



Ecosystem Services – Ökonomische Analyse ihres Verlusts, ihre Bewertung und Steuerung

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 Knowledge Flow Paper at hand gives an overview of the economic reasons for the loss of biodiversity and ecosystem services, i.e. the public goods character and externalities. It points out that natural ecosystems have a higher economic value than currently reflected by market prices. The paper then focuses on policy instruments particularly *Payments for Ecosystem Services (PES)* that take into account those values which are not reflected by markets. For the design of policy instruments subjective preferences of the stakeholders concerning the use of ecosystem services are an important information. In economics these preferences are typically narrowed down to a monetary value. Therefore the paper deals with the opportunities and challenges of methods for economic valuation of ecosystem services. It concludes that these methods have restrictions and that it will be impossible to come up with a precise global monetary value, because subjective preferences differ in time and from one place to another. On a smaller scale however monetary values can be generated more precisely. Economic valuation is thus seen as an additional criteria in decision making besides ecological assessments and ethics.

1 Einleitung

Der Verlust biologischer Vielfalt und ökosystemarer Dienstleistungen (ecosystem services, ESS) kann im Wesentlichen auf die nicht-nachhaltige Nutzung der Biosphäre durch den Menschen zurückgeführt werden. Eine Betrachtung der ökonomischen Gründe für die degradierende Nutzung sowie möglicher Instrumente dem Verlust zu begegnen, bilden den Gegenstand dieses Knowledge Flow Papers. Das Paper knüpft damit an das Knowledge Flow Paper Nr. 6 an, indem eine erste Einführung in das Thema Ecosystem Services gegeben wurde, wobei eine Fokussierung auf der Definition und den Kriterien für eine Klassifizierung von ESS lag.

Im vorliegenden Paper wird zunächst beschrieben, worin die Ursachen des Verlustes biologischer Vielfalt und ESS aus umweltökonomischer Sicht liegen. Es werden dazu wesentliche ökonomische Problematiken skizziert: der öffentliche Gutscharakter vieler Umweltgüter sowie das Auftreten sog. externer Effekte, die zu Marktversagen führen.

In dem darauf folgenden Abschnitt werden umweltpolitische Instrumente als Lösungsansätze für diese Problematiken erörtert. Der Schwerpunkt liegt auf den sog. Payments for Ecosystem Services (PES), ein umweltökonomisches Regulationsinstrument, das seit einigen Jahren global zunehmend Anwendung findet.

Eine Voraussetzung insbesondere für PES aber auch andere Regulations- und Entscheidungsprozesse ist die Bestimmung des ökonomischen Wertes biologischer Vielfalt und der ihr zugrunde liegenden ESS. Spätestens mit der TEEB-Studie „The Economics of Ecosystem Services and Biodiversity“ ist die Debatte um quantitative und monetäre Bewertungen von ESS aus dem wissenschaftlichen Kontext herausgetreten und in die politische und gesellschaftliche Aufmerksamkeit gerückt. Damit wird die Analyse der Möglichkeiten und Grenzen von Ansätzen zur Bewertung von ESS um so dringlicher. Aus diesem Grund wird das Konzept des ökonomischen Wertes dargelegt und die wesentlichen ökonomischen Bewertungsmethoden vorgestellt. Es findet darüber hinaus eine Auseinandersetzung mit den Chancen und Grenzen ökonomischer Bewertungen statt, also den Fragen: Was können sie leisten, welche konzeptionellen und empirischen Probleme ergeben sich? Wie kann biologische Vielfalt durch die Bewer-

tung von ESS stärker in ökonomische Entscheidungen integriert werden?

2 Ökonomische Analyse des Verlusts biologischer Vielfalt und ökosystemarer Dienstleistungen

Hauptursächlich für den Verlust biologischer Vielfalt und ökosystemarer Dienstleistungen (ESS) ist die durch das globale Wirtschaftswachstum und steigende Bevölkerungszahlen bedingte zunehmende Nachfrage an biologischen Ressourcen. Natürliche Landflächen werden als Industriestandorte und für Infrastrukturmaßnahmen erschlossen oder intensiv landwirtschaftlich genutzt. Hinzu kommen die Folgen des Klimawandels, die ebenfalls die Verfügbarkeit natürlicher Ressourcen beeinflussen (Baumgärtner 2002, OECD 2003). Im Rahmen der genannten und anderer degradierender Nutzungsformen lassen sich hohe einzelwirtschaftliche Gewinne erzielen, während über ihren Standort hinausgehende, regionale und globale Nutzenstiftungen biologischer Vielfalt meist nicht in die Rechnung privater Wirtschaftssubjekte oder das nationalökonomische Kalkül eingehen (Kulesa/Ringel 2003). So können beispielsweise Grundeigentümer in der Amazonasregion hohe Gewinne erzielen, wenn sie den auf ihrem Land vorhandenen Waldbestand roden, das geerntete Holz zur Weiterverarbeitung verkaufen und die Landfläche anschließend als Acker zum Anbau von Soja oder Zuckerrohr nutzen. Wenig lässt sich hingegen erwirtschaften, wenn die Grundeigentümer den Wald stehen lassen, obwohl der dadurch gesicherte gesamtwirtschaftliche Wert u.a. aufgrund der regionalen Klimastabilisierungseigenschaft der Wälder oder ihrer Funktion als Kohlenstoffspeicher weitaus größer ist (Bayon/Jenkins 2010, Loft 2010). Ein wesentlicher Grund hierfür sind die ökonomischen Eigenschaften biologischer Vielfalt, insbesondere der öffentliche Gutcharakter sowie das Auftreten externer Effekte.

Um dem Verlust biologischer Vielfalt und der ESS entgegenzuwirken, bedarf es einer Verbesserung der Instrumente zur umfassenden Berücksichtigung ihrer ökonomischen, sozialen und ökologischen Werte in Entscheidungen über die Nutzung von Ökosystemen. Der Schutz und die Nutzung natürlicher Ressourcen ist seit Menschengedenken Gegenstand hoheitlicher Regelungen (Lyster 1985). In der Geschichte des staatlichen Natur- und Biodiversitätsschutzes wurde dabei weitestgehend auf ordnungsrechtliche Instrumente (Ge- und Verbote) zurückgegriffen, sei es durch das Verbot des Jagens bestimmter Arten oder die strikte Unterschutzstellung von Habitaten. Auch auf internationaler Ebene konzentrierten sich die ersten Abkommen auf den Schutz und die Erhaltung bedrohter Arten und

ihrer Lebensräume (Loft 2009). Die wirtschaftlichen Bedürfnisse der Staaten und Gesellschaften, die mit den bedrohten Arten und deren Lebensräumen unmittelbar zu tun hatten, wurden dabei weitgehend außer Acht gelassen (Beyerlin 2000). Die Erhaltung biologischer Vielfalt wurde daher oft als Einschränkung wirtschaftlicher Entwicklung betrachtet und *vice versa* wirtschaftliche Entwicklung als Beeinträchtigung biologischer Vielfalt. Mit steigendem Druck auf die Ökosysteme ergab sich immer mehr die Notwendigkeit einer Lösung dieses Konfliktes durch eine Verknüpfung wirtschaftlicher Entwicklung und der Erhaltung natürlicher Ressourcen (Pomar Borda 2002). Ein Meilenstein war die Konferenz der Vereinten Nationen über Umwelt und Entwicklung (United Nations Conference on Environment and Development, UNCED) 1992 in Rio de Janeiro. Das Prinzip der nachhaltigen Entwicklung zieht sich wie ein roter Faden durch die Dokumente der Rio-Konferenz, zu denen u.a. die Biodiversitätskonvention (CBD) und die Klimarahmenkonvention (UNFCCC) gehören. Auch das im Rio-Folgeprozess 1994 verabschiedete Übereinkommen der Vereinten Nationen zur Bekämpfung der Wüstenbildung (UNCCD) enthält das Ziel einer nachhaltigen Entwicklung (Epiney/Scheyli 2000).

Seit Ende der 1980er Jahre hat sich das Streben nach besserer Vereinbarkeit von wirtschaftlicher Entwicklung und Schutz natürlicher Ressourcen in einer Vielzahl politischer Programme und Ziele sowie materiellen Rechtsvorschriften niedergeschlagen. In der Folge wurden diverse umweltpolitische Instrumente zur Erreichung der formulierten Ziele etabliert. Von der internationalen bis hin zur nationalen und lokalen Ebene werden auch im Biodiversitätsschutz zunehmend sog. ökonomische oder marktwirtschaftliche Instrumente als Alternativen zur klassischen Regulierung durch Ge- und Verbote eingesetzt (Lang 2001).

Biologische Vielfalt als ökonomisches Gut

Um zu verstehen, wie die bisherige Berücksichtigung der biologischen Vielfalt und der ESS in unserem Wirtschaften zu deren massivem Verlust beigetragen haben, ist es notwendig, diese durch die Brille der Ökonomik zu betrachten. ESS und die ihnen zugrunde liegende biologische Vielfalt befriedigen in vielfältiger Weise menschliche Bedürfnisse und haben einen ökonomischen Nutzen. Während ESS und biologische Vielfalt in der Vergangenheit als nahezu unerschöpflich betrachtet wurden, sind sie aufgrund des hohen Nutzungsdrucks und des anthropogen verursachten Klimawandels zunehmend knapp. In der wirtschaftswissenschaftlichen Theorie werden ESS daher als „ökonomische Güter“ bezeichnet. Sie werden anhand der

Kriterien „Ausschließbarkeit“ und „Rivalität“ weiter differenziert: Es handelt sich dabei um ein Kontinuum von reinem privaten Gut (Individualgut) bis zu reinem öffentlichen Gut (Kollektivgut) (Weimann/Hoffmann, 2003, Hampicke 1991, Bonus 1980). Vom Konsum eines öffentlichen Guts kann, im Gegensatz zum privaten, niemand ausgeschlossen werden (Nichtausschließbarkeit) oder alle können es in gleicher Menge konsumieren, ohne dass der Konsum einer Person den einer anderen beeinträchtigt (Nichtrivalität) (Zimmer 2004, Binder 1999). Beispiele für öffentliche Güter sind ein wohl reguliertes Klima, saubere Luft oder der ästhetische Nutzen, den ein Wald stiftet. Die genannten Güter können von allen Menschen konsumiert werden, ohne dass der Konsum den einer anderen Person ausschließt; es handelt sich um Güter mit hohem Öffentlichkeitsgrad. Umgekehrt liegt ein privates Gut bei individueller Nutzbarkeit oder Konsumierbarkeit und Ausschließbarkeit anderer vor (z.B. die im eigenen Garten angebaute Tomate). Hinsichtlich der Eigenschaft von ESS als wirtschaftliches Gut ist je nach Verwendungszweck der Öffentlichkeitsgrad zu bestimmen, da dieser Auswirkungen auf die Inanspruchnahme der ESS durch die Gesellschaft hat (OECD 2003).

Externe Effekte

In der Umweltökonomik wird davon ausgegangen, dass die Höhe des erwirtschafteten Gewinns und dessen Maximierung neben ethischen Grundwerten, Verbundenheit zur Natur oder Verantwortungsbewusstsein und Kooperationskompetenz bei der Entscheidung über die Ressourcennutzung eine wichtige Rolle spielen (Rogall 2004, Loft 2010). Dies gilt insbesondere für ärmere Bevölkerungsgruppen in Entwicklungsländern, die mit der Bewirtschaftung natürlicher Ressourcen ihren Lebensunterhalt sichern müssen. Es kann für sie noch so schmerzhaft sein, ein Stück natürlicher Fläche in Ackerland umzuwandeln. Doch wenn es die einzige Möglichkeit ist, Einkommen zu generieren und so – zumindest kurzfristig – das Überleben zu sichern, bleiben zunächst kaum Alternativen.

Folgt man dem Handlungsmodell der neoklassischen Ökonomik, werden bei Entscheidungen über die Nutzung von Ressourcen in der Regel nur die Güter und Leistungen mit einbezogen, die bereits marktfähig und handelbar sind, also vor allem die bereitgestellten ökosystemaren Versorgungsleistungen (z.B. Nahrung, Rohstoffe). Andere ESS finden nur selten Niederschlag in den Ressourcenpreisen oder werden von den bestehenden Institutionen nur wenig berücksichtigt. So werden kulturelle Leistungen (z.B. Erholung, kulturelles Erbe, ästhetische Werte, Bildung und Inspiration) nur teilweise und Regulations- und Basisdienstleistun-

gen (z.B. nationale und globale Klimaregulation, Erosionsregulation, Wasserregulation, Widerstand gegen invasive Arten) auf Märkten praktisch überhaupt nicht erfasst (Beck et al. 2006). Als Folge der einzelwirtschaftlichen, auf kurzfristige Gewinnmaximierung gerichteten Entscheidungen im Ressourcenmanagement bleiben die langfristigen Auswirkungen sowie volkswirtschaftlichen Kosten dieses Nutzenverhaltens unberücksichtigt. Das heißt, der Ertrag, der etwa aus Kahlschlag, kommerziellem Fischfang, Übernutzung von Böden oder durch Wildbeuterei für den Einzelnen resultiert, kann einem Verlust von ESS gegenüber stehen. So kann ein Einzelner mit der Ernte eines Waldes zwar individuellen wirtschaftlichen Gewinn erzielen; die Kosten, die aufgrund des Verlustes der Wasserfiltrierungsfunktion entstehen, werden jedoch auf die Allgemeinheit abgewälzt. Dies wird ökonomisch als negativer externer Effekt bezeichnet. Darunter sind alle direkten und indirekten Verluste zu verstehen, die Dritte und die Allgemeinheit als Folge wirtschaftlicher Aktivität zu tragen haben, ohne dass sie im betrieblichen Rechnungswesen oder in der Wirtschaftsrechnung privater oder öffentlicher Haushalte als Kosten auftauchen, und denen die Betroffenen nicht indifferent gegenüberstehen (Rogall 2004). Umgekehrt lässt sich auch sagen, dass der ökonomische Gesamtwert eines nachhaltig genutzten Ökosystems damit oftmals höher ist als der ökonomische Wert, der z.B. einer Entscheidung für eine Landnutzungsänderung in der Praxis zugrunde gelegt wird.

Im Zusammenhang mit externen Effekten wird auch von Marktversagen gesprochen. Dies tritt insbesondere bei der Nutzung natürlicher Ökosysteme deshalb auf, weil ihnen keine Preise zugeordnet werden können, die alle ökosystemaren Leistungen berücksichtigen. Einem Wald wird also nur soviel Wert beigemessen, wie sich durch den Verkauf des geernteten Holzes auf einem Markt erzielen lässt. Der potentielle Wert genetischer Vielfalt, die Wasserfiltrierungsfunktion oder die Kohlenstoffspeicherung bleiben hingegen unbeachtet. Die Gründe für das Nichtzustandekommen von Preisen und die daraus folgende unvollständige Bewertung ökosystemarer Leistungen sind vielfältig. Einige, wie der potentielle Wert genetischer Vielfalt als Bestandteil der Biodiversität, lassen sich auch mit Hilfe außermärklicher Bewertungsmethoden monetär nur sehr schwer erfassen. Für andere Ökosystemdienstleistungen wie beispielsweise Wasserfiltrierung und Kohlenstoffspeicherung besteht zwar mittlerweile die Möglichkeit, ihnen einen monetären Wert beizumessen (TEEB 2008, TEEB 2009). Doch fehlt es oftmals an notwendigen Voraussetzungen (z.B. definierte Verfügungsrechte, Handelsplattformen), um diese Leistungen auf Märkten handeln zu können oder es fehlt an der

Berücksichtigung dieser Werte durch staatliche Institutionen. Erschwerend kommt hinzu, dass einige Ökosystemdienstleistungen ihren Nutzen nicht nur vor Ort entfalten, sondern – wie im Falle der Kohlenstoffspeicherung – die Nutzer dieser Leistung auf der ganzen Erde verteilt sind. Dieser Umstand erschwert die Etablierung der für einen Markt notwendigen Handelsplattformen oder anderer steuernder institutioneller Eingriffe.

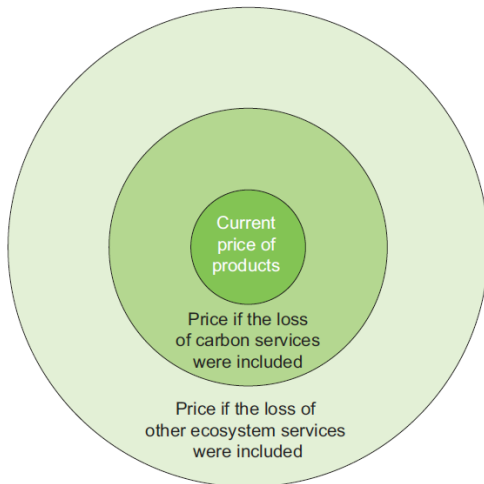


Abbildung 1: Entwaldungsbedingte Externalitäten – derzeitige und tatsächliche Preise von Produkten entwaldeter Flächen (Quelle: Eliasch 2008)

Internalisierung

Dem beschriebenen Marktversagen entgegenzuwirken, ist Aufgabe der Politik und des Gesetzgebers – auf globaler, regionaler, nationaler und lokaler Ebene. Hierfür müssen die Anreizstrukturen für (lokale) Anbieter der Güter und Leistungen natürlicher Flächen so ausgestaltet werden, dass diese sowohl die im Lande verbleibenden als auch die grenzüberschreitenden externen Kosten oder gar Nutzen internalisieren, d.h. in ihr Entscheidungskalkül mit einbeziehen (Sternier 2003). Es müssen also entweder die Umweltkosten der Zerstörung natürlicher Ökosysteme in die Produkte eingepreist werden oder Möglichkeiten geschaffen werden, die Anbieter ökosystemarer Dienstleistungen finanziell für die Bereitstellung und damit den Verzicht auf degradierende Nutzungsformen zu kompensieren, damit höhere volkswirtschaftliche Werte erzielt werden können (Engel et al. 2008).

Neben dem Verbot bestimmter Nutzungspraktiken (z.B. Einleitung ungereinigten Abwassers in Flüsse) können durch gesetzliche Regelungen auch die Kosten der negativen externen Effekte dem Verursacher angelastet werden. Umweltökonomische Instrumente setzen durch eine Veränderung der Rahmenbedingungen wirtschaftliche Anreize zur Vermeidung von Umweltschäden. Ein Beispiel sind Emissionshandelssysteme,

bei denen Emittenten von klimaschädlichen Gasen die durch ihre Freisetzung entstehenden Kosten mit dem Erwerb von handelbaren Naturnutzungsrechten (Zertifikaten) übernehmen. Da eine solche, das Verursacherprinzip unmittelbar durchsetzende Lösung in manchen Fällen wie beispielsweise bei der Nutzung natürlicher Flächen in Entwicklungsländern (global) als ungerecht betrachtet wird (Loft 2009), muss in dieser und vergleichbaren Situationen eine andere Möglichkeit der Internalisierung gewählt werden (Rogall 2010, Loft 2010).

Es wurden daher auch Instrumente entwickelt, die nachhaltiges Handeln belohnen, indem Anreize zur Schaffung positiver externer Effekte gesetzt werden. Ein Beispiel ist die Etablierung von Märkten und die Präzisierung von Verfügungsrechten¹ für nachhaltig, nicht degradierend nutzbare ESS wie die Kohlenstoffspeicherung von Wäldern. So können gemäß des Kyoto Protokolls im Rahmen des Clean Development Mechanism (CDM) Emissionsgutschriften dadurch generiert werden, dass in Entwicklungs- und Schwellenländern Aufforstungsprojekte durchgeführt werden, die zu einer nachweisbar erhöhten Aufnahme und Speicherung von CO₂ in der Biosphäre führen. Die Definition dieser Emissionsgutschriften und die Einführung des internationalen Emissionshandelssystems stellen die Voraussetzungen dafür dar, dass die volkswirtschaftlich wünschenswerte Kohlenstoffaufnahme auch einzelwirtschaftlich attraktiv wird (Loft 2009). Es werden die Grundbedingungen geschaffen, dass sich Preise für ökosystemare Leistungen und Güter mit regionalem

¹ Verfügungs-, Dispositions- oder Handlungsrechte sind die im deutschsprachigen Raum am weitesten verbreiteten Bezeichnungen für den englischen Begriff „property rights“. Der Begriff „Eigentumsrechte“ wird in diesem Zusammenhang meist abgelehnt, da er als zu eng betrachtet wird und in anderen Wissenschaftsdisziplinen wie den Sozialwissenschaften auch eine abweichende Bedeutung hat (Ullrich 2004).

Verfügungsrechte räumen einem Individuum das Recht ein, die Entscheidung über die Verwendung eines Guts zu treffen. Sie stellen letztendlich nichts anderes als Erwartungen über sozial erlaubte Handlungsmöglichkeiten dar. Sind die Rechte auf eine Person konzentriert, ist sie der Eigentümer der entsprechenden Ressource und darf diese allein, meist aber nicht uneingeschränkt nutzen, denn die Verfügungsmöglichkeiten über Ressourcen werden i.d.R. durch Gesetze oder Verträge beschränkt (Hesse 1983).

Gemäß der Theorie der Verfügungsrechte (property rights theory) wird zwischen folgenden Verfügungsrechten unterschieden: (1) dem Recht, eine Sache/Ressource zu benutzen (ius usus), (2) dem „Fruchtziehungsrecht“, also dem Recht, die Erträge, die mit der Benutzung der Sache/Ressource einhergehen, zu behalten (z.B. Ernte aus Landnutzung) (usus fructus), (3) dem Recht, die Sache/Ressource in Form und Aussehen zu verändern (abusus), (4) dem Recht, die Sache ganz (z.B. Verkauf) oder teilweise (z.B. Pacht) anderen zu überlassen und den daraus erzielten Gewinn zu behalten (ius abutendi) (Ullrich 2004).

und globalem Nutzen bilden können (Bayon/Jenkins 2010).

Konkrete Instrumente zur Internalisierung werden im folgenden Abschnitt „Regulations- und Steuerungsinstrumente“ ausführlicher behandelt. Voraussetzung für alle diese Instrumente zur Internalisierung der Kosten ist, dass die nicht auf Märkten gehandelten ökosystemaren Güter und Leistungen messbar gemacht und hierfür (ökonomische) Werte ermittelt werden (Pascual et al. 2010). Nur so können die durch den Verlust entstehenden Kosten auf die Verursacher umgelegt bzw. die Anbieter für die Bereitstellung kompensiert werden (Engel et al. 2008). Auch eine ordnungsrechtliche Regelung durch Ge- und Verbote setzt eine Interessenabwägung voraus im Rahmen derer ökonomische Bewertungen und ökologische Beurteilungen ausschlaggebende Kriterien darstellen. Die Chancen und Grenzen ökonomischer Bewertungen von ESS werden im letzten Abschnitt ausführlicher behandelt.

3 Regulations- und Steuerungsinstrumente

Eine nachhaltige Bereitstellung von ESS setzt die Etablierung von Regelungen zur Nutzung natürlicher Ressourcen voraus (Satake 2007, Hardin 1968). Dies gilt für die Bewirtschaftung der Wälder, wie für die Befischung der Ozeane oder die Verantwortung für die Atmosphäre (Vincent 2007, Ostrom 1990).

Die zur Verfügung stehenden umweltpolitischen Instrumente lassen sich grob in drei Gruppen unterteilen (Michaelis 1996):

- direkt verhaltenssteuernde (ordnungsrechtliche) Ansätze, z.B. Ge- und Verbote, Auflagen;
- indirekt durch ökonomische Anreizmechanismen steuernde Instrumente (z.B. handelbare Nutzungsrechte);
- indirekt wirkende, auf das Konsumentenverhalten abzielende (suasorische) Instrumente, z.B. Umweltinformation und -bildung.

Zum Zweck der vergleichenden Analyse der Instrumente werden im Wesentlichen zwei Kriterien zur Beurteilung herangezogen: die *ökologische Effektivität* (wie schnell und wie treffsicher lassen sich die ökologischen Ziele erreichen?) und die *ökonomische Effizienz* (wird das angestrebte Ziel zu den geringst möglichen Kosten erreicht und werden Anreizwirkungen für technischen Fortschritt erzielt?) (Rogall 2010, Angelsen et al. 2009, Michaelis 1996, Baumol/Oates 1975).

In den Industriestaaten wurde die Umweltpolitik zunächst auf ordnungsrechtliche Ansätze ausgerichtet, die auf dem Verursacher- und Vorsorgeprinzip beruhen. Die klassischen ordnungsrechtlichen Instrumente weisen unmittelbar eine hohe ökologische Wirksamkeit auf (zumindest dort, wo sie aufgrund der Stärke des Staates auch durchgesetzt werden können) (Rogall

2004). Mit ihrer Hilfe konnten in den vergangenen Jahrzehnten viele Erfolge erzielt werden. So gilt auf internationaler Ebene beispielsweise das Montrealer Protokoll² über Stoffe, die zu einem Abbau der Ozonschicht führen, als eines der wirksamsten umweltvölkerrechtlichen Übereinkommen. Als Haupteinwand gegen die ordnungsrechtlichen Instrumente wird angeführt, dass sie ökonomisch ineffizient seien, da sie die angestrebten Umweltschutzziele nicht mit den geringst möglichen gesellschaftlichen Kosten erreichen (Engel et al. 2008). Ihnen wird darüber hinaus entgegengehalten, dass sie in der weiteren Anwendungsdauer meist nur reaktiv angepasst werden können, mithin keine dynamische Anreizwirkung entwickeln (kontinuierliche Verbesserung der ökologischen Wirksamkeit und der ökonomischen Effizienz) (Costanza et al. 2001).

Aus diesen Gründen werden zunehmend ökonomische Instrumente sowie Mischformen zwischen ordnungsrechtlichen und ökonomischen Instrumenten entwickelt. Diese Instrumente überlassen im Gegensatz zu ordnungsrechtlichen Instrumenten den Akteuren weiterhin, wann und wie sie handeln. Sie geben jedoch einen spürbaren wirtschaftlichen Anreiz zur Verhaltensänderung (Rogall 2010). Beispiele für ökonomische Instrumente sind Steuern (Gebühren oder Abgaben) auf umweltschädliche Emissionen, Emissionszertifikate, die Zuweisung von Eigentumsrechten für frei zugängliche und andere Umweltressourcen sowie die wirtschaftliche Förderung gemeinnützigen Handelns (Costanza et al. 2001).

Im Folgenden wird ein ökonomisches Instrument des Biodiversitätsschutzes kurz vorgestellt, die sog. Payments for Ecosystem Services (PES). Sie haben mit den Verhandlungen zum Access and Benefit Sharing im Rahmen der CBD und den Verhandlungen um einen Mechanismus zur Vermeidung von Emissionen aus Entwaldung und Degradation (REDD) im Rahmen der UNFCCC auf globaler Ebene Einzug gefunden. In vielen Ländern Süd- und Mittelamerikas sind sie bereits Bestandteil nationaler Gesetzgebung geworden; ihr verstärkter Einsatz wird auch in Industriestaaten, insbesondere im Agrarbereich zunehmend diskutiert (Hampicke 2006, Bohlen et al. 2009). Die Frage wie solche PES-Schemes konkret ausgestaltet und umgesetzt werden müssen, um eine nachhaltige Inwertsetzung von ESS zu erreichen und damit einen Beitrag

² Das Montrealer Protokoll wurde am 16. September 1987 von den Vertragsparteien des Wiener Übereinkommens zum Schutz der Ozonschicht angenommen und ist eine Konkretisierung dieses Abkommens. Es trat am 1. Januar 1989 in Kraft. Die Unterzeichnerstaaten verpflichten sich zur Reduzierung und schließlich zur vollständigen Abschaffung der Emission von chlor- und bromhaltigen Chemikalien, die stratosphärisches Ozon zerstören.

zur Erhaltung biologischer Vielfalt zu leisten, stellt einen wichtigen Baustein im Rahmen der aktuellen Forschung um die Implementierung des ESS-Ansatzes dar (De Groot 2010, Greiber 2009). Dabei wird es in den kommenden Jahren vor allem darum gehen, PES Konzepte zu implementieren und ihre praktische Anwendung zu analysieren (Vatn 2010, Engel et al. 2008).

Payments for Ecosystem Services

Payments for Ecosystem Services (auch Payments for Environmental Services, PES) werden überwiegend verstanden als: „(a) a voluntary transaction where; (b) a well-defined environmental service (or a land use likely to secure that service); (c) is being ‘bought’ by a (minimum one) service buyer; (d) from a (minimum one) service provider; (e) if and only if the service provider secures service provision (conditionality)“ (Wunder 2005: 3).

Die Idee hinter den PES ist es, Verfügungsrechte-Inhaber natürlicher Flächen dazu zu bewegen, auf degradierende Nutzungsformen zu verzichten und durch eine nachhaltige Nutzung den Fortbestand weiterer ESS zu gewährleisten. Als Anreiz hierfür erhält der Verfügungsrechte-Inhaber eine Kompensation. Sie erfolgt auf Grundlage eines vertragsähnlichen Verhältnisses von denjenigen, die die ESS in Anspruch nehmen (Wunder 2005). Dadurch profitiert (einzelwirtschaftlich) auch der Verfügungsrechte-Inhaber einer natürlichen Fläche von einer als gesamtwirtschaftlich vorteilhaft zu betrachtenden Nutzung der Fläche bzw. des Ökosystems. Dies wird in Abbildung 2 am Beispiel eines Waldbesitzers deutlich.

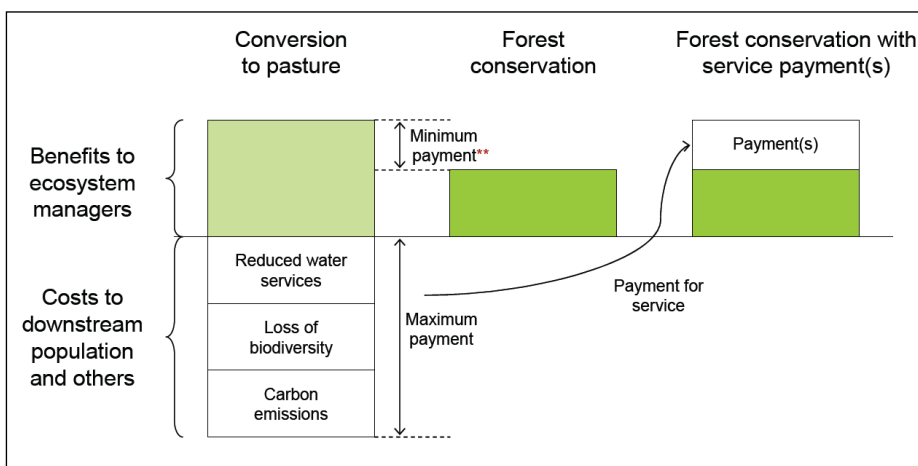


Abbildung 2: Die ökonomische Logik hinter PES Konzepten (Quelle: Engel et al. 2008, nach Pagiola und Platais 2007)

Er könnte durch die Umwandlung einer natürlichen Waldfläche in Weideland einen einzelwirtschaftlichen Gewinn erwirtschaften (hellgrün markiert). Würde er den Wald in natürlicher Form erhalten oder extensiv bewirtschaften, würde sich sein Gewinn verringern

(dunkelgrüne Fläche). Gleichzeitig gehen der Allgemeinheit bei einer Umwandlung in Weideland jedoch eine Vielzahl an ESS verloren (Wasserfiltrierung, Biodiversitätsverlust, Kohlenstoffspeicherung). Es entstehen hohe gesamtwirtschaftliche Kosten, die in der Gesamtbilanz den Gewinn des Waldbesitzers übersteigen. Ist die Allgemeinheit, z.B. der Staat bereit, zur Sicherung dieser ESS für die zukünftige Inanspruchnahme dem Waldbesitzer einen Ausgleich zu zahlen, wird es für ihn rentabler, die natürliche Waldfläche zu erhalten.

PES werden derzeit auf Projektebene von Nichtregierungsorganisationen (NGO's) aber auch von Staaten wie Costa Rica, Mexiko und China eingesetzt (Daily et al. 2009). Auch der US-Bundesstaat Florida kompensiert Besitzer von Weideland dafür, dass sie einen Teil ihres Landes aus der intensiven Nutzung nehmen um so die Wasserfiltrierungsfunktion zu erhöhen und den Nährstoffeintrag zu reduzieren (Bohlen et al. 2009). Staatliche Verwaltungseinheiten und NGO's sind derzeit die Institutionen, die am häufigsten vertragsähnliche Verhältnisse zwischen den Anbietern gesellschaftlich erwünschter ESS und den Nutznießern der ESS vermitteln. Die Teilnahme an PES-Systemen ist für den Anbieter der ESS, also meist den Landeigentümer, in der Regel freiwillig, was sie vom klassischen Ordnungsrecht unterscheidet. Der Anbieter erhält für die Bereitstellung der gesellschaftlich erwünschten ESS eine finanzielle Entschädigung. Um die Leistung des ESS-Anbieters entsprechend vergüten zu können, muss die ESS genau definiert werden (z.B. Trinkwasserbereitstellung oder Kohlenstoffspeicherung) und es müssen Preise festgelegt und bezahlt werden. Zur Ermittlung des Preises sind ökonomische Bewertungen notwendig, mit denen man eine Art Proxy für fehlende Marktpreise feststellen kann.

Entscheidet sich ein Anbieter von ESS für die Teilnahme an einem PES, so trifft ihn die Pflicht, die ESS auch bereitzustellen (*conditionality*). Das setzt voraus, dass die ESS nachweisbar von der Fläche des Anbieters ausgeht und der Verzicht auf eine degradierende Nutzung die Bereitstellung tatsächlich sicherstellen kann.

Hierzu müssen die zur Bereitstellung der ESS führenden ökologischen Prozesse verstanden und (wenn möglich quantitativ) beschrieben werden. Dazu gehört auch die räumliche und zeitliche Wirkungsweise und die Quantifizierung der bereitgestellten ESS (Tomich et al.

2004). Die mit dieser Erfassung und Analyse von ESS verbundenen Herausforderungen wurden in Loft/Lux (2010) diskutiert. Zentral ist, die grundlegenden biophysischen Beschreibungen und Beurteilungen mit ökonomischen Bewertungen zu verbinden – und sie nicht isoliert voneinander zu betrachten.

Angesichts dieser Voraussetzungen wird deutlich, dass prinzipiell jegliche ESS für die Regulation mittels PES geeignet sind. Ein gelungenes Beispiel für einen regionalen Markt ist die Wasserfiltrierung und -speicherung. Hier werden Grundeigentümer dafür kompensiert, dass sie flussaufwärts Anbauweisen übernehmen, die nur zu einer geringen Dezimierung des Baumbestandes und Bodenerosion führen und damit eine gewisse Wasserqualität flussabwärts garantieren (Asquith et al. 2008). Auf globaler Ebene erscheint die Schaffung bzw. Weiterentwicklung von Märkten für die Kohlenstoffspeicherung und Bereitstellung genetischer Ressourcen aussichtsreich (Wunder 2008, Loft 2009). Weitere Beispiele für PES existieren u.a. für den Biodiversitätserhalt oder landschaftliche Schönheit.

4 Ökonomische Bewertung ökosystemarer Dienstleistungen

Am Beispiel der PES wurde illustriert, wie trotz fehlender Märkte ein Preismechanismus für die Bereitstellung von ESS aussehen kann. Eine kritische Bedingung für das Funktionieren eines solchen Mechanismus ist die Feststellung eines angemessenen Preises, der die oben diskutierten externen Effekte mit in das Kalkül von Ressourcennutzern bringt. Um auch den Wert von z.B. Regulationsleistungen wie der Kohlenstoffaufnahme transparent zu machen, wird daher eine ökonomische Bewertung der ESS, die nicht auf Märkten gehandelt werden, diskutiert (De Groot et al. 2010, Spangenberg/Settele 2010). Dies ermöglicht in Entscheidungsprozessen eine Aufwertung solcher Leistungen, die aufgrund ihrer freien Verfügbarkeit zuvor vernachlässigt wurden.

Spätestens mit der TEEB-Studie „The Economics of Ecosystem Services and Biodiversity“ ist die Debatte um quantitative und monetäre Bewertungen von ESS aus dem wissenschaftlichen Kontext herausgetreten und in die politische und gesellschaftliche Aufmerksamkeit gerückt. Damit wird die Analyse der Möglichkeiten und Grenzen von Ansätzen zur Bewertung von ESS um so dringlicher. Was können sie leisten, welche konzeptionellen und empirischen Probleme ergeben sich? Wie kann biologische Vielfalt durch die Bewertung von ESS stärker in ökonomische Entscheidungen integriert werden? Im folgenden Abschnitt wird ein Einblick in die Möglichkeiten und Grenzen der ökonomischen Bewertung biologischer Vielfalt und ESS gegeben.

Der ökonomische Wert

Grundlage für die Ermittlung ökonomischer Werte ist zunächst die Beschreibung des Zustands von ESS. Der Ökologie als „wertfreie“ Naturwissenschaft kommt dann im Rahmen der ESS-Forschung die Aufgabe zu, Aussagen darüber zu treffen, wie sich dieser Zustand verändern könnte (Jax 2010)³. Auf dieser Basis sind mit Methoden der Ökonomik „die in einer Gesellschaft meist implizit vorhandenen Bewertungen transparent und entscheidungsrelevant zu machen“ (Burtra/Portney 1991, Kosz 1997, zitiert in WBGU 1999). Selbstverständnis der Ökonomik ist, die Befriedigung menschlicher Bedürfnisse mit knappen Mitteln (hier ESS) zu untersuchen. Es geht also auch darum, die gesellschaftlichen Präferenzen hinsichtlich des Schutzes und der Nutzung natürlicher Ökosysteme zu erklären (Krause et al. 2008). Das dient dann dazu, aus den Alternativen zur Verwendung der knappen Mittel diejenigen auszuwählen, die einen maximalen Nutzen bzw. den damit verbundenen maximalen Wert erreicht. Der ermittelte ökonomische Wert stellt somit keine Eigenschaft dar, die einer Sache – hier der Natur – inhärent ist, er hängt vielmehr wesentlich vom ökonomischen Kontext ab, in dem die Bewertung stattfindet (u.a. subjektive Präferenzen, Verteilung von Vermögen, Zustand der Umwelt, Produktionstechnologien, Zukunftserwartungen). Wertzuschreibungen sind folglich ein anthropozentrisches Konstrukt (Barbier 2009, Baumgärtner 2002) und die ökonomische Bewertung nach Daily (2000) ein Instrument, mit dem Informationen organisiert werden können, um Entscheidungshilfen zu geben.

Die Erfassung des ökonomischen Wertes

Aus ökonomischer Sicht bezieht sich der Wert eines Ökosystems auf zwei unterschiedliche Aspekte: Zum einen auf den aggregierten Wert der ESS eines Ökosystems („output value“), ausgedrückt durch den *Total Economic Value* (TEV). Zum anderen bezieht sich der Wert auf das Leistungsvermögen des Ökosystems, die im TEV enthaltenen Werte auch nach Störungen aufrecht zuhalten, also auf die Resilienz des Ökosystems („insurance value“).

³ Da es sich um eine Beschreibung handelt, die anhand naturwissenschaftlicher Methoden vorgenommen wird und nicht um den Ausdruck subjektiver Präferenzen, wird zwecks begrifflicher Klarheit, in Anlehnung an die Differenzierung im Englischen, in diesem Zusammenhang im Folgenden nicht von „Wert (engl. „value“)“ sondern von „Beurteilung“ (engl. „assessment“) gesprochen.

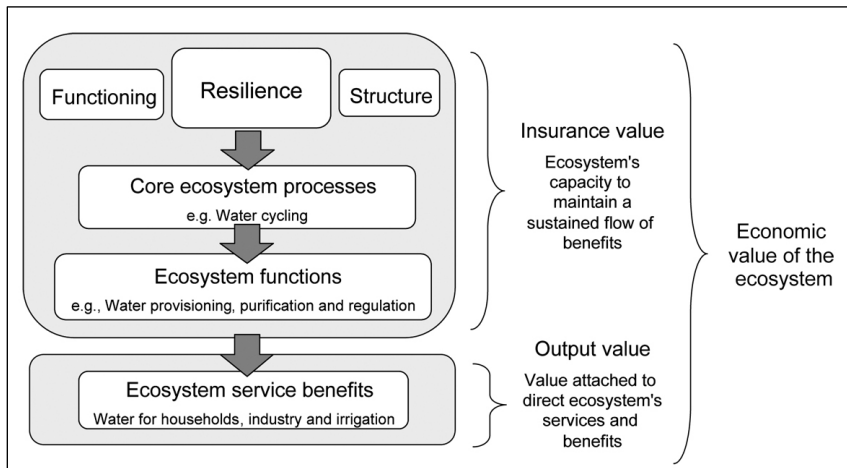


Abbildung 3: Der ökonomische Wert eines Ökosystems (Quelle: Pascual et al. 2010)

Versicherungswert

Der Versicherungswert drückt aus, wie anfällig die Strukturen und Prozesse eines Ökosystems für Störungen sind und welche Auswirkungen das auf die Bereitstellung von ESS hat. Dies in ökonomische Werte zu übertragen, ist oftmals nicht einfach (Baumgärtner 2007). Das liegt vor allem daran, dass sich störungsbedingte Veränderungen eines Ökosystems nicht linear auf die Bereitstellung von ESS auswirken, sondern massive Veränderungen nach überschreiten einer gewissen Grenze/Schwelle (*tipping point*) auftreten können (Haines-Young/Potschin 2010). Ein Indiz für den ökonomischen Wert kann die Wahrscheinlichkeit des Überschreitens dieser „tipping points“ sein. Das erfordert ausreichendes naturwissenschaftliches Wissen über die Schwellen/Grenzen, den aktuellen Zustand und die Eigenschaften des Systems. Wenn die Wahrscheinlichkeit des Überschreitens eines „tipping points“ sehr groß ist, dann herrschen zu hohe Unsicherheiten im Hinblick auf verlässliche Aussagen über die Bereitstellung (Art und Menge) verschiedener ESS nach Eintritt der Störung. Ökonomische Ansätze, die marginale Veränderungen zum Gegenstand haben, sind dann nicht weiter anwendbar; es bleibt nur ein Rückgriff auf das Vorsorgeprinzip und das Konzept der „safe minimum standards“ (Pascual et al. 2010).

Ökonomischer Gesamtwert

Aufbauend auf die wegweisenden Arbeiten von Krutilla (1967), der den Output-Value eines Ökosystems in zwei Kategorien unterteilte, die nutzungsabhängigen und die nutzungsunabhängigen Werte, haben Pearce und Turner (1990) das Konzept des „ökonomischen Gesamtwertes“ (Total Economic Value, TEV) entwickelt. Nach diesem Ansatz werden einzelne Wertaspekte gemäß ihres Beitrags zur Bedürfnisbefriedigung bzw. Motiven für ihre Wertschätzung systematisiert (Baumgärtner 2002).

It should be emphasized that „total“ in „total economic value“ is summed across categories of values (i.e., use and non-use values) measured under marginal changes in the socio-ecological system, and not over ecosystem or biodiversity (resource) units in a constant state (Pascual et al. 2010).

Der ökonomische Gesamtwert setzt sich zusammen aus „nutzungsabhängigen Werten“ und „nicht-nutzungsabhängigen Werten“. Nutzungsabhängige Werte umfassen alle „direkten Werte“, die tatsächlich oder potentiell genutzt werden, also

Versorgungsleistungen wie z.B. Brennholz, Agrarprodukte oder Frischwasser aber auch ästhetische Werte wie die Schönheit der Natur, die während eines Spaziergangs genossen wird (Krause et al. 2008, Baumgärtner 2002). Des Weiteren werden auch „indirekte Werte“ umfasst wie z.B. Flutkontrolle, Kohlenstoffaufnahme und -speicherung. Dabei handelt es sich überwiegend um regulierende ESS, die meist nicht auf Märkten gehandelt werden (Pascual et al. 2010).

Der sog. Optionswert und der Quasi-Optionswert werden vielfach ebenfalls als nutzungsabhängige Werte bezeichnet, doch dies ist hoch umstritten (Hartje 2003, Freeman 1993, zitiert in Pascual et al. 2010). Hierunter wird der Wert biologischer Vielfalt verstanden, Antworten/Lösungen auf zukünftige Probleme liefern zu können, so z.B. die Nutzung des Genpotentials zur Bekämpfung bisher unbekannter Krankheiten oder Schädlinge in der Landwirtschaft (Baumgärtner 2002). Der Optionswert wird in diesem Fall auch mit einer Rücklage verglichen, die man heute bereit ist zu zahlen, um für einen etwaigen zukünftigen Schadensfall besser gerüstet zu sein. Es wird teilweise noch weiter differenziert und die Kategorie des Quasi-Optionswertes eingeführt. Der Quasi-Optionswert unterscheidet sich vom Optionswert, da er nicht dem Konzept der Risikoaversion entspringt. „Er entsteht, weil eine irreversible Entscheidung zukünftige Informationen zerstört und damit Lernen, d.h. die Informationsgewinnung aus der Existenz von Umweltgütern, unmöglich macht“ (Hartje 2003: 4).

Die Kategorie der „nicht-nutzungsabhängigen Werte“ umfasst solche Werte, die eben dadurch entstehen, dass ein Ökosystem bzw. dessen ESS *nicht* genutzt werden. Sie bilden die Summe aus der Wertschätzung des Wissens um die Existenz von z.B. Naturlandschaften, aus ästhetischen Gründen ohne ein direktes Erleben. Während der „Existenzwert“ auch als eine Form des Altruismus gegenüber anderen Spezies oder der

Natur im Allgemeinen aufgefasst wird (Pascual et al. 2010, Baumgärtner 2002), versteht man unter dem „Vermächtniswert“ die Bereitschaft, Zahlungen für den Erhalt biologischer Vielfalt zu leisten, damit diese zukünftigen Generationen zugänglich ist, also eine Form des Altruismus gegenüber zukünftigen Generationen.

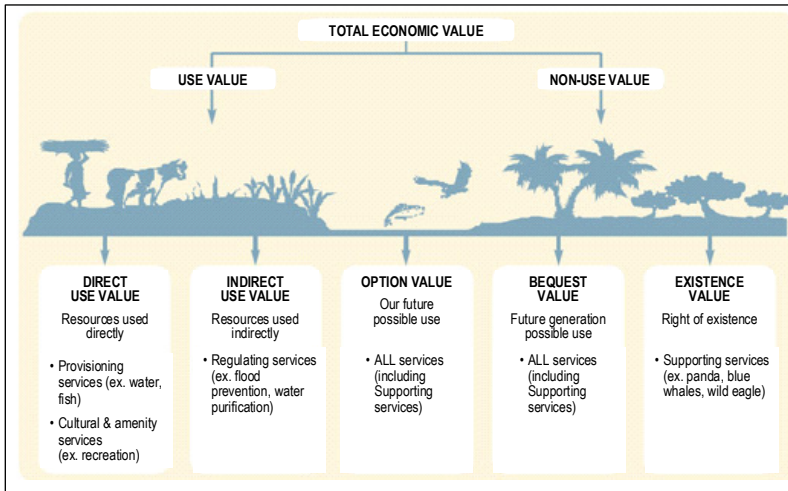


Abbildung 4: Der ökonomische Gesamtwert (Quelle: Smith et al. 2006)

Verfügbare Methoden zur Ermittlung des ökonomischen Gesamtwertes

Zur Ermittlung des ökonomischen Gesamtwertes der ESS, die ein Ökosystem bereitstellt, werden verschiedene Methoden herangezogen. Sofern verfügbar, wird bei der Bewertung auf Informationen über die subjektiven Präferenzen in Form von Marktpreisen als Indikator zurückgegriffen (market price approaches) (Christie et al. 2008).

Tabelle 1: Überblick Bewertungsmethoden (Quelle: Christie et al. 2008)

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	

Dies ist vor allem bei Versorgungsdienstleistungen gegeben; Beispiele sind der Weltmarktpreis für Mahagoniholz oder für Getreide. Da die meisten ESS jedoch nicht auf Märkten gehandelt werden und es dadurch keine Indikatoren in Form von Marktpreisen für ihren Wert gibt, wurden im Rahmen wirtschaftswissenschaftlicher Forschung Ansätze für die alternative Bestim-

mung des ökonomischen Wertes entwickelt, innerhalb derer es eine große Bandbreite an Methoden gibt (Fisher et al. 2009).

Im Folgenden können nicht alle Bewertungsmethoden dargestellt werden, weshalb eine Fokussierung auf die drei wesentlichen Ansätze „market valuation“, „revealed preferences“ und „simulated valuation“ sowie deren wichtigste Methoden stattfindet (Tab. 2).

Ein alternativer Ansatz zur Heranziehung von Marktpreisen für ESS ist es, diese als Substitute oder komplementäre Güter zu marktlich gehandelten Gütern zu betrachten. Über den Preis der gehandelten Güter wird dann der Wert der ESS abgeleitet (cost based methods). So kann beispielsweise der Preis für eine Wasserfiltrierungsanlage als Proxy für den Wert der ESS Wasserfiltrierung eines Waldes herangezogen werden. In der Kategorie der „market valuation approaches“ werden Ansätze zusammengefasst, die

- zur Wertermittlung auf vermiedene Schadenskosten abstellen (Ersatzkostenansatz); so kann z.B. der Wert der ESS Flutkontrolle von Mangrovenwäldern von dem durch eine Flut zu erwartenden Schaden abgeleitet werden, der einträte, wenn die Mangrovenwälder nicht vorhanden wären;

- von den Ausgaben für präventive Maßnahmen auf einen ökonomischen Wert der Umwelt schließen (Nachsorge- oder Kompensationskostenansatz), z.B. die Kosten, die nach der Entfernung eines Auenwaldes durch den Bau von Deichen zwecks Hochwasserschutz entstehen würden;

- Werte anhand von Veränderungen der Produktivität berechnen (Produktionsfunktionsansatz); so kann beispielsweise eine verbesserte Wasserqualität zur Erhöhung des Fischfangs beitragen. Der Wert der verbesserten Wasserqualität entspricht dem erhöhten Ertrag aus Fischverkäufen;

- als ökonomischen Wert die Kosten ansetzen, die zum Ersatz des degradierten Ausschnitts der Biosphäre benötigt werden, also was es kosten würde, ein Biotop

wieder so herzustellen, dass es alle vorher vorhandenen Funktionen bereitstellt (Wiederherstellungskostenansatz) (Cansier 1996, Geisendorf et al. 1998).

Ein anderer Ansatz ist es, die Preisinformationen für bestimmte ESS indirekt zu ermitteln (revealed preference valuation methods). Es wird bei diesen indirekten Methoden immer ein Proxy für den eigentlich zu

bemessenden Wert eingesetzt; etwa, wie viel jemand bereit ist, für eine Reise in ein Naturschutzgebiet aufzubringen. Übliche Methoden sind hier 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. Beim hedonischen Preisansatz wird der Wert einer ESS errechnet, in dem verglichen wird, wie sich z.B. die Verbesserung der Wasserqualität eines Sees auf die Preise der angrenzenden Grundstücke auswirkt (Rogall 2004).

Vor allem für nutzungsunabhängige Werte, für die es keine Märkte gibt, werden darüber hinaus Methoden angewandt, die durch Befragung und Simulation die Bewertungen und Präferenzen der Nutzer ermitteln (stated preference methods, simulated valuation). Mit Hilfe spezieller Interviewtechniken können die Zahlungsbereitschaften oder Entschädigungsforderungen unmittelbar von den Wirtschaftssubjekten erfragt werden (Cansier 1996). Hier sind insbesondere die kontingenten Bewertungsverfahren (contingent valuation) von Interesse. Dabei wird beispielsweise gefragt, wie viel eine Person bereit wäre zu zahlen, wenn eine Auenlandschaft 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, die kollektive Entscheidungen simulieren (group valuation/deliberation). Methoden sind hier z.B. Bürgerjury, Planungszelle oder Szenario-Workshops. Sie werden vor allem in der Politikberatung eingesetzt. „Derived from social and political theory, this valuation approach is based on principles of deliberative 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).

Grenzen der Methoden zur Ermittlung des TEV

Im Folgenden werden allgemeine Schwächen der Durchführung von Studien zur Bewertung von ESS eines bestimmten Ökosystems aufgeführt. Anschließend wird auf die spezifischen Schwächen der drei oben genannten Ansätze eingegangen (market valuation approaches, revealed preference methods, stated preference methods). Ein umfassender Überblick über die Stärken und Schwächen der gängigsten Bewertungsmethoden findet sich im Anhang.

Tabelle 2: Wesentliche Ansätze zur Bewertung ökosystemarer Dienstleistungen (Quelle: Pascual et al. 2010)

Method		Comment /example	
Market valuation	Market Price	Mainly applicable to the “goods” (e.g. fish) but also some cultural (e.g. recreation) and regulating services (e.g. pollination).	
	Cost based	Avoided cost	The value of the flood control service can be derived from the estimated damage if flooding would occur.
		Replacement cost	The value of groundwater recharge can be estimated from the costs of obtaining water from another source (substitute costs).
		Mitigation/restoration costs	E.g. cost of preventive expenditures in absence of wetland service (e.g. flood barriers) or relocation.
Production function / factor income	How soil fertility improves crop yield and therefore the income of the farmers, and how water quality improvements increase commercial fisheries catch and thereby incomes of fishermen.		
Revealed preferences	Travel Cost Method	E.g. part of the recreational value of a site is reflected in the amount of time and money that people spend while traveling to the site.	
	Hedonic Pricing Method	For example: clean air, presence of water and aesthetic views will increase the price of surrounding real estate.	
Simulated valuation	Contingent Valuation Method (CVM)	It is often the only way to estimate non-use values. For example, a survey questionnaire might ask respondents to express their willingness to increase the level of water quality in a stream, lake or river so that they might enjoy activities like swimming, boating, or fishing.	
	Choice modelling	It can be applied through different methods, which include choice experiments, contingent ranking, contingent rating and pair comparison.	
	Group valuation	It allows addressing shortcomings of revealed preference methods such as preference construction during the survey and lack of knowledge of respondents about what they are being asked to allocate values.	

Werden die oben aufgeführten Methoden im Rahmen von Bewertungsstudien für Biodiversität und ESS angewendet, treten u.a. folgende Schwierigkeiten auf (Pascual et al 2010; Brander et. al. 2007; Martin-Lopez et al. 2007):

- In einigen Fällen sind naturwissenschaftliche Erkenntnisse über die Interaktionen innerhalb eines Ökosystems mit größeren Unsicherheiten behaftet, so dass die Grundlage zur Quantifizierung biotischer und biogeochemischer Prozesse dadurch kontrovers ist. Die ESS werden dann oftmals auch nicht vollumfänglich in den Bewertungen berücksichtigt. Solange beispielsweise die Erkenntnisse nicht gesichert vorlagen, dass die Atmosphäre vor UV-B Strahlung schützt, konnte auch der entsprechende Wert nicht ermittelt werden.
- Es existiert eine Vielzahl an Primärstudien, deren Ergebnisse sehr unterschiedlich präsentiert werden; sie divergieren stark u.a. im Hinblick auf Einheiten und Bezugsgrößen, betrachtete Zeiträume, Währungen, Referenzjahre. Es fehlt mithin an einem standardisierten Berichtsformat.
- Verschiedene Wertkategorien (Nutzwerte, Optionswerte usw.) benötigen unterschiedliche Analysemethoden (Tabelle 3). Im Rahmen von Bewertungsstudien findet oftmals jedoch eine Beschränkung auf lediglich eine Methode statt, was zu ungenauen Ergebnissen führt. So lassen sich Nicht-Nutzwerte wie die

Wertschätzung des Wissens um die Existenz einer Art nur durch direkte Befragungen ermitteln, da ein entsprechendes Marktverhalten nicht existiert. So macht es Sinn, den Existenzwert (Wertbeimessung ohne direktes Erleben) des Amazonasregenwaldes durch Interviews zu ermitteln. Für die Bestimmung des Wertes der Regulatedienstleistung Kohlenstoffspeicherung des Amazonasregenwaldes bietet sich hingegen ein Rückgriff auf den Marktpreis für Emissionshandelszertifikate an.

■ Sehr unterschiedliche Ergebnisse zeigen sich im Hinblick auf die Bewertung der Erholungsfunktion im Tourismusbereich, u.a. aufgrund unterschiedlicher Besucher- und Einwohnerstruktur.

■ Die Auswahl der zu bewertenden Güter und Dienstleistungen, die durch die Natur erbracht werden, variiert je nach Ort, Mandat und Ressourcen, weshalb die Werte aus einer Studie sich nicht ohne weiteres auf andere Bewertungsgebiete und Objekte übertragen lassen.

Tabelle 3: Bewertungsmethoden und korrespondierende Werte (Quelle: Pascual et al. 2010)

Approach	Method	Value	
Market valuation	Price-based	Market prices	Direct and indirect use
		Avoided cost	Direct and indirect use
	Cost-based	Replacement cost	Direct and indirect use
		Mitigation / Restoration cost	Direct and indirect use
		Production-based	Production function approach
Factor Income	Indirect use		
Revealed preference	Travel cost method	Direct (indirect) use	
	Hedonic pricing	Direct and indirect use	
Stated preference	Contingent Valuation	Use and non-use	
	Choice modelling/ Conjoint Analysis	Use and non-use	
	Contingent ranking	Use and non-use	
	Deliberative group valuation	Use and non-use	

Market Valuation Approaches sind zur Bewertung von ESS nur begrenzt einsetzbar, da sie sich auf Marktpreise beziehen, es aber für viele ESS und auch für deren Substitute keine Märkte gibt, so dass es an den für die Berechnung des Wertes benötigten Informationen fehlt. Vielfach geben Märkte aufgrund von staatlichen Eingriffen wie Subventionen Preisinformationen, die den tatsächlichen Werten der ESS nicht entsprechen. Es ist dann auf andere Verfahren und Methoden auszuweichen.

Auch im Rahmen der *revealed preference methods* können unvollkommene Märkte und staatliche Eingriffe dazu führen, dass der ermittelte Wert einer ESS verzerrt ist. Bei diesen Bewertungsmethoden bedarf es darüber hinaus einer sehr guten Datengrundlage für jede Transaktion, die zur Bestimmung des ESS-Wertes herangezogen wird. So müssen beispielsweise beim hedonischen Preisansatz ausreichend Daten über Grundstückspreise und deren Entwicklung vorliegen, sowohl

vor als auch nach Aufwertung des Grundstücks durch eine angrenzende ESS wie die Erholungsfunktion eines Waldes. Auch werden große Datensätze benötigt und die statistische Analyse ist sehr komplex. Diese Methoden sind also sehr zeitaufwendig und teuer.

Direkte Bewertungsmethoden zur Messung der Zahlungsbereitschaft (*stated preference methods*) werden im Rahmen von Bewertungsstudien sehr häufig angewandt. Nur sie sind geeignet, nicht-nutzungsabhängige Werte zu bestimmen, da es hierfür keine Märkte und damit keine Marktpreise als Proxy gibt (Krause et al. 2008). Auch diese Methoden haben jedoch Grenzen. Werthaltungen der Befragten sowie deren Informiertheit und Umweltbildung haben beispielsweise großen Einfluss auf das Ergebnis einer Interview gestützten Ermittlung des Wertes für eine ESS. Weiß der Befragte beispielsweise nicht, welchen Nutzen Spinnen haben, tendiert er dazu, ihnen einen geringeren Wert beizumessen. Es ist auch bekannt, dass Fragen nach der Zahlungsbereitschaft (*willingness to pay*) zu anderen (niedrigeren) Ergebnissen führen als Fragen nach der Kompensationsbereitschaft (*willingness to accept*) (WBGU 1999). Ein weiteres Problem ist der Aggregationsbias („embedding effect“). In diesen Fällen kommt es zu einer sehr viel höheren Zahlungsbereitschaft, wenn man jedes einzelne Gut eines Ökosystems abfragt als wenn man nach dem Günterbündel fragt (Ojea/Loureiro 2007).

Grenzen der Monetarisierung ökosystemarer Dienstleistungen

Das durch die Anwendung der oben aufgeführten Methoden erzielte Ergebnis einer ökonomischen Bewertung ist nicht zwingend identisch mit gesellschaftlichen Werten. Diese Differenz lässt sich auch nicht alleine mit den methodischen Schwierigkeiten der Bewertung erklären. Es ist darüber hinaus notwendig, sich mit den weiteren Annahmen einer Monetarisierung ökosystemarer Dienstleistungen kritisch auseinanderzusetzen, insbesondere der Frage der Substituierbarkeit, der Irreversibilität von Artenverlusten und der Frage der Diskontierung.

Substituierbarkeit

Monetarisierungen haben im Allgemeinen den Vorteil, dass sie eine Vergleichbarkeit in Form von Geldwährungen ermöglichen. Ihnen liegt dabei u.a. die An-

nahme zugrunde, dass alle Güter und Leistungen substituierbar sind (Chee 2004). Werden Monetarisierungen von Umweltgütern vorgenommen, impliziert auch dies die Substituierbarkeit der verschiedenen ESS (des bestehenden Naturkapitals) durch Sachkapital. Eine solche Substituierbarkeit ist jedoch abzulehnen, denn eine Art als Bestandteil eines Ökosystems nimmt ganz spezifische Aufgaben ein, die nicht immer durch andere Arten oder technische Prozesse übernommen werden können (Rogall 2004, Dobson 1996). Welche Arten und Aufgaben dies sind, lässt sich nicht im Rahmen einer ökonomischen Bewertung ermitteln. Hierzu müssen ökologische Untersuchungen vorgenommen werden, um zu bestimmen, ob es sich bei der zu bewertenden ESS und der ihr zugrunde liegenden Strukturen und Prozesse um solche handelt, auf die nicht verzichtet werden kann. Das lässt sich meist nicht eindeutig klären; es bleiben Unsicherheiten und wie mit diesen umzugehen ist, ist letztlich eine ethische Wertentscheidung.

Irreversibilitäten

Die Unwiederbringlichkeit gewisser Nutzenstiftungen im Falle eines Schadens wirft ein weiteres Problem auf, das in der Diskussion um eine monetäre Bewertung von besonderer Bedeutung ist. Es stellt sich die Frage, wie irreversible Schäden an natürlichen Ökosystemen mit in die Berechnung aufgenommen werden sollen, 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 Formulierung sogenannter *safe minimum standards* (SMS) (Costanza et al. 2001). Demnach sollen „zukünftigen Generationen keine unzumutbaren Kosten in Form irreversibler Schäden auferlegt werden“ (WBGU 1999: 65), sofern der heutigen Generation dadurch keine unverhältnismäßig hohen Kosten für den Schutz vor irreversiblen Schäden entstehen. Es wird gefragt, wie viel an potentiellen Nutzenstiftungen verloren geht, wenn ein sicherer Mindestschutz der Arten gewährleistet werden soll (Crowards 1998). Eine andere Möglichkeit wird darin gesehen, durch hoch angesetzte Optionswerte einen Aufschlag auf die ermittelten monetären Werte vorzunehmen und so der Irreversibilität in monetären Bewertungen Rechnung zu tragen (Costanza et al. 2001).

Diskontierung

Viele Folgen des Verlustes biologischer Vielfalt und ESS fallen erst in der Zukunft an. Die empirische Wirtschaftsforschung zeigt, 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 Unfall auf einer Ölbohrinsel in 50 Jahren ein Schaden in Höhe von 10.000.000.000 € entsteht, so wird dieser bei einer Diskontierungsrate von 4% (für Umweltschäden typischerweise zwischen 2–8%) heute als ein Schaden in Höhe von 140.713.000 € 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.

5 Schlussfolgerung

Der Verlust biologischer Vielfalt und ESS kann – wie dargelegt – auf ökonomische Ursachen wie der öffentliche Gutscharakter sowie externe Effekte und dem daraus resultierende Marktversagen zurückgeführt werden. Strategien, die diesem Umstand mit Hilfe umweltpolitischer Steuerungsinstrumente entgegenwirken, setzen sowohl Wissen über die ökologischen Zusammenhänge als auch über die subjektiven Nutzungspräferenzen der Menschen voraus. Solche subjektiven Präferenzen werden in der Ökonomik durch monetäre Werte ausgedrückt.

Quantifizierte ökonomische Werte stellen in allen Bereichen politischer Entscheidungsfindung ein wesentliches Entscheidungskriterium dar. Dem Ansatz, auch den ökonomischen Wert biologischer Vielfalt und ESS zu bestimmen, liegt auch die Annahme zugrunde, dass durch eine Quantifizierung des Nutzens ein größeres gesellschaftliches Bewusstsein für den Wert der Natur geschaffen werden kann und dass daraus ein größeres Interesse und Engagement für den Erhalt resultiert.

Wie dargelegt, weisen die Methoden zur monetären Bewertung biologischer Vielfalt und ESS jedoch eine Vielzahl an Unsicherheiten und Einschränkungen auf. Auf sie gestützte ökonomische Argumente können daher für die Beantwortung der Frage, in welcher Qualität Natur erhalten und genutzt werden sollte, nicht allein ausschlaggebend sein. Bei der ökonomischen Bewertung biologischer Vielfalt und ökosystemarer Dienstleistungen handelt es sich vielmehr um einen komplementären Ansatz, der durch ethische Werturteile und naturwissenschaftliche Beurteilungen ergänzt werden muss (Pascual et al. 2010).

Mit dem Bewusstsein der methodischen Grenzen der Zahlungsbereitschaftsanalysen können sie dennoch, vor allem im Bereich des Landnutzungsmanagements, ein wichtiges Instrument darstellen. Sie geben eindeutig an, dass der Raubbau am Naturkapital zu immensen volkswirtschaftlichen Kosten führen wird, auch wenn es nicht möglich ist, diese Kosten bis auf eine Kommastelle genau zu ermitteln. Die Studien liefern Näherungswerte, die zur systematischen Darstellung der Werte der Natur beitragen.

Ökonomische Bewertungen stellen damit ein Instrument dar, das eingebettet werden muss in einen gesellschaftlichen Diskurs, in den weitere, insbesondere ethische Argumente sowie naturwissenschaftliche Daten einfließen. In einer darauf aufbauenden Gesamt-

abwägung, einer multikriteriellen Bewertung können dann Entscheidungen über den Umgang mit der Natur, der Biodiversität und der ESS getroffen werden.

Es geht also nicht darum, lediglich ein Preisschild an die einzelnen ESS zu kleben – was das Riff wert ist oder wo es durch den Rückgang der Wal-Population zu Einnahmeausfällen beim Whalewatching kommt; es geht auch darum, monetäre, quantitative und qualitative Informationen über die Entstehung, Bedeutung und Bewertung von ESS zu sammeln. Dann erst lassen sich durch die integrierte Betrachtung von ökologischen und ökonomischen Leistungen und ihrer Nutzungskontexte Alternativen im Umgang mit Ressourcen und Biodiversität vergleichen.

Literatur

Angelsen, Arild/Sheila Wertz-Kanounnikoff (2008):

What are the key design issues for REDD and the criteria for assessing options? In: Arild Angelsen (Hg.): *Moving Ahead with REDD – Issues, Options and Implications*. Bogor: CIFOR, 11–22

Asquith, Nigel M./Maria Teresa Vargas/Sven Wunder (2008): Selling two environmental services: In-kind payments for bird habitat and watershed protection in Los Negros, Bolivia. In: *Ecological Economics* 65, 675–684

Barbier, Edward B. (2009): Ecosystems as Natural Assets. In: *Foundations and Trends in Microeconomics* 4, 611–681

Barbier, Edward B./Stefan Baumgärtner/Kanchan Chopra/Christopher Costello/Anantha Duraiappah/Rashid Hassan/Ann P. Kinzig/Markus Lehman/Unai Pascual/Stephen Polasky/Charles Perrings (2009): The Valuation of Ecosystem Services. Chapter 18. In: Naeem, Shahid/Daniel E. Bunker/Andy Hector/Michel Loreau/Charles Perrings (Eds.): *Biodiversity, Ecosystem Functioning, and Human Wellbeing: An Ecological and Economic Perspective*. Oxford: Oxford University Press, 248–262

Baumgärtner, Stefan (2007): The insurance value of biodiversity in the provision of ecosystem services. In: *Natural Resource Modeling* 20(1), 87–127

Baumgärtner, Stefan (2002): Der ökonomische Wert der biologischen Vielfalt. In: Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (Hg.): *Grundlagen zum Verständnis der Artenvielfalt und seiner Bedeutung und der Maßnahmen, dem Artensterben entgegenzuwirken* (Laufener Seminarbeiträge 2/02). Laufen/Salzach, 73–90

Baumol, William J./Wallace E. Oates (1975): The theory of environmental policy: externalities, public outlays,

and the quality of life. Englewood Cliffs, N. J.: Prentice-Hall

Bayon, Ricardo/Michael Jenkins (2010): The business of biodiversity. In: *Nature* 466, 184–185

Beck, Silke/Wanda Born/Silvia Dziock/Christoph Görg/Bernd Hansjürgens/Klaus Henle/Kurt Jax/Wolfgang Köck/Carsten Neßhöver/Felix Rauschmeyer/Irene Ring/Katharina Schmidt-Loske/Herwig Unnerstall/Heidi Wittmer (2006): *Die Relevanz des Millennium Ecosystem Assessment für Deutschland*. Leipzig/Halle: UFZ

Beyerlin, Ulrich (2000): *Umweltvölkerrecht*. München: C.H. Beck

Binder, Klaus Georg (1999): *Grundzüge der Umweltökonomie*. München: Vahlen

Bohlen, Patrick J./Sarah Lynch/Leonard Shabman/Mark Clark/Sanjay Shukla/Hilary Swain (2009): Paying for environmental services from agricultural lands: an example from the northern Everglades. In: *Frontiers in Ecology and the Environment* 7, 46–55

Bonus, Holger (1980): Öffentliche Güter und der Öffentlichkeitsgrad von Gütern. *Zeitschrift für die gesamten Staatswissenschaften* 136, 50–81

Brander, Luke M./Pieter Van Beukering/Herman S.J.

Cesar (2007): The recreational value of coral reefs: A meta-analysis. In: *Ecological Economics* 63, 209–218

Cansier, Dieter (1996): *Umweltökonomie*. Stuttgart: UTB

Chee, Young En (2004): An ecological perspective on the valuation of ecosystem services. In: *Biological Conservation* 120, 549–565

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/John Cumberland/Herman Daly/Robert Goodland/Richard Noorgard (2001): Einführung in die Ökologische Ökonomik. Deutsche Ausgabe hg. Thiemo W. von Eser/Jan A. Schwaab/Irmi Seidl/Marcus Stewen. Stuttgart: Lucius&Lucius
- Crowards, Tom M. (1998): Safe Minimum Standards: costs and opportunities. In: *Ecological Economics* 25, 303–314
- Daily, Gretchen/Stephen Polasky/Joshua Goldstein/Peter M. Kareiva/Harold A. Mooney/Liba Pejchar/Taylor H. Ricketts/James Salzman/Robert Shallenberger (2009): Ecosystem services in decision making: time to deliver. In: *Frontiers in Ecology and the Environment* 7, 21–28
- Daily, Gretchen/Tore Söderqvist/Sara Aniyar/Kenneth Arrow/Partha Dasgupta/Paul R. Ehrlich/Carl Folke/AnnMari Jansson/Bengt-Owe Jansson/Nils Kautsky/Simon Levin/Jane Lubchenco/Karl-Göran Mäler/David Simpson/David Starrett/David Tilman/Brian Walker (2000): The Value of Nature and the Nature of Value. In: *Science* 289, 395–396
- 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 M. Alkemade/Leon Braat/Lars G. Hein/Louise Willemsen (2010): Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. In: *Ecological Complexity* 7, 260–272
- Dobson, Andrew (1996): Environmental Sustainabilities: An Analysis and a Typology. In: *Environmental Politics* 5, 401–428
- Eliasch, Johan (2008): Climate change: Financing global forests – Eliasch Review, London: UK Office of Climate Change
- Engel, Stefanie/Stefano Pagiola/Sven Wunder (2008): Designing payments for environmental services in theory and practice: An overview of the issues. In: *Ecological Economics* 65, 663–674
- Epiney, Astrid/Martin Scheyli (2000): Umweltvölkerrecht. Bern: Stämpfli
- Fisher, Brendan/R. Kerry Turner/Paul Morling (2009): Defining and classifying ecosystem services for decision making. In: *Ecological Economics* 68, 643–653
- Freeman, A. Myrick (1993): The Measurement of Environmental and Resource Values. Baltimore: Resources for the Future Press
- 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: Schmidt
- Greiber, Thomas (Hg.) (2009): Payments for Ecosystem Services – Legal and Institutional Frameworks. IUCN, Gland
- Haines-Young, Roy/Marion Potschin (2010): The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. In: Raffaelli David G./Christopher L.J. Frid (Ed.) *Ecosystem Ecology: a new synthesis*. BES Ecological Reviews Series. Cambridge: Cambridge University Press, 110–139
- Hampicke, Ulrich (1991): Naturschutz-Ökonomie. Stuttgart: Ulmer
- Hampicke, Ulrich (2006): Jeder Markt honoriert nicht den Aufwand, sondern das Ergebnis. In: *Ökonomie der Honorierung ökologischer Leistungen*. BfN-Skript 179, 159–170
- Hardin, Garrett (1968): The Tragedy of the Commons. In: *Science* 162, 1243–1248
- Hartje, Volkmar/Jürgen Meyerhoff/Alexandra Dehnhardt (2003): Monetäre Bewertung einer nachhaltigen Entwicklung der Stromlandschaft Elbe. Berlin: Technische Universität
- Hesse, Günter (1983): Zur Erklärung der Änderung von Handlungsrechten mit Hilfe ökonomischer Theorie. In: Alfred Schüller (Hg.): *Property Rights und ökonomische Theorie*. München: Vahlen
- Jax, Kurt (2010): Biodiversität und Ethik: <http://www.ufz.de/index.php?de=19655>
- Kosz, Michael (1997): Probleme der monetären Bewertung von Biodiversität. In: *Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht* 20 (4), 35–52
- Krause, Roland/Rainer Marggraf/Kirsten Meyer (2008): Kann die Umweltökonomie den intrinsischen Wert der Natur berücksichtigen? In: *Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht* 3, 293–313
- Krutilla, John V. (1967): Conservation reconsidered. *American Economic Review* 57, 777–786
- Lang, Eva (2001): Debatte umweltpolitischer Instrumente in Deutschland. In: Robert Costanza/John Cumberland/Herman Daly/Robert Goodland/Richard Noorgard: Einführung in die Ökologische Ökonomik. Deutsche Ausgabe hg. Thiemo W. von Eser/Jan A. Schwaab/Irmi Seidl/Marcus Stewen, Stuttgart: Lucius&Lucius
- 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>
- Loft, Lasse/Alexandra Lux (2010): Ecosystem Services – Eine Einführung. Knowledge Flow Paper No. 6.

- Frankfurt am Main. http://www.bik-f.de/root/index.php?page_id=215
- Lyster, Simon (1985): *International Wildlife Law*. Cambridge: Grotius
- Martín-López, Berta/Carlos Montes/Javier Benayas (2007): The non-economic motives behind the willingness to pay for biodiversity conservation. In: *Biodiversity Conservation* 139, 67–82
- Michaelis, Peter (1996): *Ökonomische Instrumente in der Umweltpolitik*. Heidelberg: Physica Verlag
- Ojea Elena/Maria L. Loureiro (2007): Altruistic, egoistic and biospheric values in willingness to pay (WTP) for wildlife. In: *Ecological Economics*, 63, 807–814
- Organisation of Economic Co-operation and Development (OECD) (Hg.) (2003): *Harnessing Markets for Biodiversity – Towards Conservation and Sustainable Use*. Paris: OECD
- Ostrom, Elinor (1990): *Governing the commons – the evolution of institutions for collective action*. Cambridge: Cambridge University Press
- Pagiola, Stefano/Platais, Gunars (2007): *Payments for Environmental Services: From Theory to Practice*. Washington: World Bank
- Pascual, Unai/Roldan Muradian (2010): The economics of valuing ecosystem services and biodiversity. In: *TEEB – Ecological and Economic Foundation: Chapter 5*. <http://www.teebweb.org/EcologicalandEconomicFoundation/tabid/1018/language/en-US/Default.aspx>.
- Pearce, David W./R. Kerry Turner (1990): *Economics of Natural Resources and the Environment*, Hemel Hempstead: Harvester Wheatsheaf
- Pomar Borda, Ana Maria (2002): *Das umwelt(völker)-rechtliche Prinzip der gemeinsamen, jedoch unterschiedlichen Verantwortlichkeit und das internationale Schuldenmanagement*, Frankfurt am Main: Peter Lang
- Rogall, Holger (2010): *Nachhaltige Ökonomie*. Marburg: Metropolis
- Rogall, Holger (2004): *Ökonomie der Nachhaltigkeit*. Wiesbaden: Verlag für Sozialwissenschaften
- Smith, Mark/Rudolf de Groot/Daniele Perrot-Maître/Ger Bergkamp (2006): *Pay – Establishing payments for watershed services*. Gland, Switzerland: IUCN. Reprint (2008)
- Spangenberg, Joachim H./Josef Settele (2010): Precisely incorrect? Monetising the value of ecosystem services. In: *Ecological Complexity* 7, 327–337
- Satake, Akiko (2007): The role of economic incentives and social norms in forest resource management. In: *Ecological Research* 22, 21–22
- Sterner, Thomas (2003): *Policy Instruments for Environmental and Natural Resource Management*. Washington DC: Resources for the Future
- The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB) – European Communities (Hg.) (2008): *An interim Report*. Cambridge
- The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB) – European Communities (Hg.) (2009): *TEEB for Policy Makers – Summary: Responding to the Value of Nature*
- Tomich, Thomas P./David E. Thomas/Meine van Noordwijk (2004): Environmental services and land use change in Southeast Asia: from recognition to regulation or reward? In: *Agriculture, Ecosystems and Environment* 104, 229–244
- Ullrich, Frank (2004): *Verdünnte Verfügungsrechte*. Wiesbaden: Deutscher Universitätsverlag
- Vatn, Arild (2010): An institutional analysis of payments for environmental services. In: *Ecological Economics* 69, 1245–1252
- Vincent, Jeffrey R. (2007): Spatial dynamics, social norms, and the opportunity of the commons. In: *Ecological Research* 22, 3–7
- 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
- Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen (WBGU) (Hg.) (1999): *Welt im Wandel: Umwelt und Ethik. Sondergutachten 1999*. Berlin/Heidelberg: Springer
- Wunder, Sven (2005): Payments for environmental services: some nuts and bolts. In: *CIFOR Occasional Paper No. 42*.
- Wunder, Sven/Montserrat Albán (2008): Decentralized payments for environmental services: The cases of Pimampiro and PROFAFOR in Ecuador. In: *Ecological Economics* 65, 685–698
- Zimmer, Tilmann (2004): *CO₂-Emissionsrechtelandel 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

Tabelle 4: Methoden monetärer Bewertung und Werte: Beispiele aus der Literatur (Quelle: Pascual et al. 2010)

Method		Comment /example	References	
Market valuation	Market Price	Mainly applicable to the “goods” (e.g. fish) but also some cultural (e.g. recreation) and regulating services (e.g. pollination).	Brown et al. 1990; Kanazawa 1993	
	Cost based	Avoided cost	The value of the flood control service can be derived from the estimated damage if flooding would occur.	Gunawardena & Rowan 2005; Ammour et al. 2000; Breaux et al. 1995; Gren 1993
		Replacement cost	The value of groundwater recharge can be estimated from the costs of obtaining water from another source (substitute costs).	
		Mitigation/restoration costs	E.g. cost of preventive expenditures in absence of wetland service (e.g. flood barriers) or relocation.	
Production function / factor income		How soil fertility improves crop yield and therefore the income of the farmers, and how water quality improvements increase commercial fisheries catch and thereby incomes of fishermen.	Pattanayak & Kramer 2001	
Revealed preferences	Travel Cost Method	E.g. part of the recreational value of a site is reflected in the amount of time and money that people spend while traveling to the site.	Whitten & Bennet 2002; Martín-López et al. 2009b	
	Hedonic Pricing Method	For example: clean air, presence of water and aesthetic views will increase the price of surrounding real estate.	Bolitzer & Netusil 2000; Garrod & Willis 1991	
Simulated valuation	Contingent Valuation Method (CVM)	It is often the only way to estimate non-use values. For example, a survey questionnaire might ask respondents to express their willingness to increase the level of water quality in a stream, lake or river so that they might enjoy activities like swimming, boating, or fishing.	Wilson & Carpenter 2000; Martín-López et al. 2007	
	Choice modelling	It can be applied through different methods, which include choice experiments, contingent ranking, contingent rating and pair comparison.	Hanley & Wright 1998; Lii et al. 2004; Philip & MacMillan 2005	
	Group valuation	It allows addressing shortcomings of revealed preference methods such as preference construction during the survey and lack of knowledge of respondents about what they are being asked to allocate values.	Wilson & Howarth 2002; Spash 2008	

Tabelle 5: Vor- und Nachteile von Bewertungsmethoden, die auf Feuchtgebiete angewendet wurden
(Quelle: Pascual et al. 2010)

Valuation Technique	Advantage	Disadvantages
Constructed market techniques. Measure of willingness to pay by directly eliciting consumer preferences.	Directly estimates Hicksian welfare measure – provides best theoretical measure of willingness to pay.	Practical limitations of constructed market techniques may detract from theoretical advantages, leading to poor estimates of true willingness to pay.
Simulated market (SM) constructs an experimental market in which money actually changes hands.	Controlled experimental setting permits close study of factors determining preferences.	Sophisticated decision and implementation may limit application in developing countries.
Contingent valuation methods (CVM) construct a hypothetical market to elicit respondents' willingness to pay.	Only method that can measure option and existence values and provide a true measure of total economic value.	Results sensitive to numerous sources of bias in survey design and implementation.
Contingent ranking (CR) ranks and scores relative preferences for amenities in quantitative rather than monetary terms.	Generates value estimate for a range of products and services without having to elicit willingness to pay for each.	Does not elicit willingness to pay directly, hence lacks theoretical advantages of other approaches. Being qualitative, can not be used directly in policies (say for fixing cess, taxes etc.)
Cost-based valuation. Based on assumption that the cost of maintaining an environmental benefit is a reasonable estimate of its value. To estimate willingness to pay:	It is easier to measure the costs of producing benefits than the benefits themselves, when goods, services and benefits are non-marketed. Approaches are less data and resource-intensive.	These second- best approaches assume that expenditure provides positive benefits and net benefits generated by expenditure match the original level of benefits. Even when these conditions are met, costs are usually not an accurate measure of benefits. So long as it's not clear whether it's worth it to replace a lost of damaged asset, the cost of doing so is an inadequate measure of damage.
Restoration cost (RSC) method uses costs of restoring ecosystem goods or services.	Potentially useful in valuing particular environmental functions.	Diminishing returns and difficulty of restoring previous ecosystem conditions make application of RSC questionable.
Replacement cost (RPC) method uses cost of artificial substitutes for environmental goods or services.	Useful in estimating indirect use benefits when ecological data are not available for estimating damage functions with first-best methods.	Difficult to ensure that net benefits of the replacement do not exceed those of the original function. May overstate willingness to pay if only physical indicators of benefits are available.
Relocation cost (RLC) method uses costs of relocating threatened communities.	Only useful in valuing environmental amenities in the face of mass dislocation such as a dam project and establishment of protected areas.	In practice, benefits provided by the new location are unlikely to match those of the original location.
Preventive expenditure (PE) approach uses the costs of preventing damage or degradation of environmental benefits.	Useful in estimating indirect use benefits with prevention technologies	Mismatching the benefits of investment in prevention to the original level of benefits may lead to spurious estimates of willingness to pay.
Damage costs avoided (D) approach relies on the assumption that damage estimates are a measure of value. It is not a cost-based approach as it relies on the use of valuation methods described above.	Precautionary principle applied here	Data or resource limitations may rule out first-best valuation methods.