

Berichte	Bd. 87, H. 3, 2013, S. 295–313	Leipzig
----------	--------------------------------	---------

Felix MÜLLER, Kiel

## **Die Anwendung von Ökosystemansätzen auf der Landschaftsebene**

### **Summary**

In this paper the potential of system-based approaches for landscape sciences and applications is discussed. After listing arguments to support the demand for ecosystem concepts, human-environmental systems are described on the base of the DPSIR model of the European Environmental Agency. Two components of that concept are then described in more detail: The state description by indicators of ecosystem integrity and the ecosystem service approach which represents the impact component of the indicator model. Finally the potential utility of these concepts for landscape analysis and description is discussed.

### **1 Einleitung**

Ein wesentliches Ziel der Landeskunde liegt in der Erforschung einer Region in physischer, ökologischer, historischer, wirtschaftlicher, sozialer und kultureller Hinsicht. Neben der Darstellung dieser einzelnen Aspekte gilt es im Rahmen landeskundlicher Analysen auch, die inhaltlichen Verknüpfungen zwischen diesen verschiedenen Komponenten zu untersuchen und aufzuzeigen. Für derartige komplexe Aufgabenstellungen bieten Systemansätze interessante methodische Ausgangspunkte. Anhand von zwei Konzepten werden diese Strategien vorgestellt und diskutiert. Dabei werden die folgenden Fragestellungen diskutiert: (i) Warum benötigen wir systembasierte Konzepte in der Landschaftsforschung? (ii) Was sind „holistische Indikatorenansätze“? (iii) Was ist „ökologische Integrität“? (iv) Was sind „Ökosystemleistungen“? und (v) Welche Resultate können System-Ansätze bieten und wie sind diese nutzbar?

### **2 Warum benötigen wir systembasierte Konzepte in der Landschaftsforschung?**

Die Inhalte landeskundlicher Beschreibungen und Analysen lassen sich durch eine ausgeprägte Vielfalt von unterschiedlichen Aspekten charakterisieren. Hieraus ergibt sich die Forderung nach einem interdisziplinären Forschungsansatz, der sich mit einer sehr hohen Komplexität des Untersuchungsobjekts auseinandersetzen muss. So bezeichnet die International Association for Landscape Ecology (IALE) ihre Aufgabenstellung als „die Untersuchung der räumlichen Variationen von Landschaften auf verschiedenen Maßstäben. Sie erforscht die biophysikalischen und sozialen Triebkräfte landschaftlicher Dynamiken und deren Auswirkungen auf

die Ausbildung räumlicher Heterogenitäten“<sup>1</sup>. Die komplexen Wechselwirkungen zwischen den Elementen der Landschaft werden auch aus der Definition der Europäischen Landschaftskonvention deutlich. Hier heißt es: „Landschaft ist ein vom Menschen ... wahrgenommenes Gebiet, dessen Charakter das Ergebnis des Zusammenwirkens natürlicher und/oder anthropogener Faktoren ist“<sup>2</sup>.

Aus diesen landschaftsökologischen Grundpositionen ergeben sich vielfältige Ansprüche: Neben den natürlichen Gegebenheiten, die etwa durch geologische, geomorphologische, bodenkundliche, geobotanische oder faunistische Aspekte repräsentiert werden, sind die menschlichen Einflüsse auf die Ausprägungen von Landschaften, etwa durch die Landnutzungsstruktur, das Siedlungsbild, die Verkehrsanbindung oder durch die vielen Quellen anthropogener Umweltbelastungen zu beachten (vgl. FORMAN u. GODRON 1986; LESER 1997; STEINHARDT et al. 2004; FARINA 2007). Darüber hinaus treten die Wechselwirkungen zwischen diesen Komponenten zunehmend in den Vordergrund landschaftsökologischer Studien, um den gesamten Faktorenverbund in seiner Struktur und Dynamik besser verstehen und im Sinne des Nachhaltigkeitsprinzips besser steuern zu können (MÜLLER 1998, 2004 u. 2005). Die Analyse dieser Komplexitäten ist mit vielen methodischen Problemen verbunden, die typischerweise mit Hilfe systemanalytischer Verfahren bewältigt werden können. Für die Umweltforschung, aber auch für Anwendungen im Umweltmanagement ist damit ein weiterer Umstand verbunden: Die Objekte der Untersuchungen sind als Wirkungsgefüge aus vielfältigen Elementen und den zwischen ihnen bestehenden Interaktionen zu verstehen (FRÄNZLE et al. 2008). Nicht nur ihre räumliche Anordnung muss hinterfragt werden, sondern vor allem die funktionalen Wirkungen rücken mit dem Systemverständnis in den Vordergrund: Strukturelle und funktionale Ansätze müssen miteinander verbunden werden (BASTIAN u. SCHREIBER 1994).

Diese systemaren Anforderungen ergeben sich auch aus den politischen Grundideen des Nachhaltigkeitsprinzips: Es beruht auf einer integrativen Betrachtung sozialer, ökonomischer und ökologischer Komponenten und ihrer Entwicklungen. Die Bestandteile bilden Mensch-Umwelt-Systeme (bzw. sozial-ökologische Systeme, vgl. GUNDERSSON u. HOLLING 2003), deren Entwicklungen durch funktionale Verknüpfungen gesteuert werden. Diese Relationen stellen wesentliche Objekte der landschaftsökologischen Forschung dar, wobei aus den Umweltproblemen der vergangenen Jahrzehnte deutlich wurde, dass indirekte, chronische und delokalisierte Effekte in den meisten Fällen viel stärkere Auswirkungen haben als die direkten Effekte eines Inputs in die Umwelt (PATTEN 1992). Um derartige Wirkungsgefüge in ihrer Komplexität zu verstehen, müssen kausale Wirkungsanalysen integrativ, interdisziplinär und ganzheitlich durchgeführt werden, weil sektorale Betrachtungen im landschaftlichen Kontext oftmals zu kurz greifen (SCHÖNTHALER et al. 2003).

### **3 Was sind „holistische Indikatorenansätze“?**

Wenn Landschaften also als integrierte Mensch-Umwelt-Systeme verstanden

<sup>1</sup> Vgl. <http://www.landscape-ecology.org/index.php?id=13> (03.06.2013).

<sup>2</sup> Vgl. <http://conventions.coe.int/Treaty/GER/Treaties/Html/176.htm> (03.06.2013).

werden sollen, so müssen auch die Werkzeuge für ihre Untersuchung und ihr Management entsprechend ausgerichtet sein. Folglich müssen auch die quantifizierten Repräsentanten bestimmter komplexer Systemzustände – die System-Indikatoren – integrativ ausgerichtet sein und sich zu ganzheitlichen Indikatorensätzen zusammenfügen lassen (WIGGERING u. MÜLLER 2003; JOERGENSEN et al. 2010). Hierzu hat es in den letzten Jahren verschiedene Ansätze auf internationaler Ebene gegeben, wie etwa durch die UN CBD<sup>3</sup>, die UN CSD<sup>4</sup>, den Pressure-State-Response-Indikatorensatz<sup>5</sup> oder den DPSIR-Indikatorenansatz der Europäischen Umweltagentur<sup>6</sup> (vgl. Abb. 1).

Hierbei wird davon ausgegangen, dass durch die Landnutzung belastende Einflüsse (Pressures) auf die betroffenen Ökosysteme auftreten. Dadurch ändert sich der Zustand des untersuchten Landschaftsausschnitts (State) in Bezug auf seine strukturelle Zusammensetzung und seine Funktionalität als Integral der ökologischen Prozesse im System. Damit ergeben sich Auswirkungen (Impacts) auf die Funktionalität und Leistungsfähigkeit des betroffenen Gebietes, die sich unter anthropozentrischen Aspekten in veränderten Versorgungsleistungen, Regulationsleistungen und modifizierten kulturellen Leistungen bestimmen lassen. Wenn sich diese „Ecosystem Services“ signifikant verändern, zeigen sich Konsequenzen auf verschiedene Aspekte der menschlichen Wohlfahrt (z.B. Versorgung mit Nahrungsmitteln oder sauberem Wasser, Folgen für die menschliche Gesundheit, die Sicherheit, oder die Einkommenssituation), und diese werden – nach einer entsprechenden gesellschaftlichen Perzeption – Veränderungen der Motivation der Akteure bewirken (Drivers) und zu einem Entscheidungsfindungs-Prozess (Response) führen, an dessen Ende eine Modifikation der Landnutzung unter strukturellen und funktionalen Gesichtspunkten stehen sollte.

Wenn wir Landschaft als ein solches Prozessgefüge verstehen, so können die naturwissenschaftlich-landschaftsökologischen Aspekte auf die beiden Zielgrößen der „Ökologischen Integrität“ und der „Ökosystemleistungen“ aus der Abbildung 1 bezogen werden. Diese funktionalen Konzepte sollen im Folgenden vorgestellt und diskutiert werden, wobei trotz der Fokussierung die Vernetzungen mit den anthropogenen Komponenten des Mensch-Umwelt-Modells nicht vergessen werden dürfen (z.B. JOERGENSEN u. MÜLLER 2000; MÜLLER u. WINDHORST 2000; MÜLLER u. BURKHARD 2007).

#### 4 Was ist „Ökologische Integrität“?

Die genannten funktionalen Ansätze können sich auch auf landschaftliche Schutzkonzepte beziehen, wobei ganzheitliche, integrative Ansätze des Ökosystemschutzes Verwendung finden. Diese Strategien beruhen neben den wissenschaftlichen

<sup>3</sup> Zum Beispiel Malawi-Prinzipien der UN CBD: Commission on Biodiversity; vgl. <http://www.cbd.int/> (03.06.2013).

<sup>4</sup> Zum Beispiel Nachhaltigkeitsindikatoren der UN CSD: Commission on Sustainable Development; vgl. <http://sustainabledevelopment.un.org/csd.html> (15.8.2013).

<sup>5</sup> Zum Beispiel Umweltindikatoren der OECD: vgl. <http://www.oecd.org/environment/environmentalindicatorsmodellingandoutlooks/24993546.pdf> (03.06.2013).

<sup>6</sup> Zum Beispiel DPSIR-Indikatorenrahmen der EEA; vgl. [http://ia2dec.ew.eea.europa.eu/knowledge\\_base/Frameworks/doc101182](http://ia2dec.ew.eea.europa.eu/knowledge_base/Frameworks/doc101182) (03.06.2013).

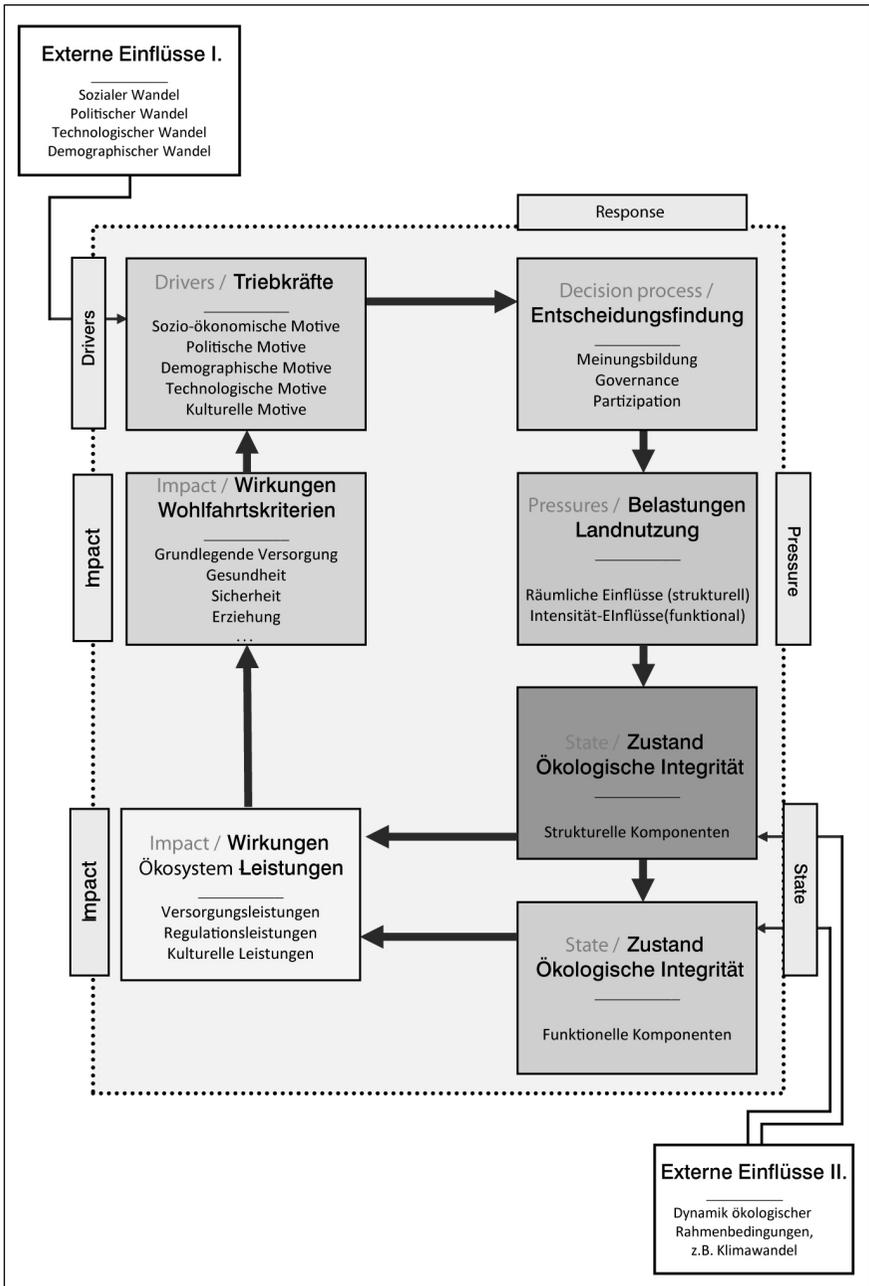


Abb. 1: Landschaftsbezogene Darstellung von Mensch-Umwelt-Systemen anhand des DPSIR-Ansatzes.<sup>7</sup> Quelle: Nach BURKHARD u. MÜLLER 2008; MÜLLER u. BURKHARD 2007.

<sup>7</sup> Dieses Konzeptschema beschreibt einen angepassten Landschafts-Management-Zyklus, bei dem die Akteure und die natürlichen Komponenten in eine kausale Abfolge von Analyse- und Entscheidungsschritten aufeinander bezogen werden.

Konzepten der Ökosystemforschung (vgl. SCHÖNTHALER et al. 2003, FRÄNZLE et al. 2008) auf dem „Ecosystem Approach“ der CBD<sup>8</sup>. In den Leitlinien dieses Schutzkonzepts werden u.a. die folgenden Forderungen für ein nachhaltiges Umweltmanagement aufgestellt:

- Fokussierung auf die Interaktionen und Prozesse in Ökosystemen (z.B. Speicher und Flüsse von Wasser, Energie und Stoffen) als Grundlage zur Ausbildung von Strukturen (z.B. Biodiversität),
- Optimierung des Gesamt-Nutzens im Sinne einer nachhaltigen Entwicklung von Ökosystemleistungen,
- Anwendung von Techniken des „Adaptive Management“,
- Realisierung der interdisziplinären Interaktionen.

Darüber hinaus bieten die 12 „Malawi“-Prinzipien der CBD interessante Leitlinien für das Umweltmanagement. Zusammenfassend wird hierin gefordert,

- Strukturen, Funktionen und Organisation von Ökosystemen integriert zu betrachten,
- verschiedene raumzeitliche Skalen-Ebenen zu integrieren und Skalendifferenzen stärker zu beachten,
- die Möglichkeit, destruktive Entwicklungen mit in Betracht zu ziehen und ggf. einen erzwungenen Wandel konstruktiv zu managen anstatt konservative, unangepasste Strukturen zu erhalten sowie
- anthropogene und ökologische Subsysteme zu integrieren.

Diese Anforderungen können mit dem Konzept der „Ökosystem-Integrität“ erfüllt werden. Der Begriff wurde 1941 von A. LEOPOLD eingeführt und in den vergangenen Jahrzehnten z.B. durch WOODLEY et al. (1993), WESTRA (2003), CRABBÉ et al. (2000), BARKMANN (2002), MÜLLER (2005) parallel zum Konzept „Ecosystem Health“ (HASKELL et al. 1992) weiter entwickelt. Integrität wird mit einer ökosystemaren Herangehensweise verbunden, die auf Variablen des Energie- und Stoffhaushaltes in Verbindung mit den strukturellen Kenngrößen ganzer Ökosysteme zurückgreift (BARKMANN et al. 2001). Hierbei fußt „Integrität“ auf dem Prinzip der nachhaltigen Entwicklung, dessen Grundansatz bezüglich der ökologischen Nachhaltigkeits-Säule als eine langfristige, generationenübergreifende und großmaßstäbige Erhaltung der Ökosystemleistungen (Ecosystem Services) verstanden wird. Bei eingehender Betrachtung der Ökosystem- und Landschaftsfunktionen wird deutlich, dass zwischen ihnen und dem Grad der Selbstorganisation der betroffenen Ökosysteme ein interessanter Zusammenhang besteht (MÜLLER 2005): Zum langfristigen Erhalt der Ökosystemleistungen müssen auch zukünftige Selbstorganisationspotentiale erhalten werden (Kay 1993 u. 2000). BARKMANN et al. (2001) haben „ökologische Integrität“ unter diesem Aspekt als „eine politische Leitlinie zur Vorsorge vor unspezifischen ökologischen Gefährdungen im Rahmen nachhaltiger Entwicklung“ definiert. „Sie zielt darauf, die Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts als natürliche Lebensgrundlage des Menschen langfristig zu erhalten, indem jene Prozesse und Strukturen geschützt werden, die Voraussetzungen für die Selbstorganisationsfähigkeit von Ökosystemen darstellen“.

<sup>8</sup> Die Grundideen des „Ecosystem Approach“ werden auf den folgenden Webseiten diskutiert: [http://www.iucn.org/about/union/commissions/cem/\(15.8.2013\)](http://www.iucn.org/about/union/commissions/cem/(15.8.2013)) – <http://www.biodiv.org/programmes/cross-cutting/ecosystem/default.shtml> – [http://www.ecology.uni-kiel.de/salzau\\_workshop2006/](http://www.ecology.uni-kiel.de/salzau_workshop2006/) (alle 03.06.2013).

Wie kann diese Eigenschaft verstanden werden? Selbstorganisierte Systeme besitzen die Fähigkeit, auf der Grundlage spontan ablaufender Prozesse neue Strukturen aus scheinbarer Unordnung zu schaffen (BOSEL 1999 u. 2000; MÜLLER u. LEUPELT 1998). Die hierfür benötigte Energie, die als „Exergie“ (nutzbare Energiefraktion mit der Fähigkeit, mechanische Arbeit zu verrichten, vgl. JOERGENSEN 2000; JOERGENSEN et al. 2007) in das System gelangt, wird durch Abfolgen von metabolischen Reaktionen in nicht-konvertierbare Energiefraktionen umgewandelt („Entropie-Produktion“) und letztendlich aus dem System in dessen Umwelt exportiert. Parallel zu diesen Energieumwandlungsprozessen werden Strukturen und Gradienten aufgebaut, die sich in Form von Biomasse, Detritus und Information manifestieren. Infolgedessen kann eine weitere Entwicklung des Ökosystems, beispielsweise in Form von komplexer werdenden Nahrungsnetzen, zunehmender Heterogenität, gesteigerter Artenvielfalt und höheren Verknüpfungsdichten stattfinden (Orientoren, vgl. MÜLLER u. LEUPELT 1998). Aus diesem Orientoren-Prinzip wurde ein Integritäts-Parametersatz abgeleitet, der die für die Selbstorganisation wichtigsten Ökosystem-Strukturen (biotische und abiotische Gradienten) und Ökosystem-Funktionen (Energiehaushalt, Wasserhaushalt, Stoffhaushalt) erfasst (vgl. Tab. 1; zur detaillierten Herleitung der Indikatoren siehe MÜLLER 2005).

<b>Indikandum</b>	<b>Indikator</b>	<b>Exemplarische Schlüsselvariablen</b>
Biotische Strukturen	Biodiversität	Anzahl ausgewählter Arten Diversitätsindices
Abiotische Strukturen	Biotop-Heterogenität	Heterogenitätsindex Landschaftsstrukturmaße
Energiehaushalt	Exergieaufnahme  Entropieproduktion Metabolische Effizienz	Bruttoprimärproduktion Nettoprimärproduktion Respiration, Energieverluste Respiration per Biomasse
Wasserhaushalt	Biotischer Wasserfluss	Transpiration per Evapotranspiration
Stoffhaushalt	Nährstoffverluste Speicherkapazität	Nitratauswaschung Intrabiotischer Stickstoff Organische Bodensubstanz

Tab. 1: Indikatoren zur Beschreibung der Ökosystem-Integrität (Quelle: nach MÜLLER 2005)

Eine kurze Fallstudie über die Anwendung dieses Parametergerüsts beruht auf Untersuchungen des Vorhabens „Ökosystemforschung im Bereich der Bornhöveder Seenkette“. Eine Beschreibung der verwendeten Methoden befindet sich u.a. in KUTSCH et al. (1998), BAUMANN (2001) oder BARKMANN et al. (2001). Im folgenden Vergleich sollen die Charakteristika eines Buchenwaldes und eines direkt angrenzenden Ackerökosystems abgebildet werden (siehe auch KUTSCH et al. 2001). Beide Systeme aus dem Bereich der Bornhöveder Seenkette wurden iden-

tisch bewirtschaftet, bis vor 100 Jahren auf einer Teilfläche Wald gepflanzt wurde. Abbildung 2 zeigt ein synoptisches Bild der heutigen Unterschiede zwischen den Systemen: Im Hinblick auf die biozönotischen Strukturen zeigen alle untersuchten Organismengruppen eine höhere *Artenzahl* im Waldökosystem. Die *abiotische Heterogenität* – hier an der Diversität der Nachbarschaftsbeziehungen einzelner Rasterzellen gemessen – verhält sich ähnlich in Bezug auf die Verteilungsmuster der organischen Bodensubstanz, und der bodenchemischen Bestandteile  $H^+$ ,  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$ ,  $K^+$  und Phosphat, die im Wald eine wesentlich höhere Heterogenität aufweisen als im Boden des Ackerökosystems. Zur Indikation der *Speicherkapazität* wurden in beiden Ökosystemen die Biomassen und die intrabiotisch gespeicherten Nährstoffe als Indikatoren genutzt. Die lebende Biomasse variierte von 131 t C/ha im Buchenwald bis zu 6,5 t C/ha im Maisfeld. Für den im Boden vorhandenen Kohlenstoff ergaben sich Mengen von 80 t C/ha (Wald) bzw. 56 t C/ha (Acker). Die intrabiotischen Nährstoffe (Stickstoff, Phosphor) zeigten ebenfalls jeweils höhere Werte im Waldökosystem. Beim Blick auf die *Nährstoffverluste* werden noch stärkere Unterschiede zwischen den beiden Ökosystemen deutlich, die auf verschiedene Import- und Exportregimes sowie auf die Störung von Nahrungsnetzen und Kreisläufen zurückzuführen sind.

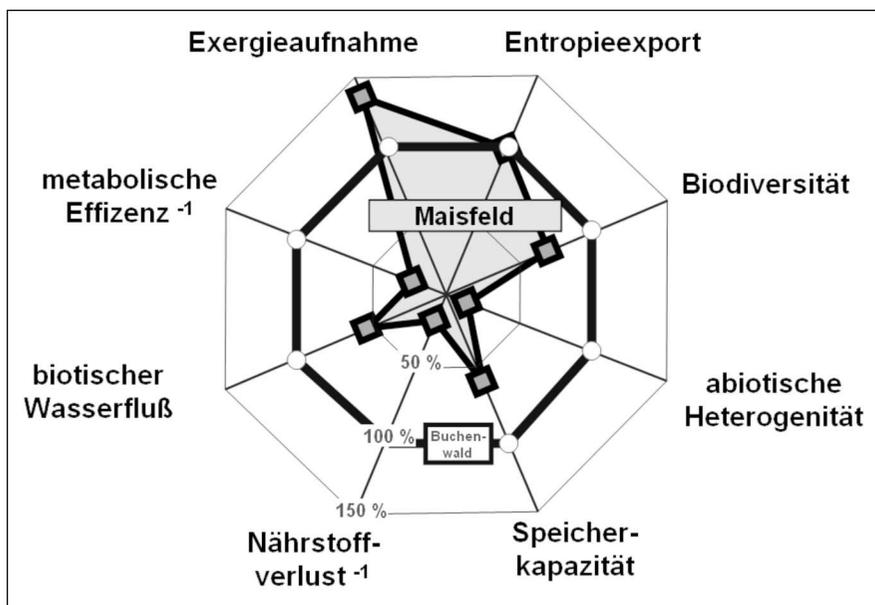


Abb. 2: Vergleich der Indikatorenwerte für ein Acker- und ein Waldökosystem im Bereich der Bornhöveder Seenkette (Quelle: nach MÜLLER 2005).

Ähnliche Ergebnisse zeigten sich bei den biotischen Wasserflüssen: Der Anteil der Transpiration am totalen Evapotranspirationsverlust betrug 63 % im Waldökosystem und 34 % im Maisfeld. Auch die Respiration pro Biomasse (metabolische Effizienz) des Waldes war höher als die Effizienz des Ackerökosystems. Die

Entropieproduktion, berechnet anhand der Exergie-Strahlungsbilanz (STEINBORN 2001) ließ keine deutlichen Unterschiede zwischen den Ökosystemen erkennen. Hier scheinen sich die Folgen von Stress und Maturität auszugleichen. Bei der Gesamtbetrachtung fällt auf, dass mit Ausnahme der Exergieaufnahme alle Werte des Waldökosystems höher sind als die des Ackerlandes. Die Exergieaufnahme, indiziert durch die Bruttoprimaryproduktion, weist deutlich höhere Werte beim Ackersystem auf, was wiederum die Pflanzenproduktionssteigerung des Landwirts widerspiegelt.

Die Fallstudie demonstriert, dass mit der Kopplung von Struktur- und Funktionsparametern neue Potenziale auftreten: Mit den Größen der stofflichen, hydrologischen und energetischen Ökosystem-Bilanzen ergibt sich ein vertiefter Blick, der die Wirkungsketten von Veränderungen besser beleuchten kann als reduzierende strukturelle Untersuchungen. Darüber hinaus erfüllt der Ansatz viele der vom „Ecosystem Approach“ geforderten Kriterien: Er fokussiert auf Interaktionen und Prozesse, er kennzeichnet Speicher und Flüsse von Wasser, Energie und Stoffen, er berücksichtigt verschiedene Untersuchungsskalen und deren Wechselwirkungen und er kann mit der Versorgung von „Ökosystemleistungen“ verknüpft werden.

## 5 Was sind „Ökosystemleistungen“?

In den vergangenen Jahren hat sich das Konzept der „Ecosystem Goods and Services“ zu einem wichtigen Bewertungs-Ansatz für Umweltwissenschaften und Umweltmanagement entwickelt (KUMAR 2010)<sup>9</sup>. Im Prinzip fußt dieses Konzept auch auf den Landschafts-Funktionskonzepten, die etwa von NEEF (1969), HAASE (1978), BASTIAN u. SCHREIBER (1994) oder NEUMEISTER (2010) entwickelt und dargestellt wurden. Das Ökosystemleistungs-Konzept stellt Methoden und Ideen für eine Kopplung anthropogener und natürlicher Systeme als Objekte einer nachhaltigen Entwicklung in den Mittelpunkt des Interesses. Allerdings bestehen noch immer erhebliche Gradienten zwischen der hohen wissenschaftlichen und politischen Attraktivität von Ökosystemleistungen und ihrer praktischen Umsetzung im Umweltmanagement (DE GROOT et al. 2010a u. 2010b).

Ökosystemleistungen werden als die Wirkungen und Produkte von Ökosystem-Strukturen und -Prozessen verstanden, die – gemeinsam mit anderen Einflussgrößen – zur menschlichen Wohlfahrt beitragen (BURKHARD et al. 2012). Die entsprechenden Leistungen können von allen Ökosystemtypen in unterschiedlicher Art und Menge erbracht werden.

Ökosystemleistungen stellen nach dem Konzept der Ökosystemleistungs-Kaskade (vgl. HAINES-YOUNG u. POTSCHIN 2010) ein Verbindungsglied zwischen ökologischen Strukturen und Prozessen auf der einen und anthropogenen Nachfragen und Wertungen auf der anderen Seite des o.a. DPSIR-Modells dar (vgl. Abb. 3): Basierend auf dem Wirkungsgefüge biophysikalischer und ökologischer Eigenschaften und Dynamiken ergeben sich bestimmte Funktionsbereiche als integrale Bündel prozessualer Interaktionen im Ökosystem. Hierbei wird „Funktion“ als ein natur-

---

<sup>9</sup> Weitere Informationen auf den Webseiten der Ecosystem Service Partnership <http://www.fsd.nl/esp> oder der TEEB-Studien <http://www.teebweb.org/> und <http://www.naturkapital-teeb.de/aktuelles.html> (alle 03.06.2013).

wissenschaftliches Interaktionsnetzwerk verstanden. Diese Prozesseinheiten bilden die Grundlage für Ökosystemleistungen; deren Existenz muss direkt mit einem potenziellen gesellschaftlichen Nutzen verknüpft sein (DE GROOT et al. 2010a), anderenfalls verbleiben sie „Funktionen“. Schließlich entscheidet die soziale und ökonomische Bedeutung und Wichtung dieses Nutzens über seinen Wert, der häufig durch monetäre Einheiten oder Zahlungsbereitschaften quantifiziert wird.

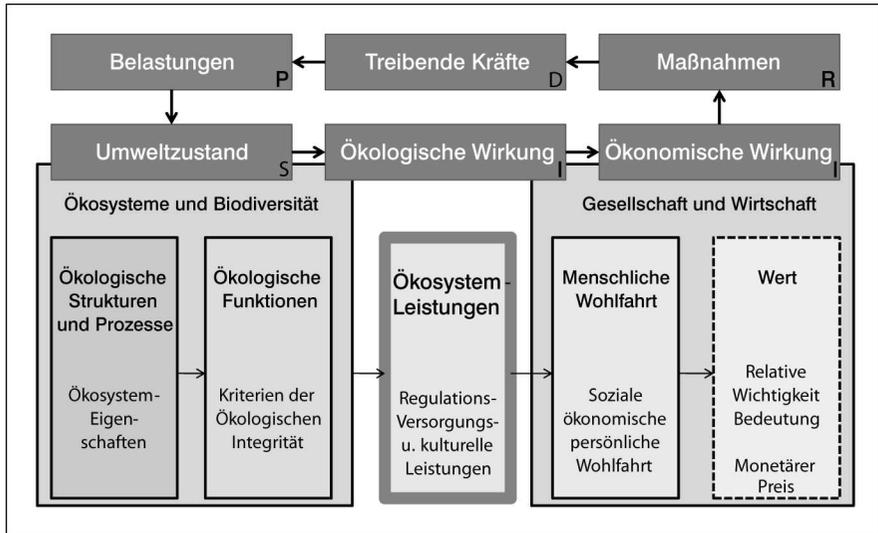


Abb. 3: Die Ökosystemleistungs-Kaskade

(Quelle: nach HAINES-YOUNG und POTSCHIN 2010; DE GROOT et al. 2010a; MÜLLER et al. 2011).

Ökosystemleistungen können verschiedenen Kategorisierungen zugeordnet werden: In Abbildung 4 wurde die Differenzierung von Ökosystemleistungen in Anlehnung an KANDZIORA et al. (2013) aufgelistet: *Regulationsleistungen* erzeugen gesellschaftlichen Nutzen durch die Organisation ökologischer Prozesse. Sie enthalten stark nachgefragte Regelungen (z.B. globale Klimaregulation, Nährstoffregulation oder Erosionsregulation), die die Resilienz des Mensch-Umwelt-Systems durch die Pufferung von Extremereignissen fördern (z.B. Hochwasserschutz, Erosionsregulierung). *Versorgungsleistungen* ergeben sich aus der Produktion nutzbarer Güter etwa durch land- und forstwirtschaftliche Strukturen und Prozesse. *Kulturelle Ökosystem-Leistungen* tragen wesentlich zur Landschaftsästhetik bei, können als Areale der Inspiration betrachtet werden und bieten Grundlagen für die menschliche Erholung.

In der Vergangenheit, etwa im Rahmen des Millennium Ecosystem Assessments (MEA 2003 u. 2005) wurden „Supporting Services“ häufig als eigene Leistungs-Klasse aufgeführt. Nach Einführung der o.a. Kaskade werden diese mittlerweile meist den ökosystemaren Funktionen zugeordnet. Sie können folglich als Kenngrößen der ökologischen Funktionalität im Sinne einer Indikation der ökologischen Integrität (MÜLLER 2005; MÜLLER u. BURKHARD 2010) verstanden werden. Diese Komponenten stellen die Grundvoraussetzungen für alle Ecosystem Services dar;

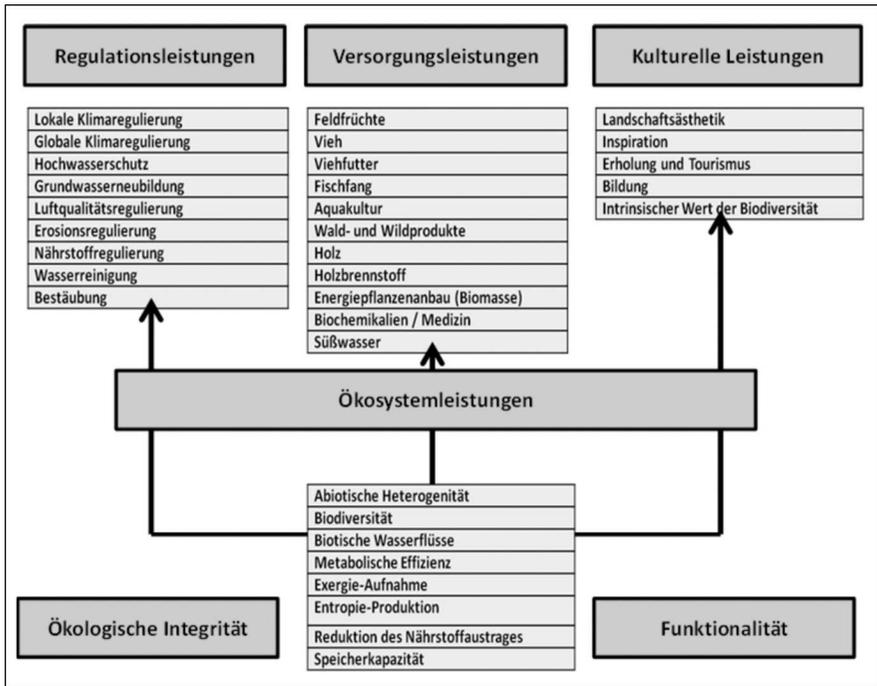


Abb. 4: Liste wichtiger Ökosystemleistungen und Integritäts-Indikatoren  
(Quelle: nach BURKHARD et al. 2009 und KANDZIORA et al. 2013).

sie sollten daher begleitend zusammen mit den Ökosystemleistungen bzw. parallel zu diesen betrachtet werden.

Prinzipiell gibt es viele Möglichkeiten zu Charakterisierung von Ökosystemleistungen in der Landschaft. Neben regionalisierenden Messungen, Monitoring-Auswertungen, Kartierungen, Ableitungen von Indikatorfunktionen, Expertenabschätzungen, Monetarisierungsverfahren, geostatistischen Analysen oder tabellarischen Wertzuweisungen werden häufig Modellanwendungen oder Transferfunktionen genutzt, um die Leistungen der Ökosysteme zu beschreiben (DE GROOT et al. 2010b). Im Folgenden wird eine Methode zur Bewertung der Kapazitäten verschiedener Landbedeckungsklassen zur Unterstützung der ökologischen Integrität sowie zur Bereitstellung unterschiedlicher Ökosystemleistungen kurz vorgestellt (vgl. BURKHARD et al. 2009 und 2012). Die Methode wurde unter anderem erfolgreich zur Bewertung der Ökosystemleistungen von borealen Waldlandschaften in Nordfinnland (VIHERVAARA et al. 2010) sowie von Stadt-Umland-Gradienten in Mitteldeutschland (KROLL et al. 2012) genutzt.

Der Ansatz beruht auf einer relativen, nicht-monetären Bewertung der Leistungskapazität, die Ökosystemfunktionen und -leistungen in Tabellen und Karten dargestellt. Zu unterscheiden ist hierbei zwischen Ökosystemleistungsangebot und -nachfrage sowie zwischen Leistungspotential und -kapazität. Angebot und Nachfrage nach einzelnen Gütern und Leistungen sind durch Transport, Handel und langfristige Lagermöglichkeiten oftmals räumlich und zeitlich voneinander entkop-

pelt. Dennoch kann eine Bewertung beider Kriterien Informationen zu raum-zeitlichen Bilanzen beitragen. Ausnahmen bilden zahlreiche Regulationsleistungen, die meist nicht transportabel sind und bei denen daher eine physikalische Verbindung zwischen Leistungsangebots- und -nachfrageregion bestehen muss (NEDKOV u. BURKHARD 2012).

Bei der Abschätzung des Leistungspotentials einer Landschaft wird die maximale Leistungsbereitstellung unter den örtlichen Umständen bewertet. Hierbei spielt es keine Rolle, ob die Leistungen auch tatsächlich genutzt werden. Die Kapazität beschreibt die Fähigkeit einer Raumeinheit, ein spezifisches Angebot an Ökosystemleistungen bereitzustellen, das auch tatsächlich durch den Menschen genutzt wird. Der Unterschied kann anhand von Waldökosystemen und deren Bereitstellung von Holz demonstriert werden: Geschützte Wälder produzieren Holz, das potentiell geerntet werden könnte, durch die Unterschutzstellung liegt die aktuelle Kapazität zur Holzernte jedoch bei null.

Zur Bewertung der Kapazitäten einzelner Landnutzungstypen wird bei der vorgestellten Methode eine Matrix mit den einzelnen Ökosystem-Integritätsindikatoren und den Ökosystemleistungen auf der x-Achse sowie den Landnutzungstypen (z.B. nach der CORINE Nomenklatur der europäischen Umweltagentur; EEA 2002) auf der y-Achse erstellt. An den Schnittstellen werden alle relevanten Kapazitäten auf einer relativen Skala von 0 (keine relevante Kapazität) bis 5 (maximale Kapazität) normiert (Abb. 5). Aufgrund des hohen Aufwandes bei dieser komplexen Kapazitätsabschätzung wird in den meisten Fällen zunächst auf existierende Datenquellen sowie auf Expertenabschätzungen zurückgegriffen, die dann schrittweise durch Modellierungs-, Mess- und Monitoringdaten ersetzt werden können.

Die Abbildung 5 macht einige Unterschiede der landschaftlichen Kapazitäten deutlich. So zeigen die urban geprägten Landbedeckungsklassen sowohl geringe Angebote an Ökosystemleistungen als auch geringe Potenziale in Bezug auf die ökologische Integrität. Andererseits bestehen hier aufgrund der Bevölkerungsagglomeration die höchsten Nachfragen nach diesen Leistungen (vgl. KROLL et al. 2012). Die Agrarökosysteme stechen vor allem durch hohe Versorgungsleistungen hervor, während Wälder vor allem in Bezug auf Regulationsleistungen hohe Bewertungen erzielen. Die Matrizenwerte können mit Hilfe von Geographischen Informationssystemen direkt in Kartenformate übertragen und im Hinblick auf räumliche Muster oder zeitliche Veränderungen analysiert werden.

Der Reiz dieser Methode liegt in der großen Bandbreite an Ökosystemfunktionen und -leistungen, die erfasst werden können. Daneben ist es möglich, Expertenabschätzungen, Statistiken, Mess- und Modellierungsergebnisse nebeneinander darzustellen. Durch die Normierung auf die einheitliche relative Skala lassen sich verschiedenste biophysikalische und ökonomische Einheiten zueinander in Beziehung setzen. Die Verwendung kostenlos verfügbarer Raumdaten wie CORINE ermöglicht die Abdeckung größerer Raumeinheiten mit einer konsistenten Landnutzungs-Klassifizierung in fast allen europäischen Ländern. Somit können auch die Effekte unterschiedlicher Raumnutzungen auf Ökosystemfunktionen und -leistungen abgeschätzt werden, was die Bewertung von Konflikten und „trade-offs“ zwischen den einzelnen Landnutzungen ermöglicht.

	Ökologische Integrität								Regulationsleistungen										
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19
	Energieaufnahme	Entropieproduktion	Speicherkapazität	Stoffkreislauf und Qualitätsindikatoren	Britische Wasserflüsse	Metabolische Effizienz	Heterogenität	Biodiversität	Globale Klimaregulierung	Lokale Klimaregulierung	Luftreinhaltung	Wasserkreislaufregulierung	Wasserreinigung	Nährstoffregulierung	Erosionskontrolle	Naturkatastrophenkontrolle	Bestäubung*	Schadlings- und Krankheitskontrolle	Abfallregulierung*
1 Durchgängig städtische Prägung	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2 Nicht durchgängig städtische	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3 Industrie- und Gewerbeflächen	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4 Straßen, Eisenbahn	0	0	0	0	0	0	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5 Hafengebiete	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0
6 Flughäfen	1	1	0	2	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7 Abbauflächen	0	0	0	0	0	0	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8 Deponien und Abraumhalden	0	0	5	0	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9 Baustellen	0	0	0	0	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
10 Städtische Grünflächen	4	3	2	3	2	1	3	3	1	2	1	2	1	1	2	0	1	1	1
11 Sport- und Freizeitanlagen	4	3	2	3	2	1	2	2	1	1	1	2	1	1	1	0	1	1	1
12 Nicht bewässertes Ackerland	5	4	4	1	3	4	3	2	1	2	0	1	0	0	0	1	0	2	2
13 Permanent bewässertes	5	4	3	1	5	2	3	2	1	3	0	0	0	0	0	1	0	1	2
14 Reisfelder	5	4	3	1	5	1	3	2	0	2	0	2	0	0	0	0	0	1	1
15 Weinbauflächen	3	2	2	0	3	1	3	2	1	1	0	1	0	0	0	0	0	1	1
16 Obst- und Beerenobstbäume	3	2	3	2	4	2	4	3	2	2	2	2	1	1	2	2	5	3	2
17 Olivenhaine	3	2	3	1	3	2	3	2	1	1	1	1	1	1	1	0	0	3	2
18 Wiesen und Weiden	5	5	4	2	4	5	2	2	1	1	0	1	0	0	4	1	0	2	4
19 Jährliche und permanente	4	3	3	2	3	2	2	2	1	2	1	1	0	0	1	1	0	2	2
20 Komplexe Parzellenstruktur	4	3	3	1	3	2	4	3	1	2	0	1	0	0	0	1	0	3	2
21 Landwirtschaft & natürl.	3	2	3	2	3	2	3	3	2	3	1	2	1	0	3	1	0	3	2
22 Agro-Forstflächen	4	3	4	4	4	3	4	4	1	2	1	1	1	1	2	1	3	3	3
23 Laubwälder	5	4	5	5	5	4	3	4	4	5	5	2	5	5	5	3	5	4	4
24 Nadelwälder	5	4	5	5	4	4	3	4	4	5	5	2	5	5	5	3	5	4	4
25 Mischwälder	5	4	5	5	5	4	3	5	4	5	5	2	5	5	5	3	5	5	5
26 Natürliches Grünland	4	3	5	5	4	4	3	5	3	2	0	1	5	5	5	1	0	1	2
27 Heiden und Moorheiden	4	3	5	5	4	5	3	4	3	4	0	2	4	3	0	2	2	2	3
28 Hartlaubvegetation	3	2	2	4	2	3	3	4	1	2	0	1	0	0	0	1	2	2	3
29 Wald-Strauch-Übergangsstadien	3	2	2	4	2	3	3	4	0	1	0	0	0	0	0	0	2	2	3
30 Strände, Dünen, Sandflächen	1	0	1	0	1	1	3	3	0	0	0	1	0	0	0	5	0	1	1
31 Felsflächen ohne Vegetation	0	0	0	0	0	0	3	3	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0
32 Flächen mit spärlicher Vegetation	1	1	1	1	1	0	2	3	0	1	0	1	0	0	0	1	0	1	1
33 Brandflächen	0	0	3	0	0	0	2	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
34 Gletscher und	0	0	0	0	0	0	2	1	3	3	0	4	0	0	0	0	0	1	1
35 Sümpfe	4	3	5	3	4	4	3	2	2	2	0	2	0	4	0	4	0	2	3
36 Torfmoore	4	3	5	5	4	4	3	4	5	4	0	3	4	3	0	3	2	3	4
37 Salzwiesen	3	2	5	3	4	3	2	3	0	1	0	0	0	2	0	5	0	2	2
38 Salinen	0	0	0	0	0	0	1	1	0	2	0	0	0	0	0	0	0	1	1
39 In der Gezeitenzone liegende	1	1	1	4	0	2	2	3	0	1	0	0	0	1	0	5	0	2	3
40 Gewässerläufe	3	1	1	3	0	3	4	4	0	1	0	1	3	3	0	2	0	3	5
41 Wasserflächen	4	2	4	3	0	4	4	4	1	2	0	2	0	1	0	1	0	3	5
42 Lagunen	5	4	4	3	0	5	4	4	0	1	0	0	0	0	0	4	0	3	5
43 Mündungsgebiete	5	4	2	3	0	5	3	3	0	0	0	0	3	3	0	3	0	4	5
44 Meere und Ozeane	3	2	1	4	0	3	2	2	5	3	0	0	0	5	0	0	0	3	5

Abb. 5: Zusammenhang zwischen Landnutzungstypen (y-Achse; CORINE Land Cover Type) und Integritäts-Indikatoren und Ökosystemleistungen (x-Achse). An den Schnittstellen wurden die Kapazitäten der einzelnen Landnutzungsklassen zur Unterstützung der ökologischen Integrität bzw. zur Bereitstellung von ... →

	Versorgungsleistungen										Kulturelle Leistungen								
	20 Pflanzen	21 Biomasse zur Energiegewinnung	22 Futter **	23 Tierhaltung	24 Fasern	25 Holz	26 Brennholz	27 Fisch, meeresuntnutz & essbare Jä. / me.	28 Aquakultur	29 Wildprodukte	30 Biochemikalien & Medizin	31 Frischwasser	32 Mineralien **	33 Abiotische Energieressourcen ***	34 Erholung & Tourismus	35 Landschaftsästhetik & Inspiration	36 Wissenschaftssysteme	37 Religiöse & spirituelle Erfahrungen	38 Kulturelles Erbe & kulturelle Naturerbe & Biodiversität
1 Durchgängig städtische Prägung	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	3	3	1	1	1	0
2 Nicht durchgängig städtische	1	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	3	2	1	5	5	1
3 Industrie- und Gewerbeflächen	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0
4 Straßen, Eisenbahn	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
5 Hafengebiete	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	0	0	1	0
6 Flughäfen	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
7 Abbauflächen	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	5	0	0	1	0	0	0
8 Deponien und Abraumhalden	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9 Baustellen	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
10 Städtische Grünflächen	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	3	3	1	0	2	0
11 Sport- und Freizeitanlagen	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	1	0	0	1	0
12 Nicht bewässertes Ackerland	5	2	3	0	5	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	2	0	3	0
13 Permanent bewässertes	5	1	2	0	2	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	2	0	3	0
14 Reisfelder	5	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	2	0	4	0
15 Weinbauflächen	4	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	5	2	2	0	5	0
16 Obst- und Beerenobstbäume	5	1	0	0	4	4	0	0	0	0	0	0	0	5	2	2	0	4	0
17 Olivenhaine	4	1	0	0	4	4	0	0	0	0	0	0	0	5	2	2	0	4	0
18 Wiesen und Weiden	0	1	5	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	2	2	0	3	0
19 Jährliche und permanente	5	1	5	5	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	2	0	2	0
20 Komplexe Parzellenstruktur	4	1	3	0	4	0	0	0	0	2	0	0	0	2	2	2	0	3	0
21 Landwirtschaft & natürl.	3	2	2	3	4	3	3	0	0	3	1	0	1	2	2	3	0	2	3
22 Agro-Forstflächen	3	2	2	3	2	3	3	0	0	0	0	0	0	3	2	2	0	3	0
23 Laubwälder	0	1	1	0	0	5	5	0	0	5	5	0	0	5	5	5	3	3	5
24 Nadelwälder	0	1	1	0	0	5	5	0	0	5	5	0	0	5	5	5	3	4	5
25 Mischwälder	0	1	1	0	0	5	5	0	0	5	5	0	0	5	5	5	3	4	5
26 Natürliches Grünland	0	0	1	3	0	0	0	0	0	5	0	0	0	3	4	5	1	4	3
27 Heiden und Moorheiden	0	2	0	2	0	0	2	0	1	0	0	0	0	5	4	5	1	2	5
28 Hartlaubvegetation	0	0	0	2	0	0	2	0	0	1	3	0	0	2	3	4	1	2	4
29 Wald-Strauch-Übergangsstadien	0	1	0	2	1	0	2	0	0	1	0	0	0	2	3	4	1	2	2
30 Strände, Dünen, Sandflächen	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	5	4	4	0	2	2
31 Felsflächen ohne Vegetation	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	4	3	4	0	2	0
32 Flächen mit spärlicher Vegetation	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	4	0	2	0
33 Brandflächen	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0
34 Gletscher und	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	5	5	3	2	0	0
35 Sümpfe	0	0	5	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	4	0	2	0
36 Torfmoore	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	2	3	0	2	4
37 Salzwiesen	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	2	3	0	2	0
38 Salinen	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	3	0	2	0
39 In der Gezeitenzone liegende	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	2	3	0	2	0
40 Gewässerläufe	0	3	0	0	0	0	3	0	4	0	5	0	5	4	4	4	0	3	5
41 Wasserflächen	0	0	0	0	0	0	3	5	4	0	5	0	5	5	4	4	0	3	4
42 Lagunen	0	1	0	0	0	0	4	5	4	0	0	0	0	4	4	4	0	2	4
43 Mündungsgebiete	0	2	0	0	0	0	5	5	4	0	0	0	0	4	5	4	0	2	3
44 Meere und Ozeane	0	3	1	0	0	0	5	5	0	0	0	1	3	4	5	4	0	4	2

Abb. 5f.: ... Ökosystemleistungen auf einer Skala von 0 (keine relevante Kapazität) bis 5 (maximale relevante Kapazität) exemplarisch für mitteleuropäische „Normallandschaften“ bewertet. (Quelle: nach BURKHARD et al. 2009 u. 2012).

Die Darstellung der Bewertung in Form von Ökosystemleistungs-Karten liefert Informationen über die räumliche Verteilung der Leistungs-Bereitstellung sowie über mögliche Quellen und Senken der Leistungen. Abbildung 6 zeigt eine Beispieldarstellung aus der Region Halle-Leipzig, in der basierend auf CORINE Landnutzungsdaten, Bodenkarten, Klimadaten, hydrologischen Daten sowie Agrarstatistiken verschiedene Ökosystemleistungen für die Jahre 1990, 2000 und 2006 quantifiziert und entsprechend der relativen 0–5 Kapazitätsklassifizierung kartographisch dargestellt wurden (weitere Informationen in KROLL et al. 2012). Die Karte (Abb. 6) zeigt anhand der Versorgungsleistung „Nahrungsproduktion durch Pflanzen“ die unterschiedlichen Kapazitäten der regionalen Landnutzungstypen. Auffällig sind die hohen Werte der Nahrungsbereitstellung in den agrarisch geprägten Flächen im Gegensatz zu den urbanen Flächen oder den Waldflächen.

## **6 Welche Resultate können System-Ansätze bieten und sind diese in der Landeskunde verwendbar?**

Aus den voranstehenden Ausführungen wird deutlich, dass sowohl die Kenngrößen der ökologischen Funktionalität und Integrität als auch die Komponenten der Ökosystemleistungen auf der Landschaftsebene als Mittel zur Beschreibung des Landschaftszustands genutzt werden können. Beide Größen können mit Hilfe qualitativer Verfahren, wie z.B. der o.a. Beziehungs-Matrix regionalisierend eingesetzt und genutzt werden. Damit ergeben sich neue Informations-Schichten im landschaftlichen Geflecht, die sich auf folgende inhaltlichen Bereiche erstrecken:

- Ganzheitliche Aussagen über ökologische Strukturen und Prozesse sowie deren Wirkungsgefüge in der Landschaft;
- Aussagen über den Gesamtzustand der beteiligten Ökosysteme unter Einbeziehung funktionaler Gesichtspunkte;
- Aussagen über Beiträge und Leistungen der Ökosysteme und Landschaftsteile zur menschlichen Wohlfahrt;
- Aussagen über Kriterien für mögliche Bewertungen der Landschaft;
- Aussagen über den Zustand des verknüpften Mensch-Umwelt-Systems;
- Aussagen über potenzielle Landnutzungskonflikte;
- Aussagen über Ansätze zur Nachhaltigkeit der Landnutzungen im Gebiet;
- Aussagen über Auswirkungen (Impacts) von Maßnahmen im Rahmen der Umweltplanung.

Mit diesen Informationen kann darüber hinaus nicht nur das ökonomische Potential der beschriebenen Umwelt angedeutet werden; vielmehr besteht ein Haupteffekt insbesondere der Ökosystemleistungsaspekte darin, die Bedeutung der natürlichen Landschaftskomponenten für den Menschen und seine langfristigen Nutzungsstrategien bewusst zu machen.

Abschließend ist aber auch festzustellen, dass die vorgelegten Methoden ebenso wie die Gesamtkonzepte noch sehr jung sind. Daher weisen sie in vielerlei Hinsicht noch Mängel und Lücken auf. So wird beispielsweise mit Hilfe der o.a. Matrix nur die Landbedeckung als Zielvariable verwendet. Die Integration von Informationen über Böden, geologische Verhältnisse, Vegetation und viele weitere Faktoren in das

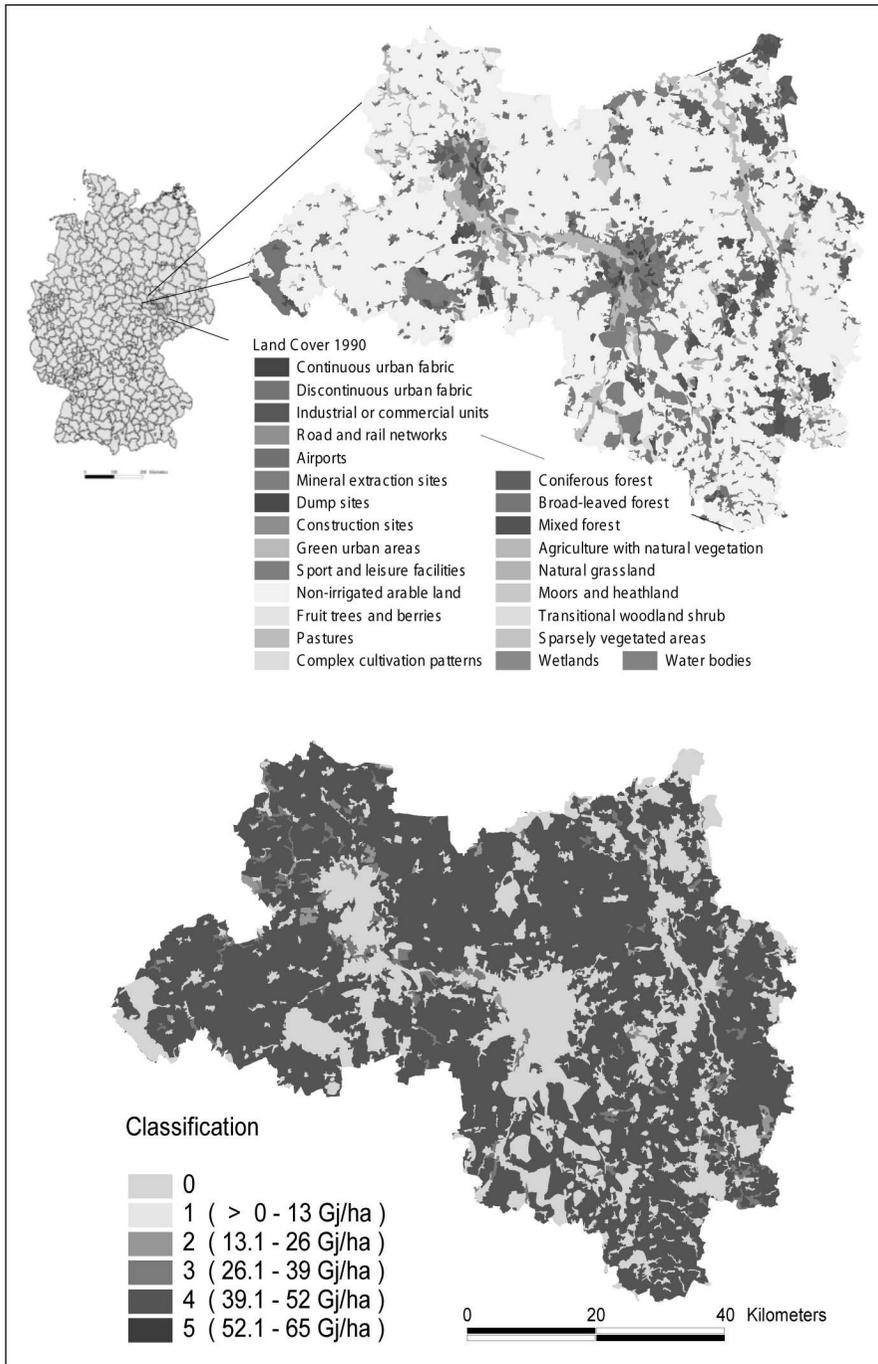


Abb. 6: CORINE Bodenbedeckungskarte der Region Halle-Leipzig im Jahr 1990 (links) und Karte der Versorgungs-Ökosystemleistung „Nahrungsproduktion durch Pflanzen“ 1990 (Quelle: nach KROLL et al. 2012).

Ökosystemleistungs-Bewertungs-Konzept befindet sich meist erst in der Entwicklung. Hierzu wird an vielen Institutionen an umfangreicheren Modell- und Bewertungssystemen zur Quantifizierung der Leistungen im Rahmen von Landnutzungsszenarien gearbeitet. Es sind folglich in der Zukunft verbesserte Werkzeuge für die Leistungsbewertungen von Landschaften zu erwarten.

## Literatur

- BARKMANN, J. 2002: Modellierung und Indikation nachhaltiger Landschaftsentwicklung – Beiträge zu den Grundlagen angewandter Ökosystemforschung. Diss., Mathematisch-Naturwissenschaftliche Fakultät, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel.
- BARKMANN, J., R. BAUMANN, U. MEYER, F. MÜLLER u. W. WINDHORST 2001: Ökologische Integrität: Risikovorsorge im Nachhaltigen Landschaftsmanagement. In: GAIA, 10/2, S. 97–108.
- BASTIAN, O. u. K.-F. SCHREIBER, (Hrsg.) 1994: Analyse und ökologische Bewertung der Landschaft. Jena, Stuttgart.
- BAUMANN, R. 2001: Konzept zur Indikation der Selbstorganisationsfähigkeit terrestrischer Ökosysteme anhand von Daten des Ökosystemforschungsprojekts Bornhöveder Seenkette. Diss., Mathematisch-Naturwissenschaftliche Fakultät, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel.
- BOSSEL, H. 1999: Indicators for Sustainable Development: Theory, Method, Applications. IISD International Institute for Sustainable Development. Winnipeg, Manitoba.
- BOSSEL, H. 2000: Sustainability – Application of systems theoretical aspects to societal development. In: JØRGENSEN, S.E. u. F. MÜLLER (eds.): Handbook of Ecosystem Theories and Management. Boca Raton: CRC Press, Florida, S. 519–536.
- BURKHARD, B. u. F. MÜLLER 2008: Drivers-Pressure-State-Impact-Response. In: JOERGENSEN, S.E. u. B.D. FATH (Hrsg.): Ecological Indicators. Vol. [2] of Encyclopedia of Ecology, 5, S. 967–970.
- BURKHARD, B., R. DE GROOT, R. COSTANZA, R. SEPPELT, S.E. JOERGENSEN u. M. POTSCHEIN 2012: Solutions for Sustaining Natural Capital and Ecosystem Services. In: Ecological Indicators, 21, S. 1–6.
- BURKHARD, B., F. KROLL, F. MÜLLER u. W. WINDHORST 2009: Landscapes' Capacities to Provide Ecosystem Services – a Concept for Land-Cover Based Assessments. In: Landscape Online, <http://www.landscapeonline.de/archive/2009/15/index.html> (15.08.2013).
- BURKHARD, B., F. KROLL, S. NEDKOV u. F. MÜLLER 2012: Mapping supply, demand and budgets of ecosystem services. In: Ecological Indicators, 21, S. 17–29.
- CRABBÉ, P., A. HOLLAND, L. RYSZKOWSKI u. L. WESTRA 2000: Implementing ecological integrity. Kluwer, Dordrecht.
- DE GROOT, R.S., R. ALKEMADE, L. BRAAT, L. HEIN u. L. WILLEMEN 2010a: Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. In: Ecological Complexity, 7, S. 260–272.
- DE GROOT, R.S., B. FISHER, M. CHRISTIE, J. ARONSON, L. BRAAT, R. HAINES-YOUNG, J. GOWDY, E. MALTBY, A. NEUVILLE, S. POLASKY, R. PORTELA, u. I. RING. 2010b: Integrating the ecological and economic dimensions in biodiversity and ecosystem service valuation. In: KUMAR, P. (Hrsg.): The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB): Ecological and Economic Foundations, Earthscan. London, S. 9–40.
- EEA (European Environment Agency) 2002: An Inventory of Biodiversity Indicators in Europe. European Environment Agency – European Centre for Nature Conservation. Kopenhagen.

- FARINA, A., 2007: Principles and Methods in Landscape Ecology: Towards a Science of Landscape. Dordrecht.
- FRÄNZLE, O., L. KAPPEN, H.-P. BLUME u. K. DIERSSEN (Hrsg.) 2008: Ecosystem Organization of a Complex Landscape – Long-Term Research in the Bornhöved Lake District, Germany. Berlin, Heidelberg (= Ecological Studies, 202).
- GUNDERSSON, L.H. u. C.S. HOLLING (Hrsg.) 2003: Panarchy. Washington D.C.
- HAASE, G. 1978: Zur Ableitung und Kennzeichnung von Naturraumpotentialen. In: Petermanns Geogr. Mitteilungen, Bd. 122, H. 2, S. 113–125.
- HAASE, G. u. K. MANNSFELD (Hrsg.) 2002: Naturraumeinheiten, Landschaftsfunktionen und Leitbilder am Beispiel von Sachsen. Flensburg (= Deutsche Akademie für Landeskunde. Forschungen zur Deutschen Landeskunde, 250).
- HAINES-YOUNG, R.H. u. M.P. POTSCHEIN 2010: The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. In: RAFFAELLI, D. u. C. FRID (Hrsg.): Ecosystem Ecology: a new synthesis. Cambridge: Cambridge University Press, S. 110–139 (= BES Ecological Reviews Series, CUP).
- HASKELL B.D., B.G. NORTON u. R. COSTANZA 1992: Introduction: What is ecosystem health and why should we worry about it? In: COSTANZA R., B.G. NORTON u. B.D. HASKELL (Hrsg.): Ecosystem Health: New. Goals for Environmental Management. Washington DC.
- JOERGENSEN, S.E. 2000: The tentative fourth law of thermodynamics. In: JOERGENSEN, S.E. u. F. MÜLLER (Hrsg.): Handbook of ecosystem theories and management. Boca Raton, S.161–176.
- JOERGENSEN, S.E. u. F. MÜLLER (Hrsg.) 2000: Handbook of Ecosystem Theories. New York.
- JOERGENSEN, S.E., F.L. XU u. R. COSTANZA (Hrsg.) 2010: Handbook of Ecological Indicators for Assessment of Ecosystem Health. Boca Raton.
- JOERGENSEN, S.E., B. FATH, S. BASTIANONI, J. MARQUEZ, F. MÜLLER, S.N. NIELSEN, B. PATTEN, E. TIEZZI u. R. ULANOWICZ (Hrsg.) 2007: A New Ecology – The Systems Perspective. Amsterdam.
- KAY, J.J. 1993: On the Nature of Ecological Integrity: Some Closing Comment. In: WOODLEY, S., J.J. KAY u. G. FRANCIS (Hrsg.): Ecological Integrity and the Management of Ecosystems. Ottawa, S. 210–212.
- KAY, J.J. 2000: Ecosystems as self-organised holarchic open systems: narratives and the second law of thermodynamics. In: JOERGENSEN, S.E. u. F. MÜLLER (Hrsg.): Handbook of Ecosystem Theories and Management. Boca Raton, S. 135–160.
- KANDZIORA, M., B. BURKHARD u. F. MÜLLER 2013: Interactions of ecosystem properties, ecosystem integrity and ecosystem service indicators – A theoretical matrix exercise. In: Ecological Indicators, H. 28, S. 54–78.
- KROLL, F., F. MÜLLER, D. HAASE u. N. FOHRER 2012: Rural-urban gradient analysis of ecosystem services supply and demand dynamics. In: Land Use Policy, H. 29, S. 521–535.
- KUMAR, P. (Hrsg.) 2010: The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations. Earthscan. London u. New York.
- KUTSCH, W.L., DILLY, O., STEINBORN, W. u. F. MÜLLER 1998: Quantifying ecosystem maturity – a case study. In: MÜLLER, F. u. M. LEUPELT (Hrsg.): Eco targets, goal functions and orientors. Berlin, Heidelberg, New York, S. 209–231.
- KUTSCH, W.L., W. STEINBORN, M. HERBST, R. BAUMANN, J. BARKMANN u. L. KAPPEN 2001: Environmental indication: A field test of an ecosystem approach to quantify biological self-organization. In: Ecosystems, 4, S. 49–66.
- LEOPOLD, A. 1941: Wilderness as a land laboratory. Living Wilderness 6, S. 3.
- LESER, H. 1997: Landschaftsökologie. Stuttgart.

- MEA (Millennium Ecosystem Assessment) 2003: Ecosystems and human well-being: a framework for assessment. Washington DC.
- MEA (Millennium Ecosystem Assessment) 2005: Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis Report. Washington DC.
- MÜLLER, F. 1998: Ökosystemare Modellvorstellungen und Öko-Systemmodelle in der Angewandten Landschaftsökologie. In: SCHNEIDER-SLIWA, R., D. SCHAUB u. G. GEROLD (Hrsg.): Angewandte Landschaftsökologie – Grundlagen und Methoden. Berlin, Heidelberg, New York, S. 25–46.
- MÜLLER, F. 2004: Ecosystem Indicators for the Integrated Management of Landscape Health and Integrity. In: JOERGENSEN, S.E., R. COSTANZA u. F.L. XU (Hrsg.): Ecological Indicators for Assessment of Ecosystem Health. Boca Raton, S. 277–304.
- MÜLLER, F. 2005: Indicating Ecosystem and Landscape Organization. In: Ecological Indicators, 5, H. 4, S. 280–294.
- MÜLLER, F. u. B. BURKHARD 2007: An ecosystem based framework to link landscape structures, functions and services. In: MANDER, Ü., H. WIGGERING u. K. HELMING (Hrsg.): Multifunctional Land Use – Meeting Future Demands for Landscape Goods and Services. Berlin, Heidelberg, New York, S. 37–64.
- MÜLLER, F. u. B. BURKHARD 2010: Ecosystem Indicators for the Integrated Management of Landscape Health and Integrity. In: JOERGENSEN, S.E., F.L. XU u. R. COSTANZA (Hrsg.): Handbook of Ecological Indicators for Assessment of Ecosystem Health. Boca Raton, S. 391–423.
- MÜLLER, F., R.S. DE GROOT u. W. WILLEMEN 2011: Ecosystem Services at the Landscape Scale: The Need for Integrative Approaches. In: Landscape Online, <http://www.landscapeonline.de/archive/2010/23/index.html> (15.8.2013)
- MÜLLER, F. u. M. LEUPELT (Hrsg.) 1998: Eco Targets, Goal Functions, and Orientors. Berlin, Heidelberg, New York.
- MÜLLER, F. u. W. WINDHORST 2000: Ecosystems as Functional Entities. In: JOERGENSEN, S.E. u. F. MÜLLER (Hrsg.): Handbook of Ecosystem Theories and Management. New York, S. 33–49.
- NEDKOV, S. u. B. BURKHARD 2012: Flood regulating ecosystem services – Mapping supply and demand, in the Etropole municipality, Bulgaria. In: Ecological Indicators, 21, S. 67–79.
- NEEF, E. 1969: Der Stoffwechsel zwischen Gesellschaft und Natur als geographisches Problem. Wiederabgedruckt in: BARTHEL, H. (Hrsg.): Ernst Neef. Ausgewählte Schriften. Gotha, S. 158–168 (= VEB Hermann Haack, Petermanns Geographische Mitteilungen, Ergänzungsheft 283).
- NEUMEISTER, H. 2010: Oberflächennahe Erdsysteme. Leben – Wasser – Luft – feste Erde, systemisch raum-zeitlich verbunden in 3-D-Körpern, Transformations- und Funktionsräumen. Halle.
- PATTEN, B.C. 1992: Energy, emergy and environs. In: Ecological Modelling, 62, S. 29–69.
- SCHÖNTHALER, K., F. MÜLLER u. J. BARKMANN (Hrsg.) 2003: Synopsis of System Approaches to Environmental Research – German Contribution to Ecosystem Management. UBA-Texte 85/03 (German Version 84/03) Berlin: Umweltbundesamt.
- STEINBORN, W. 2001: Quantifizierung von Ökosystemeigenschaften als Grundlage für die Umweltbewertung. Diss., Mathematisch-Naturwissenschaftliche Fakultät, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel.
- STEINHARDT, U., O. BLUMENSTEIN u. H. BARSCH 2004: Lehrbuch der Landschaftsökologie. Berlin, Heidelberg, New York.
- TURNER, M.G., R.H. GARDNER u. R.V. O'NEILL 2001: Landscape Ecology in Theory and Practice. Berlin, Heidelberg, New York.

- VIHERVAARA, P., T. KUMPULA, A. TANSKANEN u. B. BURKHARD 2010: Ecosystem services – A tool for sustainable management of human–environment systems. Case study Finnish Forest Lapland. In: *Ecological Complexity*, 7, H. 3, S. 410–420.
- WESTRA, L. 2003: *The Ethics of Ecological Integrity and Ecosystem Health: The Interface*. In: RAPPORT, D.J. (Hrsg.): *Managing for healthy ecosystems*. Boca Raton, London, New York, Washington DC, S. 31–40.
- WIGGERING, H. u. F. MÜLLER (Hrsg.) 2003: *Umweltziele und Indikatoren*. Berlin, Heidelberg, New York.
- WOODLEY, S., J.J. KAY u. G. FRANCIS 1993: *Ecological integrity and the management of ecosystems*. Ottawa.

<http://conventions.coe.int/Treaty/GER/Treaties/Html/176.htm> (03.06.2013).

[http://ia2dec.ew.eea.europa.eu/knowledge\\_base/Frameworks/doc101182](http://ia2dec.ew.eea.europa.eu/knowledge_base/Frameworks/doc101182) (03.06.2013).

<http://sustainabledevelopment.un.org/csd.html> (15.8.2013)

<http://www.biodiv.org/programmes/cross-cutting/ecosystem/default.shtml> (03.06.2013).

<http://www.cbd.int/> (03.06.2013).

[http://www.ecology.uni-kiel.de/salzau\\_workshop2006/](http://www.ecology.uni-kiel.de/salzau_workshop2006/) (03.06.2013).

<http://www.fsd.nl/esp> (03.06.2013).

<http://www.iucn.org/about/union/commissions/cem/> (15.8.2013)

<http://www.landscape-ecology.org/index.php?id=13> (03.06.2013).

<http://www.naturkapital-teeb.de/aktuelles.html> (03.06.2013).

<http://www.oecd.org/environment/environmentalindicatorsmodellandoutlooks/24993546.pdf> (03.06.2013).

<http://www.teebweb.org> (03.06.2013).