



Ecosystem Services – Eine Einführung

Lasse Loft¹, Alexandra Lux^{1, 2}

¹ Projektbereich F Ergebnis-Transfer und sozial-ökologische Aspekte klimabedingter Biodiversitätsveränderungen

² Institut für sozial-ökologische Forschung (ISOE)

Abstract: The Ecosystem Service approach has gained a lot of attention lately, as it interlinks ecosystems with the benefits humans derive from them. The Knowledge Flow paper at hand is giving a first overview of the Ecosystem Service approach. The paper focuses on the basic understanding of the concept and the definition of the term Ecosystem Services. It serves as a starting point for the development of a multiple classification system as a tool for ecosystem service inventories, assessment, and valuation studies. The paper briefly deals with the opportunities and challenges of an economic valuation of ecosystem services and provides the main research questions concerning an ecological assessment of ecosystems services.

1 Einleitung

Ökosysteme stehen heute vielfach unter hohem Nutzungsdruck durch den Menschen und treten die Szenarien zu den Folgen des Klimawandels ein, wird dieser Druck noch weiter erhöht. Das Aussterben von jährlich ca. 80.000 Arten ist hierfür nur ein Signal. Unabhängig davon, welche Rolle anthropogene Faktoren in diesen Dynamiken spielen, wird vor allem in der nachhaltigen Nutzung natürlicher Ressourcen ein Weg der Anpassung und Mitigation gesehen. Vielfach fehlen aber Kriterien, Instrumente und Verfahren, um alternative Nutzungsentscheidungen abzuwägen, wenn ökologische, ökonomische und soziale Zielstellungen integriert berücksichtigt werden sollen.

Mit dem Ansatz der ökosystemaren Dienstleistungen (engl. Ecosystem Services, ESS) verspricht man sich, eine Informationsbasis zur Entscheidungsunterstützung aufbauen zu können, die es ermöglicht, die von Ökosystemen ausgehenden Nutzenstiftungen systematisch zu erfassen, zu bewerten und darauf aufbauend Instrumente zur Regulation einer nachhaltigen Nutzung zu entwickeln. Dadurch soll letztendlich ein entscheidender Beitrag zum Erhalt funktionstüchtiger natürlicher Ökosysteme geleistet werden: *„Ecosystem service approaches to conservation offer a promising way to align conservation and production, simultane-*

ously enhancing human well being and protecting Earth's biodiversity and life-support systems. Developing market based mechanisms for ecosystem services by ascribing them value, both economic and social, may help diminish poverty and improve human welfare.“ (Goldmann et al. 2008: 9445)

Das vorliegende Knowledge Flow Paper soll einen ersten Einstieg in das Thema *Ecosystem Services* ermöglichen. Der Schwerpunkt des Papiers liegt auf der Frage, was sich genau hinter dem Begriff verbirgt. Diese Vorarbeiten dienen u.a. der Entwicklung einer Klassifikationsmatrix mit der Eigenschaften von ESS, ihre Abhängigkeiten und Nutzungen multikriteriell dargestellt werden können. Die Ausführungen zur Bewertung und Regulation ökosystemarer Dienstleistungen sind hingegen bewusst knapp gehalten worden, da die detaillierte Darstellung dieser Themen Gegenstand folgender Knowledge Flow Papers sein wird. Die nachfolgende Abbildung gibt einen ersten Überblick zu den mit ESS als Forschungsgegenstand verbundenen wissenschaftlichen Herausforderungen.

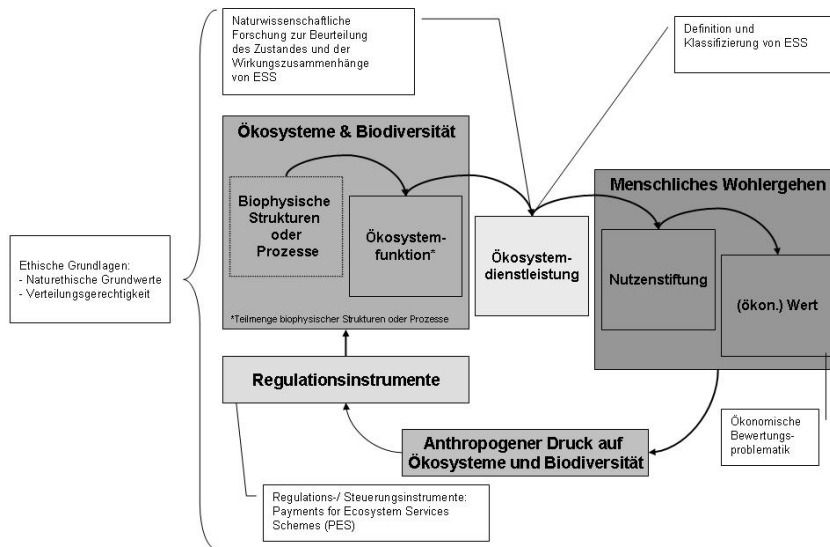


Abbildung 1: Forschungsschwerpunkte im Hinblick auf ESS
(Quelle: Eigene Darstellung in Anlehnung an Haines-Young/Potschin 2010)

Eines der meist zitierten, kritisch gewürdigten aber auch umstrittenen Konzepte zur Erfassung von ESS ist der Ansatz des Millennium Ecosystem Assessment (MA 2003, 2005). Es werden hier ESS kategorial nach versorgenden, kulturellen, regulierenden und unterstützenden Leistungen unterschieden, die auf jeweils unterschiedliche Weise menschliches Wohlbefinden erzeugen. Seit der Veröffentlichung des *Millennium Ecosystem Assessment (MA)* hat ein regelrechter Boom an Publikationen zum Thema ESS eingesetzt (Fisher et al. 2009; De Groot et al. 2010).

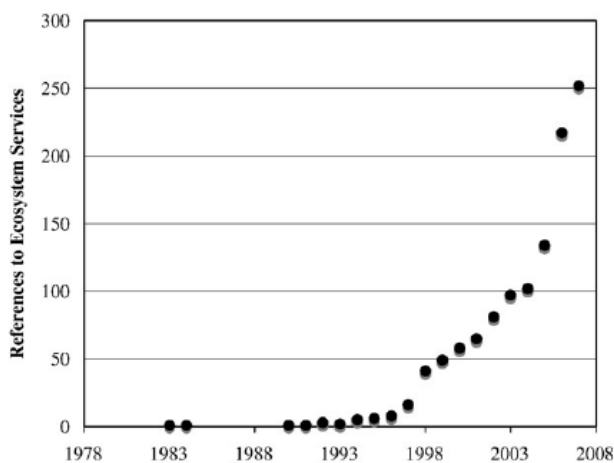


Abbildung 2: Anzahl wissenschaftlicher Publikationen, die den Begriff „ecosystem services“ oder „ecological services“ beinhalten. ISI Web of Science
(Suche bis 2007; Quelle: Fisher et al. 2009)

Betrachtet man die thematische Bandbreite der Publikationen zu ESS, so zeigt dies, dass sich der ESS-Ansatz in mehreren Wissenschaftsdisziplinen entwickelt. Aus Sicht der Naturwissenschaften geht es überwiegend darum, die ökologischen Prozesse zu verstehen, die zur Herausbildung ökosystemarer Funktionen führen, die wiederum für den Menschen einen Nutzen (ökonomisch, sozial) haben. Sozialwissenschaften und Ökonomik versuchen diesen anthropogenen Nutzen zu ermitteln und zu bewerten, um dann in Zusammenarbeit mit Ethikern, Politik- und Rechtswissenschaftlern gerechte Steuerungsinstrumente zu erarbeiten. Ihr Zweck liegt in der Regel darin, den Nutzen der ESS zu erhalten. Damit wird auch deutlich, dass es eine Bandbreite an Zugängen, Methoden und Verfahren zur Untersuchung von ESS gibt.

Nach herrschender Auffassung in der Literatur handelt es sich hinsichtlich des ESS-Ansatzes um ein sich weiterentwickelndes Konzept (Carpenter et al. 2006; Sachs/Reid 2006; Fisher et al. 2009). Insbesondere hinsichtlich der Messung, Modellierung sowie Kartierung von ESS und deren Veränderungen besteht zusätzlicher Forschungsbedarf. Die Bearbeitung dieser Problemstellungen setzt zunächst jedoch eine genaue Bestimmung des Forschungsgegenstands voraus, also eine klare und konsistente Definition des Begriffes ESS (Boyd/Banzhaf 2007). Des Weiteren besteht die Notwendigkeit, die verschiedenen ökologischen, ökonomischen und sozio-kulturellen Eigenschaften von ESS genau zu beschreiben und hierzu ein umfassendes Klassifizierungssystem zu entwickeln. Ein solches Klassifizierungssystem trägt zur besseren Vergleichbarkeit von ESS bei. Es ermöglicht Wechselwirkungen zwischen den ESS zu erkennen und vereinfacht damit die praktische Anwendung des Konzepts (Wallace 2007; Costanza 2008; Fisher et al. 2009).

2 Der Ansatz ökosystemarer Dienstleistungen – Grundlagen

Zentraler Ausgangspunkt für die Untersuchung von ESS sind ökologische Grundkonzepte: Ökosysteme sind dynamische Komplexe von Gemeinschaften aus Pflanzen, Tieren und Mikroorganismen, die zusammen mit ihrer anorganischen Umwelt eine funktionelle Einheit bilden und bis zu einem gewissen Grad zur Selbstregu-

lierung befähigt sind (Wittig/Streit 2004; Breckling/Müller 1997). Sie umfassen neben dem jeweiligen Artengefüge auch Interaktionen und Prozesse in einem Lebensraum, einschließlich der Wechselwirkungen zwischen den jeweiligen Bestandteilen (Kuttler 1993; Schaefer 2003). Dazu gehören auch die aus den Energie- und Stoffflüssen zwischen den Kompartimenten entstehenden ökologischen Funktionen, wie die Regulierung des Schadstoff- und Naturhaushalts sowie die Klimasteuerung (Niederstadt 1997).

In einer allgemeinen Begriffsfassung werden die Ökosystemfunktionen (ESF) als Ökosystemdienstleistung (ESS) bezeichnet, wenn der Funktion ein anthropogener Nutzen beigemessen werden kann. Der ESS-Ansatz stellt damit ein anthropozentrisches Konzept dar, denn erst eine sozial-ökonomische Bewertung ökologischer Strukturen und Prozesse lässt ihre eigenständige Betrachtung zu (De Groot et al. 2002; Haines-Young/Potschin 2010). Somit lassen sich Ökosystemdienstleistungen nur im konkreten gesellschaftlichen Kontext erfassen; sie können zu unterschiedlichen Zeitpunkten oder an verschiedenen Orten unterschiedlich wertvoll (monetär und nicht-monetär) wahrgenommen werden (Boyd/Banzhaf 2007; Wallace 2007). Kräuter beispielsweise werden erst dann als wertvoll wahrgenommen, wenn Kenntnisse über ihre Heilkraft oder ihren feinen Geschmack existieren; ansonsten werden sie als lästiges Unkraut bewertet, das – etwa inmitten einer englischen Gartenlandschaft – beim Jäten auch noch Kosten (Arbeitskraft und Zeit) verursacht.

Eine erste Schlussfolgerung für den wissenschaftlichen Zugang zu ESS ist daher, dass das Wissen um die sozialen Faktoren der Wertschätzung von Ökosystemprozessen und -funktionen genauso wichtig ist wie das Verständnis der ökologischen Zusammenhänge selbst (Haines-Young/Potschin 2010).

2.1 Definition

Der Begriff „ecosystem services“ wird oftmals auf Ehrlich und Ehrlich (1981) zurückgeführt. Seit dem hat es diverse Versuche gegeben, ESS genauer zu definieren, wobei in der aktuellen wissenschaftlichen Literatur überwiegend folgende Definitionen von ESS zitiert werden:

- „The conditions and processes through which natural ecosystems, and the species that make them up, sustain and fulfill human life“ (Daily 1997a: 3).
- „The benefits human populations derive, directly or indirectly, from ecosystem functions“ (Costanza et al. 1997: 253).
- „The benefits people obtain from ecosystems“ (MA 2005: 1).

Gemeinsam ist diesen Definitionen, dass ESS immer durch den gesellschaftlichen Blick auf ökosystemare, biophysische Prozesse und Funktionen definiert werden (Fischer et al. 2009). Doch vertreten die Autoren unterschiedliche Auffassungen darüber, wie sich ESF und ESS analytisch abgrenzen lassen und wie heuristisch zwischen ESS und dem Nutzen bzw. dem Wert von ESS unterschieden werden kann (Fisher et al. 2009; Wallace 2007; Boyd/Banzhaf 2007; Costanza 2008).

2.2 Differenzierung zwischen direktem und indirektem Nutzen

Nach Ansicht von Wallace (2007) lassen sich aufgrund der derzeitigen Begriffsbestimmung, die zur Bereitstellung von ESS führenden *Prozesse* nicht genau von den ESS als *Produkt* trennen. Als Beispiel sei hier die Wasserfiltrierung durch ein Waldökosystem angeführt. Der natürliche Nährstoffkreislauf führt zu einer Filtrierung von Süßwasser (Prozess) und dadurch zur Bereitstel-

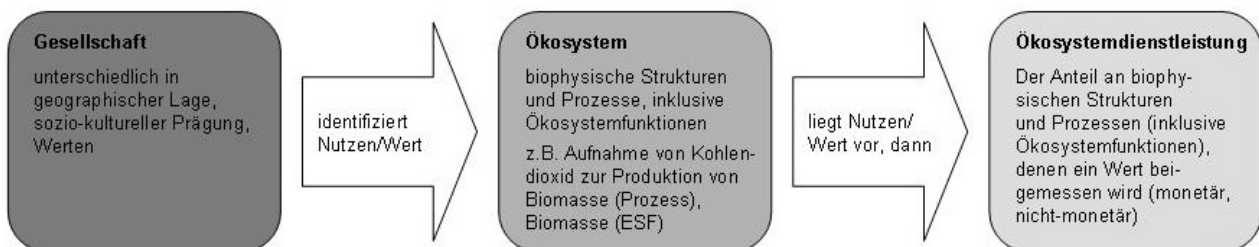


Abbildung 3: Definition des Begriffs „Ökosystemdienstleistung“ (Quelle: Eigene Darstellung 2010)

lung eines natürlichen Trinkwasserreservoirs (Produkt/Gut). Nach den oben aufgeführten Definitionen handelt es sich sowohl hinsichtlich des Wasserfiltrierungsprozesses als auch des Endprodukts „Trinkwasser“ um eine ESS. Dies führe Wallace folgend zu Unklarheiten darüber, was Gegenstand von Managementmaßnahmen sein solle und damit zu Problemen im Bereich der politischen Entscheidungsfindung zu Schutz und nachhaltiger Nutzung natürlicher Ressourcen. An dem gleichen Beispiel stellen Boyd und Banzhaf (2007) das Problem von Doppelbewertungen¹ fest: Bei der Berechnung der Wohlfahrt anhand eines „grünen Bruttoinlandsprodukts“ berücksichtigen sie deshalb nur jene ökologische Komponenten (inkl. ihrer Struktur), die den Menschen direkt einen Nutzen stiften (*final services*). Dieser enge Begriff lässt dann eine konsistente Quantifizierung nach den Regeln der Wohlfahrtsberechnung zu. Im Beispiel wird dann das saubere Trinkwasser als Produkt bei der Wohlfahrtsmessung mit einbezogen, aber nicht der vorgelagerte Prozess der Filtrierung. Diesen beschreiben sie als *intermediate service*, dessen indirekter Wert im Trinkwasser enthalten ist (vgl. auch Wallace 2007): „*Many, if not most, components and functions of an ecosystem are intermediate products in that they are necessary to the production of services but are not services themselves [...]. We emphasize that this does not mean these intermediate products are not valuable, rather that their value is embodied in the measurement of final ecosystem services.*“ (Boyd/Banzhaf 2007: 619)

Die von Wallace (2007) sowie Boyd/Banzhaf (2007) vorgenommene Differenzierung zwischen *final services* und *intermediate services* ist dann sinnvoll, wenn es darum geht, die ökologischen Zusammenhänge so zu strukturieren, dass Werkzeuge entwickelt werden können, die fundierte Entscheidungen beim Management von Ökosystemen unterstützen. In diesem Kontext kann es auch hilfreich sein, Methoden zu entwickeln, die eine Quantifizierung und ggf. Monetarisierung der ESS ermöglichen.

Sind ESS aber ein wissenschaftlicher Untersuchungsgegenstand, dann stellt sich die Frage, ob eine solche Einengung auf *final services* sinnvoll ist, schließt sie doch eine umfassende Betrachtung von Wirkungszusammenhängen aus. Es wird deshalb vorgeschlagen, die Differenzierung nicht auf Ebene der Definition vorzunehmen, also die *intermediate services* nicht aus dem weiten Begriff der ESS auszunehmen, sondern als eine Eigenschaftskategorie zu berücksich-

tigen. Dies hätte den Vorteil, dass im Rahmen eines ESS-Assessments auch alle ökologischen Eigenschaften und Zusammenhänge der *intermediate services* betrachtet werden könnten, gleichzeitig jedoch für die Teilmenge der *final services* Methoden der Quantifizierung und Monetarisierung angewendet werden könnten. Zusammen mit den oben kurz zitierten Unterscheidungen zwischen versorgenden, kulturellen, regulierenden und unterstützenden Leistungen aus dem Millennium Ecosystem Assessment hat man dann eine zweite Ebene zur Beschreibung der Eigenschaften spezifischer ESS, nämlich *final* und *intermediate services*. Zusammen kann dies die Grundlage eines Klassifizierungssystems für ESS bilden.

Folgt man dem anthropogenen ESS-Ansatz, existieren ESS nicht als solche. Wie oben gesehen, muss ihr Nutzen und der daraus resultierende Wert erst durch die Menschen zugeordnet werden. Boyd und Banzhaf (2007) sowie Wallace (2007) differenzieren daher im Rahmen ihrer ESS-Definition weiter zwischen den *end products of nature* und dem *benefit*, also dem konkreten korrespondierenden gesellschaftlichen Nutzen. Hierzu folgendes Beispiel: Ein natürlicher See mit Trinkwasserqualität ist ein Endprodukt der Natur, dem direkt ein gesellschaftlicher Nutzen beigemessen wird, wenn er als Trinkwasserreservoir dient (*final service*). Dieser lässt sich auch als Wert ausdrücken. Dem Bewuchs, durch den das (Regen)Wasser gefiltert wird und ohne den das Endprodukt „Trinkwasser“ nicht entstanden wäre, wird kein unmittelbarer Nutzen zugeordnet; es handelt sich in diesem Fall um einen *intermediate service*. Derselbe See mit Trinkwasserqualität kann in einem anderen Kontext jedoch unter den Begriff *intermediate service* subsumiert werden, nämlich dann, wenn der unmittelbare Nutzen im Freizeitangeln besteht und die besondere Wasserqualität lediglich dazu führt, dass in dem See der nötige Fischbestand vorhanden ist, der das Angeln ermöglicht. Der mittelbare Nutzen der besonderen Wasserqualität ist in diesem Fall in dem unmittelbaren Nutzen enthalten, den der Fischbestand dem Angler stiftet (Haines-Young/Potschin 2010 i.E.).

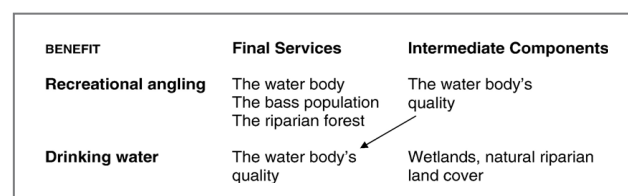


Abbildung 4: Unterschiedliche Kategorisierung von ESF (Quelle: Boyd/Banzhaf 2007)

Das Angel-Beispiel zeigt aber noch eine weitere Schwierigkeit bei der Analyse von ESS und ihrer Be-

¹ Die Nichtbeachtung der Doppelbewertungsproblematik war ein wesentlicher Kritikpunkt an dem vielbeachteten Artikel „The value of the world's ecosystem services and natural capital“ von Costanza et al. 1997.

wertung. Denn es ist zu unterscheiden zwischen ESS, die unmittelbar Nutzen stiften und solchen, die zwar ein Endprodukt der Natur sind, ihren Nutzen jedoch erst im Zusammenwirken mit anderen Gütern oder Leistungen entfalten (Boyd/Banzhaf 2007). Denn der Erholungswert, der durch Freizeitangeln entsteht, setzt sich zusammen aus den natürlichen Gegebenheiten (Landschaftsumgebung, See, Fische) und den konventionellen Gütern (Angel, Boot etc.). Die Menge an gefangenem Fisch stellt in diesem Fall keinen angemessenen Maßstab für eine Bewertung der ESS „Erholung“ dar. Der ästhetische Wert des Gesamtensembles Landschaftsumgebung, See und Fischbestand muss auf andere Weise ermittelt werden und dabei der Anteil berücksichtigt werden, der durch das konventionelle Gut – die Angel – gestiftet wird (siehe Abb. 5).

Differenzierung zwischen Leistungen natürlicher und bewirtschafteter Ökosysteme

Divergierende Auffassungen bestehen auch hinsichtlich der Frage, ob ESS nur von naturbelassenen Ökosystemen erbracht werden können, oder auch von bewirtschafteten Ökosystemen. Cowling et al. (2009) definieren ESS dieser Differenzierung folgend als „the end products of nature that benefit humans – provided by natural and semi natural habitats (wild nature)“ (Cowling et al. 2009: 9483). Eine ähnliche Unterscheidung nehmen Boyd/Banzhaf (2007) für die Bewertung/Messung der ESS in Form von erntbaren Endprodukten vor (z.B. Weizen, Äpfel etc.). Die konventionelle Landwirtschaft erfordere den Einsatz unterschiedlicher Eingangsgrößen (Bodengüte, Düngereinsatz, Arbeit), die sich auf das Ergebnis der Ernte niederschlagen, was eine Bewertung/Messung der ESS erschwere, da sie von zu vielen unnatürlichen Faktoren beeinflusst werde. Im Gegensatz dazu könne die Menge an erntbaren Endprodukten in nicht aktiv bewirtschafteten Ökosystemen ein Maßstab für die Bewertung der ESS darstellen (Boyd/Banzhaf 2007).

Im Hinblick auf die Entwicklung von Methoden zur Bewertung/Messung von ESS erscheint eine solche Differenzierung zwischen den Gütern und Leistungen bewirtschafteter und natürlicher Ökosysteme zwar als sinnvoll. Wenn es jedoch darum geht, den ESS-Ansatz weiterzuentwickeln und dabei in seiner Komplexität umfassend zu berücksichtigen, dann stellt ein Ausschluss der natürlichen Beiträge beispielsweise zur Nahrungsmittelproduktion auf der Ebene der Definition eine unakzeptable Einschränkung des Untersuchungsgegenstandes dar. Abgesehen davon, dass es in der Praxis schwierig sein wird in der Spannweite zwischen bewirtschafteten und natürlichen Ökosystemen eine scharfe Trennlinie zu ziehen, würden die meisten ESS der Kulturlandschaften Mitteleuropas von einem

so engen ESS Begriff ausgeschlossen. Es sollte daher einer weiten Definitionen von ESS gefolgt werden, die keine Unterscheidung zwischen natürlichen und bewirtschafteten Ökosystemen trifft.

2.2 Schlussfolgerung für die Definition des Begriffs Ökosystemdienstleistung

Die Beantwortung der derzeit bestehenden Fragestellungen rund um die Weiterentwicklung und die praktische Umsetzung des ESS-Ansatzes erfordert Kompetenzen von mehr als nur einer klassischen Wissenschaftsdisziplin. Eine Definition für ESS als Untersuchungsgegenstand ist daher so weit zu fassen, dass alle relevanten Problemstellungen erkannt werden können und disziplinenübergreifend eine gemeinsame Sprache gesprochen wird. Gleichzeitig muss jedoch eine gewisse Schärfe und Konsistenz erreicht werden, um den Begriff nicht bis auf die Bedeutungslosigkeit zu verwässern. Es wird daher vertreten, den Begriff der Ökosystemdienstleistungen in Anlehnung an die oben aufgeführten Begriffsbestimmungen weit zu definieren. Die erwähnten Differenzierungsmöglichkeiten zeigen, dass die Definition von ESS auch vom Untersuchungsziel abhängt. Will man einen Wohlfahrtsindikator (Grünes Bruttoinlandsprodukt) erstellen, ist die Fokussierung auf *final services* sinnvoll. Geht es um die Analyse von Wirkungszusammenhängen, Folgen von Veränderungen durch Klimawandel oder Landnutzungsentscheidungen, ist dieser Ansatz zu eng geführt; insbesondere dann, wenn ein Klassifizierungssystem entwickelt werden soll, das die Vergleichbarkeit von ESS ermöglicht. Dann setzen diese engen Definitionen mit der Ausklammerung der *intermediate services* aus dem Begriff der ESS und der Fokussierung auf quantitativ messbare Endprodukte an der falschen Stelle an (Costanza 2008). Die im Rahmen der Begriffsbestimmung entwickelten Differenzierungen zwischen *intermediate service*, *final service* und *benefit* können jedoch einen wesentlichen Beitrag zu einer systematischen Erfassung der ESS und ihrer diversen Eigenschaften leisten, wenn sie als Kategorien in ein Klassifizierungssystem einfließen.

Im Folgenden wird daher auf Definitionsebene einem weiten, von Fisher et al. (2009) formulierten ESS-Begriff gefolgt. Dieser berücksichtigt zwar die von Boyd/Banzhaf und Wallace entwickelten systematischen Differenzierungen, deckt sich inhaltlich aber im Wesentlichen mit den gängigen, weiten Definitionen von Costanza et al. (1997), Daily (1997) und dem MA (2005): „... *ecosystem services are the aspects of ecosystems utilized (actively or passively) to produce human well being. [...] ecosystem services include ecosystem organization or structure as well as process and/or*

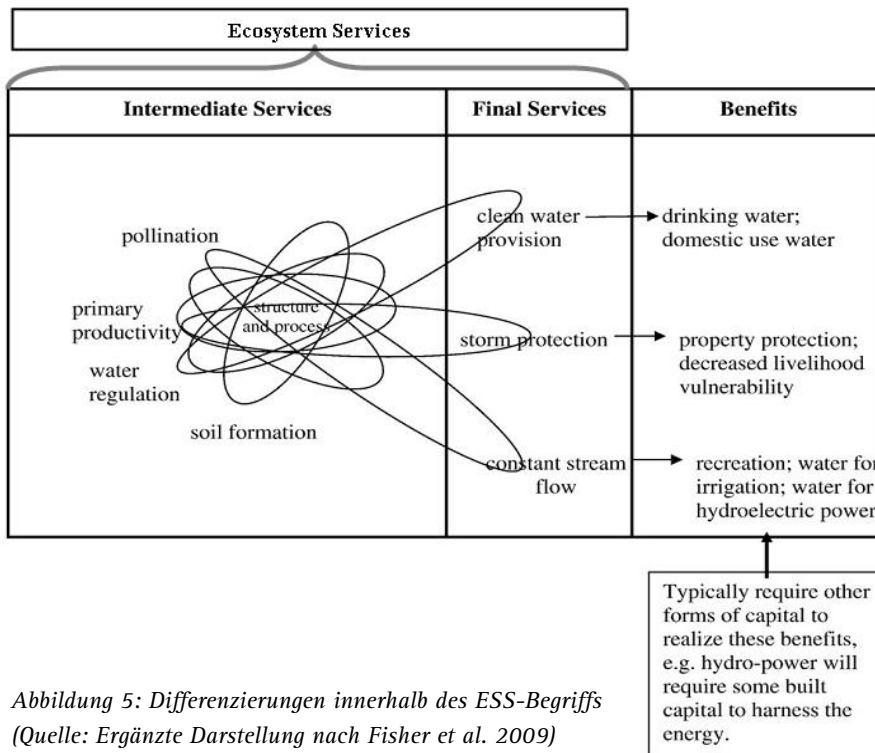


Abbildung 5: Differenzierungen innerhalb des ESS-Begriffs (Quelle: Ergänzte Darstellung nach Fisher et al. 2009)

functions if they are consumed or utilized by humanity either directly or indirect“ (Fisher et al. 2009: 645).

Ökosystemfunktionen und -prozesse werden immer dann zu Ökosystemdienstleistungen, wenn Menschen einen Nutzen (*benefit*) aus ihnen ziehen können, unabhängig davon, ob sich der Nutzen direkt oder indirekt ergibt.

2.4 Klassifizierung von Ökosystemdienstleistungen

Mit der hier entwickelten Definition können ESS mit unterschiedlichsten sozio-kulturellen, ökologischen und ökonomischen Eigenschaften identifiziert werden. Um den ESS-Ansatz zu operationalisieren, ihn als Grundlage für Entscheidungen im Naturschutz und im Landnutzungsmanagement anwenden zu können, gilt es in einem weiteren Schritt ein Klassifizierungssystem zu erarbeiten, anhand dessen Vergleiche, Wechselwirkungen und Trade-offs zwischen verschiedenen ESS und der sie bereitstellenden Ökosysteme ermittelt werden können (Wallace 2007). Hierfür müssen zunächst Eigenschaftskategorien definiert werden. Mit Hilfe dieser Eigenschaftskategorien können Status-quo-Analysen von Ökosystemen im Hinblick auf die von ihnen bereitgestellten ESS durchgeführt werden. Ferner lassen sich Szenarien über die künftige Entwicklung der Ökosysteme und der ESS erstellen sowie ggf. Entwicklungsziele formulieren. Die Eigenschaftsbeschreibungen können darüber hinaus genutzt werden, um den je-

weiligen ESS geeignete ökologische und ökonomische Bewertungsmethoden (qualitativ, quantitativ, monetär) zuzuordnen. All dies soll dazu beitragen, ESS besser managen, erhalten bzw. wiederherstellen zu können (Fisher et al. 2009; Goulder/Kennedy 1997).

In den vergangenen Jahren wurden diverse Vorschläge für ESS-Klassifizierungssysteme gemacht (De Groot et al. i.E.; Fisher et al. 2009; MA 2005, Lobo 2001; De Groot et al. 2002; Norberg 1999; Moberg/Folke 1999). Kategorisierungen erfolgen entlang von Funktionen, „organisational groupings“, Art der Ressourcen (erneuerbar/nichterneuerbar), Art der Dienstleistung (biotische, physische, biochemische, soziale und kulturelle).

Das wohl bekannteste Klassifizierungssystem ist das des MA (2005). Darin werden die einzelnen, identifizierten ESS anhand des von ihnen ausgehenden, anthropogenen Nutzens in vier Kategorien (Basis-, Versorgungs-, Regulations- und kulturelle Dienstleistungen) unterteilt.

Die genannten Klassifizierungssysteme können jedoch nicht alle Anforderungen erfüllen, insbesondere für die Bereiche umweltökonomische Gesamtrechnung, Landschaftsmanagement und Bewertung/Messung werden alternative Systeme benötigt (Fisher et al. 2009). Um die wesentlichen ökonomischen, ökologischen und sozio-kulturellen Eigenschaften von ESS zu erfassen, schlagen sowohl Costanza (2008) als auch Fisher et al. (2009) deshalb vor, ein multi-kriterielles Klassifikationssystem zu entwickeln.

2.5 Eigenschaftskategorien

Die Bestimmung der Kategorien innerhalb eines Klassifikationssystems für ESS hängt im Wesentlichen von dem Anwendungs- bzw. Entscheidungskontext ab, in dem sie eine Hilfestellung leisten sollen (Fisher et al. 2009). So war es beispielsweise das Ziel des MA, einer größeren Öffentlichkeit in Wissenschaft und Politik den anthropogenen Nutzen natürlicher Ökosysteme und ihrer Dienstleistungen zu kommunizieren, weshalb die ESS im MA anhand des von ihnen ausgehenden, anthropogenen Nutzens klassifiziert wurden. Da ESS sich jedoch u.a. hinsichtlich ihrer geographischen Wirkungsweise oder ihrer ökonomischen Eigenschaften

stark unterscheiden, greift diese einseitige Kategorisierung im Rahmen einer umfassenden Operationalisierung des ESS-Ansatzes einschließlich einer Bewertung zu kurz (Boyd/Banzhaf 2007).

In den vergangenen Jahren haben sich diverse Autoren mit der Entwicklung von Eigenschaftskategorien für ESS befasst (u.a. Wallace 2007; De Groot et al. 2002, De Groot et al. i.E.; Fisher et al. 2009; Costanza et al. 1997, 2002, 2008), die im Folgenden dargestellt werden.

Ökosystem- bzw. Vegetationstypus

Eine Eigenschaft anhand derer ESS kategorisiert werden können ist der Ökosystem- bzw. Vegetationstyp durch den sie bereitgestellt werden (offener Ozean, Korallenriff, tropischer Regenwald, etc.). Da ähnliche Ökosysteme ähnliche ESS bereitstellen, lassen sich anhand beobachteter Veränderungen eines bestimmten Vegetationstypus Schlüsse auf die Entwicklung der ESS in einem vergleichbaren Ökosystem ziehen (De Groot et al. i.E.).

Zugrunde liegende ökologische Strukturen und Prozesse

Es ist von großer Bedeutung, die Prozesse/Komponenten zu bestimmen, die den von einem Ökosystem ausgehenden ESS zugrunde liegen. Sind die Wirkungsketten analysiert, so können Aussagen darüber getroffen werden, welche Teile des Ökosystems wie stark genutzt werden können, ohne dass die Nutzung zum Verlust der ESS führt. Die Formulierung weiterer ökologischer Eigenschaftskategorien, die sich auf Schlüsselarten und Prozesse beziehen, ist ein unverzichtbarer Bestandteil eines umfassenden Multiklassifikationssystems.

Komplexitätsgrad

In Bezug auf Ökosysteme wird auch von „komplexen Systemen“ gesprochen. Sie stellen keine linearen Phänomene dar, sondern sind vielmehr geprägt durch Interdependenzen und zeitliche Verschiebung der Wirkungsketten. Das ökologische Wissen um die Dynamik, die zu einer Bereitstellung von ESS führt, befindet sich noch in den Anfängen. Dementsprechend sind auch die Monitoring- und Messmöglichkeiten für einige ESS wenig ausgeprägt bis unmöglich. So mag es zwar möglich sein, die Nettoprimärproduktion einer bestimmten Fläche zu ermitteln (anhand von Modellen, Fernerkundungsdaten und Feldstudien); es kann aber problematisch werden, die Senkenfunktion von Ökosystemen als ESS genau zu messen (Fisher et al. 2009). Auch das Wissen um die Bedeutung biologischer Vielfalt in der Wirkungskette zur Bereitstellung von ESS ist derzeit noch lückenhaft. Man weiß zwar, dass einige Systeme und Prozesse zunächst nicht auf den Verlust einiger Arten reagieren, sich jedoch nach Über-

schreitung einer gewissen Schwelle abrupt verändern. Andere Systeme hingegen reagieren sofort auf den Verlust einer Art. So hat beispielsweise in Indien die Behandlung von Entzündungen bei Kühen mit dem Mittel Diclofenac dazu geführt, dass die Geierpopulation dramatisch sank. Denn ihre Hauptnahrungsquelle sind Rinderkadaver und das Medikament führte bei den Geiern zu einem tödlichen Nierenversagen. Infolgedessen fanden die verwilderten und häufig tollwütigen Haushunde Nahrung im Überfluss und vermehrten sich extrem. Dadurch kam es zu einer Steigerung der Übergriffe der Hunde auf Menschen, damit zu einem Anstieg an Tollwutinfektionen und deshalb zu mindestens 47.000 zusätzlichen Todesfällen seit 1992 (Lingnölh 2010). Die Beschreibung der Komplexität eines Systems kann folglich ein Indikator für die Vorausschbarkeit der Folgen menschlicher Eingriffe in dieses System sein.

Nutzungsintensität

Die Art und Weise, in der Ökosysteme genutzt werden, beeinflusst die biophysischen Strukturen und Prozesse, die den Ausgangspunkt für die ESS bilden. Veränderungen in diesen Rahmenbedingungen tragen folglich zu Veränderungen in der Bereitstellung von ESS bei. Um bei Landnutzungsentscheidungen Wechselwirkungen und Trade-offs zwischen verschiedenen ESS besser berücksichtigen zu können, werden daher Informationen über die Nutzungsintensität (wild, nachhaltig genutzt, degradiert, intensiv genutzt, entwickelt) benötigt.

Räumliche und zeitliche Wirkung von ESS

Eine Eigenschaft von ESS ist, dass sie in ihrer geographischen und zeitlichen Wirkung des Nutzens nicht homogen sind; die biophysischen Strukturen und Prozesse sowie der von ihnen ausgehende anthropogene Nutzen können an unterschiedlichen geographischen Orten liegen. Es ist daher sinnvoll, in einem Klassifizierungssystem für ESS eine Kategorie einzuführen, in der beschrieben wird, wo der Nutzen eines Ökosystems auftritt (Fisher et al. 2009; Costanza 2008).

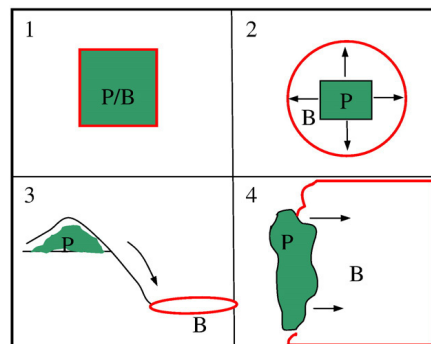


Abbildung 6: Räumliche Wirkung von ESS (Quelle: Fisher et al. 2009)

Mit (P) wird der Ort gekennzeichnet, in dem die biophysischen Strukturen, Prozesse und Funktionen des Ökosystems entstehen (z.B. Bodenbildung, natürliche Rohstoffe). Mit (B) wird der Ort gekennzeichnet, an dem der Nutzen auftritt. In Bild 1 tritt der Nutzen an demselben Ort auf, an dem auch die biophysischen Strukturen, Prozesse und Funktionen des Ökosystems entstehen (z.B. Bodenbildung, natürliche Rohstoffe). In Bild 2 tritt der Nutzen rund um das Ökosystem auf (z.B. Kohlenstoffaufnahme, Bestäubung). In Bild 3 und 4 treten Nutzen in einer bestimmten Richtung auf: In Bild 3 der eines Bergökosystems im Tal (z.B. Wasserregulierung durch ein Waldökosystem), in Bild 4 der Nutzen der Küstenzone, z.B. Flutkontrolle, am Küstenstreifen und im Landesinneren.

mische Güter“ bezeichnet (Weimann/Hoffmann 2002). ESS können daher auch anhand ihrer Eigenschaft als ökonomisches Gut kategorisiert werden. Es handelt sich dabei um ein Kontinuum von reinem privatem Gut (Individualgut) bis zu reinem öffentlichem Gut (Kollektivgut) (Hampicke 1991; Bonus 1980). Als öffentliches Gut wird, im Gegensatz zum privaten, ein Gut bezeichnet, von dessen Konsum niemand ausgeschlossen werden kann (Nichtausschließbarkeit) und/oder das alle Individuen in gleicher Menge konsumieren (können), ohne dass der Konsum einer Person denjenigen anderer beeinträchtigt (Nichtrivalität) (Zimmer 2004; Binder 1999). Beispiele für öffentliche Güter sind ein wohl reguliertes Klima oder der ästhetische Nutzen, den ein Wald stiftet. Umgekehrt liegt ein privates Gut

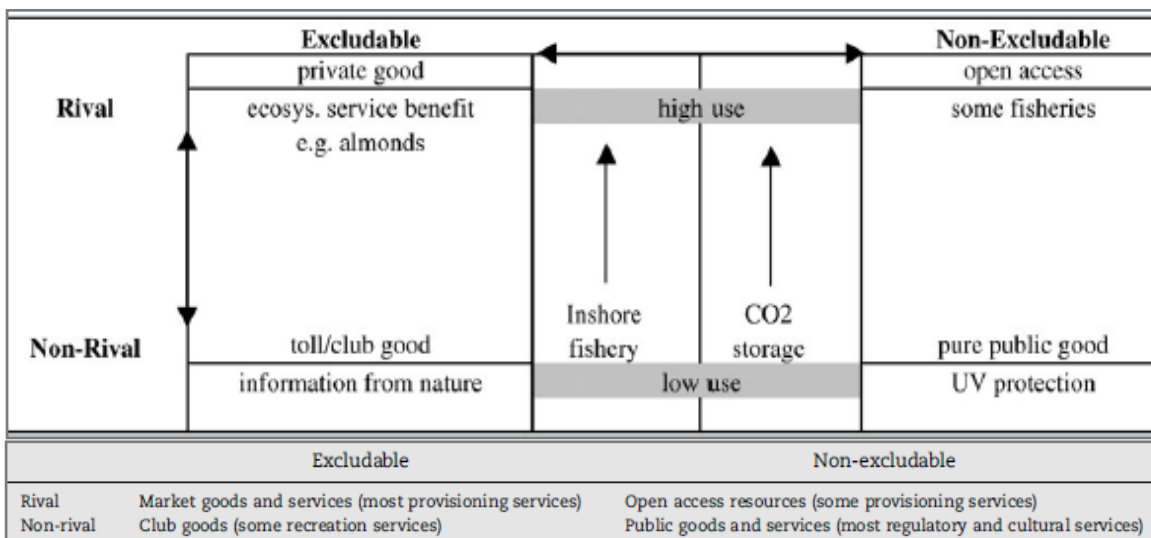


Abbildung 7: Gutseigenschaften von ESS – Kontinuum von Rivalität bis Nichtrivalität und Ausschließbarkeit bis Nichtausschließbarkeit (Quelle: Fisher et al. 2009; Costanza 2008)

Direkter oder indirekter Nutzen

Wie bereits im Rahmen der Begriffsbestimmung erörtert, ist es für den Zweck der ökonomischen Bewertung notwendig, zwischen *intermediate services*, *final services* und *benefits* genau zu differenzieren, um eine Doppelbewertung zu vermeiden. Eine solche Differenzierung sollte im Rahmen des Klassifizierungssystems vorgenommen werden (Fisher et al. 2009; Boyd/Banzhaf 2007; Wallace 2007).

Ökonomische Gutseigenschaften von Ökosystemdienstleistungen

ESS befriedigen in vielfältiger Weise menschliche Bedürfnisse, haben einen ökonomischen Nutzen, sind knapp und können in unterschiedlicher Weise genutzt werden. Im Zusammenhang mit wirtschaftswissenschaftlicher Forschung werden ESS daher als „ökono-

bei individueller Nutzbarkeit oder Konsumierbarkeit und Ausschließbarkeit anderer vor (z.B. die Tomate, die ich angebaut habe). Hinsichtlich der Eigenschaft von ESS als wirtschaftlichem Gut ist je nach Verwendungszweck der Öffentlichkeitsgrad zu bestimmen, da er Auswirkungen auf die Inanspruchnahme der ESS durch die Gesellschaft hat (OECD 2003).

Ökonomische Wertkategorien

Um eine umfassende ökonomische Bewertung von ESS durchführen zu können, bietet sich die Verwendung des von Pearce/Turner (1990) entwickelten Konzepts des ökonomischen Gesamtwerts an (Total Economic Value, TEV; siehe Ausführungen zur ökonomischen Bewertung).

Zusammenfassende Matrix

Die bisherige Literatur eröffnet kaum Möglichkeiten zur Übertragung bestehender Klassifizierungen. Aus diesem Grund ist die Weiterentwicklung und Operationalisierung der Eigenschaftskategorien einer der ersten Arbeitsschritte, die im Rahmen der ESS-Projekte von BiK-F geleistet werden sollen. Dabei werden unterschiedliche Ökosystemtypen (z.B. Wald, Savanne oder Meere) die Hintergrundfolie bieten. Die Ergebnisse der Eigenschaftsbeschreibungen für konkrete ESS sollten in dieser Klassifikationsmatrix zusammengefasst werden. Die Matrix kann dann als Status-quo Beschreibung (ESS-Inventar) dienen und als Grundlage einer qualitativ/quantitativ/monetären Bewertung herangezogen werden (Fisher et al. 2009). Ein erster Ansatz einer solchen Matrix findet sich im Anhang.

3 Ansätze zur Bewertung ökosystemarer Dienstleistungen

Die Gesellschaft muss oftmals Entscheidungen über Alternativen für den Schutz und die Nutzung der natürlichen Umwelt treffen. Um für diese Entscheidungen eine rationale Grundlage schaffen zu können, bedarf es der Bestimmung von Kriterien, anhand derer die Handlungsalternativen bewertet und gegeneinander abgewogen werden können. Wenn es um den Schutz und die Nutzung der Natur geht, werden im Rahmen eines solchen Abwägungsprozesses typischerweise ökologische und ökonomische Argumente bzw. Kriterien einbezogen.

Die Ökonomie versucht, „die in einer Gesellschaft meist implizit vorhandenen Bewertungen transparent und entscheidungsrelevant zu machen“ (Burtra/Portney 1991; Kosz 1997; zitiert in WBGU 1999). Als Wissenschaft untersucht sie die Befriedigung menschlicher Bedürfnisse mit knappen Mitteln (hier ESS), die auf unterschiedliche Weise verwendet werden können, um ein Ziel – programmatisch meist das der Nutzenmaximierung – zu erreichen. Der ermittelte ökonomische Wert stellt damit keine Eigenschaft dar, die einer Sache – hier der Natur – inhärent ist, er hängt vielmehr wesentlich vom ökonomischen Kontext ab, in dem die Bewertung stattfindet und ist damit – wie bereits oben erläutert – ein anthropozentrisches Konstrukt (Baumgärtner 2002).

Der Ökologie kommt in diesem Zusammenhang die Aufgabe zu, den Zustand der natürlichen Umwelt – hier der ESS – zu beschreiben und Aussagen darüber zu treffen, wie sich dieser Zustand verändern könnte (Jax 2010). Da es sich um eine Beschreibung handelt, die anhand naturwissenschaftlicher Methoden vorgenommen wird und nicht um den Ausdruck subjektiver Präferenzen, wird zwecks begrifflicher Klarheit und in

Anlehnung an die Differenzierung im Englischen im Folgenden nicht von „Wert“ (engl. *value*) sondern von „Beurteilung“ (engl. *assessment*) gesprochen.

Ökologie und Ökonomie liefern also Teile einer Argumentationskette, „die sich auf bestimmte, von Menschen vertretene Werte und Interessen beziehen, wie die Erhaltung eines Ökosystems aus Gründen menschlichen Wohlergehens“ (Jax 2010). Dabei lässt sich die Frage nach den moralischen Werten nur anhand der Grundsätze und Methoden von Philosophie und Ethik bearbeiten (Köchy 2007; Krebs 1997). Mit diesen Arbeiten lässt sich ein Grundwertekanon bestimmen, mit dem Bewertungskriterien für Handlungsalternativen im Ressourcenmanagement und die Auswahl der Methoden zur Bestimmung subjektiver Präferenzen und ökologischer Zustände begründet werden können (Goulder/Kennedy 1997). Es gilt Antworten auf die Frage zu finden, warum die Natur einen Wert hat, ob sie um ihrer selbst oder um des Menschen willen zu schützen ist (Anthropozentrismus vs. Physiozentrismus). Des Weiteren müssen auch Fragen der gerechten Verteilung von Ansprüchen und Pflichten hinsichtlich des Schutzes und der Nutzung natürlicher Ressourcen geklärt werden sowohl im Hinblick auf alle heute lebenden als auch auf zukünftige Generationen.²

Nachdem bisher die Fragen behandelt wurden, was sich hinter dem Begriff ESS verbirgt und wie diese erfasst und beschrieben werden können, steht im Fokus des folgenden Abschnitts die Frage, was der „Wert“ dieser Leistungen ist und wie er gemessen werden kann. Es wird zunächst der Begriff des Wertes von ESS operationalisiert. Dazu werden für ESS wichtige Bestandteile ökologischer Beurteilung skizziert und auf ökonomische Kriterien und Methoden der Bewertung biologischer Vielfalt eingegangen, die entsprechend der identifizierten ethischen Grundsätze auf ökosystemare Dienstleistungen angewendet werden können.

² Eine ausführliche Darstellung der ethischen Grundlagen zur Bewertung von Natur, Biodiversität und Ökosystemdienstleistungen würde den Rahmen dieses Knowledge-Flow-Papers sprengen und unterbleibt daher. Für eine Einführung siehe z.B. Gorke 2000; WBGU 1999.

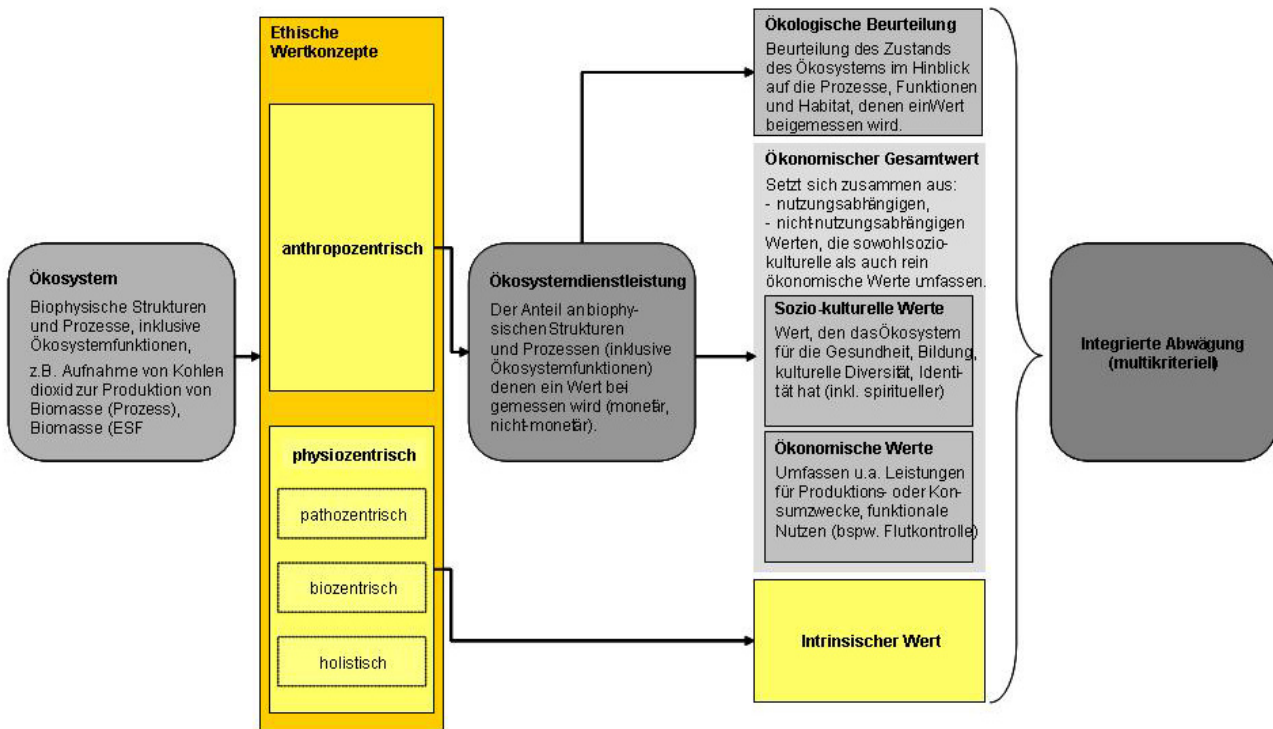


Abbildung 8: Bewertung ökosystemarer Dienstleistungen (Quelle: Eigene Darstellung 2010)

3.1 Ökonomische Bewertung

Ausgangspunkt ökonomischer Erklärungen zur Entstehung von Wert sind die einzelnen Individuen und die Wahlhandlungen, die aus ihren jeweils individuellen Präferenzen und Handlungsbeschränkungen resultieren. „Der Wert eines Gutes wird in dieser Sichtweise bestimmt durch das Zusammenspiel der subjektiven Bewertungen der verschiedenen interagierenden Individuen in einer Ökonomie“ (Baumgärtner 2002: 77). Diesem auf der neoklassischen Wohlfahrtsökonomie beruhenden Ansatz ökonomischer Bewertung liegt die weitere Annahme zugrunde, dass die Individuen den Wunsch nach individueller Nutzenmaximierung haben.³

3.2 Der ökonomische Gesamtwert

Für die Erfassung des ökonomischen Wertes von Ressourcen hat sich das von Pearce und Turner 1990 entwickelte Konzept des „ökonomischen Gesamtwertes“ (Total Economic Value, TEV) durchgesetzt; dieses kann auch auf die Bewertung biologischer Vielfalt und ESS

angewendet werden. Der Wert wird den einzelnen nutzenstiftenden Eigenschaften von Ökosystemen zugeordnet, die in der oben entwickelten ESS-Klassifizierungsmatrix erfasst wurden.

Nach diesem Ansatz werden einzelne Wertaspekte nach ihrem Beitrag zur Bedürfnisbefriedigung bzw. Motiven für ihre Wertschätzung systematisiert (Baumgärtner 2002). Der ökonomische Gesamtwert setzt sich zusammen aus „nutzungsabhängigen Werten“, und „nicht-nutzungsabhängigen Werten“. Die nutzungsabhängigen Werte bilden die Summe aus „direkten Werten“ (Leistungen für Produktions- oder Konsumzwecke, Erlebniswert, religiöse und spirituelle Werte), „indirekten Werten“ (z.B. Flutkontrolle, Kohlenstoffaufnahme und -speicherung) und „Optionswerten“ (z.B. die Nutzung des Genpotentials für medizinische Zwecke). Die nicht-nutzungsabhängigen Werte bilden die Summe aus „Existenzwert“ (z.B. Naturlandschaften, die aus ästhetischen Gründen ohne direktes Erleben, nur aus dem Wissen um ihre Existenz einen Nutzen stiften) und „anderen nicht-nutzungsabhängigen Werten“ (Abb. 9).

³ Es ist an dieser Stelle wichtig festzuhalten, dass insbesondere die zweite Annahme von Vertretern der Ökologischen Ökonomie und Nachhaltigen Ökonomie nicht geteilt wird (Costanza et al. 1998; Rogall 2010).

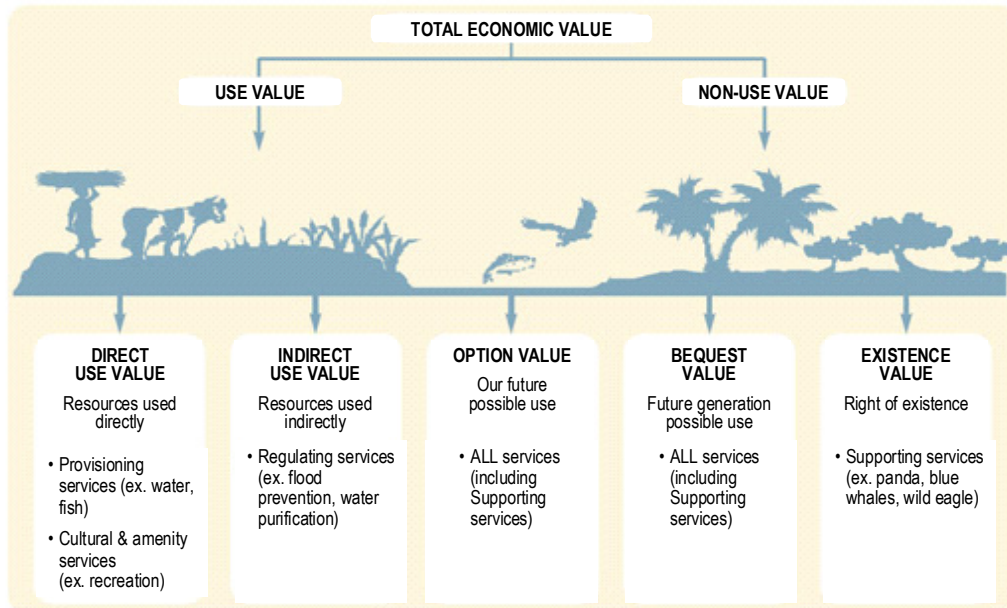


Abbildung 9: Der ökonomische Gesamtwert (Quelle: Smith et al. 2006)

3.3 Methoden

Zur Ermittlung des TEV werden in der Regel Marktpreise herangezogen, beispielsweise der Preis für 1 kg Heringe als Annäherung für den Wert der Heringe als Nahrungsmittel. Da die meisten ESS jedoch nicht auf Märkten gehandelt werden und es dadurch oftmals keine Marktpreise für sie gibt, wurden im Rahmen wirtschaftswissenschaftlicher Forschung Methoden für die alternative Bestimmung von „Preisen“ entwickelt (Fisher et al. 2009). Es wird hierbei unterschieden zwischen direkten und indirekten Methoden.⁴

Indirekte Methoden greifen auf Marktdaten zurück, um anhand dieser Daten auf die individuellen Zahlungsbereitschaften für die zu bewertenden Elemente der natürlichen Umwelt zu schließen. Die Bezeichnung „indirekt“ wird deshalb gewählt, weil aus dem Nachfrageverhalten nach marktlich gehandelten Gütern Werte für Umweltgüter abgeleitet werden und keine empirischen Befragungen wie bei den direkten Methoden durchgeführt werden. Zu dieser Kategorie werden beispielsweise Ansätze gezählt, die zur Wertermittlung auf vermiedene Schadenskosten abstellen (Ersatzkostenansatz), die von den Ausgaben für präventive Maßnahmen auf einen ökonomischen Wert der Umwelt schließen (Nachsorge- oder Kompensationskostenansatz), die Werte anhand von Veränderungen der Produktivität berechnen (Produktionsfunktionsansatz) und

die als ökonomischen Wert die Kosten ansetzen, die zum Ersatz des degradierten Ausschnitts der Biosphäre benötigt werden (Wiederherstellungskostenansatz) (Cansier 1996; Geisendorf et al. 1998). Am häufigsten werden jedoch das Reisekostenverfahren (*travel cost method*: hier werden mit Hilfe von Zeitaufwand, Wegekosten, Eintrittsgebühren etc. sogenannte Konsumentenrenten berechnet) und der hedonische Preisansatz (Marktpreisdifferenzmethode; *hedonic price method*) zur Umweltbewertung herangezogen. Es wird bei den indirekten Methoden also immer ein Proxy für den eigentlich zu bemessenden Wert eingesetzt, etwa die Kosten, die jemand bereit ist aufzubringen, um eine Reise in ein Naturschutzgebiet zu unternehmen.

Direkte Methoden erfragen mittels spezieller Interviewtechniken die Zahlungsbereitschaften oder Entschädigungsforderungen unmittelbar von den Wirtschaftssubjekten (Cansier, 1996). Hier sind insbesondere die kontingenten Bewertungsverfahren (contingent valuation) von Interesse. Es wird hier beispielsweise gefragt, wie viel eine Person bereit wäre zu zahlen, wenn die Auenlandschaft damit geschützt würde oder welche Zahlung sie erwarten würde, wenn ihr eigenes Grundstück in ein Naturschutzgebiet integriert würde. Darüber hinaus wurden in den vergangenen Jahren zunehmend Ansätze angewendet, im Rahmen derer gemeinsame Bewertungen durch Gruppen ausgesuchter Akteure im Sinne einer Politikberatung, z.B. durch Bürgerjury, Planungszelle, Szenario-Workshops etc. durchgeführt wurden (*Group valuation/deliberation*). „Derived from social and political theory, this valuation approach is based on principles of deliberative

⁴ Auf eine ausführliche Darstellung der Methoden wird hier aus Platzgründen verzichtet. Für eine Einführung siehe z.B. De Groot et al. 2002; WBGU 1999.

democracy and the assumption that public decision making should result, not from the aggregation of separately measured individual preferences, but from open public debate“ (De Groot et al. 2002: 404).

Werden die oben aufgeführten Methoden im Rahmen von Bewertungsstudien für Biodiversität und ESS angewendet, treten jedoch diverse Schwierigkeiten auf:

- So variiert die Auswahl der zu bewertenden Güter und Dienstleistungen, die durch die Natur erbracht werden, je nach Ort, Mandat und Ressourcen.

- Die naturwissenschaftliche Grundlage zur Quantifizierung biotischer und biogeochemischer Prozesse ist kontrovers; bestimmte Leistungen fließen daher aufgrund unsicherer physikalischer Beziehungen überhaupt nicht in die Bewertungen ein.

- Verschiedene Bewertungsmethoden produzieren sehr unterschiedliche Ergebnisse.

- Es gibt kein standardisiertes Berichtsformat für solche Studien. Die Ergebnisse variieren stark (Einheiten und Bezugsgrößen, betrachtete Zeiträume, Währungen, Referenzjahre ...).

- Verschiedene Arten von Werten (Nutzwerte, Optionswerte usw.) benötigen verschiedene Analysemethoden, oftmals findet jedoch eine Beschränkung auf nur eine Methode statt.

- Speziell die Resultate aus dem Bereich Tourismus schwanken stark je nach existierender Besucher- und Einwohnerstruktur. (Brander et. al. 2007, Martin-Lopez et al. 2007)

Vor allem die sehr häufig durchgeführten Befragungen zur Zahlungsbereitschaft haben methodische Grenzen. Das Feststellen der Zahlungsbereitschaft durch direkte Befragung hat z.B. nur eine begrenzte Aussagekraft für den Wert eines Biotops. Die Zahlungsbereitschaft wird durch die Werthaltungen, die Informiertheit und das Naturverständnis der Befragten beeinflusst. Zugleich kann es zu unterschiedlichen Bewertungen führen, ob man die Befragten als ‚Konsumenten‘ oder als ‚Bürger‘ anspricht. Entsprechend groß ist die Streuung der Ergebnisse in CV-Studien (Ojea/Loureiro 2007). Untersuchungen im Kanton Zürich (CH) haben ergeben, dass die Zahlungsbereitschaft für hochwertige Naturflächen (hier: Umwandlung von Intensivgrünland in extensive Landwirtschaft, Hecken/Bäume oder Naturschutzgebiete) je nach Informationsstand stark schwankt. In Verbindung mit „Abstimmungsempfehlungen“ von Parteien und Verbän-

den änderte sich die Zahlungsbereitschaft der Befragten deutlich, d.h. die durch derartige Methoden erfasste Bereitschaft spiegelt sehr stark den komplexen Informationswettbewerb im Vorfeld einer solchen Erhebung wider (Schläpfer 2006).

Economic techniques	Non-economic techniques
Market price approaches	Consultative methods:
Market cost approaches	Questionnaires
Replacement costs approaches	In-depth interviews
Damage cost avoided approaches	Deliberative and participatory approaches:
Production function approaches	Focus groups, in-depth groups
Revealed preference methods	Citizen juries
Travel cost method	Health-based valuation approaches
Hedonic pricing method	Q-methodology
Stated preference methods	Delphi surveys
Choice modelling	Rapid rural appraisal
Contingent valuation	Participatory rural appraisal
Participatory approaches to valuation	Participatory action research
Deliberative valuation	Methods for reviewing information:
Mediated modelling	Systematic reviews
Benefits transfer	

Tabelle 1: Methoden zur ökonomischen Bewertung von ESS
(Quelle: Christie et al. 2008)

Basierend auf einer Synthese von über 100 Literaturstudien durch Costanza et al. (1997) haben De Groot et al. (2002) den wichtigsten ESS geeignete Bewertungsmethoden zugeordnet (siehe Tab. 4 im Anhang).

4 Ausblick

Bereits bei der Entwicklung der Klassifikationsmatrix wurde deutlich, dass die Untersuchung von ESS kein Thema ist, das allein von den Wirtschafts- und Sozialwissenschaften bearbeitet werden kann. Es bedarf der engen Kooperation mit den Naturwissenschaften. Der ESS-Ansatz ist ein anthropozentrischer, da bestimmten Ökosystemfunktionen aufgrund ihres Nutzens für den Menschen ein Wert beigemessen wird. Das Wissen um die ökologischen Zusammenhänge, insbesondere die Fragen, welche Strukturen und Prozesse zur Bereitstellung von ESS in einer bestimmten Quantität führen, ist jedoch noch sehr lückenhaft (Newcome et al. 2005). Welche Bedeutung die ökologische Untersuchung des Zustands und möglicher Veränderungen der ESF bzw. der diesen zugrunde liegenden Prozesse hat, zeigt folgendes Beispiel:

Die Stadt New York bezieht ihr Trinkwasser aus den umliegenden Catskill Mountains. Als sich Mitte der 1990er Jahre die Trinkwasserqualität aufgrund intensiver Landnutzung und Überdüngung durch umliegende Farmen so stark verschlechtert hatte, dass sie nicht mehr den EPA-Standards genügte, war die Stadt zum Handeln gezwungen. Sie stand vor der Wahl, 6–8 Milliarden Dollar zzgl. 300 Millionen Dollar pro Jahr Betriebskosten in Filteranlagen zu investieren oder den

Farmern in den Catskill Mountains die umliegenden Ländereien für insgesamt 1–1,5 Milliarden Dollar abzukaufen, um die natürliche Filterleistung des Einzugsgebietes wieder herzustellen und dauerhaft zu erhalten. Die Stadt entschied sich für den Kauf der Ländereien (OECD 2003; Hoffmann et al. 2005). Bemerkenswert ist, dass in den Prozess der Entscheidungsfindung relativ wenig ökologische Informationen einfließen und die Planer sich mit den daraus resultierenden hohen Unsicherheiten zufrieden gaben. Sie argumentierten, dass es selbst bei einer Unterschätzung der zu schützenden Fläche um 50 Prozent immer noch günstiger sei, die Fläche durch den Kauf aus der Nutzung zu nehmen, als eine Filtrierungsanlage zu bauen (Heal 2000). Das Beispiel aus New York ist kein Einzelfall. Weltweit sind urbane Zentren auf die Wasserfiltrierung durch umliegende natürliche Ökosysteme angewiesen; trotzdem besteht wenig Wissen darüber, wie viel Land geschützt werden muss und in welcher Entfernung zu der geschützten Fläche Landnutzungseinschränkungen vorgenommen werden müssen, um Trinkwasser in ausreichender Menge und Qualität bereitstellen zu können (Kremen 2005).

Aufgabe ökologischer Forschung im Bereich der ESS muss es daher sein, die Rolle der biologischen Vielfalt, der biophysischen Strukturen und Prozesse zu bestimmen, die zur Bereitstellung der ESS führen und hierfür Indikatoren zu entwickeln. Nach Costanza et al. (2002) geht es dabei nicht nur darum, die Größenordnung der bereitgestellten ESS zu ermitteln, sondern auch die Fragilität der Ökosystemfunktionen zu bestimmen. Kremen (2005) hat die Herausforderungen ökologischer Forschung, die sich im Zusammenhang mit dem ESS-Ansatz ergeben, in vier Problembereiche unterteilt:

- „Identifying the species or other entities that are key ‚ecosystem service providers‘ (ESPs) and characterizing their functional relationships;
 - determining the various aspects of community structure that influence function in real landscapes, especially compensatory community responses that stabilize function, or non-random extinction sequences that rapidly erode it;
 - assessing the key environmental factors influencing provision of services;
 - measuring the spatio-temporal scale over which providers and services operate.“ (Kremen 2005: 469)
- De Groot et al. (2010: 2) haben im Bereich ESS folgende ökologische Fragestellungen identifiziert:
- „How can the relationship between landscape and ecosystem characteristics and their associated functions and services be quantified?
 - What are the main indicators and benchmark-values for measuring the capacity of an ecosystem

to provide services (and what are maximum sustainable use levels)?“

Es wurde in diesem Papier dargelegt, wie ESS erfasst und bewertet werden können. An verschiedenen Stellen wurden auch die dahinter liegenden grundlegenden und angewandten Forschungsfragen beleuchtet. Es bedarf beispielsweise einer genaueren Analyse der Beziehungen zwischen Ökosystemfunktionen, Ökosystemmanagement sowie der Ökosystemdienstleistungen und Werte, die es hervorbringt (ICSU et al. 2008). Weitere wissenschaftliche Herausforderung ist die Schaffung einer konzeptionellen Klarheit, wie diese Beziehungen im ESS-Ansatz berücksichtigt werden können. Von dieser Basis aus lassen sich die Grundlagen für die angewandte Forschung entwickeln, die stärker nach robusten Instrumenten für die Erfassung und Bewertung von ESS fragt. Mit diesen lassen sich dann Handlungsalternativen vergleichen, beispielsweise unterschiedliche Waldumbau-Optionen, Landnutzungen oder unterschiedliche Naturschutzmaßnahmen. Es werden dann basierend auf dem ESS-Ansatz Informationsinstrumente für Planung, Management und Entscheidungsfindung entwickelt. Diese Instrumente können auch als Basis für die Ableitung weiterreichender politischer Ziele herangezogen werden oder die Umsetzung von Maßnahmen in einem Monitoring begleiten.

Aber es lassen sich auch Abschätzungen über die Folgen von zukünftigen Klimaveränderungen, Biodiversitätsverlust oder auch Bevölkerungsveränderungen durchführen. Hier werden mögliche Zukunftsszenarien mit der heutigen Situation verglichen und Modelle entwickelt, um vorsorgende Maßnahmen zur Anpassung zu treffen und den Nutzen der ESS zu erhalten. Auch dabei sind wieder Planungs- und Managementinstrumente gefragt.

Ein anderer Ansatz ist, mit Hilfe des ESS-Konzepts Verhalten von Nutzern zu beeinflussen, etwa von Wirtschaftsunternehmen, die natürliche Ressourcen in ihrer Produktion einsetzen und CO₂ emittieren oder von Akteuren aus der Land- und Forstwirtschaft, die großen Einfluss auf Landnutzungsänderungen haben. Über Konzepte für Payments for Ecosystem Services (PES) befinden sich solch steuernde Instrumente in der Diskussion. Sie sehen im Kern eine Kompensation von Landnutzern für die Bereitstellung von ESS vor. Solche PES werden aktuell in internationalen Verhandlungen zur Konvention über die biologische Vielfalt, im Rahmen der Bemühungen um ein Abkommen über den Zugang und die gerechte Verteilung der aus der Nutzung genetischer Ressourcen entstehenden Vorteile (Access and Benefit Sharing, ABS) sowie im Rahmen der Klimarahmenkonvention in den Verhandlungen um einen Mechanismus zur Reduzierung der Emissionen aus Entwaldung und Degradation (REDD) in inter-

national geltendes Recht gegossen (Loft 2009). Die Frage wie solche PES-Schemes konkret ausgestaltet werden müssen, um eine nachhaltige Inwertsetzung von ESS zu erreichen und damit einen Beitrag zur Erhaltung biologischer Vielfalt zu leisten, stellt daher einen weiteren wichtigen Baustein im Rahmen der aktuellen Forschung um die Implementierung des ESS-Ansatzes dar (Greiber 2009; De Groot 2010; Loft 2010).

Abschließend ist festzuhalten, dass mit dem Ansatz der Ökosystemdienstleistungen ein hohes Potential verbunden ist, ökosystemare Prozesse in Wechselwirkung mit gesellschaftlichen Entscheidungen zu betrachten. Komplexe ökologische Prozesse und Funktionen von Ökosystemen lassen sich für den jeweiligen Anwendungskontext vereinfacht darstellen, um auf dieser Basis die Bedeutung von ESS und ihren bewerteten Nutzen für die Gesellschaft hervorzuheben. Diese Bewertung reduziert sich aber nicht auf den realen finanziellen Ertrag, etwa durch den Verkauf von Holz, Fisch oder Getreide. Das dahinterliegende Naturkapital wird gleichberechtigt berücksichtigt. Ferner werden nicht-ökonomische Nutzungen wie Erholung oder indirekte Nutzungen wie Nährstoffkreislauf und Wasserfiltrierung für gesellschaftliche Entscheidungsträger sichtbar.

In diesem Papier nur angerissen wurde die Frage, inwiefern das Ergebnis von Bewertungen der ESS immer ein monetärer Wert sein kann. Zunächst ist festzuhalten, dass das Ergebnis einer ökonomischen Bewertung nicht zwingend identisch ist mit gesellschaftlichen Werten. Diese Differenz lässt sich auch nicht alleine mit den methodischen Schwierigkeiten der Bewertung erklären. Eine Monetarisierung hat zwar den Vorteil, dass sie eine Vergleichbarkeit in Form einer Geldwährung ermöglicht. Dies impliziert jedoch eine Substituierbarkeit der verschiedenen ESS (des bestehenden Naturkapitals) durch Sachkapital. Eine solche Substituierbarkeit ist jedoch abzulehnen (Daly 1996), denn eine Art als Bestandteil eines Ökosystems nimmt eine ganz spezifische Aufgabe ein, die nicht immer durch eine andere Art oder einen technischen Prozess übernommen werden kann. Welche Arten und Aufgaben dies sind, lassen sich nicht im Rahmen einer ökonomischen Bewertung ermitteln. Die Unwiederbringlichkeit gewisser Nutzenstiftungen im Falle eines Schadens ist ein weiteres Problem, das in der Diskussion um eine monetäre Bewertung von besonderer Bedeutung ist. Wie sollen irreversible Schäden an natürlichen Ökosystemen mit in die Berechnung aufgenommen werden, wenn wir zum heutigen Zeitpunkt gar nicht erahnen können, welche Nutzeneinbußen damit verbunden sind? Eine Antwort auf diese Frage steht noch aus, einen ersten Ansatz bietet die Formu-

lierung sogenannter *safe minimum standards*. Die empirische Wirtschaftsforschung zeigt auch, dass u.a. aufgrund der menschlichen Ungeduld und Kurzsichtigkeit gegenwärtige Bedürfnisse höher eingeschätzt werden als zukünftige. Überträgt man diese, in den Wirtschaftswissenschaften als Diskontierung bekannte Problematik auf Umweltschäden, so kommt man zu dem Ergebnis, dass auch der zukünftige Schaden geringer wahrgenommen wird als wenn er heute auftreten würde. Wenn z.B. durch einen kleineren Unfall eines Öltankers in 50 Jahren ein Schaden von 1.000.000 € entsteht, so wird dieser bei einer Diskontierungsrate von vier Prozent (für Umweltschäden typischerweise zwischen 2–8%) heute als ein Schaden in Höhe von 140.713 € wahrgenommen (TEBB 2008; Rogall 2004). Die Frage nach der Festlegung einer zutreffenden Diskontierungsrate ist eine normative und verdeutlicht damit ebenso wie die anderen o.g. Probleme die Grenzen der Monetarisierung als einziger Bewertungsmethode. Eine Bewertung ökosystemarer Dienstleistungen darf sich daher nicht einseitig auf eine Monetarisierung beschränken. Vielmehr muss sie um weitere quantitative Kriterien sowie qualitative Elemente ergänzt werden.

Die oben skizzierten Methoden zur Bewertung von ESS sind für Versorgungs- und kulturelle Leistungen sicherlich einfacher anzuwenden als für regulative Prozesse in Ökosystemen. Diese Einschränkung im ESS-Ansatz resultiert auch aus seiner Fokussierung auf Bestands- und Fließgrößen, die – trotz einer Betrachtung über die Zeit hinweg – nicht alle grundlegenden ökosystemaren Wechselwirkungen erfassen können (Norgaard 2010). Dies kann ein Vorteil sein, wenn es, wie oben beschrieben, darum geht, die Komplexität handhabbarer zu machen. Es gereicht aber dann zum Nachteil, wenn Regulierungsleistungen von Ökosystemen zu erfassen sind.

Ein ähnliches Problem ergibt sich auf gesellschaftlicher Seite: Die Bestimmung von Wohlfahrt und Nutzen bleibt undifferenziert und berücksichtigt nicht, dass unterschiedliche gesellschaftliche Gruppen das gleiche „Stück Natur“ zu unterschiedlichen Zwecken nutzen und damit auch unterschiedliche Werte mit ihm verbinden. Somit sind sowohl soziale Differenzierungen zwischen jenen, die von ESS profitieren und jenen, die Einschränkungen durch den Erhalt von ESS hinnehmen müssen, kaum im konzeptionellen Ansatz fassbar.

Mit der bisherigen Forschung zum ESS-Ansatz wurde ein konzeptioneller Rahmen entwickelt, mit Hilfe dessen der Nutzen natürlicher Ökosysteme für das menschliche Wohlbefinden sichtbar gemacht werden kann. Dies ist ein erster bedeutender Schritt zur Bewahrung natürlicher Ökosysteme. In den kommen-

den Jahren gilt es nun im Rahmen transdisziplinärer Forschungsvorhaben die Methoden soweit fortzuentwickeln, dass eine Implementierung des Ansatzes erfolgen kann. Auf der Basis verlässlicher Ergebnisse kön-

nen dann in Politik und Praxis Entscheidungen getroffen werden, die zum Schutz und einer nachhaltigen Nutzung der Natur beitragen.

Literatur

- Baumgärtner, Stefan (2002): Der ökonomische Wert der biologischen Vielfalt. In: Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (Hg.): Grundlagen zum Verständnis der Artenvielfalt und ihrer Bedeutung und der Maßnahmen, dem Artensterben entgegen zu wirken (Laufener Seminarbeiträge 2/02). Laufen/Salzach, 73–90
- Binder, Klaus Georg (1999): Grundzüge der Umweltökonomie. München: Vahlen
- Birnbacher, Dieter (1996): Landschaftsschutz und Artenschutz, Wie weit tragen utilitaristische Begründungen? In: H.G. Nutzing (Hg.): Naturschutz – Ethik – Ökonomie. Theoretische Begründungen und praktische Konsequenzen. Marburg: Metropolis, 49–71
- Bonus, Holger (1980): Öffentliche Güter und der Öffentlichkeitsgrad von Gütern. Zeitschrift für die gesamten Staatswissenschaften 136 (1980): 50–81
- Boyd, James/Spencer Banzhaf (2007): What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. Ecological Economics 63 (2–3): 616–626
- Burtraw, Dallas/Paul R. Portney (1991): Environmental policy in the United States. In: D. Helm (Hg.): Economic policy towards the environment. Oxford/New York: Blackwell, 289–320
- Breckling, Broder/Felix Müller (1997): Der Ökosystembegriff aus heutiger Sicht. In: Otto Fränzle/Felix Müller/Winfried Schröder: Handbuch der Umweltwissenschaften. Landsberg am Lech, 1–14
- Cansier, Dieter (1996): Umweltökonomie. Stuttgart: UTB
- Carpenter, Stephen R./Ruth DeFries/Thomas Dietz/Harold A. Mooney/ Stephen Polasky/Walter V. Reid/Robert J. Scholes (2006): Millennium Ecosystem Assessment: Research Needs. In: Science 314: 257–258
- Christie, Mike/Ioan Fazey/Rob Cooper/Tony Hyde/Andrea Deri/Liz Hughes/Glenn Bush/ Luke Brander/Anton Nahman/Willem de Lange/Belinda Reyers (2008): An Evaluation of Economic and Non-economic Techniques for Assessing the Importance of Biodiversity to People in Developing Countries. Defra
- Costanza, Robert (2008): Ecosystem services: Multiple classification systems are needed. In: Biological Conservation 141: 350–352
- Costanza, Robert/Steve Farber (2002): Introduction to the special issue on the dynamics and value of ecosystem services: integrating economic and ecological perspectives. In: Ecological Economics 41: 367–373
- Costanza, Robert/John Cumberland/Herman Daly/Robert Goodland/Richard Norgaard (1998): An Introduction to Ecological Economics. Boca Raton: CRC Press
- Costanza, Robert/Ralph D'Arge/Rudolph De Groot/Stephen Farber/Monica Grasso/Bruce Hannon/Karin Limburg/Shahed Naeem/Robert O'Neill / Jose Paruelo/Robert Raskin/Paul Sutton/ Marjan van den Belt (1997): The Value of the World's Ecosystem Services and Natural Capital. In: Nature 387: 253–260
- Cowling, Richard M./Benis Egoh/Andrew T. Knight/Patrick J. O'Farrell/Belinda Reyers/ Mathieu Rouget/Dirk J. Roux/Adam Welz/Angelika Wilhelm-Rechman (2009): An operational model for mainstreaming ecosystem services for implementation. In: Proceedings of the National Academy of Sciences 105 (28): 9483–9488
- Daily, Gretchen C. (1997): Introduction: what are ecosystem services. In: Gretchen C. Daily (Hg.): Nature's Services. Washington DC: Island Press, 1–10
- De Groot, Rudolf S./Matthew A. Wilson/Roelof M.J. Boumans (2002): A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. In: Ecological Economics 41 (3): 393–408
- De Groot, Rudolf S./Rob Alkemade/Leon Braat/Lars Hein/Louise Willemsen (2010): Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. In: Ecological Complexity (i.E.)
- Ehrlich, Paul R./Anne H. Ehrlich (1983): Der lautlose Tod. Das Aussterben der Tiere und Pflanzen. Frankfurt am Main: Fischer
- Fisher, Brendan/R. Kerry Turner/Paul Morling (2009): Defining and classifying ecosystem services for decision making. In: Ecological Economics 68: 643–653

- Geisendorf, Sylvie/Silke Gronemann/Ulrich Hampicke (1998): Die Bedeutung des Naturvermögens und der Biodiversität für eine nachhaltige Wirtschaftsweise. Möglichkeiten und Grenzen ihrer Erfassbarkeit und Wertmessung. Berlin: Erich Schmidt
- Goldman, Rebecca L/Heather Tallis/Peter Kareiva/Gretchen C. Daily (2008): Field evidence that ecosystem service projects support biodiversity and diversify options. In: *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105 (27): 9445–9448
- Gorke, Martin (2000): Was spricht für eine holistische Umweltethik? In: *Natur und Kultur* 1-2: 86–105
- Goulder, Lawrence H./Donald Kennedy (1997): Valuing Ecosystem Services: Philosophical Bases and Empirical Methods. In: G. C. Daily (Hg.): *Nature's Services*. Washington DC: Island Press, 23–47
- Greiber, Thomas (Hg.) (2009): *Payments for Ecosystem Services – Legal and Institutional Frameworks*. Gland: IUCN
- Haines-Young, Roy/Marion Potschin (2010): The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. In: D. Raffaelli/C. Frid (Hg.) *Ecosystem Ecology: a new synthesis*. BES Ecological Reviews Series. Cambridge: Cambridge University Press (i.E.)
- Hampicke, Ulrich (1991): *Naturschutz-Ökonomie*. Stuttgart: Ulmer
- Heal, Geoffrey (2000): Biodiversity in the Marketplace. *World Economics* 1: 149–177
- Hoffmann, Andreas/Sönke Hoffmann/Joachim Weimann (2005): *Irrfahrt Biodiversität – Eine kritische Sicht auf europäische Biodiversitätspolitik*. Marburg: Metropolis
- Jax, Kurt (2010): Biodiversität und Ethik: <http://www.ufz.de/index.php?de=19655> (15.06.2010)
- Köchy, Kristian (2007): Natur- und Wissenschaftskonzepte in der Umweltethik. In: *Fachtagung Bewahrung des europäischen Naturerbes*, 77–83
- Kosz, Michael (1997): Probleme der monetären Bewertung von Biodiversität. In: *Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht* 20 (4): 35–52
- Krebs, Angelika (1997): Naturethik im Überblick. In: A. Krebs (Hg.): *Naturethik*. Frankfurt am Main: Suhrkamp, 337–379
- Kremen, Claire (2005): Managing ecosystem services: what do we need to know about their ecology? In: *Ecology Letters* 8: 468–479
- Kuttler, Wilhelm (1993): *Ökologie*. Berlin
- Lingenöhl, Daniel (2010): Wenn die Geier fehlen. In: *Süddeutsche Zeitung* 53: 16
- Loft, Lasse (2009): *Erhalt und Finanzierung biologischer Vielfalt – Synergien zwischen internationalem Biodiversitäts- und Klimaschutzrecht*. Berlin: Springer
- Loft, Lasse (2010): Der Mechanismus zur Vermeidung von Emissionen aus Entwaldung und Degradation (REDD) – Nachhaltige Umsetzung eines Klimaschutzinstrumentes. <http://nachhaltige-oekonomie.de/de/downloads-vortraege-u-veroeffentlichungen/160.html>
- MA – Millennium Ecosystem Assessment (2003–2005): Washington DC: Island Press
- Moberg, Fredrik/Carl Folke (1999): Ecological Goods and Services of Coral Reef Ecosystems. *Ecological Economics* 29: 215–233
- Newcome, Jodi/Allan Provins/Helen Johns/Ece Ozdemiroglu/Jaboury Ghazoul/Diane Burgess (2005): The Economic, Social and Ecological Value of Ecosystem Services: A Literature Review. Economics for the Environment Consultancy (eftec). London
- Niederstadt, Frank (1997): *Ökosystemschutz durch Regelung des öffentlichen Umweltrechts*. Berlin
- Norberg, Jon (1999): Resource-niche complementarity and autotrophic compensation determines ecosystem-level responses to increased cladoceran species richness. In: *Oecologia* 122: 264–272
- Norgaard, Richard B. (2009): Ecosystem services: From eye-opening metaphor to complexity blinder, *Ecological Economics*. In: *Ecological Economics* (i.E.)
- Norton, Bryan G. (1991): *Towards unity among environmentalists*. New York/Oxford: Oxford University Press
- OECD – Organisation of Economic Co-operation and Development (Hg.) (2003): *Harnessing Markets for Biodiversity – Towards Conservation and Sustainable Use*. Paris: OECD
- Ojea, Elena/Maria L. Loureiro (2007): Altruistic, egoistic and biospheric values in willingness to pay (WTP) for wildlife. In: *Ecological Economics* 63: 807–814
- Ott, Konrad (1996): Wie ist eine diskursethische Begründung von ökologischen Rechts- und Moralnormen möglich? In: K. Ott (Hg.): *Vom Begründen zum Handeln. Aufsätze zur angewandten Ethik*. Tübingen: Attempto, 86–128
- Pearce, David W./R. Kerry Turner (1990): *Economics of Natural Resources and the Environment*. Hemel Hempstead: Harvester Wheatsheaf
- Pearce, David/Dominic Moran (1994): *The Economic Value of Biodiversity*. London: Earthscan
- Rogall, Holger (2010): *Nachhaltige Ökonomie*. Marburg: Metropolis
- Rogall, Holger (2004): *Ökonomie der Nachhaltigkeit*. Wiesbaden: Verlag für Sozialwissenschaften
- Sachs, Jeffrey D./Walter V. Reid (2006): Investments Toward Sustainable Development. In: *Science* 312: 1002

- Schaefer, Matthias (2003): Wörterbuch der Ökologie. Heidelberg/Berlin: Spektrum, 4. Auflage
- Siep, Ludwig (2004): Erhaltung der Biodiversität – Nur zum Nutzen des Menschen. In: Bettina Hiller/Manfred A. Lange (Hg.): Biologische Vielfalt und Schutzgebiete – Eine Bilanz. Münster: Zentrum für Umweltforschung, 17–24
- Smith, Mark/Dolf de Groot/Daniele Perrot-Maître/Ger Bergkamp (2006): Pay – Establishing payments for watershed services. Gland: IUCN. Reprint 2008
- TEEB – The Economics of ecosystems and biodiversity – European Communities (Hg.) (2008): An interim Report. Cambridge
- Wallace, Ken J. (2007): Classification of ecosystem services: Problems and Solutions. In: Biological Conservation 139: 235–246
- Weimann, Joachim /Sönke Hoffmann (2003): Brauchen wir eine ökonomische Bewertung von Biodiversität? In: Joachim Weimann/Andreas Hoffmann/Sönke Hoffmann (Hg.): Messung und ökonomische Bewertung von Biodiversität: Mission impossible? Marburg: Metropolis, 17–42
- WBGU – Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen (Hg.) (1999): Welt im Wandel: Umwelt und Ethik. Sondergutachten 1999. Berlin/Heidelberg: Springer
- Wittig, Rüdiger/Bruno Streit (2004): Ökologie. Stuttgart: UTB
- Zimmer, Tilmann (2004): CO₂-Emissionsrechtehandel in der EU – Ökonomische Grundlagen und EG-rechtliche Probleme. Berlin: Erich Schmidt

Impressum:

LOEWE Biodiversität und Klima
Forschungszentrum (BiK^F)
Senckenberganlage 25
60325 Frankfurt am Main
V.i.S.d.P.: Dr. Thomas Jahn, Projektbereichsleiter
„Wissenstransfer und sozial-ökologische Dimensionen“
ISSN: 2192-1571

Anhang

	Ecosystem processes and components	Goods and services (examples)
1	Gas regulation Role of ecosystems in bio-geochemical cycles (e.g. CO ₂ /O ₂ balance, ozone layer, etc.)	1.1 UVb-protection by O ₃ (preventing disease). 1.2 Maintenance of (good) air quality.
2	Climate regulation Influence of land cover and biol. mediated processes (e.g. DMS-production) on climate	1.3 Influence on climate (see also function 2.) Maintenance of a favorable climate (temp., precipitation, etc) for, for example, human habitation, health, cultivation
3	Disturbance prevention Influence of ecosystem structure on dampening env. disturbances	3.1 Storm protection (e.g. by coral reefs). 3.2 Flood prevention (e.g. by wetlands and forests)
4	Water regulation Role of land cover in regulating runoff & river discharge	4.1 Drainage and natural irrigation.
5	Water supply Filtering, retention and storage of fresh water (e.g. in aquifers)	4.2 Medium for transport Provision of water for consumptive use (e.g. drinking, irrigation and industrial use)
6	Soil retention Role of vegetation root matrix and soil biota in soil retention	6.1 Maintenance of arable land. 6.2 Prevention of damage from erosion/siltation
7	Soil formation Weathering of rock, accumulation of organic matter	7.1 Maintenance of productivity on arable land. 7.2 Maintenance of natural productive soils
8	Nutrient regulation Role of biota in storage and re-cycling of nutrients (eg. N,P&S)	Maintenance of healthy soils and productive ecosystems
9	Waste treatment Role of vegetation & biota in removal or breakdown of xenic nutrients and compounds	9.1 Pollution control/detoxification. 9.2 Filtering of dust particles. 9.3 Abatement of noise pollution
10	Pollination Role of biota in movement of floral gametes	10.1 Pollination of wild plant species. 10.2 Pollination of crops
11	Biological control Population control through trophic-dynamic relations	11.1 Control of pests and diseases. 11.2 Reduction of herbivory (crop damage) Maintenance of biological & genetic diversity (and thus the basis for most other functions)
12	Refugium function Suitable living space for wild plants and animals	Maintenance of commercially harvested species
13	Nursery function Suitable reproduction habitat	13.1 Hunting, gathering of fish, game, fruits, etc. 13.2 Small-scale subsistence farming & aquaculture
14	Food Conversion of solar energy into edible plants and animals	14.1 Building & Manufacturing (e.g. lumber, skins). 14.2 Fuel and energy (e.g. fuel wood, organic matter).
19	Aesthetic information Attractive landscape features	Enjoyment of scenery (scenic roads, housing, etc.)
20	Recreation Variety in landscapes with (potential) recreational uses	Travel to natural ecosystems for eco-tourism, outdoor sports, etc.
21	Cultural and artistic information Variety in natural features with cultural and artistic value	Use of nature as motive in books, film, painting, folklore, national symbols, architect., advertising, etc.
22	Spiritual and historic information Variety in natural features with spiritual and historic value	Use of nature for religious or historic purposes (i.e. heritage value of natural ecosystems and features)
23	Science and education Variety in nature with scientific and educational value	Use of natural systems for school excursions, etc. Use of nature for scientific research

Tabelle 2: Liste der ESS von De Groot et al. 2002

Ökosystem- dienstleistung	MA-Kategorie	Ökosystem- bzw. Vegetationstypus	Zugrunde liegende ökologische Strukturen und Prozesse	Komplexitätsgrad	Nutzungs- intensität	Räumliche und zeitliche Wirkung	Ökonomische Wertkategorie	Direkter, indirekter Wert	Bewertungs- methode	[...]
Carbon Sequestration	Regulating	Tropischer Regenwald	[...]	[...]	wild	global				
Gas regulation										
Climate regulation										
Disturbance prevention										
Water regulation										
Water supply										
Soil retention										
Soil formation										
Nutrient regulation										
Waste treatment										
Pollination										
Biological control										
[...]										

Tabelle 3: ESS-Klassifikationsmatrix

Ecosystem Services	Range of monetary values in US\$/ha year ^a	Direct market pricing ^b	Indirect market pricing					Contingent valuation	Group valuation
			Avoided cost	Replacement cost	Factor income	Travel cost	Hedonic pricing		
1. Gas regulation	7–265		+++	0	0			0	0
2. Climate regulation	88–223		+++	0	0			0	0
3. Disturbance regulation	2–7240		+++	++	0		0	+	0
4. Water regulation	2–5445	+	++	0	+++		0	0	0
5. Water supply	3–7600	+++	0	++	0	0	0	0	0
6. Soil retention	29–245		+++	++	0		0	0	0
7. Soil formation	1–10		+++	0	0			0	0
8. Nutrient cycling	87–21 100		0	+++	0			0	0
9. Waste treatment	58–6696		0	+++	0		0	++	0
10. Pollination	14–25	0	+	+++	++			0	0
11. Biological control	2–78	+	0	+++	++			0	0
12. Refugium function	3–1523	+++		0	0		0	++	0
13. Nursery function	142–195	+++	0	0	0		0	0	0
<i>Production functions</i>									
14. Food	6–2761	+++		0	++			+	0
15. Raw materials	6–1014	+++		0	++			+	0
16. Genetic resources	6–112	+++		0	++			0	0
17. Medicinal resources		+++	0	0	++			0	0
18. Ornamental resources	3–145	+++		0	++		0	0	0
19. Aesthetic information	7–1760			0		0	+++	0	0
20. Recreation and tourism	2–6000	+++		0	++	++	+	+++	
21. Cultural and artistic insp.		0			0	0	0	+++	0
22. Spiritual and historic inf.	1–25					0	0	+++	0
23. Science and education		+++			0	0		0	0

^a Dollar values are based on Costanza et al. (1997) and apply to different ecosystems (e.g. waste treatment is mainly provided by wetlands and recreational benefits are, on a per hectare basis, highest in coral reefs). In the columns, the most used method on which the calculation was based is indicated with + + +, the second most with + +, etc.; open circles indicate that that method was not used in the Costanza study but could potentially also be applied to that function.

^b Based on added value only (i.e. market price minus capital and labor costs (typically about 80%).

Tab. 4: Bewertungsmethoden für unterschiedliche Ökosystemdienstleistungen (Quelle: de Groot et al. 2002)