Raumforsch Raumordn (2016) 74:541–554
DOI 10.1007/s13147-016-0438-z

WISSENSCHAFTLICHER BEITRAG

Implementierung des Ökosystemleistungs-Ansatzes in deutschen Biosphärenreservaten

Tobias Plieninger[1] · **Manuel Woltering**[2] · **Hubert Job**[2]

Eingegangen: 15. Dezember 2015 / Angenommen: 28. September 2016 / Online publiziert: 18. Oktober 2016
© Springer-Verlag Berlin Heidelberg 2016

Zusammenfassung Verschiedene internationale Abkommen benennen die Sicherung von Ökosystemleistungen als ein zentrales Ziel von Großschutzgebieten. Dieser Beitrag widmet sich der Frage nach der Bedeutung des Ökosystemleistungs-Ansatzes für deutsche Biosphärenreservate. Der Ökosystemleistungs-Ansatz kann in verschiedenen Bereichen für Großschutzgebiete nützlich sein, ob als Kommunikations-, Fundraising-, Monitoring-, Planungs- oder Management-Ansatz. Die Analyse der Evaluationsberichte der derzeit 15 von der UNESCO anerkannten deutschen Biosphärenreservate zeigt, dass eine Implementierung des Ökosystemleistungs-Ansatzes im Schutzgebietsmanagement bislang in sehr unterschiedlichem Ausmaß erfolgt ist. Führend sind die Biosphärenreservate an der Nordseeküste, weil sie dem trinationalen Wattenmeerabkommen unterliegen und sehr aktuelle Evaluationsberichte vorhanden sind sowie aufgrund ihres Status als Biosphärenreservate und Nationalparke über mehr finanzielle wie personelle Mittel verfügen. Wesentliche Barrieren der Umsetzung liegen in begrenzten Ressourcen sowie in der administrativen Verortung der Schutzgebietsverwaltungen in den Umweltressorts, welche teilweise in Konflikt mit dem ressortübergreifenden Charakter des Ökosystemleistungs-Ansatzes stehen.

Schlüsselwörter Großschutzgebiete · Ökosystemleistungen · Evaluierung · Regionalentwicklung · Biosphärenreservat · Naturschutz

✉ Assoc. Prof. Dr. Tobias Plieninger
tobias.plieninger@ign.ku.dk

Dr. Manuel Woltering
manuel.woltering@uni-wuerzburg.de

Prof. Dr. Hubert Job
hubert.job@uni-wuerzburg.de

[1] Department of Geosciences and Natural Resource Management, University of Copenhagen, Rolighedsvej 23, 1958 Frederiksberg C, Dänemark

[2] Institut für Geographie und Geologie, Julius-Maximilians-Universität Würzburg, Am Hubland, 97074 Würzburg, Deutschland

Implementation of the Ecosystem Services Approach in German Biosphere Reserves

Abstract To safeguard ecosystem services has been defined as a central goal for large protected areas in several international agreements. This study investigates the importance of the ecosystem services approach for biosphere reserves in Germany. The ecosystem services approach can be useful in various fields for large protected areas, e. g. as approach in communication, fundraising, monitoring, planning and management. The analysis of the evaluation reports of the currently 15 UNESCO biosphere reserves in Germany shows a high variation in the degree of implementing the ecosystem services approach. The biosphere reserves at the North Sea coast are leading, possibly as they are subject to the trilateral agreement on the Wadden Sea, as the evaluation reports are fairly new, and they have better equipped management, being biosphere reserves and national parks at the same time. Important barriers of the implementation of the ecosystem services approach may arise from limited resources and from the administrative allocation of reserve management to environmental ministries, which is in conflict with the cross-sectoral character of the ecosystem services approach.

Keywords Large protected areas · Ecosystem services · Evaluation · Regional development · Biosphere reserve · Nature conservation

1 Einleitung

Die Ausweisung von Schutzgebieten verschiedener Größe und inhaltlicher Ausrichtung ist das klassische Instrument des Naturschutzes. Wissenschaftliche Fortschritte in der angewandten Ökologie und der Naturschutzbiologie ermöglichten in den vergangenen Jahrzehnten eine immer präzisere Abschätzung über die Anzahl, Größe und Qualität von Schutzgebieten, die für den Erhalt überlebensfähiger Tier- und Pflanzenpopulationen benötigt werden (Adams 2004). So wurde im Rahmen der UN-Konvention für biologische Vielfalt beschlossen, dass 17 % der Landoberfläche und 10 % der Meeresfläche der Erde bis 2020 in ein globales Schutzgebietsnetz zu integrieren seien (CBD 2010). Das „World Conservation Monitoring Centre" der UN-Umweltbehörde UNEP verzeichnete im Jahr 2014 weltweit eine Schutzgebietsfläche von rund 32,9 Mio. km² (Deguignet/Juffe-Bignoli/Harrison et al. 2014: 12 ff.): Auf 14,0 % der Landoberfläche und 3,4 % der Meeresfläche der Erde sind derzeit beinahe 210.000 Schutzgebiete ausgewiesen. In der Europäischen Union sind gegenwärtig etwa 18 % der Landfläche Bestandteil des Schutzgebietsnetzes NATURA 2000. In Deutschland nahmen die verschiedenen Schutzgebietstypen im Jahr 2014 die folgenden Anteile an der Landfläche ein: Nationalparke 0,6 %, Biosphärenreservate 3,7 %, Naturparke 27,8 %, Naturschutzgebiete 3,9 %, Landschaftsschutzgebiete 27,9 %, NATURA 2000-Gebiete 15,4 % (BfN 2016a).

Wie das Scheitern der Biodiversitätsziele für das Jahr 2010 verdeutlicht, waren diese Bemühungen jedoch bislang weder in Deutschland, in der Europäischen Union noch weltweit erfolgreich genug, um den Rückgang der Biodiversität aufzuhalten (Butchart/Walpole/Collen et al. 2010). Häufig liegen die Probleme von Schutzgebieten in mangelnder Flächengröße, zu starker Fragmentierung und fehlender Repräsentativität (Lovejoy 2006; Joppa/Pfaff 2009). Auch werden viele Großschutzgebiete durch negative Entwicklungen auf den sie umgebenden Flächen beeinträchtigt und das Schutzgebietsmanagement ist häufig zu schwach und zu wenig an den Erfordernissen des Biodiversitätsschutzes orientiert (Becken/Job 2014; Palomo/Montes/Martín-López et al. 2014).

In den allermeisten Schutzgebieten ist eine nach guter fachlicher Praxis ausgeübte Landnutzung erlaubt. Dennoch bestehen um Schutzgebiete immer wieder erhebliche Konflikte (vgl. von Ruschkowski/Nienaber 2016), insbesondere um erweiterte oder geplante Nationalparke wie beispielsweise im Bayerischen Wald oder im Schwarzwald (Müller/Job 2009). Ein typischer Konfliktverlauf entsteht durch Maßnahmen zur Sicherung wild lebender Tier- und Pflanzenpopulationen, denen eine – tatsächliche oder empfundene – Einschränkung der wirtschaftlichen Perspektiven bzw. der Lebensqualität der örtlichen Landnutzer oder Bevölkerung gegenüberstehen (Stoll-Kleemann 2001; Job 2008; Job/Mayer 2012).

In den vergangenen Jahren hat die Anzahl und Intensität solcher Nutzungskonkurrenzen und Konflikte um den Schutz bzw. die Nutzung von Land weltweit erheblich zugenommen (Lambin/Meyfroidt 2011). Dadurch wird es in Zukunft immer schwieriger werden (und immer weniger anzustreben sein), größere Landflächen ausschließlich dem Schutz der Natur zu widmen. Der zunehmende Einfluss menschlicher Nutzungen auf fast alle Ökosysteme der Erde führte zu einem paradigmatischen Umbruch im Naturschutz. Eine moderne *conservation science* geht heute davon aus, dass Naturschutz nicht mehr weitgehend durch Ausschluss des Menschen erfolgen kann. Vielmehr muss der Naturschutz die wechselseitige Abhängigkeit von Natur und Gesellschaft berücksichtigen und gleichermaßen Aspekte der Biodiversität und des menschlichen Wohlbefindens berücksichtigen (Kareiva/Marvier 2012; Hammer/Mose/Siegrist et al. 2016).

Ein zentraler Ansatz der *conservation science* zur Umsetzung dieser Ansätze in der Großschutzgebietspraxis ist das Konzept der Ökosystemleistungen (Armsworth/Chan/Daily et al. 2007; Haslett/Berry/Bela et al. 2010). Ökosystemleistungen bezeichnen die vielfältigen Leistungen der Natur für den Menschen (vgl. den einführenden Beitrag von Job/Woltering/Warner et al. 2016). Diese werden erst allmählich von der Gesellschaft wahrgenommen, anerkannt und entgolten. Beispielsweise regulieren Großschutzgebiete das Klima, indem sie CO_2 speichern. Sie stellen sauberes Trinkwasser bereit und sind insbesondere für naturnahen Tourismus und die Naherholung wichtig. Das Konzept der Ökosystemleistungen ist innerhalb der globalen Natur- und Umweltschutzpolitik in kurzer Zeit zum „Mainstream"-Thema avanciert. Allerdings gibt es bei der konkreten Umsetzung des Ökosystemleistungs-Ansatzes in verschiedenen Naturschutz- und Landnutzungspolitiken bislang erhebliche Defizite (Plieninger/Trommler/Bieling et al. 2014). Dieser Beitrag widmet sich der Frage nach der Bedeutung des Ökosystemleistungs-Ansatzes für Schutzgebiete und versucht, insbesondere Ableitungen für die deutschen Biosphärenreservate zu treffen. Er orientiert sich an den folgenden Kernfragen:

- Welchen Mehrwert bietet der Ökosystemleistungs-Ansatz für Biosphärenreservate gegenüber der „klassischen" Ausrichtung auf den Schutz von Tier- und Pflanzenarten bzw. Ökosystemen?

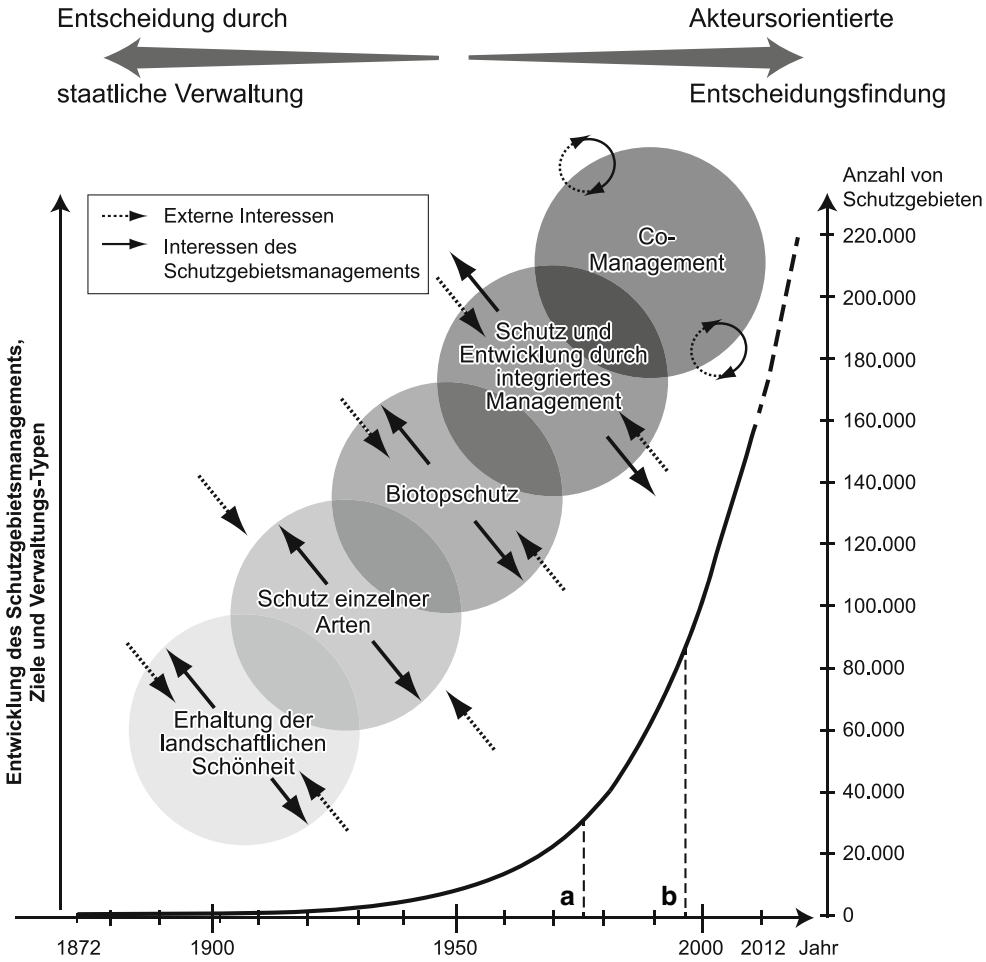

Abb. 1 Schutzgebietsentwicklung und Wandel des Schutzgebietsmanagements. Quelle: Verändert nach Job/Becken/Sacher (2013: 207)

- Welche Ansätze gibt es zum Management und Monitoring von Ökosystemleistungen in Großschutzgebieten?
- Wie weit finden diese Ansätze bereits heute in den UNESCO-Biosphärenreservaten Deutschlands Anwendung?

Der Beitrag verwendet die Kategorie der Biosphärenreservate aus mehreren Gründen als Fallbeispiel. Zunächst stellen Biosphärenreservate im Rahmen des UNESCO-Programms „Man and Biosphere“ eine international verbreitete Großschutzgebietskategorie dar, sodass sich die Resultate für Deutschland auch mit möglichen Bestandsaufnahmen in anderen Ländern vergleichen lassen. Darüber hinaus bedienen Biosphärenreservate bereits seit Mitte der 1990er-Jahre mit ihrer strategischen Neuausrichtung im Zuge der sogenannten Sevilla-Strategie ein umfassendes Zielspektrum, das auf ein nachhaltiges Mensch-Umwelt-Verhältnis ausgerichtet ist (Bridgewater 2002). Stand ursprünglich die Erhaltung der landschaftlichen Schönheit im Vordergrund, sind im Lauf der Jahre integrierte Ansätze und das Co-Management von Biosphärenreservaten gemeinsam mit verschiedenen Nutzergruppen immer wichtiger geworden (vgl. Abb. 1). Seit dem „Madrid-Action-Plan“ (MAP, Laufzeit 2008–2013) stellen Ökosystemleistungen eine zentrale Aufgabe für Biosphärenreservate dar, was 2016 durch den 4. Weltkongress der Biosphärenreservate in Lima bestätigt wurde (UNESCO 2016). Und schließlich sind Biosphärenreservate von Seiten der UNESCO in regelmäßigem Abstand von zehn Jahren zur Vorlage einer umfassenden Evaluation verpflichtet, um die Anerkennung ihres Status dauerhaft zu sichern.

2 Mehrwert des Ökosystemleistungs-Ansatzes für Biosphärenreservate

In der Diskussion um das weltweite Schutzgebietsnetz ist das Konzept der Ökosystemleistungen mittlerweile fest verankert: So spielen Ökosystemleistungen in der allgemeinen Definition von Schutzgebieten der „World Commission on Protected Areas“ (WCPA) der „International Union for Conservation of Nature“ (IUCN) eine Rolle (Dudley 2008). Im Strategischen Plan der UN-Übereinkunft zur biologischen Vielfalt für 2011–2020 wurde die „Förderung des

Nutzens von Biodiversität und Ökosystemleistungen für alle Menschen“ als strategisches Ziel definiert (CBD 2010). In Ziel 11 wird spezifiziert, dass künftige Schutzgebietsausweisungen insbesondere Gebiete von besonderer Bedeutung im Hinblick auf Biodiversität und Ökosystemleistungen berücksichtigen sollen. Ebenso stellt der im Rahmen des UNESCO-Programms „Der Mensch und die Biosphäre (MAB)“ erstellte Madrid-Action-Plan (2008–2013) den Erhalt und die Entwicklung gebietsspezifischer Ökosystemleistungen als eine zentrale Aufgabe von Biosphärenreservaten dar. So heißt es dort: „Ecosystem services could be a useful conceptual framework to superimpose on the multiple functions of biosphere reserves ranging from protection to production in land/seascapes. The essence of biosphere reserves as sustainable development sites could be seen as the effort to design and develop place-specific mixes of supporting, provisioning, regulating and cultural ecosystem services that enable the environmental, economic and social well-being of resident and stakeholder communities. For example, the various zones of biosphere reserves can serve as places to attract new investments into hitherto neglected services (climate regulation, water purification, biodiversity conservation) and improve environmental and social performance of provisioning (agriculture, forestry, fisheries) and cultural (tourism) services that may have been the principal recipients of investments to-date“ (UNESCO-MAB 2008: 7).

Im Lima-Action-Plan für 2016–2025 der UNESCO wird die Aufgabe der Wiederherstellung und Förderung von Ökosystemleistungen weiter konkretisiert. Biosphärenreservate sollen insbesondere als Quellen und Anwälte von Ökosystemleistungen („sources and stewards of ecosystem services“) Anerkennung finden, indem (a) Ökosystemleistungen und deren Beiträge zu Gesundheit und Wohlbefinden des Menschen identifiziert, (b) Förderinstrumente für Ökosystemleistungen aufgebaut und (c) Programme zur Erhaltung und Förderung von Arten und Varietäten, die besonderen ökonomischen oder kulturellen Wert aufweisen, implementiert werden (UNESCO 2016: 6).

Der Ökosystemleistungs-Ansatz passt gut zu dem „Man and Biosphere“-Ansatz der UNESCO, der eine rationelle und nachhaltige Nutzung der Ressourcen der Biosphäre sowie eine Verbesserung der Beziehungen zwischen Menschen und ihrer Umwelt anstrebt (Stoll-Kleemann/Job 2008). Entsprechend ist mit einer Implementierung des Ökosystemleistungs-Ansatzes in das Schutzgebietsmanagement eine Reihe von Erwartungen verbunden. Dabei werden insbesondere die folgenden Aspekte betont (TEEB 2012: 206 ff.):

Aufbau breiter Allianzen für Großschutzgebiete: Der Ökosystemleistungs-Ansatz fördert eine Schärfung des gesellschaftlichen und politischen Bewusstseins für den Wert von Schutzgebieten. Aufgrund seiner engen Bezüge zu Aspekten des menschlichen Wohlbefindens kann er der Integration von Schutzgebieten in Politikfelder jenseits der Naturschutzpolitik sowie der Fachdisziplinen Naturschutz und Landschaftsplanung zum Durchbruch verhelfen, indem er die Implikationen von Biodiversität und Ökosystemen für Sektoren wie beispielsweise die Landwirtschafts-, Energie-, Klima-, Wasser-, Tourismus- und Gesundheitspolitik veranschaulicht sowie in die Raumordnung (Landes-/Regionalplanung) vermehrt einfließen lässt.

Unterstützung von Planungs- und Managemententscheidungen: Der Ansatz ermöglicht, Konflikte zwischen verschiedenen Ansprüchen an Großschutzgebiete zu ermitteln, und macht Leistungen sichtbar, die bislang noch kaum als solche betrachtet wurden.

Fundraising für Großschutzgebiete: Über den Ansatz können zusätzliche Mittel für das Schutzgebietsmanagement erschlossen werden, wenn Privatpersonen und Wirtschaftsunternehmen als tatsächliche Nutzer konkreter Ökosystemleistungen finanziell in deren Schutz und Bereitstellung eingebunden werden (z. B. Engagement von „Südsalz“ im Nationalpark Berchtesgaden).

In zahlreichen Fallstudien ist belegt, dass Großschutzgebiete in erheblichem Maße Ökosystemleistungen erbringen, etwa durch Bereitstellung von sauberem Trinkwasser, durch den Schutz der Bevölkerung vor Naturgefahren, durch Abschwächung des Klimawandels und Anpassung an die Folgen des Klimawandels, durch Förderung des Naturtourismus und durch die Erhaltung anderer kultureller Ökosystemleistungen (Job/Metzler 2005). Dadurch stellen die Schutzgebiete ein breites Spektrum an naturbasierten Lösungen für vom Menschen geschaffene Umweltprobleme bereit.

In der 2010 veröffentlichten TEEB-Studie („The Economics of Ecosystems and Biodiversity“) wurde der Wert der von den rund 120.000 Schutzgebieten der Welt erbrachten Ökosystemleistungen auf 4,4 bis 5,2 Mrd. US $ pro Jahr geschätzt (TEEB 2011, Kapitel 8: 15). Dieser Analyse zufolge stünde den für den Aufbau eines „idealen“ weltweiten Schutzgebietsnetzes (das 15 % der globalen Landflächen und 30 % der Meeresflächen abdeckt) notwendigen Investitionen ein um den Faktor 100 höherer Nutzen durch Ökosystemleistungen gegenüber (TEEB 2011, Kapitel 8: 15). Ein erhebliches Problem liegt jedoch in der räumlichen Zuordnung von Nutzen und Kosten der Schutzgebiete (vgl. Mayer 2013). So entfaltet sich laut TEEB (2011) der Nutzen vor allem auf nationalen und globalen Ebenen, während die Kosten von Schutzgebieten ganz überwiegend auf der lokalen Ebene entstehen. Finanzielle Instrumente zur Förderung von Ökosystemleistungen aus Schutzgebieten müssen daher insbesondere Anreize auf der lokalen Ebene setzen.

Abschätzungen zum gesellschaftlichen Nutzen mitteleuropäischer Großschutzgebiete gibt es bislang nur für einzelne Ökosystemleistungen (vgl. Mayer/Job 2014). So

ermittelten Job/Merlin/Metzler al. (2016) die regionalwirtschaftlichen Effekte der durch die deutschen Nationalparke erbrachten Ökosystemleistung „Naturtourismus". Im weiten Sinne ließen sich 53,1 Mio. Besuchstage und ein Bruttoumsatz von rund 2,8 Mrd. Euro pro Jahr auf die Nationalparke zurückführen. Dies entspricht mehr als 85.400 Einkommensäquivalenten. In vergleichbarer Form wurden für die deutschen Biosphärenreservate 65,3 Mio. Besuchstage sowie ein Bruttoumsatz von ca. 2,9 Mrd. Euro und 86.200 Einkommensäquivalente erhoben (Job/Kraus/Merlin et al. 2013: 95).

Die Potenziale von Naturschutzprojekten für Ökosystemleistungen gegenüber denjenigen „klassischer", auf den Schutz von Tier- und Pflanzenarten bzw. Ökosystemen ausgerichteter Schutzprojekte wurden in einer Studie von Goldman, Tallis, Kareiva et al. (2008) verglichen. In der Gegenüberstellung von 34 Ökosystemleistungs-Projekten und 26 klassischen Biodiversitäts-Projekten in Nord- und Südamerika wurde ermittelt, dass für Ökosystemleistungs-Projekte im Schnitt mehr als das Vierfache an Finanzmitteln im Vergleich zu Biodiversitäts-Projekten eingeworben werden konnte und eine größere Spannbreite an Finanzierungsinstrumenten genutzt wurde. Insbesondere sponserten Unternehmen Ökosystemleistungs-Projekte erheblich häufiger und umfangreicher als Biodiversitäts-Projekte, vermutlich weil Leistungen wie nachhaltige Landwirtschaft, Wasserreinhaltung und Klimaschutz besser zu den jeweiligen Unternehmensstrategien passen als Arten- und Biotopschutz. Auch waren Landnutzer und Landeigentümer in erheblich größerem Maße in die Ökosystemleistungs-Projekte eingebunden.

3 Management von Ökosystemleistungen in Großschutzgebieten

Auch wenn sich der Ökosystemleistungs-Ansatz für Biosphärenreservate aufgrund ihrer integrierten ökologischen und sozialen Zielsetzung und ihrer Verbindungen zur nachhaltigen Landnutzung ganz besonders eignet, finden sich in der Fachliteratur wenige Erfahrungen zu einem zielgerichteten Management. Nach Simpson und Vira (2010) liegen potenzielle Handlungsstrategien für Akteure in den Bereichen Bereitstellung von Wissen, Reform von Institutionen und Governance, Innovationen in Gesellschaft und Handlungsweisen, Nutzung von Märkten und Anreizinstrumenten sowie Entwicklung von verbesserten Technologien. Daily, Polasky, Goldstein et al. (2009) spezifizieren Möglichkeiten für die Integration des Ökosystemleistungs-Ansatzes in die politische Entscheidungsfindung für jede Verbindung zwischen den Elementen ihres Konzeptrahmens (Ökosysteme – Leistungen – Werte – Institutionen – Entscheidungen).

In den Umweltwissenschaften hat sich in den letzten Jahren „solution scanning" als Instrument zur Identifizierung von Handlungsmöglichkeiten etabliert (Pullin/Sutherland/Gardner et al. 2013: 4). Eine solche sachkritische Durchsicht potenzieller Ansätze zur Erhaltung und Förderung regulierender Ökosystemleistungen zeigte insgesamt 296 Interventionsmöglichkeiten in verschiedenen Ökosystemtypen auf (Sutherland/Gardner/Bogich et al. 2014: o. S.). So wurden Ökosystemleistungen wie Luftqualität, Klimaregulierung, Wasserflüsse, Erosionsminderung, Gewässerreinhaltung, Regulierung von Krankheiten, Regulierung von Schädlingsbefall, Bestäubung durch Honigbienen sowie die Regulierung von Naturgefahren berücksichtigt. Dabei finden sich Interventionsstrategien beispielsweise in den folgenden Bereichen, die häufig auch positive Effekte auf die Biodiversität aufweisen:

- die Anlage und das Pflanzen von Gehölzgürteln, Heckenstreifen und Bäumen als Kleinstrukturen in der freien Landschaft,
- Maßnahmen zur Verringerung des Bodenverlusts; die Erhaltung und Wiederherstellung von Feuchtgebieten und Wiedervernässung von Mooren,
- die Verbesserung des Strukturreichtums von Fließgewässern oder
- die Förderung der Konnektivität zwischen natürlichen und halbnatürlichen Elementen in Agrarlandschaften („Green Infrastructure").

Eine Erfassung der Entwicklungstrends von Ökosystemleistungen kann am einfachsten über ein sozial-ökologisches Monitoring von Biosphärenreservaten erfolgen, zu dem bereits mehrere Ansätze vorliegen (Lotze-Campen/Reusswig/Stoll-Kleemann 2008). Ein Katalog von einfach zu erfassenden Indikatoren für ein breites Spektrum von Ökosystemleistungen wurde etwa für die Schweiz erarbeitet (Staub/Ott 2010, Grunewald/Herold/Marzelli et al. 2016).

4 Monitoring von Ökosystemleistungen in Großschutzgebieten

Evaluation beschreibt eine nach bestimmten Kriterien vorgenommene Bewertung von Sachverhalten und/oder Vorgängen (Kromrey 2001). Sie dient als Planungs- und Entscheidungshilfe, ist dabei ziel- und zweckorientiert und sollte nach dem aktuellen Stand wissenschaftlicher Techniken und Forschungsmethoden durchgeführt werden (Wottawa/Thierau 2003: 14). Wird eine Evaluation in gewissen Abständen wiederholt, dann wird von einem Monitoring gesprochen (Stockmann 2002; Jacoby 2011).

Die Bestandsaufnahme der Ökosystemleistungen eines Großschutzgebietes würde eine sachliche Bewertung der oft hitzig geführten Debatten um diese Gebiete erlauben. Eine

systematisch durchgeführte Evaluation von Ökosystemleistungen hätte zudem den Vorteil, dass sie aufgrund ihres ganzheitlichen Ansatzes alle aus Sicht des menschlichen Wohlbefindens relevanten Aspekte umfassen könnte: Neben ökologischen Indikatoren zur Erfassung beispielsweise der Versorgungs- oder Regulierungsleistungen sind dabei auch sozioökonomische Kennziffern zur Abschätzung der kulturellen Leistungen notwendig. Letztlich besteht für Großschutzgebiete eine gewisse Notwendigkeit für ein solches Monitoring, ähnlich wie etwa das Management eines Unternehmens den Eigentümern durch regelmäßige Geschäftsberichte Zeugnis über den Erfolg bzw. Misserfolg des Wirtschaftens abzulegen hat.

Verschiedene internationale Abkommen formulieren allgemeine Vorgaben zur Berichterstattung über den Entwicklungsstand und die Verwirklichung der Ziele von Schutzgebieten. Ein speziell auf einzelne Schutzgebietstypen und ihre Zielsetzungen ausgerichtetes Abkommen und eine daran gekoppelte Berichtspflicht existieren allerdings nicht. Vielmehr heben die im Folgenden genannten Abkommen bzw. Richtlinien auf alle Arten von Schutzgebieten ab.

Die völkerrechtlich verbindliche Biodiversitäts-Konvention (CBD) stellt das bedeutendste internationale Abkommen im Naturschutzbereich dar. Auf der 7. CBD-Vertragsstaatenkonferenz in Kuala Lumpur im Jahr 2004 verpflichteten sich die Mitgliedstaaten zum Aufbau eines nationalen Monitoringsystems, um den Umfang und Zustand der Schutzgüter zu dokumentieren und die Managementeffektivität des Schutzgebietssystems zu evaluieren (Kowatsch/Hampicke/Kruse-Graumann et al. 2011). Die Beschlüsse von Kuala Lumpur wurden auf der 8. CBD-Vertragsstaatenkonferenz 2006 in Curitiba vor allem in Detailfragen konkretisiert. Die 9. CBD-Konferenz 2008 in Bonn thematisierte insbesondere die Bewertung der von Schutzgebieten bereitgestellten Ökosystemleistungen. Durch die Darlegung von Kosten und Nutzen eines Schutzgebiets – vor allem für die lokale Bevölkerung – wurde erstmals der Fokus auf sozioökonomische Aspekte gerichtet (CBD 2008: 7).

Ebenfalls von globaler Bedeutung sind die Vorgaben für das Weltnetz der Biosphärenreservate. Dieser auf das im Jahr 1970 initiierte, zwischenstaatliche UNESCO-Programm „Der Mensch und die Biosphäre“ (MAB) zurückgehende Schutzgebietstypus muss für eine Anerkennung grundsätzlich gewisse Antragskriterien erfüllen. Diese werden durch die internationalen Leitlinien vorgegeben und umfassen sowohl strukturelle Kriterien wie beispielsweise Repräsentativität oder Flächengröße des betreffenden Gebietes als auch funktionale Kriterien zu Aspekten wie Biodiversität, nachhaltiges Wirtschaften oder Bildung für nachhaltige Entwicklung. Nach Anerkennung durch die UNESCO ist für ein Biosphärenreservat und dessen zuständige Einrichtungen durch das jeweilige nationale MAB-Komitee alle zehn Jahre eine Evaluation zur Bewertung von Qualität und Entwicklung des Gebietes vorgeschrieben. Dazu existiert ein definierter Kriterienkatalog, der sich ebenfalls wieder strukturellen und funktionalen Merkmalen widmet. Letztere nehmen dabei einen deutlichen höheren Stellenwert ein, wie ein Blick in die aktuelle deutsche Fassung des Kriterienkatalogs zeigt (vgl. Deutsches MAB-Nationalkomitee 2007): Unter anderem sind neben der Bedeutung für die Biodiversität auch die Ansätze einer nachhaltigen (Regional-)Entwicklung zu bewerten (UNESCO 1996: 22).

Die Ramsar-Konvention zum Schutz von international bedeutsamen Feuchtgebieten aus dem Jahr 1971 hat im Verlauf ihres Bestehens ein zunehmendes Gewicht auf das Monitoring gelegt. Im Gegensatz zur Biodiversitäts-Konvention steht dabei der Naturschutz allein im Vordergrund, in dem „die begleitende Überwachung von Status und Trends [in einem Schutzgebiet] einschließlich der Feststellung eines Rückgangs bestehender Bedrohungen und des Hinzukommens neuer Bedrohung“ (BMU 2010: 50) das wesentliche Merkmal darstellt. Auch bei den auf europäischer Ebene bedeutsamen Naturschutzbestimmungen – der EU-Vogelschutzrichtlinie sowie der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH) – ist ein Monitoring vorgeschrieben, welches sich allerdings ähnlich wie die Ramsar-Konvention auf rein naturschutzfachliche Ziele beschränkt. Insgesamt offenbaren sich vielerlei Diskrepanzen in Zielsetzung und Interessenzusammenhängen am Monitoring zwischen einzelnen Schutzgebietstypen, da beispielsweise ein Biosphärenreservat als integrativer Schutzgebietstyp eine umfassendere Zielsetzung verfolgt als die vornehmlich auf Artenschutz abzielenden Schutzgebiete gemäß der beiden EU-Richtlinien (Kowatsch/Hampicke/Kruse-Graumann et al. 2011: 40).

Aus den genannten Berichtspflichten lässt sich folgern, dass für den Naturschutz in Deutschland ein standardisiertes Monitoring erforderlich ist. Dieser Forderung wird durch § 6 des Bundesnaturschutzgesetzes Nachdruck verliehen, welcher die internationalen Verpflichtungen in nationales Recht überführt und damit die Möglichkeit zur rechtlichen Sanktionierung schafft. Bereits seit den 1990er-Jahren wurden zahlreiche Ansätze zur Durchführung von Erfolgskontrollen im Naturschutz entwickelt, bei denen Entwicklungstrends meist auf der Grundlage wiederholter Bestandsaufnahmen von Pflanzen- und Tierpopulationen untersucht werden (vgl. Splett 2000). Um allerdings ein einheitliches und valides Bild über den Zustand des nationalen Gebietsschutzes zeichnen zu können, bedarf es bundesweit vergleichbarer Informationen, die bislang kaum vorliegen.

Aufgrund der föderalen Struktur Deutschlands fällt der Naturschutz in den Kompetenzbereich der Bundesländer. Dadurch finden sich im Monitoring bis heute sehr unterschiedliche inhaltliche Schwerpunkte und Vorgehenswei-

Tab. 1 Statistische Rahmendaten deutscher Biosphärenreservate

Biosphärenreservat (Bundesland-Abkürzung)	UNESCO-Anerkennung	Flächengröße in ha (Anteil an der Gesamtfläche in %)				Bevölkerung auf Ebene der Landkreise (2014)
		Gesamt	Kernzone	Pflegezone	Entwicklungszone	
Berchtesgadener Land (BY)	1990/2010	84.000	13.896 (16,5)	9537 (11,4)	60.551 (72,1)	102.976
Bliesgau (SL)	2009	36.152	1103 (3,0)	7072 (19,6)	27.977 (77,4)	469.136
Flusslandschaft Elbe (BB, MV, NI, SH, ST)	1979/88/97 und 2002	282.247	3437 (1,2)	56.736 (20,1)	222.074 (78,7)	1.892.504
Hamburgisches Wattenmeer (HH)	1992	11.700	10.530 (90)	1170 (10,0)	–	45[a]
Karstlandschaft Südharz (ST)	–	30.034	918 (3,1)	9760 (32,5)	19.356 (64,4)	142.054
Niedersächsisches Wattenmeer (NI)	1992	240.000	130.000 (54,2)	108.000 (45,0)	2000 (0,8)	792.835
Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft (SN)	1996	30.102	1124 (3,7)	12.015 (39,9)	16.963 (56,4)	566.758
Pfälzerwald-Nordvogesen (RP)	1992/98	180.969	3866 (2,1)	49.261 (27,2)	127.842 (70,7)	751.382
Rhön (BY, HE, TH)	1991/2014	243.323	7438 (3,1)	53.897 (22,1)	181.988 (74,8)	770.188
Schaalsee (MV)	2000	31.000	1900 (6,1)	8960 (28,9)	20.140 (65,0)	368.055
Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer und Halligen (SH)	1990/2004	443.100	157.000 (35,4)	284.000 (64,0)	2100 (0,6)	294.888
Schorfheide-Chorin (BB)	1990	129.160	3901 (3,0)	24.440 (19,0)	100.819 (78,0)	689.130
Schwäbische Alb (BW)	2009	85.269	2645 (3,1)	35.410 (41,5)	47.214 (55,4)	983.939
Schwarzwald (BW)	–	63.236	1905 (3,0)	18.523 (29,3)	42.808 (67,7)	863.855
Spreewald (BB)	1991	47.509	1102 (2,3)	9206 (19,4)	37.201 (78,3)	392.878
Südost-Rügen (MV)	1991	22.800	330 (1,4)	3780 (16,6)	18.690 (82,0)	223.470
Vessertal-Thüringer Wald (TH)	1979/86/90	17.081	562 (3,3)	1949 (11,4)	14.570 (85,3)	209.780
Summe		*1.977.682*	*341.657 (17,3)*	*693.716 (35,1)*	*942.293 (47,6)*	*11.276.619*

Quelle: Eigene Darstellung auf Grundlage BSU (2013), BfN (2016b), Statistisches Bundesamt (2016)

[a]Das Biosphärenreservat Hamburgisches Wattenmeer ist de iure der Hansestadt Hamburg zugehörig, besteht aber als Exklave de facto nur aus der bewohnten Insel Neuwerk sowie den beiden Düneninseln Scharhörn und Nigehörn. Die Angabe zur Bevölkerung bezieht sich daher lediglich auf das Territorium der Exklave, da ansonsten ein verfälschender Eindruck hinsichtlich der Besiedelung entstünde

sen. Dies hängt auch mit dem unterschiedlichen Alter der Schutzgebiete und der sehr unterschiedlichen personellen Ausstattung auf der Verwaltungsebene zusammen (vgl. Europarc Deutschland 2013 für die deutschen Nationalparke). In vielen Fällen erfolgt ein ökologisches Monitoring der wichtigsten naturschutzfachlichen Sachverhalte. Dagegen werden sozioökonomische Fragestellungen nur randständig und selten in systematischer Form behandelt (vgl. Woltering 2012: 108 ff.). In jüngerer Vergangenheit werden für einzelne Großschutzgebietstypen erste Standards entwickelt und konkrete Evaluierungen auf nationaler Ebene unternommen, etwa im Hinblick auf die Managementqualität von Nationalparken (Europarc Deutschland 2008; Europarc Deutschland 2013). Dazu führte das Bundesamt für Naturschutz ein Forschungsvorhaben zur Festlegung eines Integrativen Monitoringprogrammes für Biosphärenreservate und Nationalparke durch (Kowatsch/Hampicke/Kruse-Graumann et al. 2011). Dieser Vorschlag wurde mittlerweile in einer Pilotstudie beispielhaft in vier Großschutzgebieten umgesetzt (Gehrlein/Süß/Baranek et al. 2014). Die operative Umsetzung einer dauerhaften Anwendung ist unlängst durch die Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Naturschutz, Landschaftspflege und Erholung (LANA) beschlossen worden, steht derzeit noch aus. Sowohl die Europarc- als auch die Initiative des Bundesamtes für Naturschutz beziehen sich nicht explizit auf das Thema der Ökosystemleistungen, auch wenn sich einzelne Aussagen über die herangezogenen Indikatoren indirekt treffen lassen.

5 Anwendung des Ökosystemleistungs-Ansatzes in deutschen Biosphärenreservaten

5.1 Datengrundlage

Als Grundlage für eine erste Bestandsaufnahme der Anwendung des Ökosystemleistungs-Ansatzes in deutschen Biosphärenreservaten wurden die Evaluationsberichte an das UNESCO MAB-Nationalkomitee Deutschland verwendet. Zu beachten ist hierbei, dass bislang keine formale Vorgabe zur Berücksichtigung von Ökosystemleistungen im Rahmen der periodischen Berichtspflicht besteht. Auch reicht der Zeitpunkt der jeweils aktuellen Evaluationsberichte für einzelne Biosphärenreservate in Zeiträume vor Verabschiedung des Madrid-Action-Plans zurück, sodass in diesen Fällen der Ökosystemleistungs-Ansatz grundsätzlich nur eingeschränkt thematisiert werden kann.

Nur die von der UNESCO international anerkannten 15 deutschen Biosphärenreservate wurden erfasst (Karstlandschaft Südharz und Schwarzwald, die derzeit noch keine internationale Anerkennung haben, bleiben daher unberücksichtigt, vgl. Tab. 1). Es wurden jeweils die aktuellen Evaluationsberichte exzerpiert. Für das Biosphärenreservat Schwäbische Alb wurde das Rahmenkonzept aus dem Jahr 2012 und für das Biosphärenreservat Bliesgau der Anerkennungsantrag aus dem Jahr 2008 verwendet, weil über diese Biosphärenreservate momentan noch keine Evaluationsberichte an das deutsche Nationalkomitee vorliegen.

Die Durchsicht der Unterlagen ergibt eine holzschnittartige, hauptsächlich quantitativ betriebene Differenzierung von vier verschiedenen Gruppen von Biosphärenreservaten, die sich in ihrem strategischen Management in unterschiedlicher Stärke mit dem Ökosystemleistungs-Ansatz auseinandersetzen. Diese Gruppen werden nachfolgend anhand einzelner Beispiele charakterisiert. Dabei wird analysiert, welche inhaltlichen Schwerpunkte vom jeweiligen Biosphärenreservat-Management gesetzt werden.

5.2 Biosphärenreservat-Gruppe „Keine Berücksichtigung von Ökosystemleistungen“

Analyse: In der ersten Gruppe finden sich momentan keinerlei Aussagen zum Thema Ökosystemleistungen. Das betrifft die Berichte von insgesamt sieben Biosphärenreservaten: Bliesgau (gegründet nach Landesrecht 2007, Anerkennungsantrag von 2008), Flusslandschaft Elbe (zuerst gegründet 1997, Bericht von 2007), Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft (gegründet nach Landesrecht 1997, Bericht von 2006), Pfälzerwald-Nordvogesen (zuerst gegründet 1992 und zugleich in Teilen Naturpark seit 1959, Bericht von 2013), Schorfheide-Chorin (gegründet 1990, Bericht von 2012), Schwäbische Alb (gegründet 2009, Bericht von 2012) und Südost-Rügen (gegründet nach Landesrecht 1990, Bericht von 2013).

Bewertung: In der Hälfte aller Biosphärenreservate spielt der Ökosystemleistungs-Ansatz derzeit scheinbar keine Rolle, und dies ist offenbar unabhängig vom Alter der vorliegenden Berichte und dem Zeitpunkt der Etablierung der Großschutzgebiete selbst. Auch lassen Faktoren wie unterschiedliche Größe der jeweiligen Gebiete, deren strukturelle Lage im Raum oder deren naturräumliche Ausstattung sowie deren finanzielle und personelle Ressourcen keinen direkten Einfluss erkennen (vgl. Tab. 1 und Abb. 2).

5.3 Biosphärenreservat-Gruppe „Schlagwortartige Nennung von Ökosystemleistungen“

Analyse: Eine zweite Gruppe von Biosphärenreservaten diskutiert das Thema Ökosystemleistungen nur oberflächlich. Dazu zählen die beiden Biosphärenreservate Berchtesgadener Land (gegründet 1990 und 2010 umbenannt sowie auf die Ebene des zugehörigen Landkreises erheblich erweitert, zugleich im Südteil Nationalpark seit 1978, Bericht von 2012) und Vessertal-Thüringer Wald (gegründet 1979, 1986 und 1990 jeweils etwas erweitert, Bericht von 2011). In den Papieren finden sich lediglich vage Statements zu Ökosystemleistungen. Im Bericht des Biosphärenreservats Berchtesgaden heißt es beispielsweise: „Den Zielen des Madrid-Action-Plan entsprechend sind die Themen „Klimawandel“, „Sicherung von Ökosystemleistungen“ sowie „Biodiversität“ in die Dauerprogramme integriert“ (StMUG 2012: 47), ohne dass eine solche Integration konkretisiert würde. Im Biosphärenreservat Vessertal-Thüringer Wald wird ein verbesserter Klimaschutz durch nachhaltige Landnutzungen kursorisch angesprochen (TMLFUN 2011: 24).

Bewertung: Obwohl die beiden Biosphärenreservat-Verwaltungen in dieser Gruppe über langjährige Management-Erfahrungen verfügen, wird das Thema Ökosystemleistungen in deren Berichten oberflächlich abgehandelt.

5.4 Biosphärenreservat-Gruppe „Fokussierte Beschäftigung mit Ökosystemleistungen“

Analyse: Eine dritte Gruppe beschäftigt sich mit Ökosystemleistungen zwar explizit, aber in relativ knapper Form. Dazu gehören die Biosphärenreservate Rhön (gegründet nach Landesrecht 1990/1991, 2014 im bayerischen Teilgebiet um das Doppelte erweitert und zugleich in Teilen zu zwei Naturparken rechnend, Bericht von 2013), Schaalsee (gegründet 2000, zuvor zehn Jahre als Naturpark existierend, Bericht von 2010) und Spreewald (gegründet nach Landesrecht 1990, Bericht von 2012), die allesamt in jüngerer Zeit Evaluationsberichte erarbeitet haben. Das Management des Biosphärenreservats Rhön beispielsweise formuliert zu Ökosystemleistungen: „Im

Abb. 2 Lage der deutschen Biosphärenreservate und naturräumliche Ausstattung

Biosphärenreservat sollen die wirtschaftliche Tragfähigkeit der landwirtschaftlichen Nutzung gesichert und Ökosystemleistungen verbessert werden. Durch intensive Beratung sollen mindestens 20 % Öko-Landbau [...] erreicht werden“[1] (StMUG/MUELV/TMLFUN 2013: 55). Das Biosphärenreservat Spreewald ist sowohl vom Umfang als auch von den Zielsetzungen das engagierteste Biosphärenreservat in dieser Gruppe. Drei Unterkapitel des Evaluationsberichtes greifen die Debatte um Ökosystemleistungen auf: Klimaschutz durch alternative Energienutzungskonzepte, Nutzung der Moore als Kohlenstoffsenke und nachhaltiges Wassermanagement im Auwald. Zusätzlich wird auch die Agrarwirtschaft thematisiert. Hierzu stellt der Bericht fest: „Der Ökologische Landbau ist mit 70 % der landwirtschaftlichen Fläche im Biosphärenreservat vertreten. [...] Dadurch wird [...] der Bodenschutz durch angepasste

[1] Der bundesweite Flächenanteil des Ökolandbaus lag 2014 bei 6,3 % (BMEL 2015), sodass 20 % für die relativ fern von den bevölkerungsstarken Absatzmärkten gelegene Rhön ein ambitioniertes Ziel darstellt.

Tab. 2 Wichtige Ökosystemleistungen der Lebensräume des Wattenmeers im Biosphärensreservat Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer

	Basis-/ Lebensraum-leistung	Regulierungs-leistung	Versorgungs-leistung	Kulturelle Leis-tung	Wichtigste Nutznießer	Aktueller Zustand
Watten (Wattrinnen und Priele) Eulitoral (139.500 ha) Sublitoral (291.270 ha)	Biologische Vielfalt Nahrungshabitat für Zugvögel Kinderstube der Nordseefische Muschelbänke	Dämpfung von Sturmfluten Erosionsvorsorge Wasserqualität	Nahrung	Schönheit und Ästhetik der Landschaft Bildung Inspiration	Fischer Tourismus Bewohner Küstenschutz Sport	Hervorragend gemäß FFH-Bewertung
Salzwiesen (10.460 ha)	Biologische Vielfalt Lebensraum für Pflanzen- und Tierarten	Dämpfung von Sturmfluten Erosionsvorsorge Wasserqualität Bestäubung Klimaschutz	Nahrung medizinische und biochemische Ressourcen	Schönheit und Ästhetik der Landschaft Bildung Inspiration	Tourismus Bewohner Küstenschutz	Hervorragend bis ungünstig je nach Ausprägung gemäß FFH-Bewertung
Dünen (50 ha) einschließlich Strände, Vordünen und Strände, Dünen, feuchte Dünentäler	Biologische Vielfalt	Dämpfung von Sturmfluten Erosionsvorsorge Wasserfilterung	Trinkwasser medizinische und biochemische Ressourcen	Schönheit und Ästhetik der Landschaft Bildung Inspiration	Tourismus Bewohner Wasserversorger Küstenschutz	Günstig gemäß FFH-Bewertung
Ästuare (15.000 ha)	Biologische Vielfalt	Regulierung von Wasserabflüssen und Sturmfluten	Nahrung	Schönheit und Ästhetik der Landschaft Kulturhistorische Leistung	Tourismus Bewohner Küstenschutz Transport Schifffahrt	Hervorragend gemäß FFH-Bewertung

Quelle: Eigene Darstellung in Anlehnung an MELUR (2014: 29)

landwirtschaftliche Nutzung unterstützt. [...] Globale Strategien finden hier ein lokales Handlungsfeld im Sinne der Umsetzung des Madrid-Action-Plan“[2] (MUGV 2012: 32). Das Biosphärenreservat Schaalsee sieht künftigen Handlungsbedarf hinsichtlich einer klimaangepassten regionalen Landwirtschaft unter besonderer Bezugnahme der Ökosystemleistungen der Böden.

Bewertung: Die Verwaltungen der drei Biosphärenreservate vertreten eine engagierte Gruppe von bereits älteren und somit erfahrenen Biosphärenreservaten. Dies und die Aktualität der vorliegenden Evaluationsberichte könnten für eine kritische, wenn auch verkürzte Auseinandersetzung mit dem Ökosystemleistungs-Ansatz verantwortlich sein. Ersichtlich ist weiter, dass bei allen unter diese Gruppe fallenden Biosphärenreservaten der Ökosystemleistungs-Fokus in erster Linie auf der Nachhaltigkeit der landwirtschaftlichen Bodennutzung, insbesondere auf dem Ökolandbau und dem damit einhergehenden Bodenschutz liegt. Angenommen werden kann, dass bei der dritten Gruppe auch die vergleichsweise gute Ressourcenausstattung der betreffenden Biosphärenreservate mit Personal und Budget (vgl. für eine Übersicht der Stellenkonfiguration deutscher Biosphärenreservats-Verwaltungen in DRL 2010: 54) dazu beigetragen haben, das neue Thema Ökosystemleistungen ins Blickfeld zu rücken.

5.5 Biosphärenreservat-Gruppe „Umfangreiche und differenzierte Auseinandersetzung mit Ökosystemleistungen“

Analyse: Die vierte Gruppe ist im Hinblick auf die Beschäftigung zu Ökosystemleistungen die homogenste. Sie besteht aus drei Biosphärenreservaten: Niedersächsisches (gegründet 1992), Hamburgisches (gegründet 1992) und Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer (gegründet 1990 und 2004 um die fünf Halligen erweitert), welche zum überwiegenden Teil marine Areale sind. Zugleich haben sie Nationalpark- (seit 1985, 1986 bzw. 1990) und UNESCO-Weltnaturerbe-Status (seit 2009/2011/2009). Diese Gruppe setzt sich ausschließlich aus den Anrainern der deutschen Nordseeküste zusammen, die sich naturräumlich und hinsichtlich der Landnutzung sehr ähnlich sind. Alle Evaluationsberichte stammen aus dem Jahre 2013. Sie widmen der Thematik Ökosystemleistungen jeweils ein eigenes Kapitel.

[2] Der immens hohe Flächenanteil des Ökolandbaus im Biosphärenreservat Spreewald erklärt sich durch eine – im Vergleich zum Biosphärenreservat Rhön – viel kleinere landwirtschaftliche Nutzfläche, eine ungleich höhere (Tages-)Tourismusdichte und die Lage vor den Toren Berlins.

Dabei wird der Ökosystemleistungs-Ansatz gemeinsam mit den Nachbarländern Niederlande und Dänemark in einem speziell dafür aufgelegten Monitoring-Programm („Trilateral Monitoring and Assessment Programm, TMAP“) erörtert. Inhaltlich werden ökologische Daten des Ökosystems Wattenmeer und seiner Habitate (Parameter wie Gewässergüte, Zahlen zum Vogelzug usw.) erfasst. Auch werden gemeinsam mit regionalen Akteuren unter anderem aus Wasserwirtschaft, Küstenschutz und Touristik Szenarien zum durch die Klimaerwärmung verursachten Landnutzungswandel erarbeitet. Wirtschaftliche Aspekte finden ebenfalls systematisch Berücksichtigung, insbesondere die touristische Inwertsetzung von Natur- und Kulturgütern und die Land- und Fischereiwirtschaft. Sozioökonomische Indikatoren werden im Rahmen des Projekts „SÖM Watt“ (Sozioökonomisches Monitoring der Nationalpark-Region) bislang nur für die schleswig-holsteinische Westküste erhoben. Die Biosphärenreservate haben tabellarische Übersichten (vgl. Tab. 2) entwickelt, in denen die Ökosystemleistungen nach Lebensraumtypen und Nutznießern nominal zugeordnet bzw. ordinal gewichtet werden. Eine Bezifferung des gesellschaftlichen Nutzens des Wattenmeeres über quantitative Ökosystemleistungs-Assessments geschieht aber nicht.

Bewertung: Der im deutschlandweiten Vergleich ambitionierte Umgang mit dem Ökosystemleistungs-Ansatz resultiert einerseits aus der Aktualität der Berichte und andererseits aus der historisch gewachsenen Internationalität im trilateralen Wattenmeerschutz, der eine lange Tradition und eine zusätzliche entsprechende Ressourcenausstattung bedingt. Auch die in diesem Fall ernst genommenen FFH-Berichtspflichten und der zusätzliche Status als Nationalpark, der eine relativ gute Ausstattung bedingt, spielen hier wahrscheinlich eine Rolle.

6 Diskussion

Die starke Betonung des Ökosystemleistungs-Ansatzes in den internationalen Schutzgebiets-Strategien steht in auffälligem Kontrast dazu, dass das Konzept – wie im vorangehenden Kapitel analysiert – im praktischen Biosphärenreservats-Management bislang allenfalls in Einzelfällen umgesetzt wurde. Die Situation erscheint ähnlich derjenigen der NATURA 2000-Schutzgebiete, die ebenfalls hohe Relevanz für die Sicherung von Ökosystemleistungen haben (Maes/Paracchini/Zulian et al. 2012), bei deren Management der Ökosystemleistungs-Ansatz aber noch kaum eine Rolle spielt. Welche Gesichtspunkte erscheinen maßgeblich, um den seit dem Madrid-Action-Plan zentralen Ökosystemleistungs-Ansatz in das Management der Biosphärenreservate zu integrieren? Wichtige potenzielle Einflussfaktoren sind – nicht unerwartet – wohl am ehesten die Ressourcenausstattung der Biosphärenreservate und das Alter der Evaluationsberichte. Ein möglicher Zusammenhang mit Größe, Zonierung und raumstruktureller Lage der Biosphärenreservate ist nicht offensichtlich. Die Biosphärenreservate an der Nordseeküste, die gleichzeitig Nationalparkstatus haben, sind aufgrund ihrer guten Ressourcenausstattung besser in der Lage, den ambitionierten Ökosystemleistungs-Ansatz aufzugreifen, da die Verwaltung des Biosphärenreservates in das dortige Nationalparkmanagement integriert und international ausgerichtet ist. Obwohl die Leitungen der Biosphärenreservate den Ökosystemleistungs-Ansatz generell als wichtig erachten, finden sich bislang nur punktuelle Maßnahmen hierzu, beispielsweise über Forschungsprojekte zu Ökosystemleistungen (Beumer 2011: 49). Die Aktivität der Biosphärenreservate bezieht sich meist auf eine Verbesserung von Ökosystemleistungen durch Förderung nachhaltiger Landnutzungsformen (z. B. Förderung des Ökolandbaus), während kulturelle, regulierende und Basis-Leistungen nur indirekt Berücksichtigung finden. Klimaschutz und Wasserversorgung werden vereinzelt explizit erwähnt. Die Biosphärenreservate an der Nordseeküste beziehen sich in ihrem Management auf ein breiteres Spektrum an Ökosystemleistungen. In der Kommunikation scheint es vielen Verwaltungen von Biosphärenreservaten schwerzufallen, den Ökosystemleistungs-Ansatz nach außen zu vermitteln (Beumer 2011: 49). So spielt der Begriff Ökosystemleistungen beispielsweise in den sehr innovativen Projekten des Biosphärenreservats Rhön zum Schutz von Quellen keine Rolle, obwohl alle vier Typen von Ökosystemleistungen berührt werden (Biosphärenreservat Rhön 2015). Allerdings bemüht sich das Management in vielen Biosphärenreservaten, den Grundgedanken – die Inwertsetzung der Leistungen der Natur – den Menschen näher zu bringen, ohne den oft als sperrig empfundenen Begriff Ökosystemleistungen zu verwenden. So beziehen sich viele Biosphärenreservate auf die Erhaltung von „Landschaftsfunktionen“ bzw. „Schutz- oder Naturgütern“, die zahlreiche Gemeinsamkeiten mit dem Ökosystemleistungs-Ansatz aufweisen (von Haaren/Albert 2011: 152).

Möglicherweise steht auch die administrative Verortung von Biosphärenreservaten in Verbindung mit den Schwierigkeiten der Umsetzung des Ökosystemleistungs-Ansatzes (Beumer 2011). Die deutschen Großschutzgebiete sind generell gemäß Bundesnaturschutzgesetz den Ländern und dort speziell den Umweltministerien unterstellt. Dies wurde vom Deutschen Rat für Landespflege bereits 2010 kritisiert, der aufgrund dieser Einengung auf reine Naturschutzaspekte das Fehlen einer konkreten „Zweckbestimmung der Biosphärenreservate als Modellregionen für nachhaltige Entwicklung aus übergeordneter Sicht“ (DRL 2010: 14) bemängelt. Der Doppelauftrag „Schutz“ und „Nutzen“ der Biosphärenreservate, wie er im Bundesnaturschutzgesetz

definiert würde, setze Planungskompetenzen der Verwaltungen voraus; diesen würde es jedoch oft an entsprechenden Befugnissen fehlen. So kommt es in den betreffenden Bereichen (z. B. der nachhaltigen Tourismus-, Verkehrs- oder Siedlungsentwicklung) in der Regel zu Kompetenzüberschneidungen mit Gemeinden, Landkreisen oder den Bundesländern oder die Planungskompetenzen für die Großschutzgebiets-Verwaltungen liegen erst gar nicht vor. Das Grundproblem der Sicherung eines Spektrums von Ökosystemleistungen durch Biosphärenreservate in Deutschland liegt also womöglich darin, dass der Querschnittscharakter des Managements von Biosphärenreservaten durch die Verankerung in der Umweltverwaltung stark eingeschränkt wird. Es stellt sich bei dieser Diskussion letztlich die Frage, welche Art Biosphärenreservat gewollt ist und wie viele davon bei den knappen öffentlichen Ressourcen überhaupt sinnvoll umsetzbar erscheinen (vgl. Job 2010). Denn bei knappen Mitteln wird sich ein zuständiges Naturschutzministerium immer die Frage stellen: Wieso Geld für die Förderung regionalpolitischer Maßnahmen in die Hand nehmen, wenn das grundsätzlich Aufgabe des Wirtschaftsressorts ist?

7 Fazit

Der Ökosystemleistungs-Ansatz hat sich in den vergangenen Jahren zu einem zentralen Paradigma der globalen Umwelt- und Naturschutzpolitik entwickelt. Dies zeigt sich unter anderem an der hierzulande unter dem Stichwort „Naturkapital Deutschland – TEEB DE“ derzeit vorgenommenen umfangreichen ersten Bestandsaufnahme von Ökosystemleistungen (vgl. TEEB DE 2016). Auch hat es Eingang in die politische Diskussion zur Weiterentwicklung des globalen Schutzgebietsnetzes gefunden.

Für Biosphärenreservate eignet sich der Ökosystemleistungs-Ansatz in besonderer Weise, da die Idee einer Inwertsetzung der gesellschaftlichen Leistungen von Natur und Landschaft sehr gut mit der UNESCO-Philosophie einer ökologisch, ökonomisch und sozial nachhaltigen Entwicklung von Biosphärenreservaten harmoniert. Für die kulturellen Ökosystemleistungen in deutschen Biosphärenreservaten liegen im Hinblick auf den Naturtourismus erste regionalökonomische Abschätzungen vor, die von einem erwirtschafteten Bruttoumsatz in Höhe von rund 2,9 Mrd. Euro ausgehen (Job/Kraus/Merlin et al. 2013: 95). Es ist bei einer solchen Bewertung von Ökosystemleistungen in Biosphärenreservaten zudem auch die Frage nach den Opportunitätskosten zu stellen, da neben dem Tourismus als profitierendem Wirtschaftsbereich gleichzeitig die Forst- und Holzwirtschaft aufgrund des unterlassenen Holzeinschlags in den Kernzonen häufig Umsatzrückgänge hinzunehmen hat (Job/Woltering/Kraus 2012: 87 ff.). Allerdings ist den kulturellen Ökosystemleistungen insgesamt sicherlich ein deutlich höherer Stellenwert beizumessen, da im vorliegenden Fall lediglich reale Geldströme bemessen wurden und dabei die Ebene der immateriellen Werte (z. B. Gesundheitsvorsorge) zunächst völlig unberücksichtigt blieb. Das gilt grundsätzlich für alle Ökosystemleistungen.

Wie die Ergebnisse der Analyse der offiziellen Evaluationsberichte für die deutschen Biosphärenreservate allerdings offenbaren, wurde der Ökosystemleistungs-Ansatz bislang kaum in das Management und Monitoring von deutschen Biosphärenreservaten aufgenommen bzw. umgesetzt. Eine Ausnahme stellen hierbei die Biosphärenreservate an der Nordseeküste dar. Die Ergebnisse deuten jedenfalls darauf hin, dass die Ursachen für die eher langsame Aufnahme des Ansatzes vielmehr in fehlenden Ressourcen sowie in den begrenzten rechtlichen Zuständigkeiten der Biosphärenreservate liegt. Der jüngst verabschiedete „Lima Action Plan“ der UNESCO wird die Bedeutung des Ökosystemleistungs-Ansatzes für Biosphärenreservate weiter stärken und fordert von ihnen erstmals konkrete Maßnahmen wie den Aufbau von Zahlungsmechanismen für Ökosystemleistungen ein (UNESCO 2016). Dadurch wird das Thema Ökosystemleistungen zukünftig deutlich stärker in den Fokus gerückt, was sich mittelfristig auch in den turnusmäßigen Evaluationsberichten widerspiegeln wird. Die Verwaltungen der Biosphärenreservate sollten bei der Umsetzung jedoch beachten, dass der Ökosystemleistungs-Ansatz nicht unumstritten ist (vgl. Schröter/van der Zanden/van Oudenhoven et al. 2014) und die beschlossenen Maßnahmen daher kritisch-konstruktiv verwirklichen.

Danksagung Die Autoren danken Herrn Jürgen Nauber, Geschäftsführer des Deutschen UNESCO MAB-Nationalkomitees, Bundesamt für Naturschutz, und Frau Lisa Majewski, Julius-Maximilians-Universität Würzburg, für die Hilfe bei der Datenrecherche.

Literatur

Adams, W. M. (2004): Against Extinction: The Story of Conservation. London.

Armsworth, P.R.; Chan, K.M.A.; Daily, G.C.; Ehrlich, P.R.; Kremen, C.; Ricketts, T.H.; Sanjayan, M.A. (2007): Ecosystem-service science and the way forward for conservation. In: Conservation Biology 21, 6, 1383–1384.

Becken, S.; Job, H. (2014): Protected areas in an era of global-local change. In: Journal of Sustainable Tourism 22, 4, 507–527.

Beumer, L. (2011): Zur Anwendung und Förderung des Ökosystemleistungs-Konzepts im UNESCO-Programm „Der Mensch und die Biosphäre“. Bachelorarbeit an der Humboldt-Universität zu Berlin.

BfN – Bundesamt für Naturschutz (2016a): Gebietsschutz/Großschutzgebiete. http://www.bfn.de/0308_gebietsschutz.html (25.07.2016).

BfN – Bundesamt für Naturschutz (2016b): Biosphärenreservate in Deutschland. http://www.bfn.de/fileadmin/BfN/gebietsschutz/Dokumente/BR_Tab_02_2016_barrierefrei.pdf (25.07.2016).

Biosphärenreservat Rhön (2015): Quellen der Rhön. Ein bedrohter und schützenswerter Lebensraum. Gersfeld.

BMEL – Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (2015): Ökologischer Landbau nach Verordnung (EG) Nr. 834/2007 in Verbindung mit Verordnung (EG) Nr. 889/2008 in Deutschland im Jahr 2014. https://www.bmel.de/DE/Landwirtschaft/Nachhaltige-Landnutzung/Oekolandbau/_Texte/Tabelle1OekolandbauInD.html (07.10.2016).

BMU – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2010): Handbuch der Ramsar-Konvention: Ein Leitfaden zum Übereinkommen über Feuchtgebiete von internationaler Bedeutung. Bonn.

Bridgewater, P. B. (2002): Biosphere reserves: special places for people and nature. In: Environmental Science & Policy 5, 1, 9–12.

BSU – Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt der Freien und Hansestadt Hamburg (2013): Bericht zur Überprüfung des UNESCO-Biosphärenreservats Hamburgisches Wattenmeer. Hamburg (unveröffentlicht).

Butchart, S. H. M.; Walpole, M.; Collen, B.; van Strien, A.; Scharlemann, J. P. W.; Almond, R. E. A.; Baillie, J. E. M.; Bomhard, B.; Brown, C.; Bruno, J.; Carpenter, K. E.; Carr, G. M.; Chanson, J.; Chenery, A. M.; Csirke, J.; Davidson, N. C.; Dentener, F.; Foster, M.; Galli, A.; Galloway, J. N.; Genovesi, P.; Gregory, R. D.; Hockings, M.; Kapos, V.; Lamarque, J.-F.; Leverington, F.; Loh, J.; McGeoch, M. A.; McRae, L.; Minasyan, A.; Morcillo, M. H.; Oldfield, T. E. E.; Pauly, D.; Quader, S.; Revenga, C.; Sauer, J.R.; Skolnik, B.; Spear, D.; Stanwell-Smith, D.; Stuart, S. N.; Symes, A.; Tierney, M.; Tyrrell, T. D.; Vié, J.-C.; Watson, R. (2010): Global biodiversity: indicators of recent declines. In: Science 328, 5982, 1164–1168.

CBD – Convention on Biological Diversity (2008): Decision Adopted by the Conference of the Parties to the Convention on Biological Diversity at its Ninth Meeting. IX/18. Protected Areas. http://www.cbd.int/doc/decisions/cop-09/cop-09-dec-18-en.pdf (25.07.2016).

CBD – Convention on Biological Diversity (2010): UN-Übereinkommen über die biologische Vielfalt. Aichi Biodiversity Targets. http://www.cbd.int/sp/targets (25.07.2016).

Daily, G. C.; Polasky, S.; Goldstein, J.; Kareiva, P. M.; Mooney, H. A.; Pejchar, L.; Rickets, T. H.; Salzman, J.; Shallenberger, R. (2009): Ecosystem services in decision making: time to deliver. In: Frontiers in Ecology and the Environment 7, 1, 21–28.

Deguignet, M.; Juffe-Bignoli, D.; Harrison, J.; MacSharry, B.; Burgess, N.; Kingston, N. (2014): United Nations List of Protected Areas. Cambridge.

Deutsches MAB-Nationalkomitee (2007): Kriterien für die Anerkennung und Überprüfung von Biosphärenreservaten der UNESCO in Deutschland. Bonn-Bad Godesberg.

DRL – Deutscher Rat für Landespflege (2010): Biosphärenreservate sind mehr als Schutzgebiete – Wege in eine nachhaltige Zukunft. Meckenheim. = Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landespflege, 83.

Dudley, N. (2008): Guidelines for Applying Protected Area Management Categories. Gland.

Europarc Deutschland (2008): Qualitätskriterien und -standards für deutsche Nationalparke. Berlin.

Europarc Deutschland (2013): Managementqualität deutscher Nationalparks. Berlin.

Gehrlein, U.; Süß, P.; Baranek, E.; Schubert, S. (2014): Anwendbarkeit des integrativen Monitoringprogramms für Großschutzgebiete. Bonn-Bad Godesberg. = BfN-Skripten 374.

Goldman, R. L.; Tallis, H.; Kareiva, P.; Daily, G.C. (2008): Field evidence that ecosystem service projects support biodiversity and diversify options. In: Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 105, 27, 9445–9448.

Grunewald, K.; Herold, H.; Marzelli, S.; Walz, U. (2016): Konzept nationale Ökosystemleistungs-Indikatoren Deutschland – Weiterentwicklung, Klassentypen und Indikatorenkennblatt. In: Naturschutz und Landschaftsplanung 48, 5, 141–152.

Hammer, T.; Mose, I.; Siegrist, D.; Weixlbaumer, N. (Hrsg.) (2016): Parks of the Future. Protected Areas in Europe Challenging Regional and Global Change. München.

Haslett, J. R.; Berry, P. M.; Bela, G.; Jongman, R. H. G.; Pataki, G.; Samways, M.J.; Zobel, M. (2010): Changing conservation strategies in Europe: a framework integrating ecosystem services and dynamics. In: Biodiversity and Conservation 19, 10, 2963–2977.

Jacoby, C. (2011): Monitoring, Evaluation und Controlling. In: ARL – Akademie für Raumforschung und Landesplanung (Hrsg.): Grundriss der Raumordnung und Raumentwicklung. Hannover, 547–559.

Job, H. (Hrsg.) (2008): Die Destination Nationalpark Bayerischer Wald als regionaler Wirtschaftsfaktor. Grafenau.

Job, H. (2010): Welche Nationalparke braucht Deutschland? In: Raumforschung und Raumordnung 68, 2, 75–89.

Job, H.; Becken, S.; Sacher, P. (2013): Wie viel Natur darf sein? Schutzgebietskonzepte im Wandel der Zeit. In: Standort – Zeitschrift für Angewandte Geographie 37, 4, 204–210.

Job, H.; Kraus, F.; Merlin, C.; Woltering, M. (2013): Wirtschaftliche Effekte des Tourismus in Biosphärenreservaten Deutschlands. Bonn-Bad Godesberg. = Naturschutz und Biologische Vielfalt 134.

Job, H.; Mayer, M. (2012): Forstwirtschaft versus Waldnaturschutz: Regionalwirtschaftliche Opportunitätskosten des Nationalparks Bayerischer Wald. In: Allgemeine Forst- und Jagdzeitschrift 183, 7/8, 129–144.

Job, H.; Merlin, C.; Metzler, D.; Schamel, J.; Woltering, M. (2016): Regionalwirtschaftliche Effekte durch Naturtourismus in deutschen Nationalparken als Beitrag zum Integrativen Monitoring-Programm für Großschutzgebiete. Bonn-Bad Godesberg. = BfN-Skripten 431.

Job, H.; Metzler, D. (2005): Regionalökonomische Effekte von Großschutzgebieten. In: Natur und Landschaft 80, 11, 465–471.

Job, H.; Woltering, M.; Kraus, F. (2012): Aktuelle und potenzielle regionalökonomische Effekte des Biosphärenreservats Vessertal-Thüringer Wald. Würzburg (unveröffentlichter Abschlussbericht).

Job, H.; Woltering, M.; Warner, B.; Heiland, S.; Jedicke, E.; Meyer, P.; Nienaber, B.; Plieninger, T.; Pütz, M.; Rannow, S.; von Ruschkowski, E. (2016): Biodiversität und nachhaltige Landnutzung in Großschutzgebieten. In: Raumfoschung und Raumordnung 74, 6.

Joppa, L. N.; Pfaff, A. (2009): High and far: Biases in the location of protected areas. In: PLoS ONE 4, 12, e8273.

Kareiva, P.; Marvier, M. (2012): What is conservation science? In: BioScience 62, 11, 962–969.

Kowatsch, A.; Hampicke, U.; Kruse-Graumann, L.; Plachter, H. (2011): Indikatoren für ein integratives Monitoring in deutschen Großschutzgebieten. Bonn-Bad Godesberg. = BfN-Skripten 302.

Kromrey, H. (2001): Evaluation – ein vielschichtiges Konzept. Begriff und Methodik von Evaluierung und Evaluationsforschung. Empfehlungen für die Praxis. In: Sozialwissenschaften und Berufspraxis 24, 2, 105–131.

Lambin, E. F.; Meyfroidt, P. (2011): Global land use change, economic globalization, and the looming land scarcity. In: Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 108, 9, 3465–3472.

Lotze-Campen, H.; Reusswig, F.; Stoll-Kleemann, S. (2008): Socio-Ecological Monitoring of Biodiversity Change: Building upon the World Network of Biosphere Reserves. In: GAIA – Ecological Perspectives for Science and Society 17, Supplement 1, 107–115.

Lovejoy, T. E. (2006): Protected areas: a prism for a changing world. In: Trends in Ecology & Evolution 21, 6, 329–333.

Maes, J.; Paracchini, M. L.; Zulian, G.; Dunbar, M. B.; Alkemade, R. (2012): Synergies and trade-offs between ecosystem service supply, biodiversity, and habitat conservation status in Europe. In: Biological Conservation 155, 1–12.

Mayer, M. (2013): Kosten und Nutzen des Nationalparks Bayerischer Wald. Eine ökonomische Bewertung unter besonderer Berücksichtigung von Tourismus und Forstwirtschaft. München.

Mayer, M.; Job, H. (2014): The economics of protected areas. A European perspective. In: Zeitschrift für Wirtschaftsgeographie 58, 2–3, 73–97.

MELUR – Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein (2014): Bericht zur Überprüfung des UNESCO-Biosphärenreservats Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer und Halligen. Kiel (unveröffentlicht).

MUGV – Ministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg (2012): Bericht zur Überprüfung des UNESCO-Biosphärenreservats Spreewald 2012. http://www.mlul.brandenburg.de/media_fast/4055/br_evaluierung.pdf (28.07.2016).

Müller, M.; Job, H. (2009): Managing natural disturbance in protected areas: Tourists' attitude towards the bark beetle in a German national park. In: Biological Conservation 142, 2, 375–383.

Palomo, I.; Montes, C.; Martín-López, B.; González, J. A.; García-Llorente, M.; Alcorlo, P.; Mora, M. R. G. (2014): Incorporating the social-ecological approach in protected areas in the Anthropocene. In: BioScience 64, 3, 181–191.

Plieninger, T.; Trommler, K.; Bieling, C.; Gerdes, H.; Ohnesorge, B.; Schaich, H.; Schleyer, C.; Wolff, F. (2014): Ökosystemleistungen und Naturschutz. In: Konold, W.; Böcker, R.; Hampicke, U. (Hrsg.): Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege. Landsberg, 1–14.

Pullin, A. S.; Sutherland, W.; Gardner, T.; Kapos, V.; Fa, J. E. (2013): Conservation priorities: identifying need, taking action and evaluating success. In: Macdonald, D.W.; Willis, K.J. (Hrsg.): Key Topics in Conservation Biology 2. New York, 3–22.

Schröter, M.; van der Zanden, E. H.; van Oudenhoven, A. P. E.; Remme, R. P.; Serna-Chavez, H. M.; de Groot, R. S.; Opdam, P. (2014): Ecosystem services as a contested concept: A Synthesis of critique and counter-arguments. In: Conservation Letters 7, 6, 514–523.

Simpson, R. D.; Vira, B. (2010): Assessing intervention strategies. In: Ash, N.; Blanco, H.; Brown, C.; Garcia, K.; Henrichs, T.; Lucas, N.; Raudsepp-Hearne, C.; Simpson, R. D.; Scholes, R.; Tomich, T.; Vira, B.; Zurek, M. (Hrsg.): Ecosystems and Human Well-Being. A Manual for Assessment Practitioners. Washington D.C., 221–253.

Splett, G. (2000): Erfolgskontrollen bei integrativen Naturschutzprojekten. In: Natur und Landschaft 75, 1, 10–16.

Statistisches Bundesamt (2016): Genesis-Online Datenbank: Tabellennummer 12411-0014 – Fortschreibung des Bevölkerungsstandes. https://www-genesis.destatis.de (31.05.2016).

Staub, C.; Ott, W. (2010): Finale Ökosystemleistungen als Wohlfahrtsindikatoren. In: Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen 161, 9, 341–345.

StMUG – Bayerisches Staatsministerium für Umwelt und Gesundheit (2012): Bericht zur Überprüfung der Biosphärenregion Berchtesgaden 2012. München (unveröffentlicht).

StMUG – Bayerisches Staatsministerium für Umwelt und Gesundheit; MUELV – Hessisches Ministerium für Umwelt, Energie, Landwirtschaft und Verbraucherschutz; TMLFUN – Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Forsten, Umwelt und Naturschutz (2013): Bericht zur Überprüfung des UNESCO-Biosphärenreservats Rhön 2013. http://biosphaerenreservat-rhoen.de/evaluierung (28.07.2016).

Stockmann, R. (2002): Qualitätsmanagement und Evaluation – Konkurrierende oder sich ergänzende Konzepte? In: Zeitschrift für Evaluation 1, 2, 209–243.

Stoll-Kleemann, S. (2001): Reconciling opposition to protected areas management in Europe: The German experience. In: Environment: Science and Policy for Sustainable Development 43, 5, 32–44.

Stoll-Kleemann, S.; Job, H. (2008): The Relevance of Effective Protected Areas for Biodiversity Conservation: An Introduction. In: GAIA – Ecological Perspectives for Science and Society 17, Supplement 1, 86–89.

Sutherland, W. J.; Gardner, T.; Bogich, T. L.; Bradbury, R. B.; Clothier, B.; Jonsson, M.; Kapos, V.; Lane, S. N.; Möller, I.; Schroeder, M.; Spalding, M.; Spencer, T.; White, P. C. L.; Dicks, L. V. (2014): Solution scanning as a key policy tool: identifying management interventions to help maintain and enhance regulating ecosystem services. In: Ecology and Society 19, 2, Artikel 3.

TEEB – The Economics of Ecosystems and Biodiversity (2011): The Economics of Ecosystems and Biodiversity in National and International Policy Making. London, Washington, D.C.

TEEB – The Economics of Ecosystems and Biodiversity (2012): The Economics of Ecosystems and Biodiversity in Local and Regional Policy and Management. London, New York.

TEEB DE (Naturkapital Deutschland) (2016): Ökosystemleistungen in ländlichen Räumen – Grundlage für menschliches Wohlergehen und nachhaltige wirtschaftliche Entwicklung. Hrsg. von C. von Haaren und C. Albert. Hannover, Leipzig.

TMLFUN – Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Forsten, Umwelt und Naturschutz (2011): Bericht zur Überprüfung des UNESCO-Biosphärenreservats. Erfurt (unveröffentlicht).

UNESCO (1996): Biosphärenreservate: Die Sevilla-Strategie und die internationalen Leitlinien für das Weltnetz. Bonn.

UNESCO (2016): Lima Action Plan for UNESCO's Man and the Biosphere (MAB) Programme and its World Network of Biosphere Reserves (2016–2025). http://www.unesco.org/new/fileadmin/MULTIMEDIA/HQ/SC/pdf/Lima_Action_Plan_en_final.pdf (25.07.2016).

UNESCO-MAB (2008): Madrid Action Plan for Biosphere Reserves (2008–2013). http://unesdoc.unesco.org/images/0016/001633/163301e.pdf (25.07.2016).

von Haaren, C.; Albert, C. (2011): Integrating ecosystem services and environmental planning: limitations and synergies. In: International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management 7, 3, 150–167.

von Ruschkowski, E.; Nienaber, B. (2016): Akzeptanz als Rahmenbedingung für das erfolgreiche Management von Landnutzungen und biologischer Vielfalt in Großschutzgebieten. In: Raumforschung und Raumordnung 74, 6.

Woltering, M. (2012): Tourismus und Regionalentwicklung in deutschen Nationalparken: Regionalwirtschaftliche Wirkungsanalyse des Tourismus als Schwerpunkt eines sozioökonomischen Monitoringsystems. Würzburg. = Würzburger Geographische Arbeiten 108.

Wottawa, H.; Thierau, H. (2003): Lehrbuch Evaluation. Bern.