI-Bericht – BRAAT & TEN BRINK 2008). Auch die TEEB-Studie (TEEB 2010) betont die Notwendigkeit der Bilanzierung, deren Monetarisierung und den verstärkten Einsatz ökonomischer Anreizsysteme.

Mithilfe ökonomischer Bewertungsansätze kann die Bedeutung von Moorschutzkonzepten für die gesellschaftliche Wohlfahrt bewertet (SCHÄFER 2009) und durch Einbeziehung in den Zertifikatehandel oder in andere anreizorientierte Honorierungssysteme in Wert gesetzt werden (JOOSTEN 2011, PERMIEN & ZIEBARTH 2011). Dadurch können moorschonende Wirtschaftsweisen gefördert und die erbrachten Ökosystemleistungen honoriert werden.

Im Nachfolgenden wird gezeigt, wie die Klimaschutzfunktion von wiedervernässten Mooren mithilfe von Kohlenstoffzertifikaten kommodifiziert (zu einer Ware) werden kann. Dabei wird zunächst aufgezeigt, wie der Zertifikatehandel funktioniert und welche Rahmenbedingungen und institutionellen Voraussetzungen für den Handel erfüllt sein müssen. Nach einem kurzen Überblick über freiwillige und obligatorische Kohlenstoffmärkte, werden die wichtigsten Kriterien für die Generierung von Kohlenstoffzertifikaten für den freiwilligen Kohlenstoffmarkt erörtert, bevor abschließend die regionalen MoorFutures® vorgestellt werden.

2.4.2 Funktionsweise und Rahmenbedingungen von Zertifikatesystemen

Grundidee

Zertifikate sind Emissionsrechte für Treibhausgasemissionen, die im Rahmen eines „cap and trade“-Systems an Kohlenstoffmärkten gehandelt werden. Der Handel mit Verschmutzungsrechten beruht auf dem von DALES (1968) ursprünglich für den Gewässerschutz entwickelten Standard-Mengen-Ansatz. Die Grundidee besteht darin, dass der Staat, oder wie beim Klimaschutz eine Staatengemeinschaft, die zulässige Menge der Emissionen in einem be-

stimmten Zeitintervall begrenzt („cap“). Danach erhalten die Emittenten so genannte Emissionsrechte, die sie dazu berechtigen, eine festgelegte Emission pro Zeiteinheit zu emittieren. Die Zertifikate sind übertragbar und können am Markt gehandelt werden („trade“). Durch Angebot und Nachfrage bildet sich ein Preis für die Zertifikate. Auf der Grundlage betriebsindividueller Grenzvermeidungskosten (zusätzlicher Kosten für die Vermeidung einer zusätzlichen Einheit Kohlendioxid) können die Unternehmen dann entscheiden, ob sie die Emissionen kostengünstiger vermeiden können oder ob sie am Kohlenstoffmarkt Zertifikate kaufen. Durch die Ausnutzung von Marktmechanismen kann somit ein politisch vorgegebenes Umweltziel mit minimalen volkswirtschaftlichen Kosten erreicht werden. Zur Grundidee und Funktionsweise des Emissionsrechtehandels siehe ENDRES ET AL. (1994) und ENDRES (2007). Für eine ausführliche anwendungsbezogene Darstellung der flexiblen Mechanismen des Kyoto-Protokolls siehe BETZ ET AL. (2005).

Eine wichtige Voraussetzung für den Handel mit Zertifikaten ist, dass die rechtlichen und institutionellen Rahmenbedingungen vorhanden sind. Dabei ist zu beachten, dass Zertifikate eigentumsanaloge Verfügungsrechte sind, die einen klaren Eigentümer haben müssen. Der Eigentümer hat das Recht, die festgelegte Menge an THG-Emissionen zu emittieren oder dieses zu verkaufen. Wichtig ist, dass das Eigentumsrecht vertraglich festgelegt ist und von einer unabhängigen Institution (z.B. von der Regierung) anerkannt wird und durchgesetzt werden kann.

Rahmenbedingungen und institutionelle Voraussetzungen

Im Rahmen der Klimarahmenkonvention sind verschiedene Mechanismen erarbeitet worden, die nach dem Standard-Mengen-Ansatz eine effiziente Allokation knapper volkswirtschaftlicher Verschmutzungsrechte herbeiführen können. Dazu zählen vor allem die im Kyoto Protokoll (KP) entwickelten flexiblen Instrumente und die Etablierung von entsprechenden Kohlenstoffmärkten. Annex-I-Länder, also industrialisierte Staaten sowie Staaten, die sich im Übergang zu einer Marktwirtschaft befinden, können mit Emissionsrechten handeln, in dem ein Annex-I-Land

- seinen Überschuss an Emissionsrechten an ein anderes Annex-I-Land verkauft („International Emission Trading“) oder
- ein Emissionsreduktionsprojekt in einem anderen entwickelten Land finanziert („Joint Implementation“) und als Ausgleich Kohlenstoffzertifikate („Emission Reduction Units“, ERU's) erhält oder
- ein Emissionsreduktionsprojekt in einem Entwicklungsland finanziert (Clean Development Mechanism“) und als Ausgleich Kohlenstoffzertifikate („Certified Emission Reductions“, CER's) erhält.

Das Kyoto Protokoll wurde vor allem dazu geschaffen, um industrielle Emissionsquellen einzuschränken. Gleichzeitig wurde die Möglichkeit eröffnet, diese Emissionen mittels verbesserten Landmanagements in dem so genannten LULUCF-Sektor (Landnutzung, Landnutzungsänderungen und Forstwirtschaft) zu kompensieren. Diese Möglichkeit hat Deutschland wie fast alle Annex-I-Länder in der ersten Verpflichtungsperiode (2008–2012) nur sehr ein-

geschränkt genutzt. Neu- und Wiederaufforstung sowie Entwaldung waren schon für die erste Verpflichtungsperiode (2008–2012) zur obligatorischen Verrechnung im KP vorgesehen (Art. 3.3 KP). Wie die meisten Annex-I-Länder hat auch Deutschland die Forstbewirtschaftung freiwillig hinzugefügt. Andere Möglichkeiten der Emissionsreduktion, wie Acker- und Grünlandbewirtschaftung, wurden nicht ausgewählt. Für die zweite Verpflichtungsperiode (2013–2017) ist vom Kyoto Protokoll die Forstbewirtschaftung verpflichtend für alle Annex-I-Länder festgeschrieben, aber das ändert nichts für Deutschland. Das Verrechnen von anderen Landnutzungsaktivitäten (Ackerlandbewirtschaftung, Grünlandbewirtschaftung, Ödlandbegrünung und die neue Aktivität Feuchtgebietsentwässerung und -wiedervernässung) ist auch für die zweite Verpflichtungsperiode freiwillig geblieben (Art. 3.4).

Bisher erlaubt Deutschland es somit nicht, Emissionsverminderungen durch Moorwiedervernässung für den Pflichtmarkt des KP zu verrechnen und hat keine gesetzlichen Grundlagen dafür geschaffen (vgl. STACHOW ET AL. 2011). Eine Ausnahme bildet die Wiedervernässung von entwässerten Moorwäldern (die unter Forstbewirtschaftung fallen) oder Aufforstungsprojekte auf wiedervernässten Moorflächen.

Im März 2012 hat die Europäische Kommission dem Europäischen Parlament und dem Rat der Europäischen Union vorgeschlagen, auch die Ackerland- und Grünlandbewirtschaftung innerhalb der EU verpflichtend zu verrechnen. Es soll geprüft werden, welche Optionen für die Einbeziehung des LULUCF-Sektors in den bereits vorhandenen Rechtsrahmen bestehen und wie eine Anrechnung, Überwachung und Berichterstattung gewährleistet werden kann (Europäische Kommission 2012). Ob die Mitgliedstaaten, einschließlich Deutschland, diesen Vorschlag akzeptieren werden, ist allerdings noch unklar (BUNDESRAT 2012). Unabhängig von diesen Bilanzierungsfragen ist zu beachten, dass bis jetzt im europäischen Emissionshandel („European Union Emission Trading System“, EU ETS) keine Senkenprojekte aus LULUCF-Maßnahmen anerkannt werden.

2.4.3 Freiwillige Kohlenstoffmärkte und ihre Voraussetzungen

Freiwillige Kohlenstoffmärkte

Der freiwillige Kohlenstoffmarkt bietet Unternehmen und Einzelpersonen die Gelegenheit, ihre unvermeidlichen THG-Emissionen auf freiwilliger Basis zu kompensieren. Bislang werden auf diesen Märkten im Bereich der landnutzungsbezogenen Maßnahmen vor allem Zertifikate aus Waldprojekten (vor allem Aufforstungsprojekte in Mittel- und Südamerika sowie Projekte mit nachhaltiger Waldwirtschaft und zur Vermeidung von Entwaldung) gehandelt (PETERS-STANLEY 2011 und PETERS-STANLEY ET AL. 2012). In den vergangenen Jahren haben sich verschiedene Standards unterschiedlicher Kriteriengüte entwickelt. Die für Deutschland wichtigsten sind der Verified Carbon Standard (VCS), der Climate, Community and Biodiversity Standard (CCB), der PRIMAKLIMA-Standard, der Plan Vivo Standard und der Carbon Fix Standard (CFS). Teilweise lehnen sich diese Standards in ihrer Methodik und Vermarktungsstrategie stark an die Kriterien des Pflichtmarktes, des CDM, an. Ein ausführlicher Vergleich der unterschiedlichen Standards findet sich bei HELD ET AL. (2010).

Durch ein Klimaschutzoptimiertes Management können die in den Mooren vorhandenen Kohlenstoffvorräte geschützt und die Emission von Treibhausgasen verringert werden. Diese Ökosystemleistungen für den Klimaschutz können mithilfe von Kohlenstoffzertifikaten auf dem freiwilligen Kohlenstoffmarkt kommodifiziert werden. Dabei ist zu beachten, dass für das alleinige Vorhandensein von Kohlenstoffvorräten keine Zertifikate erzeugt werden können, sondern nur für Maßnahmen, die zu einer Verringerung der THG-Emissionen oder einer Vergrößerung der Kohlenstofffestlegung aus land- und forstwirtschaftlicher Nutzung führen. Wichtig ist, dass die Emissionsreduktionen beziehungsweise Kohlenstofffestlegung messbar („measurable“), berichtbar („reportable“) und überprüfbar („verifiable“) sein müssen (JOOSTEN & COUWENBERG 2009). Sie sind eine Bescheinigung dafür, dass diese Maßnahmen tatsächlich und nachprüfbar umgesetzt worden sind.

Eine Möglichkeit für den freiwilligen Handel mit Kohlenstoffzertifikaten bietet der Verified Carbon Standard, der ein eigenes Programm für Moorprojekte entwickelt hat. Während Wald- und Landwirtschaftsprojekte schon seit Anfang 2007 unter VCS zugelassen sind, können seit März 2011 auch Zertifikate für Moorschutzprojekte generiert werden (VCS 2011). Das VCS-Modul „Peatland Rewetting and Conservation“ (PRC) unterscheidet drei Projekttypen:

1. Wiedervernässung (oder Anheben des Wasserstandes) von entwässertem Moor
2. Schutz von nicht- oder nur teilentwässerten Mooren
3. Landnutzungsaktivitäten auf Moor.

Kriterien für die Generierung von Kohlenstoff-Zertifikaten

Für die Generierung von handelbaren Kohlenstoffzertifikaten müssen sowohl für den freiwilligen als auch für den Pflichtmarkt Kriterien erfüllt werden (VCS 2011, JOOSTEN 2011). Die wichtigsten Kriterien werden nachfolgend in Kürze dargestellt:

Mit dem Kriterium der Zusätzlichkeit soll geprüft werden, ob ein Projekt ohne die Einnahmen aus dem Verkauf der Zertifikate durchgeführt werden kann. In der Praxis wird eine Maßnahme als zusätzlich betrachtet, wenn sie nur durch den ökonomischen Anreiz des Verkaufs von Kohlenstoff-Zertifikaten durchgeführt werden kann (RAYMOND 2010). Dies bedeutet nicht, dass alle Einkünfte aus dem Verkauf von Kohlenstoff-Zertifikaten kommen müssen. Es muss lediglich gezeigt werden, dass das Projekt an sich oder in Kombination mit anderen Einkünften nur umgesetzt werden kann, wenn die Einnahmen aus dem Verkauf der Zertifikate dazu führen, dass die Wirtschaftlichkeitsschwelle überschritten wird. Spontane Entwicklungen oder Entwicklungen, die ohnehin geschehen, z.B. weil sie gesetzlich vorgeschrieben oder ökonomisch attraktiv sind, sind nicht „zusätzlich“ und werden nicht honoriert, auch wenn sie eine starke Reduktion der THG-Emissionen zur Folge haben.

Das Kriterium Bezugszeit (Referenz) verlangt, dass jede Emissionsreduktion auf einen Referenzzustand bezogen ist. Das Kyoto-Protokoll verwendet für die meisten landnutzungsbezogenen Emissionen unter Art. 3.4 den historischen Zustand von 1990 als Referenz. Demgegenüber wird beim Clean Development Mechanism (CDM, Art. 12 KP) und dem VCS-

Standard jeweils ein hypothetisches, dynamisches Szenario als Referenz zugrunde gelegt. Betrachtet wird die Situation, die sich während der Projektlaufzeit, aber ohne Durchführung des Projekts ergeben hätte. Verglichen werden die Emissionsreduktionen mit dem vorausschauenden, höchst wahrscheinlichen Szenario ohne Projektdurchführung („forward-looking-baseline“).

Die Kriterien Vertrauenswürdigkeit und Konservatismus beziehen sich auf die Seriosität bei der Abschätzung der durch ein Projekt zu erwartenden THG-Reduktionen. Dabei gibt es verschiedene Ansätze, die Menge von Kohlenstoff-Zertifikaten zu bestimmen, die durch ein Projekt realisiert werden können. Die von dem Intergovernmental Panel for Climate Change (IPCC) vorgegebenen Pauschalwerte basieren auf Mittelwerten („tier 1 default values“). Dagegen verlangen die Standards für den freiwilligen Markt (z.B. VCS), dass die Emissionsreduktionen auf der sicheren Seite (d.h. konservativ) abgeschätzt werden, so dass mindestens die Menge geliefert wird, die man verspricht.

Mit den beiden Kriterien Permanenz und Torferschöpfungszeit soll die Dauerhaftigkeit von Moorschutzprojekten abgeschätzt werden. Die Torferschöpfungszeit ist die Zeitspanne, in der das entwässerte Moor, wenn es nicht wiedervernässt würde, Treibhausgase aus dem Moorkörper emittiert hätte. Bei einer geringmächtigen Torfschicht würde der Kohlenstoffvorrat schon nach einigen Jahren durch Oxidation aufgebraucht sein und keine THG-Emissionen mehr verursachen. Die Summe der anrechenbaren Emissionsreduktionen wird somit durch die Torferschöpfungszeit begrenzt. Die Reduktion von Emissionen aus Ökosystemen oder die Festlegung von Treibhausgasen in Ökosystemen können rückgängig gemacht werden und sind dann nicht permanent. Um dieses Risiko zu vermeiden oder zu vermindern, müssen solche Rückfälle durch langfristige Verträge oder gesetzliche Maßnahmen (Nutzungsaufgaben, Ausweisung als Schutzgebiet u. ä.) unterbunden und unabsichtliche Rückfälle durch Reservevorräte oder Versicherungen abgedeckt werden. Der VCS-Standard verlangt, dass ein (oft beträchtlicher) Teil der erzeugten Kohlenstoffzertifikate zur Deckung dieses Risikos als Sicherheitsreserve vorgehalten und nicht verkauft wird. Dabei gilt: Je höher das Rückfallrisiko, umso größer die im Puffer zurückgehaltenen Proportion der erzeugten Kohlenstoff-Zertifikate.

Das Kriterium Emissionsverlagerung beinhaltet die Verlagerung von Emissionen von der Projektfläche auf eine andere Fläche außerhalb des Projektgebietes, wobei die auf der Ausweichfläche ansteigenden Emissionen, die Emissions-Reduktion auf der Projektfläche teils oder ganz eliminieren. Bei Maßnahmen, die auf land- und forstwirtschaftlich genutzten Flächen umgesetzt werden sollen, muss eine mögliche Verlagerung der Emissionen ausdrücklich berücksichtigt werden.

Globale und regionale Kohlenstoffmärkte

Die Erfüllung der Kriterien für die Generierung von hochwertigen Kohlenstoffzertifikaten für den freiwilligen Kohlenstoffmarkt unter VCS und anderen internationalen Standards ist mit vergleichsweise hohen Kosten verbunden, die durch verschiedene Faktoren beeinflusst werden. Für die Umsetzung der Maßnahmen müssen alle Schritte der Projektentwicklung in einem detaillierten Projektplan („Project Design Document, PDD“) dokumentiert werden. Inhalt

des Projektplans ist eine projektgebietsbezogene Konkretisierung der Maßnahmen und ein detaillierter Monitoringplan, mit dem die durch das Projekt erwarteten THG-Reduktionen gegenüber einem höchst wahrscheinlichen Referenzszenario abgeschätzt werden können. Neben den Kosten der praktischen Umsetzung, des Managements und des Monitorings, sind weitere Kosten zu berücksichtigen, die durch Überprüfung und Bestätigung des konkreten Projektplans und der Ergebnisse durch unabhängige Zertifizierer entstehen.

Die Anforderungen, die die hohe Qualität der Zertifikate garantieren sollen, führen dazu, dass die Verwaltungskosten eines freiwilligen Kohlenstoffprojekts sich schnell in der Größenordnung von mehreren zehntausend Euro bewegen. Diese Kosten beinhalten unter anderem die Entwicklung der entsprechenden Projektunterlagen, die Auswahl, Anpassung oder auch Entwicklung geeigneter Methodologien, die Entwicklung von Baseline-Szenarien, die Einschätzung der Zusätzlichkeit, der Emissionsverlagerung sowie des Non-Permanenz-Risikos, die unabhängige Validierung der Methodologien und des Projektentwurfs, sowie die unabhängige Verifizierung der Emissionsreduktionen.

2.4.4 Die MoorFutures® aus Mecklenburg-Vorpommern

Da die Anwendung eines Standards für den anonymen globalen Kohlenstoffmarkt vor allem für kleinere Projekte mit vergleichsweise sehr hohen Transaktionskosten für die Registrierung und Verifikation verbunden ist, entstand die Idee, einen regionalen Standard für Moorprojekte in Mecklenburg-Vorpommern zu entwickeln und die MoorFutures® auf einem persönlichen und überschaubaren anstatt auf einem anonymen globalen Kohlenstoffmarkt zu verkaufen. Die Herausforderung bestand darin, einen regionalen Standard ohne Qualitätseinbußen, aber mit deutlich geringeren Kosten zu entwickeln. Die vom Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz Mecklenburg-Vorpommern und der Universität Greifswald entwickelten MoorFutures® sind ein regionaler Moorkohlenstoff-Standard, mit denen Moorwiedervernässung und -revitalisierung stimuliert und finanziert werden sollen (BARTHELMES ET AL. 2010).

Die MoorFutures® wurden in etwa zeitgleich mit den PRC-Modul des VCS-Standards entwickelt und orientieren sich an den Kriterien des VCS-Standards und des Kyoto Protokolls. Die vergleichende tabellarische Darstellung der Kriterien zeigt, dass es möglich ist, einen regionalen Standard für Moorprojekte zu entwickeln, der hinsichtlich der Anforderungen deutlich über die Anforderungen des KP und des VCS-Standards hinausgeht. Die hohen Transaktionskosten konnten stark reduziert werden, weil die Validierung und Zertifizierung eigenständig („in-house verification“) durch die Uni Greifswald durchgeführt wird. Diese Vorgehensweise ist auf dem freiwilligen Markt nicht unüblich. Dabei muss jedoch sichergestellt werden, dass die Reduktionspotenziale konservativ und mit größtmöglicher Transparenz abgeschätzt werden (KOLLMUSS ET AL. 2008).

Tab. 8: Vergleich Kriterien

Kriterien	Kyoto Protokoll (Art. 3.4 p.p.)	VCS	MoorFutures®
Bezugszeit	1990	konservativ forward looking	konservativ forward looking
Projektlaufzeit	2008–2012	20–100 Jahre	50 Jahre
Messbarkeit	tier 1 defaults erlaubt	defaults erlaubt	detaillierte GESTs *
Zusätzlichkeit	nicht notwendig	notwendig	notwendig
Konservatismus	beste Einschätzungen	alles konservativ	teilweise konservativ
Vertrauenswürdigkeit	Registrierung UNFCCC	Registrierung VCS	Registrierung Ministerium
Nachhaltigkeit	kaum Anforderungen	Verschlechterungsverbot	Verbesserung
Permanenz	nicht gefordert	garantiert (> 100 Jahre)	garantiert (> 100 Jahre)
Verifizierbarkeit	nur grob (mit tier 1)	grob (mit tier 1) erlaubt	detaillierte GESTs *
Emissionsverlagerung	nicht berücksichtigt	international ignoriert	minimiert durch Stand- ortauswahl

Quelle: verändert übernommen nach JOOSTEN (2011).

rot = schlechter, gelb = mittelmaß, grün = besser für das Klima

* GEST = Greenhouse Gas Emission Site Types (COUWENBERG ET AL. 2011).

Damit sichergestellt ist, dass die Klimaleistung nur einmal verkauft wird, müssen auch Zertifikate für den freiwilligen Kohlenstoffmarkt bei einer zentralen Stelle registriert werden. Eine Registrierung ist vor allem für größere Kohlenstoffprojekte sinnvoll. Bei kleineren Projekten sind die damit verbundenen Kosten nicht über den Verkauf der Zertifikate realisierbar. Aus diesem Grunde werden die MoorFutures® in einem zentralen und öffentlichen Register bei der Landesregierung Mecklenburg-Vorpommern verwaltet.

In der derzeitigen Form sind die MoorFutures® als ein Finanzierungsinstrument konzipiert, mit dem Moorschutzprojekte umgesetzt werden sollen. Damit verbunden ist die Einschränkung, dass die MoorFutures® nicht übertragbar sind und ein Handel somit nicht möglich ist. Die eingangs dargelegte Grundidee des Zertifikatehandels, nämlich durch die Ausnutzung von Marktmechanismen ein politisch vorgegebenes Umweltziel mit minimalen volkswirtschaftlichen Kosten zu erreichen, ist bei den MoorFutures® nur eingeschränkt gegeben, da die Preisbildung nicht unter den von der Theorie angenommenen idealen Bedingungen einer vollständigen Konkurrenz am Markt erfolgen kann.

Ein weiterer Aspekt ist für die Finanzierung von Moorschutzprojekten von zentraler Bedeutung. Grundsätzlich müssen die Emissionsreduktionen realisiert und verifiziert worden sein, bevor Kohlenstoffzertifikate ausgegeben werden können („ex post crediting“). Ein Vorabverkauf, d.h. das Geltendmachen von Emissionsreduktionen bevor sie realisiert, verifiziert und registriert sind, ist allgemein nicht gestattet. Dies bedeutet nicht, dass kein Vorabverkauf („forward selling“) stattfinden kann. Bei einer vorschüssigen Ausgabe der Kohlenstoffzertifikate muss ex-post (nachträglich) verifiziert werden, ob die in den Zertifikaten verbürgte Kohlenstofffestlegung auch tatsächlich erfolgt ist.

Der Vorabverkauf von Kohlenstoffzertifikaten, d.h. der Verkauf von Rechten auf zukünftige Emissionsreduktionen, bevor das Projekt umgesetzt ist oder die Reduktionen realisiert worden sind, kann aber bei langfristigen Projekten wie bei Moorwiedervernässungs- oder Waldprojekten entscheidend sein, um die Projektumsetzung überhaupt finanzieren zu können. Solche Vorabverkaufskonstruktionen sind in einem direkten Handel zwischen konkreten Partnern einfacher zu realisieren (Identifikation durch Investition!) als auf dem anonymen Markt.

Die MoorFutures® konzentrieren sich auf den Erwerb von Kohlenstoffzertifikate durch regionale Unternehmen und streben an, gesamte Moorwiedervernässungsprojekte zu verkaufen, um somit die öffentlichkeitswirksame Identifikation mit einem konkreten Gebiet zu ermöglichen (PERMIEN 2011). Die Vorteile eines solchen regionalen Ansatzes sind vor allem darin zu sehen, dass die Kunden keine anonymen Zertifikate kaufen, sondern ein regionales oder lokales Produkt („Made in Germany“, oder sogar „Made in der Nachbarschaft“). Dieser starke regionale Bezug („Wochenmarkt-Effekt“) hat sich bei bisherigen regionalen Klimazertifikaten als sehr überzeugend erwiesen.

Die Beschränkung auf einen regionalen Kohlenstoffmarkt bietet Unternehmen die Chance, einen stärkeren regionalen Bezug im Rahmen ihrer Marketingstrategie herzustellen. Dazu gehört auch, dass die Projekte, ähnlich wie bei der regionalen Waldaktie aus Mecklenburg-Vorpommern, vor Ort erlebbar sind und mit entsprechenden Angeboten auch für die Umweltbildung eingesetzt werden können. Der freiwillige Kohlenstoffmarkt bietet hierfür sehr gut Anknüpfungspunkte. Die derzeit vorhandene Nachfrage nach regionalen Kohlenstoffzertifikaten kann jedoch nicht befriedigt werden. In einer Marktuntersuchung wurde ein Unterangebot an freiwilligen Kompensationsprojekten aus Deutschland festgestellt (KIND ET AL. 2010).

Die Hauptzielgruppe der MoorFutures® sind Unternehmen, die ihre THG-Emissionen freiwillig kompensieren und damit ihre soziale und ökologische Verantwortung („Corporate Social Responsibility“) öffentlichkeitswirksam darstellen möchten. Der freiwillige regionale Markt kann nicht nur als Kommunikationsplattform („kommunikativer Hebel“) für Privatkunden und Unternehmen genutzt werden, sondern auch dabei helfen, die eingangs dargestellte Grundidee des Zertifikatehandels zu verdeutlichen.

2.4.5 Co-Benefits

Die Honorierung des Klimaschutzes über (freiwillige) Kohlenstoffmärkte birgt die Gefahr, dass die Bedeutung weiterer wohlfahrtsrelevanter Ökosystemleistungen einschließlich den Belangen des Biodiversitätsschutzes in den Hintergrund geraten könnten, vor allem dann,

wenn der Klimaschutz honoriert wird und die anderen Ökosystemleistungen nicht. Solange jedoch die oben genannten Projekttypen auch positive Auswirkungen auf die anderen Ökosystemleistungen haben, werden diese komplementär als Kuppelprodukte gratis erbracht. Problematisch sind solche Fälle, in denen es zu Zielkonflikten kommen kann, wenn beispielsweise naturschutzfachliche Ziele (Artenschutz) eine stärkere Vernässung und mögliche THG-Reduktionen ausschließen. Abgesehen davon, dass die zu erwartenden Klimaschutzeffekte in vielen solchen Fällen eher gering sein werden, müssen mögliche Einzelfälle abgewogen oder bei der Zertifizierung a priori ein Verschlechterungsgebot formuliert werden.

Weitere Aspekte der Nachhaltigkeit sowie der Auswirkung auf die Gesellschaft können bei Kohlenstoff-Projekten in Betracht gezogen werden. Vorbildlich ist hier der von der Climate, Community and Biodiversity Alliance entwickelte CCB-Standard, der für alle landnutzungs-basierten Projekte angewendet werden kann. Im Unterschied zum VCS-Standard können mit dem CCB-Standard keine eigenständigen Zertifikate generiert werden, sondern nur eine zusätzliche Auszeichnung von Kohlenstoffzertifikaten. Der CCB-Standard identifiziert Landnutzungsprojekte, die neben handelbaren Treibhausgas-Reduktionen auch positive Nettoeffekte für lokale Gemeinschaften und Biodiversität zur Folge haben. Eine Verifizierung erfordert die Erfüllung zusätzlicher Anforderungen in den Bereichen Biodiversitätsschutz und einer nachhaltigen sozialen Entwicklung (CCBA 2008).

In Anlehnung an den CCB-Standard wird in dem vom BfN geförderten Vorhaben „Zertifizierung ökologischer Co-Benefits von CO₂-Offsets für Moor-Wiedervernässung“ (FKZ: 3511 82 3100) untersucht, wie eine Vermarktung dieser Co-Benefits über private Kohlenstoffmärkte erfolgen kann. Dabei soll gezeigt werden, wie die Co-Benefits von Moorprojekten quantifiziert und kommodifiziert werden können. Das Vorhaben ist direkt an eine in Umsetzung befindliche Wiedervernässung im Landkreis Müritz, am Oberlauf der Elde gelegenen Polders „Kie-ve“ gekoppelt und wird quantitative Indikatoren für die Stoff-Rückhaltefunktion, Oberflächenwasserregulierung, Wasserspeicherung, regionale Klimaregulierung und Artenvielfalt flächenbezogen versuchen zu entwickeln.

2.4.6 Fazit

Die Inwertsetzung von Mooren kann sich an Zertifikatemärkten orientieren. Dabei müssen Kriterien sicherstellen, dass die Lösungen auch tatsächlich wünschenswerte Wirkungen nach sich ziehen. Mit den MoorFutures® in Mecklenburg-Vorpommern wurde ein solches innovatives Instrument entwickelt und erfolgreich in der Praxis eingeführt.

An diesem Beispiel wurde zugleich gezeigt, dass ökonomische Aspekte nicht nur bei der Monetarisierung von Ökosystemleistungen eine wichtige Rolle spielen, sondern dass diese Leistungen auch kommodifiziert und an Märkten gehandelt werden können.

Literatur

- BARTHELMES, A; COUWENBERG, J.; EMMER, I.; SCHÄFER, A; WICHTMANN, W. & JOOSTEN, H. (2010): MoorFutures®. Kohlenstoff-Zertifikate aus Wiedervernässung degradierter Moore in Mecklenburg-Vorpommern. Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Ministeriums für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz Mecklenburg-Vorpommern. DUENE e.V., Greifswald.
- BETZ, R.; ROGGE, C. & SCHLEICH, J. (2005): Flexible Instrumente im Klimaschutz. Emissionsrechte-handel, Clean Development Mechanism, Joint Implementation. Eine Anleitung für Unternehmen. Fraunhofer Institut für Systemforschung. Stuttgart. <http://isi.fraunhofer.de/isi-media/docs/n/de/publikationen/klimaschutz/isi-leitfaden-klimaschutz2005.pdf>.
- BMU-BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (2007): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt. Berlin.
- BRAAT, L. & TEN BRINK, P. (2008): The cost of policy inaction. The case of not meeting the 2010 bio-diversity target. Wageningen, Brüssel.
- BUNDESRAT (2012): Vorschlag für einen Beschluss des Europäischen Parlaments und des Rates über Anrechnungsvorschriften und Aktionspläne für die Emissionen und den Abbau von Treibhausgasen infolge von Tätigkeiten im Sektor Landnutzung, Landnutzungsänderungen und Forstwirtschaft COM(2012) 93 final. BR-Drucksache 136/12. Bundesanzeiger Vertriebsgesellschaft mbH, Köln.
- CCBA (2008): Climate, Community & Biodiversity Project Design Standards Second Edition. CCBA, Arlington, VA. http://www.climate-standards.org/standards/pdf/ccb_standards_second_edition_december_2008.pdf.
- COUWENBERG, J.; THIELE, A.; TANNEBERGER, F.; AUGUSTIN, J.; BÄRISCH, S.; DUBOVİK, D.; LIASH-CHYNSKAYA, N.; MICHAELIS, D.; MINKE, M.; SKURATOVICH, A. & JOOSTEN, H. (2011): Assessing greenhouse gas emissions from peatlands using vegetation as a proxy. *Hydrobiologia* 674, 67-89.
- DALES, J.H. (1968): Pollution, property and prices. University of Toronto Press, Toronto.
- ENDRES, A. (2007): Umweltökonomie. 3. Aufl. Kohlhammer, Stuttgart.
- ENDRES, A.; REHBINDER, E. & SCHWARZE, R. (1994): Umweltzertifikate aus ökonomischer und juristischer Sicht. Economica Verlag, Bonn.
- EUROPÄISCHE KOMMISSION (2012): Die Rolle von Landnutzung, Landnutzungsänderungen und Forstwirtschaft (LULUCF) bei den Klimaschutzverpflichtungen der EU. Begleitunterlage zum Vorschlag für einen Beschluss des Europäischen Parlaments und des Rates über Anrechnungsvorschriften und Aktionspläne für die Emissionen und den Abbau von Treibhausgasen infolge von Tätigkeiten im Sektor Landnutzung, Landnutzungsänderungen und Forstwirtschaft {COM(2012) 93 final}, {SWD(2012) 41 final}. Brüssel. <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=SWD:2012:0040:FIN:DE:PDF>.
- HELD, C.; TENNIGKEIT, T.; TEHEL, G. & SEEBAUER, M. (2010): Analyse und Bewertung von Waldprojekten und entsprechender Standards zur freiwilligen Kompensation von Treibhausgasemissionen. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau.

- JOOSTEN, H. (2011): Neues Geld aus alten Mooren. Über die Erzeugung von Kohlenstoffzertifikaten aus Moorwiedervernässungen. *Telma Beiheft* 4, 183-201.
- JOOSTEN, H. & COUWENBERG, J. (2009): Are emission reductions from peatlands MRV-able? Greifswald University. *Wetlands International*, Ede.
- KOLLMUSS, A.; ZINK, H. & POLYCARP, C. (2008): Making sense of the voluntary carbon market: A comparison of carbon offset standards. WWF Germany, Stockholm Environment Institute/Tricorona.
- KIND, C.; DUWE, S.; TÄNZLER, D.; REUSTER, L.; KLEEMANN, M. & KREBS, J.-M. (2010): Analyse des deutschen Marktes zur freiwilligen Kompensation von Treibhausgasemissionen. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau.
- KOWATSCH, A. (2007): Moorschutzkonzepte und -programme in Deutschland. Ein historischer und aktueller Überblick. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 39 (7), 197-204.
- MA (2005): *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC.
- PERMIEN, T. & ZIEBARTH, M. (2011): MoorFutures – Innovative Finanzierung von Projekten zur Moorwiedervernässung in Mecklenburg-Vorpommern. *Natur und Landschaft* 87 (2), 77-80.
- PERMIEN, T. (2011): Neue Produkte für neue Märkte: MoorFutures – eine Bestandsaufnahme. *Telma Beiheft* 4, 203-214.
- PETERS-STANLEY, M.; HAMILTON, K.; MARCELLO, T. & SJARDIN, M. (2011): Back to the Future. State of the Voluntary Carbon Markets. *Ecosystem Marketplace & Bloomberg New Energy Finance*, Washington, New York.
- PETERS-STANLEY, M.; HAMILTON, K.; MARCELLO, T.; OREJAS, R.; THIEL, A. & YIN, D. (2012): Developing dimension: State of the voluntary carbon markets 2012. *Ecosystem Marketplace & Bloomberg New Energy Finance*, New York, Washington.
- RAYMOND, L. (2010): Beyond additionality in Cap-and-Trade offset policy. *Issues in Governance Studies* 36, 1-9.
- SCHÄFER, A. (2009): Moore und Euros – die vergessenen Millionen. *Archiv für Forstwesen und Landschaftsökologie* 43 (4), 156-160.
- STACHOW, U.; WERNER, A.; REHBINDER, E.; SCHÄFER, A.; COUWENBERG, J. & WICHTMANN, W. (2011): Möglichkeiten und zukünftige Erfordernisse einer Einbeziehung von Landnutzung in den Emissionshandel unter Berücksichtigung der Beziehung zur Biodiversität. BfN Skripten 291. Bonn-Bad Godesberg.
- TEEB (2010): *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations*. Earthscan, London.
- VCS (2011): Verified Carbon Standard Version 3. <http://v-c-s.org/sites/v-c-s.org/files/VCS%20Standard,%20v3.0.pdf>.

3 Ökosystemleistungen und ökonomische Bewertung von Gewässern, Auen und Mooren – wohin geht die Reise?

Was den Leser in diesem Kapitel erwartet

Die Beiträge in Teil 3 sind zugleich Rückblick und Ausblick. Im Mittelpunkt steht die Frage, was für die Naturschutzpraxis im Bereich Gewässer, Auen und Moore wichtig ist und wie es um die Akzeptanz und Praxisrelevanz ökonomischer Ansätze bestellt ist.

- Kapitel 3.1 nimmt sich der Frage nach der Akzeptanz und Relevanz ökonomischer Bewertungsmethoden, Kosten-Nutzen-Analysen und Bewertungsstudien bei Entscheidungstragenden in der politisch-administrativen Praxis an. Hierzu werden die Ergebnisse einer aktuellen Befragung von entsprechenden Akteuren zu diesem Thema präsentiert.
- In Kapitel 3.2 werden die wichtigsten Erkenntnisse aus den vorangegangenen Kapiteln noch einmal zusammengetragen und ein Fazit in dreizehn Thesen gezogen.

3.1 Zur Akzeptanz umweltökonomischer Bewertungsansätze in der Wasserwirtschaft

ALEXANDRA DEHNHARDT, ANNA SCHÄTZLEIN
TECHNISCHE UNIVERSITÄT BERLIN

3.1.1 Einleitung: KNA zunehmend gefordert, aber nur begrenzt eingesetzt

In den letzten Jahrzehnten haben verstärkt ökonomische Ansätze und Prinzipien, wie anreizorientierte Mechanismen (z.B. Abgaben oder Kompensationszahlungen) oder prozedurale ökonomische Instrumente (z.B. ökonomische Bewertungsmethoden), Eingang in die EU-Umweltpolitik gefunden (z.B. TURNER 2007). Kosten-Nutzen-Analysen (KNA), die die Kosten und Nutzen, die mit dem Erreichen von Umweltzielen verbunden sind, gegeneinander abwägen, wird dabei für die Verbesserung der Transparenz und Effizienz der Entscheidungsfindung eine hohe Bedeutung beigemessen. Dies gilt in besonderer Weise, wenn auch der monetäre Wert nicht-marktfähiger Güter als Bestandteil von KNA in die Abwägung einbezogen wird (MEYERHOFF & DEHNHARDT 2009). Aktuelle Beispiele sind die Anforderungen der EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) an die Integration ökonomischer Methoden zur Einschätzung der „Unverhältnismäßigkeit von Kosten“ bei der Begründung von Ausnahmetatbeständen, oder die Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie, die explizit den Einsatz von Kosten-Nutzen-Analysen fordert. Zur Einschätzung des monetären Wertes von Umweltgütern oder Ökosystemleistungen stehen mittlerweile eine Reihe etablierter Methoden zur Verfügung (z.B. NATIONAL RESEARCH COUNCIL 2005).

Trotz dieser umweltpolitischen Anforderungen und der Vielzahl an mittlerweile verfügbaren umweltökonomischen Bewertungsstudien im wissenschaftlichen Bereich scheint die Nutzung und Entscheidungsrelevanz von KNA und monetären Bewertungsstudien in der administrativen Entscheidungspraxis nach wie vor begrenzt zu sein:

- HOLM-MÜLLER & MUTHKE (2001) kamen im Rahmen einer bundesweiten Umfrage zum Einsatz ökonomischer Bewertungsverfahren in der wasserwirtschaftlichen Verwaltung zu dem Ergebnis, dass von Seiten der Behörden gegenüber KNA – trotz des partiellen Einsatzes insbesondere bei größeren Investitionsvorhaben – noch erhebliche Skepsis besteht, vor allem im Hinblick auf den Zeit- und Kostenaufwand sowie aufgrund methodischer Bedenken.
- BARTOLOMÄUS ET AL. (2004) kommen nach einer Befragung der Autoren von 30 monetären Bewertungsstudien zu dem Schluss, dass der tatsächliche Einfluss der Studienergebnisse auf die Entscheidungsfindung marginal ist.
- STRATMANN & HELLENBROICH (2005) rücken zwar verwaltungsrechtliche Fragen der Integration von Zahlungsbereitschaftsanalysen in reale Entscheidungsprozesse der öffentlichen Verwaltung in den Mittelpunkt, heben aber auch die Zurückhaltung der Verwaltung gegenüber monetären Bewertungsstudien hervor.

- Im Rahmen des EU-Projektes „Aquamoney“ wurde in einer empirischen Erhebung die Nachfrage politischer Entscheidungsträgerinnen und Entscheidungsträger nach ökonomischen Informationen speziell im Kontext der WRRL erhoben (GÖRLACH ET AL. 2007). Danach werden ökonomische Bewertungen zwar als relevant für den Entscheidungsprozess angesehen, in konkreten Entscheidungen aber dennoch überwiegend nicht-monetäre Werte genutzt.

Die Gründe sind vermutlich jenseits der Qualität von Bewertungsstudien an sich zu suchen, vielmehr müssen die Akzeptanz umweltökonomischer Bewertungsansätze, die Anforderungen der Entscheidungsträger sowie die Prozesse und Institutionen der Entscheidungsfindung verstärkt in den Blickpunkt geraten (TURNPENNY ET AL. 2008, MEYERHOFF & DEHNHARDT 2009).

An diesem Punkt setzt die hier vorgestellte Studie an. Sie versucht, neben der Analyse der gegenwärtigen Nutzung und Relevanz ökonomischer Bewertungsstudien, vor allem die Einstellung behördlicher Entscheidungsträgerinnen und Entscheidungsträger zur ökonomischen Umweltbewertung im gewässerpolitischen Kontext zu erfassen, da davon ausgegangen wird, dass die Einstellung ein wesentlicher Faktor für die Integration von KNA und monetären Umweltbewertungen in der politisch-administrativen Entscheidungspraxis ist. Diese wird zum einen von der Akzeptanz des umweltökonomischen Bewertungsansatzes, zum anderen von der Integrierbarkeit in die Handlungslogiken von Verwaltungsentscheidungen bestimmt. Im Mittelpunkt dieses Beitrages stehen entsprechend die Erfahrungen mit umweltökonomischen Bewertungsverfahren, die Einschätzung der Rolle und Relevanz von KNA und monetären Bewertungen aus Sicht der behördlichen Praxis, aber auch die Einstellung zu bzw. Akzeptanz von ökonomischen Umweltbewertungen.

Der vorliegende Beitrag stellt die Ergebnisse einer empirischen Untersuchung vor, die in Form einer standardisierten Online-Befragung im Zeitraum von April bis Juni 2011 durchgeführt wurde. Die Untersuchung bestätigt zunächst den dominierenden Einsatz von Kostenvergleichsrechnungen in der wasserwirtschaftlichen Entscheidungsfindung und damit gleichzeitig eine gegenwärtig noch untergeordnete Bedeutung monetärer Umweltwerte. Allerdings deuten die Ergebnisse auch auf einen Erfahrungszuwachs im Hinblick auf Bewertungsstudien hin. Der Beitrag geht jedoch über diese Bestandsaufnahme hinaus, indem mit der Analyse der Einstellungen von Entscheidungsträgerinnen und Entscheidungsträgern erstmals ein differenzierteres Bild über potenzielle Hemmnisse, aber auch fördernde Faktoren der Anschlussfähigkeit von KNA gegeben werden kann.

3.1.2 Untersuchungsdesign

Befragt wurden die für wasserwirtschaftliche Fragen allgemein und speziell auch für die Umsetzung der WRRL zuständigen Abteilungen der Länderministerien und der Bezirksregierungen bzw. Regierungspräsidien als oberste und obere Wasserbehörden der Länder, die regionalen Wasserwirtschaftsämter, die sondergesetzlichen Wasserverbände, die wasserwirtschaftliche Abteilung des Bundesumweltministeriums sowie Fachbehörden des Bundes (Umweltbundesamt, Bundesamt für Naturschutz, Bundesanstalt für Gewässerkunde) und der

Länder. Darüber hinaus wurden wissenschaftliche Institutionen aus den Bereichen Umwelt-ökonomie und Wasserwirtschaft sowie Umwelt- und Naturschutzverbände einbezogen. Um zu untersuchen, ob sektorale Unterschiede in der potenziellen Bedeutung und gegenwärtigen Nutzung von KNA bestehen, wurde die Befragung um behördliche Entscheidungsträger und Entscheidungsträgerinnen aus dem naturschutzpolitischen Bereich ergänzt.

Für den wasserwirtschaftlichen Bereich wurde versucht, alle Personen aus dem politisch-administrativen Kontext, für die umweltökonomische Bewertungsverfahren zur Umsetzung gewässerpolitischer Anforderungen bzw. zum Erreichen umweltpolitischer Ziele von Relevanz sind, in die Befragung mit einzubeziehen. Dazu gehören neben den Entscheidungstragenden im engeren Sinne auch Personen, die sich mit der Interpretation und Umsetzung der ökonomischen Anforderungen und deren Integration in die Bewirtschaftungsplanung beschäftigen.

Von den insgesamt 562 Personen, die im Zeitraum von Mitte April bis Mitte Juni 2011 eingeladen wurden, sich an der Online-Umfrage zu beteiligen, wurden mit 72% (n = 406) überwiegend behördliche Entscheidungsträgerinnen und Entscheidungsträger angefragt. Knapp 28% der Teilnehmenden sind in nicht-behördlichen Institutionen tätig, d.h. in wissenschaftlichen Institutionen (n = 91), Umweltverbänden (n = 58) und zu einem sehr geringen Teil in sonstigen Institutionen (z.B. Planungsbüros oder Wasserverbände, n = 7). Institutionenübergreifend sind insgesamt 66% dem wasserwirtschaftlichen Bereich zuzuordnen, 24% der Personen arbeiten im naturschutzfachlichen Kontext und 10% in Institutionen mit einem umwelt-ökonomischen oder politologischen Schwerpunkt, letztere entstammen fast ausschließlich wissenschaftlichen Institutionen (vgl. Abb. 11).

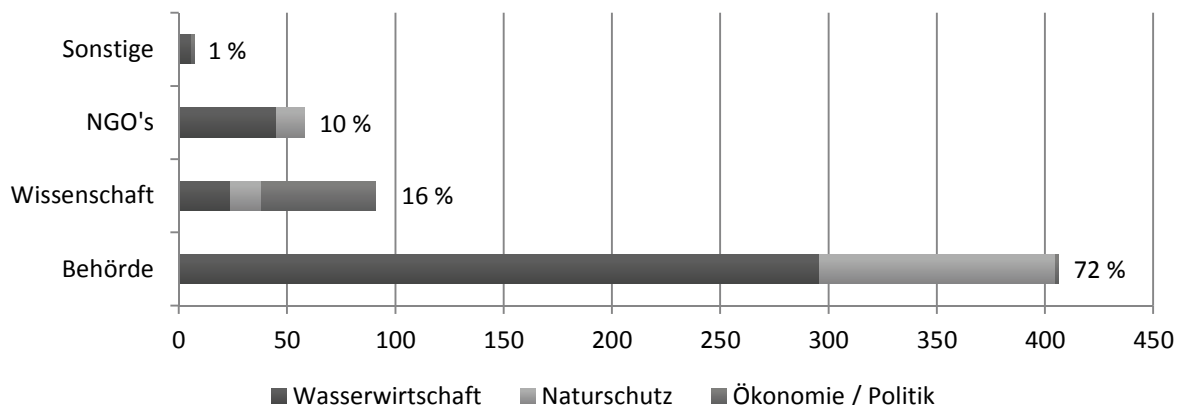


Abb. 11: Institutionen und Fachrichtungen innerhalb der Auswahlgesamtheit (N = 562).

Die primäre Zielgruppe, die mit wasserwirtschaftlichen Fragen betrauten behördlichen Beschäftigten, machen mit 296 Personen etwas über 50% der Auswahlgesamtheit aus. Innerhalb der Gruppe der behördlichen Entscheidungsträgerinnen und Entscheidungsträger sind 9% auf Bundesebene und 91% auf Länderebene angesiedelt. Von den insgesamt 562 angefragten Personen haben 119 Teilnehmende (21% der Auswahlgesamtheit) die Umfrage vollständig beendet.

Der Fragebogen gliederte sich in vier Bereiche:

1. Den behördlichen Institutionen wurden zunächst einige Fragen zur gegenwärtigen Entscheidungspraxis gestellt, d.h. dem Einsatz ökonomischer Bewertungsverfahren und der Art, in der momentan positive oder negative Umwelteffekte in der Entscheidungsfindung berücksichtigt werden.
2. Der zweite Teil der Umfrage befasste sich mit den bisherigen Erfahrungen bezüglich umweltökonomischer Bewertungsstudien.
3. Der dritte Teil des Fragebogens zielte vor allem auf die Erfassung von Einstellungen zur ökonomischen Umweltbewertung ab. Alle Personen wurden auf einer vierstufigen Likert-Skala nach dem Ausmaß der Übereinstimmung oder Nichtübereinstimmung zu insgesamt 20 Aussagen (Items) gefragt. Die Aussagen bezogen sich auf den Anwendungsbereich, die Ziele und potenziellen Vor- und Nachteile von KNA und monetären Umweltwerten. Diese wurden in vier Blöcken mit je fünf zufällig angeordneten Items präsentiert. Daneben hatten die Befragten in diesem Teil die Möglichkeit, ihre Einschätzung zum Potenzial, zu Problembereichen und zu für KNA relevanten Entscheidungssituationen darzulegen.
4. Der Fragebogen schloss mit einigen Fragen zu sozio-demographischen Charakteristika und zum Ausbildungshintergrund und Tätigkeitsbereich der Befragten.

3.1.3 Ergebnisse

Gegenwärtige Entscheidungspraxis

Zunächst wird dargestellt, inwieweit ökonomische Bewertungsverfahren aktuell in der behördlichen Entscheidungspraxis verankert sind (für eine ausführliche Darstellung der Ergebnisse zur gegenwärtigen Entscheidungspraxis siehe DEHNHARDT 2012a).

In knapp 24% der befragten Institutionen wird überhaupt kein ökonomisches Bewertungsverfahren in der Entscheidungsfindung eingesetzt, d.h. drei Viertel der befragten Behörden nutzen mindestens ein Bewertungsverfahren zur Entscheidungsvorbereitung. Die Untersuchung bestätigt insgesamt die dominierende Orientierung an Kostenvergleichsrechnungen, die in 47% der befragten Institutionen zur Anwendung kommen (vgl. Abb. 12). Immerhin 38% der Befragten gaben an, KNA – allerdings ohne eine Monetarisierung der Nutzenseite – verwendet zu haben, wie sie beispielsweise in der Bundesverkehrswegeplanung oder im Hochwasserschutz traditionell eingesetzt werden (DEHNHARDT ET AL. 2008). KNA mit Berücksichtigung monetärer Nutzenwerte verwenden dagegen lediglich 13%.

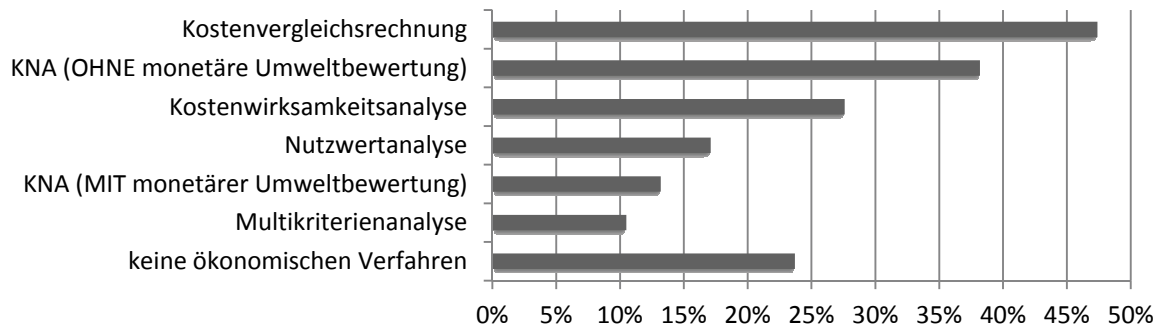


Abb. 12: Anwendung ökonomischer Bewertungsverfahren in der Entscheidungspraxis (nur behördliche Institutionen, N = 76).

Eine vergleichbare Studie von 2001 kommt zu einem ähnlichen Ergebnis. Dort gaben ebenfalls 39% der befragten wasserwirtschaftlichen Behörden an, auch KNA zur Projektbewertung verwendet zu haben, wobei hier nicht explizit nach einer Monetarisierung der Nutzen-seite gefragt wurde (HOLM-MÜLLER & MUTHKE 2001). In dieser Studie wurden alle anderen Bewertungsverfahren, auch die Kostenvergleichsrechnungen, unter dem Begriff „Nutzen-Kosten-Untersuchungen“ zusammengefasst, so dass ein Vergleich im Hinblick auf andere Verfahren nicht möglich ist, wenngleich die Autorinnen der Studie die Dominanz dieser Gruppe in erster Linie auf die Kostenvergleichsrechnungen zurückführen, eine Folgerung, die mit der vorliegenden Erhebung bestätigt wird.

Umwelteffekte können grundsätzlich mit unterschiedlichen Maßstäben in der Entscheidungsfindung berücksichtigt werden. Im Ergebnis der Befragung wurden überwiegend qualitative (ca. 80%) oder quantitative, aber nicht-monetäre (ca. 60%) Informationen zur Abbildung von Umwelteffekten genutzt. Monetäre Informationen, die für die Durchführung umfassender KNA notwendig sind, spielen zu knapp 30% überhaupt keine Rolle in der Entscheidungsfindung, werden zu ca. 68% aber immerhin manchmal genutzt. Zusätzlich wurden die Beschäftigten nach ihren Erfahrungen mit Bewertungsstudien befragt sowie die Entscheidungsebene, Rolle und Entscheidungsrelevanz bereits durchgeführter Studien erhoben. Die wesentlichen Ergebnisse sind im Folgenden kurz skizziert.

72% der Befragten haben entweder schon Studien durchgeführt, gelesen oder innerhalb der Institution diskutiert, Erfahrungen mit Bewertungsstudien liegen also durchaus vor. Dabei handelt es sich jedoch nur bei 30% der angegebenen Studien um KNA bzw. um eigenständige monetäre Bewertungsstudien im Sinne der vorliegenden Untersuchung.

Es gibt verschiedene Entscheidungsebenen, auf der KNA eine Rolle spielen können. Traditionell werden sie auf einer eher operativen Ebene, d.h. bei der Bewertung der Vor- und Nachteile einzelner Projekte, eingesetzt, sie können aber auch bei der Bewertung von Umweltschäden oder auf einer übergeordneten, eher strategischen Ebene eingesetzt werden. Die im Rahmen der Befragung erhobenen Studien haben überwiegend eine strategische Zielrichtung, an zweiter Stelle waren sie für die Bewertung konkreter Projekte von Bedeutung. Nach Einschätzung der Befragten spielen die durchgeführten Bewertungsstudien für das Aufzeigen von Handlungsbedarf bei strategischen Entscheidungen, in einer frühen Phase des Ent-

scheidungsprozesses, die bedeutsamste Rolle, aber auch in einer mittleren Phase zur Kommunikation mit Stakeholdern. Dagegen ist die Identifikation der besten Alternative, die in einer späten Phase des Entscheidungsprozesses stattfindet, nach Meinung der Befragten von vergleichsweise geringer Bedeutung.

Die Entscheidungsrelevanz, also der tatsächliche Beitrag von durchgeführten Bewertungsstudien für die Entscheidungsfindung, reicht nach Einschätzung der Befragten von „wesentlicher Entscheidungsgrundlage“ (50%) bis zu „ein Aspekt unter anderen“ (40%), dagegen wurde keine einzige Studie als überhaupt nicht entscheidungsrelevant eingestuft.

Einstellungen zur ökonomischen Umweltbewertung

Es wird davon ausgegangen, dass die Einstellung zur ökonomischen Umweltbewertung deren Akzeptanz und Nutzung in politisch-administrativen Entscheidungsprozessen beeinflusst. Die Erfassung der Einstellung ist damit ein wesentliches Ziel der Umfrage. In diesem Kontext ist zum einen von Bedeutung, welche Ziele die Akteure selbst verfolgen, wie sie selbst die Rolle und die Eignung von KNA im Entscheidungsprozess einschätzen, zum anderen geht es auch darum, ihre subjektive Sichtweise und Interpretation der politischen und institutionellen Begrenzungen für den Einsatz von KNA zu erheben (vgl. ausführliche Darstellung in DEHNHARDT 2012b).

Die wesentlichen Ergebnisse werden im Folgenden dargestellt. Zunächst wurden die Befragten gebeten, verschiedene potenzielle Gründe für die begrenzte Anwendung von KNA im politisch-administrativen Entscheidungsprozess in der Reihenfolge ihrer Bedeutung zu ordnen. Die Gründe waren vorgegeben.

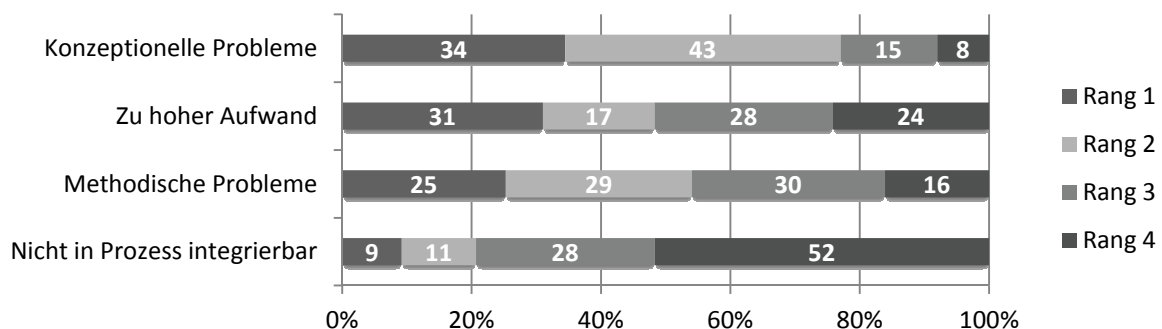


Abb. 13: Gründe für die eingeschränkte Nutzbarkeit von Kosten-Nutzen-Analysen (N = 87).

Im Ergebnis messen die Befragten konzeptionellen Problemen die höchste Bedeutung bei (vgl. Abb. 13). Hierunter fallen die Komplexität und Kommunizierbarkeit von Umweltgütern, aber auch moralische Bedenken. Methodische Schwierigkeiten (z.B. Messbarkeit, Genauigkeit, Verlässlichkeit) und Probleme des hohen Aufwands (z.B. Zeit- und Kostenaufwand, Kenntnisse) – mithin praktische Probleme im engeren Sinne – sehen die Befragten insgesamt nahezu als gleichrangig an. Eine eher untergeordnete Bedeutung wird der Integrierbar-

keit von Bewertungen in den Entscheidungsprozess beigemessen, Einschränkungen in der Flexibilität der Entscheidungsfindung befürchten die Befragten damit kaum.

Es ist davon auszugehen, dass eine grundlegend positive Einstellung gegenüber umwelt-ökonomischen Bewertungsansätzen wesentlich zu deren Relevanz in der behördlichen Entscheidungsfindung beitragen kann. Zur Erfassung der Einstellung wurden den Befragten insgesamt 20 Aussagen zu KNA und monetärer Umweltbewertung vorgelegt, mit der Bitte, auf einer vierstufigen Likert-Skala den Grad ihrer Zustimmung oder Ablehnung zum Ausdruck zu bringen.

Im Folgenden werden die Ergebnisse für ausgewählte Items in der Verteilung der Antworten und ihrem jeweiligen Skalenmittelwert (1 = stimme voll und ganz zu; 2 = stimme eher zu; 3 = stimme eher nicht zu; 4 = stimme überhaupt nicht zu) dargestellt. Die Items sind hier bereits verschiedenen Dimensionen zugeordnet.

Die Aussagen in Abbildung 14 sind positiv formuliert und beziehen sich überwiegend auf die Prozess-Dimension, das heißt die Ziele von KNA und deren potenzielle Rolle im Entscheidungsprozess. Die Skalenmittelwerte sind hinter den jeweiligen Aussagen angegeben. Je kleiner der Skalenmittelwert ist, d.h. je höher der Grad der Zustimmung, umso bedeutender ist das jeweilige Argument für ein positives Bild gegenüber ökonomischen Umweltbewertungen. So wird beispielsweise von der Gesamtheit der Befragten (N = 119) der KNA für die Prioritätensetzung, die Transparenz und Effizienz der Entscheidungsfindung eine hohe Bedeutung beigemessen. Die Rolle von KNA als Instrument zur Verbesserung partizipativer Planung wird demgegenüber als weniger wichtig eingeschätzt.

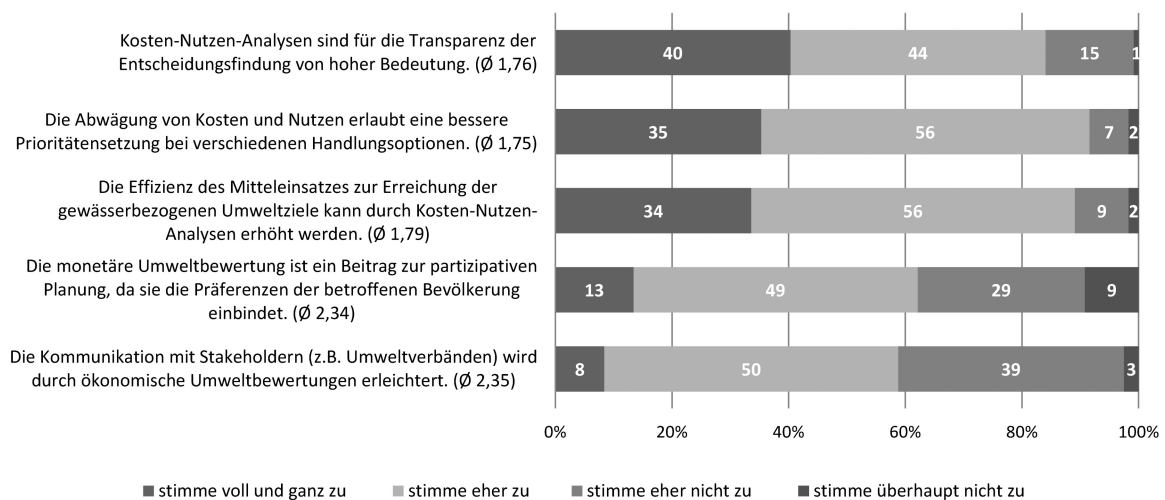


Abb. 14: Einstellungen zu Umweltbewertung – Prozess-Dimension (N = 119).

In Abbildung 15 befinden sich negativ formulierte Statements, die sich nahezu ausschließlich auf die potenziellen Hemmnisse des Einsatzes von KNA beziehen, die hier als „Organisationale Dimension“ bezeichnet wird. Die Items hier orientieren hauptsächlich auf Zeit- und Geldmangel, mangelnde Kenntnisse und verwaltungsrechtliche Probleme. Andere ressourcenbedingte Bedenken und verwaltungsrechtliche Probleme werden als weniger wichtig wahrgenommen. Im Ergebnis werden als bedeutendstes Hemmnis für die Durchführung ökonomischer Umweltbewertungen die mangelnden ökonomischen Kenntnisse in der Umweltverwaltung angesehen, hier ist der Grad der Zustimmung am höchsten, der Skalenmittelwert ist entsprechend niedrig.

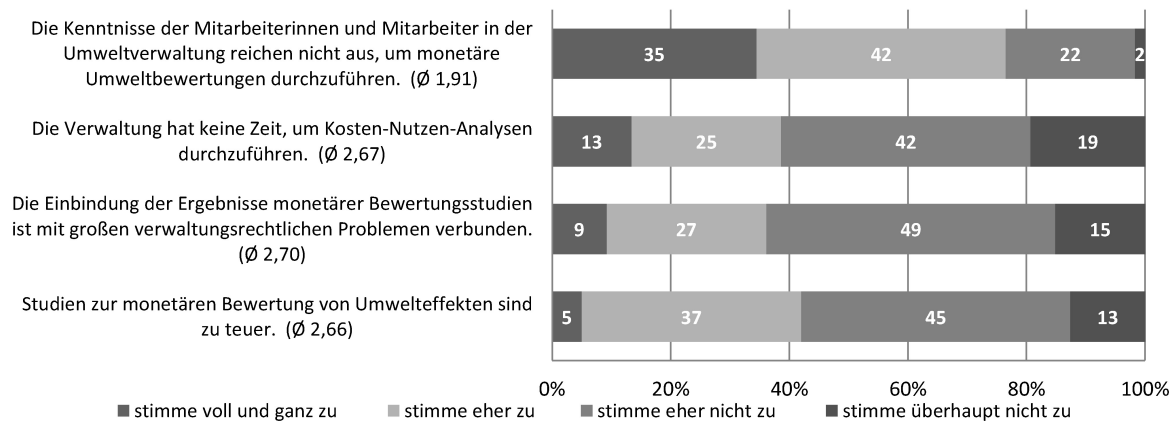


Abb. 15: Einstellungen zu Umweltbewertung – Organisationale Dimension (N = 119).

In einer dritten Dimension, hier als „Wert-Dimension“ bezeichnet, beziehen sich die Items hauptsächlich auf Überzeugungen, Normen und übergreifende Prinzipien der Entscheidungsfindung. Hemmnisse der Integration von KNA und ökonomischen Umweltwerten werden häufig als wesentlich erachtet und sind potenziell verantwortlich für eine negative Wahrnehmung von umweltökonomischen Werten, was durch die hier dargestellten empirischen Ergebnisse allerdings nicht bestätigt werden kann. Allein die Aussage, dass ökologische Daten für die Entscheidungsfindung wichtiger sind, findet hier leichte Zustimmung. Die Befürchtung, dass durch KNA das Umweltschutzniveau gesenkt wird oder aber Entscheidungsträger in ihrer Entscheidungsfreiheit eingeschränkt werden könnten, kann empirisch nicht bestätigt werden.

Der Grad der Zustimmung zu den Items ist ein Maß für die generelle Einstellung gegenüber der ökonomischen Umweltbewertung. Die individuellen Skalenwerte und deren Verteilung sind damit ein Ausdruck dafür, ob die Einstellung insgesamt eher positiv oder eher negativ ist. Der aufgrund der individuellen Skalenwerte berechnete Mittelwert für alle Items liegt bei 2,85, d.h. die Einstellung weist insgesamt schwach in eine positive Richtung.

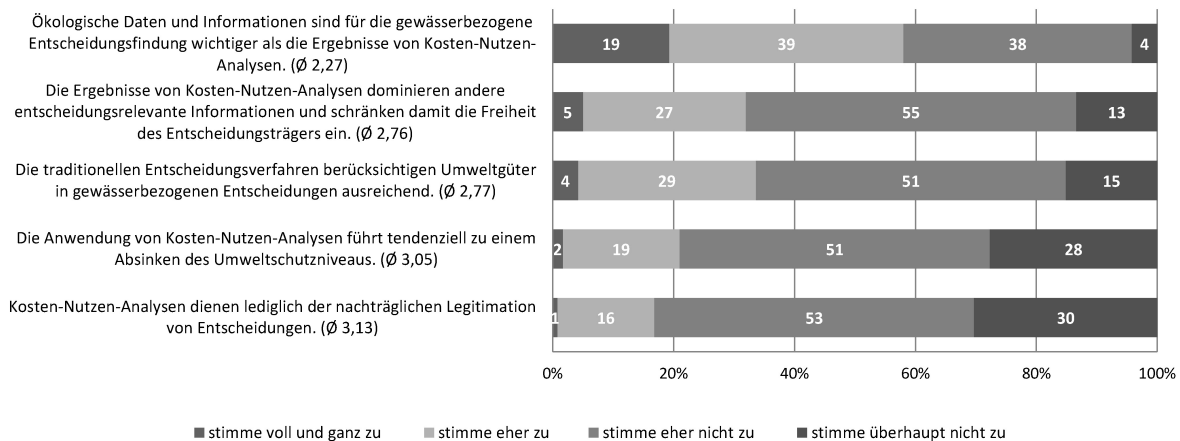


Abb. 16: Einstellungen zu Umweltbewertung – Wert-Dimension (N = 119).

Neben der Erfassung der Einstellungen wurden die Befragten danach gefragt, ob es ihrer Meinung nach Entscheidungssituationen gibt, in denen sie einen Bedarf für die Anwendung von KNA und monetären Umweltbewertungen sehen würden. Knapp 68% der Befragten in den behördlichen Institutionen beantworteten diese Frage mit „ja“ (10% mit „nein“ und 22% mit „weiß nicht“), während die Beschäftigten in den nicht-behördlichen Institutionen mit knapp 80% diese Frage positiv beantworteten (4% „nein“ und 16% „weiß nicht“). Die Befragten wurden gebeten, in einem freien Textfeld die Entscheidungssituationen zu benennen, in denen ein verstärkter Bedarf gesehen wurde. Über 50% der befragten Behördenvertreterinnen und -vertreter nahmen von dieser Möglichkeit Gebrauch. Die Einschätzungen gehen entweder in Richtung einer strategisch-politischen Ebene – z.B. bei umweltpolitischen Grundsatzentscheidungen oder gewässerpolitischen Entscheidungen auf nationaler Ebene. Oder aber – und das ist überwiegend der Fall – wird der Bedarf auf Ebene konkreter Projektbewertungen gesehen, wobei hier Bewertungskontexte größerer wasserbaulicher Projekte (beispielsweise Hochwasserschutzeinrichtungen oder Kleinwasserkraftwerke) überwiegen, mithin Anwendungskontexte, in denen die Bedeutung von KNA auch traditionell schon höher war.

3.1.4 Diskussion und Fazit

Die empirische Untersuchung hat gezeigt, dass ökonomische Bewertungsverfahren grundsätzlich in der wasserwirtschaftlichen Entscheidungspraxis verankert sind. Allerdings dominiert die einzelwirtschaftliche, kostenorientierte Betrachtung gegenüber einer volkswirtschaftlichen Perspektive, KNA unter Einbeziehung monetärer Nutzenbewertungen werden nur in begrenztem Umfang angewendet, in der Bewertung von Umwelteffekten werden monetäre Informationen gegenüber qualitativen und quantitativen Bewertungsmaßstäben deutlich weniger eingesetzt. Um die Anwendung und Nichtanwendung und daran geknüpfte Akzeptanz ökonomischer Bewertungsverfahren zu verstehen, ist es wesentlich, die Erfahrungen und Einstellungen der relevanten Akteure zu berücksichtigen. Kenntnisse und Erfahrungen mit umweltökonomischen Bewertungsstudien liegen offensichtlich vor, denn 27% der behördli-

chen Institutionen haben in den letzten 15 Jahren insgesamt 29 Studien selber durchgeführt oder in Auftrag gegeben. Eine erste Auswertung der für die ökonomische Umweltbewertung relevanten Entscheidungskontexte zeigt, dass beim gegenwärtigen Einsatz vor allem die traditionell eher verankerten Anwendungsbereiche dominieren, d.h. Bewertungen von Hochwasserschutzprojekten, konkreten Projekten im hydromorphologischen Bereich (z.B. Wasserkraftnutzung oder Bau einer Fischtreppe) oder Großprojekten mit erheblichem finanziellen Volumen.

Nach Einschätzung der Befragten hatten in den Fällen, wo KNA eingesetzt wurden, diese auch Einfluss auf die Entscheidung. Die Beantwortung der Frage, in welchem Umfang die Studien jedoch tatsächlich entscheidungsrelevant waren, bedarf einer weitergehenden Analyse der detaillierten Angaben zu den durchgeführten Studien, die zum gegenwärtigen Zeitpunkt noch nicht erfolgt ist.

Ein wesentliches Ziel der Umfrage bestand darin, die Einstellungen zur ökonomischen Umweltbewertung zu ermitteln und damit einen Beitrag zur Erklärung der Zurückhaltung gegenüber monetären Bewertungsansätzen zu leisten. Die Analyse der Akzeptanz und Anschlussfähigkeit umweltökonomischer Bewertungen greift auf verschiedene Erklärungsansätze zurück, die entweder die Ziele und Interessen der politisch-administrativen Akteure vordergründig in den Blick nehmen oder aber den institutionellen Kontext – entweder auf Ebene individueller Ressourcenbeschränkungen oder aber auf einer höheren Ebene von Entscheidungsregeln oder Normen –, in den das Akteurshandeln eingebunden ist. Vor diesem Hintergrund werden die Ergebnisse im Folgenden kurz eingeordnet.

Betrachtet man zunächst, inwieweit als Ergebnis der vorliegenden Untersuchung die verfügbaren institutionellen Kapazitäten als Problem wahrgenommen werden, zeigt sich, dass mit Ausnahme des mangelnden Know-Hows (hier stimmen drei Viertel der Befragten eher oder voll und ganz zu), Ressourcenbeschränkungen überwiegend nicht als Hemmnis für die Anwendung von KNA angesehen werden. Den Aussagen zu finanziellem und zeitlichem Aufwand sowie zu verwaltungsrechtlichen Problemen stimmen über 50% der Befragten nicht zu. Bezüglich der etablierten Entscheidungspraxis sind knapp 60% der Befragten der Meinung, dass ökologische Daten und Informationen wichtiger als ökonomische Bewertungskriterien sind, 41% der Befragten sind der Meinung, dass die Ergebnisse ökonomischer Bewertungsstudien im Vergleich zu anderen Methoden zu unsicher seien. Diese formulierten Annahmen können als Anzeichen interpretiert werden, dass etablierten Verfahren der Vorzug gegeben wird.

Mit Blick auf die Ziele und Interessen der politisch-administrativen Akteure zeigt sich eine überwiegend positive Einstellung der Befragten. Die Bedeutung von KNA für die Transparenz und Effizienz des Entscheidungsprozesses und für die Bereitstellung von zusätzlichen entscheidungsrelevanten Informationen wird von einer deutlichen Mehrheit der Befragten anerkannt und damit ihre Funktion als Entscheidungshilfe hervorgehoben. Entscheidungen sollen durch KNA aber auch keineswegs vorweggenommen werden, sondern vielmehr durch die Ergänzung um weitere Bewertungskriterien verbessert und in ihrer Transparenz erhöht werden, auch werden die Befürchtungen nicht bestätigt, dass Entscheidungsträgerinnen und -träger sich durch KNA in ihrer Entscheidungsfreiheit eingeschränkt fühlen. Die Ergebnisse

bestätigen damit tendenziell die grundlegend positive Einstellung im Hinblick auf den Beitrag ökonomischer Umweltbewertungen zur Entscheidungsunterstützung sowie einer in Zukunft breiteren Anwendung von KNA.

Die unter dem Stichwort „Beweislastumkehr“ diskutierte Befürchtung, dass mit der Anwendung von KNA – mithin einer „Ökonomisierung“ der Umweltpolitik – ein Absinken des Umweltschutzniveaus und eine Aushebelung des Vorsorgeprinzips verbunden ist (GINZKY & RECHENBERG 2010), lässt sich mit der vorliegenden Untersuchung nicht bestätigen. Knapp 80% der Befragten stimmen dieser Aussage nicht zu. Den konzeptionellen Problemen wird die größte Bedeutung beigemessen. Die Kommunikation des ökonomischen Wertkonzeptes, ein Verständnis für die Monetarisierung von Umweltgütern und die Komplexität des Bewertungsansatzes scheint eine größere Bedeutung für die geringe Relevanz zu haben als methodische Schwierigkeiten und Probleme des hohen finanziellen und zeitlichen Aufwands.

Insgesamt bestehen mit dem gewählten Untersuchungsansatz verbundene Grenzen in der Aussagefähigkeit der Ergebnissen, die ausschließlich aufgrund der Einschätzung der Befragten erzielt wurden. Während die Erhebung der Einstellungen primär auf subjektive Sichtweisen und Interpretationen abzielte, bedarf es zur Einschätzung der Relevanz der Bewertungsstudien einer weitergehenden Analyse, um die hier getroffenen Aussagen besser einordnen zu können.

Trotz dieser Einschränkungen hat die Umfrage interessante erste Einblicke in die Einflussfaktoren gegeben, die der bislang begrenzten Anwendung von KNA und monetären Bewertung potenziell zugrunde liegen. Die Frage, inwieweit sich KNA als Entscheidungshilfe etablieren können, lässt sich jedoch nicht abschließend beantworten. In jedem Fall dürfte eine stärkere Befassung mit dem ökonomischen Ansatz auf Seiten der Wasserwirtschaft sowie verbesserte Informationen zu Reichweite und Grenzen des ökonomischen Bewertungsansatzes eine wichtige Rolle für die Akzeptanz spielen.

Literatur

- BARTOLOMÄUS, C.; BEIL, T.; BENDER, S. & KARKOW, K. (2004): Kontingente Bewertung – und was dann? In: DÖRING, R. & RÜHS, M. (Hrsg.): Ökonomische Rationalität und praktische Vernunft. Würzburg, 229-248.
- DEHNHARDT, A. (2012a): Die Anwendung von Kosten-Nutzen-Analysen im wasserwirtschaftlichen Verwaltungshandeln – eine empirische Untersuchung im Kontext der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht (ZfU) (angenommen).
- DEHNHARDT, A. (2012b). The acceptance of economic valuation results by environmental policy-makers – a German case study in the context of the European Water Framework Directive. Paper presented at the envecon 2012: Applied Environmental Economics Conference. London, 9.3.2012.
- DEHNHARDT, A.; DRÜNKLER, D.; HIRSCHFELD, J.; PETSCHOW, U.; ENGEL, H. & HAMMER, M. (2008): Kosten-Nutzen-Analyse von Hochwasserschutzmaßnahmen. Umweltbundesamt, Berlin.

- GINZKY, H. & RECHENBERG, J. (2010): Die Ökonomisierung im Umweltrecht – von der dunklen Seite der Macht! Zeitschrift für Umweltrecht, 5/2010, 252-254.
- GÖRLACH, B.; DE ROO, C.; EHLERS, M.-H. & BRÄUER, I. (2007): Policy Maker Demand for Economic Information. Assessment of Policy Maker Demand for Economic Information in the Implementation of the EC Water Framework Directive. AquaMoney.
- HOLM-MÜLLER, K. & MUTHKE, T. (2001): Aktueller Einsatz und Perspektiven der Nutzen-Kosten-Untersuchung zur Vorbereitung von Investitionsentscheidungen in der Wasserwirtschaft. Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht (ZfU) 3, 455-473.
- MEYERHOFF, J. & DEHNHARDT, A. (2009): On the “non” use of environmental valuation estimates. In: DÖRING, R. (Hrsg.): Sustainability, natural capital and nature conservation. Marburg, 143-166.
- NATIONAL RESEARCH COUNCIL (2005): Valuing ecosystem services. Toward better environmental decision-making. National Academic Press, Washington.
- STRATMANN, U. & HELLENBROICH, T. (2005): Zahlungsbereitschaftsanalysen als Entscheidungshilfe für die Verwaltung? In: MARGGRAF, R.; BRÄUER, I.; FISCHER, A. ET AL. (Hrsg.): Ökonomische Bewertung bei umweltrelevanten Entscheidungen – Einsatzmöglichkeiten von Zahlungsbereitschaftsanalysen in Politik und Verwaltung. Marburg, 209-306.
- TURNER, R. K. (2007): Limits to CBA in UK and European environmental policy: retrospects and future prospects. Environmental and Resource Economics 37, 253-269.
- TURNPENNY, J.; NILSSON, M.; RUSSEL, D.; JORDAN, A.; HERTIN, J. & NYKVIST, B. (2008): Why is integration policy assessment so hard? A comparative analysis of the institutional capacities and constraints. Journal of Environmental Planning and Management 51 (6), 759-775.

3.2 Was ist wichtig für die Naturschutzpraxis? – Zusammenfassung in dreizehn Thesen

BERND HANSJÜRGENS
HELMHOLTZ-ZENTRUM FÜR UMWELTFORSCHUNG – UFZ

3.2.1 Warum ökonomische Bewertung? Akzeptanz und Anwendungsbereiche

(1) Kennzeichnend für die ökonomische Bewertung ist das Gegenüberstellen von Vorteilen und Nachteilen einer Maßnahme, eines Programms oder einer Umwelt- oder Ökosystemveränderung. Das hierfür geeignete Bild ist das der Waage: Es geht darum, möglichst alle relevanten Aspekte auf den beiden Seiten der Waage zu berücksichtigen. Dabei ist sorgfältig darauf zu achten, dass nicht einzelne Aspekte systematisch vernachlässigt werden (in diesem Verständnis ähnelt die ökonomische Bewertung im Übrigen der juristischen Abwägung). Die Gefahr der Vernachlässigung oder Nichtberücksichtigung von bestimmten Werten ist bei Belangen des Natur- und Umweltschutzes deshalb besonders groß, weil es sich hier zumeist um öffentliche Güter handelt: die Schönheit einer Gewässerlandschaft oder bestimmte Leistungen wie beispielsweise der Hochwasserschutz oder die Reinigung des Wassers durch eine Flussaue, kommen allen Nutzern zugute, ohne dass hierfür auf Märkten etwas bezahlt werden muss (siehe 1.1).

- *Stichwort 1: Waage*
Bei Naturschutzentscheidungen alle Vor- und Nachteile berücksichtigen!

(2) In den vergangenen Jahren ist eine zunehmende Berücksichtigung ökonomischer Argumente im Zusammenhang mit Naturschutz und Wasserbewirtschaftung erkennbar. Dies zeigt sich sowohl auf der internationalen und europäischen Ebene als auch auf der nationalen deutschen Ebene. So wurde mit der internationalen TEEB-Studie „The Economics of Ecosystems and Biodiversity“ in den Jahren 2008–2011 eine weithin sichtbare Serie von Einzelberichten über die Inwertsetzung der Ökosysteme und der Biodiversität durchgeführt. Ökonomische Überlegungen haben darüber hinaus bei der COP 10 in Nagoya im November 2010 Eingang in die internationalen Verhandlungen zum Schutz der biologischen Vielfalt sowie die neue europäische Biodiversitätsstrategie EU 2020 gefunden.

- *Stichwort 2: TEEB ff*
Ökonomische Betrachtung gewinnt an Bedeutung.

(3) Im Naturschutzbereich „Wasser“ spielen ökonomische Überlegungen schon länger eine Rolle. Gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie sind z.B. bei Begründungen zur Verhältnismäßigkeit von Maßnahmen deren Kosten explizit zu berücksichtigen, und Art. 9 der EU-WRRL sieht vor, bei der Erhebung von Wasserpreisen u.a. deren Umwelt- und Ressourcenkosten explizit einzubeziehen. Zudem stehen einer stärkeren Berücksichtigung des Konzepts der Ökosystemleistungen, das in engem Zusammenhang mit der ökonomischen Bewertung steht, die bestehenden wasserwirtschaftlichen Regulierungen auf EU Ebene zumeist nicht im Wege (siehe 1.2). Es wird auch deutlich, dass das Konzept der Ökosystemleistungen (ÖSL)

– durchaus auch unter einem ökonomischen Blickwinkel – zunehmend bei technischen Lösungen im Gewässerschutz berücksichtigt wird (siehe 1.3).

- **Stichwort 3: WRRL**

Das ÖSL Konzept lässt sich gut in den Gewässerschutz integrieren, bei dem schon länger ökonomische Betrachtungen berücksichtigt werden.

(4) Unabhängig von der Verankerung ökonomischer Ansätze in Richtlinien, Gesetzen und Verordnungen, spielen ökonomische Argumente überall dort eine zunehmende Rolle, wo es um rivalisierende Nutzungsansprüche, also um Nutzungskonflikte geht. Zielkonflikte treten im Gewässerschutz immer häufiger hervor: zwischen Schifffahrt und naturnahem Zustand eines Flusses; zwischen Hochwasserschutz und der Ausweisung von Baugebieten in Flussauen; zwischen Moorschutz und landwirtschaftlicher Nutzung von Moorflächen; zwischen Wasserkraft und Ökologie usw. Bei diesen Fragen sind immer wieder Abwägungsentscheidungen zu treffen, die angemessener und ausgewogener (vor allem wohlbegründeter) Verfahren der Abwägung bedürfen.

- **Stichwort 4: Nutzungskonflikte**

Für die Abwägung rivalisierender Nutzungsansprüche ist der ökonomische Ansatz mit Identifizierung, Erfassung und Bewertung der ÖSL besonders hilfreich.

(5) Dem Ziel, hilfreiche ökonomische Ansätze verstärkt zu berücksichtigen, steht in der wasserwirtschaftlichen Praxis in Deutschland (noch) entgegen, dass ökonomische Argumente derzeit allenfalls bei betriebswirtschaftlichen Problemen und Fragestellungen berücksichtigt werden. Bei volkswirtschaftlichen Problemlagen dominieren von Seiten der Praxis gegenüber ökonomischen Argumenten noch Skepsis und Zurückhaltung, und ihre Einbeziehung erfolgt daher – wenn überhaupt – nur spärlich (siehe 3.1).

- **Stichwort 5: Skepsis**

Gegenüber der Betrachtung der ökonomischen Gesamtwohlfahrt im Zusammenhang mit Naturschutz bestehen in der Naturschutzpraxis noch Vorbehalte.

3.2.2 Die Betrachtung von Ökosystemleistungen hilft

(6) Entscheidend für eine stärkere Verankerung einer ökonomischen Perspektive beim Schutz von Gewässern, Auen und Mooren ist das Konzept der Ökosystemleistungen oder Ökosystemleistungen. (Beide Begriffe werden in diesem Skript synonym benutzt.) Insbesondere durch das Millennium Ecosystem Assessment, der umfangreichen Studie zur Erfassung von Stand und Veränderungen der weltweiten Ökosysteme (2001 – 2005), hat sich bezüglich der Biodiversität und der Ökosysteme zunehmend eine Betrachtungsweise durchgesetzt, die die Rolle der Ökosystemleistungen betont. Obwohl diese Perspektive gerade im Bereich des Gewässerschutzes an sich nicht neu ist (weil die Leistungen von Gewässern für den Menschen immer schon betont wurden; im Bezug auf Auen und Mooren war man sich in der Vergangenheit der Bedeutung dieser Leistungen weniger bewusst), so schärft die neue Be-

trachtungsweise doch den Blick für das, was Ökosysteme und biologische Vielfalt für den Menschen alles leisten: Versorgung mit Nahrung, Trink- und Brauchwasser, Energie; Bereitstellung von Transportwegen; Regulierung durch Hochwasserschutz, CO₂-Speicherung, Beeinflussung des Mikroklimas und des regionalen Wasserkreislaufes; kulturelle Leistungen durch Landschafts- und Gewässerbild, als Freizeit- und Erholungsraum; unterstützende Leistungen wie die Bedeutung der Gewässer-/Feuchtgebietsökosysteme für die Biodiversität oder für andere Prozesse.

- **Stichwort 6: ÖSL-Vielfalt**
Die möglichst umfassende Betrachtung von ÖSL trägt wesentlich zur Wertschätzung der Natur bei.

(7) Das Konzept der Ökosystemleistungen ist in besonderer Weise geeignet, als Brückenkonzept zu fungieren – als Brücke zwischen der Betrachtung der Natur sowie der in der Natur ablaufenden Ökosystemprozesse und -funktionen auf der einen Seite, und dem Wohlbefinden und der Lebenssituation der Menschen – und damit dem gesellschaftlichen Wohlergehen – auf der anderen Seite. Zustand und Veränderung der Ökosystemprozesse, -strukturen und -funktionen sind ursächlich für die Ökosystemleistungen; Mensch und Gesellschaft üben ihrerseits durch ihre Konsum- und Produktionsaktivitäten Druck auf die Ökosystemprozesse, -strukturen und -funktionen aus, und sind dadurch ein entscheidender Treiber des Verlustes der biologischen Vielfalt. Abbildung 17 veranschaulicht die diesbezüglichen Zusammenhänge.

- **Stichwort 7: Brückenkonzept**
Das ÖSL-Konzept verbindet die Betrachtung der Natur und der gesellschaftlichen Wohlfahrt, es zeigt auf, wie mangelnder Naturschutz den Menschen schadet.

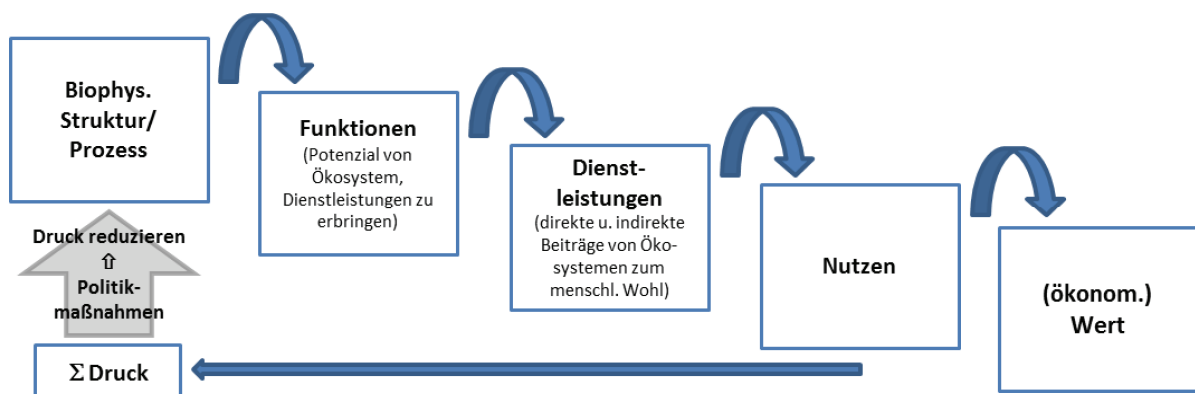


Abb. 17: Zusammenhang von biophysikalischen Strukturen und Prozessen bis zu Werten für die menschliche Gesellschaft
Quelle: HAINES-YOUNG & POTSCHIN (2010).

(8) Die Erfassung und Bewertung von Ökosystemfunktionen ist stets in ihrem konkreten Zusammenhang (d.h. den räumlichen, zeitlichen, personalen und sachlichen Dimensionen eines bestimmten Problems) zu sehen. Es hilft überhaupt nicht, wenn Ökosystemleistungen „abstrakt“ (an der Tafel) identifiziert, erfasst und beschrieben werden. Notwendig ist vielmehr eine Bezugnahme auf den konkreten „Fall“ – es geht um konkrete Veränderungen, verursacht durch bestimmte Treiber, in einem bestimmten Gebiet, mit Wirkungen auf bestimmte Nutzer und somit unter Bezugnahme auf reale Alternativen. Diese Übertragung des „Ökosystemansatzes“ (und mit ihm der „ökonomischen Bewertung“) auf die Bedingungen „vor Ort“ ist ein wichtiger Schritt – nicht nur, um die Wirkungen selbst möglichst korrekt (vollständig) zu erfassen, sondern auch, weil hierdurch die betroffenen Akteure „vor Ort“ mit einbezogen werden. Diese Akteure können als Betroffene in vielen Fällen weitaus besser als ein „externer“ Wissenschaftler eine Bewertung durchführen. Dazu müssen sie aber angeleitet und geführt werden (siehe unten, These 11). Der TEEB-Sechs-Schritte-Ansatz kann hierbei eine wichtige Hilfe leisten. Seine zentrale Botschaft lautet: Wenn die Bewertungsschritte dieses Ansatzes im Einzelnen befolgt werden, hilft dies, um das in Rede stehende Problem angemessen zu strukturieren und zu einer stakeholderbasierten Bewertung zu gelangen (siehe 2.3).

- *Stichwort 8: Sechs-Schritte-Ansatz „vor Ort“
ÖSL immer für den ganz konkreten Fall mit Hilfe der Stakeholder betrachten!*

3.2.3 Wie genau hilft der ökonomische Ansatz?

(9) Mit den Hinweisen auf das Konzept der Ökosystemleistungen (als Voraussetzung für eine ökonomische Bewertung) sowie der Beachtung der jeweiligen konkreten Bedingungen „vor Ort“ ist bereits folgendes angedeutet worden: Der Prozess der ökonomischen Bewertung ist wesentlich mehr als nur Wertbeimessung („Bewertung i. e. S.“) – er umfasst neben der Bewertung immer auch die Identifikation von auftretenden Wirkungen einer Maßnahme, eines Projekts oder einer Umweltveränderung sowie die Erfassung dieser Wirkung durch geeignete Kennzahlen und Messgrößen. Häufig ist die systematische Identifikation von zu berücksichtigenden Wirkungen und deren Erfassung sogar wichtiger als die eigentliche Bewertung. Man kann es auch so ausdrücken: Die Frage, wer wann wie und wo von welchen Effekten in welcher Weise betroffen ist, ist mitunter für Entscheidungen wichtiger als die Frage nach der Höhe eines bestimmten Vorteils (dem in Geldeinheiten ausgedrückten Wert). Es geht somit nicht darum, einem Gewässer, einer Aue oder einem Moor ein „Preisschild anzukleben“. Vielmehr geht es um einen Erkenntniszuwachs über die Multifunktionalität der jeweiligen Ökosysteme, um die Identifikation und Erfassung sowie umfassenden Berücksichtigung aller durch die Veränderung eines Naturzustands auftretenden Effekte, die Analyse der Verteilung der dadurch entstehenden Nutzen und Kosten auf sogenannte Stakeholder – und erst danach, wenn überhaupt, um die eigentliche Bewertung i. e. S. (siehe 1.1).

- *Stichwort 9: kein Preisschild
Entscheidend sind die Identifikation und Erfassung von Änderungen von ÖSL, eventuell folgt eine Bewertung.*

(10) Werte sind mehr als nur direkte Nutzen aus marktfähigen Gütern (Versorgung mit Nahrungsmitteln, Trinkwasser, Holz usw.). Um Vorhaben des Naturschutzes in den Bereichen Gewässer, Auen und Moore zu entwickeln und umzusetzen, muss die gesamte Wertevielfalt der Ökosysteme und der Biodiversität kommuniziert werden – insbesondere die Regulierungsleistungen, die kulturellen Leistungen und die Basisleistungen (die erstgenannten Versorgungsleistungen sind diesen gegenüber weitaus stärker im Bewusstsein). Die ökonomische Bewertung kann hier helfen und auf der volkswirtschaftlichen Ebene wichtige Argumente zum Schutz der Natur bereitstellen (Signalwirkung). Da Werte immer subjektiv sind – objektive Werte gibt es nicht – müssen für „bessere“ Entscheidungen alle betroffenen Akteure mit ins Boot geholt werden (Stakeholderwirkung). Wenn es so gelingt, Entscheidungen gezielt zugunsten der Ökosysteme und der Biodiversität zu beeinflussen, etwa indem Maßnahmen eingeführt werden, die einen veränderten Umgang mit der Natur nach sich ziehen (Anreizwirkung), ist dem Naturschutz und somit der Gesellschaft sehr gedient.

- *Stichwort 10: Signal-, Stakeholder- und Anreizwirkung*
Durch Offenlegung der Wertevielfalt kann auf Entscheidungsprozesse eingewirkt werden.

(11) Für eine Bewertung i. e. S. („Wertbeimessung“) stehen mehrere ökonomische Bewertungsverfahren und Entscheidungshilfeverfahren zur Verfügung. Ökonomische Bewertungsverfahren sind verschiedene Verfahren zur Ermittlung von offenbarten oder geäußerten Präferenzen sowie verschiedene Marktbewertungsmethoden zur Nutzenermittlung. Die Entscheidungshilfeverfahren (z.B. die Kosten-Nutzen-Analyse, die Kosten-Wirksamkeits-Analyse und die Multi-Kriterien-Analyse) (siehe 1.1, 2.2 und 2.1) stellen Nutzen und Kosten einander gegenüber. Für die Naturschutzpraxis sind an dieser Stelle zwei Aspekte festzuhalten: (1) Wenn ökonomische Ansätze in der täglichen Arbeit in den Bereichen Gewässer-, Auen- oder Moorschutz berücksichtigt werden sollen (z.B. in einem Bewertungsprojekt oder bei der Entwicklung von Maßnahmen), ist es ratsam, auf die Expertise von Bewertungsspezialisten zurückzugreifen. (2) Genauso wichtig ist es allerdings auch, sich als Praktiker in die Bewertungsfragen mit einzubringen und insbesondere die Reichweite und die Grenzen der einzelnen Bewertungsverfahren und Verfahren zur Entscheidungshilfe zu prüfen und auszuloten. Man muss sich dabei immer im Klaren darüber sein, dass die Wahl der Bewertungsmethode die Ergebnisse meist maßgeblich prägt. Daher sind gewisse Basiskenntnisse über die ökonomische Bewertung wie auch eine sorgfältige Kommunikation der jeweiligen Bewertungsziele und des Vorgehens absolut erforderlich.

- *Stichwort 11: kein Ausverkauf der Natur*
Durch den gewissenhaften Einsatz ökonomischer Bewertungsmethoden können Praktiker und Bewertungsspezialisten gemeinsam gute Argumente für die Bewahrung der Natur entwickeln.

3.2.4 Einsatz ökonomischer Methoden – nicht nur Bewertung, sondern auch Schutz vor Kostenblindheit und Hilfe, um Anreize richtig zu setzen

(12) Was in diesem Skript nicht so sehr im Vordergrund stand, aber für den Gewässer-, Au- en- und Moorschutz mindestens ebenso bedeutend ist und deshalb abschließend unbedingt noch betont werden muss: Ökonomie kann weit mehr als nur Bewertung liefern. Zum einen kann sie vor Kostenblindheit schützen. Kostenblindheit bezeichnet das Vernachlässigen oder Außerachtlassen von Kosten bei Entscheidungen. Naturschützer mögen meinen, dass eine solche Vernachlässigung nicht so schlimm sei, so lange bestimmte Maßnahmen überhaupt durchgeführt werden und die Natur somit geschützt wird. Doch ökonomisch und damit auch gesellschaftlich betrachtet sieht dies anders aus. Kostengünstige Lösungen sind eminent wichtig, um schonend mit gesellschaftlichen Ressourcen umzugehen. Umgekehrt formuliert: Nichtberücksichtigung von Kosten ist einem Aufruf zur Ressourcenverschwendung gleichzusetzen – was gesellschaftlich angesichts knapper Mittel nicht vertretbar ist. Die Naturschutzpraxis kann darüber hinaus durch Beachtung von Effizienzgesichtspunkten und Kommunikation dieser Vorgehensweise sicherlich ihre gesamtgesellschaftliche Akzeptanz erheblich verbessern. In diesem Zusammenhang hat WÄTZOLD (2012) sehr anschaulich gezeigt, wie ökonomische Ansätze dazu beitragen können, im Naturschutz kosteneffektiver zu handeln.

- *Stichwort 12: keine Kostenblindheit*
Der Naturschutz nützt der Natur am meisten, wenn er effiziente Lösungen wählt.

(13) Abschließend bleibt noch festzuhalten, dass die ökonomische Perspektive bei der Gestaltung von Instrumenten zur Inwertsetzung von Ökosystemleistungen in der Praxis fruchtbar genutzt werden kann. Dies wurde in dem Beitrag von Schäfer et al. – Kapitel 2.5 – am Beispiel des Moorschutzes gezeigt. Die ökonomischen Methoden können den Entscheidungsträgern helfen, die richtigen Anreize zu setzen.

- *Stichwort 13: Instrumente*
Mit ökonomischen Methoden lassen sich Anreize zum sorgsamem, effizienten Umgang mit Natur „richtig“ setzen.

Die Betrachtung von Instrumenten öffnet weitere Einsatzgebiete der Ökonomie für den Naturschutz. Auch sie sind ein lohnendes Feld für Kooperation von Wissenschaft und Praxis.

Literatur

HAINES-YOUNG, R. H. & POTSCHIN, M. P (2010): The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being In: Raffaelli, D. & Frid, C. (Hrsg.): Ecosystem Ecology: a new synthesis. BES Ecological Reviews Series, CUP, Cambridge.

WÄTZOLD, F. (2012): Am Ende doch günstiger – Kosten und Kosteneffizienz bei der Bereitstellung von Naturschutzgütern. In: Hansjürgens, B., Nesshöver, C., Schniewind, I. (Bearb.): Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis, Workshop I: Einführung und Grundlagen. BfN-Skripten. Bundesamt für Naturschutz. Bonn. Erscheint demnächst.

Die Autoren

JOHN COUWENBERG

Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald

Lehrstuhl für allgemeine Volkswirtschaftslehre und Landschaftsökonomie

Grimmer Str. 88

17487 Greifswald

couw@web.de

ALEXANDRA DEHNHARDT

Technische Universität Berlin

FB Landschaftsökonomie

Straße des 17. Juni 145

10623 Berlin

alexandra.dehnhardt@tu-berlin.de

BERND HANSJÜRGENS

Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ

Permoserstr. 15

04318 Leipzig

bernd.hansjuergens@ufz.de

SARAH HERKLE

Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ

Permoserstr. 15

04318 Leipzig

sarah.herkle@ufz.de

HANS JOOSTEN

Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald

Lehrstuhl für allgemeine Volkswirtschaftslehre und Landschaftsökonomie

Grimmer Str. 88

17487 Greifswald

joosten@uni-greifswald.de

DIETMAR MEHL

ö.b.v.SV für Naturschutz und Landschaftspflege, Gewässerschutz

c/o biota – Institut für ökologische Forschung und Planung GmbH

Nebelring 15

18246 Bützow

postmaster@institut-biota.de

JÜRGEN MEYERHOFF

Technische Universität Berlin

FB Landschaftsökonomie

Straße des 17. Juni 145

10623 Berlin

juergen.meyerhoff@tu-berlin.de

ACHIM SCHÄFER
Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald
Lehrstuhl für allgemeine Volkswirtschaftslehre und Landschaftsökonomie
Grimmer Str. 88
17487 Greifswald
schaeffa@uni-greifswald.de

ANNA SCHÄTZLEIN
Technische Universität Berlin
FB Landschaftsökonomie
Straße des 17. Juni 145
10623 Berlin
anna.schaetzlein@campus.tu-berlin.de