

**Bernd Hansjürgens, Carsten Neßhöver
und Imma Schniewind**

**Der Nutzen von Ökonomie
und Ökosystemleistungen
für die Naturschutzpraxis**

Workshop I: Einführung und Grundlagen



Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis

Workshop I: Einführung und Grundlagen

**Erste Veranstaltung der Workshop-Reihe des Bundesamtes für
Naturschutz und des Helmholtz-Zentrums für Umweltforschung – UFZ
07.-11. November 2011, Internationale Naturschutzakademie Insel Vilm**

**Bernd Hansjürgens
Carsten Neßhöver
Imma Schniewind**



Titelfoto: Spiegelfleck-Dickkopffalter (R. Feldmann, UFZ)

Redaktion und Bearbeitung:

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

Carsten Neßhöver Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ
Permoserstr. 15, 04318 Leipzig
Carsten.nesshoever@ufz.de

Imma Schniewind Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ
Permoserstr. 15, 04318 Leipzig
imma.schniewind@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 978-3-89624-053-8

2., überarbeitete Auflage

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 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 nicht nur 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.

Dennoch besteht gegenüber dem ökonomischen Zugang zum Thema Natur bei einigen Naturschützerinnen und Naturschützern auch Skepsis. 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 der 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 der ökonomischen Bewertung
- Workshop II (April 2012): Ansätze im Themenfeld „Gewässer, Auen und Moore“
- Workshop III (September 2012): Ansätze im Themenfeld „Wald“
- Workshop IV (April 2013): Ansätze im Themenfeld „Landwirtschaftliche Flächen“

Der erste Workshop ermöglichte es den Teilnehmerinnen und Teilnehmern, Grundlagen der ökonomischen Bewertung von Natur kennen zu lernen sowie Fallbeispiele zu diskutieren und sich über eigene Erfahrungen auszutauschen. Die Inhalte werden im vorliegenden Skript präsentiert, das in besonderer Weise dem Grundlagencharakter des Workshops Rechnung trägt. So werden interessierte Leserinnen und Leser keine klassische Tagungsdokumentation vorfinden. Vielmehr sind grundsätzliche und methodische Aspekte in den Vordergrund gerückt, teilweise durch illustrierende Informationen aus den Vorträgen ergänzt. Redundanzen in den einzelnen Abschnitten sind dabei nicht immer zu vermeiden, damit jeder Beitrag für sich steht und das Skript auch dazu dienen kann, über einzelne der behandelten Themen zu informieren.

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 Juni 2012

Katharina Dietrich,
Bernd Hansjürgens,
Carsten Neßhöver,
Norbert Wiersbinski

Inhaltsverzeichnis

1	Ökosystemleistungen und Ökonomie – Grundlagen und politischer Rahmen.....	7
1.1	Das Konzept der Ökosystemleistungen <i>Christoph Schröter-Schlaack</i>	8
1.2	Die ökonomische Bedeutung der Natur <i>Bernd Hansjürgens, Christoph Schröter-Schlaack</i>	16
1.3	Ökosystemleistungen im Europäischen Kontext: EU Biodiversitätsstrategie 2020 und „Grüne Infrastruktur“ <i>Carsten Neßhöver, Carolin Kugel, Imma Schniewind</i>	22
1.4	Ökosystemleistungen in Naturschutz und Landschaftsplanung in Deutschland <i>Christian Albert, Christina von Haaren</i>	28
2	Ökosystemleistungen und Biodiversität – Ökonomische Bewertung der Leistungen der Natur	35
2.1	Ökonomische Bewertung der Natur: ein Schnelldurchlauf für Einsteiger <i>Bernd Hansjürgens</i>	36
2.2	Am Ende doch günstiger – Kosten und Kosteneffizienz bei der Bereitstellung von Naturschutzgütern <i>Frank Wätzold</i>	53
2.3	Den Nutzen von Ökosystemleistungen indirekt sichtbar machen: Ersatz-, Schadens- und Vermeidungskosten <i>Achim Schäfer</i>	59
2.4	Den Nutzen von Ökosystemleistungen sichtbar machen: Reisekosten- und Immobilienpreismethode; Kontingente Bewertung <i>Jürgen Meyerhoff</i>	67
2.5	Benefit Transfer: Ermittelte Werte auf andere Orte übertragen <i>Jürgen Meyerhoff</i>	72
3	Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis – Einige abschließende Bemerkungen.....	77
	<i>Bernd Hansjürgens, Imma Schniewind</i>	
	Die Autoren	81

1 Ökosystemleistungen und Ökonomie – Grundlagen und politischer Rahmen

Was den Leser in diesem Kapitel erwartet

In den Diskussionen um die biologische Vielfalt haben in den vergangenen Jahren zwei Entwicklungen eine hohe Aufmerksamkeit erfahren. Zum einen trat mit dem Millennium Ecosystem Assessment im Jahre 2005 das Konzept der Ökosystemleistungen stärker in den Vordergrund. Zum anderen wurden – daran anknüpfend – verstärkt ökonomische Betrachtungen angestellt, um für Fragen zu Naturschutz, Vielfalt und Ökosystemleistungen Lösungen anzubieten. Beide Entwicklungen fanden in besonderer Weise Ausdruck in der internationalen TEEB-Studie „The Economics of Ecosystems and Biodiversity“.

In diesem Kapitel werden zu beiden Aspekten wichtige Grundlagen erläutert und der politische Rahmen aufgezeigt.

- Kapitel 1.1 stellt das Konzept der Ökosystemleistungen vor. Herkunft und Interpretation dieses Konzepts werden ebenso erläutert wie seine enorme Bedeutung für eine angemessene Wertschätzung der biologischen Vielfalt.
- Kapitel 1.2 widmet sich der ökonomischen Betrachtung der Natur. Es wird der Frage nachgegangen, was Natur und Ökonomie miteinander zu tun haben, und dargelegt, wie und weshalb eine ökonomische Sicht helfen kann, Fragen bezüglich des Naturschutzes und der biologischen Vielfalt zu beurteilen.
- Kapitel 1.3 zeichnet aktuelle Diskussionen und Maßnahmen auf der EU Ebene nach: mit der EU-Biodiversitätsstrategie 2020 und dem Konzept der „Grünen Infrastruktur“ wird ein besonderes Augenmerk auf Ökosystemleistungen gelegt.
- Kapitel 1.4 beleuchtet den praktischen Naturschutz in Deutschland. Das Konzept der Landschaftsfunktionen als etabliertes planerisches Instrument ist sehr gut geeignet, den hilfreichen Ökosystemleistungsansatz aufzugreifen und in planerisches Handeln zu integrieren.

1.1 Das Konzept der Ökosystemleistungen

CHRISTOPH SCHRÖTER-SCHLAACK
HELMHOLTZ-ZENTRUM FÜR UMWELTFORSCHUNG – UFZ

1.1.1 Was sind Ökosystemleistungen?

Die Natur an sich ist es unbestritten wert, erhalten zu werden – hierzu haben wir eine ethische Verpflichtung. Aus Sicht des Menschen ergeben sich jedoch noch viele weitere Gründe: die Natur bietet uns zahlreiche Leistungen, sie ist die Grundlage für unsere Existenz und unser Wohlergehen und oft auch wichtig als Basis für wirtschaftliche Aktivitäten. Die Vielfalt der Natur birgt ein enormes Innovationspotenzial, etwa bei der Erforschung neuer Medikamente und industrieller Rohstoffe, als Vorbild für technische Entwicklungen (Bionik) und nicht zuletzt als genetische Reserve für die langfristige Ernährungssicherung. Daneben bietet die Natur Schutzfunktionen: Wälder speichern Treibhausgase, natürliche Auen mindern Hochwassergefahren, Bergwälder verhindern Lawinen. Wir nutzen jedoch auch gesundheitliche und kulturelle Werte der Natur: vielfältige Naturräume verhelfen zu einer Steigerung der Lebensqualität und sind die Grundlage von Arbeitsplätzen etwa in der Tourismusbranche an der Küste, in den Bergen, in Naturparks und städtischen Grünanlagen.

Das Konzept der Ökosystemleistungen zielt darauf ab, sich dieser vielfältigen Leistungen der Natur für den Menschen bewusst zu werden und sie zu systematisieren. In seiner am weitesten verbreiteten Konzeptualisierung nach dem Millennium Ecosystem Assessment (MA) (2005) lassen sich vier verschiedene Typen von Ökosystemleistungen unterscheiden (siehe Abbildung 1):

- **Basis- oder unterstützende Leistungen:** diese umfassen Prozesse wie Bodenbildung, Photosynthese und den Nährstoffkreislauf. Sie sind Grundlage für die anderen Leistungen der Biodiversität und der Ökosysteme.
- **Versorgungsleistungen:** die Bereitstellung von Gütern wie Holz, Nahrungsmitteln, Wasser oder Fasern.
- **Regulationsleistungen:** Ökosysteme steuern das Klima und den Niederschlag, schützen uns vor Überschwemmungen und Bodenerosion, speichern oder bauen Schadstoffe ab.
- **Kulturelle Leistungen:** Nationalparks z.B. gehören zum kulturellen Erbe eines Landes und stiften Identität. Sie haben einen Freizeit- und Erholungswert und eine spirituelle Wirkung. Sie werden als Kulturgüter und in ihrer sozialen Dimension anerkannt. Ihr Nutzen ist bedeutend für unser seelisches Wohlbefinden.

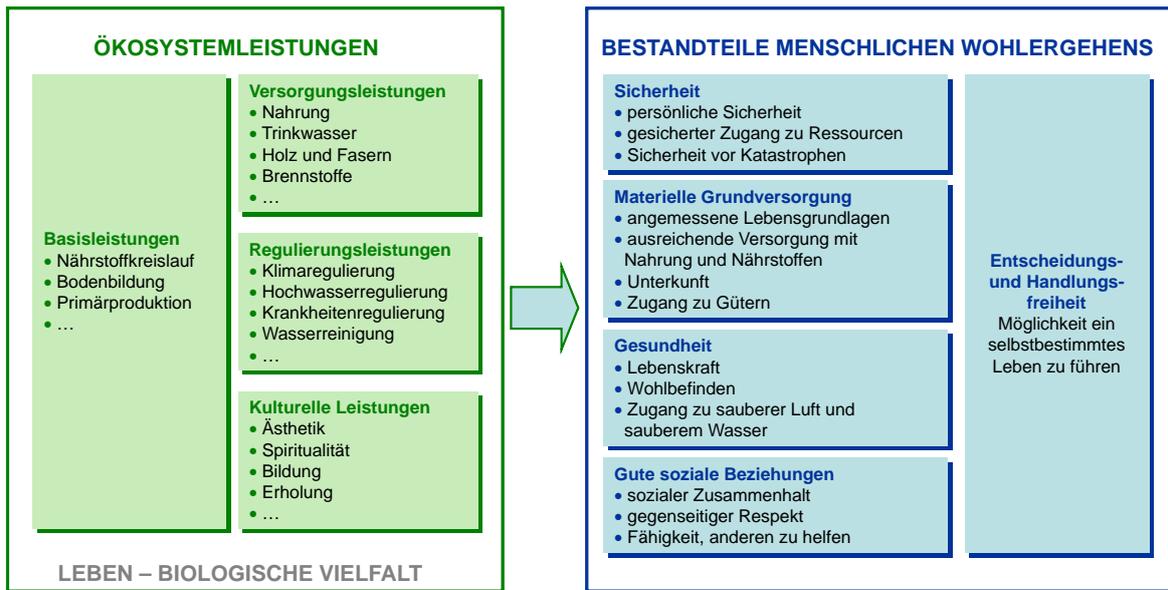


Abbildung 1: Ökosystemleistungen als Bestandteile menschlichen Wohlergehens.
Quelle: NATURKAPITAL DEUTSCHLAND – TEEB DE (2012).

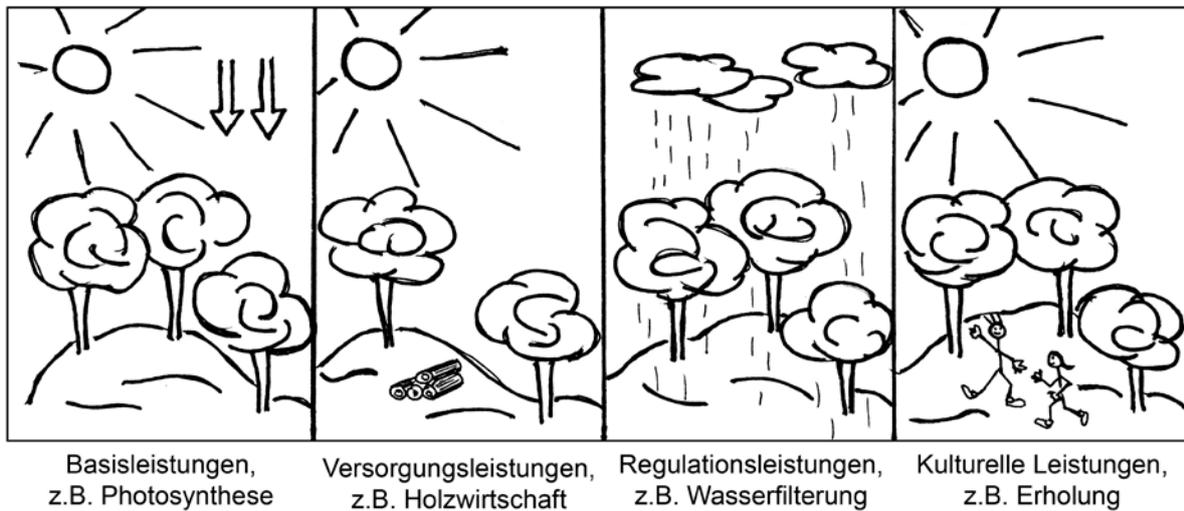


Abbildung 2: Ökosystemleistungen des Waldes.
Darstellung: Monika Nussbaum, UFZ.

Ökosystemleistungen sind somit alle Güter und Dienstleistungen, die die Natur den Menschen bereitstellt (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT 2003: 53). Alle vier Gruppen von Ökosystemleistungen kann man am Beispiel eines Waldes illustrieren. Durch die Photosynthese produziert der Wald Sauerstoff, der für unser Leben notwendig ist, und das organische Material, das den Anfang der Nahrungskette bildet. Der Wald liefert uns Holz, durch die Wasserfilterung und -speicherung erhalten wir trinkbares Wasser und sparen damit die Kosten der Trinkwasseraufbereitung. Durch Wasserspeicherung und Minderung der Bodenerosion bildet der Wald einen Schutz gegen Hochwässer und Lawinen. Und schließlich ist der Wald ein beliebtes Ziel für Entspannungssuchende und wichtiger Baustein in der Umweltbildung unserer Kinder.

Mit Hilfe des Konzepts der Ökosystemleistungen lassen sich die Folgen menschlicher Konsum- und Investitionsentscheidungen für die Natur besser offen legen und damit auch deren Rückwirkungen auf das menschliche Wohlbefinden illustrieren. So hilft das Konzept, die empfundene Distanz zwischen Mensch und Umwelt in unserer hoch industrialisierten Gesellschaft wieder zu reduzieren, indem Bezugslinien zwischen einem intakten Naturhaushalt und dem menschlichen Wohlbefinden aufgezeigt werden. Die Beschäftigung mit Ökosystemleistungen kann zudem ein Brückenelement zwischen verschiedenen Interessengruppen sein, da Synergien zwischen Natur- und Umweltschutz, wirtschaftlichem Wachstum und menschlicher Bedürfnisbefriedigung identifiziert werden können. Gute Beispiele hierfür sind die Klimaschutzfunktionen intakter Wälder oder wiedervernässter Moore. Neben dem naturschutzfachlichen Interesse können über das Aufzeigen der übrigen Ökosystemleistungen (CO₂-Speicherung, Überflutungsschutz, Schadstoffretention) weitere gesellschaftliche Kräfte für den Erhalt dieser Ökosysteme gewonnen werden.

1.1.2 Entstehung und Verbreitung des Konzeptes der Ökosystemleistungen

Die Beziehung zwischen dem Menschen und seiner natürlichen Umwelt ist bereits Gegenstand früher Überlegungen zur Bevölkerungsentwicklung, z.B. im Römischen Reich (JOHNSON 2000). Eine moderne Forschung zu Ökosystemprozessen, -funktionen und -leistungen existiert seit den 1960er Jahren (CARSON 1962, KRUTILLA & FISHER 1975). EHRlich & EHRlich (1981) sind die ersten Autoren, die den Begriff „Ökosystemleistungen“ verwenden. Mit der Entstehung der Forschungsrichtung der „Ökologischen Ökonomie“ Ende der 1980er Jahre (COSTANZA & WAINGER 1991) und den wegweisenden Veröffentlichungen von Gretchen Daily zur Konzeptualisierung der Dienstleistungen der Natur (DAILY 1997) sowie der Debatte um den Versuch einer Gruppe um Robert Costanza zur Ermittlung eines globalen Gesamtwertes aller Ökosystemleistungen (COSTANZA ET AL. 1997) stieg das wissenschaftliche Interesse an dem Konzept weiter an (z.B. DE GROOT ET AL. 2002). Die Verbreitung jenseits der wissenschaftlichen Debatte verdankt das Konzept der Ökosystemleistungen der Veröffentlichung der Report-Serie des Millennium Ecosystem Assessments (2005). Die Relevanz des Assessments für Deutschland wird in BECK ET AL. (2006) aufgezeigt (siehe auch NEßHÖVER ET AL. 2007).

Obwohl das Ökosystemleistungskonzept eine neuerliche intensive Beschäftigung mit der Mensch-Umwelt-Beziehung inspiriert hat, ist es bis jetzt nicht gelungen, gesellschaftliche Entscheidungsprozesse tiefgreifend in Richtung nachhaltiger Bewirtschaftung der Ökosysteme zu verändern (NAIDOO ET AL. 2008, DAILY ET AL. 2009). Dies dürfte auch daran liegen, dass klare Definitionen und Abgrenzung von Ökosystemleistungen aufgrund der Komplexität

der Systeme schwierig sind und teilweise in den Veröffentlichungen vage bleiben, da sie vom Erkenntnisinteresse abhängig sind (WALLACE 2007). Für einen konkreten Anwendungsbezug muss das Konzept daher allgemein weiterentwickelt und gleichzeitig im Einzelfall an den jeweiligen Kontext angepasst werden (BOYD & BANZHAF 2007, FISHER ET AL. 2009). Insbesondere zum Zwecke der ökonomischen Bewertung von Ökosystemleistungen sind Fortentwicklungen nötig, um sinnvoll interpretierbare Ergebnisse zu erhalten (FISHER & TURNER 2008, BATEMAN ET AL. 2011). Die internationale TEEB-Initiative („The Economics of Ecosystems and Biodiversity“) hat den aktuellen Stand des Wissen hierzu aufgearbeitet und in einen aus dem MA weiterentwickelten Rahmen gebracht (TEEB 2010a; 2010b; 2012).

1.1.3 Biodiversität, Ökosysteme und Ökosystemleistungen

Man begegnet im Zusammenhang mit dem Thema Ökosystemleistungen immer wieder dem Begriff „Biodiversität“. Biodiversität steht für die unermessliche Vielfalt des Lebens auf der Erde. Auch wir Menschen sind ein Teil dieser Vielfalt. Die Biodiversität umgibt uns immer und überall und ist in Form von Ökosystemleistungen die Grundlage für unsere Gesundheit, unseren Wohlstand und unsere Lebensqualität. Dennoch sind Ökosystemleistungen nicht gleichbedeutend mit Biodiversität und die Erhaltung oder Maximierung von Ökosystemleistungen ebenso wenig mit dem Schutz und Erhalt der natürlichen Vielfalt gleichzusetzen.

Biodiversität ist ein komplexer Begriff, der die Vielfalt der Ökosysteme, der Arten und die genetische Vielfalt innerhalb dieser Arten umfasst (CBD 1992, Artikel 1). Diese mehrdimensionale Vielfalt hat Auswirkungen auf die Strukturen von Ökosystemen und die in ihnen ablaufenden Prozesse, die daraus ableitbaren Ökosystemfunktionen und schließlich auf die Ökosystemleistungen, die uns Menschen zu Gute kommen (ELMQVIST ET AL. 2010, HAINES-YOUNG & POTSCHIN 2010). Abbildung 3 gibt einen schematischen Überblick über diesen Zusammenhang.

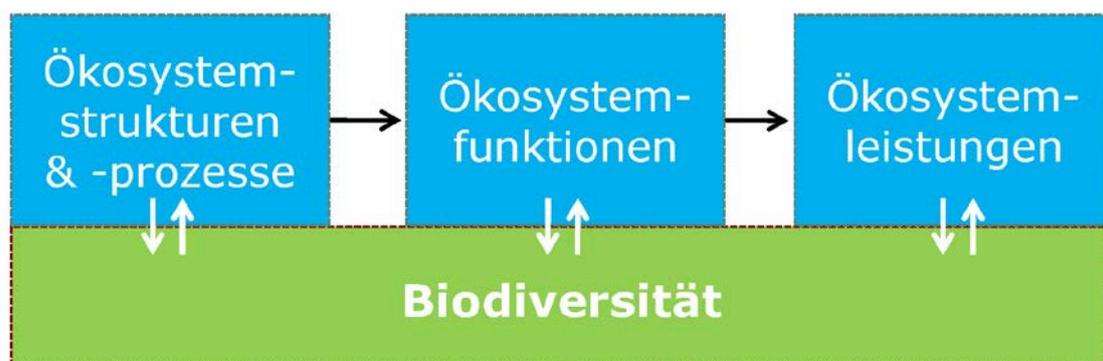


Abbildung 3: Biodiversität und Ökosystemleistungen.
Quelle: Eigene Darstellung.

Beispiele aus den Bereichen Meere, Äcker und Auengebiete sollen dies illustrieren. Primäre Stoff- und Energieflüsse (Ökosystemprozesse) sind Grundlage für das Wachstum von Organismen, beispielsweise Fischen im Meer oder Getreide auf dem Acker (Ökosystemfunktion), die genutzt werden können, um Nahrungsmittel (Ökosystemleistung) bereitzustellen. Bei der Schadstofffilterung durch Auensysteme sorgen Nährstoffkreisläufe (Ökosystemprozesse) für Stoffaufnahme und -abbau durch die in Auen lebenden Organismen (Ökosystemfunktion) und führen so zu gereinigtem Wasser (Ökosystemleistung). Die biologische Vielfalt ist

Grundlage für die Mannigfaltigkeit und Anpassungsfähigkeit dieser Prozesse an unterschiedlichste klimatische, (boden-)physikalische und chemische Rahmenbedingungen, wie Temperatur, Feuchtigkeit und Nährstoffangebot. Auch wenn der Zusammenhang zwischen Biodiversität und Ökosystemprozessen, -funktionen und -leistungen zunehmend von Natur- und Sozialwissenschaftlern interdisziplinär erforscht wird, verbleiben erhebliche Unsicherheiten. So wird es in der Regel nicht gelingen, Optimierungen in der Artenzusammensetzung eines Gebietes oder der genetischen Variabilität von Organismen vorzunehmen, ohne dabei Gefahr zu laufen, die Stabilität des betreffenden Ökosystems oder seine Widerstandsfähigkeit gegenüber äußeren Einflüssen, wie z.B. dem Klimawandel oder zunehmender Schadstoffbelastung, zu gefährden.

Diesen Unsicherheiten im Zusammenspiel von Biodiversität, Ökosystemen und ihren Leistungen für den Menschen ist durch sorgsame Analysen und große Sicherheitsmargen in der Standardsetzung Rechnung zu tragen, wenn Ökosystemleistungen als Zielgröße für das Management von Ökosystemen herangezogen werden (SCHRÖTER-SCHLAACK & RING 2011). Zusätzlich ist auf die möglichen Zielkonflikte zwischen verschiedenen Ökosystemleistungen zu achten (ELMQVIST ET AL. 2010). Meistens kann das Angebot einer bestimmten Ökosystemleistung (z.B. der Produktion von Nahrungsmitteln in hoch technisierten Agrarsystemen) nur auf Kosten der Bereitstellung anderer Ökosystemleistungen (z.B. Regulierungsleistungen des Ackerbodens, Habitate für Vögel oder Nagetiere) erhöht werden. Dann besteht die Gefahr, Ökosystemleistungen, die einen hohen Marktwert generieren, Vorrang gegenüber gleichermaßen wichtigen Ökosystemleistungen einzuräumen, die lediglich weniger augenfällig sind und nicht über Preise im Marktsystem erfasst werden. Um dieser Gefahr zu begegnen, sind Bewertungsversuche, wie sie in den folgenden Beiträgen dieses Skriptes vorgestellt werden, unerlässlich.

Weiterhin ist offenzulegen, in welcher Weise Ökosystemleistungen erzeugt werden. Eine Versorgungsleistung wie die Bereitstellung von Nahrungsmitteln kann beispielsweise durch nachhaltigen Fischfang erzeugt werden, oder auch (kurzfristig in größerem Umfang) durch eine Überfischung der Bestände. Solche und andere Betrachtungsgrundlagen sind insbesondere dann offenzulegen und zu beachten, wenn zur Unterstützung von Entscheidungsträgern durch eine ökonomische Bewertungsstudie Informationen über den Nutzen und die Kosten einer bestimmten Ökosystemleistung generiert werden.

1.1.4 Zusammenfassung

Ökosystemleistungen sind ein Konzept zur Illustration der Vielfältigkeit und der Bedeutung der natürlichen Lebensgrundlagen für den Menschen. Sie bieten eine Systematik für die Erfassung der Auswirkungen menschlicher Konsum- und Investitionsentscheidungen auf den Naturhaushalt und damit auf das menschliche Wohlergehen. Auf diese Weise lassen sich auch Zielkonflikte im Umgang mit Natur veranschaulichen. Ökosystemleistungen sind somit auch ein Kommunikationsinstrument, um die Bedeutung von Maßnahmen des Umwelt- und Naturschutzes für die Gesellschaft zu vermitteln und auf diese Weise verstärkte Akzeptanz für die Naturschutz- und Umweltpolitik und deren ordnungspolitischen Auflagen zu erzeugen.

Ökosystemleistungen sind allerdings nicht gleichbedeutend mit Biodiversität und ihre Betrachtung nicht gleichzusetzen mit dem Schutz der natürlichen Lebensgrundlagen. Das Konzept ist flexibel und kann für eine Vielzahl von Anwendungssituationen maßgeschneidert werden. Eine solche Anpassung an den jeweiligen Kontext ist notwendig, um sinnvolle Aus-

sagen zu generieren und um bei der Suche nach gemeinsamen Interessen, Synergien und Lösungsansätzen für eine nachhaltige Nutzung der Natur behilflich zu sein.

Ohne Ökosystemleistungen wäre menschliches Leben auf der Erde nicht möglich. Die Gesamtheit der Ökosystemleistungen hat daher einen Wert, der weit über jedes sinnvoll in Geldeinheiten quantifizierbare Maß hinausgeht. Der Wert der Gesamtheit der Ökosystemleistungen ist jedoch kaum jemals Grundlage menschlicher Handlungsentscheidungen. Vielmehr stellen sich Bewertungsfragen auf niedrigeren Ebenen, bspw. bei der regionalplanerischen Entscheidung über eine bestimmte Art der Landnutzung, Art und Umfang der landwirtschaftlichen Produktion bzw. der Forstwirtschaft oder bei der Planung und Errichtung von Infrastrukturen, wie Verkehrswegen oder Leitungsnetzen. In derartigen Entscheidungssituationen kann das Konzept der Ökosystemleistungen sinnvolle Beiträge zur Aufdeckung von Handlungsfolgen liefern. Zur Entscheidungsunterstützung kann überdies eine ökonomische Bewertung der verschiedenen Handlungsalternativen bzgl. ihrer Auswirkungen auf die relevanten Ökosystemleistungen hilfreich sein.

Leseempfehlungen

Für eine vertiefende Beschäftigung mit den hier vorgestellten Zusammenhängen sind folgende Quellen zu empfehlen: MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (2005), NEßHÖVER ET AL. (2007) und TEEB (2010a).

Literatur

Teile des vorliegenden Aufsatzes sind NATURKAPITAL DEUTSCHLAND – TEEB DE (2012) entnommen.

BATEMAN, IAN; MACE, GEORGINA; FEZZI, CARLO; ATKINSON, GILES & TURNER, KERRY (2011): Economic Analysis for Ecosystem Service Assessments. *Environmental and Resource Economics* 48 (2), 177-218.

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*, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung, Leipzig.

BOYD, JAMES & BANZHAF, SPENCER (2007): What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics* 63 (2-3), 616-626.

CARSON, RACHEL (1962): *Silent spring*. Houghton Mifflin, Boston.

CBD (1992): Übereinkommen über die Biologische Vielfalt. Verfügbar unter: <http://www.admin.ch/ch/d/sr/i4/0.451.43.de.pdf> (letzter Zugriff: 26.08.2011).

COSTANZA, ROBERT & WAINGER, LISA (1991): *Ecological economics: the science and management of sustainability*. Columbia University Press, New York.

COSTANZA, ROBERT; D'ARGE, RALPH; DE GROOT, RUDOLF; FARBER, STEPHEN; GRASSO, MONICA; HANNON, BRUCE; LIMBURG, KARIN; NAEEM, SHAHID; O'NEILL, ROBERT V.; PARUELO, JOSE; RASKIN, ROBERT G.; SUTTON, PAUL & VAN DEN BELT, MARJAN (1997): The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387 (6630), 253-260.

DAILY, GRETCHEN C. (Hrsg.) (1997): *Nature's services: Societal dependence on natural ecosystems*. Island Press, Washington, DC.

- DAILY, GRETCHEN C.; POLASKY, STEPHEN; GOLDSTEIN, JOSHUA; KAREIVA, PETER M.; MOONEY, HAROLD A.; PEJCHAR, LIBA; RICKETTS, TAYLOR H.; SALZMAN, JAMES & SHALLENBERGER, ROBERT (2009): Ecosystem services in decision making: time to deliver. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7 (1), 21-28.
- DE GROOT, RUDOLF S.; WILSON, MATTHEW A. & BOUMANS, ROELOF M. J. (2002): A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics* 41 (3), 393-408.
- EHRlich, P.R. & EHRlich, A.H. (1981): *Extinction: the causes and consequences of the disappearance of species*. Random House, New York.
- ELMQVIST, THOMAS; MALTBY, EDWARD; BARKER, TOM; MORTIMER, MARTIN; PERRINGS, CHARLES; ARONSON, JAMES; DE GROOT, RUDOLF; FITTER, ALASTAIR; MACE, GEORGINA; NORBERG, JON; PINTO, ISABEL SOUSA & RING, IRENE (2010): Biodiversity, ecosystems and ecosystem services. In: KUMAR, PUSHPAM (Hrsg.) (2010): *TEEB Ecological and Economic Foundations*. Earthscan, London, 41-111.
- FISHER, BRENDAN & TURNER, R. KERRY (2008): Ecosystem services: Classification for valuation. *Biological Conservation* 141 (5), 1167-1169.
- FISHER, BRENDAN; TURNER, R. KERRY & MORLING, PAUL (2009): Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics* 68 (3), 643-653.
- HAINES-YOUNG, ROY & POTSCHIN, MARION B. (2010): The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. In: RAFFAELLI, DAVID G. & FRID, CHRISTOPHER L. J. (Hrsg.) (2010): *Ecosystem Ecology: a new synthesis*. Cambridge University Press, Cambridge, 110-139.
- JOHNSON, D. GALE (2000): Population, Food, and Knowledge. *The American Economic Review* 90 (1), 1-14.
- KRUTILLA, JOHN V. & FISHER, ANTHONY C. (1975): *The economics of natural environments: Studies in the valuation of commodity and amenity resources*. John Hopkins University Press, Baltimore, MD.
- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (2003): *Ecosystems and Human Well-being: A Framework for Assessment*. Island Press, Washington, DC.
- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (2005): *Ecosystems and human well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC. <http://www.maweb.org/documents/document.356.aspx.pdf> (letzter Zugriff: 18.02.2012).
- NAIDOO, ROBIN; BALMFORD, ANDREW; COSTANZA, ROBERT; FISHER, BRENDAN; GREEN, RHYS E.; LEHNER, B.; MALCOLM, T. R. & RICKETTS, TAYLOR H. (2008): Global mapping of ecosystem services and conservation priorities. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105 (28), 9495-9500.
- NATURKAPITAL DEUTSCHLAND – TEEB DE (2012): *Der Wert der Natur für Wirtschaft und Gesellschaft – Eine Einführung*. Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ, Leipzig. Erscheint demnächst.
- NEßHÖVER, CARSTEN; BECK, SILKE; BORN, WANDA; DZIOCK, SILVIA; GÖRG, CHRISTOPH; HANSJÜRGENS, BERND; JAX, KURT; KÖCK, WOLFGANG; RAUSCHMAYER, FELIX; RING, IRENE; SCHMIDT-LOSKE, KATHARINA; UNNERSTALL, HERWIG; WITTMER, HEIDI & HENLE, KLAUS (2007): *Das Millennium Ecosystem Assessment – Eine deutsche Perspektive*. *Natur und Landschaft* 82 (6), 262-267.

- SCHRÖTER-SCHLAACK, CHRISTOPH & RING, IRENE (2011): Towards a framework for assessing instruments in policy mixes for biodiversity and ecosystem governance. In: RING, IRENE & SCHRÖTER-SCHLAACK, CHRISTOPH (Hrsg.) (2011): Instrument Mixes for Biodiversity Policies. (POLICYMIX Report, Issue No. 2/2011). Helmholtz Centre for Environmental Research – UFZ, Leipzig, 175-208.
- 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/LinkClick.aspx?fileticket=bYhDohL_TuM%3d&tabid=924&mid=1813 (letzter Zugriff: 21.02.2012).
- TEEB (Hrsg.) (2010b): The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations. Edited by Pushpam Kumar. Earthscan, London.
- TEEB (Hrsg.) (2012): The Economics of Ecosystems and Biodiversity in Local and Regional Policy. Edited by Heidi Wittmer and Hariprya Gundimeda. Earthscan, London.
- WALLACE, KEN J. (2007): Classification of ecosystem services: Problems and solutions. *Biological Conservation* 139 (3-4), 235-246.

1.2 Die ökonomische Bedeutung der Natur

BERND HANSJÜRGENS, CHRISTOPH SCHRÖTER-SCHLAACK
HELMHOLTZ-ZENTRUM FÜR UMWELTFORSCHUNG – UFZ

1.2.1 Was haben biologische Vielfalt und Ökonomie miteinander zu tun?

Auf den ersten Blick haben biologische Vielfalt und Ökonomie rein gar nichts miteinander zu tun. Hier die Vielfalt der Arten, die Natur, der Erhalt unserer Lebensgrundlagen, dort die Wirtschaft, das Gewinnstreben, der Profit, das Geld und die Finanzkrise? Hier die Schönheit, das Natürliche, das unser Herz Erwärmende, dort die Kälte, das Wider-Natürliche, das als notwendiges Übel Akzeptierte, aber immer kritisch Hinterfragte?

Dass diese Sichtweise so nicht zutreffend ist, merkt man, wenn man sich klar macht, was Ökonomie eigentlich ist. Ökonomie ist eben nicht die Wirtschaft oder der Profit, sondern es ist vor allem und zuallererst eine Wissenschaft vom Umgang mit Knappheit. Knappheit heißt: es ist weniger da, als wir wünschen. Alle Mittel dieser Welt sind knapp, zuallererst das Geld in unserem Portemonnaie, und damit die Güter, die wir davon kaufen können. Aber eben auch nahezu alle anderen Dinge, die uns umgeben – Knappheit ist ein allumfassendes, allgegenwärtiges und zeitloses Phänomen! Und eben auch die Natur, das, was sie leistet, was sie uns gibt, wovon wir letztlich abhängen – die biologische Vielfalt und die Ökosystemleistungen-, all das wird zunehmend knapp: Arten sterben aus, die biologische Vielfalt wird reduziert. Die Natur ist schon lange nicht mehr unberührt, sondern sie wird andauernd und oft unbedacht oder gar rücksichtslos genutzt und nicht selten zerstört und ihr wird keine Zeit mehr gegeben, sich zu regenerieren. Dabei ist zu beachten, dass die Natur nicht nur der Lebensraum der Tiere und Pflanzen ist, sondern unser eigener Lebensraum.

Eine ökonomische Betrachtung von Biodiversität und Ökosystemen ist so gesehen nichts Anderes als der Versuch, Hinweise zum Handeln – einem ökonomischen Handeln – zu geben, um den menscheitsbedrohenden Knappheitssituationen bzgl. der Ressource „Natur“ zu begegnen. Und hier ist die Ökonomie stark, hier kann sie ihren ganzen Erfahrungsschatz und ihre Methodik fruchtbar einbringen; hier hat sie eine Menge zu bieten und sollte nicht mit Vorbehalten betrachtet werden.

Die Ökonomie kann Entscheidungen auf eine systematische Grundlage stellen, indem sie die Vorteile (= Nutzen), die mit einer Entscheidung verbunden sind, den Nachteilen (= Kosten) gegenüberstellt. Jede Entscheidung, die wir treffen, ist durch sog. „Opportunitätskosten“ gekennzeichnet. Das bedeutet, dass wir immer auch auf etwas verzichten, wenn wir uns für etwas entscheiden. Wenn wir z.B. eine Fläche bebauen, etwa mit Verkehrsinfrastruktur oder Häusern, steht diese Fläche nicht mehr für den Schutz von Arten oder Ökosystemen zur Verfügung. Die Fläche dient uns zwar als Verkehrs- oder Wohnfläche, sie kann bestimmte andere Funktionen – Regulierung von Wasser, Heimat für Tiere und Pflanzen, Regulierung des Mikroklimas – aber nicht mehr wahrnehmen.

Die Ökonomie tut nichts anderes, als dass sie die Unentrinnbarkeit aus diesem Dilemma in den Mittelpunkt der Betrachtung rückt. Sie macht uns darauf aufmerksam, dass es nichts umsonst gibt. Sie schützt uns in diesem Sinne vor Kostenblindheit, das heißt sie versucht zu verhindern, dass bestimmte Kosten unserer Handlungen nicht erkannt werden und daher unberücksichtigt bleiben (oder mildert diese Gefahr wenigstens); sie verhindert damit zugleich, dass Entscheidungen auf einseitigen Informationen basierend getroffen werden.

Warum die ökonomische Denkweise für die Erhaltung und die nachhaltige Nutzung der Natur hilfreich sein kann, wird nach diesen Darstellungen klar: sie kann dafür sorgen, dass wir als Gesellschaft unsere Ressourcen „sparsam“ und im Bewusstsein ihrer Knappheit einsetzen, sie trägt dazu bei, den gesellschaftlichen Wert von Ressourcen zu erkennen. Wenn es gelingt, dass Entscheidungen nach Abwägung von tatsächlichen Kosten und Nutzen getroffen werden, erhalten alle handelnden Akteure (Konsumenten, Produzenten, öffentliche Entscheidungsträger) Anreize zu einem schonenden Umgang mit der Natur.

1.2.2 Warum bleiben die Leistungen der Natur zumeist unsichtbar?

Die Produkte und Leistungen der Natur wurden bisher zumeist als selbstverständlich betrachtet und gratis genutzt. Doch die Endlichkeit von Naturressourcen und die Störanfälligkeit von Ökosystemen zeigen sich immer häufiger und führen zu gesellschaftlichen Kosten. An zahlreichen Beispielen konnte überall auf der Welt gezeigt werden: der Schutz und die nachhaltige Nutzung von Natur und biologischer Vielfalt lohnen sich – auch ökonomisch gesehen. Denn die vorsorgende Sicherung unserer Lebens- und Wirtschaftsgrundlagen ist deutlich preiswerter als der Versuch, Verlorengegangenes zu ersetzen. Dabei geht es nicht darum, Pflanzen und Tiere mit Preisschildern zu versehen oder eine einzelne Wertgröße zu berechnen. Vielmehr soll ein stärkeres Bewusstsein für den Wert von Naturkapital geschaffen werden mit dem Ziel, diesen Wert – zusätzlich zur ethischen Verantwortung – künftig stärker in privaten, unternehmerischen und politischen Entscheidungen zu berücksichtigen. Entscheidungsträger aus Politik und Wirtschaft sollen Beispiele aufgezeigt bekommen, um auch volkswirtschaftlich sinnvoll mit der Natur umgehen können.

Fragt man nach den Ursachen des Verlustes an biologischer Vielfalt und Ökosystemleistungen, so gibt es sicherlich viele Gründe: Klimawandel, Ausstoß von Schadstoffen, biologische Invasionen nicht-heimischer Arten, Bevölkerungswachstum usw. Ein tiefer liegender Grund ist nach dem oben Gesagten aus ökonomischer Sicht, dass die Leistungen der Natur derzeit größtenteils kostenlos genutzt werden können. Dagegen gehen die meisten anderen Güter und Dienstleistungen, wie etwa Industrie- und Konsumprodukte oder Arbeitskraft, mit einem Preis in wirtschaftliche Entscheidungen ein. Kostenlose Naturgüter und -leistungen aber werden weder von Produzenten noch von Konsumenten in angemessener Weise wahrgenommen, vielmehr gelten sie weiten Teilen der Bevölkerung als selbstverständlich verfügbar.

Im Ergebnis verhalten sich einzelne Individuen als Trittbrettfahrer: sie nehmen die Natur und ihre Leistungen zwar umfassend in Anspruch, sind aber nicht bereit, bei ihren Entscheidungen die Erhaltung der Natur zu berücksichtigen und dafür Kosten aufzuwenden. Die Folgen sind offensichtlich: Übernutzung und Ausbeutung von Naturressourcen, übermäßiger Eintrag von Schadstoffen mit negativen Konsequenzen für das menschliche Wohlbefinden, aber auch für Teile der Wirtschaft.

Menschen schätzen zwar blühende Wiesen, schöne Wälder und sauberes Wasser, doch deren Wert rangiert außerhalb der täglichen Konsumententscheidungen, die in der Regel für ein spezielles Gut zugunsten des niedrigsten Preises ausfallen. Bzgl. der Natur muss, wenn für die Nutzung kein Preis bezahlt werden muss, keine solche Entscheidung getroffen werden. Sie wird so lange in Anspruch genommen, wie sie dem Konsumenten irgendeinen Nutzen bringt.

Diesen Sachverhalt umschreiben Ökonomen mit dem Begriff der „Öffentlichen Güter“, und Natur hat in der Tat zum Teil den Charakter eines solchen öffentlichen Gutes (HANSJÜRGENS ET AL. 2011), hierzu zwei Anmerkungen:

- Biologische Vielfalt und die Leistungen der Natur kommen uns in ganz unterschiedlicher Form zugute und sind breit gestreut. Oft fällt der Nutzen sogar global an (z.B. Klimaschutz). Dies macht es besonders schwer, den Wert dieser Leistungen zu erfassen und dafür zu sorgen, dass einzelne Nutzer hierfür bezahlen.
- Bestehende Märkte und Preise erfassen nur in Ausnahmefällen die Leistungen der Natur. Erfasst werden bisher vor allem sog. Versorgungsleistungen, also z.B. landwirtschaftliche Produkte, aber z.B. auch Leistungen der Natur im Ökotourismus. Aber das sind Ausnahmefälle.

Selbst wenn Kosten und Nutzen von Natur richtig erfasst werden, wird es tendenziell zu wenig Naturschutz kommen, denn die Kosten für Naturschutz fallen sofort an, während sich der Nutzen der Maßnahmen oft über lange Zeiträume erstreckt und mit Unsicherheiten verbunden ist. Dies führt zu einer Unterschätzung und unzureichenden Berücksichtigung des Nutzens von Natur- und Umweltschutz. Entscheidungsträger sind deshalb oft nicht bereit, die heute anfallenden Kosten zu tragen.

Aus dem Gesagten folgt: Die Bedeutung des Naturkapitals für unsere Lebensgrundlagen, für Wohlstand, Wohlergehen und Gesundheit muss stärker anerkannt, genauer erfasst und in Entscheidungen angemessen berücksichtigt werden. Wenn dies gelingt, kann auch das bereits vorhandene Wissen über einen nachhaltigen Umgang mit dem Naturhaushalt und allen seinen Bestandteilen besser umgesetzt werden.

1.2.3 **Wie und wann kann Ökonomie bei Entscheidungen helfen?**

Eine ökonomische Sicht kann helfen, die Funktionen und Leistungen der Natur besser sichtbar zu machen; sie kann zeigen, dass mit der Natur und den davon ausgehenden Leistungen z. T. erhebliche Werte verbunden sind und sie kann damit zugleich betonen, dass Natur einen Kapitalbestand ähnlich dem Sach- oder Humankapital darstellt. Ferner kann sie veranschaulichen, wer von den Leistungen der Natur profitiert und wer ggfs. die Kosten für die Wiederherstellung, den Schutz und die nachhaltige Nutzung der Natur trägt. Und sie kann darauf aufmerksam machen, wie groß die Kosten von Naturzerstörung für die Gesellschaft sind. Eine ökonomische Sicht kann somit Argumente für die Erhaltung der Natur auch gegenüber jenen liefern, die sich bisher nicht für den Naturschutz eingesetzt haben bzw. sich vielleicht überhaupt nicht darüber im Klaren waren, dass ihre Entscheidungen möglicherweise einen negativen Einfluss auf die biologische Vielfalt und das Naturkapital haben.

Bei all diesen Betrachtungen zu den Leistungen der Natur kommt es nicht in erster Linie darauf an, diese Werte in Geldeinheiten zu fassen (Monetarisierung). Vielmehr soll deutlich gemacht werden, wie schädlich es ist, wenn überhaupt kein Bewusstsein bzgl. der mit ihnen verbundenen Werte besteht. Anzuerkennen, wie bedeutsam die Leistungen der Natur sind und zu wissen, wie verschiedene Handlungsoptionen auf die Bereitstellung der Ökosystemleistungen und ihre Verteilung auf verschiedene Nutzer wirken, ist daher wichtiger als die Kenntnis eines genau bezifferten Wertes.

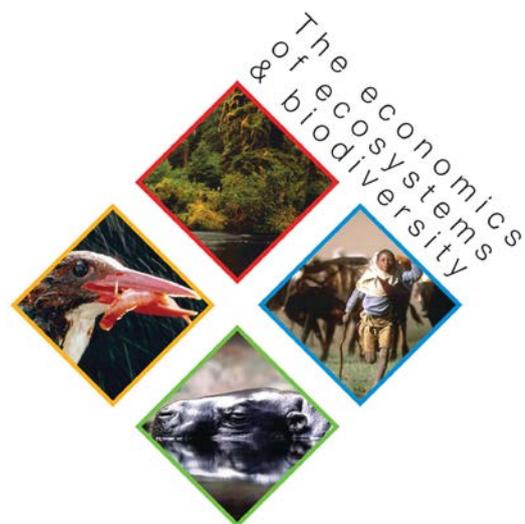
Ökosystemleistungen und Naturkapital

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.

1.2.4 Werte der Natur sichtbar machen: die TEEB-Studie

Deutschland initiierte im Rahmen seiner G8-Präsidentschaft im Jahr 2007 gemeinsam mit der EU-Kommission eine internationale Studie über „Die Ökonomie von Ökosystemen und der Biodiversität“ („The Economics of Ecosystems and Biodiversity“, kurz TEEB). Die Umweltminister der G8-Mitgliedsstaaten beschlossen in Potsdam, sich mit dem globalen wirtschaftlichen Nutzen der biologischen Vielfalt und den Kosten des Biodiversitätsverlustes zu befassen. Als Leitbild des TEEB-Prozesses wurde formuliert: „Die Biodiversität in all ihren Dimensionen – Qualität, Quantität und Vielfalt der Ökosysteme, Arten und Gene – muss nicht nur aus gesellschaftlichen, ethischen oder religiösen Gründen erhalten werden, sondern auch im Sinne des wirtschaftlichen Nutzens für heutige und künftige Generationen. Erstrebenswert ist daher eine Gesellschaft, die ökonomisch verantwortlich mit ihrem natürlichen Kapital umgeht.“ (TEEB 2010: 40).



Der Ansatz der TEEB-Studie basiert auf exakt den Überlegungen, die zuvor dargelegt wurden: die ökonomische Perspektive sollte genutzt werden, um auf den Wert des Naturkapitals und der daraus fließenden Ökosystemleistungen aufmerksam zu machen. Es ging in der TEEB-Studie daher darum aufzuzeigen, wo weltweit erfolgreiche Beispiele einer ökonomischen „Inwertsetzung“ anzutreffen sind und was man aus diesen Beispielen hinsichtlich der Übertragbarkeit sowie der Möglichkeiten und Grenzen der ökonomischen Inwertsetzung lernen kann. „Inwertsetzung“ umfasst neben dem Aufzeigen von Werten durch ökonomische

Bewertungsmethoden auch Instrumente zur Integration von Ökosystemleistungen in Produkte oder Märkte (z.B. Ökoprodukte, Märkte für Ökosystemleistungen).

Die Ergebnisse der TEEB-Studie wurden zwischen 2008 und 2011 veröffentlicht (siehe <http://www.teebweb.org/>, letzter Zugriff: 03.07.2012). Dabei richten sich einzelne TEEB-Berichte gezielt an ausgewählte Adressaten wie politische Entscheidungsträger auf verschiedenen Ebenen, an Repräsentanten internationaler und zwischenstaatlicher Organisationen, an Vertreter von Wirtschaft, Wissenschaft, zivilgesellschaftlicher Organisationen und Städte sowie an den einzelnen Bürger.

1.2.5 Die deutsche Version: Naturkapital Deutschland – TEEB DE

Das Vorhaben „Naturkapital Deutschland“ ist der deutsche Beitrag zum internationalen Prozess zur Untersuchung der Bedeutsamkeit von Biodiversität und Ökosystemleistungen (NATURKAPITAL DEUTSCHLAND – TEEB DE, 2012). Das Vorhaben „Naturkapital Deutschland – TEEB DE“ will

- den Zusammenhang zwischen den Leistungen der Natur, der Wertschöpfung der Wirtschaft und dem menschlichen Wohlergehen bewusst machen,
- einen Anstoß liefern, die Leistungen und Werte der Natur genauer zu erfassen,
- Möglichkeiten untersuchen und Vorschläge entwickeln, wie die Auswirkung auf das Naturkapital besser in private und öffentliche Entscheidungsprozesse integriert werden kann, um langfristig die natürlichen Lebensgrundlagen und die biologische Vielfalt zu erhalten.

Die Studie ist dabei eingebettet in zahlreiche bundesweit laufende Aktivitäten: Deutschland verfügt durch die Nationale Biodiversitätsstrategie, die Nationale Nachhaltigkeitsstrategie, zahlreiche umweltgesetzliche Regelungen und die dafür entwickelten Instrumente über gute Grundlagen zum Erhalt von Naturkapital und Ökosystemleistungen. Aufbauend auf diesen Grundlagen soll mit dem Vorhaben „Naturkapital Deutschland – TEEB DE“ insbesondere die ökonomische Bedeutung der Natur und ihrer Leistungen betont werden. Das Vorhaben stellt Praxisbeispiele in den Vordergrund, die aufzeigen, wie die Leistungen der Natur genutzt und gleichzeitig die Voraussetzungen für ihre Bereitstellung dauerhaft gesichert werden können. Darüber hinaus erarbeitet „Naturkapital Deutschland“ Vorschläge, wie für Entscheidungsträger in Wirtschaft, Politik und Verwaltung ökonomische Anreize für einen besseren Erhalt von Naturkapital geschaffen werden können.

Die Überlegungen in diesem Kapitel zeigen, dass eine ökonomische Sicht auf die Natur hilfreich und wichtig ist. Sowohl international als auch national gibt es Entwicklungen, die belegen, dass das Konzept der Ökosystemleistungen einschließlich einer ökonomischen Betrachtung dieser Leistungen an Bedeutung gewinnt. Angesichts der gewonnenen Erkenntnisse ist es für die Naturschutzpraxis eminent wichtig, sich mit der Reichweite, den Chancen wie auch den Grenzen dieser Ansätze zu befassen.

Literatur

Teile des vorliegenden Aufsatzes sind NATURKAPITAL DEUTSCHLAND – TEEB DE (2012) entnommen.

HANSJÜRGENS, B. ET AL. (2011): The Policy Response. In: TEEB (2011): The Economics of Ecosystem and Biodiversity for National and International Policy Makers. Edited by Patrick ten Brink. Earthscan, London, 47-75.

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

TEEB (2010): Die Ökonomie von Ökosystemen und Biodiversität: Die ökonomische Bedeutung der Natur in Entscheidungsprozesse integrieren. Ansatz, Schlussfolgerungen und Empfehlungen von TEEB – eine Synthese.

1.3 Ökosystemleistungen im Europäischen Kontext: EU Biodiversitätsstrategie 2020 und „Grüne Infrastruktur“

CARSTEN NEßHÖVER, CAROLIN KUGEL, IMMA SCHNIEWIND
HELMHOLTZ-ZENTRUM FÜR UMWELTFORSCHUNG – UFZ

1.3.1 Die EU Biodiversitätsstrategie 2020

Das von der Wissenschaft entwickelte Konzept der Ökosystemleistungen (ÖSL) (siehe Kapitel 1.1) dient dazu, die komplexen Zusammenhänge in der Natur in ihrer Bedeutung für die Menschen besser zu verstehen. Durch Systematisierungen dieser Leistungen lassen sich vielschichtige Untersuchungsobjekte gut erfassen, beschreiben, analysieren. Dadurch kann die Betrachtung von ÖSL helfen, Entscheidungen im Sinne einer nachhaltigen Entwicklung zu treffen.

Dieses Potenzial versucht die EU im Rahmen der Biodiversitätsstrategie 2020 zu nutzen, es handelt sich um eine konkrete Anwendung des Konzeptes der ÖSL in der Politik. Ziel dieser im Jahre 2011 verabschiedeten Strategie ist die Eindämmung des Biodiversitätsverlustes. „Neben dem Klimawandel ist der Biodiversitätsverlust als die kritischste globale Umweltbedrohung zu sehen“ (EUROPÄISCHE KOMMISSION 2011). Da man in der vorangegangenen Dekade die Erfahrung gemacht hatte, dieses Ziel zu wenig konkretisiert und dadurch unwirksam angestrebt zu haben, wurden nun sechs sehr spezifische Unterziele formuliert. Konkret sollen durch entsprechende Maßnahmen der Schutz von Vögeln, Habitaten (Ziel 1) und Fischbeständen (Ziel 4), die Bekämpfung invasiver Arten (Ziel 5) und die Einbeziehung der Land- und Forstwirtschaft in die Artenschutzbemühungen (Ziel 3) erfolgen. Die EU nahm sich ferner vor, sich weltweit stärker in den Biodiversitätsschutz einzubringen (Ziel 6). Als Ziel 2 wird die „Erhaltung und Verbesserung von Ökosystemen“ und ihren Leistungen angestrebt, und zwar konkret die „Wiederherstellung von mindestens 15% der Gebiete, die bereits Schaden genommen haben“. Dabei spricht das Strategiepapier nicht nur direkt von Ökosystemen und ÖSL, sondern formuliert als Ziel die Verbesserung der „grünen Infrastruktur“.

Die „Grüne Infrastruktur“ ist von der konzeptionellen Seite her nicht neu. Sie ist eine Fortentwicklung der Erkenntnisse zu Biotop-Verbunden und baut auf der Fauna-Flora-Habitat (FFH) Richtlinie aus dem Jahr 1992 (zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen) und dem Natura 2000-Netzwerk (dem zur Erfüllung der FFH-Richtlinie errichteten EU-weiten Netz von Schutzgebieten) auf. Durch die hinzugenommene Berücksichtigung der Überlegungen zu ÖSL ist „Grüne Infrastruktur“ als wichtiges politisches Konzept zu sehen, das eine zunehmende Relevanz aufweist.

1.3.2 Grüne Infrastruktur

Unter „grüner Infrastruktur“ versteht man die Vernetzung verschiedener Arten von Grünflächen, die eine Fülle von Ökosystemleistungen bereitstellen (FOREST RESEARCH 2010: 9). Der Begriff wird also vorrangig für die Vernetzung von Grünflächen benutzt, wobei explizit auf das Konzept der ÖSL Bezug genommen wird. Der zugrunde liegende Infrastrukturbegriff ist somit ein spezieller: es geht nicht um alle möglichen Arten von Infrastruktur, sondern um den Aspekt der Vernetzung, der Zusammenhänge und des Zusammenwirkens von Gebieten. Grüne Infrastruktur kann dabei natürlich entstanden oder anthropogen sein (z.B. Naturparke, Parkanlagen). Die große Relevanz ergibt sich aus der Tatsache, dass durch sinnvolle Ver-

netzung einzelner Grünflächen zu „grüner Infrastruktur“ ein Mehrwert entsteht, der die Summe der Werte der einzelnen Flächen übersteigt. Im Umkehrschluss bedeutet dies, dass der Verlust einer Einzelfläche viel größeren Schaden verursachen kann, als direkt erkennbar, wenn diese Einzelfläche ein essentieller Teil einer funktionierenden grünen Infrastruktur ist (EUROPÄISCHE KOMMISSION 2009).

Sowohl um bestehende Natur und ihren Wert zu erkennen, als auch, um durch Planung den Nutzen aus der Natur und ihren Leistungen zu erhöhen, ist es also wichtig zu wissen, dass zusammenhängende Ökosysteme in vielen Fällen zusätzlich zu den Leistungen der einzelnen Ökosysteme noch weitere Leistungen bereitstellen. Grüne Infrastruktur muss daher immer holistisch, also möglichst in der Gesamtheit, vom jeweils zu definierenden „Ganzen“ aus, betrachtet werden, sowohl auf der lokalen als auch auf der Landschaftsebene.

Aus dem Konzept ergeben sich neue, weitgehende Anforderungen für die Naturschutzpraxis. Die Betrachtung von grüner Infrastruktur kann – wie gesagt – sowohl dazu dienen, einen gegebenen Zustand ausreichend zu würdigen, als auch eine insgesamt bessere Situation zu planen, indem man gezielt sinnvolle Verbindungen zwischen vorhandenen Flächen schafft. In beiden Fällen, bei der möglichst umfassenden Beurteilung eines Ist-Zustandes wie auch bei der Planung eines erstrebenswerten Soll-Zustandes, ist es natürlich erforderlich, zunächst eine Vorstellung davon zu bekommen, was grüne Infrastruktur leisten kann. Nur dann lassen sich unterschiedliche Rollen und Leistungen von Grünflächen in die Analyse bzw. Planung einbeziehen.

1.3.3 Zu den Ökosystemleistungen der grünen Infrastruktur

Wichtig für eine sinnvolle Umsetzung des Konzepts der „Grünen Infrastruktur“ ist die Frage, inwieweit auf Ökosystemleistungen zurückgegriffen werden soll und kann und welche Leistungen einzubeziehen sind. Diese Frage ist sehr schwer zu beantworten: zum einen sind die Ökosystemleistungen, die bei der Umsetzung des Konzeptes Berücksichtigung finden könnten, äußerst vielfältig, zum anderen sind die einzubeziehenden Ökosystemleistungen immer kontextabhängig, d.h. sie sind an die konkreten naturräumlichen, ökonomischen, sozialen und kulturellen Bedingungen an einem Standort gebunden. Es sollen an dieser Stelle Kategorien von Ökosystemleistungen aufgezeigt werden, die grüne Infrastruktur bereitstellen kann, um ein Gefühl für die Vielfalt möglicher Leistungen zu vermitteln. Sie müssen dann im konkreten Fall für jedes einzelne Projekt analysiert werden. Für alle Bereiche gilt, dass es verschiedene Anknüpfungspunkte an bestehende Politikmaßnahmen gibt, die es ggf. zu integrieren gilt.

- Ökologische Leistungen

Die ökologische Leistung grüner Infrastruktur besteht vor allem in der Bereitstellung von natürlichem Lebensraum. Sowohl weit verbreitete als auch seltene Arten nutzen verschiedenste Typen grüner Flächen. Gut angelegte grüne Infrastruktur befähigt Arten, sich fortzubewegen, neue Lebensräume zu erschließen und diese zu besiedeln. Verbesserte Bewegungs- und Ausbreitungsmöglichkeiten stellen zusätzlich zum positiven Effekt für die quantitative Entwicklung der Flora und Fauna und dem damit geleisteten Beitrag zur Sicherung der Arten auch einen Schlüsselfaktor zur Anpassung vieler Arten an die Veränderungen ihres natürlichen Lebensraums. Durch große Populationen und durch die Vermischung von Populationen wird der Genpool einer Art groß und somit auch deren Widerstandskraft.

- Hydrologische Leistungen

Grüne Infrastruktur kann in hydrologischer Hinsicht vor allem in zwei Punkten positiv wirken: durch Senkung des Hochwasserrisikos sowie durch Verbesserung und Sicherstellung der Wasserqualität (FOREST RESEARCH 2010: 8). Es gibt viel Spielraum zur Erreichung beider Ziele, z.B. durch Entwicklung grüner Infrastruktur an Ufern. Feuchtgebiete bieten ebenfalls hydrologische Vorteile: das Niederschlagswasser fließt nicht so schnell ab, es kann mehr Wasser gespeichert und die Wasserqualität verbessert werden.

- Ökonomische Leistungen

Investitionen in grüne Infrastruktur können das Image einer Gegend verbessern und damit eine positive Wirkung sowohl auf die lokale als auch auf die regionale Wirtschaft entfalten (FOREST RESEARCH 2010: 6). Die Entwicklung und Verbesserung grüner Infrastruktur im urbanen und semi-urbanen Raum haben durch die damit einhergehende Verbesserung der lokalen Lebensqualität nachweislich einen direkten positiven Einfluss auf grundlegende Komponenten des Wirtschaftswachstums: Schaffung von Arbeitsplätzen, Ansiedlung neu gegründeter Unternehmen, Investitionen aus dem In- und Ausland (FOREST RESEARCH 2010: 6). Daraus können eine erhöhte Beschäftigung und eine Steigerung der Bruttowertschöpfung folgen (NENW 2008: 8). Ein weiterer ökonomischer Aspekt von grüner Infrastruktur ist, dass grüne Gegenden Besucher anziehen. Eine große Herausforderung besteht dabei darin, die „Entscheider“ bzgl. grüner Infrastruktur und auch potenzielle Investor/innen vom ökonomischen Wert solch indirekter Faktoren zu überzeugen, da die Vorteile oft nicht auf den ersten Blick ersichtlich sind, sondern einer umfassenderen Analyse bedürfen.

- Soziale Leistungen

Eng verknüpft mit den beschriebenen ökonomischen Leistungen sind soziale Leistungen. Qualitativ hochwertige und gut erreichbare Grünflächen und grüne Infrastruktur können vielerlei soziale Leistungen für die Bewohner oder Gäste der Region erbringen (FOREST RESEARCH 2010: 6): gesteigerte körperliche Aktivität und physische Gesundheit, verbesserte psychische Gesundheit und hohes Wohlbefinden oder Förderung der sozialer Interaktion, der Einbindung Einzelner in Gruppen und des sozialen Zusammenhalts.

Besonderes Anwendungsgebiet: Leistungen für die städtische Umwelt

Eine besondere Bedeutung kommt dem Konzept der grünen Infrastruktur im städtischen Bereich zu, da hier die Zerstückelung von Grünflächen besonders stark ausgeprägt ist und Umweltaspekte die Menschen sehr direkt betreffen. Der begrenzte Raum in Städten zwingt zudem zu einer besonders sorgfältigen Auswahl von Standorten für Maßnahmen, gutes Abwägen und Kompromissbereitschaft sind erforderlich.

Städtische grüne Infrastruktur kann ein breites Spektrum von Ökosystemleistungen bereitstellen, insbesondere kann sie durch mehr Photosynthese und die Aufnahme und Filterung von Schadstoffen durch Pflanzen direkt in Wohngebieten dazu beitragen, die Luftqualität zu verbessern. Ferner kann im Rahmen eines nachhaltigen städtischen Wasserwirtschaftssystems das Hochwasserrisiko verringert werden und eine gute grüne Infrastruktur kann (durch stärkere Wasserverdunstung und stärkere nächtliche Auskühlung) dazu beitragen, hohe sommerliche Temperaturen auszugleichen (FOREST RESEARCH 2010: 85-86).

Urbane Wälder in Flussnähe und Auen leisten einen wichtigen Beitrag zu all den o. g. Kategorien von Leistungen: Sie bieten Lebensraum, verringern die Luftverschmutzung und mindern das Hochwasserrisiko in Städten, indem sie den Zufluss von großen Wassermengen verlangsamen. Zugleich erhöhen sie die Infiltration von Regenwasser in den Boden und vermindern dadurch Erosion, was die Ausschwemmung von Schadstoffen reduziert und vieles mehr.

Ein Idealbeispiel für multiplen Mehrwert: Regeneration von Brachflächen

In manchen Fällen generiert die Naturschutzplanung entsprechend dem Konzept der grünen Infrastruktur zusätzliche Leistungen aller Art dadurch, dass bisher wenig genutzten oder völlig wertlosen Flächen ein Wert beigemessen wird. Brachflächen in und um städtische Zentren können im Rahmen der Entwicklung grüner Infrastruktur von großem ökologischem, ökonomischem und sozialem Nutzen sein. Die Umwandlung von Brachflächen in Grünflächen dient dann nicht nur der Vernetzung anderer Grünflächen zu grüner Infrastruktur, sondern steigert auch die Lebensqualität an Standorten und in Folge die Grundstückswerte, evtl. sogar die Bereitschaft zu Investitionen (FOREST RESEARCH 2010: 7). Dabei ist jedoch zu beachten, dass auf Brachflächen durchaus auch seltene Arten zu finden sind, die durch Umwandlung in Grünflächen verloren gehen können.

Gerade die Regenerierung von Brachflächen ist eine große Chance, um bestehende Grünflächen zu verbinden und so die Funktionalität der grünen Infrastruktur zu erhöhen.

Jedoch erfordert die Regeneration von Brachflächen wie auch z.B. die Begrünung von Verkehrsinseln oder Seitenstreifen zunächst den Einsatz von Arbeit und Geld. Auch langfristig werden Ressourcen für das Management und die Erhaltung der grünen Infrastruktur benötigt. Um trotz solcher Kosten volkswirtschaftlich sinnvolle Ergebnisse zu erzielen, muss die Naturschutzplanung in der Lage sein, die Vorteile grüner Infrastruktur im Einzelfall deutlich aufzuzeigen und ihrer Relevanz Ausdruck zu verleihen.

1.3.4 Konkrete Planung von grüner Infrastruktur

Bei der konkreten Bearbeitung eines Projektes muss die Naturschutzplanung im Voraus definieren, welche Erwartungen an die zu planende grüne Infrastruktur gestellt werden. Dann

muss die Situation möglichst genau analysiert werden, und während der Konzeption der Flächen müssen Prioritäten gesetzt werden, um die Breite der Dienstleistungen auf allen Ebenen möglichst gut auszuschöpfen und gleichzeitig die vorrangigen Ziele bestmöglich zu verfolgen. Um das Potenzial grüner Infrastruktur in einem möglichst großen Umfang zu entfalten, sollte zudem die betroffene Bevölkerung in den Planungsprozess einbezogen werden. Dies liefert i. d. R. wertvolle Informationen und erhöht in jedem Fall die Akzeptanz der Maßnahme. Es entsteht ein Gefühl des Eingebundenseins und somit der Zuständigkeit und Verantwortung.

Die relative Lage der Grünflächen zueinander sollte sorgfältig abgewogen werden. Einige Ökosystemleistungen setzen eine Vernetzung von Grünfläche und den diese Grünfläche Nutzenden voraus. So verlangt zum Beispiel die Nutzung grüner Infrastruktur zur Naherholung eine räumliche Nähe der entsprechenden Flächen zu Wohn- oder Arbeitsorten der Bevölkerung. Die Grünflächen sollten in diesem Fall für alle Bevölkerungsteile leicht zugänglich und attraktiv gestaltet sein, unter sozialen Gesichtspunkten auch z.B. für ältere Menschen, Menschen mit Behinderung oder für Kinder. Die gute Erreichbarkeit der Grünfläche spielt eine deutlich größere Rolle für deren Akzeptanz in der Bevölkerung als die exakte Lage innerhalb eines Gebietes. Für andere Ziele dagegen, z.B. die Bereitstellung von Lebensräumen für Wildtiere, kann eine ganz andere Schwerpunktsetzung ausschlaggebend sein, z.B. die nahtlose Verbindung einzelner Teile des Grünflächen-„Puzzles“ (EUROPÄISCHE KOMMISSION 2011a; 2011b).

Oft ist es das Mittel der Wahl, existierende „graue“ Infrastruktur (Straßen- und Stromtrassen, landwirtschaftlich genutzte Flächen u.a.) grüner zu machen und dadurch mit überschaubarem Aufwand Ökosystemleistungen sicherzustellen oder zu verbessern.

Bei der Planung grüner Infrastruktur ist es weiterhin wichtig, auf Ausgewogenheit zu achten. Einige Aspekte grüner Infrastruktur können unter bestimmten Umständen auch negative Auswirkungen für Betroffene oder auf andere Ökosysteme haben. So können Bäume beispielsweise evtl. Tonböden austrocknen und dadurch umliegende Bausubstanz in Gefahr bringen (FOREST RESEARCH 2010: 11) oder es können durch Begrünung von Brachen beliebte Parkplätze wegfallen. Auch andere mögliche Schäden oder Nachteile durch die geplanten Maßnahmen müssen ebenso wie die beim Beispiel der Brachflächenbegrünung unter 1.3.3. genannten Kosten im Einzelfall unbedingt mit bedacht werden.

1.3.5 Fazit: Grüne Infrastruktur – den Mehrwert nutzen

Grüne Infrastruktur stellt eine große Bandbreite an Ökosystemleistungen für den Menschen bereit. Einfacher Zugang zu einzelnen Grünflächen bzw. -bereichen und die Vernetzung der Flächen untereinander sind von höchster Bedeutung für die Bereitstellung und Maximierung dieser verschiedenartigen Leistungen. Durch sorgfältige Planung, gutes Management und eine weitgehende Einbeziehung der lokalen Bevölkerung können sich positive Effekte von Ökosystemen zu grüner Infrastruktur aufsummieren und ergänzen. Die Summe der Leistungen, die sich aus der Vernetzung der Flächen in einer grünen Infrastruktur ergibt, übertrifft so die Summe der Leistungen aus den einzelnen Flächen.

Für das Erreichen der Ziele der EU-Biodiversitätsstrategie 2020 und die Erfolge des Konzeptes „Grüne Infrastruktur“ ist es ausschlaggebend, wie auf EU-Ebene die weitere praktische Ausgestaltung des letzteren vorangebracht und in die Praxis hineingetragen wird. Je detail-

liertes, praxisnäher und vollständiger die Darstellung möglicher Zusammenhänge und Leistungen, umso mehr kann das Konzept der „Grünen Infrastruktur“ zu guten Entscheidungen verhelfen. Die Praxis braucht Antworten auf die Frage: „wie lässt sich die ideale Lösung, die optimale grüne Infrastruktur finden?“. Hilfreich wäre eine Art Check-Liste als erste Orientierung, die für den Einzelfall durchgeprüft werden könnte. Die Überlegungen zur grünen Infrastruktur können dem Natur- und Umweltschutz nicht nur helfen, Erkenntnisse zu gewinnen und durch entsprechende Planung und Gestaltung der grünen Infrastruktur großen Nutzen zu generieren. Sie liefern auch zusätzliche Argumente für Maßnahmen auf einzelnen Flächen, die vordergründig teuer erscheinen, tatsächlich für die Gesellschaft aber auch unter wirtschaftlichen Gesichtspunkten sehr sinnvoll sind.

Literatur

EU (2009): Report zur Konferenz „Towards a green infrastructure for Europe“. Online unter: <http://www.green-infrastructure-europe.org/> (letzter Zugriff: 03.07.2012).

EU (2011a): Mitteilung der Kommission an das europäische Parlament, den Rat, den europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen – Lebensversicherung und Naturkapital: eine Biodiversitätsstrategie der EU für das Jahr 2020. COM (2011) 244 endgültig.

EU (2011b): Mitteilung der Kommission an das europäische Parlament, den Rat, den europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen – Beitrag der Regionalpolitik zum nachhaltigen Wachstum im Rahmen der Strategie Europa 2020. COM (2011) 17 endgültig.

EUROPÄISCHE KOMMISSION (2011): Artenschutz: Aktionsplan bis 2020 – 03/05/2011: Umwelt. Online unter: http://ec.europa.eu/news/environment/110503_de.htm (letzte Aktualisierung: 25.04.2012, letzter Zugriff: 14.06.2012).

FOREST RESEARCH (2010): Benefits of green infrastructure. Report to Defra and CLG. Forest Research, Farnham.

NENW (2008). The economic value of green infrastructure. Natural Economy Northwest (NENW). Online unter: <http://www.naturaleconomynorthwest.co.uk/resources+reports.php> (letzter Zugriff: 03.07.2012).

1.4 Ökosystemleistungen in Naturschutz und Landschaftsplanung in Deutschland

CHRISTIAN ALBERT, CHRISTINA VON HAAREN
LEIBNIZ UNIVERSITÄT HANNOVER

1.4.1 Ökosystemleistungen und Landschaftsfunktionen

Das international viel diskutierte Konzept der Ökosystemleistungen (ÖSL) zielt darauf ab, den Nutzen von ökologischen Systemen für die Menschen zu beschreiben (siehe Kapitel 1.1). Das Konzept gewann insbesondere mit der Veröffentlichung des Millennium Ecosystem Assessment (MA 2005) an Bedeutung – einer groß angelegten Studie, die erstmals einen globalen Überblick über den Zustand und Nutzen der Ökosysteme für den Menschen bot. Ein weiterer wichtiger Meilenstein war die 2010 erschienene TEEB-Studie (The Economics of Ecosystems and Biodiversity, <http://www.teebweb.org>, letzter Zugriff: 03.07.2012), die darauf abzielte, den ökonomischen Wert von Leistungen der Biodiversität und Ökosysteme für Entscheidungsträger in Politik, Wirtschaft und Verwaltung besser erfassbar zu machen.

Auch in Deutschland wird das Konzept zunehmend in Politik und Wissenschaft diskutiert (JEDICKE 2010). Es ist abzusehen, dass das Thema insbesondere durch die Erarbeitung der nationalen Studie „Naturkapital Deutschland – TEEB DE“ (siehe Kapitel 1.2) für die Planungspraxis weiter an Bedeutung gewinnen wird. Derzeit liegen erst wenige deutschsprachige Arbeiten zu ÖSL vor (u.a. GRUNDEWALD & BASTIAN 2010, KIENAST 2010, PLIENINGER ET AL. 2010). Jedoch gibt es in Deutschland im Rahmen der Landschaftsplanung jahrzehntelange Erfahrungen in der Erfassung und Bewertung von Naturraumpotenzialen bzw. Landschaftsfunktionen – Konzepte, die sich mit dem der Ökosystemleistungen überschneiden.

Ziel dieses Beitrags ist es, die Gemeinsamkeiten und Unterschiede zwischen den Ansätzen zu Ökosystemleistungen einerseits und Landschaftsfunktionen andererseits aufzuzeigen sowie Ansatzpunkte und Herausforderungen für eine Integration des ÖSL-Konzepts in die Landschaftsplanung vorzuschlagen. Damit sollen für den raumbezogenen Umweltschutz Begründungen und Ansatzpunkte für eine Erweiterung der Argumentationsbasis bereitgestellt werden.

1.4.2 Gemeinsamkeiten und Unterschiede zwischen den Konzepten

Zwischen den Konzepten der ÖSL und der Landschaftsfunktionen bestehen zahlreiche Gemeinsamkeiten. Beide Konzepte verfolgen einen anthropozentrischen Ansatz, indem sie den Nutzen von Natur und Landschaft für den Menschen in den Mittelpunkt stellen. Dabei wird dieser Nutzen gleichermaßen breit interpretiert und kann „Eigenwert“-Aspekte (sofern sie aus Sicht des Menschen definiert sind) einschließen. Zum Beispiel ist der Erhalt der biologischen Vielfalt, unabhängig von jeglichem Nutzwert, per se Teil eines weit gefassten altruistisch-anthropozentrischen Ansatzes. Beide Konzepte – ÖSL und Landschaftsfunktionen – verfolgen die generellen Ziele, Umweltentscheidungen zu unterstützen, zum Umweltbewusstsein beizutragen und dafür Natur und Landschaft „inwertzusetzen“. Auch hinsichtlich der berücksichtigten Dienstleistungen bzw. Funktionen von Natur und Landschaft bestehen große Überschneidungen (siehe ALBERT & VON HAAREN 2012).

Ein wichtiger Unterschied zwischen beiden Konzepten besteht in den Begrifflichkeiten. ÖSL wurden in der wissenschaftlichen Diskussion bisher nicht einheitlich definiert (DE GROOT ET AL. 2010, FISHER ET AL. 2009). Nach TEEB (2010a) werden ÖSL als „direkte und indirekte Beiträge von Ökosystemen zum menschlichen Wohlergehen“ verstanden. Entsprechend dem Kaskadenkonzept der TEEB-Studie (vgl. Abb. 4) werden ÖSL durch Ökosystemfunktionen erbracht, die auf das Vorhandensein bestimmter biophysikalischer Prozesse und Strukturen angewiesen sind. Werden ÖSL tatsächlich genutzt, so stiften sie Nutzen (bspw. Ernährung, Gesundheit und Vergnügen). Dieser Nutzen kann (ökonomisch) bewertet werden (TEEB 2010b). Landschaftsfunktionen beinhalten nach gängiger Auffassung die derzeitige und potenzielle Leistungsfähigkeit der Landschaft zur nachhaltigen Erfüllung menschlicher Ansprüche an den Naturhaushalt und an das Landschaftserleben (VON HAAREN 2004). Im Kaskadenkonzept lassen sich Landschaftsfunktionen zum Teil mit Funktionen, zum Teil mit Dienstleistungen gleichsetzen (siehe ALBERT & VON HAAREN 2012).

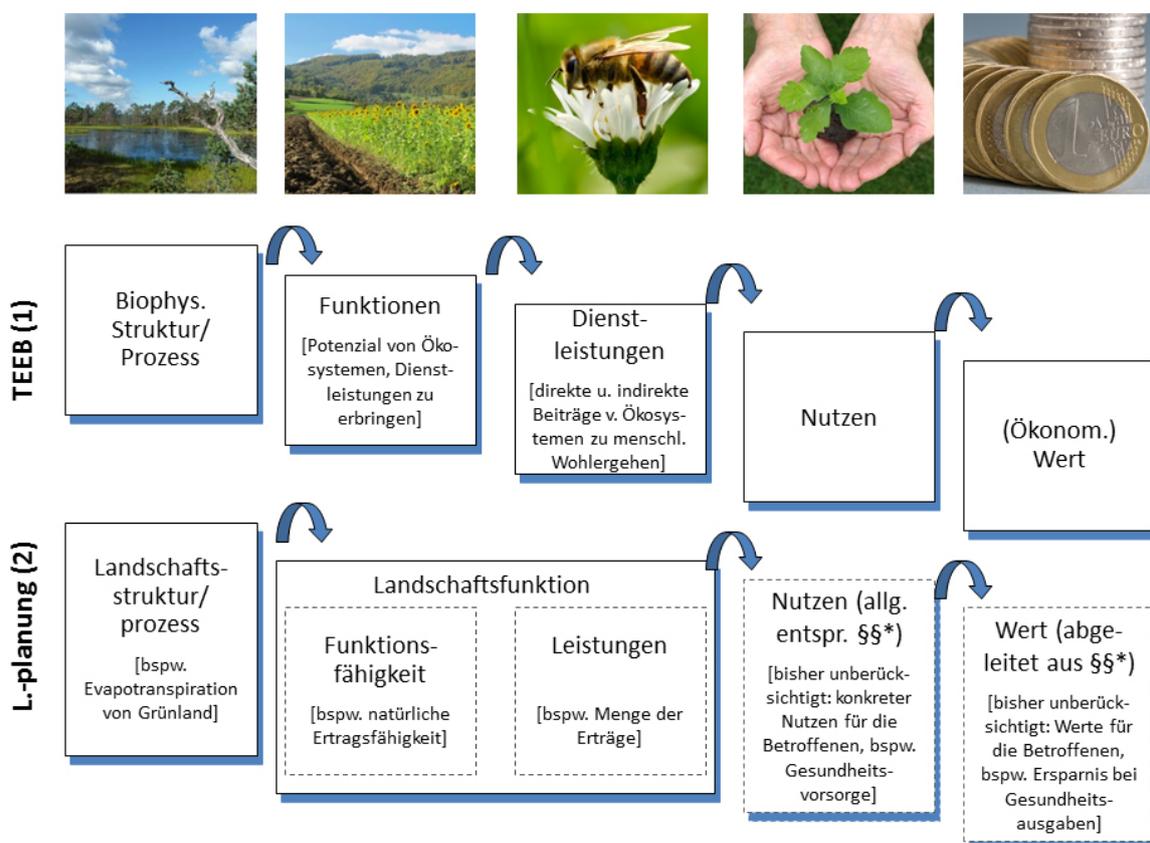


Abbildung 4: Gegenüberstellung von Begriffen der Konzepte zu ÖSL und Landschaftsfunktionen. Grafik auf Basis von HAINES-YOUNG & POTSCHEIN (2010), MALTBY (2009) und TEEB (2010b), verändert und ergänzt um die Einordnung der Landschaftsfunktionen aus VON HAAREN ET AL. (2007), GRUEHN (2004) sowie VON HAAREN (2004). Bildquellen: Andrea Damm, berggeist007, Frank Hollenbach, Grace Winter, Kai Niemeyer/pixelio.de. Erläuterung: * Gesetze, Strategien und Richtlinien auf internationaler (bspw. Ramsar Convention zum Schutz von Feuchtgebieten), europäischer (bspw. Natura 2000), nationaler (bspw. BNatSchG, §1) und Länderebene (bspw. Nds. NatSchG), in denen der Schutz und die nachhaltige Nutzung von Biodiversität, des Landschaftsbildes sowie des Naturhaushalts gefordert werden.

Ein weiterer Unterschied besteht darin, dass Landschaftsplanung sich – ihrem Auftrag zur staatlichen Planung gemäß – mit (i.d.R. öffentlichen) Dienstleistungen befasst, die durch den Markt unzureichend in Wert gesetzt werden und daher nach ökonomischem (Stichwort: öffentliche Güter; siehe Kapitel 1.2) und politischem Verständnis durch die öffentliche Landschafts- und Raumplanung abgedeckt werden müssen (VON HAAREN 2004, VON HAAREN ET AL. 2007). Das Ökosystemleistungskonzept dagegen beschäftigt sich auch mit privaten Gütern (wie bspw. Nahrungsmittel).

1.4.3 Wie können die Methoden der Landschaftsplanung durch die Integration von Ökosystemleistungen weiterentwickelt werden?

Aufgrund der großen Überschneidungen könnte die Landschaftsplanung (als in Deutschland eingeführtes Instrument) auf den unteren Planungsebenen zu einer Trägerin des ÖSL-Ansatzes werden. Auf den oberen politischen Ebenen wiederum können methodische Ansätze der Landschaftsplanung die Integration von Umweltzielen in gesamtwirtschaftliche Berechnungen sowie Ökobilanzen unterstützen. In Hinblick auf diese beiden Einsatzfelder müssten allerdings die Methoden der Landschaftsplanung auf der lokalen und regionalen Ebene vereinheitlicht, ergänzt und weiterentwickelt werden.

Eine Integration des ÖSL-Konzepts in die Landschaftsplanung würde bedeuten, die Leistungen der Landschaft für den Menschen stärker ins Bewusstsein zu rücken und ggf. ökonomisch zu bewerten. Eine Integration des ÖSL-Konzepts stellt die Landschaftsplanung vor mehrere Herausforderungen, birgt jedoch auch große Chancen (zu Details siehe ALBERT & VON HAAREN 2012). Zum Beispiel könnte eine Einbeziehung marktfähiger Güter die Ziele der Landschaftsplanung politisch stärken und Synergien mit Landschaftsnutzern fördern (siehe Tab. 1). Die Bilanzierungsansätze im Ökosystemleistungskonzept können die Diskussion um die Aufbereitung von Landschaftsinformationen für die Ökobilanz oder für raumübergreifende Betrachtungen und Alternativenvergleiche in strategischen Umweltprüfungen befruchten.

Tabelle 1: Einsatzbereiche in der Umsetzung: Landschaftsfunktionenkonzept und ÖSL-Konzept mit stärkerer Betonung der Bilanzierung

<p>Landschaftsfunktionen: Inwertsetzung von überwiegend nicht marktfähigen Umweltgütern; räumliche Prioritätensetzungen</p>	<p>Zusätzliche Informationen im ÖSL Konzept: Betonung der Leistungen der Landschaft für den Menschen; ggfs. Bilanzierung des individuellen und/oder marktfähigen Nutzens</p>
<p>Umsetzungsstrategien und -instrumente</p>	
<p>Unterstützung von flächenkonkreten Entscheidungen in Umweltplanung und -management Integration in die Raumplanung, Umweltprüfungen, Bürgerbeteiligung Kompensation von Umweltbeeinträchtigungen; Ausweisung von Schutzgebieten, Steuerung von Förderprogrammen, Beratung.</p>	<p>Unterstützung der politischen Meinungsbildung, des Umweltbewusstseins: Bildung von Allianzen zwischen Umwelt- und Wirtschaftsakteuren, Förderung der Umweltkommunikation und von Governance-Ansätzen. Unterstützung von nicht flächenbezogenen Ansätzen der Umweltpolitik: Regulierung/Beeinflussung von Märkten, der Nachfrage z.B. durch Gesetzgebung, Steuern, Abgaben, Zertifikate (wie Emissionshandel), Anreize.</p>

Die notwendige Weiterentwicklung der Landschaftsplanung und ihrer Methoden würde u.a. folgende Punkte umfassen:

Zur begrifflichen Klärung müsste – analog zu den „Leistungen“ aus dem ÖSL-Kontext – eine Bezeichnung eingeführt werden, die zwischen den Landschaftsfunktionen und dem Endnutzen für den einzelnen Menschen steht.

Eine Erweiterung der Untersuchung von Landschaftsfunktionen um quantitative Analysen ist anzustreben, um eine nützliche Informationsbasis für ökonomische Bewertungen zu schaffen. Dafür sind die bestehenden Bewertungsmethoden auf ordinalen Skalen so weiterzuentwickeln, dass sie – auf der Basis vorhandener empirischer Daten – Schätzwerte für die quantitative Bereitstellung von Landschaftsleistungen pro Hektar und Zeiteinheit liefern. Benötigt werden dazu geeignete Indikatoren und Berechnungsansätze. Für bestimmte Landschaftsfunktionen bestehen bereits Zuordnungsregeln zwischen kardinalen Messwerten und den ordinalen Skalenstufen (bspw. in VON HAAREN ET AL. 2011). Bei Landschaftsfunktionen wie dem Landschaftsbild dagegen, stellen quantitative Bewertungen eine größere Herausforderung dar. Für die Eingriffsregelung erarbeitete, standardisierte Punktesysteme müssen auf ihre Übertragbarkeit auf andere Einsatzbereiche überprüft werden. Methoden zur Bestimmung von Ersatzgeld im Rahmen der Eingriffsregelung oder bei der Berechnung von Kosten und Finanzierungsmöglichkeiten für Landschaftspflegemaßnahmen (ALBERT ET AL. 2008) könnten weitere praxistaugliche Ansatzpunkte darstellen. Ohnehin stellt die Eingriffsregelung eine praktische Umsetzung eines quantifizierten ÖSL-Ansatzes auf der lokalen Umsetzungsebene dar. Die Ausrichtung der Landschaftsplanung auf die Unterstützung dieses Umsetzungsinstrumentes sollte aufgrund der Anforderungen des BNatSchG ohnehin gestärkt werden.

In Hinblick auf das Einsatzgebiet von nationalen Bilanzen sowie produktbezogenen Ökobilanzen könnten die Umweltinformationen aus der Landschaftsplanung zu einer sehr wichtigen Datengrundlage werden. Dazu ist es unabdingbar, dass inhaltliche und technische Erfassungs- und Bewertungsstandards über Ländergrenzen hinweg eingeführt und eingehalten werden. Ein solches Vorgehen würde auch das Anliegen der INSPIRE-Richtlinie der EU unterstützen.

1.4.4 Fazit

Die Konzepte der ÖSL und der Landschaftsplanung sind an sich sehr ähnlich und können sich gegenseitig erheblich bereichern. Es bleibt im Detail zu erarbeiten, wie genau die Betrachtung von ÖSL in die Landschaftsplanung integriert werden kann und für welche konkreten Fragestellungen bei der Betrachtung von ÖSL die wertvollen Daten aus der Landschaftsplanung genutzt werden können.

Literatur

Der Beitrag basiert auf einer vergleichenden Analyse der Konzepte der Ökosystemleistungen und der Landschaftsfunktionen (VON HAAREN & ALBERT 2011), einem praxisorientierten Manuskript zu Landschaftsfunktionen (ALBERT & VON HAAREN 2012) sowie einigen weiterführenden Überlegungen.

- ALBERT, C. & VON HAAREN, C. (2012): Ökosystemdienstleistungen – Alter Wein in neuen Schläuchen oder ein Impuls für die Landschaftsplanung? *Naturschutz und Landschaftsplanung* 44 (5), 142-148.
- ALBERT, C.; VON HAAREN, C. & MAHNKOPF, B. (2008): Potenzialanalyse für Landschaftspflege und Naturschutzprodukte: Ermittlung des Flächen- und Finanzierungsbedarfs sowie des Erzeugungspotenzials anhand der Landschaftsrahmenplanung. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 40 (11), 373-378.
- DE GROOT, R. S.; ALKEMADE, R.; BRAAT, L.; HEIN, L. & WILLEMEN, L. (2010): Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological Complexity* 7 (3), 260-272.
- FISHER, B.; TURNER, R. K. & MORLING, P. (2009): Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics* 68 (3), 643-653.
- GRUEHN, D. (2004): Zur Validität von Bewertungsmethoden in der Landschafts- und Umweltplanung – Handlungsbedarf, methodisches Vorgehen und Konsequenzen für die Planungspraxis, aufgezeigt am Beispiel der Validitätsprüfung praxistauglicher Verfahrensansätze zur Bewertung von boden- wasser- und klimarelevanten Landschaftsfunktionen, Berlin, Mensch & Buch-Verlag.
- GRUNEWALD, K. & BASTIAN, O. (2010): Ökodienstleistungen analysieren – begrifflicher und konzeptioneller Rahmen aus landschaftsökologischer Sicht. *Geo-Öko* 31, 50-82
- HAINES-YOUNG, ROY & POTSCHIN, MARION B. (2010): The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. In: RAFFAELLI, DAVID G. & FRID, CHRISTOPHER L. J. (Hrsg.) (2010): *Ecosystem Ecology: a new synthesis*. Cambridge University Press, Cambridge, 110-139.
- JEDICKE, E. (2010): Kann die TEEB-Studie den Landschaftsplan reanimieren? *Naturschutz und Landschaftsplanung* 42 (10), 289.
- KIENAST, F. (2010): Landschaftsdienstleistungen: ein taugliches Konzept für Forschung und Praxis? In: Eidgenössische Forschungsanstalt WSL (Hrsg.): *Landschaftsqualität. Konzepte, Indikatoren und Datengrundlagen*. Birmensdorf, Eidgenössische Forschungsanstalt WSL. 7-12.
- MA (2005): *Millennium Ecosystem Assessment Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis*. Island Press, Washington, D.C.
- MALTBY, E. (Hrsg.) (2009): *Functional Assessment of Wetlands: Towards Evaluation of Ecosystem Services*, Abington, Cambridge, UK, Woodhead Publishers.
- PLIENINGER, T.; BIELING, C.; GERDES, H.; OHNESORGE, B.; SCHAICH, H.; SCHLEYER, C.; TROMMLER, K. & WOLFF, F. (2010): Ökosystemleistungen in Kulturlandschaften – Konzept und Anwendung am Beispiel der Biosphärenreservate Oberlausitz und Schwäbische Alb. *Natur und Landschaft* 85 (5), 187-192.
- TEEB (2010a): Die Ökonomie von Ökosystemen und Biodiversität: Die ökonomische Bedeutung der Natur in Entscheidungsprozesse integrieren. Ansatz, Schlussfolgerungen und Empfehlungen von TEEB – eine Synthese.
- TEEB (2010b) (Hrsg.): *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations*, Edited by Pushpam Kumar, Earthscan, London and Washington, D.C.
- VON HAAREN, C. (2004) (Hrsg.): *Landschaftsplanung*, Eugen Ulmer, Stuttgart.

- VON HAAREN, C. & ALBERT, C. (2011): Integrating ecosystem services and environmental planning – limitations and synergies. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management* 7 (3), 150-167.
- VON HAAREN, C.; GALLER, C. & OTT, S. (2007): *Landschaftsplanung – Grundlage vorsorgenden Handelns*. Bundesamt für Naturschutz, Bonn.
- VON HAAREN, C.; SAATHOFF, W. & GALLER, C. (2011): Integrating climate protection and mitigation FUNCTIONS with other landscape functions in rural areas: a landscape planning approach. *Journal of Environmental Planning and Management* 55 (1), 59-76.

2 Ökosystemleistungen und Biodiversität – Ökonomische Bewertung der Leistungen der Natur

Was den Leser in diesem Kapitel erwartet

In diesem Kapitel wird in die ökonomische Bewertung eingeführt. Dazu werden die Grundlagen der ökonomischen Bewertung dargelegt und einzelne Bewertungsmethoden vorgestellt. Während Kapitel 2.1 einen Überblick gibt, sind die nachfolgenden Kapitel 2.2 bis 2.5 jeweils spezifischen ökonomischen Bewertungsmethoden gewidmet.

- Kapitel 2.1 widmet sich den Grundlagen der ökonomischen Bewertung. Es wird erklärt, warum es trotz teilweise erheblicher Schwierigkeiten sinnvoll für den Naturschutz sein kann, mit Hilfe ökonomischer Methoden den Wert der Natur aufzuzeigen und ggfs. sogar zu bewerten. Ferner zeigt das Kapitel übersichtsweise auf, wie dies im Einzelfall erfolgen kann.
- Kapitel 2.2 verdeutlicht an zwei Beispielen, wie wichtig ökonomische Effizienzüberlegungen sein können, um im Naturschutz gesellschaftlich sinnvolle Entscheidungen zu treffen.
- Kapitel 2.3 erläutert die Konzepte der Ersatz-, Schadens- und Vermeidungskosten, die helfen können, den Wert von Ökosystemleistungen näherungsweise zu ermitteln.
- Kapitel 2.4 stellt die Reisekosten-, die Immobilienpreismethode und die Kontingente Methode als Verfahren der Wertermittlung des Nutzens der Natur vor.
- Kapitel 2.5 geht der Frage nach, inwieweit sich bei der Wertermittlung durch die Methode des „Benefit Transfer“ Kosten einsparen lassen.

2.1 Ökonomische Bewertung der Natur: ein Schnelldurchlauf für Einsteiger

BERND HANSJÜRGENS
HELMHOLTZ-ZENTRUM FÜR UMWELTFORSCHUNG – UFZ

2.1.1 Warum 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 sind mit einer Entscheidung verbunden und was gewinnen oder verlieren wir durch die Entscheidung? Die folgende Abbildung 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.

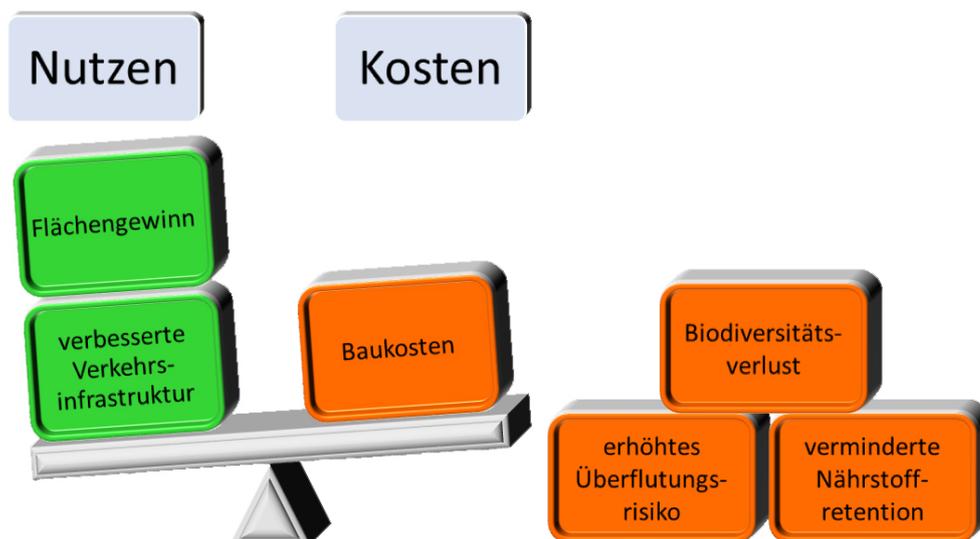


Abbildung 5: Die oft schiefe Waagschale bei der Betrachtung von Nutzen und Kosten einer Nutzungsänderung von Auenflächen.

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 zumeist um sogenannte öffentliche Güter handelt (siehe Kapitel 1.2): 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.

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 der maximalen 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.

Die Ökonomie kann theoretisch auch dazu beitragen, Ziele im Umwelt- und Naturschutz sinnvoll festzulegen, nämlich so, dass die gesamtgesellschaftlichen Nutzen größer als die gesamtgesellschaftlichen Kosten sind, idealerweise sogar so, dass aus den Maßnahmen zur Erreichung der Ziele die maximale positive Differenz zwischen den Nutzen und den Kosten resultiert. Leider muss man hier darauf hinweisen, dass dies nur dann möglich ist, wenn die „Waagschalen“ tatsächlich mit allen relevanten Aspekten (d.h. mit allen Nutzen und Kosten) gefüllt sind. Das ist oft schwierig zu gewährleisten, vor allem weil Umweltschäden so schwer zu bewerten sind. Zielfestlegungen im Umwelt- und Naturschutz erfolgen daher in der Praxis zumeist auf Basis anderer Ansätze (z.B. Gesundheitswirkungen, naturschutzfachliche Bewertungen, wirtschaftliche Verträglichkeit).

2.1.2 Was erfasst der Ansatz des „ökonomischen Gesamtwertes“ – und was nicht?

Für das Verständnis der ökonomischen Denkweise ist zentral, dass die Ökonomie davon ausgeht, dass nur das einen Wert besitzt, was dem Menschen in irgendeiner Form nützt.

Der ökonomischen Bewertung liegt weiterhin die Auffassung zugrunde, dass eine Bewertung auf den Präferenzen der Menschen beruhen soll – es handelt sich um einen auf Präferenzen basierenden Ansatz – und nicht etwa auf der fachlichen Kenntnis von Experten. Dabei bilden bei der Bewertung von Natur die Veränderungen der Leistungen der Natur für den Menschen (die Ökosystemleistungen; siehe Kapitel 1.1) die Bewertungsgrundlage.

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 6 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.
- *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.

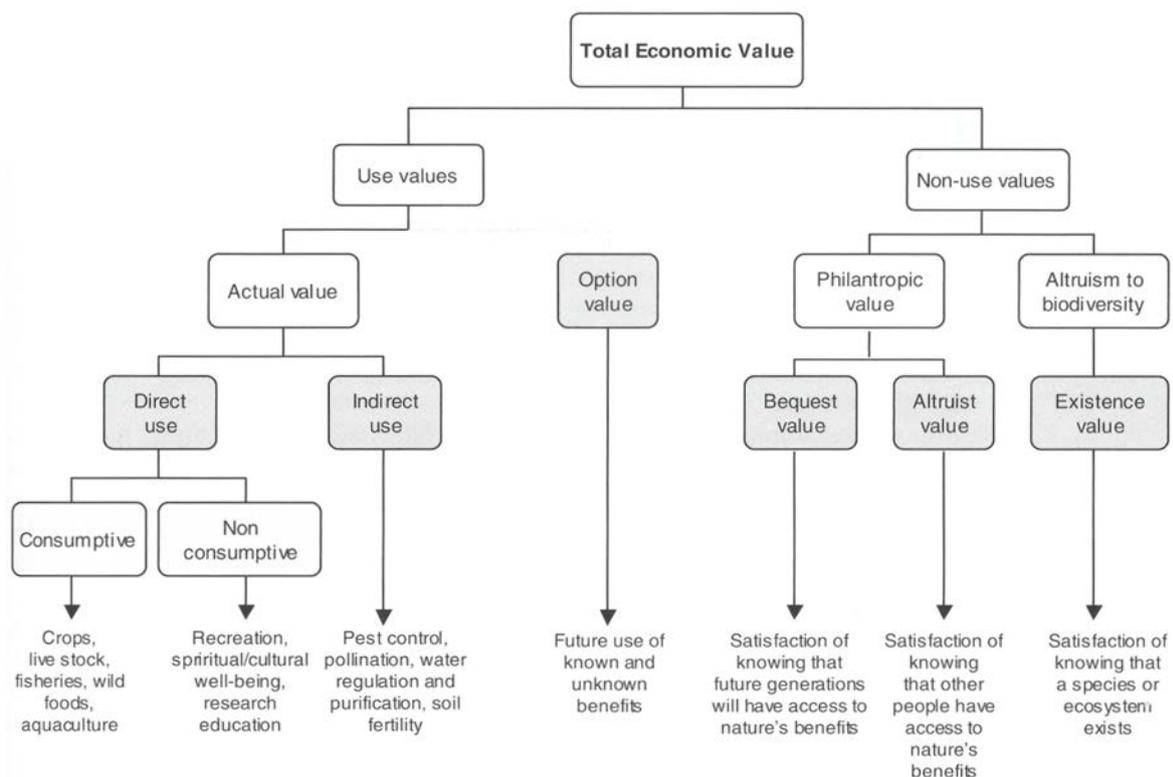


Abbildung 6: Das Konzept des ökonomischen Gesamtwertes.
Quelle: TEEB (2010: 195).

- *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.

Das Konzept des ökonomischen Gesamtwertes ist damit 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 für die Wirtschaft 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 wird hingegen eine gemäßigt anthropozentrische Position vertreten (WBGU 1999).

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 eine positive Zahlungsbereitschaft aufweisen.

Nicht berücksichtigt sind in der ökonomischen Bewertung hingegen Selbstwerte der Natur. Ein solcher Selbstwert der Natur wird auch als „intrinsischer“ Wert der Natur bezeichnet. Er bezieht sich auf den Wert der Natur an sich um ihrer selbst willen (siehe z.B. WBGU 1999, ESER ET AL. 2011).

2.1.3 Wie geht man bei einer ökonomischen Bewertung vor? – Identifizieren, erfassen, bewerten

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. Bzgl. der Natur setzt Achtsamkeit und Wertschätzung Wissen voraus. Damit Naturkapital (siehe Kap. 1.2.4) 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. 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 gibt die Zusammenhänge wieder.

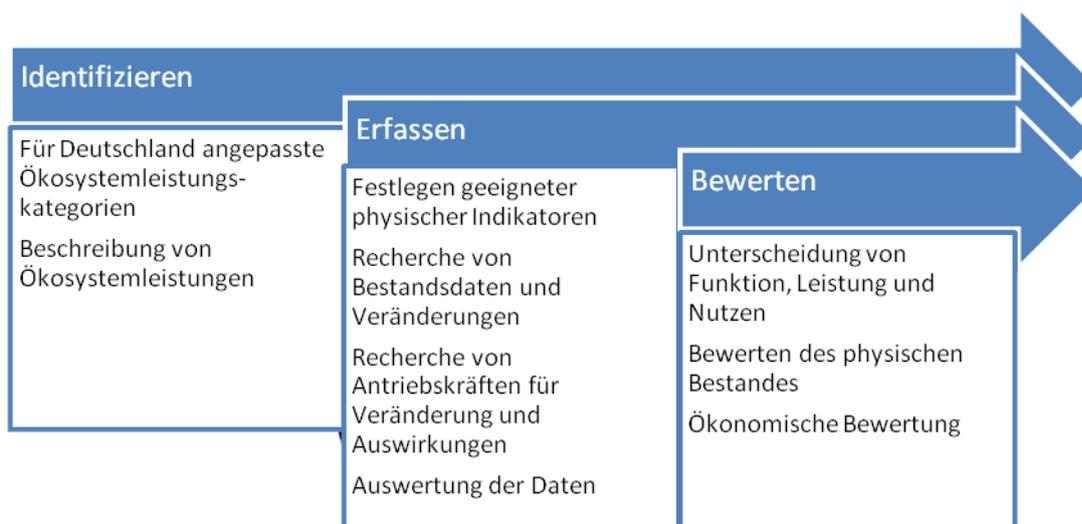


Abbildung 7: Schritte ökonomischer Bewertung.
Quelle: NATURKAPITAL DEUTSCHLAND – TEEB DE (2012).

Ökosystemleistungen identifizieren

Für die Identifikation von Ökosystemleistungen kann auf ihre Einteilung in Versorgungsleistungen, Regulierungsleistungen, kulturelle Leistungen und Basisleistungen zurückgegriffen werden (siehe Kapitel 1.1). Internationale Studien wie zum Beispiel das Millennium Ecosystem Assessment (MA 2005) oder die TEEB-Studien 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. Eine mögliche Auswahl für besonders relevante Ökosystemleistungen in Deutschland findet sich dazu beispielhaft in Tabelle 2.

Ökosystemleistungen erfassen

An die Identifikation der Ökosystemleistungen schließt sich ihre Erfassung an. Die Erfassung kann anhand einer Vielzahl von verschiedenen 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 2011) 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.

Ökosystemleistungen bewerten

Die Bewertung stellt den dritten Schritt des Dreiklangs „Identifizieren – Erfassen – Bewerten“ dar. Für die Bewertung selbst stehen vielfache Methoden zur Verfügung (siehe Kap. 2.1.5). 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 Geldäquivalenten) von Veränderungen der Naturressourcen den „wahren“ Wert des Ökosystems erfasst (siehe auch Abbildung 8).

Tabelle 2: Vorläufige Auswahl für ein Monitoring von Ökosystemleistungen in Deutschland
(Quelle: NATURKAPITAL DEUTSCHLAND – TEEB DE 2012)

Regulierungsleistungen
<p><u>Minderung von Klimagasemissionen:</u> Durch die Produktion von Biomasse wird der Atmosphäre CO₂ entzogen und in pflanzlichen Substanzen gebunden. Die Erhaltung und Wiedervernässung von Mooren verhindert Kohlendioxidemissionen, die durch Zersetzungsprozesse in den ehemaligen Torfböden entstehen. Durch die Vermeidung von Grünlandumbruch und die Ausweitung von ökologischem Landbau wird die Speicherung von Kohlenstoff in den Böden erhalten und erhöht.</p> <p><u>Klimaregulierung und Luftfilterung in Städten:</u> Vegetationsflächen bewirken gerade in Städten einen Temperaturengleich und mindern ungesunde Temperaturextreme. Insbesondere Bäume filtern gesundheitsschädliche Feinstäube aus der Luft aus.</p> <p><u>Bereitstellung von Wasser mit hoher Qualität:</u> Unbelastete Ökosysteme sorgen für sauberes Trinkwasser. Naturnahe Flussufer verringern die zu hohe Nährstoffbelastung der Gewässer.</p> <p><u>Bestäubung:</u> Ein großer Teil der Nahrungsmittelproduktion ist auf eine Bestäubung durch Insekten angewiesen.</p> <p><u>Natürliche Schädlingsregulierung:</u> Die forstliche und landwirtschaftliche Produktion wird unterstützt durch die regulierende Wirkung natürlicher Antagonisten von Schadorganismen.</p> <p><u>Erosionsschutz:</u> Durch Bodenbedeckung, Randstreifen und Gehölze wird die Erosion durch Wind und Wasser vermindert und die Bodenfruchtbarkeit bewahrt.</p> <p><u>Hochwasserschutz:</u> Auwälder und Feuchtwiesen dienen als Überflutungsraum zur Wasserrückhaltung und mindern auf diese Weise die Schäden durch Hochwasser.</p> <p><u>Abwasserreinigung und Abbau von Nährstoffüberschüssen:</u> Kleinstlebewesen in Boden und Wasser bauen Abfallstoffe ab und sorgen so für eine Reinhaltung dieser Umweltbereiche.</p>
Kulturelle Leistungen
<p><u>Erholung und Gesundheit:</u> Naturnahe Landschaften, Freiräume und Grünflächen besitzen eine wesentliche Funktion für die Erholung und für die menschliche Gesundheit.</p> <p><u>Inspiration und Ästhetik:</u> Die Freude beim Betrachten von Natur ist Teil unserer Kultur, ebenso wie die Bezugnahme auf die Natur in der Kunst. Kunst und Design profitieren vielfach von der Inspiration durch Natur und natürliche Strukturen.</p> <p><u>Vertrautheit und Heimat:</u> Das Gefühl von Heimat und die Identifikation mit der Region ist vielfach mit dem Erlebnis vertrauter Landschaften verbunden.</p> <p><u>Bildung, Wissenschaft und Forschung:</u> Die Natur liefert u.a. eine Vielzahl an Vorbildern und Ausgangsstoffen für Anwendungen in Technik, Medizin, Pharmakologie und Nahrungsmittelproduktion. Sie ist damit Gegenstand von Forschung und Basis neuer Erkenntnisse und Produkte.</p>
Versorgungsleistungen
<p><u>Produktion von Nahrungsmitteln:</u> Fruchtbare Böden bieten günstige Voraussetzungen für die Produktion pflanzlicher Nahrungsmittel und sind indirekt über die Erzeugung von Futtermitteln auch Grundlage für die Tierproduktion.</p> <p><u>Produktion pflanzlicher Rohstoffe einschließlich Energierohstoffe:</u> Eine Vielzahl unterschiedlicher Ökosysteme stellt eine Fülle an verschiedenen Rohstoffen her, die z.T. auch als Energieträger dienen.</p> <p><u>Pharmazeutische Ressourcen:</u> Viele Pflanzen enthalten pharmakologisch wirksame Substanzen und liefern so die Basis für Stoffe, die in Arzneimitteln und Kosmetikprodukten eingesetzt werden.</p>

Aus dem Gesamtbereich der Ökosystemleistungen erfasst die ökonomische Bewertung zu-
meist nur einen kleinen Ausschnitt. Es gibt viele Werte, die sich einer Monetarisierung ent-
ziehen. 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 Unsicherhei-
ten (und damit fehlenden Indikatoren und Kennziffern), bleibt nur noch eine qualitative Erfas-
sung 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 Schadenshö-
he noch die Eintrittswahrscheinlichkeit bestimmt werden kann. Und was noch schlimmer ist:
wahrscheinlich sind sogar nur wenige dieser Wissenslücken überhaupt bekannt und wir wis-
sen in manchen Bereichen rein gar nichts von der biologischen Vielfalt sowie ihren Funktio-
nen und Leistungen.

Trotz aller Schwierigkeiten und berechtigter Kritik lohnt es sich für den Naturschutz sehr,
Bewertungen durchzuführen und eine immer bessere Qualität der Ergebnisse anzustreben!
Zunächst soll darüber nachgedacht werden, wie hoch der Wert aus ÖSL in Form von nicht
öffentlichen Gütern ist, die zwar eher die Ausnahme aber trotzdem gelegentlich anzutreffen
sind.

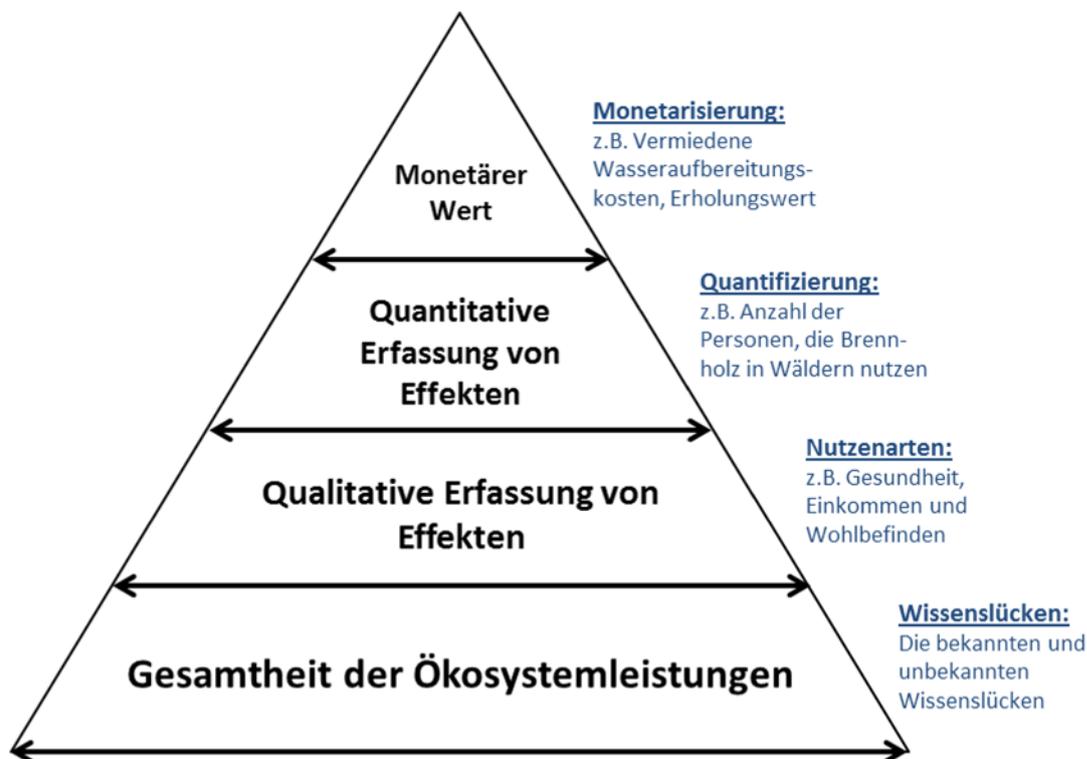


Abbildung 8: Werte von Biodiversität und Ökosystemen und ihre Erfassung.
Übersetzt nach P. ten Brink in TEEB (2008: 33).

2.1.4 Wie wird der Wert in der Ökonomie abgebildet? – Konsumenten- und Produzentenrente als Wohlfahrtsmaße

Im Rahmen des Konzeptes des Total Economic Value kann es z.B. für Fische aus einem Ökosystem einen Markt geben, auf dem sich aus einer Nachfrage- sowie einer Angebotsfunktion ein Preis für den Fisch ergibt. Es wird in der ökonomischen Theorie unterstellt, dass einzelne Nachfrager (Anbieter) eines Gutes dieses genau dann kauft (verkauft), wenn der Preis gerade noch dem Wert entspricht, der dem Gut beigemessen wird, bzw. gerade noch die Produktionskosten deckt. Da die Gruppe der Konsumentinnen und Konsumenten ein Gut in der Regel umso mehr nachfragt, je niedriger der Preis ist, verläuft eine übliche aggregierte Nachfragekurve N wie in Abbildung 9 dargestellt. Gleichzeitig wird die Gruppe der Produzierenden von einem Gut umso mehr anbieten, je höher der Preis ist, es ergibt sich eine Angebotskurve A , die auch in Abbildung 9 dargestellt ist. Es stellt sich bei einem Marktpreis p für die von dem Gut gehandelte Menge M eine gesellschaftlich optimale Situation für diesen Markt ein.

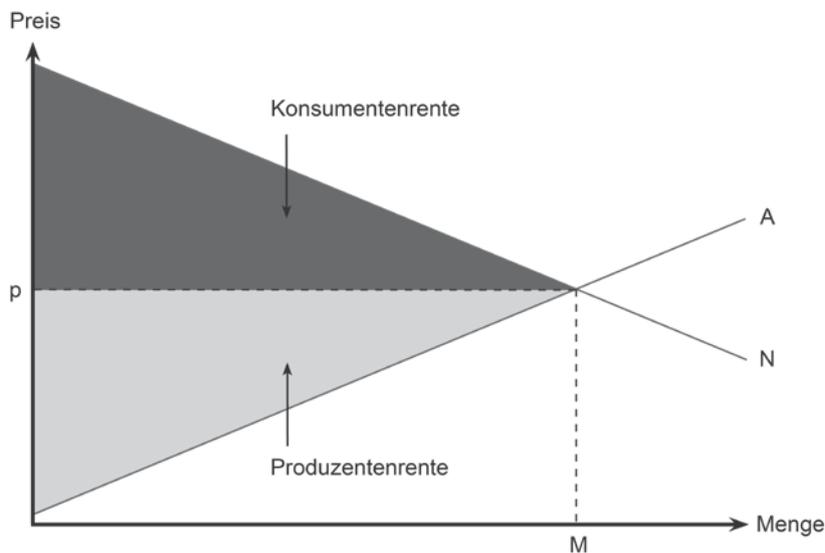


Abbildung 9: Lineare Angebots- und Nachfragefunktion, Preis (p), Menge (M), Konsumenten- und Produzentenrente.
Quelle: Eigene Darstellung.

Alle Käufer und Verkäufer kaufen bzw. verkaufen nun zum Preis p die Gesamtmenge M . Fast alle einzelnen Käufer wären aber auch bereit gewesen, mehr für das Gut zu bezahlen, und viele Produzenten hätten es bereits zu einem geringeren Preis angeboten. All diese Käufer und Verkäufer haben also einen Nutzen daraus, dass der Fisch zu p gehandelt wird. Für einzelne Nachfrager liegt der Preis unter ihrem Grenznutzen (d.h. dem zusätzlichen Nutzen aus dem Kauf einer zusätzlichen Einheit des Gutes), für einzelne Anbieter liegt der Preis über ihren Grenzkosten (d.h. den zusätzlichen Kosten, die bei der Produktion einer zusätzlichen Einheit des Gutes entstehen), beide haben also einen Nutzen in Höhe der Differenz Grenznutzen minus Marktpreis bzw. Marktpreis minus Grenzkosten. Für die „letzten“ Käufer und Verkäufer, die gerade noch an dem Markt kaufen bzw. verkaufen (mit dem niedrigsten Grenznutzen bzw. mit den höchsten Grenzkosten), sinkt dieser Nutzen gerade auf null. Es

ergeben sich in der Summe die dunkelgraue Fläche als sogenannte „Konsumentenrente“ und die hellgraue Fläche als „Produzentenrente“.

Wenn die zu beurteilende Situation bzw. ein Teil eines Ökosystems sich in dieser Form darstellen lässt, dann ist die Summe aus Konsumenten- und Produzentenrente der Nutzen aus der Güterbereitstellung des Ökosystems (www.ecosystemvaluation.org/market_price.htm, letzter Zugriff am 03.07.2012). Ökonomen benutzen für diesen Wert auch den Begriff „gesellschaftliche Wohlfahrt“.

Diese Bewertung von Ökosystemleistungen anhand von tatsächlichen Preisen und Angebots- und Nachfragefunktionen setzt zum einen das Vorhandensein eines Marktes für diese spezielle Ökosystemleistung voraus, vor allem aber erfordert sie einen sehr hohen Grad an Information. Sie setzt nämlich genaue Kenntnisse über die Angebots- und Nachfragefunktionen voraus, die man, anders als den sich ergebenden Preis, in der Regel nicht direkt am Markt „ablesen“ kann. Das Konzept der Konsumenten- und Produzentenrente ist daher wichtig um zu verstehen, welchen Nutzen Konsumenten oder Produzenten von gehandelten Gütern aus deren Kauf oder Verkauf ziehen. Diese Überlegungen zeigen nämlich, dass freie Preisbildung für ein Gut zwar die volkswirtschaftlich anzustrebende gehandelte Menge des Gutes festlegen kann, der Preis selber als Maßstab für den Nutzen aus dem bereitgestellten Gut aber nur bedingt taugt. Für die tatsächliche, praktische Erfassung von Werten der Ökosystemleistungen ist das theoretische Konzept der Konsumenten- und Produzentenrente jedoch mangels Informationen zumeist nicht anwendbar.

2.1.5 Welche 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 weder der Preis – wie beschränkt aussagefähig auch immer –, noch irgendwelche Renten zur Verfügung stehen, 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 Gutes maximal bereit zu bezahlen?). Der volkswirtschaftliche Gesamtwert der Änderung eines Ökosystems und seiner Leistungen ist die Summe aller daraus resultierenden Nutzen und Kosten.

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 2011, HANSJÜRGENS 2011.

Die unter IV genannte Verfahren gehören zwar nicht zur ökonomischen Bewertung (weil sie Präferenzen nicht erfassen, sondern Prozesse zur Herausbildung von Präferenzen darstellen), sollten aber immer auch in Betracht gezogen werden, da dies besonders bezüglich der Akzeptanz von Maßnahmen eine wichtige Rolle spielen kann.

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.

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.

Der große Vorteil der Marktbewertungsmethoden liegt darin, dass sie auf Daten basieren, die tatsächlichen (realen) Märkten entstammen oder zu solchen Märkten in Bezug stehen. Sie basieren somit auf „wirklichen“ Präferenzen oder getätigten Aufwendungen von Individuen. Zudem ist es relativ leicht, an solche Daten – z.B. Preise, Mengen, Kosten – zu gelangen. Marktbewertungsmethoden kommen z.B. dort zur Anwendung, wo ein Produkt, wie Holz oder Fisch oder Wasser, gehandelt wird, oder wo Ökosystemleistungen für die Erzeugung von Gütern von Bedeutung sind, beispielsweise bei der Bewertung von sauberem Wasser, das von lokalen Unternehmen als Input für Produktionsprozesse genutzt wird.

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 (siehe Kapitel 1.2) 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 Wal-

des 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 derselben. Eine Eigenschaft ist der Geldbetrag, den die befragten Teilnehmer in den verschiedenen Situationen zahlen müssten.

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. Wertpluralismus, Einkommensurabilität, nicht-menschliche Werte, oder soziale Gerechtigkeit.

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 durchführen.

Für bestimmte komplexe Umweltprobleme kann es auch sinnvoll sein, verschiedene Ansätze heranzuziehen. Beispielsweise haben GROSSMANN ET AL. (2010) bei einer Studie zu den Wirkungen einer Auenrenaturierung (i) die Hochwasserschutzwirkung mit der Schadenskostenmethode erfasst, (ii) die Erhöhung der Selbstreinigungskraft des Gewässers mit den geringsten Kosten, die anderweitig aufzuwenden wären, um den gleichen Reinigungseffekt zu erreichen, und (iii) die Erholungs- und Lebensraumfunktion mit direkten Befragungen zur Zahlungsbereitschaft.

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.

Bisher wurde dargestellt, wie sich identifizierte und erfasste Nutzen aus Ökosystemleistungen möglichst gut bewerten lassen. Um eine Entscheidung in der Naturschutzpraxis zu treffen, reicht dies jedoch oft nicht aus. In der Regel müssen außer den Nutzen auch die Kosten berücksichtigt werden. Außerdem stellt sich oft nicht die Frage, ob eine Maßnahme durchgeführt werden soll oder nicht, sondern es muss entschieden werden, wie begrenzte Mittel einzusetzen sind. Jeweils ist dann die Bewertung des Nutzens von Ökosystemleistungen ein Teil der Gesamtbetrachtung.

2.1.6 Alternative Entscheidungshilfverfahren: KNA, KWA oder MCA?

KNA, KWA und MCA sind die Abkürzungen für drei gebräuchliche Entscheidungshilfverfahren: Kosten-Nutzen-Analyse, Kosten-Wirksamkeits-Analyse und Multi-Kriterien-Analyse. Diese drei Verfahren haben in starkem Maße Eingang in öffentliche Entscheidungsprozesse gefunden, wo sie zum Teil sogar gesetzlich vorgeschrieben sind (z.B. in der Bundesverkehrswegeplanung). Angewendet werden sie 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 deutlich häufiger gesetzlich vorgeschrieben sind.

Kosten-Nutzen-Analyse (KNA)

Den Kern der Entscheidungsunterstützung mit Hilfe ökonomischer Bewertung stellt häufig die Kosten-Nutzen-Analyse (KNA) dar – oft wird sie mit der ökonomischen Bewertung sogar gleichgesetzt. Dabei wird dann „Ökonomische Bewertung“ nicht als ökonomische Bewertung von Ökosystemleistungen verstanden, sondern vielmehr als Bewertung einer Naturschutzfragestellung insgesamt. In der KNA werden die mit Hilfe der erwähnten Bewertungsverfahren ermittelten Nutzen der Ökosystemleistungen den Kosten für Maßnahmen zu deren Schutz oder Wiedergewinnung in Geldeinheiten (als mono-kriterielles Verfahren) gegenübergestellt. Die Vorteilhaftigkeit der in Frage stehenden Maßnahme aus volkswirtschaftlicher Sicht wird untersucht und die Durchführung der Maßnahme dann ggfs. als konkrete Politikempfehlung (Entscheidungsvorbereitung) formuliert. Wichtig bei der Erstellung einer KNA ist die 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 unternehmerische Investitionsentscheidungsregeln auf öffentliche Projekte angewendet, jedoch werden hier die Nutzen und Kosten deutlich weiter gefasst, da die ökonomischen Gesamtwirkungen im Fokus der Untersuchung stehen.

In der folgenden Box sind die Schritte einer KNA wiedergegeben (siehe dazu auch HANLEY, SPASH 1993; HANUSCH 2011). Die Beachtung dieser Schritte ist wichtig und die Darstellung der Schritte zeigt, 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. Die KNA geht also über die reine Monetarisierung von Nutzen und Kosten weit hinaus, diese stellt nur einen Schritt in dem Gesamtprozess 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, wie sie oben in Kapitel 1.1 beschrieben wurde. 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 (Mone-

tarisierung) 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 Kapitel 2.1.5).

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.

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.

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 (vorab) als Entscheidungshilfe fungiert und gleichzeitig als Evaluierungsmethode einer ex post (nachträglichen) Betrachtung dient (siehe Box).

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‘ (Punktstand). 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.

Die MCA 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.

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 Bruttosozialprodukt 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.

2.1.7 Fazit

Die ökonomische Bewertung der Natur 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. 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.

Vier spezielle Themen im Zusammenhang mit ökonomischer Bewertung werden im Folgenden noch detaillierter vorgestellt: zum einen die Frage nach Kosteneffizienz im Naturschutz (2.2), zum anderen mehrere der unter 2.1.5 vorgestellten Bewertungsmethoden von Ökosystemleistungen (2.3 – 2.5).

Wo kann ich mich informieren? – Weiterführende Literatur

Teile des vorliegenden Aufsatzes sind HANSJÜRGENS (2011) sowie NATURKAPITAL DEUTSCHLAND – TEEB DE (2012) entnommen.

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

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

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

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

Eine Auseinandersetzung mit den ethischen Grundlagen der ökonomischen Bewertung liefern:

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. Im Erscheinen.

WBGU (1999): Welt im Wandel. Umwelt und Ethik. Sondergutachten 1999. Metropolis, Marburg.

Weitere verwendete Literatur:

FROMM, O. (1997): Möglichkeiten und Grenzen einer ökonomischen Bewertung des Ökosystems Boden. Europäische Hochschulschriften: Reihe 5, Volks- und Betriebswirtschaft, Bd. 2215. Lang, Frankfurt/M. u.a.

HANLEY, N. & SPASH, C. L. (1993): Cost-benefit analysis and the environment. E. Elgar, Aldershot u.a.

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

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.

MA (2005): Millennium Ecosystem Assessment Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis. Island Press, Washington, D.C.

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.

2.2 Am Ende doch günstiger – Kosten und Kosteneffizienz bei der Bereitstellung von Naturschutzgütern

FRANK WÄTZOLD

BRANDENBURGISCHE TECHNISCHE UNIVERSITÄT COTTBUS

2.2.1 Kosteneffizienz im Naturschutz – oft falsch verstanden und doch wichtig

Die Forderung von Ökonomen nach mehr Kosteneffizienz im Naturschutz wird von vielen Naturschützern oft intuitiv abgelehnt. Diese Ablehnung beruht jedoch häufig auf einem falschen Verständnis des Begriffs Kosteneffizienz, der oft mit monetärer Bewertung von Naturschutzmaßnahmen, Mittelkürzungen oder sogar Neoliberalismus verwechselt wird. Angewandt auf den Naturschutz bedeutet Kosteneffizienz jedoch nichts anderes, als dass ein vorgegebenes Ziel (z.B. der Schutz einer gefährdeten Art) mit möglichst niedrigen gesellschaftlichen Kosten erreicht werden soll oder dass für gegebene Kosten (beispielsweise ein vorgegebenes Naturschutzbudget) soviel Naturschutz wie möglich erreicht wird. Kosteneffizienz ist wichtig, da sonst knappe gesellschaftliche Mittel verschwendet werden, die dann nicht mehr für andere wichtige Zwecke zur Verfügung stehen – einschließlich für mehr Naturschutz. Auch unter Akzeptanzgesichtspunkten ist der Naturschutz gut beraten, das Kriterium der Kosteneffizienz ernst zu nehmen, da er sich sonst dem dann sogar berechtigten Vorwurf der Verschwendung aussetzt.

Die Ausgestaltung von Naturschutzpolitik unter Kosteneffizienzgesichtspunkten ist jedoch in der Regel nicht trivial. Im Folgenden wird an Hand von zwei Beispielen gezeigt, wie unter Kosteneffizienzgesichtspunkten die Naturschutzpolitik verbessert werden kann. Das erste Beispiel beschreibt ein ökologisch-ökonomisches Modellierungsverfahren, mit dessen Hilfe Kompensationszahlungen für Artenschutzmaßnahmen kosteneffizient ausgestaltet werden können. Solche Zahlungen gibt es oft im Kontext von Agrarumweltprogrammen bzw. Vertragsnaturschutzprogrammen. Das zweite Beispiel bezieht sich auf Maßnahmen zum Schutz des Feldhamsters (*Cricetus cricetus*) in Mannheim. An diesem Beispiel wird deutlich, dass „vorsorgender“ Artenschutz nicht nur aus Artenschutzgründen besser ist als „nachsorgender“, sondern auch kostengünstiger sein kann. Für weitere Beispiele zur Verbesserung der Kosteneffizienz im Naturschutz sei auf HAMPICKE (2006) und WÄTZOLD (2008) verwiesen, ein Plädoyer für mehr Kosteneffizienz im Naturschutz findet sich auch im Memorandum Ökonomie für den Naturschutz (2009).

2.2.2 Fallstudie Kompensationszahlungen für Artenschutzmaßnahmen

In der EU werden jährlich mehr als 1 Mrd. Euro für Agrarumweltzahlungen ausgegeben, die den Schutz der biologischen Vielfalt in der Agrarlandschaft zum Ziel haben. Die Ausgestaltung dieser Zahlungen erfolgt im Wesentlichen auf nationaler bzw. regionaler Ebene. Eine entscheidende Frage ist hierbei die nach der Kosteneffizienz: wie sind für gegebene Mittel die Zahlungen auszugestalten, damit ein möglichst hohes Naturschutzniveau erreicht wird? Die Beantwortung dieser Frage ist nicht trivial, da hierbei ökologisches und ökonomisches Wissen mit einem Optimierungsverfahren verknüpft werden muss. Im Folgenden wird ein ökologisch-ökonomisches Modellierungsverfahren vorgestellt, mit dem Kompensationszahlungen für Artenschutzmaßnahmen kosteneffizient ausgestaltet werden können. Das Verfahren wurde am Beispiel einer gefährdeten Schmetterlingsart (dem Wiesenknopf-

Ameisenbläuling *Maculinea teleius*) für ein Gebiet in der Pfälzischen Rheinebene entwickelt, ist aber prinzipiell auch für andere gefährdete Arten anwendbar (vgl. ausführlich WÄTZOLD ET AL. 2007). Das Verfahren basiert auf einem Vier-Stufen-Ansatz, der in Anlehnung an WÄTZOLD & DRECHSLER (2006) hier kurz zusammengefasst wird.

Identifikation der Gefährdungsursachen (Stufe 1)

Der Wiesenknopf-Ameisenbläuling benötigt als Lebensraum Wiesen, auf denen der Wiesenknopf (*Sanguisorba spp.*) vorkommt, den der Schmetterling zur Eiablage benötigt, sowie eine Ameisenart, die für die Entwicklung der Larven wichtig ist (*Myrmica spp.*). Das Überleben des Bläulings hängt davon ab, wann und wie oft die Wiesen gemäht werden, da das Vorkommen des Wiesenknopfs und der Ameisen hierdurch bestimmt wird. Außerdem sollte nicht gemäht werden, während sich die Eier auf dem Wiesenknopf befinden. Durch die Intensivierung und Mechanisierung der Landwirtschaft gibt es eine „Synchronisierung“ der Mahdtermine in einer Region zum betriebswirtschaftlich optimalen Zeitpunkt (im Untersuchungsgebiet typischerweise einmal Mitte Mai und ein zweites Mal ca. sechs Wochen später), die dazu führt, dass der Schmetterling heute akut gefährdet ist, da der zweite Schnitt kurz nach Eiablage auf dem Wiesenknopf erfolgt.

Entwicklung von alternativen Schutzmaßnahmen und Abschätzung ihrer Wirkungen (Stufe 2)

Als mögliche Schutzmaßnahmen kommen alternative Mahdregimes in Frage. Um das kosteneffiziente Mahdregime zu identifizieren, ist es in einem ersten Schritt notwendig, alle potentiellen Mahdregimes zu identifizieren. Basierend auf den Überlegungen, dass (I) entweder jährlich oder alle zwei Jahre gemäht wird, (II) der erste Schnitt entweder Mitte Mai oder in einer der 13 folgenden Wochen erfolgt sowie (III) ein zweiter Schnitt gar nicht oder nach 4,6 oder acht Wochen getätigt wird, wurden insgesamt 112 verschiedene, mögliche Mahdregimes identifiziert. Mit Hilfe eines ökologischen Modells, das den Lebenszyklus des Schmetterlings simuliert sowie seine Bewegung in der Region, werden dann die Wirkungen der 112 verschiedenen Mahdregimes auf die Überlebensfähigkeit der Population abgeschätzt.

Abschätzung der Kosten der alternativen Schutzmaßnahmen (Stufe 3)

Die Kosten der unterschiedlichen Schutzmaßnahmen werden für jedes Mahdregime und jede Wiese in der Region abgeschätzt. Diese hängen von verschiedenen Faktoren ab, u.a. vom Mahdzeitpunkt, der Bodenqualität und der Wiesengröße. Es werden auch Transaktionskosten (damit sind im Wesentlichen Kosten der Informationsbeschaffung sowie der Anbahnung, Abwicklung und Kontrolle von Verträgen gemeint) für die Landwirte berücksichtigt.

Verbindung der Ergebnisse in einem Optimierungsverfahren (Stufe 4)

Die Ergebnisse der Abschätzungen der ökologischen Wirkungen der verschiedenen Mahdregimes (Stufe 2) und ihrer Kosten (Stufe 3) dienen als Input für ein Optimierungsverfahren, mit dessen Hilfe das kosteneffiziente Mahdregime (d.h. das Mahdregime, das für ein gegebenes Budget die Überlebenswahrscheinlichkeit der Schmetterlinge maximiert) und die dazugehörigen Kompensationszahlungen für die Landwirte bestimmt werden können.

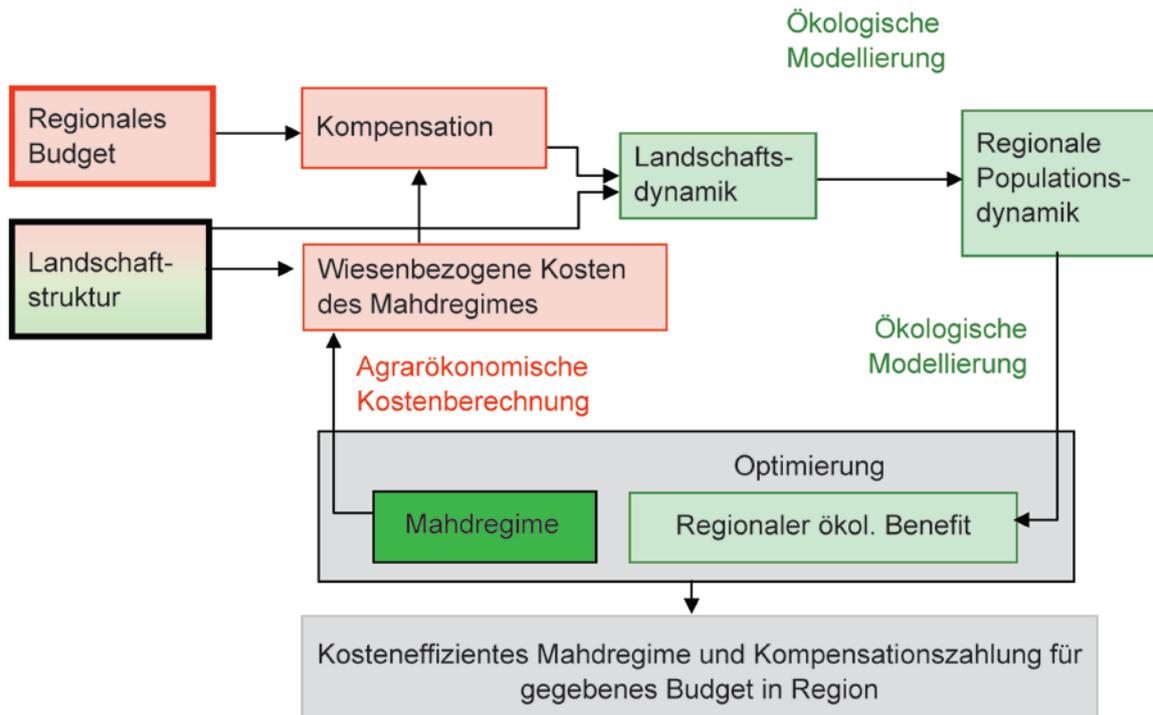


Abbildung 10: Ökologisch-ökonomisches Modellierungsverfahren.
 Quelle: WÄTZOLD & DRECHSLER (2006: 383), eigene Übersetzung.

Abbildung 10 illustriert die Funktionsweise des Modellierungsverfahrens. Ausgangspunkt ist eines der 112 Mahdregimes (grüne Box in Abbildung 10). Die Kosten der Implementierung des Mahdregimes werden durch die agrarökonomische Kostenabschätzung bestimmt. Die Kosten werden (u.a.) durch die Landschaftsstruktur beeinflusst und sind ein Faktor, der die Kompensationszahlungen für den Landwirt bestimmt (es wird davon ausgegangen, dass Landwirte ein gewünschtes Mahdverfahren implementieren, wenn die Kompensationszahlungen ihre Kosten übersteigen). Der andere Faktor ist das zur Verfügung stehende Budget; je höher das Budget, um so höher die Zahlungen, da mit einem steigenden Budget höhere Zahlungen geleistet werden können, die dazu führen, dass auch Landwirte mit höheren Kosten am Programm teilnehmen können. Durch die Kompensationszahlungen werden nun einige Wiesen nach dem geförderten Mahdregime gemäht, während andere Wiesen weiterhin nach dem in der Region vorherrschenden Mahdregime gemäht werden. Dadurch entsteht eine raum-zeitlich strukturierte Landschaftsdynamik, deren Effekte auf die Überlebensfähigkeit der Schmetterlingspopulation (regionaler ökologischer Benefit) mit Hilfe der ökologischen Modellierung abgeschätzt werden. Dieses Modell wird dann für alle 112 Mahdregimes für ein gegebenes Budget durchgerechnet. Damit kann das kosteneffiziente Mahdregime bestimmt werden, d.h. dasjenige, welches für ein gegebenes Budget zur höchstmöglichen Überlebensfähigkeit der Schmetterlingspopulation führt. Zum Beispiel ist für ein Budget von 10.000 € ein jährliches Mahdregime mit der ersten Mahd Ende Mai und der zweiten Mahd vier Wochen später unter Kosteneffizienzgesichtspunkten günstig.

Das Modellierungsverfahren bildet die Basis für eine Entscheidungshilfesoftware, die kostenlos im Internet verfügbar ist (www.macman.ufz.de/tool). Mit einem laufenden Projekt (siehe Details unter http://page.mi.fu-berlin.de/sturm/SokoBio/soko_bio_main_eng.html, letzter Zu-

griff: 03.07.2012) soll die Software weiterentwickelt werden, so dass sie in größerem Umfang für die Naturschutzpraxis genutzt werden kann. Ziel ist es, eine softwarebasierte Entscheidungshilfe zu entwickeln, mit deren Hilfe für die Bundesländer Sachsen und Schleswig-Holstein für ca. 30 gefährdete Vogel- und Schmetterlingsarten kosteneffiziente Kompensationszahlungen für Grünlandmaßnahmen bestimmt werden können, und die relativ einfach an sich ändernde ökonomische und ökologische Rahmenbedingungen (etwa Agrarpreise oder Klimaänderungen) angepasst werden kann.

2.2.3 Fallstudie zum vorsorgenden und nachsorgenden Naturschutz

Der Feldhamster ist durch die EU FFH-Richtlinie geschützt (er ist als gefährdete Art in Annex IV der Richtlinie aufgeführt). Dieser Schutzstatus führt dazu, dass beim Auftreten des Feldhamsters – wie auch bei anderen Arten, die einen ähnlichen Schutzstatus genießen – bei ökonomischen Entwicklungsprojekten ein relativ strenger Schutz erforderlich ist, der häufig zu beachtlichen Kosten führt. EPPINK & WÄTZOLD (2009) haben diese Kosten in der Region Mannheim in einer Fallstudie abgeschätzt.

In Tabelle 3 befindet sich eine Übersicht über die Maßnahmen zum Schutz des Feldhamsters in Mannheim und die damit verbundenen addierten Kosten für den Zeitraum von 2001 bis 2010. Diese sind nach Kosten für Kompensationszahlungen, Managementmaßnahmen und Kosten durch Veränderung von ökonomischen Entwicklungsmaßnahmen unterschieden, eine ausführliche Erläuterung, um welche Maßnahmen es sich im Detail handelt, wie die Kosten der Maßnahmen berechnet wurden sowie eine Erklärung des politischen und naturschutzfachlichen Hintergrundes findet sich in EPPINK & WÄTZOLD (2009).

Als Kompensation für die negativen Auswirkungen der geplanten Entwicklungsmaßnahmen auf den Feldhamster hat die Stadt Mannheim ein Artenhilfsprogramm Feldhamster ins Leben gerufen. Das Programm besteht im Wesentlichen aus Zahlungen an Landwirte für eine hamsterfreundliche Bewirtschaftung ihrer Äcker (geschätzte Kosten zwischen 214 Tsd. € und 264 Tsd. €) und aus Managementmaßnahmen zum Schutz und zur Regenerierung der lokalen Population (geschätzte Kosten zwischen 769 Tsd. € und 925 Tsd. €). Zusätzlich zum Artenhilfsprogramm Feldhamster gab es eine Reihe von Veränderungen und Verzögerungen bei Gewerbe- und Wohnbauprojekten, die volkswirtschaftlich sehr teuer waren, EPPINK & WÄTZOLD (2009) schätzen hier Kosten zwischen 19.588–38.295 Tsd. €. Damit stellt sich die Frage, ob der Feldhamster kosteneffizienter und effektiver geschützt hätte werden können.

Es ist sicherlich zu betonen, dass bei einer bereits stark gefährdeten Population der Schutz jedes einzelnen Individuums für den Erhalt der Population sehr wichtig ist. Die teuren Maßnahmen, die insbesondere auf den Schutz der Individuen abzielen, wie bspw. Veränderungen von Bauvorhaben, sind nicht notwendig, wenn die Population groß genug ist, so dass ihre Überlebensfähigkeit durch den Tod einzelner Individuen nicht gefährdet ist.

Damit drängt sich für künftige Fälle die Alternative eines *vorsorgenden* Feldhamsterschutzes auf, der in Mannheim idealerweise in dem Moment eingesetzt hätte, in dem eine Gefährdung der Population sichtbar wurde, und mit dem dann die teuren Veränderungen der Bauprojekte nicht notwendig gewesen wären. Ein solcher vorsorgender Artenschutz hätte frühzeitig mit Kompensationszahlungen an Landwirte für eine hamsterfreundliche Ackerbewirtschaftung beginnen müssen. In einer Beispielrechnung zeigen EPPINK ET AL. (2010), dass ein vorsorgender Hamsterschutz, der bereits 1980 mit Kompensationszahlungen begonnen hätte, um

mindestens (!) 17,2 Mio. € kostengünstiger gewesen wäre, als die in Mannheim durchgeführten Schutzmaßnahmen, und vermutlich auch noch zu einer deutlich größeren Hamsterpopulation geführt hätte.

Tabelle 3: Maßnahmen zum Schutz des Feldhamsters in Mannheim und damit verbundene Kosten (Quelle: EPPINK & WÄTZOLD (2009: 803), eigene Übersetzung, verändert)

	Kompensationszahlungen	Managementmaßnahmen	Zurückweisung, Veränderung und Verzögerung von ökonomischen Entwicklungsprojekten
Artenschutzprogramm Feldhamster	Zahlungen für hamsterfreundliche Bewirtschaftung von 24 ha Ackerland	Kartierung, Monitoring, Brutprogramm	-
Ökonomische Entwicklungsprojekte			
SAP Arena	-	1 km Zaun	Parkplatz um 7 ha reduziert; Parkhaus anstatt eines Parkplatzes
Sport und Messegebiet	-	-	-
IKEA	-	1 km Zaun	450 ha überwiegend Agrarland als Schutzgebiet ausgewiesen
Sandhofen	-	1 km Zaun	Bau eines Wohngebiets (6.4 ha) um ein Jahr verzögert; mögliche Erweiterung verhindert
Hochstätt	-	-	Wohngebiet um 10 ha reduziert
Geschätzte addierte Kosten in € von 2001–2010	214,453–263,647	769,101–924,881	19,587,867–38,294,573

2.2.4 Fazit: Zahlungen zur Honorierung ökologischer Leistungen kosteneffizient ausgestalten

Der kurze Beitrag hat an Hand von zwei Beispielen gezeigt, dass die stärkere Integration von Kosteneffizienz Gesichtspunkten in die Naturschutzpolitik zu mehr Naturschutz bei gleichen gesellschaftlichen Kosten führen kann. Beiden Beispielen ist gemein, dass für kosteneffiziente Artenschutzmaßnahmen Zahlungen an Landwirte benötigt werden. Zu betonen ist, dass die Gelder hierfür vorhanden sind. Um diese Gelder zu mobilisieren, ist allerdings eine massive Umstellung der landwirtschaftlichen Subventionen in Europa notwendig. Diese Subventionen werden momentan zu einem erheblichen Teil noch für eine Einkommensstützung von landwirtschaftlichen Betrieben verwandt. Eine pure Einkommensstützung von Unternehmen in einer Branche ist jedoch aus ökonomischer Sicht in keiner Weise zu rechtfertigen und in der Landwirtschaft ökologisch kontraproduktiv. Ökonomisch zu rechtfertigen sind allerdings Zahlungen an landwirtschaftliche Betriebe für die Bereitstellung von öffentlichen Gütern – etwa in Form von Naturschutz, Gewässerschutz und Klimaschutz. Durch eine Umstellung

der Subventionen weg von der direkten Einkommensunterstützung hin zu Zahlungen für öffentliche Güter wäre deutlich mehr Umweltnaturressourcenschutz möglich, ohne dass hierfür Steuern erhöht werden müssten (vgl. SACHVERSTÄNDIGENRATES FÜR UMWELTFRAGEN 2009).

Literatur

Der Text ist ein leicht veränderter Wiederabdruck aus einem Beitrag von Frank Wätzold zum Tagungsband „Mark(e) der Vielfalt – Erhalt der biologischen Vielfalt in Brandenburg“, der von der Fraktion BÜNDNIS 90/DIE GRÜNEN im Brandenburger Landtag im Jahre 2010 herausgegeben wurde. Der Autor bedankt sich herzlich für die Erlaubnis der Herausgeber für den Wiederabdruck.

DRECHSLER, M.; EPPINK, F. & WÄTZOLD, F. (2011): Does pro-active biodiversity conservation save costs? *Biodiversity and Conservation* 20, 1045-1055.

EPPINK, F. & WÄTZOLD, F. (2009): Comparing visible and less visible costs of the Habitats Directive: The case of hamster conservation in Germany, *Biodiversity and Conservation* 18 (4), 795-810.

EPPINK, F., Drechsler, M. & Wätzold, F. (2010): Does proactive biodiversity conservation save costs? Paper presented at the 12th Annual BIOECON Conference “From the Wealth of Nations to the Wealth of Nature: Rethinking Economic Growth”, Venice, September 27–28, 2010.

HAMPICKE ULRICH & ARBEITSGRUPPE LANDSCHAFTSÖKONOMIE GREIFSWALD (Wissenschaftliche Bearbeitung) (2006): Anreiz – Ökonomie der Honorierung ökologischer Leistungen, Herausgeber: Bundesamt für Naturschutz – BfN-Skript 179, Bonn-Bad Godesberg, BMU-Druckerei, 173 S.

Memorandum Ökonomie für den Naturschutz (2009): Memorandum Ökonomie für den Naturschutz – Wirtschaften im Einklang mit Schutz und Erhalt der biologischen Vielfalt, Greifswald/Leipzig/Bonn August 2009 (<http://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/themen/oekonomie/MemoOekNaturschutz.pdf>, letzter Zugriff: 03.07.2012).

SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN (2009): Für eine zeitgemäße gemeinsame Agrarpolitik (GAP). Stellungnahme, November 2009, Nr. 14.

WÄTZOLD, F.; DRECHSLER, M.; JOHST, K.; BERGMANN, H. & SETTELE, J. (2007): Ein modellbasiertes Verfahren zur Entwicklung ökonomisch effizienter Kompensationszahlungen für Maßnahmen zum Schutz gefährdeter Arten. *Natur und Landschaft* 82 (4), 137-142.

WÄTZOLD, F. in Kooperation mit ULRICH HAMPICKE und ARBEITSGRUPPE LANDSCHAFTSÖKONOMIE GREIFSWALD (Wissenschaftliche Bearbeitung) (2008): Effizienz im Naturschutz. Herausgeber: Bundesamt für Naturschutz – BfN-Skript 219, Bonn-Bad Godesberg, BMU-Druckerei, 217 S.

WÄTZOLD, F. & DRECHSLER, M. (2006) Policy instruments for environmental and natural resource management: economic perspective and integration of knowledge from natural sciences. In: JIARONG, G.; VESTE, M.; BAOPING, S. & BEYSCHLAG, W. (Hrsg.): *Restoration and stability of ecosystem in arid and semi-arid areas*. Science press, Beijing, 377-387.

2.3 Den Nutzen von Ökosystemleistungen indirekt sichtbar machen: Ersatz-, Schadens- und Vermeidungskosten

ACHIM SCHÄFER
ERNST-MORITZ-ARNDT-UNIVERSITÄT GREIFSWALD

2.3.1 Kosten als Konsequenz von Knappheit

Eine ökonomische Bewertung ist immer eine Abwägung zwischen verschiedenen Alternativen unter den Bedingungen der Knappheit, also der Differenz zwischen Wünschbarem und Vorhandenem. Knappheit ist relativ und zwingt uns alltäglich zur Wahl zwischen Alternativen. Wenn wir uns für eine Alternative entscheiden, verzichten wir auf den Nutzen der besten nicht gewählten Alternative. Diesen Verzicht bezeichnen Ökonomen als Opportunitätskosten der gewählten Alternative, wobei die Kosten nicht zwingend in Geldeinheiten beziffert werden müssen. Eine zentrale Aufgabe der Ökonomie besteht darin, die Konsequenzen unserer Handlungen und Entscheidungen sichtbar zu machen – also die damit verbundenen Kosten offenzulegen. Ein wichtiges Anliegen der ökonomischen Umweltbewertung ist es, die monetären Auswirkungen menschlicher Aktivitäten und Maßnahmen zur Verbesserung von Umweltzuständen im Rahmen einer Kosten-Nutzen-Analyse darzustellen.

Viele Umweltprobleme entstehen dadurch, dass die von der Natur bereitgestellten Güter und Leistungen keinen Preis haben, also nichts kosten (siehe Kapitel 1.2). Das führt dazu, dass die Nachfrage das zur Verfügung stehende Angebot übersteigt und es zu einer Übernutzung knapper Ressourcen kommt. Unter dem Primat der Nachhaltigkeit müssen bei klimarelevanten Knappheitsproblemen auch die langfristigen Folgen des Handelns berücksichtigt werden. Nach dem Leitbild der nachhaltigen Entwicklung soll die natürliche Aufnahmekapazität der Ökosysteme nicht überschritten und die Funktionsfähigkeit der Ökosysteme durch wirtschaftliche Aktivitäten nicht außer Kraft gesetzt werden (GEISENDORF ET AL. 1998, OTT & DÖRING 2004).

Das in der Umweltpolitik zentrale Leitbild der nachhaltigen Entwicklung verlangt, dass knappe natürliche Ressourcen umweltverträglich und wirtschaftlich sinnvoll genutzt werden und die Preise die „ökologische Wahrheit“ zum Ausdruck bringen sollen (VON WEIZSÄCKER 1989). Wenn es gelingt, dass solche Preise sich durchsetzen, sind sie ein wichtiger Indikator für Knappheit und sorgen dafür, dass mit knappen Gütern sorgsam umgegangen wird. Wenn solche Preissetzung nicht möglich ist, muss nach indirekten Möglichkeiten gesucht werden, um den sorgsamen Umgang mit natürlichen Ressourcen zu erreichen.

Eine Monetarisierung (siehe Kap. 2.1.3) der Ökosystemleistungen ist eine wichtige Grundlage für die politische Zielfindung sowie die Ausgestaltung wirtschaftspolitischer Steuerungsinstrumente. Das ist besonders dann von Bedeutung, wenn es konkurrierende Nutzungsmöglichkeiten von verschiedenen Ökosystemleistungen gibt. Monetäre Werte können politischen Entscheidungsträgern helfen, zwischen konkurrierenden Zielen, Ressourcen und anderen Konfliktpotenzialen abzuwägen. Sie liefern aber auch Informationen über den Stellenwert der Ökosystemleistungen für die Gesellschaft.

2.3.2 Ersatzkosten – (Wieder)herstellen von Ökosystemfunktionen

Die Ersatzkostenmethode geht davon aus, dass es möglich ist, einen gleichwertigen Ersatz für die von der Natur bereitgestellten Ökosystemfunktionen zu finden. Als Ersatzkosten werden für Ökosystemfunktionen die Beträge angesetzt, die erforderlich wären, um die von dem jeweiligen Ökosystem erbrachten Leistungen für die gesellschaftliche Wohlfahrt durch technische Substitute zu ersetzen. Eine wichtige Voraussetzung für die Anwendung der Methode ist, dass der Verlust oder die Beeinträchtigung einer Funktion durch einen „künstlichen“, von Menschen gemachten Ersatz kompensiert werden kann.

Die Monetarisierung der Ökosystemfunktionen kann auf der Grundlage der Kosten erfolgen, die für die Erstellung des „künstlichen“ Ersatzes entstehen. Die Kosten für den (technischen) Ersatz einer Ökosystemfunktion werden dann als Maß für den ökonomischen Wert der Funktion selbst verwendet. Die Monetarisierung erfolgt anhand von Marktpreisen der in Frage kommenden Alternativen. Die Ersatzkostenmethode kann als Maß für den Wert der betreffenden Ökosystemfunktion verwendet werden, wenn es mehrere Möglichkeiten gibt, die damit angestrebten Umweltwirkungen zu erreichen und am Ende dann die Kosten für die Alternative mit den geringsten Kosten angesetzt werden. Eine weitere wesentliche Voraussetzung für die Anwendung der Methode ist, dass überhaupt eine Nachfrage nach den Ökosystemleistungen besteht. Weiterhin ist zu beachten, dass die kausalen Ursache-Wirkungs-Zusammenhänge (z.B. Denitrifikationsraten) bekannt und hinreichend genau quantifizierbar sein müssen.

Unter Ersatzkosten kann man auch die Kosten verstehen, die man in Form von Substituten einspart, wenn man Ökosystemfunktionen (wieder)herstellt. Je nach Situation der jeweiligen Fragestellung können unterschiedliche Perspektiven hilfreich sein.

In der Vergangenheit wurde die Ersatzkostenmethode in zahlreichen Studien für die Bewertung verschiedener Ökosystemfunktionen angewendet:

- Neuschaffung und Wiederherstellung von verloren gegangenen Habitaten durch Ersatz im Rahmen der Eingriffs-Ausgleichsregelung.
- Trinkwasserschutz durch Wasserschutzgebiete anstelle von Wasseraufbereitungsanlagen.
- Gewässerschutz (Fließgewässer und Seen) durch Wiedervernässung von Mooren und Rückbau von Entwässerungsanlagen und Drainagen anstelle von Kläranlagen oder „künstlichen“ Klärteichen.
- Hochwasserschutz durch Schaffung von Retentionsflächen statt Deichbau im Zusammenhang mit der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie.
- Lawinenschutz in den Alpen durch Anpflanzung oder Erhaltung von Schutzwäldern anstelle von Verbauungen und Lawinenschutzgittern.

Einen frühen Überblick zur Anwendung der Ersatzkostenmethode gibt WESTMANN (1977), eine kritische Auseinandersetzung mit dem Ansatz erfolgt in SHABMAN & BATIE (1978) sowie in HEAL ET AL. (2005). Eine breite Anwendung hat die Ersatzkostenmethode in der Bewertung der Nährstoffretentionsfunktion von Feuchtgebieten erfahren (WOODWARD & WUI 2001).

2.3.3 Schadenskosten – Eingesparte Kosten durch Schadensabwehr

Die ökonomische Bewertung von Umweltschäden hat eine hohe Bedeutung für die quantitative Abschätzung der (externen, d.h. nicht vom Verursacher über den Preis getragenen) Kosten umweltschädigender Aktivitäten und bei der verursachergerechten Beurteilung umweltpolitischer Instrumente. Eine Monetarisierung von materiellen und immateriellen Umweltschäden erfolgt durch eine Erfassung der Folgekosten dieser Schäden oder durch eine Bewertung des entgangenen Nutzens infolge einer verringerten Umweltqualität, die direkt (z.B. Lärmbelästigung) oder indirekt über verschiedene Wirkungspfade (z.B. Gewässerverschmutzung) die gesellschaftliche Wohlfahrt mindert.

In den 1990er Jahren wurden in Deutschland mehrere Pionierstudien in den Bereichen Gewässerreinigung (EWERS & SCHULZ 1982), Luftreinigung (SCHULZ 1985), Waldschäden (EWERS ET AL. 1986) durchgeführt. Seitdem konzentriert sich die Forschung auf die Quantifizierung und Monetarisierung der mit dem Klimawandel verbundenen Schäden. Dabei besteht die große Herausforderung darin, dass die Schäden nur ansatzweise vorhersehbar sind und eine große Unsicherheit über das Ausmaß der zu erwartenden Schäden auf globaler Ebene besteht. Die Schadenskosten können daher nur mit Hilfe von integrierten Bewertungsmodellen berechnet werden. Dabei werden das Klimasystem und die Wechselwirkungen mit dem sozio-ökonomischen System durch Szenarien modelliert und die Schadenskosten in Abhängigkeit von verschiedenen Stabilisierungszielen, Treibhausgasemissionen und -pfaden ermittelt.

Schadenskosten z.B. einer heute emittierten Einheit eines Treibhausgases (THG) sind dann die Gegenwartswerte, also die auf heute abgezinsten (abdiskontierten) Kosten der Klimafolgeschäden, die diese Emission in der Zukunft verursacht. Die Schadenskosten werden hier definiert als marginale Kosten, also Kosten, die durch die Emission einer zusätzlichen Tonne eines Treibhausgases (t CO₂-eq.) entstehen. Die marginalen Schadenskosten dürfen nicht mit den gesamten Kosten des Klimawandels oder den durchschnittlichen Kosten der THG-Emissionen verwechselt werden.

Die Höhe der Kosten ist abhängig vom Zeitpunkt der Emissionen und der Entwicklung der gesamten THG-Emissionen und einer Reihe von Annahmen (z.B. bezüglich des Zeithorizonts, der Diskontrate, d.h. Rate der Abzinsung, oder der regionalen Schadensverteilung). Angesichts der langfristigen Wirkungen der Klimafolgen ist die Ermittlung der THG-Schadenskosten mit verschiedenen methodischen Schwierigkeiten (KUICK ET AL. 2008) und teilweise schwer zu rechtfertigenden Annahmen verbunden (SCHELLING 1995, LIND & SCHULER 1998, HAMPICKE 2011). Aufgrund unterschiedlicher Annahmen variieren die Ergebnisse innerhalb einer relativ großen Bandbreite zwischen 14 und 300 EUR je t CO₂-eq. (CLARKSON & DEYES 2002, PEARCE 2003). Verschiedene Autoren weisen darauf hin, dass die vorhandenen Studien die Kosten des Klimawandels eher unterschätzen, weil sie singuläre und extreme Ereignisse mit schwerwiegenden Folgen und die Kosten der Anpassung an den Klimawandel nur ansatzweise berücksichtigen können (TOL 2005, STERN 2006).

Trotz der vorhandenen Unsicherheiten benötigt die praktische Wirtschaftspolitik eine Orientierungsgröße, mit der die Klimafolgeschäden beurteilt werden können. Die vom Umweltbundesamt vorgelegte „Methodenkonvention zur ökonomischen Bewertung von Umweltschäden“ verlangt, dass die externen Kosten bei öffentlichen Investitionen in die Entscheidung einbezogen werden. Auf der Grundlage der Auswertung der umfangreichen Literatur zu den Kos-

ten des Klimawandels empfiehlt die Methodenkonvention die Verwendung marginaler Schadenskosten in Höhe von 70 EUR je t CO₂-eq. als anzusetzenden Schätzwert (UMWELTBUNDESAMT 2007).

Eine für den Naturschutz bedeutsame Anwendung des Schadenskostenansatzes ist der Moorschutz. Ein nicht entwässertes Moor speichert den in abgestorbenen Pflanzenresten enthaltenen Kohlenstoff im Torf, während ein trocken gelegtes Moor zu einem verstärkten Ausstoß von CO₂ führt. Durch intensive Acker- und Grünlandnutzung von 930.000 Hektar entwässerten Mooren werden in Deutschland jährlich etwa 20 Mio. Tonnen CO₂-eq. emittiert (SCHÄFER 2009). Durch eine umfassende Bilanzierung der monetären Effekte können die volkswirtschaftlichen Kosten und Nutzen der Moore und möglicher Maßnahmen für den Moor- und Klimaschutz (Wiedervernässung und Landnutzungsänderung) offengelegt werden.

Eine konsequente Anwendung der Methodenkonvention hat zur Folge, dass der oben genannte Schätzwert von 70 EUR je t CO₂-eq. auch für die Berechnung der externen Kosten der nicht-nachhaltigen, landwirtschaftlichen Nutzung potenzieller Moore, bei der jährlich etwa 25 t CO₂-eq pro Hektar emittiert werden, zu berücksichtigen ist. Die jährlichen Folgekosten in Höhe von 1.750 EUR je ha übersteigen damit erheblich die durch landwirtschaftliche Nutzung erbrachte Netto-Wertschöpfung, die im Durchschnitt der Wirtschaftsjahre 2005–2010 bei 657 EUR je ha lag (SCHÄFER 2012).

Durch Wiedervernässung solcher Standorte können die THG-Emissionen deutlich reduziert werden. Zwischen 2000 und 2008 wurden allein in Mecklenburg-Vorpommern etwa 30.000 ha Moore wiedervernässt. Dadurch können jährlich durchschnittlich etwa 10 t CO₂-eq. je ha eingespart werden (MSK MECKLENBURG-VORPOMMERN 2009). Der Wert der Treibhausgasreduktion durch die Umsetzung der Maßnahmen beträgt somit 30 Mio. EUR pro Jahr. Dabei ist zu beachten, dass die Umsetzung der Maßnahmen mit weiteren wohlfahrtsrelevanten Nutzenstiftungen (z.B. Förderung der Biodiversität, Stabilisierung des Landschaftswasserhaushaltes, Verbesserung des Mikroklimas) verbunden sind. Eine Monetarisierung dieser Zusatznutzen beinhaltet neben nutzungsabhängigen Werten auch nicht-nutzungsabhängige Werte, die mit geeigneten Methoden (z.B. Zahlungsbereitschaftsanalyse) ermittelt werden können. Die vermiedenen Schadenskosten infolge Wiedervernässung und Landnutzungsänderung müssen somit als eine Untergrenze für den Nutzen der Maßnahmen interpretiert werden.

2.3.4 Vermeidungskosten – Verzicht auf schädigende Nutzungen/Kosten alternativer Maßnahmen mit derselben Wirkung

Im Unterschied zu den Schadenskosten stehen die Vermeidungskosten in keinem unmittelbaren Bezug zu den im jeweils betrachteten Fall durch menschliche Aktivitäten verursachten Umweltschäden. Bei den Vermeidungskosten handelt es sich um Opportunitätskosten, die für die Vermeidung einer bestimmten umweltschädigenden Aktivität für die Erreichung eines vorgegebenen Umweltziels oder Referenzzustandes aufgewendet werden müssen.

Die Anwendung des Vermeidungskostenansatzes ist vor allem dann sinnvoll, wenn die Schadenswirkungen sehr komplex sind oder es keine Schätzungen zu den vermuteten Schäden gibt (z.B. Gewässer- und Klimaschutz). Bezogen auf bestimmte Zielvorgaben können die Kosten möglicher alternativer Maßnahmen, um das vorgegebene Ziel zu erreichen,

anhand von Marktpreisen relativ valide quantifiziert werden. Dabei müssen die Marktpreise allerdings korrigiert werden, Steuern, Subventionen und Gewinnanteile müssen herausgerechnet werden, da ausschließlich der volkswirtschaftliche Aufwand an knappen Produktionsfaktoren ermittelt werden soll.

Vermeidungskosten sind somit ein Maß für die Beurteilung der Effizienz einer Maßnahme im Vergleich zu anderen infrage kommenden Alternativen. Die Kenntnis der Vermeidungskosten ist für den Vergleich und die Identifikation kosteneffizienter Maßnahmen erforderlich. Aus ökonomischer Sicht sollen Umweltschutzmaßnahmen zuerst dort umgesetzt werden, wo dies mit den geringsten Kosten erfolgen kann. Der Vermeidungskostenansatz wird vor allem im Energiebereich (z.B. Wärmeerzeugung, erneuerbare Energien, energetische Gebäudesanierung) angewandt.

Ein weiteres Anwendungsfeld im Bereich der Landnutzung ist die Ermittlung von Vermeidungskosten für Klimaschutzmaßnahmen, vor allem durch Kohlenstofffestlegung in Waldökosystemen (SEDJO ET AL. 1997) und durch die Reduktion von Treibhausgasen aus land- und forstwirtschaftlich genutzten potenziellen Mooren. Für entwässerte Moorstandorte kommen diesbezüglich verschiedene Maßnahmen in Frage:

- Wiedervernässung von Acker, Grünland oder Brachen ohne Nutzung (Wildnis),
- Extensive Grünlandnutzung nach Wiedervernässung von Äckern und stark entwässertem Grünland,
- Wiedervernässung von Acker, Grünland oder Brachen mit umweltverträglicher Nutzung der Biomasse (Rohrglanzgras- und Schilfröhrichte, Seggenriede) und
- Neuwaldbildung durch Aufforstung und Sukzession nach Wiedervernässung.

In Abhängigkeit von der Ausgangssituation und der Intensität der erreichten Wiedervernässung ergibt sich durch die Umsetzung der Maßnahmen ein weites Spektrum möglicher THG-Reduktionspotenziale (SCHÄFER 2009). Bei den Kosten für die Umsetzung der Maßnahmen sind vor allem die Planungs- und Baukosten relevant. Die Kosten für 33 Wiedervernässungsmaßnahmen, die vor 2003 in Mecklenburg-Vorpommern durchgeführt wurden, betragen im Durchschnitt 1.070 EUR je ha (SCHÄFER & JOOSTEN 2005, S. 17). Die jährlichen Kosten können als ewige Rente ermittelt werden. Bei einem Zinssatz von 2% betragen diese dann 41,60 EUR je ha. Unter der Annahme, dass durch diese Maßnahmen jährlich etwa 10 t CO₂-eq. je ha eingespart werden können, liegen die Vermeidungskosten mit 4,16 EUR je t CO₂-eq. deutlich unter denen anderer Klimaschutzmaßnahmen in den Bereichen Energie, Verkehr (ENKVIST ET AL. 2007).

Wenn die Flächen nicht mehr landwirtschaftlich genutzt werden sollen, dann fallen gegebenenfalls zusätzliche Kosten für den Flächenerwerb oder Ausgleichszahlungen an die Landwirte an. Bei der Ermittlung volkswirtschaftlicher Vermeidungskosten dürfen Kosten für Flächenerwerb nur berücksichtigt werden, wenn diese den Werteverzehr des in Anspruch genommenen Produktionsfaktors Boden reflektieren. Da in den Bodenpreisen jedoch in hohem Maße auch Subventionen enthalten sind, müssen bei einer Ermittlung volkswirtschaftlicher Vermeidungskosten die Einflüsse von Subventionen (z.B. Flächenprämie) und anderen Transferzahlungen auf die Flächenpreise bzw. die aufzubringenden Ausgleichszahlungen abgezogen werden, da sie als eine Transferzahlung ohne Gegenleistung gewährt werden.

Die Vermeidungskosten standortgerechter Nutzungsalternativen (WICHTMANN & SCHÄFER 2005, WICHTMANN & WICHMANN 2011) liegen dagegen deutlich niedriger, weil keine Kosten für den Flächenerwerb anfallen. Vermeidungskosten entstehen dadurch, dass die nassen Produktionsverfahren (noch) nicht kostendeckend durchgeführt werden können. Das betrifft allerdings auch die gegenwärtig großflächig praktizierte Mulchwirtschaft, die naturschutzgerechte Bewirtschaftung besonders schützenswerter Biotope und die extensive Mutterkuhhaltung (MÜLLER & HEILMANN 2011), die daher in hohem Maße auf Förderung angewiesen sind. Außerdem verlangen sie eine weitere Entwässerung der Standorte und sind mit dem Problem konfrontiert, dass die Biomasseverwertung schwierig ist. Bei einer umweltverträglichen Erlenwertholzproduktion liegen die Vermeidungskosten bei sehr konservativen Annahmen zwischen 0 bis 4 EUR je t CO₂-eq. (SCHÄFER & JOOSTEN 2005). Ein Vergleich der Vermeidungskosten mit anderen Klimaschutzmaßnahmen der Bioenergieproduktion (ISERMEYER ET AL. 2008) zeigt jedoch, dass besonders „nasse“ Bewirtschaftungsverfahren auch ökonomisch eine durchaus interessante Alternative sind.

2.3.5 Fazit: Nutzen für die Naturschutzpraxis

Die kostenbasierten Bewertungsansätze liefern wertvolle Informationen für die politische Entscheidungsfindung, indem sie die ökonomischen Konsequenzen sichtbar machen und somit dazu beitragen können, dass knappe volkswirtschaftliche Güter und Ökosystemleistungen einer nachhaltigen Nutzung zugeführt werden können. Die ermittelten monetären Werte dürfen jedoch nicht mit dem gesamtgesellschaftlichen Nutzen der betrachteten Ökosystemfunktionen verwechselt werden, diese liegen i. d. R. noch deutlich höher. Mit der Umsetzung von Maßnahmen sind nämlich oftmals weitere Zusatznutzen verbunden, die in der praktischen Naturschutzpolitik als kommunikativer Hebel genutzt werden können.

Literatur

- CLARKSON, R. & DEYES, K. (2002): Estimating the social cost of carbon emissions. Government Economic Service Working Paper 140. HM Treasury, London.
- ENKVIST, P.-A.; NAUCLÉR, T. & ROSANDER, J. (2007): A cost curve for greenhouse gas reduction. *The McKinsey Quarterly* 1, 35-45.
- EWERS, H.-J. & SCHULZ, W. (1982): Die monetären Nutzen gewässergüteverbessernder Maßnahmen – dargestellt am Beispiel des Tegeler Sees in Berlin. Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- EWERS, H.-J., BRABÄNDER, H.D., BRECHTEL, H.-M., BOTH, M., HAYESSEN, E., MÖHRING, B., MOOG, M., NOHL, W. & RICHTER, U. (1986): Zur monetären Bewertung von Umweltschäden. Methodische Untersuchung am Beispiel der Waldschäden. Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- GEISENDORF, S., GRONEMANN, S. & HAMPICKE, U. (1998): Die Bedeutung des Naturvermögens und der Biodiversität für eine nachhaltige Wirtschaftsweise. Möglichkeiten und Grenzen ihrer Erfassbarkeit und Wertmessung. Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- HAMPICKE, U. (2011): Climate change economics and discounted utilitarianism. *Ecological Economics* 72, 45-52.
- HEAL, G., BARBIER, E., BOYLE, K., COVICH, A. CLOSS, S., HERSHNER, C., HOEHN, J., POLASKY, S., PRINGLE, C., SEGERSON, K. & SHRADER-FRECHETTE, K. (2005): Valuing ecosystem ser-

- vices: toward better environmental decision making. The National Academic Press, Washington D.C.
- ISERMEYER, F., OTTE, A., CHRISTEN, O., DABBERT, S., FROHBERG, K., GRABSKI-KIERON, U., HARTUNG, J., HEIßENHUBER, A., HESS, J., KIRSCHKE, D., SCHMITZ, P.M., SPILLER, A. SUNDRUM, A. & THOROE, C. (2008): Nutzung von Biomasse zur Energiegewinnung. Landwirtschaftsverlag, Münster-Hiltrup.
- KUICK, O., BUCHNER, B., CATENACCI, M., GORIA, A., KARAKAYA, E. & TOL, R.S.J. (2008): Methodological aspects of recent climate change damage cost studies. *Integrated Assessment Journal* 8 (1), 19-40.
- LIND, R.C. & SCHULER, R.E. (1998): Equity and discounting in climate-change decisions. In: NORDHAUS, W.D. (Hrsg.): *Economics and Policy Issues in Climate Change. Resources for the Future*, Washington, D.C., 59-96.
- MSK MECKLENBURG-VORPOMMERN (2009): Konzept zum Schutz und zur Nutzung der Moore. Fortschreibung des Konzeptes zur Bestandssicherung und zur Entwicklung der Moore. Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz Mecklenburg-Vorpommern, Schwerin.
- MÜLLER, J. & HEILMANN, H. (2011): Stand und Entwicklung der agrarischen Nutzung von Niedermoorgrünland in Mecklenburg-Vorpommern. *Telma*, Beiheft 4, 235-248.
- OTT, K. & DÖRING, R. (2004): *Theorie und Praxis starker Nachhaltigkeit*. Metropolis, Marburg.
- PEARCE, D.W. (2003): The social cost of carbon and its policy implications. *Oxford Review of Economic Policy* 19 (3), 1-32.
- SCHÄFER, A. (2009): Moore und Euros – die vergessenen Millionen. *Archiv für Forstwesen und Landschaftsökologie* 43 (4), 156-160.
- SCHÄFER, A. (2012): Moornutzung in Mecklenburg-Vorpommern: Monetarisierung der Ökosystemdienstleistung Klimaschutz. In: GRUNEWALD, K. & O. BASTIAN (Hrsg): *Ökosystemdienstleistungen analysieren und bewerten*. Springer-Akademie-Verlag, Berlin.
- SCHÄFER, A. & JOOSTEN, H. (Hrsg.) (2005): *Erlenaufforstung auf wieder vernässten Niedermooren*. DUENE e.V., Greifswald.
- SHELLING, T.C. (1995): Intergenerational discounting. *Energy Policy* 23, 395-401.
- SCHULZ, W. (1985): *Der monetäre Wert besserer Luft*. Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- SEDJO, R.A., SAMPSON, R.N. & WISNIEWSKI, J. (Hrsg.) (1997): *Economics of carbon sequestration in forestry*. Lewis Publishers, Boca Raton.
- SHABMAN, L.A. & BATIE, S.S. (1978): Economic value of natural coastal wetlands: A critique. *Coastal Zone Management Journal* 4 (3), 231-247.
- STERN, N. (2006): *The economics of climate change*. Cambridge University Press, Cambridge.
- TOL, R.S.J. (2005): The marginal damage costs of carbon dioxide emissions: an assessment of uncertainties. *Energy Policy* 33 (16), 2064-2074.
- UMWELTBUNDESAMT (2007): *Ökonomische Bewertung von Umweltschäden. Methodenkonvention zur Schätzung externer Umweltkosten*. Umweltbundesamt, Dessau.
- VON WEIZSÄCKER, E.U. (1989): *Erdpolitik – Ökologische Realpolitik an der Schwelle zum Jahrhundert der Umwelt*. Darmstadt.

- WESTMANN, W.E. (1977): How much are nature's services worth? *Science* 197, 960-964.
- WICHTMANN, W. & WICHMANN, S. (2011): Paludikultur: Standortgerechte Bewirtschaftung wiedervernässter Moore. *Telma*, Beiheft 4, 215-234.
- WICHTMANN, W. & SCHÄFER, A. (2005): Energiegewinnung von ertragsschwachen Ackerstandorten und Niedermooren. *Natur und Landschaft* 80 (9/10), 421-425.
- WOODWARD, R. & WUI, Y.-S. (2001): The economic value of wetland services: a meta-analysis. *Ecological Economics* 37, 257-270.

2.4 Den Nutzen von Ökosystemleistungen sichtbar machen: Reisekosten- und Immobilienpreismethode; Kontingente Bewertung

JÜRGEN MEYERHOFF
TECHNISCHE UNIVERSITÄT BERLIN

2.4.1 Reisekostenmethode – Von unterschiedlichen Aufwendungen für eine Reise auf den Wert der Natur schließen

Bei Verwendung der Reisekostenmethode werden die komplementären privaten Kosten, die bei der Inanspruchnahme eines öffentlichen Gutes entstehen, als Indikator für die Wertschätzung dieses Gutes durch die Nutzer herangezogen. Als Beispiel sind die Kosten in Form von Zeitaufwendung und Geld für die Anreise zu einem Naherholungsgebiet oder einem Nationalpark zu nennen. Dabei wird davon ausgegangen, dass diese Kosten mindestens die Wertschätzung für das entsprechende Gut widerspiegeln. Andernfalls würde die Nutzung dieses Gutes von den Personen nicht in Erwägung gezogen. Ziel der Reisekostenmethode ist es, aus den Informationen über den Besuch des Naherholungsgebietes oder des Nationalparks eine Nachfragefunktion für dieses öffentliche Gut abzuleiten.

Es sind drei Herangehensweisen zu unterscheiden (vgl. WRONKA 2004): Beim Zonenansatz wird für Entfernungs- und Anreisekostenzonen zu dem zu bewertenden Gut, z.B. einem Nationalpark, eine Besuchshäufigkeitsfunktion geschätzt. Aus dieser kann dann durch Variation von hypothetischen Eintrittspreisen eine Nachfragefunktion abgeleitet und so die Konsumentenrente als Maß für die Wertschätzung ermittelt werden. Allerdings bringt dieser Ansatz erhebliche Nachteile mit sich (z.B. Abgrenzung der umliegenden Zonen), weshalb ein Individualansatz der Reisekostenmethode entwickelt wurde. Hier stehen nicht mehr die Besuchsraten im Mittelpunkt, sondern der einzelne Besucher. Dieser Ansatz erfordert zwar eine aufwändigere Datenerhebung, erlaubt dadurch aber eine genauere Abbildung des Reiseverhaltens. So können z.B. „Merkmale“ des Reiseziels berücksichtigt werden (z.B. Anzahl der Tier- und Pflanzenarten, die zu sehen sind).

Die dritte Variante der Reisekostenmethode basiert auf der Random Utility Theory (HANLEY & BARBIER 2009). Diese Variante erlaubt es, gleichzeitig eine Vielzahl von Erholungszielen zu bewerten. Sie nutzt Auswahlentscheidungen von Personen, seien diese real oder hypothetisch, zur Bewertung von Reisezielen (wie zum Beispiel Naturschutzgebieten oder Nationalparks) und ähnelt daher den Discrete Choice-Experimenten (siehe 2.4.3). Die Grundidee dieser Variante der Reisekostenmethode ist, dass Personen zwischen verschiedenen, sich gegenseitig ausschließenden Alternativen die für sie beste Auswahl treffen. Die Alternativen können durch Merkmale wie Distanz zum Wohnort, Landschaftstypen, angebotene Erholungsaktivitäten und Ähnliches beschrieben sein. Basierend auf den Auswahlentscheidungen und weiteren Merkmalen wie mögliche Substitute und ihre Eigenschaften sowie soziodemografischen Daten erfolgt dann die Schätzung der Zahlungsbereitschaft.

Als ein Vorteil der Reisekostenmethode wird in der Literatur oft genannt, dass bei Anwendung dieser Methode die Bewertung auf tatsächlichen Entscheidungen beruht, da die Personen an den zu bewertenden Ort – zum Beispiel ein Naturschutzgebiet – tatsächlich gereist sind. Jedoch ist zu bedenken, dass die Informationen über die Reisen in der Regel auch wieder per Umfrage erhoben werden und damit nicht mehr auf einer wirklichen Beobachtung beruhen (und dass bei der auf der Random Utility Theory basierenden Variante zum Teil

auch hypothetische Wahlmöglichkeiten eine Rolle spielen). Ein weiteres Problem dieser Methode ist, dass die Zurechnung der getätigten Aufwendungen allein zur Naturqualität oftmals schwierig ist, da Reisen häufig nicht nur aus einem Grund unternommen werden. Wenn zum Beispiel der Besuch eines Naturschutzgebietes mit dem Besuch in der Nähe lebender Freunde verbunden ist, ist unklar, in welchem Umfang die getätigte Reise durch den Besuch des Naturschutzgebietes oder den Besuch der Freunde motiviert war. Die dritte Variante der Reisekostenmethode, die auf Auswahlentscheidungen beruht, hat bei Einbeziehung hypothetischer Wahlmöglichkeiten zwar nicht den genannten Vorteil der tatsächlich offenbarten Präferenzen, dafür aber auch nicht in dem Maße das Problem der Zuordenbarkeit, wie die ersten beiden Varianten. Sie hat sich daher in der Literatur durchgesetzt.

2.4.2 Immobilienpreismethode – Preisbestandteil „Naturqualität“ ermitteln

Die Immobilienpreismethode, auch als hedonischer Preisansatz bezeichnet, geht davon aus, dass der für eine Immobilie gezahlte Preis von den Eigenschaften der Immobilie abhängt. Hierzu gehören neben der Wohnfläche, der Anzahl der Zimmer etc. auch die Lage der Immobilie und das Wohnumfeld einschließlich der dort gegebenen Umweltqualität. Wenn diese Annahme stimmt, dann können sich Unterschiede in der Umweltqualität auf den Preis der Immobilie auswirken. So sollte der Preis für eine ansonsten gleichwertige Immobilie in einem Gebiet mit geringer Luftverschmutzung höher sein als für eine Immobilie in einem Gebiet mit hoher Luftverschmutzung; ähnlich verhält es sich mit Immobilien in der Nähe von Gebieten mit geringer versus hoher Naturqualität (z.B. Stadtparks). Die Unterschiede in den Preisen zwischen den beiden Zuständen mit „schlechter“ und „guter“ Umweltqualität, alle anderen Merkmale gleich, können genutzt werden, um die Wertschätzung der Immobilienkäufer für das Gut „Umweltqualität“ zu bestimmen.

Die Anwendung der Immobilienpreismethode setzt voraus, dass ein Markt für Immobilien besteht, auf dem Unterschiede im Preis aufgrund von unterschiedlichen Umweltqualitäten an den jeweiligen Standorten der Immobilien beobachtet werden können. Dies ist jedoch gerade bzgl. Naturschutz häufig nicht der Fall, da Naturschutzflächen eher selten nah an bebauten Gebieten liegen. Zudem ist zu bedenken, dass Transaktionen vorliegen müssen, das heißt Käufe und Verkäufe von Immobilien, da nur im Fall von Transaktionen Aussagen über die Wertschätzung abgeleitet werden können. Die Immobilienwerte von Häusern, die zum Beispiel in der Nähe eines Waldgebietes liegen, aber seit langer Zeit nicht mehr ver- und gekauft wurden, können nicht für die Bewertung des Waldgebietes herangezogen werden. Noch dazu muss eine hinreichend große Anzahl an Transaktionen vorliegen, damit der mittlere Einfluss der verschiedenen Umweltqualitäten statistisch abgesichert werden kann. Die Immobilienpreismethode dürfte daher am besten für die Bewertung von städtischem Grün geeignet sein.

2.4.3 Kontingente Bewertung und Discrete Choice-Experimente – Zahlungsbereitschaft unmittelbar erfragen

Die „Kontingente Bewertung“ und die „Discrete Choice-Experimente“ erfordern in ihrer Anwendung generell ein ähnliches Vorgehen. Bei Einsatz beider Methoden wird mit Hilfe von strukturierten Interviews ein hypothetischer Markt errichtet. Entsprechend sind den befragten Personen Informationen über das zu bewertende Gut, in der Regel eine Umweltveränderung, sowie zu den Rahmenbedingungen der monetären Bewertung zu geben. Hierzu gehören

Angaben über den Zahlungsempfänger (z.B. Regierung, Umweltorganisation) und das Zahlungsinstrument, mit dem der genannte Betrag zu zahlen wäre (z.B. Einkommenssteuer, Eintrittspreis). Darüber hinaus wird versucht, durch zusätzliche Fragen Informationen über die befragten Personen zu erhalten, die die Zahlungsbereitschaft erklären. Beide Methoden, Kontingente Bewertung und Choice-Experimente, unterscheiden sich allerdings in der Art und Weise, wie die Zahlungsbereitschaft ermittelt wird.

Bei Verwendung der Kontingenten Bewertung (KB) werden die interviewten Personen in der Regel nach ihrer Wertschätzung einer Umweltveränderung befragt. Der Begriff „Kontingente Bewertung“ bringt zum Ausdruck, dass die offenbarte Zahlungsbereitschaft in einem kontingenten (Bedingungs-)Zusammenhang mit dem alternativen Umweltzustand und dem in der Befragung konstruierten Markt steht. Wesentliches Merkmal für die Differenzierung zwischen verschiedenen Typen von Kontingenten Bewertungen ist die Frage nach der Zahlungsbereitschaft. Während in den historischen Anfängen der Kontingenten Bewertung im Wesentlichen ein offenes Frageformat verwendet wurde, wird in heutigen Anwendungen vorwiegend mit geschlossenen Formaten gearbeitet. Daneben werden auch Formate wie die Geldleiter (Payment Ladder) eingesetzt. Bei Anwendung des offenen Formats wird gefragt, wie viel die jeweilige Person für die zu bewertende Veränderung zu zahlen bereit ist. Sind die befragten Personen zahlungsbereit, dann nennen sie direkt den Geldbetrag, den sie maximal zu zahlen bereit sind. Anders beim geschlossenen Format: Hier wird den befragten Personen ein Betrag genannt und gefragt, ob sie bereit sind, diesen zu zahlen, um das Umweltgut zu sichern. Bei diesem Format müssen die Befragten also nur mit ja oder nein antworten. Da bei dieser Art der Abfrage pro Interview nur wenige Informationen gewonnen werden, wurden weitere Varianten wie das zweistufige Verfahren entwickelt: Abhängig von der Antwort auf die erste Frage wird anschließend ein höherer oder niedrigerer Betrag präsentiert und erneut ermittelt, ob die Person bereit ist, den Betrag zu zahlen. Generell lässt sich keine eindeutige Empfehlung für ein bestimmtes Frageformat ableiten. Etliche Arbeiten zeigen, dass es nicht per se das „beste Frageformat“ gibt (BOYLE 2003).

Bei den Discrete Choice-Experimenten (DCE) werden verschiedene alternative Umweltzustände miteinander verglichen. Die Grundidee ist, dass Umweltgüter über ihre einzelnen Charakteristika beschrieben werden können (HOLMES & ADAMOWICZ 2003). So lässt sich eine Flussaue z.B. anhand ihrer Größe (Fläche in ha), der Überflutungshäufigkeit und der dort lebenden Tier- und Pflanzenarten beschreiben. Je nachdem, wie die einzelnen Eigenschaften ausgeprägt sind (z.B. niedrige oder hohe Artenvielfalt), ergeben sich aus der Kombination der Attribute unterschiedliche Güter. Sie werden bewertet, indem die befragten Personen zwischen verschiedenen Alternativen wählen, die meist auch den gegebenen Zustand (Status-quo) einschließen. Alle Alternativen werden mit ihren Attributen und deren Ausprägungen beschrieben.

Um die Zahlungsbereitschaft ermitteln zu können, enthalten DCE auch ein monetäres Attribut. Die Wahrscheinlichkeit, dass eine Alternative gewählt wird, kann anhand der Attribute, die die Alternativen beschreiben, und anhand der individuellen Merkmale der befragten Personen untersucht werden. Hierbei wird – alles andere konstant bleibend – angenommen: Je höher die Ausprägung der wünschenswerten Eigenschaften einer Alternative ist, desto größer ist der Nutzen und desto eher wird diese von einer Person ausgewählt. Umgekehrt ist es beim Preis: Hier wird davon ausgegangen, dass ein höherer Preis die Auswahlwahrscheinlichkeit verringert. Mit Hilfe eines statistischen Designs werden die Attribute so kombiniert,

dass der Einfluss einzelner Attribute auf die Auswahlwahrscheinlichkeit isoliert bestimmt werden kann (LOUVIERE ET AL. 2000). Je nach Design werden den befragten Personen mehrere „Choice Sets“, d.h. Kombinationen von Alternativen, mit der Bitte um Auswahl der jeweils bevorzugten Alternative vorgelegt. Mit Hilfe von ökonomischen Schätzverfahren können dann aufbauend auf den Auswahlentscheidungen der befragten Personen die auf die Gesamtbevölkerung hochgerechneten Zahlungsbereitschaften für verschiedene Umweltqualitäten berechnet werden.

2.4.4 **Fazit: Nutzen für die Naturschutzpraxis**

Alle drei beschriebenen Methodengruppen erlauben die Ermittlung der Zahlungsbereitschaft für Veränderungen in Natur und Landschaft. Die Reisekostenmethode und die Immobilienpreismethode haben den Vorteil, dass sie auf tatsächlichen Entscheidungen beruhen, sie sind aber nicht für alle Bewertungsfragen geeignet. So können mit ihnen zum Beispiel keine zukünftigen Veränderungen bewertet werden. Auch können beide Methoden in den meisten Fällen nur Zahlungsbereitschaften ermitteln, die sich aus der tatsächlichen Nutzung von Natur und Landschaft ableiten. Entsprechend sind beide Methoden darauf angewiesen, dass Transaktionen auf gegebenen Märkten – Kauf eines Hauses oder Durchführung einer Reise – in einem engen Zusammenhang zu den Veränderungen in Natur und Landschaft stehen, die bewertet werden sollen. Die beiden Methoden Kontingente Bewertung und Discrete Choice-Experimente basieren auf Umfragen und sind somit hier flexibler. Sie können auch unabhängig von einer Nutzung bestehende Zahlungsbereitschaften ermitteln. Auch können sie Entscheidungshilfe bei auf die Zukunft bezogenen Fragen bieten, etwa ob künftig weitere Naturschutzmaßnahmen durchgeführt werden sollen. Die Anwendung der drei genannten Methoden erfordert Kenntnisse in verschiedenen Disziplinen, um belastbare Ergebnisse erzielen zu können; ihre Anwendung in der Naturschutzpraxis dürfte daher in der Regel die Hinzuziehung von Experten erfordern.

Literatur

Einen ausführlicheren Überblick über die Ansätze der Reisekostenmethode geben PARSONS (2003), BOCKSTAEL & MCCONNELL (2006) sowie HANLEY & BARBIER (2009).

Ausführliche Beschreibungen der Immobilienpreismethode finden sich in TAYLOR (2003), BOCKSTAEL & MCCONNELL (2006) sowie HANLEY & BARBIER (2009).

Für eine Darstellung der Kontingenten Bewertungsmethode sowie der Discrete Choice-Modelle siehe z.B. BATEMANN ET AL. (2002), BOYLE (2003) sowie HOLMES & ADAMOWICZ (2003).

BATEMAN, I. J.; CARSON, R. T.; DAY, B.; HANEMANN, W. M.; HANLEY, N.; HETT, T.; JONES-LEE, M.; LOOMES, G.; MOURATO, S.; ÖZDEMIROGLU, E.; PEARCE, D.; SUGDEN, R. & SWANSON, J. (2002): *Economic Valuation With Stated Preference Techniques. A Manual*. Edward Elgar, Cheltenham.

BOCKSTAEL, N. E. & MCCONNELL, K. E. (Hrsg.) (2006): *Environmental and Resource Valuation with Revealed Preferences: A Theoretical Guide to Empirical Models. The Economics of Non-Market Goods and Resources*, hrsg. v. Ian J. Bateman, Vol. 7. Springer, New York.

- BOYLE, K. J. (2003): Contingent Valuation in Practice. In: CHAMP, P. A.; BOYLE, K. J. & BROWN, T. C. (Hrsg.): A Primer on Nonmarket Valuation. Kluwer, Dordrecht.
- HANLEY, N. & BARBIER, E. B. (2009): Pricing Nature. Cost-benefit Analysis and Environmental Policy. Cheltenham.
- HOLMES, T. P. & ADAMOWICZ, W. L. (2003): Attribute-Based Methods. In: Champ, P. A.; Boyle, K. J.; Brown, T. C. (Hrsg.): A Primer on Nonmarket Valuation. Kluwer, Dordrecht.
- LOUVIERE, J. J.; HENSHER, D. A. & SWAIT, J. D. (2000): Stated Choice Methods. Analysis and Application. Cambridge University Press, Cambridge.
- PARSONS, G. R. (2003): The Travel Cost Model. In: CHAMP, P. A.; BOYLE, K. J. & BROWN, T. C. (Hrsg.): A Primer on Nonmarket Valuation. Kluwer Academic Press, Dordrecht.
- TAYLOR, L. O. (2003): The Hedonic Method. In: CHAMP, P. A.; BOYLE, K. J. & BROWN, T. C. (Hrsg.): A Primer on Nonmarket Valuation. Kluwer, Dordrecht.
- WRONKA, T. C. (2004): Ökonomische Umweltbewertung. Vergleichende Analyse und neuere Entwicklungen der kontingenten Bewertung am Beispiel der Artenvielfalt und Trinkwasserqualität. Vauk KG, Kiel.

2.5 Benefit Transfer: Ermittelte Werte auf andere Orte übertragen

JÜRGEN MEYERHOFF
TECHNISCHE UNIVERSITÄT BERLIN

2.5.1 Was versteht man unter „Benefit Transfer“, was spricht dafür, was dagegen?

Anliegen des Benefit Transfer ist es, Ergebnisse über den ökonomischen Wert von Umweltveränderungen an einem bestimmten Ort, in der Literatur auch als Studienort (study site) bezeichnet, für die Bewertung einer ähnlichen Umweltveränderung an einem anderen Ort heranzuziehen (ROSENBERGER & LOOMIS 2003, WRONKA 2004). Der „neue“ Ort, an dem die per benefit transfer zu bewertende Veränderung lokalisiert ist, wird als Politikort (policy site) bezeichnet. Das zentrale Argument für die Durchführung des Benefit Transfer ist, dass die Durchführung einer komplett neuen Bewertungsstudie (sogenannte „Primärstudie“) mit einem zu hohen Aufwand verbunden ist. Dies gilt insbesondere, wenn Bewertungsmethoden wie die „Kontingente Bewertung“ oder „Discrete Choice Experimente“ zur Ermittlung der Zahlungsbereitschaft als Ausdruck der Wertschätzung zum Einsatz kommen. Beide Methoden basieren, wie in Abschnitt 2.4 beschrieben, auf Umfragen und sind aus diesem Grund in der Regel aufwendig und teuer. AHLHEIM & LEHR (2002) sehen in den hohen Kosten einen der Gründe dafür, dass diese Formen der ökonomischen Bewertungen in Deutschland bisher eher selten zum Einsatz gekommen sind, durch den Einsatz des Benefit Transfer könnten deutliche Kostenreduktionen erreicht werden.

Diesem Vorteil des Benefit Transfer stehen allerdings einige Nachteile gegenüber. Bisherige Studien haben gezeigt, dass der Benefit Transfer nicht immer zu Ergebnissen führt, die für dieselbe Umweltveränderung in derselben Größenordnung liegen, wie Ergebnisse aus primären Studien. Somit kann der Einsatz des Benefit Transfer zu deutlichen Abweichungen in beide Richtungen führen, d.h. sowohl zu einer Unter- als auch zu einer Überschätzung der Nutzen führen. Hier besteht nach wie vor deutlicher Forschungsbedarf (BROUWER 2000, NAVRUD & READY 2007). Ein weiteres Problem des Benefit Transfer ist, dass nur dann Ergebnisse ökonomischer Bewertungsstudien übertragen werden können, wenn eine hinreichend große Anzahl von primären Bewertungsstudien zu zumindest ähnlichen Umweltveränderungen vorliegt, also mehrere study sites vorhanden sind, um entweder durch mehrere Benefit Transfers die Validität zu überprüfen, oder aber um eine Plausibilitätsprüfung zu ermöglichen.

Dies führt zu einem der zentralen Kriterien für die Zulässigkeit eines Benefit Transfer. Es besteht in der Vergleichbarkeit der Umweltveränderungen zwischen den beiden Bewertungsorten, dem Studienort und dem Politikort. Viele Ökosystemleistungen sind nicht allein eine Funktion der Flächengröße, sondern von weiteren spezifischen Standorteigenschaften abhängig. Dominieren die standortspezifischen Eigenschaften, dann ist eine Vergleichbarkeit wahrscheinlich nicht gegeben. Denkbar wäre es, dass für die Einrichtung eines neuen Schutzgebietes im Süden von Deutschland eine primäre Bewertungsstudie durchgeführt wurde. Wird nun auch über die Einrichtung eines neuen Schutzgebietes in Norddeutschland diskutiert, stellt sich die Frage, ob die Ergebnisse aus der Studie für das Gebiet in Süddeutschland auf das zu errichtende Schutzgebiet in Norddeutschland übertragen werden können. Die Unterschiede hinsichtlich der zu schützenden Natur (z.B. Pflanzen- und Tierarten, Landschaftselemente) können sehr groß sein. Aber es können auch deutliche Unterschiede bestehen zwischen den Personen, die zu ihrer Zahlungsbereitschaft für die Einrich-

tung des Gebietes in Süddeutschland befragt wurden, und denen, die in Norddeutschland von dem dort zu errichtenden Schutzgebiet einen Nutzen haben würden. Diese Unterschiede können bedingt sein durch unterschiedliche Einkommensverhältnisse, aber auch durch jeweils andere Einstellungen gegenüber Natur und Landschaft. Auch die letztgenannten Unterschiede müssen unbedingt in eine Bewertung einfließen, da Ökosystemleistungen als Nutzen für die betroffenen Menschen definiert sind. Die Qualität der Ergebnisse aus einem Benefit Transfer hängen also ganz wesentlich davon ab, ob es erforderlich ist und – wenn ja – ob es gelingt, den Unterschieden zwischen den Standorten Rechnung zu tragen.

2.5.2 Verschiedene Verfahren des Benefit Transfer und ihre praktische Anwendung

Generell werden beim Benefit Transfer vier verschiedene Verfahren unterschieden (ROSENBERGER & LOOMIS 2003, WRONKA 2004): der direkte Transfer, der korrigierte Transfer, der Transfer von Bewertungsfunktionen und die Meta-Analyse. Während beim direkten Transfer die vorliegenden Werte ohne Korrektur direkt vom Studienort auf den Politikort übertragen werden, wird sowohl beim korrigierten Transfer wie auch beim Transfer von Bewertungsfunktionen versucht, Unterschieden zwischen den jeweiligen Orten Rechnung zu tragen. Beim korrigierten Transfer werden die Nutzenwerte durch einen Ausgleichsfaktor angepasst, um z.B. unterschiedliche Einkommensverhältnisse an beiden Orten zu berücksichtigen. Beim Funktionstransfer wird die für den Studienort ermittelte Zahlungsbereitschaft nicht direkt übertragen und dann korrigiert, sondern die Zahlungsbereitschaft am Zielort wird dadurch ermittelt, dass Werte des Politikortes (z.B. das durchschnittliche Einkommen der dort lebenden Bevölkerung) in eine für den Studienort geschätzte Nachfragefunktion eingesetzt werden. Das letztgenannte Verfahren verspricht eine höhere Genauigkeit der Bewertung als der direkte und der korrigierte Transfer, der Nachteil ist jedoch, dass die Werte für die in der Nachfragefunktion signifikanten Einflussgrößen auch für den Politikort bekannt sein müssen. Dies erfordert dann gegebenenfalls die Erhebung dieser Daten am Politikort und relativiert somit die Einsparungen von Kosten beim Einsatz des Benefit Transfer gegenüber einer Primärbewertung. Bei einer Meta-Analyse werden die Ergebnisse einer Vielzahl von Studien statistisch ausgewertet, um so wichtige Einflussfaktoren auf den ökonomischen Wert einer zu bewertenden Umweltveränderung zu ermitteln. Der Vorteil der Meta-Analysen ist, dass ihnen eine größere Menge an Informationen zugrunde liegt und damit die Nutzengrößen genauer an die Gegebenheiten des Politikortes angepasst werden können.

Die bisherigen Untersuchungen zur Validität des Benefit Transfer zeigen, dass er nicht in allen Fällen zu belastbaren Ergebnissen führt. Es können zwischen den aus Primärdaten und den aus einem Benefit Transfer abgeleiteten Ergebnissen erhebliche Unterschiede in der Höhe der ermittelten Zahlungsbereitschaft auftreten. In etlichen Studien, in denen zunächst in zwei Regionen Primärstudien zu einem gleichen bzw. ähnlichen Gut durchgeführt wurden und dann per Benefit Transfer die ermittelten Zahlungsbereitschaften wechselseitig übertragen wurden, ergaben sich z.T. recht große Abweichungen. Jedoch sollte dies nicht zu einer generellen Ablehnung des Benefit Transfer führen, denn es sind genug Situationen denkbar, in denen auch ein Ergebnis mit geringer Präzision für eine Entscheidungsunterstützung ausreichend ist. Daher ist vor dem Einsatz des Benefit Transfer zu entscheiden, welcher Grad an Genauigkeit der Bewertung in der jeweiligen Situation erforderlich ist. Geht es eher darum, eine grobe Vorstellung von der Größe des ökonomischen Nutzens zu bekommen, dann dürfte der Benefit Transfer ein geeignetes und hinreichendes Instrument zur öko-

nomischen Bewertung sein. Geht es hingegen darum, für eine Kosten-Nutzen-Analyse die mit einer Umweltveränderungen verbundenen Nutzen (oder Kosten im Falle einer Verschlechterung) möglichst genau zu bestimmen, dann dürfte die Durchführung einer primären Bewertungsstudie vorzuziehen sein. Diese Entscheidung hängt natürlich maßgeblich davon ab, welche Größenordnung die zu bewertende Umweltveränderung hat. Geht es darum, Maßnahmen zur Renaturierung eines kleinen Flusses durchzuführen, dann wären die Kosten für eine Primärstudie wahrscheinlich zu hoch. Geht es dagegen darum, an einem Fluss wie der Elbe Maßnahmen zur Vergrößerung der Überflutungsflächen durchzuführen, z.B. Deichrückverlegungen, dann dürfte ein größerer Aufwand für die Ermittlung des Nutzens eher gerechtfertigt sein. Eine Abwägung dieser Kosten für die Bewertung einerseits und des eventuellen Nutzens der in Frage stehenden Entscheidung andererseits muss im Einzelfall erfolgen.

2.5.3 Fazit

Insgesamt kann der Benefit Transfer für die Naturschutzpraxis ein wichtiges Instrument zur Bewertung von Umweltveränderungen sein. Allerdings müssen dafür einige Voraussetzungen erfüllt sein. Erstens sollten die Akteure, die den Benefit Transfer einsetzen wollen, vorher feststellen, welche Genauigkeit der Bewertungsergebnisse erforderlich ist. Je höher hier die Anforderungen sind, desto weniger dürfte der Benefit Transfer die Methode der Wahl sein. Zweitens muss eine hinreichend große Anzahl an Bewertungsstudien vorhanden sein, um Werte relativ sicher übertragen zu können. Dies trifft insbesondere dann zu, wenn eine Meta-Analyse durchgeführt werden soll. In Deutschland ist die Ausgangssituation für den Einsatz des Benefit Transfer nicht sehr günstig. Erste Übersichten (ELSASSER & MEYERHOFF 2007, MEYERHOFF & ELSASSER 2007) zeigen, dass zum einen die Anzahl der bisher in Deutschland durchgeführten Primärstudien nicht sehr hoch ist, und es zum anderen keine systematische Erfassung und Aufbereitung der wenigen vorliegenden Arbeiten gibt. Damit ist dann aber letztendlich auch nicht wirklich bekannt, ob nicht vielleicht doch für einen Benefit Transfer geeignete Studien in Deutschland vorliegen. Studien zur Qualität des Benefit Transfer mit Hilfe von Primärstudien, die im Ausland durchgeführt wurden, und dann auf deutsche „Sites“ übertragen wurden, verweisen auf zusätzliche Probleme der Methode bei der Übertragung von Erkenntnissen zwischen verschiedenen Ländern (LINDHJEM & NAVRUD 2007). Ein erster wichtiger Schritt hin zum Einsatz des Benefit Transfer in der deutschen Naturschutzpraxis wäre daher der Aufbau einer Datenbank mit den in Deutschland vorliegenden Studien.

Literatur

- AHLHEIM, M. & LEHR, U. (2002). Nutzentransfer: Das Sparmodell der Umweltbewertung. Perspektiven der Wirtschaftspolitik 3, 85-104.
- BROUWER, R. (2000). Environmental Value Transfer: State of the Art and Future Prospects. Ecological Economics 32, 137-152.
- ELSASSER, P. & MEYERHOFF, J. (2007): A Bibliography and Data Base on Environmental Benefit Valuation Studies in Austria, Germany and Switzerland. Part I: Forestry Studies. Arbeitsbericht des Instituts für Ökonomie 2007/01. Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft, Hamburg.

- LINDHJEM, H. & NAVRUD, S. (2007): How Reliable are Meta-Analyses for International Benefit Transfers? *Ecological Economics* 2-3 (66), 425-435.
- MEYERHOFF, J. & ELSASSER, P. (2007): A Bibliography of stated preference studies in Austria, Germany and Switzerland. In: MEYERHOFF, J.; LIENHOOP, N. & ELSASSER, P. (Hrsg.): *Stated Preference Methods for Environmental Valuation: Applications from Austria and Germany*. Marburg, Metropolis.
- NAVRUD, S. & READY, R. (2007): Lessons learned for Environmental Value Transfer. In: NAVRUD, S. & READY, R. (Hrsg.): *Environmental Value Transfer: Issues and Methods*. Dordrecht.
- ROSENBERGER & LOOMIS (2003): Benefit Transfer. In: CHAMP, P. A.; BOYLE, K. J. & BROWN, T. C. (Hrsg.): *A Primer on Nonmarket Valuation*. Dordrecht.
- WRONKA, T. C. (2004): *Ökonomische Umweltbewertung. Vergleichende Analyse und neuere Entwicklungen der kontingenten Bewertung am Beispiel der Artenvielfalt und Trinkwasserqualität*. Kiel.

3 Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis – Einige abschließende Bemerkungen

BERND HANSJÜRGENS, IMMA SCHNIEWIND
HELMHOLTZ-ZENTRUM FÜR UMWELTFORSCHUNG – UFZ

3.1 Ökosystemleistungen und Ökonomie können helfen...

Die Zerstörung der Natur, der anhaltende Verlust der biologischen Vielfalt und der Rückgang zahlreicher Ökosystemleistungen haben viele Ursachen. Die Wichtigsten sind: Klimawandel, Veränderungen der Landnutzung, Übernutzung, Umweltverschmutzung, die Einführung gebietsfremder Arten oder auch Veränderungen der Bevölkerungsstrukturen und Globalisierung der Wirtschaft.

Eine tiefer liegende Ursache kann darin gesehen werden, dass wir unser Naturkapital nicht wertschätzen. Wir treffen Entscheidungen, z.B. als Konsument, als Mitarbeiter eines Unternehmens oder als Gesellschaft im Ganzen, ohne dass wir uns darüber im Klaren sind, dass diese Entscheidungen in vielen Fällen mit einem nicht schonenden und nicht nachhaltigen Umgang mit der Natur und einer Überinanspruchnahme von Naturressourcen verbunden sind. Letztlich zerstören wir damit, oft unbemerkt und in kleinen Schritten, unsere eigenen Lebensgrundlagen, und beeinträchtigen unseren Wohlstand und unser Wohlbefinden. Was daher fehlt, sind Mechanismen, die uns die Werte der Natur und der Ökosystemleistungen sichtbar machen und zu veränderten Entscheidungen und verändertem Verhalten motivieren.

Ökonomische Bewertung in Verbindung mit dem Konzept der Ökosystemleistungen, kann an dieser Stelle helfen: sie kann deutlich machen, dass Natur ein „knappes“ Gut ist, für das es sich durchaus lohnt, etwas herzugeben (also etwas zu zahlen). Ökonomische Bewertung kann zeigen, dass Natur einen Kapitalbestand darstellt, der, damit er eine Dividende (nämlich Ökosystemleistungen für den Menschen) abwirft, sorgfältig gepflegt und erhalten werden muss. „Gute“ private und öffentliche Entscheidungen sollten daher das Naturkapital in gleicher Weise wie Sach- oder Humankapital behandeln: sie sollten so getroffen werden, dass die Natur gehegt und gepflegt wird. Bei Abwägungen (man beachte: nichts anderes sind Entscheidungen, wenn sie nicht vollkommen unreflektiert gefällt werden: das Ergebnis einer Abwägung von Vorteilen und Nachteilen) sollte dem Naturkapital und dem Erhalt ihrer vielfältigen Ökosystemleistungen eine gebührende Rolle beigemessen werden. Dafür müssen wir die einzelnen Leistungen der Natur in ihrer ganzen Vielfalt erkennen, wertschätzen und dieses Wissen in Entscheidungen integrieren.

Dieses Skript diene dazu, das Konzept der Ökosystemleistungen und eine ökonomische Denkweise vorzustellen und Personen, die sonst nicht mit Ökonomie in Berührung kommen oder ökonomische Ansätze nicht kennen, mit diesen näher vertraut zu machen. Anliegen des Natur- und Umweltschutzes können so in eine Sprache und Denkweise übersetzt werden, die vielen Menschen aus ihrem Alltagshandeln vertraut sind. Diese Menschen sprechen sich zwar, wenn sie gefragt werden, stets für die Natur und ihren Erhalt aus, aber sie verletzen dennoch bei ihren konkreten tagtäglichen Entscheidungen die Natur und tragen zu einer nicht nachhaltigen Nutzung derselben bei. Diese Personen könnten bei stärkerer Beachtung des ökonomischen Wertes der Natur zu einer „besseren“ Berücksichtigung von Naturbelangen in ihren Entscheidungen gelangen. Die ökonomischen Argumente können somit frucht-

bar für den Naturschutz genutzt werden; nicht als Ersatz für bisherige Argumentationen, sondern als hilfreiche Ergänzung, um insbesondere weitere Personenkreise jenseits des Naturschutzes argumentativ zu erreichen. Zugleich können sie Entscheidungsträgern aufzeigen, dass die Natur helfen kann, bestimmte Probleme kostengünstig und nachhaltig zu lösen, beispielsweise wenn es um nicht-technischen anstatt technischen Hochwasserschutz geht.

Zudem ging es in diesem Skript auch darum offenzulegen, dass die Ökonomie über eine Reihe von geeigneten methodischen Ansätzen verfügt, um Natur und Ökosystemleistungen „in Wert zu setzen“. Dazu gehören vor allem aus dem breiten Methodenfundus der Ökonomie entwickelte Bewertungsverfahren, die auf direkte oder indirekte Weise die Wertschätzung der betroffenen Bevölkerung erfassen und – sofern dies geht – in monetäre Werte übersetzen. Solche Ansätze der Bewertung sind deshalb erforderlich, weil die Leistungen der Natur zumeist nicht auf Märkten gehandelt werden und sie somit vermeintlich kostenlos verfügbar sind.

Ohne an dieser Stelle die in diesem Skript vorgestellten Ansätze noch einmal zu wiederholen: es ist offensichtlich, dass sie eine Vielzahl von Möglichkeiten bieten, um bei der Bewertung von Natur und Ökosystemleistungen einen Schritt voranzuschreiten. Es ist auch zu beobachten, dass diese ökonomische Betrachtung seit einigen Jahren auf dem Vormarsch ist. Es lohnt sich also, sich mit der ökonomischen Bewertung von Natur und ihrer Leistungen auseinanderzusetzen und sich über die damit verbundenen Vor- und Nachteile sowie Möglichkeiten und Grenzen zu informieren.

3.2 ...wenn wichtige Voraussetzungen beachtet werden

Es muss sehr deutlich auf einige grundlegende Einschränkungen hingewiesen werden, die sich aus einer ökonomischen Betrachtung von Natur und Ökosystemleistungen ergeben, sowie auf Voraussetzungen, die erfüllt sein müssen, damit solch eine Betrachtung möglich und hilfreich ist. (vgl. z.B. FROMM 1997):

- Ökonomische Bewertung beruht auf einer (zwar gemäßigten, aber doch) anthropozentrischen Perspektive. Es wird ausdrücklich nur das berücksichtigt, was dem Menschen einen Nutzen stiftet. Selbstwerte (intrinsische Werte) der Natur oder Funktionen der biologischen Vielfalt oder der Ökosysteme, also Werte dieser um ihrer selbst willen, bleiben bei einer ökonomischen Bewertung unberücksichtigt.
- Verteilungsfragen sind oft von geringerer Relevanz in der Ökonomie. Es geht darum, wie hoch die Vorteile (= Nutzen) einer bestimmten Ökosystemleistung sind, aber meist nicht um die Verteilung dieses Nutzens auf verschiedene Individuen oder Gruppen der Gesellschaft. Dies kann im Extremfall dazu führen, dass z.B. die Interessen einzelner Ressourcenausbeuter bzgl. der Nutzung von Holzressourcen sich gegenüber den Interessen der indigenen Bevölkerung durchsetzen, weil deren Nutzen absolut größer ist und Gerechtigkeitsüberlegungen keine Rolle spielen.
- Individuen können unterschiedliche Zahlungsfähigkeiten haben, die zu Unterschieden in ihrer Zahlungsbereitschaft für die Natur führen. Damit besteht die Gefahr, dass die Interessen von reichen Mitgliedern der Gesellschaft eher berücksichtigt werden als die von armen Personen.

- Ökonomische Bewertung bezieht sich auf die Bewertung von Veränderungen. Mit der Fragestellung „Wie viel bin ich bereit, für eine Verbesserung des Zustands der Natur herzugeben (zu zahlen)?“ will die Ökonomie die marginale Zahlungsbereitschaft (also die Bereitschaft, eine zusätzliche Qualitätsverbesserung zu erreichen) ermitteln. Der Ansatz ist ungeeignet, um den Wert eines Bestandes – des Naturkapitals als solchem – zu erfassen.
- Dies bedeutet zugleich, dass eine ökonomische Bewertung der Natur und ihrer Ökosystemleistungen dann besonders schlecht geeignet ist, wenn die bedrohte Natur oder deren Ökosystemleistungen „essentiell“ und „irreversibel“ sind. „Essentiell“ bedeutet, dass eine Leistung ganz wesentlich für den Erhalt der Lebensgrundlagen ist, man kann nicht auf sie verzichten. „Irreversibel“ sind Verluste der Natur, die nicht mehr rückgängig gemacht werden können. In beiden Fällen stößt eine ökonomische Betrachtung an ihre Grenzen, da man solche Fragen nicht einem Abwägungskalkül unterwerfen will. Hier sind ordnungspolitische Entscheidungen gefragt. Allerdings ist es überaus schwierig zu entscheiden, wann tatsächlich solche „essentiellen“ und/oder „irreversiblen“ Bedrohungen der Natur vorliegen.

Diese (und einige weitere, hier nicht angeführte) Einschränkungen sind stets im Blick zu behalten, wenn eine ökonomische Bewertung von Natur und ihrer Ökosystemleistungen in Erwägung gezogen wird. Sie sind grundsätzlicher Art und daher nicht oder nur sehr eingeschränkt durch ein kluges Design von Bewertungsansätzen aufzufangen.

3.3 Ökonomische Bewertung fruchtbar nutzen

Aus den genannten Einschränkungen folgt: Ökonomie ist natürlich nicht immer das Mittel der Wahl und es geht nicht darum, der Natur, jedem Baum oder jeder Wiese, ein Preisschild aufzukleben. Die ausschließliche Erfassung von Werten in monetären Größen ist in vielen Fällen nicht sinnvoll, in manchen Fällen auch nicht angemessen. Eine ökonomische Bewertung sollte also nicht bei allen möglichen Sachverhalten, die mit biologischer Vielfalt und Ökosystemleistungen zusammenhängen angewendet werden.

Diese Überlegungen wurden auch in der internationalen TEEB-Studie (TEEB 2011), in der auf den erheblichen, oft unterschätzten und vernachlässigten Wert der Natur hingewiesen wird, aufgegriffen. Der dort vorgestellte Ansatz (TEEB 2011) umfasst das Anerkennen, Aufzeigen und Einbeziehen von Werten der Natur:

- Die Anerkennung von Werten. Anerkennung bedeutet in diesem Zusammenhang, dass eine Gesellschaft etwas als wertvoll erachtet. Das Anerkennen mancher Werte kann eine Gesellschaft in sich tragen; wenn sie etwa Naturschutzgebiete ausweist, erkennt sie (zumeist implizit) den Wert der Natur an sich, den intrinsischen Wert der Natur an. Es bedarf dann keiner gesonderten ökonomischen Bewertung, ja sie kann sogar schädlich sein, falls sie anerkannte Werte der Gesellschaft in Zweifel zieht. Werden Werte von einer Gesellschaft nicht aus sich heraus anerkannt, dann muss die Anerkennung dringend angestrebt und befördert werden. Hierbei kann es helfen, Werte zu beziffern.
- Das Aufzeigen von Werten. Dies beinhaltet vor allem den Einsatz ökonomischer Bewertungsansätze, um dabei zu helfen, Werte der Natur oder von Ökosystemleistun-

gen sichtbar zu machen. Dies ist eine wichtige Voraussetzung, um Werte in Entscheidungen zu überführen, etwa indem Instrumente zur Durchsetzung politischer Ziele entsprechend ausgestaltet werden.

- Das Einbeziehen von Werten in Entscheidungen. Die Einbeziehung von Werten erfolgt dann idealerweise gezielt über Instrumente, etwa indem zum Schutz von Habitaten sinnvolle Kompensationszahlungen ermittelt werden oder durch Inwertsetzung ein Habitathandel möglich gemacht wird.

Dies bedeutet, man sollte sich immer fragen, was man mit der Identifizierung, Erfassung und Bewertung von Ökosystemleistungen jeweils erreichen will. Oft geht es darum, diese Leistungen „angemessen“ bei der Entscheidungsfindung zu berücksichtigen. Was heißt hier „angemessen“? Wenn zum Beispiel der Wert der Leistungen eines Waldes in der Nähe einer Stadt erfasst werden soll, weil überlegt wird, an seiner Stelle ein Möbelhaus zu errichten, werden Informationen über die vielfältigen Leistungen des Waldes gebraucht: seine Versorgungsleistungen mit Holz, Waldfrüchten oder Wild, seine Regulierungsleistungen durch die Beeinflussung des Mikroklimas, des Wasserkreislaufs oder der Luftfilterung, seine Bedeutung für die Erholung der in der Stadt lebenden Menschen, seine kulturellen Leistungen durch Bildung, vielleicht aber auch bestimmte Basisleistungen, die der Wald hervorbringt. Auch die biologische Vielfalt selbst kann eine solche Leistung des Waldes sein. Nun kann es mitunter viel wichtiger sein, diese vielfältigen Leistungen des Waldes qualitativ oder mit Hilfe von geeigneten Kennziffern und Indikatoren zu erfassen, als die Gesamtleistungen am Ende mit einem Geldbetrag zu beziffern, der den Anschein eines „Preises“ für den Wald erweckt. Quantitative Beschreibungen einzelner Leistungen oder Indikatoren (z.B. Anzahl der Führungen für Schulklassen, Anzahl der Wanderer oder Radfahrer, Temperatureffekt etc.) können im Einzelfall viel aussagekräftiger und letztlich auch für Entscheidungsträger angemessener sein als eine einzige aggregierte €-Größe. In anderen Fällen kann es jedoch sehr hilfreich sein, auch monetäre Dimensionen als Argumentationshilfe zur Verfügung zu stellen.

Hierfür lieferte der Tagungsband einen Überblick über Methoden ökonomischer Bewertung. Sie bieten Wege an, den ökonomischen Wert von Ökosystemleistungen abzubilden und dadurch wichtige Informationen für die Abwägung von volkswirtschaftlichen Nutzen und Kosten verschiedener alternativer Naturnutzungen zu liefern.

Inwertsetzung von Natur beschränkt sich jedoch 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. In den folgenden, jeweils spezifisch auf Moore, Auen und Gewässer, auf Wald und auf landwirtschaftliche Flächen ausgerichteten Tagungsbänden wird der Blick erweitert und es werden neben den Methoden der ökonomischen Bewertung auch andere Instrumente der Inwertsetzung wie Ordnungsrecht, Abgaben oder Zertifikatelösungen beleuchtet.

Literatur

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

TEEB (2011): Die ökonomische Bedeutung der Natur in Entscheidungen integrieren. Ansatz, Schlussfolgerungen und Empfehlungen von TEEB – eine Synthese. Bonn.

Die Autoren

CHRISTIAN ALBERT
Leibniz Universität Hannover
Institut für Umweltplanung
Herrenhäuser Str. 2
30419 Hannover
albert@umwelt.uni-hannover.de

BERND HANSJÜRGENS
Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ
Permoserstr. 15
04318 Leipzig
bernd.hansjuergens@ufz.de

CAROLIN KUGEL
Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ
Permoserstr. 15
04318 Leipzig
carolin.kugel@ufz.de

JÜRGEN MEYERHOFF
Technische Universität Berlin
Institut für Landschaftsarchitektur und Umweltplanung
FG Landschaftsökonomie
Straße des 17. Juni 145
10623 Berlin
juergen.meyerhoff@tu-berlin.de

CARSTEN NESSHÖVER
Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ
Permoserstr. 15
04318 Leipzig
carsten.nesshoever@ufz.de

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

IMMA SCHNIEWIND
Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ
Permoserstr. 15
04318 Leipzig
imma.schniewind@ufz.de

CHRISTOPH SCHRÖTER-SCHLAACK
Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ
Permoserstr. 15
04318 Leipzig
christoph.schroeter-schlaack@ufz.de

CHRISTINA VON HAAREN
Leibniz Universität Hannover
Institut für Umweltplanung
Herrenhäuser Str. 2
30419 Hannover
haaren@umwelt.uni-hannover.de

FRANK WÄTZOLD
Lehrstuhl Volkswirtschaftslehre, insbesondere Umweltökonomie
Postfach 101344
03013 Cottbus
waetzold@tu-cottbus.de